

# 盐沼、滩涂恢复、营造和管理指南

指南基于实证编写



编写人员： 瓦妮萨·卡茨 保罗·厄尔福特迈耶 洛伦佐·伽费  
瓦德·海格迈耶 瑞贝卡·史密斯 纳吉·泰勒 威廉·萨塞兰

国家林业和草原局林草调查规划院组织翻译

## 编写人员单位

瓦妮萨·卡茨<sup>1</sup> 保罗·厄尔福特迈耶<sup>2</sup> 洛伦佐·伽费<sup>3</sup> 瓦德·海格迈耶<sup>3</sup>  
瑞贝卡·史密斯<sup>1</sup> 纳吉·泰勒<sup>1</sup> 威廉·萨塞兰<sup>1</sup>

1 英国剑桥大学动物学院保护科学组

2 西澳大利亚大学生物科学学院与海洋研究所

3 荷兰湿地国际

中文版由国家林业和草原局林草调查规划院组织翻译

**引用：**卡茨、厄尔福特迈耶、伽费、海格迈耶、史密斯、泰勒和萨塞兰等、保护实证、湿地国际和世界滨海论坛报告（2024）。**基于实证编写指南(中文版)：**为保护鸬鹚类鸟，恢复、营造、管理盐沼和滩涂栖息地。

### 图片：

封面：荷兰斯皮尔曼斯加特·萨夫廷格

摄影：Edwin Pree

第一章：荷兰马可·瓦登海自然保护区

摄影：Paul Erftemeijer

第二章：

摄影：Edwin Pree

第三章：孟加拉玛加纳河口

摄影：Sayam Chowdhury

第四章：孟加拉考克斯巴扎松迪亚岛鸬鹚类鸟

摄影：Sayam Chowdhury

封底：孟加拉

摄影：Sayam Chowdhury

# 目录

<b>第一章介绍</b> .....	<b>6</b>
指南范围 .....	7
指南使用者 .....	8
指南结构 .....	8
盐沼和潮间带滩涂介绍 .....	8
盐沼和潮间带滩涂面临的威胁及原因 .....	11
盐沼和潮间带滩涂恢复的重要性 .....	11
鸕鹚类鸟觅食、休息和筑巢地 .....	14
其他资料来源 .....	18
<b>第二章计划</b> .....	<b>26</b>
基于实证保护管理决策指南 .....	27
构建基于实证的指南 .....	28
滨海恢复计划和目标设定指南 .....	34
<b>第三章恢复方法</b> .....	<b>45</b>
促进潮水交换，恢复、营造盐沼和潮间带滩涂指南 .....	46
利用沉积物恢复或营造盐沼和潮间带滩涂指南 .....	55
盐沼和潮间带滩涂重塑指南 .....	67
盐沼植被恢复和营造指南 .....	72
潮间带滩涂植被管理指南 .....	79
采用化学方法控制互花米草指南 .....	85
采用物理方法控制互花米草指南 .....	93
采用综合方法控制互花米草指南 .....	100
<b>第四章鸕鹚类鸟管理措施</b> .....	<b>106</b>
鸕鹚类鸟人工池塘管理指南 .....	107
鸕鹚类鸟人工岛营造指南 .....	115
鸕鹚类鸟栖息地植被管理与清理指南 .....	123
减少对鸕鹚类鸟干扰指南 .....	128

## 顾问组

本指南已通过顾问组专家审议，顾问组的每位专家具有盐沼和滩涂恢复某些或所有方面的专业知识。顾问组成员对指南结构和内容提出了反馈意见，并根据专家自己的经验提供了补充材料和建议。指南中的错误或遗漏由作者负责。

我们向这些在指南编写过程中提出修改意见的专家致以感谢。

**Malcom Ausden** 英国皇家鸟类保护协会

**Hyun-Ah Choi** 韩国汉斯赛德基金会

**Chi-Yeung Choi** 中国昆山杜克大学

**Mark Dixon** 英国皇家鸟类保护协会

**Micha V. Jackson** 澳大利亚联邦科学与技术工作组织

贾亦飞 北京林业大学

贺强 复旦大学

陆文海 国家海洋信息中心

**David Melville** 新西兰全球迁飞网络

**Spike Millington** 美国国际鹤类基金会（美国）

**Taej Mundkur** 荷兰湿地国际、世界滨海论坛推动组

**Han Winterwerp** 荷兰代尔夫特技术大学

**Thomas Worthington** 英国剑桥大学

**Fokko van der Goot** 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会

杨洪燕 北京林业大学



# 致谢

我们向所有为本指南编写做出贡献的人表示衷心的感谢。无论是通过深入讨论、提出建设性意见反馈，还是给予实际的帮助，在指南编写整个过程中，他们的宝贵意见都发挥了重要作用。特别感谢：

国家林业和草原局林草调查规划院袁军处长、陈康娟、郝志明

北京林业大学张明祥教授

世界自然基金会（香港）分会文贤继主任

辽宁盘锦林业和湿地保护管理局侯军局长

江苏如东自然资源和规划局沈寿涛局长

湿地国际皮特 冯 埃克

非常感谢 2023 年在中国参加我们指南研讨会和盐城世界滨海论坛的嘉宾和参会人员给我们提出的反馈意见和他们真知灼见。

我们向保护实证核心团队人员在指南的设计、结构给予的支持和为指南提供保护实证数据库的贡献者表示感谢（请见 <https://www.conservationevidence.com/content/page/82>）；保护实证得到了 A.G 莱文迪斯基基金会、卡地亚自然基金、佛马斯、莫兰勋爵和夫人和自然环境研究理事会的核心资金支持，之前收到很多其他支持（见 <https://www.conservationevidence.com/content/page/24#support-received>）

最后，我们向阿卡迪亚-丽丝佰 罗斯和彼德 鲍德温慈善基金会给予的资金支持表示诚挚地感谢，若没有他们的支持，我们的工作不可能完成。

# 第一章介绍

指南范围

指南使用者

指南结构

盐沼和潮间带滩涂介绍

盐沼和潮间带滩涂面临的威胁及原因

盐沼和潮间带滩涂恢复的重要性

鹤鹑类鸟觅食、休息和筑巢地

其他资料来源

参考文献



盐沼和滩涂作为生物多样性重要栖息地拥有极高价值的生态系统服务。然而，数千年来盐沼和滩涂经历了大量改变和丧失，近几十年来，这种情况不断加剧。盐沼、滩涂的丧失和退化已威胁到那些倍受关注的物种生存，包括对迁徙鸟类和其他水鸟的威胁，也影响到盐沼和滩涂为人类提供生态系统功能。人类已经认识到这些生态系统的重要性以及生态系统丧失对社会带来的影响，开始关注和努力管理、恢复这些生态系统。

潮间带在近海发生风暴潮时可保护海岸免遭侵蚀，潮间带作为天然屏障可抵御风暴潮，保护沿海地区工农业生产、人民生活和其他基础设施，同时可降低沿海硬化工程的维护成本。随着全球变暖引发的气候变化导致海平面上升，保护潮间带将愈发重要。

## 指南范围

在整理证据的基础上编写的指南可为盐沼和滩涂的管理者和决策者提供参考。由于鸕鹚类鸟是受到广泛保护和关注的受胁物种，所以，指南在生态方面聚焦于鸕鹚类鸟保护管理。这里所指的是一般意义上的鸕鹚类鸟，包括鸕形目所有的物种，鸕鹚类鸟通常是指涉禽(如鸕、长脚鸕、蛎鸕、鸕)、鸥类和燕鸥，这些鸟类高度依赖于潮间带。

指南由独立的单元集合而成，每个独立的指南侧重于不同的保护行动。因此，指南可单独使用，也可以同时使用几个指南，这取决于使用者的管理需求。

黄海区是迁徙鸕鹚类和其他水鸟的关键栖息地，所以，指南主要针对黄海区盐沼和滩涂编写的，其中特别关注鸟类栖息地恢复与管理。黄海区的滩涂和盐沼普遍面临着丧失和退化(另见专栏 1)。因此，整理编写的指南选择与黄海区盐沼和滩涂恢复以及鸟类保护相关的活动内容。当然，也可以在全球范围使用指南的内容。

指南并没有要求使用者严格遵循方法或提供如何实施干预措施或提供详细、实际的具体技术说明(例如，如何修建涵洞、如何运输沉积物、施工所需许可证和操作过程)。相反，它强调至少在某些情况下示范有效的干预措施和恢复技术，实施、应用这些恢复技术活动需要全面掌握生物和非生物自然系统。由于当地条件或实施方法不同，某一地点成功的干预措施可能不适用于另一个地点。

指南中收集的证据主要来自文献资料。我们从现有的保护证据中参考对生物多样性采取干预措施有影响力的证据(重点是鸕鹚类鸟、底栖动物和植被) (Sutherland 等人，2019)，例如参考了鸟类保护概要(Williams 等人，2013)和沼泽保护概要(Taylor 等人，2021)等资料。整理的这些材料是通过检索已证明保护行动有效性的系统文献(见 [www.conservationevidence.com](http://www.conservationevidence.com))。我们进一步检索文献资料并特别补充了底栖动物的内容。除了文献证据外，我们还联系了专家和从业者，记录了他们对盐沼和滩涂恢复效果的经验和实施中面临的实际情况。使用者应考虑指南只收集到截至 2023 年为止的实例，今后将会不断补充新的实例。



## 指南使用者

指南适用于负责潮间带生境管理的机构和规划者，特别是那些负责监督、管理滩涂、盐沼修复项目以及那些正在寻求指导的人员。指南所提供的信息侧重于管理鸕鹚类鸟栖息地，这也将有利于更广泛地保护和管理这些栖息地。

编写指南的目的是让从业者在栖息地管理及恢复活动决策时，根据当地实际情况，结合已有的实例和知识，指导和评估管理及恢复活动。

## 指南结构

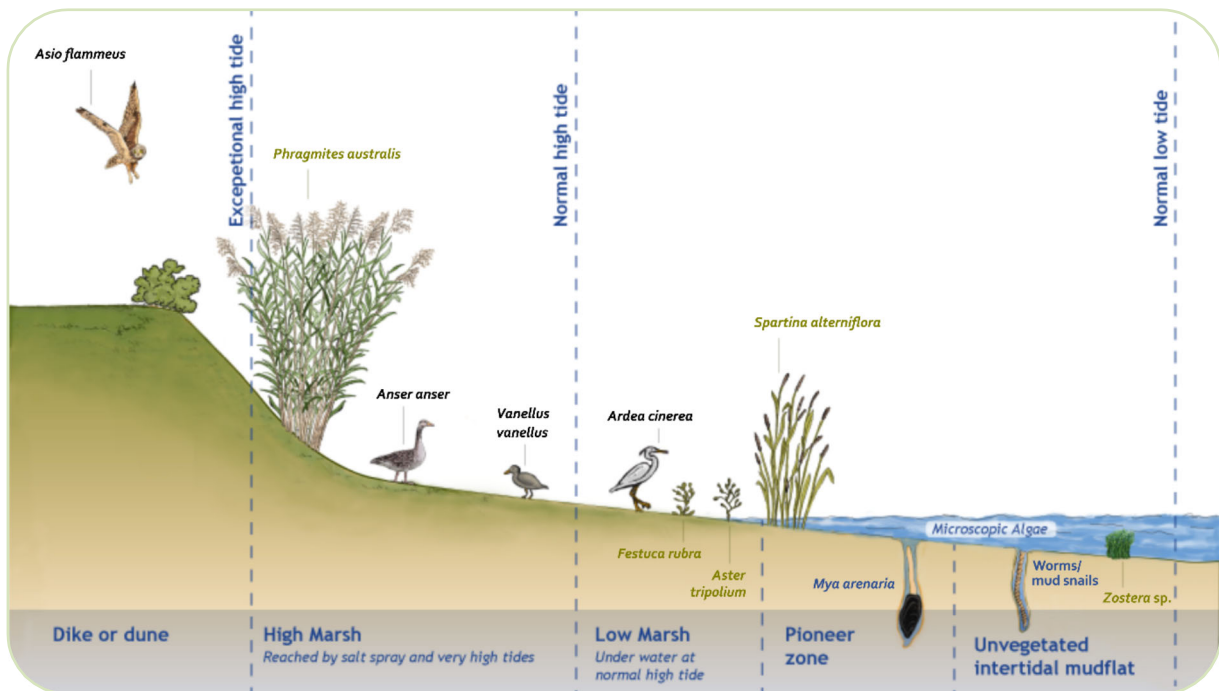
指南第三章和第四章由一套结构组成：

- **目标:** 准确说明干预措施预期的成果
- **定义:** 指南中采用的关键技术术语
- **描述:** 给出采用的干预措施，解释干预措施隐含的逻辑以及实施干预措施的必要性
- **生物多样性效果证据:** 主要引用生物多样性干预措施效果科学文献和实施时间。侧重于滨海湿地生态系统现状和功能性关键指标（鸟类、底栖动物和植被），若有可能，对指标进行量化
- **影响成果因子:** 列出影响干预措施的一些主要因子。这些因子通常有（1）与当地情况有关；（2）如何进行干预
- **实施:** 说明为实现所有目标采取的实际行动，如，采用具体的技术，分析实施干预时实际情况，这基于出版的报告和从业人员的经验
- **案例:** 给出实施干预措施具体事例和实施观察的效果
- **其他资料来源:** 为指南提供和补充进一步详细的资料
- **参考文献:** 在文中所引用已出版的资料来源

## 盐沼和潮间带滩涂介绍

盐沼和滩涂位于潮间带，即位于大潮高潮位和低潮位之间的区域，这里易受到不同程度海水的淹没。潮间带的盐沼与滩涂所占的比例不同(Atkinson 等人, 2001)，但它们均为底栖动物、鱼类和鸟类提供各种不同的生境。它们还为人类提供重要的生态系统服务，如护岸、净化水质、固碳、粮食生产和娱乐等 (Barbier 等人, 2011)。





滨海系统展示潮间带栖息地和物种变化图例

制图：[Petra Dankers 生态重塑基金会改编]

滩涂是一大片临时裸露，由（沙或泥）沉积物淤积形成软的基质，它们通常位于河口边缘或海湾。滩涂一个关键特征是定期被水淹没(Healy 等人，2002)，淤泥沉积物量足够多，沉积物具有粘性(Dyer 等人，2000)，除了偶尔能看见海草外，滩涂上没有植被覆盖。世界自然保护联盟(IUCN)将滩涂归类为海洋-陆地生物群系中海岸系统(MT1.2; Bishop 等人，2020)。

盐沼(称为滩涂沼泽)是有植被覆盖的区域，通常位于潮上带，相较于滩涂，盐沼被淹的频率要低。在全球均有盐沼分布，目前对温带和北方地区盐沼的研究较多。盐沼一个突出特征是植被呈“地带性”分布，地带内植被群落按水位梯度分布(Davy, 2000)，从而决定不同的植被群落对咸水耐淹程度。植被以耐盐杂草、禾草和灌木为主，如芦苇和碱蓬，但不包括海草(Keith 等人，2020a)。世界自然保护联盟将盐沼归类为海洋-淡水-陆地生物群系中的半咸水潮汐系统(MFT1.3; Keith 等人，2020b)。

盐沼和滩涂吸引着鸕鹚类鸟觅食、休息和筑巢。由不同植被盖度、不同水位和沉积物构成的盐沼和滩涂，可满足鸕鹚类鸟和其他水鸟的需求，为鸟类提供觅食、休息和筑巢地。潮沟(潮水区小型排水渠道网络)为鱼类和无脊椎动物提供觅食地(Olmstead & Fell, 1974; West & Zedler, 2000)。涨潮时，这些动物能通过潮沟进入盐沼觅食，随后被大型鱼类和鸟类捕食(Olmstead & Fell, 1974)。因此，滩涂被称为海洋“超市”，这里有丰富的食物，如沙蚕、软体动物和甲壳类动物可供鸕鹚类鸟食用。许多迁徙的鸕鹚类鸟在开始迁徙或开启长途迁徙和非繁殖期前，将潮间带地区作为能量补给地。鸕鹚类鸟和其他水鸟中的留鸟全年都依赖于这些食物。

在全球范围内河口系统，分布着滩涂和盐沼，它们提供了生态和经济价值。然而，这些生态系统因受到一系列威胁变得很脆弱，致使面积整体减少。

上图：荷兰斯皮尔曼斯加特萨夫廷格盐沼。[摄影: Edwin Poree]。左图：韩国西海岸滩涂鸻鹬类鸟的觅食地[摄影: Peter Prokosch, [www.grida.no/resources/4394](http://www.grida.no/resources/4394)].





## 盐沼和潮间带滩涂面临的威胁及原因

盐沼和滩涂面临着一系列压力和威胁(Melville 等人, 2016)。据估计, 1984 年至 2016 年间, 全球约有 16%的滩涂丧失(Murray 等人, 2019), 而盐沼以每年 0.3%的速度在减少(Campbell 等人, 2022)。

一些主要的威胁有:

**沿海开发 (包括围填海):** 沿海地区因人口增长给这些地区基础设施和住房建设带来了越来越大的压力(Charlier 等人, 2005; Lai 等人, 2015; Murray 等人, 2019)。

**沉积物输入减少:** 上游筑坝等活动减少流入河口的沉积物输入量, 因此, 沉积物补充的速度低于侵蚀的速度(Syvitskiet 等人, 2005; Dethier 等人, 2022)。同样, 在河道挖沙是一个全球环境问题(Rentier & Cammeraat 2022), 包括长江和黄河(Yang 等人, 2006; Yi 等人, 2022), 在河道挖沙减少了入海的沉积物。

**海平面上升:** 沿海地区易受到海平面上升的影响, 从而导致海岸侵蚀, 增加水患风险 (Fujii, 2012; Passeri 等人, 2015)。海平面上升叠加沿海开发活动, 阻止了盐沼和滩涂向陆地移动, 这意味着可供物种使用栖息地的空间越来越少, 由此造成的潮间带栖息地的丧失被称为海岸挤压(Pontee, 2013)。

**河流三角洲沉降:** 据估计, 由于沉积物紧实和沉积物输入量的减少, 世界上 85%的三角洲地区都经历了下沉(Syvitski 等人, 2009)。这会增加盐沼和滩涂遭受风暴潮侵扰, 改变潮汐淹没特征, 增加侵蚀, 从而影响盐沼和滩涂。

**栖息地退化:** 因人类活动, 如拖网捕捞、清淤等人为活动导致潮间带退化。农业生产、水产养殖、生活垃圾, 包括重金属、农药、塑料和大量营养物在内的许多污染物进入河口(Islam & Tanaka, 2004; Bessa 等人, 2018), 这些活动会影响底栖动物的生长(Dieter & McConnaughey, 2003)。

**入侵物种:** 入侵物种通过各种途径扩散, 入侵海岸并侵占本地物种生存空间(Reise 等人, 2023)。大规模入侵的互花米草对包括中国和韩国(Kim 等人, 2015, 2023)在内的许多沿海滩涂和盐沼构成了巨大的威胁(Zuo 等人, 2012; Stokstad, 2023)。出于商业目的且有计划地引入本地物种, 例如软体动物, 以期发挥生态作用, 但可能对其他本地物种构成威胁(Peng 等人, 2021)。

## 盐沼和潮间带滩涂恢复的重要性

由于人们日益认识到盐沼和滩涂的价值, 便开启恢复活动(Casagrande, 1997; Barbier 等人, 2011)。保护和修复有利于恢复栖息地的生物多样性, 同时维持沿海滩涂为人类提供的重要功能。约有 27%的人口居住在沿海地区(Kummu 等人, 2016), 并依赖滨海生态系统所提供的一系列服务。记录的海岸带恢复项目大多集中在美国、欧洲和澳大利亚, 这可能反映出这些地区易获取恢复的数据, 但也需要获取更多地区成功恢复项目的数据(Bayraktarov 等人, 2016)。

恢复这些栖息地需要有一定的投入和收益，提倡采用基于自然的解决方案来应对生物多样性丧失和气候变化的挑战。

盐沼、滩涂具有重要的功能和服务如下：

**沿海防护:**盐沼和滩涂通过减缓潮汐和削浪来保护海岸线，从而减少海岸侵蚀，保护人们免遭风暴潮的侵害(Arkema 等人, 2013; Pontee 等人, 2016; Reed 等人, 2018)。可将自然修复与修建海堤或堤坝等设施相结合，作为“绿色-灰色”基础设施的一部分(绿灰实践社区, 2020)。

**固碳:**由于盐沼和滩涂里土壤和沉积物中的固碳能力很强，它们是海洋环境中固碳的主要贡献者(Duarte 等人, 2005; Chen and Lee, 2022; Maxwell 等人, 2023)。因此，它们已被确定为重要的蓝碳生态系统(Macreadie 等人, 2021)。



许多物种在迁徙季节几乎完全依赖于滨海栖息地，如栖息在孟加拉松德尔本斯的这些中杓鹬。[摄影: Sayam Chowdhury].

**生物多样性:**盐沼和滩涂位于海陆的交汇处，共同发挥着生态综合体的作用，支撑着各种独特的野生动物。(Daiber, 1986; Boorman, 2003)。生活在沉积物中的耐盐植物和底栖微藻为初级生产者(Cloern 等人, 2014)，意味着它们处于食物链的底端。它们支撑高营养级的生物，如鱼类和栖息在滩涂里的底栖动物，这些生物随后为觅食的鸕鹚类鸟和人类提供食物。盐沼和滩涂是候鸟迁徙途中的重要中转站，将高纬度地区的繁殖地和低纬度地区的非繁殖地连接在一起。潮间带栖息地的丧失导致了鸕鹚类鸟种群数量下降(Piersma 等人, 2016; Studds 等人, 2017)，这也是盐沼、滩涂恢复的关键驱动因子。

**过滤氮污染:**盐沼可减少氮污染，农业生产施肥后通过径流产生氮污染。盐沼植物对氮的吸收可以增加其生物量，减少流入海的氮含量(Nelson & Zavaleta, 2012)。滩涂中滤食性动物可大大地降低水体中的营养物和污染负荷(Officer 等人, 1982)。

**支持人类生计:**人类生活的沿海地区为特定的经济活动和贸易提供了机会(Kummu 等人, 2016)。事实上许多大城市都建在沿海地区。许多人也依赖滨海生态系统获取食物。例如，渔业为许多国家提供了高蛋白的食物并增加经济收入(Bell 等人, 2009)，(从潮间带手工采集到海洋捕捞)采集是一项特别依赖于健康滩涂系统的经济活动(Grantham 等人, 2021)。尽管旅游业可能对敏感的沿海景观产生负面影响，但是沿海地区也支撑旅游业的发展，为人类提供娱乐活动(Gormsen 等人, 1997)。





潮间带无脊椎动物是全球人类关键的食物，许多社区依赖于滨海生态系统为生。

左图：孟加拉考克斯巴扎松纳迪亚岛上抓螃蟹的人在滩涂上寻找泥蟹。[摄影：Sayam Chowdhury].

下图：韩国新万金滩涂以前是传统贝类采集地，由于修建堤坝，新万金的滩涂丧失[摄影：Ju Yung Ki, [www.grida.no/resources/4418](http://www.grida.no/resources/4418)]

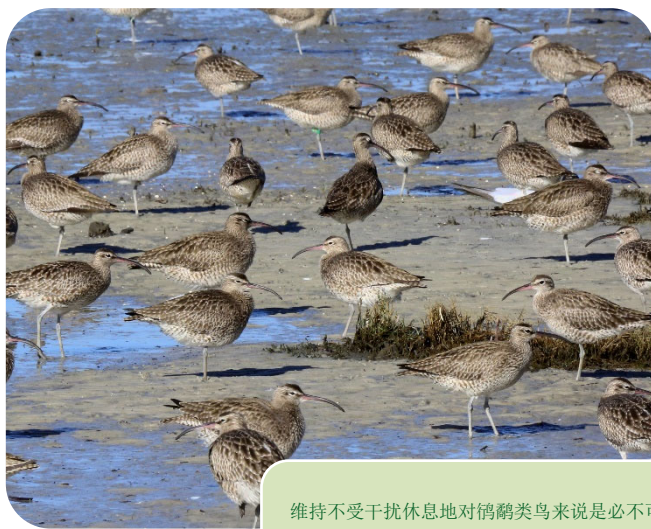


## 鸕鹚类鸟觅食、休息和筑巢地

沿海栖息地对鸕鹚类鸟觅食、休息和筑巢至关重要。沿海地区是许多候鸟迁徙途中的停歇地，是鸟类中途停歇的中转站。在迁徙期间，它们在那里停留几天到几周，(通常长途)飞行之前，候鸟进食和补充能量(Warnock, 2010)。退潮时随着滩涂上潮水后退，鸕鹚类鸟大多在滩涂上觅食。涨潮时，它们必须离开潮间带的觅食地，飞到未被潮水淹没、远离捕食者的安全栖息地休息，但有时也会在那些地方继续觅食。它们所谓的高潮休息地可以是干滩，也可以是浅水区(Rogers, 2003)。是一个既可以在高潮时休息，又可以觅食的地方，这里决定鸟类的数量(Rogers 等人, 2006)。

一些鸕鹚类鸟更喜欢在那些高出水位的潮上带休息或觅食，但也会在潮间带水产养殖塘(如鱼或蟹)(Li 等人, 2013)或盐田(Sripanomyom 等人, 2011)这样的人工湿地休息(和觅食)(Rosa 等人, 2006; Fidorra 等人, 2015 Scarton & Montanari, 2015)，实际上有些鸟类偏爱这种人工养殖塘(Green 等人, 2015)。有人认为，当没有自然栖息地时，养殖塘可充当栖息地，为鸕鹚类鸟提供缓冲、补充栖息地(Li 等人, 2013; Rocha 等人, 2017; Jackson 等人, 2019)。人们对沿海地区鸕鹚类鸟依赖人工湿地有一些担忧，(Jackson 等人, 2020)，例如，如果水产养殖塘或盐田废弃了，或者它们被转变为其他土地用途，鸕鹚类鸟就可能处于危险之中。因此，在营造和恢复自然栖息地的同时，还应考虑管理人工栖息地。

除了鸟类停歇，许多沿海地区也为鸟类提供筑巢地。由于休息和筑巢是一种脆弱的行为，鸕鹚类鸟更喜欢在远离人类干扰或捕食者的安全地点休息或觅食(Rogers 等人, 2006; Rosa 等人, 2006)。然而，随着沿海栖息地的不断丧失，安全、可用的休息地和筑巢地越来越少(Studds 等人, 2017)，这意味着鸟类可能要花更多的时间往返于觅食地和休息地之间，增加消耗它们迁徙或繁殖所需的宝贵的能量储备。



维持不受干扰休息地对鸕鹚类鸟来说是必不可少的。这里是澳大利亚昆士兰莫顿湾高潮时未被海水淹没的潮上带休息的中杓鹚[摄影: Micha V. Jackson]





对全球濒危的剪嘴鸥来说，维持滨海鸟类栖息地要求水中有食物。(上图：孟加拉尼胡姆迪威坡国家公园)退潮后猎物；右图：孟加拉考克斯巴扎松纳迪亚岛上的勺嘴鹬 [摄影: Sayam Chowdhury].

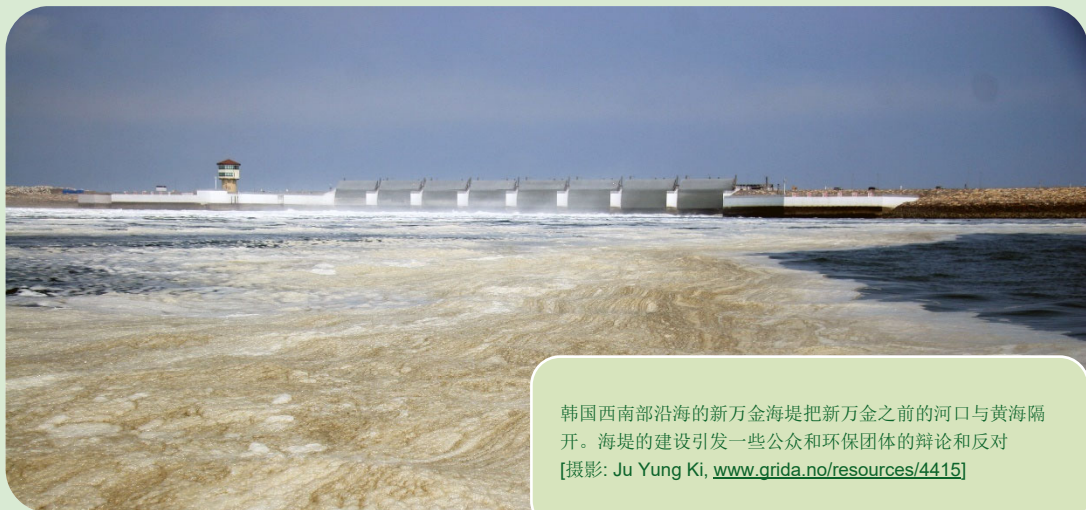


土地围垦导致非繁殖鸟停歇地丧失，鸕鹚类鸟种群数量随之下降，如图所示濒危的大滨鹚(见上图)。它们在韩国新万金围垦前的滩涂上觅食。现在沿海湿地的开发导致韩国非繁殖种群数量下降 [摄影: Ju Yung Ki, [www.grida.no/resources/4409](http://www.grida.no/resources/4409)].

## 专栏 1: 黄海生态区

黄海区与中国东部、朝鲜和韩国接壤。盐沼和滩涂是该地区主要的滨海生态系统(Murray 等人, 2015), 自 20 世纪 50 年代至 80 年代以来, 几乎 65%的滩涂和近 60%的盐沼丧失(Murray 等人, 2014; Gu 等人, 2018)。由于黄海区滩涂面积的萎缩、严重退化和生物破坏, 现在世界自然保护联盟生态系统红色名录把黄海区滩涂列为濒危生态系统(Murray 等人, 2015)。

土地围垦是该地区潮间带丧失的主要驱动因子之一, 但现有潮间带也面临着退化(Melville 等人, 2016; Gu 等人, 2018)。自 20 世纪 70 年代以来, 韩国约一半的滩涂修建了海堤(Koh & de Jonge, 2014), 中国修建的海堤可沿海岸线延伸 13,830 公里(Luo 等人, 2015)。朝鲜和韩国典型的盐沼群落以芦苇和盐生碱蓬为主(Kolbek 等人, 1989; Ihm 等人, 2001; Chung 等人, 2021), 而在中国分布最广的物种是盐蒿、芦苇、小樟毛、大穗结缕草、白茅(Yang & Chen, 1995)。然而, 有证据表明, 由于盐分梯度的改变使植物从地带性分布转变为镶嵌性分布, 围填海和筑海堤能改变植物分布(Feng 等人, 2018)。在黄海区有些地区, 即使有滩涂地方, 也几乎看不到盐沼(Melville 等人, 2016)。



韩国西南部沿海的新万金海堤把新万金之前的河口与黄海隔开。海堤的建设引发一些公众和环保团体的辩论和反对  
[摄影: Ju Yung Ki, [www.grida.no/resources/4415](http://www.grida.no/resources/4415)]

黄河和长江上游筑坝急剧减少了入海的泥沙量(Yang 等人, 2006; Wang 等人, 2012)。黄河上游灌溉用水和生活用水的增加也大大减少了流入黄河三角洲的淡水量(Yang 等人, 2020)。沿海地下水开采伴随着每年高达 25 厘米的地面沉降(Higgins 等人, 2013)。在中国, 污水处理和化工行业向沿海的转移增加了化学污染的风险(Melville 2018)。中国和韩国都发生过大规模藻类爆发(如浒藻), 这被认为是多种因素作用的结果, 包括气候变化、海水温度上升和氮污染加剧导致的富营养化(Zhang 等人, 2019)。

黄海区沿岸受到入侵物种互花米草的威胁, 这种植物原产于大西洋、欧洲和非洲海岸。互花米草已被有意或无意地引入全球许多沿海地区。互花米草侵占了大片开阔的滩涂, 促使沉积物淤积(Crooks, 2002; Civile 等人, 2005)。互花米草不利于鸕鹚类鸟进入滩涂和盐沼, (Gan 等人, 2009; Jackson 等人, 2021; Lyu 等人, 2023), 也降低大型底栖动物的多样性。瓦登海和澳大利亚的研究表明, 在开阔的滩涂和原生盐沼中节肢动物和大型底栖动物的多样



性高于互花米草入侵的盐沼(Tang & Kristensen, 2010; Cutajar 等人, 2012)。互花米草取代了本地大叶藻(Madden 等人, 1993)、碱蓬 (An 等人, 2007)、芦苇和海三棱藨草(Li 等人, 2022), 减少鸟类的食物来源和筑巢地。潮间带底栖动物(如贝类)的丧失会对人类生计产生负面影响(Gan 等, 2010; Goss-Custard & Moser, 1988; Jackson 等人, 2021)。虽然互花米草是众所周知的入侵物种, 但还有引入其他物种, 在沿海两个国家级自然保护区:黄河三角洲和崇明东滩黑天鹅的数量正在增加(David Melville, pers. comm.)。

黄海地区是候鸟的关键停歇地, 迁徙时这些鸟依赖于这里的栖息地是它们数量下降的主要原因(Studds 等人, 2017)。东亚—澳大利西亚迁飞通道(EAAF)是一条主要的鸟类迁徙路线, 鸟类从俄罗斯、中国和阿拉斯加飞往东南亚、澳大利亚和新西兰。在黄海区中途停留的鸟类约占 EAAF 迁徙鸟类的 40%, 每年约有 300 万只个体鸟类飞到这里停歇 (Studds 等人, 2017)。这里是一个关键的中转站, 鸟类停在这里觅食和补充能量, 为下一段长途迁飞做准备。为应对人口增长, 许多沿海地区已开垦成为生产食物水产养殖场(Sun 等, 2015)。中国已是世界上主要的水产养殖国(粮农组织, 2020)。实际上, 人工养殖塘可为鸕鹚类鸟提供休息和觅食场所, 但这取决于对养殖塘管理方式(例如中国的渤海湾, Lei 等人 2018)。因此, 需要考虑将水鸟保护与经济生产结合起来(Ma 等人, 2010)。一个健康的潮间带将有利于鸟类和重要商业价值的底栖动物的保护。

总之, 黄海生态区滨海生态系统及其物种面临着巨大的人类活动的压力。2018 年, 中国出台了严格的围填海规定, 不再批准一般性的土地围垦项目(Miao & Xue 2021)。韩国公民反对已经取得了一些成功, 例如环保组织对新万金填海工程提起诉讼, 迫使开发项目考虑到环境因素(Koh & de Jonge 2014; Song 等人, 2014)。根据 IUCN 报告(2023), 尽管做出加强对黄海区栖息地, 特别是对潮间带的保护努力, 但大多数物种仍然呈持续下降的趋势。

## 其他资料来源

### 文件

Ausden M. (2007) **滨海栖息地恢复技术: 保护栖息地管理: 《技术手册》** 纽约牛津大学出版社

### 视频

Cowden B. (2022, November 08) 盐沼和滩涂大量益处例证: 再野化艾塞克斯滨海

[视频] [vimeo.com/768722918](https://vimeo.com/768722918)

## 参考文献

An S.Q., Gu B.H., Zhou C.F., Wang Z.S., Deng, Z.F., *et al.* (2007) *Spartina* invasion in China: Implications for invasive species management and future research. *Weed Research*, **47**, 183–191. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2007.00559.x>

Arkema K.K., Guannel G., Verutes G., Wood S.A., Guerry A., *et al.* (2013) Coastal habitats shield people and property from sea-level rise and storms. *Nature Climate Change*, **3**, 913–918. <https://doi.org/10.1038/nclimate1944>

- Atkinson P.W., Crooks S., Grant A. & Rehfish M.M. (2001) *The Success of Creation and Restoration Schemes in Producing Intertidal Habitat Suitable for Waterbirds (ENRR425)*. English Nature Research Reports, no. 425. Natural England (English Nature): Peterborough. Available at: <https://publications.naturalengland.org.uk/publication/63026>
- Barbier E.B., Hacker S.D., Kennedy C., Koch E.W., Stier A.C. & Silliman B.R. (2011) The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, **81**, 169–193. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- Bayraktarov E., Saunders M.I., Abdullah S., Mills M., Behr J., et al. (2016) The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, **26**, 1055–1074. <https://doi.org/10.1890/15-1077>
- Bell J.D., Kronen M., Vunisea A., Nash W.J., Keeble G., et al. (2009) Planning the use of fish for food security in the Pacific. *Marine Policy*, **33**, 64–76. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.04.002>
- Bessa F., Barria P., Neto J.M., Frias J.P.G.L., Otero V., et al. (2018) Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin*, **128**, 575–584. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.044>
- Bishop M.J., Murray S., Swearer S.E. & Keith D.A. (2020) MT1.2 Muddy shorelines. In: *The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups* (ed. by D.A. Keith, J.R. Ferrer-Paris, E. Nicholson, & R.T. Kingsford). IUCN, International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.13.en>
- Boorman L. (2003) *Saltmarsh Review: An Overview of Coastal Saltmarshes, Their Dynamic and Sensitivity Characteristics for Conservation and Management (JNCC Report 334)*. JNCC: Peterborough. Available at: <https://data.jncc.gov.uk/data/4c1a28e7-de13-4ff5-b7c8-088e879e5a1a/JNCC-Report-334-FINAL-WEB.pdf>
- Campbell A.D., Fatoyinbo L., Goldberg L. & Lagomasino D. (2022) Global hotspots of salt marsh change and carbon emissions. *Nature*, **612**, 701–706. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05355-z>
- Casagrande D.G. (1997) *The full circle: A historical context for urban salt marsh restoration. Restoration of an Urban Salt Marsh: An Interdisciplinary Approach* (ed. by D.G. Casagrande), pp. 13–40. Yale School of Forestry & Environmental Studies. Available at: [https://www.researchgate.net/publication/322298069\\_The\\_full\\_circle\\_A\\_historical\\_context\\_for\\_urban\\_salt\\_marsh\\_restoration](https://www.researchgate.net/publication/322298069_The_full_circle_A_historical_context_for_urban_salt_marsh_restoration)
- Charlier R.H., Chaineux M.C.P. & Morcos S. (2005) Panorama of the history of coastal protection. *Journal of Coastal Research*, **2005**, 79–111. <https://doi.org/10.2112/03561.1>
- Chen Z.L. & Lee S.Y. (2022) Tidal flats as a significant carbon reservoir in global coastal ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, **9**, 900896. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.900896>
- Chung J., Kim J.H. & Lee E.J. (2021) Spatial distribution of halophytes and environment factors in salt marshes along the eastern Yellow Sea. *Journal of Ecology and Environment*, **45**, 28. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-00896-4>
- Civille J.C., Sayce K., Smith S.D. & Strong D.R. (2005) Reconstructing a century of *Spartina alterniflora* invasion with historical records and contemporary remote sensing. *Écoscience*, **12**, 330–338. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-3-330.1>
- Cloern J.E., Foster S.Q. & Kleckner A.E. (2014) Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences*, **11**, 2477–2501. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2477-2014>
- Conway W.C., Smith L.M. & Ray J.D. (2005) Shorebird habitat use and nest-site selection in the Playa Lakes Region. *Journal of Wildlife Management*, **69**, 174–184. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)069%3C0174:SHUANS%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069%3C0174:SHUANS%3E2.0.CO;2)
- Crooks J.A. (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, **97**, 153–166. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970201.x>

- Cutajar J., Shimeta J. & Nugegoda D. (2012) Impacts of the invasive grass *Spartina anglica* on benthic macrofaunal assemblages in a temperate Australian saltmarsh. *Marine Ecology Progress Series*, **464**, 107–120. <https://doi.org/10.3354/meps09826>
- Daiber F. (1986) *Conservation of Tidal Marshes*. Van Nostrand Reinhold: New York, NY.
- Davy A.J. (2000) Development and structure of salt marshes: Community patterns in time and space. In: *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology* (ed. by M.P. Weinstein & D.A. Kreeger), pp. 137–156. Springer Netherlands: Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/0-306-47534-0\\_8](https://doi.org/10.1007/0-306-47534-0_8)
- Dethier E.N., Renshaw C.E. & Magilligan F.J. (2022) Rapid changes to global river suspended sediment flux by humans. *Science*, **376**, 1447–1452. <https://doi.org/10.1126/science.abn7980>
- Dieter B.E. & McConnaughey R.A. (2003) *Mobile Fishing Gear Effects on Benthic Habitats: A Bibliography (Second Edition)*, U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-135. Available at: <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=7521669f24fdcb63b1b35d6f15f9ee521a89b26d>
- Duarte C.M., Middelburg J.J. & Caraco N. (2005) Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, **2**, 1–8. <https://doi.org/10.5194/bg-2-1-2005>
- Dyer K.R., Christie M.C. & Wright E.W. (2000) The classification of intertidal mudflats. *Continental Shelf Research*, **20**, 1039–1060. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(00\)00011-X](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(00)00011-X)
- FAO (2020) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020: Sustainability in Action*, FAO, Rome, Italy. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>
- Feng Y., Sun T., Zhu M.S., Qi M., Yang W., *et al.* (2018) Salt marsh vegetation distribution patterns along groundwater table and salinity gradients in yellow river estuary under the influence of land reclamation. *Ecological Indicators*, **92**, 82–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.027>
- Fidorra J.C., Frederick P.C., Evers D.C. & Meyer K.D. (2015) Selection of human-influenced and natural wetlands by great egrets at multiple scales in the southeastern USA. *The Condor*, **118**, 46–56. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-14-117.1>
- Fujii T. (2012) Climate change, sea-level rise and implications for coastal and estuarine shoreline management with particular reference to the ecology of intertidal benthic macrofauna in NW Europe. *Biology*, **1**, 597–616. <https://doi.org/10.3390/biology1030597>
- Gan X., Cai Y., Choi C., Ma Z., Chen J., *et al.* (2009) Potential impacts of invasive *Spartina alterniflora* on spring bird communities at Chongming Dongtan, a Chinese wetland of international importance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **83**, 211–218. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.03.026>
- Gan X., Choi C., Wang Y., Ma Z., Chen J., *et al.* (2010) Alteration of habitat structure and food resources by invasive smooth cordgrass affects habitat use by wintering saltmarsh birds at Chongming Dongtan, East China. *The Auk*, **127**, 317–327. <https://doi.org/10.1525/auk.2009.09147>
- Gormsen E. (1997) The impact of tourism on coastal areas. *GeoJournal*, **42**, 39–54. <https://doi.org/10.1023/A:1006840622450>
- Goss-Custard J.D. & Moser M.E. (1988) Rates of change in the numbers of dunlin, *Calidris alpina*, wintering in British estuaries in relation to the spread of *Spartina anglica*. *Journal of Applied Ecology*, **25**, 95–109. <https://doi.org/10.2307/2403612>
- Grantham R., Álvarez-Romero J.G., Mills D.J., Rojas C. & Cumming G.S. (2021) Spatiotemporal determinants of seasonal gleaning. *People and Nature*, **3**, 376–390. <https://doi.org/10.1002/pan3.10179>

- Green J.M.H., Sripanomyom S., Giam X. & Wilcove D.S. (2015) The ecology and economics of shorebird conservation in a tropical human - modified landscape. *Journal of Applied Ecology*, **52**, 1483–1491. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12508>
- Green-Gray Community of Practice (2020) *Practical guide to implementing green-gray infrastructure*. <https://www.conservation.org/projects/global-green-gray-community-of-practice>
- Gu J., Luo M., Zhang X., Christakos G., Agusti S., *et al.* (2018) Losses of salt marsh in China: Trends, threats and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **214**, 98–109. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.015>
- Healy T., Wang Y. & Healy J. (eds). (2002) *Muddy Coasts of the World: Processes, Deposits and Functions*. Elsevier Science: Amsterdam.
- Higgins S., Overeem I., Tanaka A. & Syvitski J.P.M. (2013) Land subsidence at aquaculture facilities in the Yellow River delta, China. *Geophysical Research Letters*, **40**, 3898–3902. <https://doi.org/10.1002/grl.50758>
- Ihm B.-S., Lee J.-S. & Kim J.-W. (2001) Coastal vegetation on the Western, Southern, and Eastern coasts of South Korea. *Journal of Plant Biology*, **44**, 163–167. <https://doi.org/10.1007/BF03030234>
- Islam S. & Tanaka M. (2004) Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, **48**, 624–649. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.12.004>
- IUCN (2023) *The 2023 IUCN Situation Analysis on Ecosystems of the Yellow Sea with Particular Reference to Intertidal and Associated Coastal Habitats*. IUCN: Bangkok, Thailand. Available at: [https://www.iucn.org/sites/default/files/2023-04/iucn-ys-situation-analysis-2023-final\\_0.pdf](https://www.iucn.org/sites/default/files/2023-04/iucn-ys-situation-analysis-2023-final_0.pdf)
- Jackson M.V., Carrasco L.R., Choi C.-Y., Li J., Ma Z., *et al.* (2019) Multiple habitat use by declining migratory birds necessitates joined-up conservation. *Ecology and Evolution*, **9**, 2505–2515. <https://doi.org/10.1002/ece3.4895>
- Jackson M.V., Choi C.-Y., Amano T., Estrella S.M., Lei W., *et al.* (2020) Navigating coasts of concrete: Pervasive use of artificial habitats by shorebirds in the Asia-Pacific. *Biological Conservation*, **247**, 108591. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108591>
- Jackson M.V., Fuller R.A., Gan X., Li J., Mao D., *et al.* (2021) Dual threat of tidal flat loss and invasive *Spartina alterniflora* endanger important shorebird habitat in coastal mainland China. *Journal of Environmental Management*, **278**, 111549. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111549>
- Keith D.A., Ferrer-Paris J.R., Nicholson E. & Kingsford R.T. (eds.) (2020a) *The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups*. International Union for Conservation of Nature: Gland, Switzerland. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.13.en>
- Keith D.A., Altieri A., Loidi J. & Bishop M.J. (2020b) MFT1.3 Coastal saltmarshes and reedbeds. In: *The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups* (ed. by D.A. Keith, J.R. Ferrer-Paris, E. Nicholson, & R.T. Kingsford). International Union for Conservation of Nature: Gland, Switzerland. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.13.en>
- Kim E.-K., Kil J., Joo Y.-K. & Jung Y.-S. (2015) Distribution and botanical characteristics of unrecorded alien weed *Spartina anglica* in Korea. *Weed & Turfgrass Science*, **4**, 65–70. <https://doi.org/10.5660/WTS.2015.4.1.65>
- Kim S., Yu C.H., Ruesink J.L. & Hong J.-S. (2023) Vertical distribution of the salt marsh invader *Spartina alterniflora* and native halophytes on the west coast of Korea in relation to tidal regimes. *Aquatic Invasions*, **18**, 331–349. <https://doi.org/10.3391/ai.2023.18.3.104556>
- Koh C.-H. & de Jonge V.N. (2014) Stopping the disastrous embankments of coastal wetlands by implementing effective management principles: Yellow Sea and Korea compared to the European Wadden Sea. *Ocean & Coastal Management*, **102**, 604–621. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.001>



- Kolbek J., Dostálek J., Jarolímek I., Ostrý I. & Sek-Ha L. (1989) On salt marsh vegetation in North Korea. *Folia geobotanica & phytotaxonomica*, **24**, 225–251. <https://doi.org/10.1007/BF02854541>
- Kummu M., de Moel H., Salvucci G., Viviroli D., Ward P.J., *et al.* (2016) Over the hills and further away from coast: global geospatial patterns of human and environment over the 20th–21st centuries. *Environmental Research Letters*, **11**, 034010. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/11/3/034010>
- Lai S., Loke L.H.L., Hilton M.J., Bouma T.J. & Todd P.A. (2015) The effects of urbanisation on coastal habitats and the potential for ecological engineering: A Singapore case study. *Ocean & Coastal Management*, **103**, 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.006>
- Lei, W., Masero, J.A., Piersma, T., Zhu, B., Yang, H.-Y. & Zhang, Z. (2018) Alternative habitat: the importance of the Nanpu Saltpans for migratory waterbirds in the Chinese Yellow Sea. *Bird Conservation International*, **28**, 549–566. <https://doi.org/10.1017/S0959270917000508>
- Li D., Chen S., Lloyd H., Zhu S., Shan K. *et al.* (2013) The importance of artificial habitats to migratory waterbirds within a natural/artificial wetland mosaic, Yellow River Delta, China. *Bird Conservation International*, **23**, 184–198. <https://doi.org/10.1017/S0959270913000099>
- Li S.-H., Ge Z.-M., Tan L.-S., Zhou K. & Hu Z.-J. (2021) Coupling *Scirpus* recruitment with *Spartina* control guarantees recolonization of native sedges in coastal wetlands. *Ecological Engineering*, **166**, 106246. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106246>
- Luo S., Cai F., Liu H., Lei G., Qi H. *et al.* (2015) Adaptive measures adopted for risk reduction of coastal erosion in the People's Republic of China. *Ocean & Coastal Management*, **103**, 134–145. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.08.008>
- Lyu C., Zhang S., Ren X., Liu M., Leung K.-S.K. *et al.* (2023) The effect of *Spartina alterniflora* eradication on waterbirds and benthic organisms. *Restoration Ecology*, **31**, e14023. <https://doi.org/10.1111/rec.14023>
- Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>
- Macreadie P.I., Costa M.D.P., Atwood T.B., Friess D.A., Kelleway J.J. *et al.* (2021) Blue carbon as a natural climate solution. *Nature Reviews Earth & Environment*, **2**, 826–839. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00224-1>
- Madden B., Jennings E. & Jeffrey D.W. (1993) Distribution and ecology of *Zostera* in Co. Dublin. *The Irish Naturalists' Journal*, **24**, 303–310.
- Maxwell T.L., Rovai A.S., Adame M.F., Adams J.B., Álvarez-Rogel J. *et al.* (2023) Global dataset of soil organic carbon in tidal marshes. *Scientific Data*, **10**, 797. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02633-x>
- Melville D. (2018) China's coasts – a time for cautious optimism? *Wader Study*, **125**, 1-3. <https://doi.org/10.18194/ws.00103>
- Melville D.S., Chen Y. & Ma Z. (2016). Shorebirds along the Yellow Sea coast of China face an uncertain future - A review of threats. *Emu*, **116**, 100-110. <https://doi.org/10.1071/MU15045>
- Miao D. & Xue Z. (2021) The current developments and impact of land reclamation control in China. *Marine Policy*, **134**, 104782. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104782>
- Murray N.J., Clemens R.S., Phinn S.R., Possingham H.P. & Fuller R.A. (2014) Tracking the rapid loss of tidal wetlands in the Yellow Sea. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**, 267–272. <https://doi.org/10.1890/130260>
- Murray N.J., Ma Z. & Fuller R.A. (2015) Tidal flats of the Yellow Sea: A review of ecosystem status and anthropogenic threats. *Austral Ecology*, **40**, 472–481. <https://doi.org/10.1111/aec.12211>

- Nelson J.L. & Zavaleta E.S. (2012) Salt marsh as a coastal filter for the oceans: Changes in function with experimental increases in nitrogen loading and sea-level rise. *PLOS ONE*, **7**, e38558. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038558>
- Officer C., Smayda T. & Mann R. (1982) Benthic filter feeding: A natural eutrophication control. *Marine Ecology Progress Series*, **9**, 203–210. <https://doi.org/10.3354/meps009203>
- Olmstead N.C. & Fell P.E. (1974) Bulletin No. 20: Tidal marsh invertebrates of Connecticut. *Bulletins*, Paper 19. Available at: <http://digitalcommons.conncoll.edu/arbbulletins/19>
- Passeri D.L., Hagen S.C., Medeiros S.C., Bilskie M.V., Alizad K., *et al.* (2015) The dynamic effects of sea level rise on low-gradient coastal landscapes: A review. *Earth's Future*, **3**, 159–181. <https://doi.org/10.1002/2015ef000298>
- Peng H.-B., Chan Y.-C., Compton T.J., Cheng X.-F., Melville D.S., *et al.* (2021) Mollusc aquaculture homogenizes intertidal soft-sediment communities along the 18,400 km long coastline of China. *Diversity and Distributions*, **27**, 1553–1567. <https://doi.org/10.1111/ddi.13302>
- Pontee N. (2013) Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean & Coastal Management*, **84**, 204–207. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.07.010>
- Pontee N., Narayan S., Beck M.W. & Hosking A.H. (2016) Nature-based solutions: Lessons from around the world. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Maritime Engineering*, **169**, 29–36. <https://doi.org/10.1680/jmaen.15.00027>
- Reed D., Van Wesenbeeck B., Herman P.M.J. & Meselhe E. (2018) Tidal flat-wetland systems as flood defences: Understanding biogeomorphic controls. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **213**, 269–282. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.08.017>
- Reise K., Buschbaum C., Lackschewitz D., Thielges D.W., Waser A.M., *et al.* (2023) Introduced species in a tidal ecosystem of mud and sand: Curse or blessing? *Marine Biodiversity*, **53**, 5. <https://doi.org/10.1007/s12526-022-01302-3>
- Rentier E.S. & Cammeraat L.H. (2022) The environmental impacts of river sand mining. *Science of The Total Environment*, **838**, 155877. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155877>
- Rocha A.R., Ramos J.A., Paredes T. & Masero J.A. (2017) Coastal salt pans as foraging grounds for migrating shorebirds: An experimentally drained fish pond in Portugal. *Hydrobiologia*, **790**, 141–155. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3025-y>
- Rogers D.I. (2003) High-tide roost choice by coastal waders. *Wader Study Group Bulletin*, **100**, 73–79.
- Rogers D.I., Piersma T. & Hassell C.J. (2006) Roost availability may constrain shorebird distribution: Exploring the energetic costs of roosting and disturbance around a tropical bay. *Biological Conservation*, **133**, 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.007>
- Rosa S., Encarnação A.L., Granadeiro J.P. & Palmeirim J.M. (2006) High water roost selection by waders: Maximizing feeding opportunities or avoiding predation? *Ibis*, **148**, 88–97. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.2006.00497.x>
- Scarton F. & Montanari M. (2015) Use of artificial intertidal sites by birds in a Mediterranean lagoon and their importance for wintering and migrating waders. *Journal of Coastal Conservation*, **19**, 321–334. <https://doi.org/10.1007/s11852-015-0394-8>
- Song T.-S., Yang M.-S. & Kim C.S. (2014) The Saemangeum Reclamation Project and politics of regionalism in South Korea. *Ocean & Coastal Management*, **102**, 594–603. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.08.017>

- Sripanomyom S., Round P.D., Savini T., Trisurat Y. & Gale G.A. (2011) Traditional salt-pans hold major concentrations of overwintering shorebirds in Southeast Asia. *Biological Conservation*, **144**, 526–537. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.008>
- Stokstad E. (2023) China battles alien marsh grass at unprecedented scale. *Science*, **379**, 972. <https://doi.org/10.1126/science.adh5139>
- Studds C.E., Kendall B.E., Murray N.J., Wilson H.B., Rogers D.I., *et al.* (2017) Rapid population decline in migratory shorebirds relying on Yellow Sea tidal mudflats as stopover sites. *Nature Communications*, **8**, 14895. <https://doi.org/10.1038/ncomms14895>
- Sun Z., Sun W., Tong C., Zeng C., Yu X., *et al.* (2015) China's coastal wetlands: Conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement. *Environment International*, **79**, 25–41. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.02.017>
- Sutherland W.J., Taylor N.G., MacFarlane D., Amano T., Christie A.P., *et al.* (2019) Building a tool to overcome barriers in research-implementation spaces: The Conservation Evidence database. *Biological Conservation*, **238**, 108199. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108199>
- Syvitski J.P.M., Kettner A.J., Overeem I., Hutton E.W.H., Hannon M.T., *et al.* (2009) Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience*, **2**, 681–686. <https://doi.org/10.1038/ngeo629>
- Syvitski J.P.M., Vörösmarty C.J., Kettner A.J. & Green P. (2005) Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, **308**, 376–380. <https://doi.org/10.1126/science.1109454>
- Tang M. & Kristensen E. (2010) Associations between macrobenthos and invasive cordgrass, *Spartina anglica*, in the Danish Wadden Sea. *Helgoland Marine Research*, **64**, 321–329. <https://doi.org/10.1007/s10152-009-0187-2>
- Taylor N.G., Grillas P., Smith R.K. & Sutherland W.J. (2021) *Marsh and Swamp Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions to Conserve Marsh and Swamp Vegetation*. University of Cambridge: Cambridge, UK. Available at: <https://www.conservationevidence.com/synopsis/pdf/19>
- Wang Y.P., Gao S., Jia J., Thompson C.E.L., Gao J., *et al.* (2012) Sediment transport over an accretional intertidal flat with influences of reclamation, Jiangsu coast, China. *Marine Geology*, **291–294**, 147–161. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2011.01.004>
- Warnock N. (2010) Stopping vs. staging: The difference between a hop and a jump. *Journal of Avian Biology*, **41**, 621–626. <https://doi.org/10.1111/j.1600-048x.2010.05155.x>
- West J.M. & Zedler J.B. (2000) Marsh-creek connectivity: Fish use of a tidal salt marsh in Southern California. *Estuaries*, **23**, 699–710. <https://doi.org/10.2307/1352896>
- Williams D.R., Pople R.G., Showler D.A., Dicks L.V., Child M.F., *et al.* (2013) *Bird Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions*. Pelagic Publishing: Exeter. Available at: <https://www.conservationevidence.com/synopsis/pdf/2>
- Yang S. & Chen J. (1995) Coastal salt marshes and mangrove swamps in China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, **13**, 318–324. <https://doi.org/10.1007/BF02889465>
- Yang S.L., Li M., Dai S.B., Liu Z., Zhang J., *et al.* (2006) Drastic decrease in sediment supply from the Yangtze River and its challenge to coastal wetland management. *Geophysical Research Letters*, **33**, L06408. <https://doi.org/10.1029/2005gl025507>
- Yi Y., Gao Y. & Zhang S. (2022) The impact of dams on the river connectivity of the two largest river basins in China. *River Research and Applications*, **38**, 185–193. <https://doi.org/10.1002/rra.3892>
- Zhang Y., He P., Li H., Li G., Liu J., *et al.* (2019) *Ulva prolifera* green-tide outbreaks and their environmental impact in the Yellow Sea, China. *National Science Review*, **6**, 825–838. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwz026>

Zuo P., Zhao S., Liu C., Wang C. & Liang Y. (2012) Distribution of *Spartina* spp. along China's coast. *Ecological Engineering*, **40**, 160–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.014>



# 第二章计划

指南...

基于实证保护管理决策

滨海恢复计划和目标设定





# 基于实证保护管理决策指南

瑞贝卡 斯密斯<sup>1</sup>, 瓦妮萨 卡茨<sup>1</sup>, 威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

<sup>1</sup> 英国剑桥大学动物学院保护科学组



完成于 2024 年 4 月 5 日



引用：斯密斯、卡茨和萨塞兰（2024）保护指南系列 1 (1.0 版)：基于实证保护管理决策指南

## 定义

- **证据**=相关数据、信息、知识、智慧和对假设进行评估 (Salafsky 等人, 2019)
- **基于证据实践**=在决策过程中对证据加以考虑
- **基于实证的指南**= 以现有最佳、最新证据为基础, 可靠的信息来源和建议帮助决策 (Downey 等人, 2022).

本章节旨在概述如何利用证据帮助决策, 其包含三个要素。首先, 阐述基于实证指南的重要性和以实证为指导的构建原则; 其次, 列举一系列的证据来源; 最后简要概述基于实证的决策原则。

### 构建基于实证的指南

为确保指南可信度, Downey 等人(2022)以实证为基础, 提供了一套原则(见专栏 1)。编制的指南关键要素是以最新的相关证据为基础, 整合专家和从业人员的知识和经验。要考虑一个非常重要的要素是指南里信息来源是透明的, 并全面做到支持所提出的主张和假设的证据。指南使用者可找到每项原始信息的来源(如有需要)。采用实证这种方式撰写的指南能确保使用者根据当前可获得的信息做出有效的决策。

除了已知行动的有效性(或无效)外, 采用证据还有助于识别知识空缺。例如当某一物种群、国家或行动没有(或很少)有文献资料时, 就会显露出这些知识不足。咨询从业者可以帮助填补这些知识空白, 从业者的知识也应作为参考。了解到我们的知识不足, 在今后研究方面可优先考虑弥补这些不足 (Christie 等人, 2021)。

现有与保护相关的许多指南并不都是基于实证, 很少有指南列出参考文献, 甚至鲜有指南给出建议行动的来源(Downey 等人, 2022)。如果决策需要投入大量的时间、资金和人力到那些还没有证据表明其有效性的行动中, 那么, 指南在影响决策时就会出纰漏。

## 专栏 1 基于实证的指南应遵循的原则

(摘自 Downey 等人 2022)

### 整理实证

#### 1. 应该对科学证据进行评估，在提出建议时应结合这些证据

审议有关保护行动的现有科学证据(来自同行审议的研究、数据库、正式的出版物或专家咨询)，并提取关键信息，帮助提出建议。现在有许多数据库可以综合相关证据，如保护证据、环境证据以及整理出版文献的数据库（[conservationevidence.com](http://conservationevidence.com), [environmentalevidence.org](http://environmentalevidence.org)），应用生态学资源（[Applied Ecology Resources](http://AppliedEcologyResources)）可大大减少搜索、阅读和解译时间，并消除搜索障碍。利益相关方应考虑证据，判断其优势和相关性 (Salafsky 等人，2019)，与利益相关方一起评估这些经验和知识，须有相关专家参加利益相关方群体的评估。应该说明日期、搜索词条和检索证据的数据库(hadaway 等人，2015)。在搜索中也应考虑非英语撰写的文章，以避免出现偏差(Konno 等人，2020)。

#### 2. 反复和定期搜索文献资料，需要时应包含最新的研究成果，更新指南

为确保指南基于最新信息，应在指南中说明证据检索时间和确定审议日期。我们建议每 5 年审议一次证据。当有重要的、最新信息时，应该更新指南。过时的指南应更新，然后存档，并提供更新后的版本链接。如果原始证据综述清楚地说明了参考文献和建议的理由，那么指南的更新会更容易、更快捷。

#### 3. 证据的展示和解译应保持中立

应真实、客观地呈现信息，而那些从事整理和综合证据的人应保持中立。对于那些参与编写指南的作者或组织来说，特别是在带有宣传目的或参与编写相关证据的情况下，保持中立可能很困难。因此，由同行审议的指南或实践社区合作编写指南可能是有益的，可避免影响呈现证据的偏见。有些组织可能会发现删除指南中所有宣传工作很难，应坦率地说明这些利益冲突。

#### 4. 应直接说明所查阅文献资料的偏差和局限性

陈述任何研究或综述中存在的问题(如偏见)和不确定性，也应明确检索和整理证据可能存在偏差或局限性 (Dicks 等人，2017)。

#### 5. 尽可能地评估和说明费用（财务或其他），成本效益和实施干预的潜在负作用

应尽可能收集生物多样性以外的成本和成果信息。应包括与生物多样性或社会经济优先领域可能产生的冲突，告知这些情况会有助于在决策过程提出建议。

### 提出建议

#### 6. 具体说明证据的类型和来源，以便提出建议

搞清楚采用了什么证据。用文字记录审议过程和资料来源(例如，科学论文、出版物、专家意见、乡土知识)。应在指南中提供方法的细节或来源链接(例如，网站链接或二维码)，解释如何识别和提取这些证据，使那些有兴趣进一步研究的人可以获得原始研究的详情。



**7. 给出建议证据、影响力应透明**

如果证据存在不确定性或相互矛盾，则应通过明确描述证据或使用恰当的术语使其显而易见(强有力的证据、一些证据、弱证据、主要支持的研究等)。推断的范围也应该是明确的，例如证据是否基于某一条件或随上下文而变化(例如，物种、地点)。

**8. 在缺乏有效性信息时，给出明确说明(明确说明在没有有效性信息的情况下所作的陈述)**

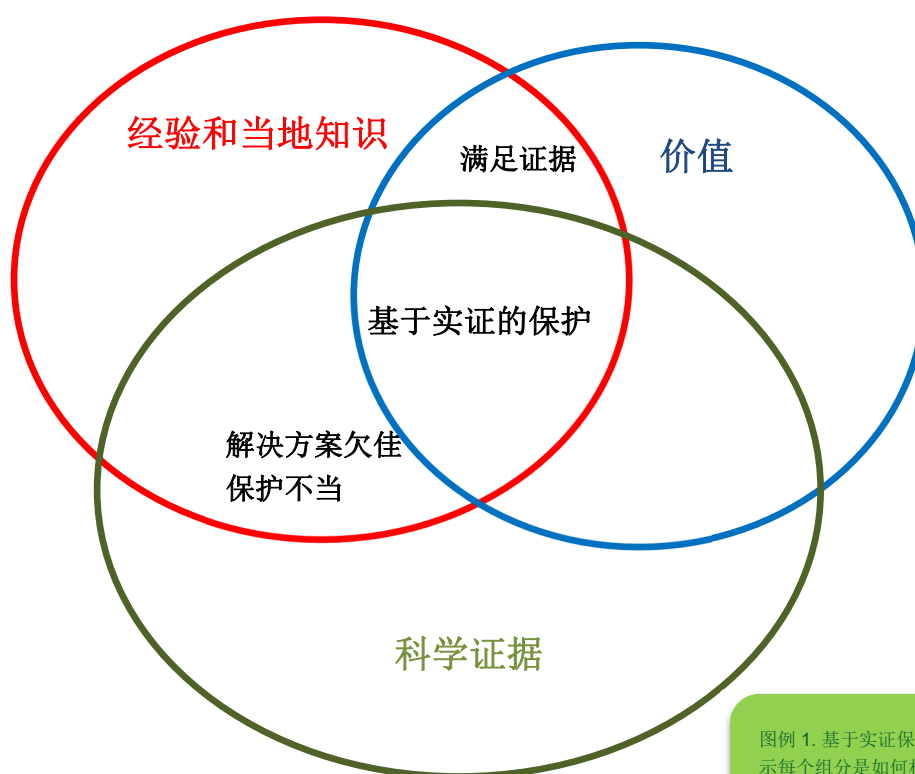
在缺乏证据的情况下，明确说明情况，并根据基本原则、理论或常识提出建议。在没有科学证据的情况下，例如，基于从业者的知识和经验，共识性建议仍然是有价值的。明确标注这些案例通过今后研究可弥补基于实证指南的不足。

**9. 明确哪些建议是基于有效性证据以外的因素(例如，成本、社会可接受度)**

有些建议源自已有证据之外的一系列因素，例如财务成本或不同利益相关方对结果和副作用的可接受度。在指南中应明确这一逻辑和关键因素。例如，可能有很好的证据表明某项行动是有效的，但其成本太高或在社会上不可接受，因此不建议采取行动。

## 基于实证的决策

不建议指南使用者简单地遵循指南的内容。相反，建议将已有的科学证据与经验和当地知识以及价值观结合起来(如果使用指南，也使用最近更新的资料)。此过程如图 1 所示。



图例 1. 基于实证保护中证据的作用，显示每个组分是如何相互作用。统筹道德、社会、政治和经济的关注。Sutherland (2022)

下面列出了决策过程的八个主要阶段，描述最佳实践(萨塞兰正在准备发表)。严格按每个阶段方法的详细信息执行，请参考 Sutherland(2022)。

**识别和表述挑战:** 在确定问题或机遇时，形成一个或多个问题。根据正在决定的，尚未决定的以及正在寻求的目标方式进行表述。

**识别咨询对象:** 考虑谁应参与决策过程、监督决策、咨询或告知对象。好的开端是分析相关利益方。

**研究问题:** 找出问题的成因和后果，研究可能会对问题进行修改，使其更加具体。

**识别选项:** 有研究表明，从业者对特定主题只知道 57%选项(Walsh 等人，2015)。从文献和从业者中获取选项，然后广泛征求意见，进一步梳理选项，这种列表扫描式解决方案是为了确保

识别选项能够合理、全面。

**识别相关证据:** 如果已提取相关研究，则识别相关研究；如果未提取相关文献，则检索相关文献，在下一节给出证据的来源。

**评估证据:** 对每一个证据的可靠性和相关性进行评估。然后将评估后的证据整合起来，总结得出结论。对于某一项行动来说，这会对效果产生影响力，让结果更可信。

**适当地利用专家:** 专家提供评估说明(不是做决定，这需要结合决策者不同的价值观)。文献表明，有许多偏见的资料来源严重影响到专家评估的准确性。有一些技术手段可减少这些偏见，包括德尔菲技术和 IDEA 协议等工具。匿名是打分关键因素。

**利用结构决策过程:** 结构方法因问题而异，包括多标准分析法、论证图、变革理论和成本效益分析法。

## 证据来源

下面列出一些适用于许多保护项目证据来源：

- **保护证据数据库:** ([Conservation Evidence Database](#))：该数据库整理和总结了有关保护行动有效性的证据(Sutherland 等人, 2019)。与特定主题相关的所有行动都被分组为主题“摘要”。截至 2024 年 2 月，已经整理了 24 种不同分类或栖息地的证据。
- **什么在保护中发挥作用:** ([What Works in Conservation](#))：保护证据数据库中行动有效性的信息在年度更新后以书的形式出版。《什么在保护中发挥作用》(Sutherland 等人, 2021 年)搜索的数据库显示所有每条更新的信息。
- 环境证据组织 ([CEEDER](#))：环境证据合作数据库证据评论列出了 1920 篇评论和环境领域的系统地图。
- 万花筒 ([PANORAMA](#))：从业者分享和反映他们的经验，描述他们项目的教训
- 恢复数据库 ([RESTORE](#))：分享自然保护和恢复项目的见解
- 大数据集 [Metadataset](#)：收集科学出版物公开发表数据，提供超过 15000 万条有效的信息，大部分与入侵物种管理有关。
- 专题论文、书籍、报告和其他文件

## 参考文献

Ausden M. (2007) *Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press: New York.

Christie A.P., Amano T., Martin P.A., Petrovan S.O., Shackelford G.E., et al. (2021) The challenge of biased evidence in conservation. *Conservation Biology*, **35**, 249–262. <https://doi.org/10.1111/cobi.13577>

Downey H., Bretagnolle V., Brick C., Bulman C.R., Cooke S.J., et al. (2022) Principles for the production of evidence-based guidance for conservation actions. *Conservation Science and Practice*, **4**, e12663. <https://doi.org/10.1111/csp2.12663>

Salafsky N., Boshoven J., Burivalova Z., Dubois N.S., Gomez A. et al. (2019). Defining and using evidence in conservation practice. *Conservation Science and Practice*, **1**, e27. <https://doi.org/10.1111/csp2.27>



Sutherland W.J., Dicks L.V., Petrovan S.O. & Smith R.K. (eds). (2021) *What Works in Conservation 2021*. Open Book Publishers: Cambridge, UK. <https://doi.org/10.11647/OBP.0267>

Sutherland W.J. (2022) *Transforming Conservation: A Practical Guide to Evidence and Decision Making*. Open Book Publishers: Cambridge, UK. <https://doi.org/10.11647/OBP.0321>

Sutherland W.J., Taylor N.G., MacFarlane D., Amano T., Christie A.P., *et al.* (2019) Building a tool to overcome barriers in research-implementation spaces: The Conservation Evidence database. *Biological Conservation*, **238**, 108199. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108199>

Walsh J.C., Dicks L.V. & Sutherland W.J. (2015) The effect of scientific evidence on conservation practitioners' management decisions. *Conservation Biology*, **29**, 88–98. <https://doi.org/10.1111/cobi.12370>

# 滨海恢复计划和目标设定指南

洛伦 佐伽费<sup>1</sup>，瓦妮萨 卡茨<sup>2</sup>，瓦德 海格迈耶<sup>1</sup>，威廉 萨塞兰<sup>2</sup>

1 荷兰湿地国际

2 英国剑桥大学动物学院保护科学组



编制恢复计划前应该对恢复地点进行全面评估，掌握情况  
[摄影: Edwin Pree].

完成于 2024 年 4 月 5 日



引用: 伽费、卡茨、海格迈耶和萨塞兰(2024) 保护指南系列 2. (1.0 版) 滨海恢复计划和目标设定指南

如果能有效地恢复因人类活动或自然因素而丧失、退化的生态价值，并能长期得以维持，那么沿海栖息地恢复工程便是成功的。设定明确的目标是任何恢复项目成功的基石，为实现生态保护和社区发展相关目标提供参考。成功的恢复取决于重建具有特定生态功能的重要栖息地，为保护鸕鹚类鸟，这些栖息地需要满足鸕鹚类鸟的需求。例如，如果目标是恢复鸕鹚类鸟重要的觅食地，那么恢复过程必须确保滩涂的恢复，其中包括尊重自然滩涂的地貌形态特征，控制植物生长，以及促进底栖动物生长，确保鸟类有适合、充足的食物来源，才能有效地实现这一目标。除了设定目标外，还要形成一个共同、共享的愿景，才会提高关键相关利益方的归属感和他们的参与度。

了解造成自然栖息地退化的威胁，解决和消除这些威胁是很重要的。在没有消除威胁的情况下，恢复自然生态系统只会失败。例如，只有停止非法采伐和清理红树林后，红树林才能开始得以恢复，反之，保护现有的自然生态系统更有益，成本更低，效益更好。

这里编写的指南提倡以设定目标为核心，逐步恢复沿海栖息地。这是一个结构化和系统化的方法，推动有影响力决策和适应性管理的实践活动，以取得可持续的生态成果。



## 递进式滨海栖息地恢复方法:



## 1. 识别景观、栖息地和恢复地点

选择恢复地点时，重要的是要认识到可能发生推动或阻碍成功恢复的自然过程。恢复的最佳地点是那些支持自然过程、补充干预工程和其他人工恢复的地方。这种与自然和谐的工作符合“与自然共建”的原则(van Eekelen & Bouw 2020)，确保修复工作与自然动态和当地利益相关者的利益相辅相成。

### 与自然共建原则:

“与自然共建”是一种结合基于自然的解决方案，可用于沿海、河流、三角洲和城市与水有关的基础设施设计。它利用自然力将生物多样性恢复、经济和社会作为一个整体统筹考虑。坚持与自然结合的原则，修复工作应该有策略地利用所选地点的内在动态变化，而不是与之进行对比。

采用这种方法的一个案例是滨海湿地恢复。在这种情况下，解决海岸侵蚀的可行方法是将沉积物沉积在某一个地方，让风、海浪和洋流逐渐自然地再分配。这一方法大大减少了对当地生态系统的干扰，同时为自然和娱乐活动营造了新的区域(De vrienten 等人, 2014; Ecoshape, 2020)。

另一个实证是在印度尼西亚丹玛实施的“与自然共建”项目 ([Building with Nature Indonesia](#))。在红树林曾受到侵蚀的海岸，由灌木制成的可透水的坝来抵御洪水风险。这些坝可促使沉积物淤积，并帮助维持沉积物平衡。一旦近岸河床水位上升，红树林便开始自然再生，形成天然的水屏障，抵御洪水和进一步控制侵蚀(Wetlands International & Ecoshape, 2022)。

恢复选址考虑主要因素包括历史上自然生态系统分布、当前的地貌和生态特征，以及预测在不久的将来景观的变化。例如，观察结果表明，沉积物淤积的地方往往更适合监督这些重新恢复的工作 (Atkinson, 2001)，然而，受到侵蚀的地点会产生更高的海堤维护成本，这意味着出于资金原因，监督重新恢复地点可能是一个值得考虑的解决方案。此外，一项行动可能需要持续的维护(例如，由于沉降和相对海平面的变化，海岸线预计会向内陆推移)。因此，成本与效益的权衡需要与恢复地点的适宜性一并考虑。这种实际的观察强调了恢复地点具体特征的重要性，指导基于生态系统固有特征的恢复方法。

当然，考虑栖息地的现状和功能也很重要。如果栖息地退化，不适合保护目标物种，那么营造栖息地会产生生态效益；如果现有的栖息地功能良好，那么没有必要营造额外的滩涂或盐沼或降低对资源的利用(Yozzo 等人, 2004)，这也取决于是否有足够大的栖息地承载不断增加鸟类的数量。

## 2. 掌握恢复地点情况：详细地评估自然和社会经济情况

考虑恢复地点的地貌、水文和生态特征，对选择恢复地点进行全面评估，了解恢复地点的自然动态有助于随后的恢复决策。需要评估的主要方面包括被选恢复地点的潮差和位置、沉积物特征、海浪强度、侵蚀和沉积物沉积量、地形特征(例如潮沟的分布)、植被组成、

滩涂上的底栖生物、现在和历史上的野生动物分布，以及预测相对海平面变化。这些因素对于全面了解恢复地点的生态复杂性、预测对恢复干预的响应以及与利益相关者沟通均至关重要。

评估恢复地点同时要考虑大尺度景观。重要的是要了解景观尺度的发展规划，例如在附近的潮间带修建港口、防浪堤工程或其他可能会影响沉积物沉积量、水流形态和当地洋流，以及在上游建拦河坝可能影响入海的沉积物，而改变流入恢复地点河流的水量。

### 3. 确定和参与全过程的相关利益方和专家

恢复工作成功与否关键取决于对社会经济环境的了解程度。所以，相关利益方的参与对于可持续的恢复项目成功是必不可少的。了解利益相关方的想法、关注的领域，消除误解，这些诉求都会影响到恢复规划。

应该对利益相关方进行分析。根据行业、职能、社会经济因素和他们对修复项目的立场，对他们进行分类，确定利益相关方群体(Golder & Gawler, 2005)，这种分类可为消除潜在的障碍做好准备，并推动有效的规划。

让跨学科、不同领域的专业人士从各自的观点和专业知识角度来丰富修复计划。此外，必须通过能力建设努力推动社区参与，确保当地利益方和弱势群体积极贡献他们的知识和技能。有必要提升能力，确保所有当地社区和管理部门对恢复项目达成一致意见(FAO 等人, 2023)。

与“四个回报”框架一样，推动建立景观层面的伙伴关系，并合作开展规划工作，提高利益相关方的参与。采用这种方法，恢复计划不仅是生态工作，也成为社会、经济和鼓舞人心回报的催化剂。利益相关方通过对景观挑战和机遇的共同理解，共同参与制定修复的愿景，确保项目与大的景观目标一致。此外，该“四个回报”框架强调经过监测和学习，开展适应性管理，使恢复计划符合不断变化的情况并回应相关利益方的反馈。这一迭代过程促进了更广泛的利益相关方的参与和他们对修复工作的长期承诺，最终提高了项目的可持续性和成功率(Sterling 等人, 2017; Dudley 等人, 2021)。

#### 4 个回报框架

“4 个回报框架”是一种评估景观尺度(例如, >100,000 公顷)修复可行性的方法，也是评估小型项目如何适应大尺度景观并对其做出贡献的方法。这个概念和实践框架帮助利益相关方在四个方面实现回报—社会回报、自然回报、财务回报和精神回报。该框架遵循五个流程:

1. 景观的伙伴关系
2. 共享的系统理解
3. 景观远景与合作规划

4. 采取行动
5. 监测与学习

这些要素在一个多功能景观进行(包括自然区、经济区和综合区), 时间跨度为实际时间(指示性:至少 20 年)。多种生态系统类型的多个恢复项目必须经过协调和规划过程, 这可能需要长达两年的时间。

#### 4. 确定 SMART 目标: 具体的、可衡量的、可实现的、真实的和时限的

在设定栖息地恢复目标时, 有必要采取侧重于生态功能的恢复方法, 而不是专注于提供个体属性(Atkinson 等人, 2001)或行动。在恢复生态学领域, (真正的)生态目标和管理行动存在一个关键的区别。前者与恢复生态功能的顶层目标有关, 例如将退化的滩涂恢复成为水鸟的觅食地。而后者涉及具体的管理行动, 如清理大米草、控制植物、重新安置沉积物等, 这些应被视为实现生态目标的手段, 而不是目标本身(Bakker 等人, 2000)。

通过恢复或干预来恢复某一点地的生态功能可能会减少或终止另一个生态功能。应该清楚地确定并仔细考虑权衡利弊。例如, 在开阔的滩涂上营造红树林, 同时兼备鱼产卵场及消浪功能, 可能会与滩涂作为鸕鹚类鸟觅食地的功能相抵消或被弱化。恢复地点历史上的功能, 以及目标功能的稀缺性和预期可能有助于权衡后确定目标。

确定明确、具体目标成为选择适当恢复行动的基础, 恢复预期生态功能。

#### SMART 标准

为推进恢复工作的有效性, 应坚持 SMART 标准: 即具体的、可衡量的、可实现的、真实的和时限的, 拟订良好的目标例子包括:

1. 在未来五年, 恢复 50% 滩涂, 为水鸟提供觅食和休息地
2. 五年内将盐沼面积扩大 50%, 为濒危的鸕鹚类鸟提供筑巢地
3. 改善沉积物组分, 确保底栖动物在目标区重新定居, 并由适合鸕鹚类鸟食用的群落组成
4. 在一年内恢复两个有效的高潮休息地, 将水产养殖塘转变为开阔的浅水区, 成为水鸟高潮休息地



## 5. 识别实现目标的途径：基于科学理解来制定战略

制定战略，概述实现既定目标所要采取的具体行动。根据证据，为取得必要结果而采取行动作为实现目标的步骤。识别与行动相关的任何假设和风险。这些行动作为这一战略组成部分，可能涉及景观改造、植被管理或其他针对已确定的生态系统恢复需要采取的干预措施。

下面章节将介绍几个恢复行动。需要再次强调的是，这些具体行动本身并不是目标，而是通过实施一个或多个行动才会实现生态恢复目标。

## 6. 设计恢复项目

为制定一个有效的修复计划，首先应该设计一个项目。项目设计把恢复地点的评估和利益相关方咨询过程结合起来。这一阶段涉及要综合科学的理解和利益相关方的投入，方可制定一个全面的恢复工作框架。通过针对性干预措施来解决恢复地点的生态复杂性，并与当地利益方利益和优先工作保持一致，设计要确保修复行动针对性强。此外，这一阶段需积极推动规划，识别潜在的机遇和挑战，提高恢复计划的可持续性和成功率。

重要的是，应采用适应性管理方法，利用监测结果评估后，修改设计方案。因此，设计本身应该促进适应性管理，适应不断变化的环境并优化修复项目。

## 7. 编制恢复计划：为实现目标制定详细的行动方案

根据项目设计中确定的策略，恢复过程的下一个关键步骤是制定一个全面的恢复计划。这个计划应该深入到各个环节，列出详细的任务，分工，并为确定的每个战略实施给出时间表。如果可能，确定必要的资源是有帮助的，包括人力、设备和材料等。计划的制定还应考虑到在实施过程中可能出现的潜在挑战，提供一种积极方法来处理不可预见的情况发生。

恢复计划的制定应该是一项合作工作，与在可行性阶段确定的利益相关方、合作伙伴共同制定恢复计划。参与式的方法能确保考虑不同的观点，丰富对项目计划的全面理解。恢复计划是一份至关重要的文件，为所有参与项目的人员提供全面的指导。能使参与计划的任何人都能够掌握项目的目标，理解必要的行动，确定决策点，并估算项目成功所需的资金 (Beeston 等人，2023)。

## 8. 制定监测计划

为了跟踪恢复计划的进展和成功，制定一个全面的监测计划必不可少。这一计划包括确定关键指标、衡量方案和时间表。

确定目标和监测生态恢复是错综复杂的。监测是评估在规定期限内是否达到目标的一个基本工具。所采用的方法应与项目目标一致，强调节俭、参与性过程和低成本。

监测指标的选择必须针对项目目标、具体的生态系统恢复和恢复地点的独特条件。监测应在干预前后进行。此外，监测应对恢复地点和对照点的指标进行对比，实施了哪些恢复活动，哪些活动尚未进行。这种比较分析的目的是衡量项目朝着实现理想生态状态的净差异。

应按标准、科学的方法收集数据，包括植被、底栖动物调查、评估鸟类(休息)数量和(取食)密度以及监测栖息地使用情况。在恢复地点采集到具有重要商业价值的物种时，考虑人类对恢复地点的利用也是重要的。

在可能的情况下，应按统一、标准化的监测方案，对物种和栖息地进行监测。东亚-澳大利西亚迁飞路线伙伴关系(EAAFP)鼓励制定一项由东亚-澳大利西亚迁飞路线国家采用统一的水鸟监测和报告规程。

确保监测活动的专项资金或预算预留资金至关重要。强调与相关政府部门、决策者和利益相关方的合作开展监测对实现恢复目标的重要性。在治理框架内明确监测的角色和职责，确保有效的资源配置和治理一致性，增强项目有效性和长期的可持续性。

*举例说明滨海湿地生态系统恢复项目评估指标。当对已恢复地点与恢复前基线或参照地点进行对比时，这些指标的信息量很大，下列评估指标是根据 Cadier 等人，(2020) 和 Atkinson(2001) 有关滨海湿地营造、恢复成功指标的报告和文章改编的。*

分类属性	指标
生物条件	● 物种丰富度和多样性
	● 物种数量、覆盖面积百分比和生物量
	● 是否有濒危物种
物理条件	● 土壤和沉积物理化条件
	● 水理化变量
	● 海洋深度测量
	● 电流强度
无威胁	● 恢复地点没有外来物种生物威胁(如外来物种)
	● 人类可持续的采集资源
	● 污染程度

## 9. 开始实施恢复计划：将计划付诸行动

开始实施恢复计划，认真落实干预措施，同时考虑栖息地生态敏感性。

## 10. 评估干预成效：成果对标既定目标

根据设定目标对恢复成效进行持续评估是成功的关键。恢复工作的成效与设定目标有着错综复杂的联系。重要的是在目标层面评估成效，而不仅仅是在方法层面进行评估。例如，监测互花米草清除的成功与否，只能说明互花米草存在与否，但它并不能反映更开阔滩涂恢复健康的情况，例如，原生盐沼的重建为鸕鹚类鸟提供了觅食地。

功能性恢复是评估生态系统生态功能是否得到恢复的一个重要概念(Atkinson 2001)。例如，恢复潮间带支持食物链、削浪作用和改善水质功能。监测工作必须对超过直接因素以外更广泛的生态指标进行监测。在清除互花米草恢复滩涂的情况下，除了跟踪入侵物种的存在或复长外，还必须监测恢复后的滩涂底栖生物组分和往返觅食地鸟类种群数量。某一行动的持续成功，其最初的成功很关键。这种综合方法确保整体评估，与修复的总目标保持一致，并有助于长期干预的成功。

由生态恢复学会开发的 5 星恢复系统 ([5-star Recovery System](#)) 提供了一个实用的工具帮助评估恢复工作，该系统被广泛用于评估全球范围成功恢复计划。这种结构化的方法允许对一个地点的生态系统恢复进展进行评估和排名。采用 5 星尺度来评估恢复后的生态系统与参照系统的相似性，从而全面了解恢复工作。该系统允许对特定生态系统属性进行整体评估或个体评估，推动该系统不断改进。虽然旨在实现生态系统的全面恢复，但该系统适用于特定功能属性的项目。然而，其可靠性取决于大量的监测数据，强调针对每个地点量身定制的综合监测计划的重要性(McDonald T. 等人，2016)。

## 11. 调整恢复计划：灵活性和适应性管理

利用监测数据进行适应性管理。如果成效偏离预期，需采取响应和动态的方法，对恢复计划进行相应地调整。这可能涉及与利益相关方的联络会议(例如年度审议)，评估进度，并在总体目标保持不变的情况下，对恢复计划做一些微调。如果没有达到设定的目标，则需要进一步调查，了解这种差异是由于不当的恢复行动、执行不力、目标不切实际还是因政府政策的变化或发生灾难性事件等不可预见的外部因素导致的。

## 12. 记录各个步骤：完整地用文字记录，供今后参考

在整个过程中保留详细的文档。包括评估、目标设定、策略、实施流程、所需资源和任何调整的记录。应记录监测工作，并报告干预措施的成功和失败情况。言简意赅总结和解释恢复项目的结果，便于决策者使用(例如从业人员和政策制定者)。文档为将来的参考提供了有价值的资源，并为后续的恢复项目提供了最佳实践。应考虑开放数据，或将结果上传到开放、可获取的存储库，包括国家或国际数据库。

### 其他资料来源

Yamashita H. (ed.) (2021) 公众对滨海恢复的看法: 滨海湿地恢复公众看法和社区发展, 伦敦劳特利奇 <https://doi.org/10.4324/9780367863098>

OMReg:滨海栖息地重建计划数据库. 请查阅: [www.omreg.net/](http://www.omreg.net/)

绿-灰色社区实践(2020)绿色灰色基础设施建设实施指南:实施绿色-灰色基础设施建设实用指南  
请查阅: [www.conservation.org/projects/global-green-gray-community-of-practice](http://www.conservation.org/projects/global-green-gray-community-of-practice)

## 参考文献

Atkinson P.W., Crooks S., Grant A. &Rehfishch M.M. (2001) *The Success of Creation and Restoration Schemes in Producing Intertidal Habitat Suitable for Waterbirds (ENRR425)*. English Nature Research Reports, no. 425. Natural England (English Nature): Peterborough. Available at: <https://publications.naturalengland.org.uk/publication/63026>

Bakker J.P., Grootjans A.P., Hermy M. &Poschlod P. (2000) How to define targets for ecological restoration? Introduction. *Applied Vegetation Science*, **3**, 3–6. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2000.tb00033.x>

Beeston M., Cameron C., Hagger V., Howard J., Lovelock C., *et al.* (eds.) (2023) *Best Practice Guidelines for Mangrove Restoration*. Global Mangrove Alliance: Washington DC. Available at: <https://www.mangrovealliance.org/wp-content/uploads/2023/10/Best-Practice-for-Mangrove-Restoration-Guidelines-v2.pdf>

Cadier C., Bayraktarov E., Piccolo R. & Adame M.F. (2020) Indicators of coastal wetlands restoration success: A systematic review. *Frontiers in Marine Science*, **7**, 600220. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.600220>

Dudley N., Baker C., Chatterton P., Ferwerda W.H., Gutierrez V., *et al.* (2021). *The 4 Returns Framework for Landscape Restoration*. UN Decade on Ecosystem Restoration Report. Commonland, Wetlands International, Landscape Finance Lab and IUCN Commission on Ecosystem Management. Available at: <https://www.commonland.com/wp-content/uploads/2021/06/4>Returns-for-Landscape-Restoration-June-2021-UN-Decade-on-Ecosystem-Restoration.pdf>

van Eekelen E. & Bouw M. (2020) *Building with Nature, Creating, Implementing and Upscaling Nature-Based Solutions*. nai010 Publishers: Netherlands.

FAO, SER, & IUCN/CEM (2023) *Standards of Practice to Guide Ecosystem Restoration: A Contribution to the United Nations Decade on Ecosystem Restoration: Summary report*, FAO, Rome, Italy. <https://doi.org/10.4060/cc5223en>

Golder B. &Gawler M. (2005) *Cross-Cutting Tool Stakeholder Analysis. Resources for Implementing the WWF Standards*. WWF. Available at: [https://awsassets.panda.org/downloads/1\\_1\\_stakeholder\\_analysis\\_11\\_01\\_05.pdf](https://awsassets.panda.org/downloads/1_1_stakeholder_analysis_11_01_05.pdf)

Sterling E.J., Betley E., Sigouin A., Gomez A., Toomey A., *et al.* (2017). Assessing the evidence for stakeholder engagement in biodiversity conservation. *Biological conservation*, **209**, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.008>

McDonald T., Gann G.D., Jonson J., & Dixon K.W. (2016) International Standards for the Practice of Ecological Restoration – Including Principles and Key Concepts. Society for Ecological Restoration: Washington, D.C. [https://cdn.ymaws.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/docs/SER\\_International\\_Standards.pdf](https://cdn.ymaws.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/docs/SER_International_Standards.pdf)

de Vriend H., van Koningsveld M. & Aarninkhof S. (2014). 'Building with nature': The new Dutch approach to coastal and river works. *ICE Proceedings - Civil Engineering*, **167**, 18–24. <https://doi.org/10.1680/cien.13.00003>

Yozzo D.J., Wilber P. & Will R.J. (2004) Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement, and restoration in New York–New Jersey Harbor. *Journal of Environmental Management*, **73**, 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.05.008>



**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-Ah Choi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞北京林业大学、贺强复旦大学、陆文海国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕北京林业大学

**声明:**我们对证据的评估总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策

# 第三章 恢复方法

指南...

促进潮水交换，恢复或营造盐沼和潮间带滩涂

利用沉积物恢复或营造盐沼和潮间带滩涂

重塑盐沼和潮间带滩涂

恢复或营造盐沼植被

管理潮间带滩涂植被

化学方法控制互花米草

物理方法控制互花米草

综合方法控制互花米草



# 促进潮水交换， 恢复、 营造盐沼和潮间带滩涂 指南

瓦妮萨 卡茨<sup>1</sup>， 保罗 厄尔福特迈耶<sup>2</sup>， 纳吉 泰勒<sup>1</sup>， 洛伦佐 伽费<sup>3</sup>，  
瓦德 海格迈耶<sup>3</sup>， 威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

1 英国剑桥大学动物学院保护科学组

2 澳大利亚珀斯达马考咨询公司

3 荷兰湿地国际



荷兰调控重整西斯海尔德海岸  
[摄影: Edwin Paree]

完成于 2024 年 4 月 5 日



引用： 卡茨、厄尔福特迈耶、泰勒、伽费、海格迈耶和萨塞兰（2024）保护指南系列3（1.0版）促进潮水交换，恢复、营造盐沼和潮间带滩涂指南

目标：通过恢复或管理潮流，营造或恢复滨海栖息地

## 定义

- **底栖无脊椎动物**=生活在水底的无脊椎动物(大型:> 1 毫米; 小型< 1 毫米)
- **退潮** =从高水位到低水位的时期, 即潮水位后退的时段
- **潮间带**= 处于涨潮和退潮之间的区域
- **控制重整**=一种破坏或拆除海岸防护设施(如海堤), 恢复潮水交换的技术, 使之前受保护的区域被淹没, 有时也被称为“有计划地后退”
- **调控潮水交换** =通过调控, 让潮水流过现有的海岸防护设施。有时指“控制减少潮水”
- **大潮**: 当太阳、月亮和地球形成一条线时, 会产生强烈引潮力, 此时会涨大潮。定期会出现最大潮和最小潮。大潮每个月发生两次。

## 1、描述

潮水产生周期性交换, 这时滩涂和盐沼被海水淹没, 这是滩涂和盐沼一个典型特征。在控制重整或利用现有的海岸防护设施控制潮流时, 有时为了调控潮水交换打开口子或拆除现有的沿海防护设施来促使潮水交换(Ausden, 2007; Scott 等人, 2012)。新的沿海防护设施一般会建在内陆, 以保护人工基础设施和农田免于被淹。道路或桥梁通常阻断了潮流(Ausden, 2007), 这个指南的目标便是要恢复被阻断潮水的交换。

在欧洲, 英国、德国和荷兰已广泛采用这种技术(Wolters 等人, 2005; Rupp-Armstrong & Nicholls, 2007; Scott 等人, 2012)。用盐沼和滩涂取代海堤等坚固的沿海防护设施的一个主要优点是, 滩涂和盐沼作为天然防护设施既能抵御潮水, 又能降低维护成本。因此, 自然干预的经济收益高于成本, 便于投资决策。

## 2、生物多样性效果证据

**鸟类:** 已知恢复潮水交换后的滩涂拥有鸕鹚类鸟, 鸟类数量在一至三年内开始增加(Slavin & Shisler, 1983; Brawley 等人, 1998; Atkinson 等人, 2004; Natuhara 等人, 2005; Badley & Allcorn, 2006; Armitage 等人, 2007; Mander 等人, 2007; Elliot, 2015)。促进潮水交换前后, 鸟类群落可能发生变化。例如, 在日本大阪港围垦区引入潮水后, 鸕鹚类鸟的数量增加了五倍(Natuhara 等人, 2005), 鸭类(红头潜鸭)被鸕科和鹬科鸟类所取代。对栖息地偏好可能因物种而异。例如, 在美国加利福尼亚州的一个修复地点, 半蹼白翅鹬、半蹼鹬更喜欢开阔的滩涂, 而塍鹬和滨鹬更喜欢有水和滩涂混合的栖息地 (Armitage 等人, 2007)。请注意, 为鸟类营造栖息地时, 要考虑鸟类繁殖和觅食空间。



**无脊椎动物:** 大型底栖无脊椎动物可快速定居, 在 2-5 年内其生物量和密度接近“自然”滩涂的水平(Mazik 等人, 2010; Malcom Ausden, pers. comm), 但建立完整群落结构可能需要几十年(Craft & Sacco, 2003; Reading 等人, 2008)。在日本大阪恢复后的一个滩涂上, 当潮流交换恢复后, 摇蚊被多毛类和钩虾科所取代, 但与日本的自然潮滩相比, 腕足类和软体动物较少(Natuhara 等人, 2005)。无脊椎动物恢复要达到自然水平所需的时间取决于物种的特征和它们的需求。例如, 在美国北卡罗来纳州的人工沼泽中, 幼虫在扩散阶段三年内可达到自然水平; 而(寡毛纲)颤蚓科动物花了 25 年时间才达到与自然盐沼相似的密度(Craft & Sacco, 2003)。

**植被:** 在许多情况下(以及高程适宜的地区), 潮水交换一至两年内会长出盐生植物 (Barrett & Niering, 1993; Dagley, 1995; Brockmeyer 等人, 1996; Burdick 等人 1996; Roman 等人, 2002; Thom 等人, 2002; Williams & Orr, 2002; Badley & Allcorn, 2006; Garbutt & Wolters, 2008; Wolters 等人, 2008; Hughes 等人, 2009; Howe 等人, 2010; Mossman 等人, 2012; Rochlin 等, 2012; Elliot, 2015; Chang 等人, 2016; Flitcroft 等人, 2016; Clifton 等人, 2018)。然而, 30 年和 50 年后, 恢复地点的植被群落可能与天然盐沼群落(Elphick 等人, 2015; Flitcroft 等人, 2016)。潮水交换后, 在某些情况下植物数量在长达四年的时间里几乎看不到变化(Buchsbaum 等 2006; Konisky 等人, 2006; Kadiri 等人, 2011)。

### 3、影响成果因子

**恢复地点面积:** 恢复潮水交换前, 需考虑潮间带可用的空间。如果基础设施太靠近海岸, 新恢复的潮间带栖息地及其野生动物将会处于海岸防护设施决口处后有限空间 (Howe 等人, 2010; Morris, 2013)。恢复地点面积的大小(和被隔开)也可能影响物种的栖息。恢复地点面积小可能永远看不到大面积、自然滩涂所能看到的丰富的生物多样性(Atkinson 等人, 2004; Wolters 等人, 2005)。有综述发现, 物种多样性最高的恢复地点面积要超过 100 公顷(Wolters 等人, 2005)。日本一处恢复地点即使滩涂面积扩大了, 但是体型大的鹬和沙锥(丘鹤科)数量还是下降, 推测对这些鸟类来说(2.6 公顷)面积太小(Natuhara 等人, 2005)。

**高程:** 高程影响一个恢复地点被淹时间。因此, 恢复后的栖息地将极大受到滩涂现有高程影响。有综述发现, 盐沼物种多样性最丰富是在最大高程地方(Wolters 等人, 2005)。在英国一个海堤上被打开决口的地方, 该地拥有越冬的水鸟, 因为这里地势太低, 没有涉禽在此繁殖, 这意味着整个地区在大潮时被淹(Badley & Alcorn, 2006)。反过来, 沉积物输入也要保持理想高程, 决口的大小或数量影响到沉积物进入该恢复地点, 从而有利于形成适宜的栖息地。更宽或频繁的被淹决口处会让更多沉积物进来, 有利于盐沼而不是滩涂的形成(Morris, 2013)(参见 2 号系列利用沉积物营造或恢复潮间带)。但通常明智的做法是增加沉积物, 恢复地点状态是由当地高程或地形决定(Mark Dixon, pers.comm.)。

**排水:** 排水良好的盐沼可能更耐侵蚀(Atkinson 等人, 2001), 且能支撑更多的物种(Wolters 等人, 2005)。排水不畅会影响到植物物种生长, 有利于那些耐湿和厌氧植物生长(Atkinson 等, 2001 年)。恢复潮间带很重要的一点是避免永久被水淹没。

**沉积物:** 滩涂和盐沼形成也将取决于沉积物输入的路径和与水动力有关的基底的稳定性, 包括通过决口移动而产生波浪能量(Williams & Orr, 2002; Morris, 2013)。沉积物的粒径组成、含水量和紧实度也是需要考虑的重要因素。在河口受调控管理恢复地点, 高悬浮沉积物会增加沉积

物的沉积速率，从而以滩涂为代价促使盐沼快速形成(Mazik 等人, 2010)。请注意，恢复地点在浪潮作用下重新悬浮沉积物，从而减缓沉积过程(Morris, 2013)。

**与自然栖息地距离:** 如果一个地点恢复潮水交换，植物会自然地重新生长，植物生长将取决于与目标物种种群的距离，这将决定它们定植难易程度(Bakker 等人, 1996; Elsey-Quirk 等人, 2009)。盐生植物的种子随潮水定植(Malcom Ausden, pers. comm.)。实验证据发现，双壳类底栖动物通过水体定居，而多毛类动物的定居受到围栏的阻挡，这表明水体侧向运动很重要(Negrello Filho 等人, 2006)。请注意，在这里与种群的功能距离很重要，而不是数学距离:恢复地点上游 1 公里或逆流的种源在功能上比下游 1 公里或逆流的种源更近。在种源扩散前实施这一行动可能会使植物能更快地定植(Wolters 等人, 2005)。在中国黄海的大部分地区，由于盐沼上游地区的围垦，植被生长缓慢(David Melville, pers. comm)。理想植物的缓慢定植为入侵物种互花米草提供了机会，互花米草快速入侵便是如此。

**无脊椎动物:** 出现不同种类的无脊椎动物会影响到鸟类是否会利用恢复地点。例如，在英国一个恢复地点，因为没有大型双壳类动物，便没有看到蛎鹬；四年后碰巧发现海水蛤，在这里看到红腹滨鹬(Atkinson 等人, 2004)。

**植被:** 恢复地点水面的增加，影响植被生长，所以，一些特殊鸟类不会在此繁殖，但最终只有重建的盐生植被才能为这些鸟提供理想的繁殖条件(Brawley 等人, 1998)。

**靠近人工设施:** 建造的人工设施妨碍一些鸟观察捕食者(Erftemeijer, 2023)。有一项研究发现，在靠近人工建造的设施恢复地点，鸬鹚类鸟物种多样性较低(Armitage 等人, 2007)。

## 4、实施

**打开沿海防护设施:** 单个决口宽度可以从 20 米到 150 米不等(Thom 等人, 2002; Mazik 等人, 2010; Elliot, 2015)，但在某些情况下挖开多个决口(Hughes 等人, 2009)。所挖决口数量将取决于潮差和被淹区域的水深(Hand Winterwerp, pers.Comm.)。可在已有水闸的地方打开口子(Mark Dixon, pers. comm.)。建议在低潮时开挖，只能在一天退潮时挖最后的决口(Mark Dixon, pers. comm.)。最后决口一旦挖好，挖掘机就无法回去了。因此，建议以挖决口同样速度，装载和运走材料，在潮水进来时为挖掘机留下离场线路。

如果决口太窄，会影响到潮水交换，从而限制进入恢复地点的沉积物输入量(Williams & Orr, 2002)，但是挖决口大，工程成本会增加。决口的大小和数量将影响潮水淹没的频率和宽度，以及进入恢复地点沉积物的量。要注意，由于潮水的流速快，决口周围底部会形成冲刷坑(Whitehouse, 2006)。气候变化引发的极端天气事件，例如在中国台风频发也会影响决口处(Huang 等人, 2022; David Melville, pers. comm.)。

**改造沟渠或其他开口:** 潮水经过涵洞或从障碍物下面(如道路)流过。可拆除涵洞或扩大涵洞直径，让潮水充分交换(Streever & Genders, 1997)。直径从 0.75-2.10 米不等，让更多的潮流通过涵洞(Barrett & Niering, 1993; Burdick 等人, 1996; Brawley 等人, 1998; Roman 等人, 2002; Buchsbaum 等人, 2006; Wolters 等人, 2008)。在涵洞或其他开口上方安装闸门调节潮水交换(Ausden, 2007)，在朝海方向打开铰链门，因为进来潮水的推力能关闭铰链门，可自行调节

水流。用浮子打开闸门调控水位(Ridgway & Williams, 2021), 也可用电控制闸门(Ausden, 2007)。

**排水:** 修建河道改善排水, 并为鱼类和无脊椎动物提供觅食地(Olmstead & Fell, 1974; West & Zedler, 2000)。另外, 有人建议深挖地面上现有排水沟, 形成一个自然排水系统(Mark Dixon, pers. comm.)。

**植被:** 建议在洪水前清除地上已有的植物, 以防溃堤后迅速死亡, 从而污染邻近的潮水系统(Mark Dixon, pers. comm.)。此外, 在决堤前 6 个月禁止给植被施用化学物质, 阻止化学物质“脉冲”进入滩涂水域(Mark Dixon, pers. comm.)。

**引入淡水:** 在挖决口前, 修建低水位的堤坝或挖泻湖, 让淡水进来, 供鸟类饮水和整理羽毛, 可大大提高恢复地点对鸟类的价值(Mark Dixon, pers. comm.)。

**削浪堤:** 修建新的防护设施或“削浪堤”将潮水淹没控制在目标区域内(例如 Reading 等人, 2008 年)。考虑使用带弧度削浪堤能更好地减弱浪潮能量(Mark Dixon, pers. comm.)。现有的步行道可改为削浪堤(Mark Dixon, pers. comm.)。潮水自然涨到恢复地点的一部分地势较高地方, 在这种情形下就不需要修建削浪堤(Leeds, 2016)。削浪堤建造和维护成本很高, 所以, 让潮水涨向更高的地方可以降低成本(Mark Dixon, pers. comm.)。

### 案例: 苏格兰尼格湾保护区马达特沼泽

英国皇家鸟类保护学会尼格湾保护区的马达特沼泽是苏格兰第一个营造可调控管理的盐沼。1946 年至 1977 年间, 超过三分之一尼格湾盐沼消失了。建于 20 世纪 50 年代的海堤前没有盐沼, 这意味着不断被海浪侵蚀, 致使维护成本很高。

英国皇家鸟类保护协会从当地一位土地所有者手中购买马达特沼泽, 对其重新进行调控管理。2003 年, 海堤被挖开, 在遗留的水道处用机械挖开两个 20 米宽的豁口, 使潮水快速流入, 缓慢地流出。修建的辅助防护设施是为了预防邻近的土地被淹。

**决口设计理由:**利用两个决口可足以淹没盐沼, 同时保留一些有利的场地, 促使植被生长和潮沟的形成。拆除整个海堤的费用太昂贵, 而且无法为物种提供庇护。让海堤自然决口是一种选择, 但自然决口位置是首选。

海堤决口前后, 对该地区要反复监测。盐生植物在六个月内开始繁殖。10 年内, 这里以盐生植物为主, 覆盖了大部分盐沼; 记录了以鸟类为食无脊椎动物, 统计到 25 种水鸟, 栖息在这里的鸟类个体数量多达 2000 只, 积累沉积物为 20-30 厘米。总的来说, 营造了 20 公顷的盐沼, 开拓了 5 公顷的盐沼和滩涂, 使尼格湾保护区的这些栖息地面积增加了 23%, 期间海堤无需维护。

**来源:** Elliot (2015); 视频: 盐沼恢复 [youtube.com/watch?v=aiOl8bjctAw](https://www.youtube.com/watch?v=aiOl8bjctAw)

## 5、其他资料来源

Atkinson P.W., Crooks S., Grant A. &Rehfish M.M. (2001) 英国项目综述:成功地营造和恢复计划为水鸟营造适宜的潮间带栖息地 (*ENRR425*).英国自然研究报告 (425.) 自然英国(自然):彼得伯勒. Available at: <https://publications.naturalengland.org.uk/publication/63026>

Scott C., Armstrong S., Townend I., Dixon M. & Everard M. (2012) 英国 20 年调控管理和调控潮水交换经验教训:创新海岸带管理:动态沿海可持续工程 365–374. ICE 出版社.  
<https://doi.org/10.1680/iczm.57494>

全球调控管理项目数据库:ABPmer (ABP 海洋环境研究有限公司) (2015)  
<http://www.abpmer.net/omreg>

Hudson R., Kenworthy J. & Best M. (eds.) (2022) 决口设计:盐沼恢复手册. 英国环境署: 英国布里斯托尔. Available at: [https://catchmentbasedapproach.org/wp-content/uploads/2021/10/Saltmarsh\\_Restoration\\_Handbook\\_FINAL\\_20210311.pdf](https://catchmentbasedapproach.org/wp-content/uploads/2021/10/Saltmarsh_Restoration_Handbook_FINAL_20210311.pdf)

美国环境署 (2020)控制潮水综述: 调控潮水:分析美国控制潮水和避免、拆除机遇文件编号. EPA-842-R-20001. 华盛顿特区. 可搜索: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-12/documents/tidal\\_restrictions\\_synthesis\\_review\\_final\\_12.01.20.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-12/documents/tidal_restrictions_synthesis_review_final_12.01.20.pdf)

Adnitt H., Brewer D. Cottle R., Hardwick M., John S. 等人 (2007)盐沼管理:盐沼管理手册. R&D 技术报告 SC030220. 英国环境署, 英国布里斯托尔. 请查阅:  
[https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602bf8d8e90e070556671435/Saltmarsh\\_management\\_manual\\_Technical\\_report.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602bf8d8e90e070556671435/Saltmarsh_management_manual_Technical_report.pdf)

Ausden M. (2007) 滨海栖息地保护管理:保护管理手册: 技术手册, 纽约牛津大学出版社

## 参考文献

Armitage A.R., Jensen S.M., Yoon J.E. & Ambrose R.F. (2007) Wintering shorebird assemblages and behavior in restored tidal wetlands in Southern California. *Restoration Ecology*, **15**, 139–148. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00198.x>

Atkinson P.W., Crooks S., Drewitt A., Grant A., Rehfish M.M. *et al.* (2004) Managed realignment in the UK – the first 5 years of colonization by birds. *Ibis*, **146**, 101–110. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00334.x>

Atkinson P.W., Crooks S., Grant A. &Rehfish M.M. (2001) *The Success of Creation and Restoration Schemes in Producing Intertidal Habitat Suitable for Waterbirds (ENRR425)*. English Nature Research Reports, no. 425. Natural England (English Nature): Peterborough. Available at: <https://publications.naturalengland.org.uk/publication/63026>

Badley R. & Allcorn R.I. (2006) Changes in bird use following the managed realignment at Freiston Shore RSPB Reserve, Lincolnshire, England. *Conservation Evidence*, **3**, 102–105. Available at: <https://conservationevidencejournal.com/reference/pdf/2238>

Bakker J.P., Poschlod P., Strykstra R.J., Bekker R.M. & Thompson K. (1996) Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica*, **45**, 461–490. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1996.tb00806.x>



- Barrett N.E. & Niering W.A. (1993) Tidal marsh restoration: Trends in vegetation change using a geographical information system (GIS). *Restoration Ecology*, **1**, 18–28. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.1993.tb00005.x>
- Brawley A.H., Warren R.S. & Askins R.A. (1998) Bird use of restoration and reference marshes within the Barn Island Wildlife Management Area, Stonington, Connecticut, USA. *Environmental Management*, **22**, 625–633. <https://doi.org/10.1007/s002679900134>
- Brockmeyer R.E., Rey J.R., Virnstein R.W., Gilmore R.G. & Earnest L. (1996) Rehabilitation of impounded estuarine wetlands by hydrologic reconnection to the Indian River Lagoon, Florida (USA). *Wetlands Ecology and Management*, **4**, 93–109. <https://doi.org/10.1007/bf01876231>
- Buchsbaum R.N., Catena J., Hutchins E. & James-Pirri M.-J. (2006) Changes in salt marsh vegetation, *Phragmites australis*, and nekton in response to increased tidal flushing in a New England salt marsh. *Wetlands*, **26**, 544–557. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2006\)26\[544:cismvp\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[544:cismvp]2.0.co;2)
- Burdick D.M., Dionne M., Boumans R.M. & Short F.T. (1996) Ecological responses to tidal restorations of two northern New England salt marshes. *Wetlands Ecology and Management*, **4**, 129–144. <https://doi.org/10.1007/bf01876233>
- Chang E.R., Veeneklaas R.M., Bakker J.P., Daniels P. & Esselink P. (2016) What factors determined restoration success of a salt marsh ten years after de-embankment? *Applied Vegetation Science*, **19**, 66–77. <https://doi.org/10.1111/avsc.12195>
- Clifton B.C., Hood W.G. & Hinton S.R. (2018) Floristic development in three oligohaline tidal wetlands after dike removal. *Ecological Restoration*, **36**, 238–251. <https://doi.org/10.3368/er.36.3.238>
- Craft C. & Sacco J. (2003) Long-term succession of benthic infauna communities on constructed *Spartina alterniflora* marshes. *Marine Ecology Progress Series*, **257**, 45–58. <https://doi.org/10.3354/meps257045>
- Dagley J.M. (1995) *Northey Island. Managed Retreat Scheme. Results of Botanical Monitoring 1991–1994 (ENRR128)*. English Nature Research Reports no.128. Natural England (English Nature): Peterborough. Available at: <https://publications.naturalengland.org.uk/publication/61063>
- Elliot S. (2015) *Coastal Realignment at RSPB Nigg Bay Nature Reserve*. RSPB: Inverness, Scotland. Available at: <https://panorama.solutions/en/solution/nigg-bay-coastal-realignment>
- Elphick C.S., Meiman S. & Rubega M.A. (2015) Tidal-flow restoration provides little nesting habitat for a globally vulnerable saltmarsh bird. *Restoration Ecology*, **23**, 439–446. <https://doi.org/10.1111/rec.12194>
- Elsley-Quirk T., Middleton B.A. & Proffitt C.E. (2009) Seed dispersal and seedling emergence in a created and a natural salt marsh on the Gulf of Mexico Coast in Southwest Louisiana, U.S.A. *Restoration Ecology*, **17**, 422–432. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2008.00398.x>
- Erfteemeijer P.L.A. (2023) *Manila Bay Airport Offset Project - Shorebird Habitat Requirements: Relating Mudflat Characteristics to Invertebrate Fauna and Shorebird Densities*. Technical Report for SMAI. DAMCO Consulting, April 2023, 31 pp.
- Flitcroft R.L., Bottom D.L., Haberman K.L., Bierly K.F., Jones K.K., *et al.* (2016) Expect the unexpected: Place-based protections can lead to unforeseen benefits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **26**, 39–59. <https://doi.org/10.1002/aqc.2660>
- Garbutt A. & Wolters M. (2008) The natural regeneration of salt marsh on formerly reclaimed land. *Applied Vegetation Science*, **11**, 335–344. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18451>
- Garwood J.A., Allen D.M., Kimball M.E. & Boswell K.M. (2019) Site fidelity and habitat use by young-of-the-year transient fishes in salt marsh intertidal creeks. *Estuaries and Coasts*, **42**, 1387–1396. <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00576-4>

- Howe A.J., Rodriguez J.F., Spencer J., MacFarlane G.R. & Saintilan N. (2010) Response of estuarine wetlands to reinstatement of tidal flows. *Marine and Freshwater Research*, **61**, 702–713. <https://doi.org/10.1071/mf09171>
- Hudson R., Kenworthy J. & Best M. (eds.) (2022) *Saltmarsh Restoration Handbook*. Environment Agency, Bristol: UK. Available at: [https://catchmentbasedapproach.org/wp-content/uploads/2021/10/Saltmarsh\\_Restoration\\_Handbook\\_FINAL\\_20210311.pdf](https://catchmentbasedapproach.org/wp-content/uploads/2021/10/Saltmarsh_Restoration_Handbook_FINAL_20210311.pdf)
- Hughes R.G., Fletcher P.W. & Hardy M.J. (2009) Successional development of saltmarsh in two managed realignment areas in SE England, and prospects for saltmarsh restoration. *Marine Ecology Progress Series*, **384**, 13–22. <https://doi.org/10.3354/meps08027>
- Kadiri M., Spencer K.L., Heppell C.M. & Fletcher P. (2011) Sediment characteristics of a restored saltmarsh and mudflat in a managed realignment scheme in Southeast England. *Hydrobiologia*, **672**, 79–89. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0755-8>
- Konisky R.A., Burdick D.M., Dionne M. & Neckles H.A. (2006) A regional assessment of salt marsh restoration and monitoring in the Gulf of Maine. *Restoration Ecology*, **14**, 516–525. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2006.00163.x>
- Leeds M. (2016) *Case study 52. Fingringhoe Managed Realignment*, Environment Agency. Available at: <https://www.therrc.co.uk/projects/fingringhoe-managed-realignment>
- Mander L., Cutts N.D., Allen J. & Mazik K. (2007) Assessing the development of newly created habitat for wintering estuarine birds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **75**, 163–174. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.04.028>
- Mazik K., Musk W., Dawes O., Solyanko K., Brown S., et al. (2010) Managed realignment as compensation for the loss of intertidal mudflat: A short term solution to a long term problem? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **90**, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.07.009>
- Morris R.K.A. (2013) Managed realignment as a tool for compensatory habitat creation – A re-appraisal. *Ocean & Coastal Management*, **73**, 82–91. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.12.013>
- Mossman H.L., Davy A.J. & Grant A. (2012) Does managed coastal realignment create saltmarshes with 'equivalent biological characteristics' to natural reference sites? *Journal of Applied Ecology*, **49**, 1446–1456. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02198.x>
- Natuhara Y., Kitano M., Goto K., Tsuchinaga T., Imai C., et al. (2005) *Mitigation and Habitat Creation on Reclaimed Land in Osaka Port. Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium*, pp. 283–290. Tuscon, Arizona. Available at: <https://cales.arizona.edu/pubs/adjunct/snr0704/>
- Negrello Filho O.A., Underwood A.J. & Chapman M.G. (2006) Recolonization of infauna on a tidal flat: An experimental analysis of modes of dispersal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **328**, 240–250. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.07.008>
- Olmstead N.C. & Fell P.E. (1974) Bulletin No. 20: Tidal marsh invertebrates of Connecticut. *Bulletins*, Paper 19. Available at: <http://digitalcommons.conncoll.edu/arbbulletins/19>
- Reading C., Garbutt R.A., Watts C.W., Rothery P., Turk A., et al. (2008) *Managed Realignment at Tollesbury*. R&D Technical Report FD1922/TR. DEFRA: London. Available at: [https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602e57688fa8f54334a5a622/Managed\\_realignment\\_at\\_Tollesbury\\_-\\_Technical\\_Report\\_.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602e57688fa8f54334a5a622/Managed_realignment_at_Tollesbury_-_Technical_Report_.pdf)
- Rochlin I., James-Pirri M.-J., Adamowicz S.C., Wolfe R.J., Capotosto P., et al. (2012) Integrated marsh management (IMM): A new perspective on mosquito control and best management practices for salt marsh restoration. *Wetlands Ecology and Management*, **20**, 219–232. <https://doi.org/10.1007/s11273-012-9251-9>
- Roman C.T., Raposa K.B., Adamowicz S.C., James-Pirri M.-J. & Catena J.G. (2002) Quantifying vegetation and nekton response to tidal restoration of a New England salt marsh. *Restoration Ecology*, **10**, 450–460. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2002.01036.x>

Rupp-Armstrong S. & Nicholls R.J. (2007) Coastal and estuarine retreat: A comparison of the application of managed realignment in England and Germany. *Journal of Coastal Research*, **236**, 1418–1430. <https://doi.org/10.2112/04-0426.1>

Slavin P. & Shisler J.K. (1983) Avian utilisation of a tidally restored salt hay farm. *Biological Conservation*, **26**, 271–285. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(83\)90078-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(83)90078-2)

Streever W.J. & Genders A.J. (1997) Effect of improved tidal flushing and competitive interactions at the boundary between salt marsh and pasture. *Estuaries*, **20**, 807–818. <https://doi.org/10.2307/1352253>

Thom R.M., Zeigler R. & Borde A.B. (2002) Floristic development patterns in a restored elk river estuarine marsh, Grays Harbor, Washington. *Restoration Ecology*, **10**, 487–496. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2002.01038.x>

West J.M. & Zedler J.B. (2000) Marsh-creek connectivity: Fish use of a tidal salt marsh in Southern California. *Estuaries*, **23**, 699–710. <https://doi.org/10.2307/1352896>

Williams P.B. & Orr M.K. (2002) Physical evolution of restored breached levee salt marshes in the San Francisco Bay estuary. *Restoration Ecology*, **10**, 527–542. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2002.02031.x>

Wolters M., Garbutt A. & Bakker J.P. (2005) Salt-marsh restoration: Evaluating the success of de-embankments in North-West Europe. *Biological Conservation*, **123**, 249–268. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.11.013>

Wolters M., Garbutt A., Bekker R.M., Bakker J.P. & Carey P.D. (2008) Restoration of salt-marsh vegetation in relation to site suitability, species pool and dispersal traits. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 904–912. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01453.x>

Wu Y., Liu J., Yan G., Zhai J., Cong L., *et al.* (2020) The size and distribution of tidal creeks affects salt marsh restoration. *Journal of Environmental Management*, **259**, 110070. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110070>

**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-Ah Choi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞 北京林业大学、贺强 复旦大学、陆文海 国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕 北京林业大学

**声明:**我们对证据的评估总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策

# 利用沉积物恢复或营造盐沼和潮间带滩涂指南

瓦妮 萨卡茨<sup>1</sup>，保罗 厄尔福特迈耶<sup>2</sup>，纳吉 泰勒<sup>1</sup>，伽费 洛伦佐<sup>3</sup>，  
瓦德 海格迈耶，威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

- 1 剑桥大学动物学院保护科学组
- 2 澳大利亚珀斯达马考咨询公司
- 3 荷兰湿地国际



荷兰泽兰省利用沉积物帮助罗根帕拉特和东  
斯海尔德滩涂促淤 [摄影: Edwin Paree]

完成于 2024 年 4 月 5 日



引用:卡茨、厄尔福特迈耶、泰勒、伽费、海格迈耶和萨塞兰(2024)保护指南系列4 (1.0版) 利用沉积物恢复或营造盐沼和潮间带滩涂指南



## 目标: 营造或恢复潮间带栖息地

### 定义

- **底栖无脊椎动物**=生活在水底的无脊椎动物(大型:> 1 毫米; 小型< 1 毫米)
- **生物膜**= 一群相互粘在一起并经常附着在物体表面的微生物
- **清淤** = 从水体底部清除沉积物或碎屑物, 如港口、河湖和海洋
- **清淤填岛** =有计划处置清淤沉积物建造的人工岛
- **潮间带恢复** = 利用清淤后沉积物恢复滨海栖息地
- **潮间带**= 处于高潮和低潮之间的区域

### 1、描述

本指南描述了利用大量物理结构形成沉积物恢复滩涂和盐沼。增加滩涂和盐沼沉积物可以减轻诸如海岸侵蚀、海平面上升、地面沉降、河流或海洋沉积物输入量的减少等威胁。本指南不包括调控河流上游输入的泥沙(如拆除大坝)。

成功营造一个功能性的滩涂或盐沼生态系统必须尽可能地模仿天然滩涂和盐沼的地貌和组分, 并考虑到该地区水动力、潮汐和其他主要环境条件。考虑这些条件对于确保这些栖息地的长期(动态)稳定性是重要的。研究历史上地形图和卫星图像有助于重构以前的滩涂和盐沼。

### 2、生物多样性效果证据

**鸟类:** 有文字清楚地记录了利用清淤沉积物为鸕鹚类鸟营造栖息地(Golder 等人, 2008; Yoon 等人, 2018; AbBPmer, 2020)。天然和人工营造的滩涂都可为鸕鹚类鸟提供栖息地, 但尚不完全清楚是否栖息着相同的鸟类群落(Atkinson, 2003)。鸕鹚类鸟是否、有多快使用人工营造的滩涂或岛, 在很大程度上取决于功能性的设计。如果附近有足够的觅食地能支撑鸕鹚类鸟取食, 它们会立即使用人工营造开阔的、干燥的或浅水区域休息。到觅食地的距离和休息地适宜性(捕食者无法靠近, 干扰最小)将是重要的决定因素。如果有一定的植被覆盖(依目标物种的不同, 植被从无到多), 鸟类在繁殖季节会在干燥地方筑巢, 已经能看到鸟类使用人工营造的栖息地(见指南系列 5 为保护鸕鹚类鸟管理/清除滨海植被)。对于觅食地来说, 鸟类开始觅食底栖动物之前, 人工营造的滩涂需要能够建立一个无脊椎动物的种群, 底栖动物可能需要一段的时间才能定居(Evans 等人, 1999)。

**无脊椎动物:** 大型底栖动物在人工营造滩涂上定居, 并接近天然滩涂相同的数量。例如, 在日本阿古湾进行的一项研究发现, 与附近天然滩涂相比, 在 20 个月的时间里, 大型底栖动物的生物量接近甚至比天然滩涂更高。在日本发生地震和海啸后 14 个月的莫恩湾, 在恢复后的滩

涂上看到以幼蛤为主的丰富多样的底栖动物(Chiba 等人, 2015)。然而, 有时可能需要几十年才能使底栖动物群落结构完全发育到“自然”状态(Craft & Sacco, 2003; Bolam 等人, 2006; Reading 等人, 2008)。

多毛类底栖动物通常为先锋物种; 它们是栖息地的多面手(Diaz-Castañeda & Reish, 2009), 但在后期演替阶段多毛类底栖动物因对干扰反应不同而发生变化(Zajac & Whitlatch, 1982), 还可能因已有沉积物和后填充清淤的沉积物之间的差异而变化(Imai 等人, 2008; Ishii 等人, 2008; Nasser 等人, 2019)。英国的一项研究表明, 由于重型机械造成的土壤过度紧实, 有些底栖动物很晚才能定居(Evans 等人, 1999 年)。物种的扩散能力将影响底栖动物在新地点定居所需的时间(Craft & Sacco, 2003)。

**植被:** 盐生植物能在增加清淤的沉积物上自然生长, 但因场地差异生长所需时间而不同。例如, 在美国路易斯安那州, 把清淤的沉积物用泵抽到开阔水域形成的一些盐沼(Edwards & Proffitt, 2003)。人工营造沼泽是从附近天然沼泽移过来的, 大概用 4-17 年的时间植物群落才能达到与天然盐沼相同群落 LaSalle 等人(1991)。在美国南卡罗来纳州发现, 沉积区域沉积物生长的植物生物量要在 4 年内达到与天然沼泽相似的水平。在南卡罗来纳州进一步研究表明, 沉积区域沉积物中单一植物结构需要 6-17 年才能建立, 建立混合结构群落至少需要 13 年(Alphin & Posey, 2000)。正如 Edwards & Proffitt(2003)在他们一个恢复地点发现得那样, 在人工营造沼泽上生长的植物群落不同于天然沼泽群落, 人工营造盐沼 8 年后的植物群落是不同的。

### 3、影响成果因子

**沉积物特征:** 沉积物的差异(如颗粒大小, 有机无机占比)会影响生物多样性的发育和表现。例如, (如果目标是营造一个盐沼)(Haltiner 等人, 1996), 使用颗粒较粗的沉积物或压实的沉积物会影响底栖动物的适应性(Evans 等人, 1999; Peterson 等人, 2006), 植物亦难以生长。日本在中尺度上(3.6 m<sup>2</sup>)模拟建了两个人工滩涂试验点, 研究发现增加淤泥和粘土的比例会增加大型底栖动物的生长数量(Ishii 等人, 2008)。英国的一项实验发现, 沉积物有机质含量越高, 恢复越慢(Bolam 等人, 2004)。全球滩涂和盐沼沉积物的特征有所不同。例如, 美国沿海土壤更多是以泥炭为主, 而英国则是以沉积物为主(Atkinson, 2003)。

**浪潮的作用或护岸:** 恢复地点的裸露程度和浪潮的强度可能会影响沉积物的侵蚀速率。易受高侵蚀率影响的地方可能需要定期补充沉积物。如果正在受到侵蚀恢复地点是由细颗粒沉积物构成的, 那么用较粗颗粒材料代替或保护它们可以减少或防止侵蚀(但要考虑改变颗粒大小对沉积物特性和生物多样性的影响; 见上文)。在裸露地方修建永久或临时防浪堤有助于减弱海浪能量或拦截沉积物, 从而控制侵蚀(Zhang 等, 2010; Pontee 等人, 2022)。要注意的是, 保护滩涂可促进盐沼植物向海方向扩张(Chowdhury 等人, 2019)。在荷兰德尔弗兰海岸的“超级促淤”项目就能看到 (Luijendijk & van Oudenhoven, 2019), 洋流会影响潮间带底栖动物的迁移。

**高程:** 沉积物沉积高程将最终决定被淹的时间和频率, 不同高程的滩涂会决定裸露程度。大部分地方应位于大潮平均低水位和大潮平均高水位之间, 但需要有一些变化, 方可支撑物种的多样性(见重塑盐沼和潮间带的指南系列 3)。

**坡度:** 缓坡可形成较宽的潮间带。经验表明, 典型的坡度最好在<0.04 或 1:1000 区间(WAVE, 2001)。

**排水:** 排水良好的沼泽可能更能抵御侵蚀(Atkinson 等人, 2001), 并拥有丰富物种多样性(Wolters 等人, 2005)。排水不畅会影响植物的生长, 更有利于那些耐湿、厌氧的植物生长(Atkinson 等, 2001 年)。

**污染:** 从水产养殖塘排出的废水、污水和石油泄露等化学污染物, 到渔网这样的大型固体废弃物(Melville, 2018 年), 对恢复或营造潮间带的生物多样性可能带来负面影响。对印度尼西亚滩涂的一项研究发现, 有凋落物的滩涂上大型动物群落中十足目中甲壳类和寡毛纲占比较大, 而在无凋落物的滩涂, 以多毛纲底栖动物为主(Uneputy & Evans, 1997)。如果(或很有可能)有污染物, 是否考虑在滩涂或从源头治理污染?

**温度:** 与其他地区相比, 由于热带水温较高, 微型无脊椎动物的再定居往往更快(Dittman, 2002)。

#### 4、实施

**获取沉积物:** 清淤是维持基础设施和运输廊道(如港口和水路)航行的通常做法(Sheehan & Harrington, 2012), 这种做法不足之处是清淤后处理沉积物成本可能很高(Svensson 等人, 2022)。因此, 清淤的成本低, 但会产生运输费。从附近港口、泻湖或入海口获取沉积物, 运输费用最划算, 而且沉积物本身更接近当地自然沉积物(Erftemeijer, 2019)。例如, 在荷兰德赞德莫托, 如果淤泥是从离海岸很远的地方运输过来的, 且对沉积物需求量大, 疏浚的沉积物通常是淤泥、沙子和粘土(Costa-Pierce & Weinstein, 2002), 这样费用可能会很高(Stive 等人, 2013)。重要的是要意识到, 运送沉积物的船可以进来, 但满载淤泥的挖泥船在水深的地方才可以作业(Baptist 等人, 2019)。

**沉积物的数量或高度:** 这取决于栖息地是滩涂或是盐沼。一般来说, 沉积物的高度应在涨大潮时被海水淹没, 低潮时裸露出来。如果目标是为鸕鹚类鸟营造筑巢地, 那么要考虑将沉积物堆放在高潮位以上区域。在英国恢复的 12 个潮间带项目中, 一次性补充沉积物量从 800 立方米到 55 万立方米不等, 而每年补充沉积物的量在 600 立方米到 107,750 立方米之间(Scott 等人, 2017)。

**运输和安置沉积物:** 运输大量泥沙需要重型机械和熟练工人。沉积物要准确地堆放到需要的地方, 不然会被洋流和浪潮冲走。在洋流和潮水冲刷下, 在补充的沉积物地方更容易被冲走(Borsje 等人, 2012)。在多个堆放点用管道将清理泥浆输送到目标区域, 或定期将堆放点沉积物(管道末端)搬到目标区域, 构建多种颗粒梯度, 并实现整个滩涂表面高程(微地貌)的空间异质性(Erftemeijer, 2024), 通过不同实际操作, 利用沉积物营造多样化地形(以确保丰富生物多样性)。需考虑在鸟类的繁殖季节、底栖动物的扩散以及搬运和安置清淤的沉积物会导致沉积物再悬浮(Golder 等人, 2008; Van Der Werf 等人, 2015)。此外, 使用重型机械补充沉积物时应谨慎, 有人认为这可能会导致土壤过度压实, 从而抑制底栖动物定居活动(Evans 等人, 1999)。

**排水:** 修建河道改善排水, 为鱼类和无脊椎动物提供觅食地(Olmstead & Fell, 1974; West & Zedler, 2000)。或建议挖深地面现有的排水沟, 形成自然排水系统。

**污染清淤材料:** 要小心清淤的材料可能会被重金属污染，植物和其他野生动物吸收重金属。理想情况下，应避免污染沉积物，但如果无法避免时，用干净材料覆盖，至少覆盖 60 厘米 (Yozzo 等人，2004 年)。

**控制植被:** 如果目标是营造滩涂，采用(如手工清除、使用化学除草剂，或用火烧，水淹或改变盐度)预防或清除植被。滩涂上不应种红树植物，因为滩涂通常被淹的时间超过了红树林忍受的时间(因此，通常导致种植工作失败)，即使成功，也将被另一种栖息地所取代，从而丧失滩涂所提供的独特价值(Erftemeijer 和 Lewis, 2000)。还应避免其他植物的入侵，例如应避免众多的藻类趁机繁殖 (Besterman 等人，2020)、Ulva (Zhang 等人，2019)和 Lyngby (Estrella 等人，2011) (见指南系列 7 潮间带植被管理)。

**水:** 潮水有规律潮涨潮落会确保有充足的底栖动物幼虫(增长)，以补充大型底栖动物种群，并预防植物侵占滩涂(Jackson 等人，2021)。虽然流入的一些淡水可以促进营养物和有机物的输入(有利于生物膜的形成和增加底栖动物生物量)，但最好避免污水排放，因为这会使滩涂上发生大量藻华，从而降低滩涂的多样性和对一些鸻鹬类鸟吸引力(见 Estrella 等人，2011; Besterman 等人，2020)。滩涂上较湿的区域为大型无脊椎动物提供了栖息地，因而成为鸻鹬类鸟觅食地，而干燥的区域生长一些植被，可为鸟类提供了筑巢地，而那些较干燥、又开阔区域可为鸟类提供高潮时的休息地。不同物种对栖息地要求各异，例如勺嘴鹬对浅水水塘的砂质基质有特殊要求(Spike Millington, pers.comm.)。





运输大量的沉积物要求重型机械和熟练的工人。这里沉积物被运送到船上，通过管道把沉积物用泵输送到目标区域。位置：荷兰东斯海尔德罗根帕拉特岛。[摄影: Edwin Paree]



在地面上使用管道，用水冲把沉积物输送到需要的地方。位置：荷兰东斯海尔德罗根帕拉特岛。下页展示效果 [摄影: Edwin Paree]



这张照片反映荷兰东斯海尔德罗根帕拉特岛用清淤沉积物营造的滩涂 (见前面两张图片).[摄影: Edwin Paree]



### 案例：荷兰夏治珀拉特

位于荷兰东斯海尔德夏治珀拉特滩涂以前是河口，这里是鸟类，尤其是鸻鹬类鸟重要的觅食地，但这里正受到侵蚀。为此，启动了减缓夏治珀拉特侵蚀有效性的试点项目。

2008年，在15 - 20万平方米的面积上增加了13万立方米的泥沙。沉积物来自布拉班特和维特内伟杰潮沟的清淤工程。沉积物含泥量小于7%，比周围未受干扰的沉积物颗粒要粗。填加泥沙后，该区域平均淤积高度为0.65米。

最初的计划是让堆放的沉积物向周围地区供沙。然而，前两年沉积物并没有向周围地区扩散太多。据推测，将沉积物堆放在地形变化较大的位置会促使沉积物扩散(Borsje 等人，2012)。四年后，沉积物体积减少了10%，相当于侵蚀速度比周围环境快。

填埋沉积物导致使该地区的许多大型底栖动物死亡，反过来缩短了鸟类觅食的时间。然而，生物很快开始恢复，在潮汐长时间湿润最高的地方的底栖动物恢复。填埋沉积物两年后，夏治珀拉特的底栖动物总体平均生物量与参照点的值相似，鸟类的觅食时间也恢复到沉积物填埋之前的水平。白腰杓鹬和蛎鹬回到了这里，尽管有丰富的食物，但其他鸻鹬类鸟，如红腹滨鹬，斑尾塍鹬、灰斑鹬和黑腹滨鹬却未在这里栖息。

来源:Borsje 等人(2012); van der Werf 等人(2015)

## 5、其他资料来源

### 文件

Golder W., Allen D., Cameron S. & Wilder T. (2008)为保护鸟类，美国管理清淤沉积物营造的人工岛:清淤材料作为管理燕鸥和剪嘴鸥筑巢地管理工具. 技术规范: ERDC TN-DOER-E24. 美国军队工程师研究和发展中心: 美国维克斯堡请查阅: <http://hdl.handle.net/11681/8757>

Manning W., Scott C. & Leegwater E. (2021) 采用清淤材料改善沿海环境指南:用清淤沉积物恢复河口和沿海栖息地手册英国环境署: 英国布里斯托尔 请查阅: <https://catchmentbasedapproach.org/learn/restoring-estuarine-and-coastal-habitats-with-dredged-sediment/>

WAVE (2001)滨海管理与滩涂营造:保护和营造滩涂技术.与沿海开发相关生态系统保护和构建指南. 技术报告第二卷 March 2001年3月. 海滨恢复与环境研究中心 (WAVE): 日本东京. 113 pp. 请查阅: [https://www.wave.or.jp/eng/activities/handbook\\_cr\\_2.html](https://www.wave.or.jp/eng/activities/handbook_cr_2.html)

Zedler J.B. (2001) 案例编撰和滩涂恢复指南原则:湿地潮间带恢复手册 CRC 出版社:佛罗里达. 请查阅: <https://doi.org/10.1201/9781420036619>

Ausden M. (2007) *滨海栖息地保护管理: 栖息地保护管理: 技术手册* 纽约 牛津大学出版社

### 视频资料

Pullen J. (2021 年 11 月 5 日) 无人机拍摄的英国清淤材料喷出镜头 英国环境署、英国皇家鸟类保护协会 .YouTube. [www.youtube.com/watch?v=tb1ko3yesOM](https://www.youtube.com/watch?v=tb1ko3yesOM)

Pullen J. (2021 年 11 月 7 日) 在英国用无人机拍摄采用漂浮管道堆放沙地沼泽的镜头[视频]. YouTube. [www.youtube.com/watch?v=nFIAbRI-IQ0](https://www.youtube.com/watch?v=nFIAbRI-IQ0)

中国日报 (2016) 11 月 16 日) 亚洲最大的绞吸挖泥船: 中国推出亚洲最大的绞吸挖泥船 “天昆号” YouTube [www.youtube.com/watch?v=voAaX0v6Pk0](https://www.youtube.com/watch?v=voAaX0v6Pk0)

索伦特海景项目 (2023 年 7 月 26 日) 利用两栖车营造清淤沉积物区盐沼恢复 BUDs 试验[视频]. YouTube. [www.youtube.com/watch?v=OIPMepSmdc0](https://www.youtube.com/watch?v=OIPMepSmdc0)

### 参考文献

AbBPmer (2020) *Beneficial Use of Dredge Sediment in the Solent (BUDS) Phase 2, Feasibility Review for Sediment Recharge Project(s) on the West Solent Saltmarshes*, ABPmer Report No. R.3155. A report produced by ABPmer for Solent Forum, February 2020. Available at: [http://www.solentforum.org/services/Current\\_Projects/buds/BUDS2Report\\_ABPmer.pdf](http://www.solentforum.org/services/Current_Projects/buds/BUDS2Report_ABPmer.pdf)

Alphin T.D. & Posey M.H. (2000) Long-term trends in vegetation dominance and infaunal community composition in created marshes. *Wetlands Ecology and Management*, **8**, 317–325. <https://doi.org/10.1023/A:1008435319922>

Atkinson P.W., Crooks S., Grant A. & Rehfish M.M. (2001) *The Success of Creation and Restoration Schemes in Producing Intertidal Habitat Suitable for Waterbirds (ENRR425)*. English Nature Research Reports, no. 425. Natural England (English Nature): Peterborough. Available at: <https://publications.naturalengland.org.uk/publication/63026>

Atkinson W. (2003) Can we recreate or restore intertidal habitats for shorebirds? *Wader Study Group Bulletin*, **100**, 67–72. Available at: [https://www.bto.org/sites/default/files/publications/atkinson\\_2003\\_wader\\_bulletin.pdf](https://www.bto.org/sites/default/files/publications/atkinson_2003_wader_bulletin.pdf)

Baptist M.J., Gerkema T., van Prooijen B.C., van Maren D.S., van Regteren M., *et al.* (2019) Beneficial use of dredged sediment to enhance salt marsh development by applying a ‘Mud Motor.’ *Ecological Engineering*, **127**, 312–323. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.019>

Besterman A.F., Karpanty S.M. & Pace M.L. (2020) Impact of exotic macroalga on shorebirds varies with foraging specialization and spatial scale. *PLoS ONE*, **15**, e0231337. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231337>

Bolam S.G., Schratzberger M. & Whomersley P. (2006) Macro- and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. *Marine Pollution Bulletin*, **52**, 1746–1755. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.07.010>

Bolam S.G., Whomersley P. & Schratzberger M. (2004) Macrofaunal recolonization on intertidal mudflats: Effect of sediment organic and sand content. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **306**, 157–180. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.01.007>



- Borsje B.W., Cronin K., Holzhauer H., Mesel I.D., Ysebaert T., *et al.* (2012) Biogeomorphological interactions on a nourished tidal flat: Lessons learnt on building with nature. *Terra et Aqua*, **126**, 3–12. Available at: <https://www.iadc-dredging.com/article/biogeomorphological-building-nature/>
- Chiba S., Sonoda T., Hatakeyama M. & Yokoyama K. (2015) Contributing to restoration of tidal flats in Miyagi Prefecture's Moun Bay following the great east Japan earthquake and tsunami. In: *Agricultural and Forestry Reconstruction After the Great East Japan Earthquake* (ed. by T. Monma, I. Goto, T. Hayashi, H. Tachiya & K. Ohsawa), pp. 113–119. Springer Japan: Tokyo. [https://doi.org/10.1007/978-4-431-55558-2\\_7](https://doi.org/10.1007/978-4-431-55558-2_7)
- Chowdhury M.S.N., Walles B., Sharifuzzaman S.M., Shahadat Hossain M., Ysebaert T., *et al.* (2019) Oyster breakwater reefs promote adjacent mudflat stability and salt marsh growth in a monsoon dominated subtropical coast. *Scientific Reports*, **9**, 8549. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44925-6>
- Costa-Pierce B.A. & Weinstein M.P. (2002) Use of dredge materials for coastal restoration. *Ecological Engineering*, **19**, 181–186. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00076-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00076-9)
- Craft C. & Sacco J. (2003) Long-term succession of benthic infauna communities on constructed *Spartina alterniflora* marshes. *Marine Ecology Progress Series*, **257**, 45–58. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v257/p45-58/>
- Diaz-Castañeda V. & Reish D. (2009) Polychaetes in environmental studies. In: *Annelids in Modern Biology*. (ed. by D. Shain), pp. 203–227. Wiley - Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9780470455203.ch11>
- Dittmann S. (2002) Benthic fauna in tropical tidal flats – a comparative perspective. *Wetlands Ecology and Management*, **10**, 189–195. <https://doi.org/10.1023/A:1020119512225>
- Edwards, K.R. & Proffitt, C.E. (2003) Comparison of wetland structural characteristics between created and natural salt marshes in southwest Louisiana, USA. *Wetlands*, **23**, 344–356. <https://doi.org/10.1672/10-20>
- Erfemeijer P.L.A. (2024) Design considerations for the creation and restoration of tidal flat habitat for shorebirds. Manila Bay Airport Offset Project, DAMCO Consulting Pty Ltd, Technical Report for and San Miguel Aerocity Inc (SMAI), January 2024.
- Erfemeijer P. & Lewis R.R.I. (2000) Planting mangroves on intertidal mudflats: Habitat restoration or habitat conversion? In: *Enhancing Coastal Ecosystem Restoration for the 21st Century*. Proceedings of a Regional Seminar for East and Southeast Asian Countries: ECOTONE VIII, Ranong & Phuket, 23-28 May 1999. (ed. by V. Sumantakul), pp. 156–165. UNESCO: Bangkok, Thailand. January 2000.
- Erfemeijer P.L.A., (2019) *Beneficial Reuse of Dredged Material for Habitat Restoration & Development: Review of Case Studies*. DAMCO Consulting Pty Ltd, Technical Report for North Queensland Bulk Ports Corporation (NQBP), February 2019, 38 pp.
- Estrella S.M., Storey A.W., Pearson G. & Piersma T. (2011) Potential effects of *Lyngbyamajuscula* blooms on benthic invertebrate diversity and shorebird foraging ecology at Roebuck Bay, Western Australia: Preliminary results. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, **94**, 171–179. Available at: [https://www.rswa.org.au/wp-content/uploads/2023/10/Estrellaetal.pp\\_171-179.pdf](https://www.rswa.org.au/wp-content/uploads/2023/10/Estrellaetal.pp_171-179.pdf)
- Evans P.R., Ward R.M., Bone M. & Leakey M. (1999) Creation of temperate-climate intertidal mudflats: factors affecting colonization and use by benthic invertebrates and their bird predators. *Marine Pollution Bulletin*, **37**, 535–545. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00140-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00140-4)
- Golder W., Allen D., Cameron S. & Wilder T. (2008) *Dredged Material as a Tool for Management of Tern and Skimmer Nesting Habitats*. Technical note: ERDC TN-DOER-E24. U.S. Army Engineer Research and Development Center: Vicksburg, USA. <http://hdl.handle.net/11681/8757>
- Haltiner J., Zedler J.B., Boyer K.E., Williams G.D. & Callaway J.C. (1996) Influence of physical processes on the design, functioning and evolution of restored tidal wetlands in California (USA). *Wetlands Ecology and Management*, **4**, 73–91. <https://doi.org/10.1007/bf01876230>

- Imai D., Kaneco S., Dabwan A.H.A., Katsumata H. & Suzuki T., *et al* (2008) Construction of biologically productive artificial tidal flats with solidified sea bottom sediments. *International Journal of Soil, Sediment and Water*, **1**, 5. Available at: <https://scholarworks.umass.edu/intljssw/vol1/iss2/5/>
- Ishii R., Nakano Y., Nakai S., Nishijima W. & Okada M. (2008) Benthic ecosystem development in an artificial tidal flat constructed from dredged spoil. *Marine Pollution Bulletin*, **56**, 2059–2066. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.07.022>
- Jackson M.V. & Straw, P. (eds.) (2021) *Coastal Hightide Shorebird Habitat Management Guidelines*. Figshare. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1>
- LaSalle M.W., Landin M.C. & Sims J.G. (1991) Evaluation of the flora and fauna of a *Spartina alterniflora* marsh established on dredged material in Winyah Bay, South Carolina. *Wetlands*, **11**, 191–208. <https://doi.org/10.1007/bf03160849>
- Luijendijk A. & van Oudenhoven A. (2019) *The Sand Motor: A nature-based response to climate change findings and reflections of the interdisciplinary research program NatureCoast*, Delft University Publishers: Netherlands. Available at: [https://pure.tudelft.nl/ws/portafiles/portal/53666598/2019\\_Luijendijk\\_van\\_OUdenhoven\\_edu\\_The\\_Sand\\_Motor\\_A\\_Nature\\_Based\\_Response\\_to\\_Climate\\_Change\\_NATURECOAST.pdf](https://pure.tudelft.nl/ws/portafiles/portal/53666598/2019_Luijendijk_van_OUdenhoven_edu_The_Sand_Motor_A_Nature_Based_Response_to_Climate_Change_NATURECOAST.pdf)
- Melville D. (2018) China's coasts – A time for cautious optimism? *Wader Study*, **125**, 1–3. <https://doi.org/10.18194/ws.00103>
- Nasser N., Cullen J., Patterson C., Patterson R., Roe H., *et al.* (2019) Inter-annual Arcellinida (testate lobose amoebae) assemblage dynamics within lacustrine environments. *Limnologia*, **76**, 60–71. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.03.006>
- Olmstead N.C. & Fell P.E. (1974) Bulletin No. 20: Tidal marsh invertebrates of Connecticut. *Bulletins*, Paper 19. Available at: <http://digitalcommons.conncoll.edu/arbbulletins/19>
- Peterson C.H., Bishop M.J., Johnson G.A., D'Anna L.M. & Manning L.M. (2006) Exploiting beach filling as an unaffordable experiment: Benthic intertidal impacts propagating upwards to shorebirds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **338**, 205–221. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.06.021>
- Pontee N., Tempest J., Pye K. & Blott S. (2022) Defining habitat losses due to coastal squeeze. In: *Challenges in Estuarine and Coastal Science* (ed. by J. Humphrey and S. Little). Pelagic Publishing: Exeter. <https://doi.org/10.53061/BQPM4918>
- Reading C., Garbutt R.A., Watts C.W., Rothery P., Turk A. *et al.* (2008) *Managed Realignment at Tollesbury*. R&D Technical Report FD1922/TR, DEFRA: London. Available at: [https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602e57688fa8f54334a5a622/Managed\\_realignment\\_at\\_Tollesbury\\_-\\_Technical\\_Report\\_.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602e57688fa8f54334a5a622/Managed_realignment_at_Tollesbury_-_Technical_Report_.pdf)
- Scott D., Harris S., Hebert A. & van Poorten B. (2017) Nutrient dynamics in a highly managed reservoir system: Considering anadromous sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) and nutrient restoration. *Lake and Reservoir Management*, **33**, 14–22. <https://doi.org/10.1080/10402381.2016.1247391>
- Sheehan C. & Harrington J. (2012) Management of dredge material in the Republic of Ireland – A review. *Waste Management*, **32**, 1031–1044. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.014>
- Stive M.J.F., de Schipper M.A., Luijendijk A.P., Aarninkhof S.G.J., Gelder-Maas C., *et al.* (2013) A new alternative to saving our beaches from sea-level rise: The sand engine. *Journal of Coastal Research*, **29**, 1001–1008. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-13-00070.1>
- Svensson N., Norén A., Modin O., Karlfeldt Fedje K., Rauch S., *et al.* (2022) Integrated cost and environmental impact assessment of management options for dredged sediment. *Waste Management*, **138**, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.031>

Unepetty P. & Evans S.M. (1997) The impact of plastic debris on the biota of tidal flats in Ambon Bay (eastern Indonesia). *Marine Environmental Research*, **44**, 233–242. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(97\)00002-0](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(97)00002-0)

Van Der Werf J., Reinders J., Van Rooijen A., Holzhauer H. & Ysebaert T. (2015) Evaluation of a tidal flat sediment nourishment as estuarine management measure. *Ocean & Coastal Management*, **114**, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.006>

WAVE (2001) *Technologies for the Conservation and Creation of Tidal Flats. Guidelines for the Conservation and Creation of Ecosystems in relation to Coastal Development*, Volume 2. Waterfront Vitalization and Environment Research Center (WAVE), Tokyo (Japan), Technical Report, March 2001, 113 pp. Available at: [https://www.wave.or.jp/eng/activities/handbook\\_cr\\_2.html](https://www.wave.or.jp/eng/activities/handbook_cr_2.html)

West J.M. & Zedler J.B. (2000) Marsh-creek connectivity: Fish use of a tidal salt marsh in Southern California. *Estuaries*, **23**, 699–710. <https://doi.org/10.2307/1352896>

Wolters M., Garbutt A. & Bakker J.P. (2005) Salt-marsh restoration: Evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biological Conservation*, **123**, 249–268. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.11.013>

Xue J., Yang J., Wang Q., Aronson R.B. & Wu H. (2019) Community structure of benthic macroinvertebrates in reclaimed and natural tidal flats of the Yangtze River estuary. *Aquaculture and Fisheries*, **4**, 205–213. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2019.04.001>

Yoon H.-J., Joo E.-J., Ha D.-S., Nam H.-K. & Yoon J. (2018) Does nest predation influence colony movements of Saunders's Gulls (*Saundersilarussaundersi*) in a reclaimed land area? *Zoological Science*, **35**, 389–395. <https://doi.org/10.2108/zs170193>

Yozzo D.J., Wilber P. & Will R.J. (2004) Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement, and restoration in New York–New Jersey Harbor. *Journal of Environmental Management*, **73**, 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.05.008>

Zajac R.N. & Whitlatch R.B. (1982) Responses of estuarine infauna to disturbance. II. Spatial and temporal variation of succession. *Marine Ecology Progress Series*, **10**, 15–27. <https://doi.org/10.3354/meps010015>

Zhang Y., He P., Li H., Li G., Liu J., et al. (2019) *Ulva prolifera* green-tide outbreaks and their environmental impact in the Yellow Sea, China. *National Science Review*, **6**, 825–838. <https://doi.org/10.1093/nsr/nwz026>

Zhang Y., Kuang C., He L., Pan Y., Yang Y., et al. (2010) Comparison of tidal currents under different nourishment schemes on west beach of Beidaihe, China. *Coastal Engineering Proceedings*, **1(32)**. <https://doi.org/10.9753/icce.v32.currents.32>

**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-AhChoi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞北京林业大学、贺强复旦大学、陆文海国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司和生态重塑基金会、杨洪燕北京林业大学

**声明:**我们对证据的评估总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策

# 盐沼和潮间带滩涂重塑指南

瓦妮 萨卡茨<sup>1</sup>， 纳吉 泰勒<sup>1</sup>， 洛伦佐 伽费<sup>2</sup>， 瓦德 海格迈耶<sup>2</sup>， 威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

1 英国剑桥大学动物学院保护科学组

2 荷兰湿地国际



在荷兰用清淤的沉积物重塑东斯海尔德罗根帕拉特滩涂  
[拍摄: Edwin Parez]

完成于 2024 年 4 月 5 日



引用: 卡茨、泰勒、伽费、海格迈耶和萨塞兰(2024) 保护指南系列 5 (1.0 版) 重塑盐沼和潮间带滩涂指南.



## 目标：恢复自然水文，营造栖息地异质性

### 定义

- **潮间带** = 处于高潮和低潮之间的区域
- **重塑** = 改变地形或景观的异质性

## 1、描述

重新塑造潮间生境，包括运输周围土壤或沉积物，改变盐沼或滩涂结构，挖洼地或池塘，营造土丘或埂，改变坡度。运输和重塑沉积物是恢复自然水文和改变地形的一种方式，通过营造嵌入式次级栖息地和重塑微生境，恢复湿地的功能，来支撑关键物种生存。洼地可为植物定植提供庇护，鸟类可利用池塘和人工岛觅食、休息和繁殖。非生物条件(高程和沉积物颗粒大小)的变化先促使底栖动物生长，随后有鸟类栖息(Cai 等人，2023)。

## 2、生物多样性效果证据

**鸟类：**内陆湿地证据表明，尽管有些物种可能更喜欢栖息在以前的池塘，而不是停留在新建的池塘(Provost, 1948)，但是营造如养殖塘和水塘这样的生境，恢复原始栖息地，可以增加鸟类的数量(Provost, 1948; Hoffman, 1970; Holton & Allcorn, 2006; Squires & Allcorn, 2006)。在美国东南部的滨海湿地大白鹭使用人工池塘，但总体而言，它们更倾向于使用自然湿地(Fidorra 等人，2015)。意大利的一项研究发现，潮间带人工池塘是鸟类最常使用的，其次是有植被的堤坝和土丘(Scarton & Montanari, 2015)。

**无脊椎动物：**底栖动物既使用又能营造微地形栖息地(Erftemeijer, 2023)。它们有时被称为“生态系统工程师”，因为它们会(通过挖洞)改变基质(Jones 等人，1994)。不同的微地形改变了该地点有机物、沉积物和水，因此，多样化的栖息地可供不同物种选择(Desjardins 等人，2012)。

**植被：**一些研究检验了通过增加沉积物来改变某一个地点的高程或抵消沉降的影响，发现植被数量比退化地点呈显著增加(DeLaune 等人, 1990; Pezeshki 等人, 1992; Ford 等人, 1999; Schriff 等人，2008; Stagg & Mendelsohn, 2012)。这些区域要经历不同程度淹没，缓坡形成的梯度有助于自然盐沼发育(Pitre & Anthamatten, 1981; Langis 等人，1991; Panalet, 2010)。比利时有一个恢复地点清除建筑物和填充物后，剩下的沉积物被重新塑造成带有斜坡的潮间带，在一年内生长出盐生植物，持续生长了 27 年，最终形成了典型的盐沼植物群落带(Pétilion 等人，2010)。在中国的黄河三角洲，注意到潮下带潮沟附近碱蓬快速恢复和生长，而在远离潮间带的潮沟则有利于芦苇生长(Wu 等人，2020)。

### 3、影响成果因子

**高程或坡度:** 恢复地点的高程和坡度将决定恢复行动的可行性和植被的生长(Han Winterwerp, pers. comm.)。缓坡可以形成较广阔的潮间带。经验表明, 最佳坡度在<0.04 或 1:1000 左右(WAVE, 2001)。

**地形:** 地形变化影响水位和植被盖度(Ma 等人, 2010)。淡水环境的实验证据发现, 不同的微地形(地上或地下高程改变 3 厘米)可以支撑丰富的植物物种和多样性, 许多物种表现出对凹陷处或土丘的偏好(Vivian-Smith, 1997)。显示更深洼地可以捕获更多的种子, 形成较大的植被斑块而不是小的斑块(Wang 等人, 2018)。

**水深:** 水深将决定觅食鸟类如何到达水塘, 这取决于它们的喙和腿的高度(Ma 等人, 2010)。一般建议在相对较大的区域内, 平均水深为 0.5-15 厘米, 最大限度地增加鸕鹚类鸟的多样性(Rogers 等人, 2015)。水淹的程度可以影响植被形成的速率, 一项研究发现每日水淹最为成功(Pitre & Anthamatten, 1981)。

### 4、实施

**营造凹陷和盆地:** 通过挖掘可形成盆地, 这取决于面积的大小, 可能需要使用重型机械挖掘。中国的一项研究发现, 面积大、更深的盆地(深度:15 厘米;宽度 100-150 厘米)比面积小、较浅的盆地(深度:5 厘米;宽度:20 厘米) 可以捕获更多种子, 从而比那些面积小、浅的盆地较能形成更大的植物斑块 (Wang 等人, 2018)。

**改变高程或坡度:** 假设没有其他的改变(例如建堤坝或涵洞), 恢复自然高程可以恢复自然水文情势。抬升或降低整个地点的高程会分别减少或增加淹没的频率和持续时间。改变坡度会影响整个地点相对被淹。比利时易扎尔河口的一个地点成功地营造了一个呈地带性的盐生植物群落, 斜坡每年被水淹的频率在 0.01-70%区间 (Psamtilon 等人, 2010)。

**使用重型机械:** 在潮湿、软的潮间带沉积物上操作重型机械具有挑战性。车辆移动会压实在那里生长任何植物。使用改装的车辆(例如增加车轮、履带和/或降低轮胎压力)减少负荷, 使用指定的几条路线而不是开着车穿过整个沼泽或滩涂, 在沉积物冻结时进场、或使用实际上不接触沼泽表面的车辆或设备(例如气垫船、直升机或无人机)可以方便地进入滩涂(Wolters 等人, 2017; Sholtzberger, 2021)。

### 参考文献

Cai S., Mu T., Peng H.-B., Ma Z. & Wilcove D.S. (2024) Importance of habitat heterogeneity in tidal flats to the conservation of migratory shorebirds. *Conservation Biology*, **38**, e14153. <https://doi.org/10.1111/cobi.14153>

DeLaune R.D., Pezeshki S.R., Pardue J.H., Whitcomb J.H. & Patrick W.H. Jr. (1990) Some influences of sediment addition to a deteriorating salt marsh in the Mississippi River deltaic plain: a pilot study. *Journal of Coastal Research*, **6**, 181–188. Available at:<https://journals.flvc.org/jcr/article/view/78015/75443>

Desjardins P.R., Buatois L.A. & Mángano M.G. (2012) *Chapter 18 - Tidal Flats and Subtidal Sand Bodies. Developments in Sedimentology Trace Fossils as Indicators of Sedimentary Environments.* (ed. by D. Knaust) and R.G. Bromley), pp. 529–561. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53813-0.00018-6>

- Ertfemeijer P.L.A. (2023) Shorebird habitat requirements: Relating mudflat characteristics to invertebrate fauna and shorebird densities. Manila Bay Airport Offset Project, DAMCO Consulting Pty Ltd, Technical Report for San Miguel Aerocity Inc (SMAI), April 2023, 32 pp.
- Fidorra J.C., Frederick P.C., Evers D.C. & Meyer K.D. (2015) Selection of human-influenced and natural wetlands by Great Egrets at multiple scales in the southeastern USA. *Condor*, **118**, 46–56. <https://doi.org/10.1650/condor-14-117.1>
- Ford M.A., Cahoon D.R. & Lynch J.C. (1999) Restoring marsh elevation in a rapidly subsiding salt marsh by thin-layer deposition of dredged material. *Ecological Engineering*, **12**, 189–205. [https://doi.org/10.1016/s0925-8574\(98\)00061-5](https://doi.org/10.1016/s0925-8574(98)00061-5)
- Hoffman R.H. (1970) Waterfowl utilization of ponds blasted at Delta, Manitoba. *The Journal of Wildlife Management*, **34**, 586–593. <https://doi.org/10.2307/3798867>
- Holton N. & Allcorn R.I. (2006) The effectiveness of opening up rush patches on encouraging breeding Common Snipe *Gallinagallinago* at Rogersceugh Farm, Campfield Marsh RSPB reserve, Cumbria, England. *Conservation Evidence*, **3**, 79–80. Available at: <https://conservationevidencejournal.com/reference/pdf/2230>
- Jones C.G., Lawton J.H. & Shachak M. (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, **69**, 373–386. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1\\_14](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1_14)
- Langis R., Zalejko M. & Zedler J.B. (1991) Nitrogen assessments in a constructed and a natural salt marsh of San Diego Bay. *Ecological Applications*, **1**, 40–51. <https://doi.org/10.2307/1941846>
- Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>
- Pétillon J., Erfanzadeh R., Garbutt A., Maelfait J.-P. & Hoffmann M. (2010) Inundation frequency determines the post-pioneer successional pathway in a newly created salt marsh. *Wetlands*, **30**, 1097–1105. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0115-x>
- Pezeshki S.R., DeLaune R.D. & Pardue J.H. (1992) Sediment addition enhances transpiration and growth of *Spartina alterniflora* in deteriorating Louisiana Gulf Coast salt marshes. *Wetlands Ecology and Management*, **1**, 185–189. <https://doi.org/10.1007/bf00244923>
- Pitre R.L. & Anthamatten F. (1981) Successful restoration of filled wetlands at four locations along the Texas Gulf Coast. *Wetlands*, **1**, 171–178. <https://doi.org/10.1007/bf03160462>
- Provost M.W. (1948) Marsh-blasting as a wildlife management technique. *The Journal of Wildlife Management*, **12**, 350–387. <https://doi.org/10.2307/3795926>
- Rogers D., Stamation K., Loyn R. & Menkhorst P. (2015) *Literature Review: Management of Non-tidal Ponds for Shorebirds*, Arthur Rylah Institute for Environmental Research Technical Report Series No. 264. Department of Environment, Land, Water and Planning: Heidelberg, Victoria. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.3954.3760>
- Scarton F. & Montanari M. (2015) Use of artificial intertidal sites by birds in a Mediterranean lagoon and their importance for wintering and migrating waders. *Journal of Coastal Conservation*, **19**, 321–334. <https://doi.org/10.1007/s11852-015-0394-8>
- Schrift A.M., Mendelssohn I.A. & Materne M.D. (2008) Salt marsh restoration with sediment-slurry amendments following a drought-induced large-scale disturbance. *Wetlands*, **28**, 1071–1085. <https://doi.org/10.1672/07-78.1>
- Shotzberger S. (2021) *Marsh Equipment for Access and Construction*. June 4 2021. Available at: [https://www.linkedin.com/pulse/marsh-equipment-access-construction-shawn-shotzberger?trk=public\\_profile\\_article\\_view](https://www.linkedin.com/pulse/marsh-equipment-access-construction-shawn-shotzberger?trk=public_profile_article_view)

Squires R. & Allcorn R.I. (2006) The effect of chisel ploughing to create nesting habitat for breeding Lapwings *Vanellus vanellus* at Ynys-Hir RSPB reserve, Powys, Wales. *Conservation Evidence*, **3**, 77–78. <https://conservationevidencejournal.com/reference/pdf/2229>

Stagg C.L. & Mendelssohn I.A. (2012) *Littoraria irrorata* growth and survival in a sediment-restored salt marsh. *Wetlands*, **32**, 643–652. <https://doi.org/10.1007/s13157-012-0297-5>

Vivian-Smith G. (1997) Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. *Journal of Ecology*, **85**, 71–82. <https://doi.org/10.2307/2960628>

Wang Q., Cui B. & Luo M. (2018) Effectiveness of microtopographic structure in species recovery in degraded salt marshes. *Marine Pollution Bulletin*, **133**, 173–181. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.037>

WAVE (2001) *Technologies for the Conservation and Creation of Tidal Flats. Guidelines for the Conservation and Creation of Ecosystems in Relation to Coastal Development*, Volume 2. Waterfront Vitalization and Environment Research Center (WAVE), Tokyo (Japan), Technical Report, March 2001, 113 pp. Available at: [https://www.wave.or.jp/eng/activities/handbook\\_cr\\_2.html](https://www.wave.or.jp/eng/activities/handbook_cr_2.html)

Wolters M., de Vries S., Ozinga W.A. & Bakker J.P. (2017) Restoration of inland brackish vegetation by large-scale transfer of coastal driftline material. *Applied Vegetation Science*, **20**, 641–650. <https://doi.org/10.1111/avsc.12323>

Wu Y., Liu J., Yan G., Zhai J., Cong L. *et al.* (2020) The size and distribution of tidal creeks affects salt marsh restoration. *Journal of Environmental Management*, **259**, 110070. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110070>

**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-AhChoi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞 北京林业大学、贺强 复旦大学、陆文海 国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕 北京林业大学

**声明:** 我们评估证据后总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策



# 盐沼植被恢复与营造指南

瓦妮 萨卡茨<sup>1</sup>，纳吉 泰勒<sup>1</sup>，洛伦佐 伽费<sup>2</sup>，瓦德 海格迈耶<sup>2</sup>，威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

1 英国剑桥大学动物学院保护科学组

2 荷兰湿地国际



志愿者在美国南卡罗来纳州运送和种植盐沼植物 [摄影:南卡罗来纳自然资源部]

完成于 2024 年 4 月 5 日



引用: 卡茨、泰勒、伽费、海格迈耶和萨塞兰(2024) 保护指南系列6 (1.0版) 恢复或营造盐沼植被指南。

## 目标：再植盐沼目标植被

### 定义

- **球茎**=一种膨胀的地下茎基部，被鳞片状的叶子覆盖，在适宜的环境下能够生长
- **种子库** = 在土壤或沉积物中自然储藏的种子，这些种子会休眠

## 1、描述

如果植被没法自然繁殖，或者繁殖缓慢，那么人工营造或恢复的盐沼可以成为“帮手”。通过物理方法种植新的植物、种子或植被碎片，引种目标植被或者在沉积物中含有目标物种。对那些种子库枯竭的地点(如历史上用于农业生产或用清淤材料营造后形成那些地方)、缺乏现成植物繁殖来源的地点(例如，距离现有盐沼很远或在上游地区)，以及那些易受非本地物种入侵的地点(它们可能很容易在裸露的沉积物中繁殖，但在那里没有本地植物 Tarsa 等人，2022)积极补植目标物种是很有必要的。植被也可以有助于盐沼与海平面上升保持同步(Davis 等人，2017)。

要注意的是在不直接引入盐生植被的情况下，有几种方法可以促使盐生植被的生长，这里不再赘述。这些方法包括添加肥料、护根、栽种幼苗(见 Taylor 等人，2021 年)和地形重塑(见重塑盐沼和潮间带的指南系列 5)。对娱乐活动、放牧和对任何污染造成植被丧失的管理都会有益(Taylor 等人，2021)。

许多滨海湿地很少或没有植被，这种情形为鸕鹚类鸟和其他野生动物提供了重要的资源。管理者应该避免在这些栖息地补植。例如，在中国黄海沿岸的部分滩涂上，碱性的滩涂植被稀疏(主要是赤碱蓬)，这些植被不稠密或完全没有植被地方为鸕鹚类鸟或黑嘴鸥提供了筑巢地(David Melville, pers. comm.)。

## 2、生物多样性效果证据

**植被：**通常可以证明播种或种植整株植物可以成功地恢复盐生植被(Taylor 等人，2021)。对盐沼恢复研究的一项全球综述报告称，在 64 个案例中种植和播种非木本植物的平均存活率为 65%(范围为 0%至≥95%)(Bayraktarov 等人，2016)。荷兰有个地方，添加一层含有盐沼物种的种子和植被碎片漂浮材料，在前四年目标物种的数量呈现增加。然而，六年后，物种数量与未添加材料的对照点相同(Wolters 等人，2017)。

例如利用海带 (O'Brien & Zedler, 2006)或芦苇碎屑堆肥 (Guan 等人，2011)，种植配上施肥效果更好；另一项研究发现，磷酸盐可提高盐生植被的整体盖度，但只有在引种植物时，才能有效(Emond 等人，2016)。研究发现，在中国使用尿素可以增加赤碱蓬的生物量(Guan 等，2011)，(Taylor 等人，2021)。

### 3、影响成果因子

**水位:** 受所在地点高程的影响, 植物对淹或涝有特殊的耐受性。老的植株比幼苗更能抵御内涝(Cao 等人, 2022)。因此, 应考虑在合适的高程种植或种单株。在种植前改变(微)地形也可以提高存活率(见指南系列 5 重塑盐沼和潮间带滩涂)。有证据表明, 在地洼处的土壤里先锋盐生植物的种子保留率更高(Wang 等人, 2018)。

**盐度:** 滨海植被耐盐, 但即使最耐盐的物种在高盐区仍需努力才能生存(Zedler, 2003)。同样, 北美的香蒲(Beare & Zedler 1987)或多年生宽叶独生菜(Wiggington 等人, 2020)由于城区雨水径流流入, 长时间低盐环境不适合盐生植被生长, 有可能便于有害物种的入侵。

**裸露:** 波浪和洋流的物理干扰可能会限制植被早期定居和长期存活。在浪潮能量最高的地方试图引种植被通常是徒劳的。可利用防浪堤等屏障缓解中等能量。应选择适合当地能量级和不同生长阶段的物种。

**动物:** 盐沼植被生长可能会遭到哺乳动物(Wasson 等人, 2021)、鸟类(Zedler, 1993)或螃蟹(Liu 等人, 2020)等动物消耗和践踏。高密度动物可能会阻碍植被繁殖。采用笼子或其他隔离区能保护幼小植被免遭破坏(Taylor 等人, 2021; Wasson 等人, 2021)。动物也能带来积极的影响。例如, 种植海三棱藨草可减少放牧, 因为锯缘青蟹捕食食草动物, 所以, 在靠近锯缘青蟹洞穴的地方, 海三棱藨草密度更高(Wu & He, 2023)。

### 4、实施

**种植:** 从附近的沼泽移植幼苗或植物或栽种在苗圃里。植物通常种在 5-10 厘米深洼地的土壤中, 但最佳深度取决于物种本身要求(Varty & Zedler, 2008; Guan 等, 2011; Hu 等人, 2016)。在成功种植的研究中, 种植间隔距离通常为 45-100 厘米, 种植一般是在春季至初夏进行(Taylor et al, 2021)。在一些情况下, 在细粒度的清淤沉积物中种植, 有时需要将现有的植被移走。Zhang & Li(2023)在中国长江口测试了海三棱藨草(长江口主要盐生植物)不同的种植方法, 发现最经济、有效的处理方法是移植不带沉积物、低密度的球茎苗, 成本是每公顷 10,100 元人民币(约 1,400 美元);(2024 年 2 月汇率折算)。

可从天然盐沼或苗圃中收集种子, 通常播种深度在 1.5-5.0 厘米, 但最佳深度因物种而异(Groenendijk, 1986; Hu 等人, 2016)。虽然种子比植物更容易处理, 但它们也容易被水冲走。播种种子数量随物种和场地的大小而变化。研究报告给出的范围为 80-4,000 粒种子/平方米(Groenendijk, 1986; Varty & Zedler, 2008; Guan 等, 2011; Hu 等人, 2016)。新种的植物存活取决于当地的立地条件。例如, 在加利福尼亚的一个地方播种了 21,000 多颗种子, 但只长出了 17 颗幼苗(Zedler, 1993)。这归因于盐度高、沉积物沉积掩埋了植物、藻类窒息死亡和鸟类比如美洲白骨顶的践踏。

盐生植被的草皮也已成功移植, 得以恢复或移种在人工营造的地方(Green 等人, 2009; Sparks 等人, 2013)。有人认为, 这比种植或播种能更快地恢复植被覆盖, 更美观, 更耐侵蚀, 但费用通常很高(Sparks 等人, 2013)。可能没有必要用草皮完全覆盖来修复或营造的人工场地, 美国密西西比州的一项研究报告称, 50%的草皮覆盖率比 100%的草皮覆盖率更经济(并且场地需要的材料少)(Sparks 等人, 2013)。

可从附近有目标植物物种的地方采集植物，并在恢复地点或人工营造地点播植(Emond 等人，2016; Wolters 等人，2017)。例如，为恢复荷兰的咸水沼泽，使用农业机械从附近的海堤底部采集植物。将 10 立方厘米的部分放入施肥机中，200 立方厘米场地以 5 厘米的高度播散在场地的三分之二的地方(Wolters 等人，2017)。

如果利用现有盐生的植被，应考虑如何把对捐赠土地影响降到最低，例如保留原地一些植物，避免在鸟类繁殖期采集植物，采集前必须取得必要的许可。

**帮助植被种植行动:** 在引种植物前后，可以采取各种各样的行动来提高植物存活率和生长率。这些措施包括重塑地形(营造土丘或洼地)，去除污染物和把表面带壳沉积物变干，使用苗圃的植物，采用围栏或栅栏预防和阻止可能损害幼苗的动物进入，添加石灰和施肥(Taylor 等人，2021)。

如果认为有必要添加材料，如石灰或肥料，一般应该在种植区域未被淹没时添加，减少其溶解或被水冲走的风险；也可以在种植前把添加物和沉积物混合起来。一项研究成功地使用了海带堆肥，将 40 升/1.5 平方米的堆肥(两份土壤，一份海带堆肥)混合到 30 厘米的土壤表层(O'Brien & Zedler, 2006)，而另一项研究发现，将 2 公斤/平方米的芦苇碎屑成功用犁植入到 20 厘米深的土壤 (Guan 等人，2011)。在种植的同时，添加肥料平衡沉积物中可获得的营养物，从而加速新种植物的生长。应该指出的是，并非所有的添加物都证明是成功的；添加过多的肥料弊大于利，如施太多氮肥会造成富营养化，这对全球滨海系统构成了巨大威胁(Albornoz, 2016; Malone & Newton, 2020)。



## 案例:荷兰艾埃姆斯河口马考尼盐沼

马考尼坦戴斯项目旨在解决荷兰艾埃姆斯河口日益恶化的生态环境。在戴尔夫扎尔沿岸重新安置一道海堤并对其进行加固,采用清淤的沙把海床抬升至平均高潮位这样方法,营造了两个盐沼。一个盐沼对公众开放,而另一个盐沼只对研究人员开放。开拓 15 公顷的盐沼作为一个试点,正在用于实验,了解盐沼的形成过程。

研究人员正在测试用淤泥肥沃盐沼的效果,以及比较人工种植与自然定居植被的效果。试点的盐沼由 6 个 1 公顷的单元组成,每个单元由不同比例的淤泥、沙子和细颗粒的沉积物构成,其中一些是人工播种,一些是让植物自然生长。在沙床上层 1 米的地方用重型机械混合淤泥(注意这会导致机器下沉)。从 2018 年 11 月到 2020 年 9 月,盐沼被淹约 70 次。

2019 年 5 月,研究团队人工播种了长刺盐角草。播种前,将盐角草晒干,切成段,在淡水中浸泡四天,让种子发芽。(7 月)播种,1 年半盐角草植株长出来。

### 目前从这个项目获得的启发

- 播种效果是暂时的:播种区比未播区盐角草盖度高,但这种情况仅仅出现在第一年
- 沉积物表层淤泥含量较高(25–48%),植被盖度越高。而淤泥含量越少(7–9%),植被盖度明显偏低
- 淤泥含量越高,物种就越丰富
- 发现没有植被的单元侵蚀率高(>2.5 毫米/每月)
- 用灌木围起来的地方植物才能发育

总之,研究人员得出的结论是在沙质床上层与 25%淤泥混合,增加植被盖度和物种的丰富度,实际上是可行的。

来源: Baptiste 等人(2021); de Vries 等人(2021)视频资料:研究戴尔夫扎尔马考尼开拓的盐沼([youtube.com/watch?v=V8zCrhG-jtY](https://www.youtube.com/watch?v=V8zCrhG-jtY))

## 5、其他资料来源

de Groot A.V. & van Duin W.E. (2013)营造盐沼最佳实践文献综述:在河口背景下营造新的盐沼最佳实践:文献研究报告 IMARES C145/12. 荷兰 EcoShape 基金会与自然共建:请查阅:<https://edepot.wur.nl/248715>

### 参考文献

Albornoz F. (2016) Crop responses to nitrogen overfertilization: A review. *Scientia Horticulturae*, **205**, 79–83. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2016.04.026>

Baptist M.J., Dankers P., Cleveringa J., Sittoni L., Willemsen P.W.J.M., et al. (2021) Salt marsh construction as a nature-based solution in an estuarine social-ecological system. *Nature-Based Solutions*, **1**, 100005. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2021.100005>

Bayraktarov E., Saunders M.I., Abdullah S., Mills M., Beher J., et al. (2016) The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, **26**, 1055–1074. <https://doi.org/10.1890/15-1077>

- Beare P.A. & Zedler J.B. (1987) Cattail invasion and persistence in a coastal salt marsh: The role of salinity reduction. *Estuaries*, **10**, 165–170. <https://doi.org/10.2307/1352181>
- Cao H., Zhu Z., van Belzen J., Gourgue O., van de Koppel J., *et al.* (2021) Salt marsh establishment in poorly consolidated muddy systems: effects of surface drainage, elevation, and plant age. *Ecosphere*, **12**, e03755. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3755>
- Davis J., Currin C. & Morris J.T. (2017) Impacts of fertilization and tidal inundation on elevation change in microtidal, low relief salt marshes. *Estuaries and Coasts*, **40**, 1677–1687. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0251-0>
- Emond C., Lapointe L., Hugron S. & Rochefort L. (2016) Reintroduction of salt marsh vegetation and phosphorus fertilisation improve plant colonisation on seawater-contaminated cutover bogs. *Mires and Peat*, **18**, Article 17. <https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.209>
- Green J., Reichelt-Brushett A. & Jacobs S.W.L. (2009) Re-establishing a saltmarsh vegetation structure in a changing climate. *Ecological Management and Restoration*, **10**, 20–30. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2009.00438.x>
- Groenendijk A.M. (1986) Establishment of a *Spartina anglica* population on a tidal mudflat - a field experiment. *Journal of Environmental Management*, **22**, 1–12.
- Guan B., Yu J., Lu Z., Xie W., Chen X. *et al.* (2011) The ecological effects of *Suaeda salsa* on repairing heavily degraded coastal saline alkaline wetlands in the Yellow River Delta. *Acta Ecologica Sinica*, **31**, 4835–4840. Available at: <https://www.ecologica.cn/stxb/article/abstract/stxb201007010974>
- Hu Z., Ma Q., Cao H., Zhang Z., Tang C., *et al.* (2016) A trial study on revegetation of the native *Scirpus mariqueter* population in the coastal wetland of the Yangtze Estuary. *Ecological Science*, **35**, 1–7.
- Liu Z., Fagherazzi S., Ma X., Xie C., Li J., *et al.* (2020) Consumer control and abiotic stresses constrain coastal saltmarsh restoration. *Journal of Environmental Management*, **274**, 111110. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111110>
- Malone T.C. & Newton A. (2020) The globalization of cultural eutrophication in the coastal ocean: Causes and consequences. *Frontiers in Marine Science*, **7**. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00670>
- O'Brien E.L. & Zedler J.B. (2006) Accelerating the restoration of vegetation in a southern California salt marsh. *Wetlands Ecology and Management*, **14**, 269–286. <https://doi.org/10.1007/s11273-005-1480-8>
- Sparks E.L., Cebrian J., Biber P.D., Sheehan K.L. & Tobias C.R. (2013) Cost-effectiveness of two small-scale salt marsh restoration designs. *Ecological Engineering*, **53**, 250–256. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.053>
- Taylor N.G., Grillas P., Smith R.K. & Sutherland W.J. (2021) *Marsh and Swamp Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions to Conserve Marsh and Swamp Vegetation*. University of Cambridge: Cambridge, UK. Available at: <https://www.conservativevidence.com/synopsis/pdf/19>
- Varty A.K. & Zedler J.B. (2008) How waterlogged microsites help an annual plant persist among salt marsh perennials. *Estuaries and Coasts*, **31**, 300–312. <https://doi.org/10.1007/s12237-007-9019-2>
- de Vries B., Willemsen P., van Puijenbroek M., Coumou L., Baptist M.J., *et al.* (2021) *Salt Marsh Pilot Marconi: Monitoring results*. EcoShape: Delfzijl, The Netherlands. Available at: <https://www.ecoshape.org/en/pilots/saltmarsh-development-marconi-delfzijl-9/>
- Wang Q., Cui B. & Luo M. (2018) Effectiveness of microtopographic structure in species recovery in degraded salt marshes. *Marine Pollution Bulletin*, **133**, 173–181. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.037>
- Wasson K., Tanner K.E., Woolfolk A., McCain S. & Suraci J.P. (2021) Top-down and sideways: Herbivory and cross-ecosystem connectivity shape restoration success at the salt marsh-upland ecotone. *PLOS ONE*, **16**, e0247374. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0247374>

Wigginton R.D., Kelso M.A. & Grosholz E.D. (2020) Time-lagged impacts of extreme, multi-year drought on tidal salt marsh plant invasion. *Ecosphere*, **11**, e03155. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3155>

Wolters M., de Vries S., Ozinga W.A. & Bakker J.P. (2017) Restoration of inland brackish vegetation by large-scale transfer of coastal driftline material. *Applied Vegetation Science*, **20**, 641–650. <https://doi.org/10.1111/avsc.12323>

Wu C. & He Q. (2024) Co-restoring keystone predators and foundation species to recover a coastal wetland. *Journal of Applied Ecology*, **61**, 379–389. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14569>

Zedler J.B. (1993) Canopy architecture of natural and planted cordgrass marshes: Selecting habitat evaluation criteria. *Ecological Applications*, **3**, 123–138. <https://doi.org/10.2307/1941796>

Zedler J.B., Morzaria-Luna H. & Ward K. (2003) The challenge of restoring vegetation on tidal, hypersaline substrates. *Plant and Soil*, **253**, 259–273. <https://doi.org/10.1023/a:1024599203741>

Zhang Q. & Li B. (2023) Field practice of *Scirpus mariqueter* restoration in the bird habitats of Chongming Dongtan Wetland, China. *Yingyong ShengtaiXuebao*, **34**, 2663. <https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.202310.029>

**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-Ah Choi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞 北京林业大学、贺强 复旦大学、陆文海 国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕 北京林业大学

**声明:** 我们评估证据后总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策

# 潮间带滩涂植被管理指南

瓦妮 萨卡茨<sup>1</sup>，纳吉 泰勒<sup>1</sup>，保罗 厄尔福特迈耶<sup>2</sup>，洛伦佐 伽费<sup>3</sup>，瓦德 海格迈耶<sup>3</sup>，威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

1 剑桥大学动物学院保护科学组

2 澳大利亚珀斯达马考咨询公司

3 荷兰湿地国际



英国亨伯河口[摄影: Mat Fascione]

完成于 2024 年 4 月 5 日



引用:卡茨、泰勒、厄尔福特迈耶、伽费、海格迈耶和萨塞兰(2024) 保护指南系列7 (1.0版) 潮间带滩涂植被管理指南



## 目标：清除植被或抑制植被生长，维持开阔的潮间带滩涂

### 定义

- **潮间带** =处于高潮和低潮之间的区域

### 1、描述

大多数迁徙的鸕鹚类鸟需要开阔的滩涂，在那里可以觅食并保持无障碍的视线，以便及早发现捕食者(Erftemeijer, 2023)。由于海平面上升和沉积物增加，红树林和盐生植被扩展到鸕鹚类鸟的觅食地，这是香港、台湾、新西兰和澳大利亚东部等河口面临的一个问题(Straw 和 Saintilian, 2006; Jackson 等人, 2021; Choi 等人, 2022)。一般应避免在裸露滩涂上种植红树(这里以前没有红树林)，因为这是用一种生境取代另一种生境，从而失去滩涂提供的特殊价值(Erftemeijer & Lewis, 2000; Choi 等人, 2022; Beeston 等人, 2023)。

尽管在滩涂上可能自然生长一些藻类，但像真江篱这类藻类伺机大量繁殖导致的富营养化显著降低滩涂底栖生物多样性(Besterman 等人, 2020)、Ulva (Zhang 等人, 2019)和 Lyngby (Estrella 等人, 2011)，对某些鸕鹚类鸟有吸引力的底栖动物随之减少(Estrella 等人, 2011; Besterman 等人, 2020)。这同样适用于海草。

清除植被是可取的。这是因为：1)如果滩涂是其他物种，例如鸕鹚类鸟特别重要的栖息地；(2)那些非本地的植物物种。专门有针对清除入侵互花米草指南(见保护指南系列 8-10)。

### 2、生物多样性效果证据

**鸟类：**在台湾的淡水河河口，越冬的鸕鹚类鸟栖息在红树林被清理后开阔的滩涂上。河口滩涂扩大增加了越冬鸕鹚类鸟的丰富度(Huang 等人, 2012)。在夏威夷，采用翻耕清理了入侵的海蓬草，用物理办法清除红树林，植被清理后，恢复了光滩，黑颈长脚鸕夏威夷亚种的数量随之增加(Rauzon & Drigot, 2002)。

**无脊椎动物：**尽管清除前有些担忧，但在新西兰瓦卡奥河口邻近的贝类养殖场并未受到机械清除红树林带来影响(Lundquist 等人, 2012)。来自新西兰马夏瓦港(Alfaro, 2010)和台湾香山湿地(Chen 等人, 2018)的研究报告称，清理红树林后，大型底栖动物的数量、丰富度和多样性都有所增加。这些底栖动物有螃蟹、蜗牛和双壳类动物。

**问题植被：**我们发现除了互花米草外，对植被本身、控制滩涂植被有效性量化研究很少(见指南 6-8 系列)。Truman(1961)报告说，当使用足够剂量的除草剂(4% 2,4- D 或 2,4,5- T)时，澳大利亚澳洲白骨壤完全死亡。但注意，现在许多国家禁止或限制使用这些除草剂，特别是后者。

在新西兰马夏瓦港，两年多时间里持续清理红树林(具体方法不详)与气根(气团)密度的增加有关。在清理地点红树林幼苗也逐渐复长(Alfaro, 2010)。在新西兰瓦卡奥河口，用机械覆盖物覆盖红树林后，还观察到厌氧沉积物和养分释放爆发藻华(Lundquist 等人, 2012)。

Schlosser 等人(2010)认为，通过挖掘能清除滩涂上的矮大叶藻，用粗麻布等不透明材料覆盖在上面可以清除，但火烧处理不是一种有效的控制方法。

### 3、影响成果因子

**相邻的生境:** 上游或上游的生境可成为有机体的来源，清理后它们在滩涂定居。在涂滩出现有机体的情况下，底栖动物定居会是可期的。然而，连片有害植被却会阻碍某一重要地点成功和持续控制植被(Rauzon& Drigot, 2002; Wolters 等人, 2008)。在某一重要地点管理植被的决策也可能受到相邻滩涂的影响。这都有可能打造一个赋予新价值的滩涂，或控制植被预防其他植物入侵现有滩涂。

**物理条件:** 受当地潮汐、洋流、浪潮和沉积物的影响，采用物理方法清理植被，在裸露的沙质地方更有可能发生泥质沉积物的侵蚀，而不是保护泥地(Lundquist 等人, 2017)。在有些地方清理植被可能会导致严重的侵蚀和滩涂湿地的不稳定，所以，有时要慎重考虑保留一些植被。(Qiang He, pers. comm.)。

### 4、实施

**预防:** 长远来看，应考虑从根源解决植物入侵会更成功，更经济。例如，如果藻华爆发与直接排放污水和排污口排放到滩涂导致的富营养化有关，则应考虑管控排污。以前在东南亚广泛采用的是在滩涂上种植红树林繁殖体或幼苗的做法来控制污染，因(选址不当)成活率低，并对滩涂生态系统产生不利的影 响，特别是影响到鸕鹚类鸟的觅食地，从而遭到强烈反对(Erftemeijer& Lewis, 2000; Choi 等人, 2022; Beeston 等人, 2023)。

**控制:** 管理干预的方法是有序清理鸕鹚类鸟关键觅食地共生的苗木和树苗(见:下面米埔沼泽案例)。有时会采用其他干预控制方法，例如，使用除草剂与刈割相结合的方法控制互花米草入侵(Jackson 等人, 2021)。澳大利亚周期性用海水淹、刈割或施除草剂方法控制鸕鹚类鸟使用的池塘和其他人工栖息地，控制引入有害植物及其扩张(Erftemeijer, 2019)。管控时间应避免或尽量减少对非目标物种的影响，例如避开鸟类迁徙或繁殖季节。考虑其他重要的因素包括选择进入清理区域，尽量减少或避免践踏邻近的栖息地(Lundquist 等人, 2017)。

在新西兰，采用多种方法清除红树林都取得了不同程度的成功(见 Lundquist 等人, 2017)。这些措施包括手工拔幼苗，在地面上用电锯、斧头以及机械清理。人工拔苗最经济，能有效地控制植被在当地的传播，同时对环境不利影响最小，但必须定期进行，避免复长。使用拖拉机和挖掘机清除滩涂上植被和清除地下根系的方法操作成本较高，而且很少能使滩涂恢复原状，同时往往会对当地生态系统和美学(视觉和嗅觉)产生致命的影响。在有考古价值的地区，用手拔或轻型设备(铲子、电锯)清除可能比使用重型机械更可取(Rauzon& Drigot, 2002)。

如果能找到合适的除草剂，用无人机喷洒除草剂(如在中国用无人机喷洒除草剂控制互花米草)，这个方法也可以用来控制滩涂上红树林的扩张(David Melville, pers. comm.)。一些除草剂的使用与红树林毁灭性的枯死有关(Duke 等人，2005)，因此，使用除草剂必须谨慎。

可用沉积物覆盖办法，至少暂时能控制其他植被(例如低矮的草本植物、灌木或藻类)。这将重新恢复植物演替。在美国已尝试用贝壳和砾石碎屑物作为一种手段，帮助控制鸬鹚类鸟重要栖息地稠密的植被 (Pluny, 2000)，临时减少植被覆盖也可犁耕。在东京港野鸟公园(Tokyo-ko Yachoen)鸬鹚类鸟迁徙季前后(SSS 2023)，在滩涂上用犁清除植被。在夏威夷滩涂上，用水陆两栖车控制入侵种盐角草生长 (Rauzon & Drigot, 2002)。在人工岛上用泥质的沉积物犁成“棋盘图案”或“甜甜圈”，编者认为这对灰翅长脚鹬夏威夷亚种很有吸引力。

还要注意，清除植被会影响物理过程，这反过来又会影响当地生物多样性。例如，通过景观尺度生物地貌动力学反馈，清理红树林会加剧河口红树林快速生长，这是由于改变沉积模式而增强河口尺度的沉积物堆积(Xie 等人，2023)。在新西兰的瓦卡奥河口，观察到用机械清理红树林缓冲带后，盐沼逐渐向海侵蚀(Lundquist 等人，2017)。

**补偿:** 如果在一个特殊地点管理成问题的植被太困难或费用过于昂贵，可以考虑在其他地方(最理想就近)恢复或营造滩涂或盐沼。如果修复或新建地点靠近有问题植被的地方，应考虑如何预防或管理新建地点植物入侵。

#### 案例：清理米埔沼泽潮间带红树幼苗

世界自然基金会(WWF)香港分会每年(秋季)在香港米埔自然保护区滩涂上清理红树幼苗、草和莎草，目的是维持一片开阔的滩涂，让水鸟在光滩上休息和觅食，并为观鸟者提供一个清晰、开阔视野让他们观鸟。(至少从2001年以来，当时清理了5公顷)，用这种方式管理这片滩涂，多年来治理面积不断增加，现在治理的面积约有43公顷。在米埔自然保护区滩涂上的红树林前面建有一座浮动观鸟屋，自1986年以来就以这种方式进行管理。

每年8月至10月，经元朗区土地署批准，在事先同意指定滩涂区内清理红树幼苗(世界自然基金会香港分会，2006)。把红树幼苗推入泥中即“清理”，它们便会死亡。在2007年的清理行动中，由六人组成的一个小组在43公顷的滩涂上总共用65人/天，清理了大约31,000棵幼苗。清理的幼苗主要为秋茄(75%)和桐花树(22%)，其余的(3%)为老鼠簕和无瓣海桑(外来种)。

参考: WWF 香港 (2021)

## 5、其他资料来源

Lundquist C., Carter K., Hailes S. & Bulmer R. (2017) **红树林扩张管理指南**:新西兰红树林扩张管理指南 NIWA 信息系列 85. 新西兰国家水和大气研究所。请登录：<http://www.niwa.co.nz/managingmangroveguide>

## 参考文献

- Beeston M., Cameron C., Hagger V., Howard J., Lovelock C., *et al.* (2023) *Best Practice Guidelines for Mangrove Restoration*. Global Mangrove Alliance: Washington DC. Available at: <https://www.mangrovealliance.org/wp-content/uploads/2023/10/Best-Practice-for-Mangrove-Restoration-Guidelines-v2.pdf>
- Besterman A.F., Karpanty S.M. & Pace M.L. (2020) Impact of exotic macroalga on shorebirds varies with foraging specialization and spatial scale. *PLoS ONE*, **15**, e0231337. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231337>
- Choi C., Xiao H., Jia M., Jackson M.V., Lai Y., *et al.* (2022) An emerging coastal wetland management dilemma between mangrove expansion and shorebird conservation. *Conservation Biology*, **36**, e13905. <https://doi.org/10.1111/cobi.13905>
- Duke N.C., Bell A.M., Pederson D.K., Roelfsema C.M. & Bengtson Nash S. (2005) Herbicides implicated as the cause of severe mangrove dieback in the Mackay region, NE Australia: consequences for marine plant habitats of the GBR World Heritage Area. *Marine Pollution Bulletin*, **51**, 308–324. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.040>
- Erfteimeijer P. & Lewis R.R.I. (2000) Planting mangroves on intertidal mudflats: habitat restoration or habitat conversion? In: *Enhancing Coastal Ecosystem Restoration for the 21st Century*. Proceedings of a Regional Seminar for East and Southeast Asian Countries: ECOTONE VIH, Ranong & Phuket, 23-28 May 1999. (ed. by V. Sumantakul), pp. 156–165. UNESCO, Bangkok, Thailand, January 2000.
- Erfteimeijer P.L.A. (2019) *Beneficial Reuse of Dredged Material for Habitat Restoration & Development: Review of Case Studies*. Technical Report produced for North Queensland Bulk Ports Corporation (NQBP). DAMCO Consulting, February 2019, 38 pp.
- Erfteimeijer P.L.A. (2023) *Manila Bay Airport Offset Project - Shorebird Habitat Requirements: Relating Mudflat Characteristics to Invertebrate Fauna and Shorebird Densities*. Technical Report for SMAI. DAMCO Consulting, April 2023, 31 pp.
- Estrella S.M., Storey A.W., Pearson G. & Piersma T. (2011) Potential effects of *Lyngbyamajuscula* blooms on benthic invertebrate diversity and shorebird foraging ecology at Roebuck Bay, Western Australia: Preliminary results. *Journal of the Royal Society of Western Australia*, **94**, 171–179. Available at: [https://www.rswa.org.au/wp-content/uploads/2023/10/Estrellaetal.pp\\_171-179.pdf](https://www.rswa.org.au/wp-content/uploads/2023/10/Estrellaetal.pp_171-179.pdf)
- Huang S.-C., Shih S.-S., Ho Y.-S., Chen C.-P. & Hsieh H.-L. (2012) Restoration of shorebird-roosting mudflats by partial removal of estuarine mangroves in northern Taiwan. *Restoration Ecology*, **20**, 76–84. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00744.x>
- Lundquist C., Hailes S., Cartner K., Carter K. & Gibbs M. (2012) *Physical and Ecological Impacts Associated with Mangrove Removals Using In Situ Mechanical Mulching in Tauranga Harbour*. NIWA Technical Report No. 137: 106 pp. Available at: <https://docs.niwa.co.nz/library/public/NIWAtr137.pdf>
- Lundquist C., Carter K., Hailes S. & Bulmer R. (2017) *Guidelines for Managing Mangroves (Mānawa) Expansion in New Zealand*. NIWA Information Series No. 85. National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd.: New Zealand. Available at: <http://www.niwa.co.nz/managingmangroveguide>
- Plauny H.L. (2000) *Shorebirds*. NRCS Wildlife Habitat Management Institute, US Department of Agriculture, Fish and Wildlife Habitat Management - Leaflet Number 17, July 2000, 14 pp. Available at: <https://www.yumpu.com/en/document/read/47808529/shorebirds-wildlife-habitat-council>
- Rauzon M.J. & Drigot D.C. (2002) Red mangrove eradication and pickleweed control in a Hawaiian wetland, waterbird responses, and lessons learned. In: *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species* (ed. by E.C.R. Veitch and M.N. Clout), pp. 240–248. International Union for the Conservation of Nature: Gland, Switzerland. Available at: <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/SSC-OP-028.pdf>



Schlosser S., Ramey K. & Manning S. (2011) *Zostera japonica Eradication Project: Annual Report 2010*. California, USA. Available at: <https://escholarship.org/uc/item/1fh8t6vv>

SSS (2023) ショアバーステッピングストーンズ: とうきょうこうやちょうこうえん (Shorebird Stepping Stones: Tokyo Port Wild Bird Park). Available at: [http://www.bird-research.jp/1\\_katsudo/waterbirds/shigitidori/shigi-site/src/site/130400.html](http://www.bird-research.jp/1_katsudo/waterbirds/shigitidori/shigi-site/src/site/130400.html)

Straw P. & Saintilan N. (2006) Loss of shorebird habitat as a result of mangrove incursion due to sea-level rise and urbanization. In: *Waterbirds Around the World* (ed. by G.C. Boere, C.A. Galbraith & D.A. Stroud). The Stationery Office: Edinburgh, UK. pp. 717-720. Available at: <https://data.jncc.gov.uk/data/08cfb4da-4c5a-4bef-b45d-8f2f87dc8070/waterbirds-around-the-world.pdf>

Truman R. (1961) The eradication of mangroves. *Australian Journal of Science*, **24**, 189–199. Available at: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19622301082>

Wolters M., Garbutt A., Bekker R.M., Bakker J.P. & Carey P.D. (2008) Restoration of salt-marsh vegetation in relation to site suitability, species pool and dispersal traits. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 904–912. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01453.x>

WWF Hong Kong (2021) *Mai Po Nature Reserve Management Plan: 2019–2024*. June 2021. WWF-Hong Kong: Hong Kong. Available at: [https://wwfhk.awsassets.panda.org/downloads/mpnr\\_management\\_plan\\_updated\\_version\\_june2021.pdf](https://wwfhk.awsassets.panda.org/downloads/mpnr_management_plan_updated_version_june2021.pdf)

Xie D., Schwarz C., Kleinhans M.G., Bryan K.R., Coco G., *et al.* (2023) Mangrove removal exacerbates estuarine infilling through landscape-scale bio-morphodynamic feedbacks. *Nature Communications*, **14**, 7310. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-42733-1>

**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-Ah Choi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞 北京林业大学、贺强 复旦大学、陆文海 国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕 北京林业大学

**声明:** 我们评估证据后总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策

# 采用化学方法控制互花米草指南

瓦妮萨 卡茨<sup>1</sup>, 大卫 梅伟义<sup>2</sup>, 洛伦佐 伽费<sup>3</sup>, 瓦德 海格迈耶<sup>3</sup>, 威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

1 英国剑桥大学动物学院保护科学组

2 新西兰全球迁飞网络

3 荷兰湿地国际



加拿大不列颠哥伦比亚省保护人员给互花米草喷洒除草剂 [摄影: DUC]

完成于 2024 年 4 月 5 日



引用: 卡茨、梅伟义、伽费、海格迈耶和萨塞兰. (2024) 保护指南系列 8 (1.0 版) 采用化学方法控制互花米草指南

## 目标：减少潮间带滩涂已生长的大量互花米草

### 定义

- **除草剂** =用于消灭或抑制植物生长的一种化学药剂
- **潮间带** = 处于高潮和低潮的之间的区域
- **小潮**= 由于太阳和月亮位置变化引起的中等潮汐，高潮高度明显低于大潮时段，而低潮高度明显高于大潮时段

### 1、描述

使用化学药剂控制互花米草，即在互花米草已入侵的地区施用除草剂管理或根除这种草。使用除草剂是控制入侵物种的一种行之有效方法，能有效地为依赖于滩涂和盐沼生存的鸕鹚类鸟提供觅食地和休息地，但也必须考虑到对当地野生动物本身的影响。

### 2、生物多样性效果证据

**鸟类：** 使用除草剂清除入侵植物有助于为鸟类提供更多可用的栖息地。对美国威利帕湾滩涂的研究发现，在使用草甘膦和灭草烟控制互花米草后，吸引了更多的鸕鹚类鸟在这些滩涂栖息。在使用除草剂后，栖息的鸕鹚类鸟总体数量几乎从零增加到约 800 只/公顷(Patten & O'Casey, 2007; Patten 等人, 2017)。最近，在英国一个清除了互花米草的地方，有很多鸕鹚类鸟，尤其是红脚鸕鹚 (Evans, 1986)，这里不是 3-4 年前清除互花米草的地方。有人认为，在刚清除互花米草的滩涂更潮湿、开阔，从而更容易看到底栖动物。(据我们所知)除草剂对野生动物长期影响尚不确定。对日本鹌鹑实验研究表明，草甘膦可能存在累积效应(Ruuskanen 等人, 2020a,b)。与对照组相比，给 10 周龄至 52 周龄的鹌鹑投喂被草甘膦污染的种子，发现它们肠道中微生物菌群不同，雄性睾酮水平下降，胚胎发育略低，但睾丸大小和产卵对繁殖没有明显影响。收集的这些鹌鹑卵中含有草甘膦残留物，但对卵的质量没有影响。

**无脊椎动物：** 澳大利亚的一项研究发现，使用先正达(吡氟禾草灵除草剂)清除互花米草对软体动物、环节动物和甲壳类动物无有害影响。事实上，他们发现在处理区使用除草剂六个月后，物种多样性更高，尤其以双足类、甲壳类动物最多 (Kleinhenz 等人, 2016)。另一项研究发现，喷洒先正达除草剂对底栖动物最初有毒性反应，但群落恢复后就没有毒性，12年后已接近自然滩涂，甲壳类动物减少，而软体动物尤其是腹足类底栖动物增加(Shepherd, 2013)。在中国崇明岛，喷洒一个月的吡氟禾草灵除草剂似乎没有对小型底栖动物群落产生不良反应(Zhao 等人, 2020)。

**原生植被：** 全球使用除草剂根除半咸或咸水湿地入侵植物物种的证据表明，它对原生植被具有中性或积极的影响(Taylor 等人, 2021)。然而，一些研究发现原生植被、非目标植被以及目标入侵物种的覆盖面积减少(Whitcraft & Grewell, 2012; Tobias 等人, 2016)。最近在中国莱州湾进行的一项研究发现，给互花米草喷洒高效盖草能(一种专用除草剂)10 个月后，原生盐角草和碱蓬的密度有所增加(Wei 等人, 2023)。

### 3、影响成果因子

**潮流:** 大潮的潮差促使水体置换(即已知潮流冲刷), 这会冲去植物上除草剂。当互花米草被淹时, 降低除草剂的吸收率。例如, 在中国长江口, 大潮的潮差使互花草长时间处于被淹状态, 从而缩短了除草剂的吸收时间(Zhao 等人, 2020)。因此, 在低潮时施用除草剂, 这时植物被淹的时间缩短, 能吸收更多的除草剂 (Peng 等人, 2022)。

**互花米草与非目标植物种群的密度:** 互花米草的分布方式与原生物种的距离很大程度会影响除草剂的使用。如果互花米草与原生物种生长在一起, 则更适合使用专用除草剂, 给原生物种喷洒盖草能。对于大型单一互花米草群落可以使用广谱除草剂-灭草烟进行清理(David Melville, pers. obs.)。

**地点的可达性:** 除草剂的使用方法将取决于地点是否方便操作人员和车辆进出。例如, 软泥会使人无法进入该区域(Hassell 等人, 2014), 使得精准地清除更加困难。在新西兰用直升机喷洒除草剂, 解决进入作业现场的难题。

**喷洒时间:** 同一种除草剂的防治效果可能因每年施用除草剂时间而不同。如 Zhao 等(2020)发现, 7月或8月给互花米草施除草剂的死亡率为100%, 而5月施除草剂则互花草迅速复长。

**使用重型机械:** 在潮湿、软的潮间带沉积物中, 使用重型机械施除草剂(例如吊杆喷雾器)可能具有挑战性。此外, 使用车辆破坏或压实作业现场生长的任何植被, 这对沉积物中的底栖动物产生潜在的不利影响(Evans 等人, 1999; David Melville, pers. obs.)。

### 4、实施

**使用什么化学药剂:** 目前全球实践表明, 两种最有效的除草剂是吡氟禾草灵和灭草烟。在新西兰、美国和中国施用显示出较高的清除率(Brown & Raal, 2013; Strong & Ayres, 2016; Patten 等人, 2017; David Melville pers. obs.)。在新西兰新河口, 吡氟禾草灵(注册为: 盖草能)首次施用的去除效率为95%, 使互花米草覆盖面积从800公顷减少到不足1公顷(Miller & Croyhers, 2004)。在美国威拉帕湾使用灭草烟, 在11年的时间里, 使用灭草烟使互花米草覆盖面积从3440公顷减少到0.36公顷(Patten 等人, 2017)。(最近对26项研究的大数据分析), 其他对互花米草产生负面影响的化学物品包括: 甲基咪草烟、草甘膦、二氯丙酸(商业茅草枯)和腈氟禾草灵(Reynolds 等人, 2023)。

鉴于对个别除草剂的有效性调查研究很少, 因此, 对大规模采用除草剂控制互花米草的去除能力给出结论须谨慎。

**化学药剂应用:** 使用除草剂的方法包括使用无人机、四轮车、飞机和背包式的喷药器。对目标小斑块用手工喷洒, 减少对原生植被的影响。例如, 在南非的大布拉克河口, 最初是用背包式的喷药器喷洒草甘膦, 但随着互花米草面积的减少, 便改成瓶装化学药剂喷洒(Riddin 等人, 2016)。同样, 在美国华盛顿州的威拉帕湾, 用吊杆喷洒灭草烟清除互花米草, 后来用手和背包式喷药器清除互花米草。组织多个检查人员步行集中核查(沿着230公里的海岸线间隔距离4至20米), 每年至少检查两次(Patten 等人, 2017)。还有一些清除工作是利用了携带20-30升



油箱的无人机喷洒除草剂，这些无人机与预先编程的 GPS 一起操作，确保现场喷洒覆盖面 (David Melville)。在硬的基质上，用履带式拖拉机吊杆喷洒可能是最有效的除草方法。



用无人机在空中喷洒除草剂，这里的照片展示在中国用无人机清理互花米草[摄影: David Melville].

**剂量:** Wang 等人(2023)比较了四种除草剂，其中三种除草剂的最高测试剂量只能去除 25-35%的互花米草：草甘膦(8.0 公斤/每公顷)、腈氟禾草灵 (0.8 公斤/每公顷)或甲基咪草烟(0.4 公斤/每公顷)。吡氟禾草灵是最有效的，第一年使用 0.3-0.45 公斤/每公顷的剂量可清除 95%互花米草。在中国崇明东滩一项研究发现，最高测试剂量(2.70 克/每平米)的吡氟禾草灵最有效，在 92%连片草地能清除 100%小斑块，而低剂量(0.45-1.35 克/每平米)只能清除不到 40% (Zhao 等人，2020)。

**除草剂的表面活性剂:** 表面活性剂使除草剂更容易在水中分散的化学药剂。有证据表明，草甘膦除草剂可能对两栖动物、水蚤和鱼类等水生生物有毒，而这种毒性与除草剂中表面活性剂的浓度有关(Pless, 2005; Mikó & Hettyey, 2023)。

### 案例: 美国旧金山湾

20 世纪 70 年代, 旧金山湾引入互花米草。互花米草与本地另一种大米草杂交, 它们生长旺盛。由于互花米草杂交种对水淹和盐度具有更强的耐受性, 因此, 在竞争中杂交种战胜了本地种, 扩大了其生长范围。试图利用在构造海岸线中发挥重要价值本地米草控制入侵的互花草变得更加困难。据估计, 互花米草的扩散导致鸟类觅食地丧失 27-80%。

2003 年, 联邦州政府确立了一个根除互花米草计划, 并于 2005 年开始使用除草剂。使用的除草剂便是灭草烟, 这是加州仅能允许在河口使用的两种除草剂之一。

用直升机、全地形车辆、船只施用这种除草剂, 在地面上使用背包式喷药器。2005 年, 互花米草和大米草属杂交种占据了 327 公顷的海湾。到 2019 年, 覆盖面积为 11.4 公顷, 这相当于减少了 96%。

2000-2001 年, 共投资了 2100 万美元用于互花米草入侵治理项目。

#### 汲取的经验教训:

- 从 2000 年制定这个治理计划, 到 2005 年实施该计划, 期间互花米草大面积扩散。因此, 推迟互花米草治理使得随后清除工作更加困难。
- 使用除草剂前, 绘制互花米草分布图, 这意味着施除草剂人员不必决定在哪里喷洒, 节省了时间。
- 除草剂需要 6 小时的干燥时间(取决于天气条件), 因此, 根据天气和潮汐, 施除草剂的时间至关重要; 也应该在种子生长季节施用除草剂。

来源: Strong & Ayres (2013, 2016)

## 5、其他资料来源

Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V. 等人 (2023) 评估互花米草控制不同管理行动:证据综述-互花米草入侵管理 OSF. 请查阅:

<https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZX>

Wang S., Martin P.A., Hao Y., Sutherland W.J., Shackelford G.E. 等人 (2023) 评估互花米草控制不同管理行动:互花米草干预管理有效性和生态影响全球综述. 环境科学和工程前沿, 141.

请查阅: <https://doi.org/10.1007/s11783-023-1741-x>

Wei H., Jiang X., Liu L., Ma Y., He J. 等人 (2023) 高效吡氟禾草灵:高效吡氟禾草灵除草剂对清除互花米草效果和生物安全. 海洋污染公报, 197, 11566. 请查阅:

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115662>

Peng H.-B., Shi J., Gan X., Zhang J., Ma C. 等人 (2022) 灭草烟除草剂:采用灭草烟有效去除互花米草带来的不利环境影响. 海洋科学前沿, **9**, 1054402. 请查阅: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1054402>

环境保护机构(2012) 水生环境下使用除草剂的效果:新西兰政府水生环境除草剂应用改进再评价 (APP201365).请查阅: <https://www.epa.govt.nz/assets/FileAPI/hsno-ar/APP201365/d75a14b69a/APP201365-APP201365-EnR-report.pdf>

Brown K. & Raal P. (2013)新西兰南岛清除互花米草项目综述:清除南岛互花米草可行吗? 保护部研究和发展系列报告 339. 新西兰惠林顿. 请查阅: <https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/science-and-technical/drds339entire.pdf>

## 参考文献

Brown K. & Raal P. (2013) *Is Eradication of Spartina from the South Island Feasible?* DOC Research and Development Series 339. Department of Conservation: Wellington, New Zealand. Available at: <https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/science-and-technical/drds339entire.pdf>

Evans P.R., Ward R.M., Bone M. & Leakey M. (1999) Creation of temperate-climate intertidal mudflats: factors affecting colonization and use by benthic invertebrates and their bird predators. *Marine Pollution Bulletin*, **37**, 535–545. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00140-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00140-4)

Evans P.R. (1986) Use of the herbicide “Dalapon” for control of *Spartina* encroaching on intertidal mudflats: Beneficial effects on shorebirds. *Colonial Waterbirds*, **9**, 171–175. <https://doi.org/10.2307/1521210>

Hassell C.J., Boyle A.N., Slaymaker M., Chan Y.C. & Piersma T. (2014) *Red Knot Northward Migration Through Bohai Bay, China: Field Trip Report April-June 2014*, Global Flyway Network. 2014. Available at: [https://pure.rug.nl/ws/portalfiles/portal/28439250/GFN\\_Bohai\\_Report\\_2014\\_Online\\_version.pdf](https://pure.rug.nl/ws/portalfiles/portal/28439250/GFN_Bohai_Report_2014_Online_version.pdf)

Hedge P., Kriwoken L.K. & Patten K. (2003) A review of *Spartina* management in Washington State, US. *Journal of Aquatic Plant Management*, **41**, 82–90. Available at: <https://apms.org/wp-content/uploads/japm-41-02-082.pdf>

Kleinhenz L.S., Nugegoda D., Verspaandonk E.R., Coombes D.C., Howe, S., *et al.* (2016) Toxicity of an herbicide and adjuvant to saltmarsh invertebrates in the management of invasive grass: Comparative laboratory and field tests. *Marine Pollution Bulletin*, **109**, 334–343. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.061>

Mikó Z. & Hettyey A. (2023) Toxicity of POEA-containing glyphosate-based herbicides to amphibians is mainly due to the surfactant, not to the active ingredient. *Ecotoxicology*, **32**, 150–159. <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02626-x>

Miller G. & Croyhers K. (2004) Controlling invasive *Spartina* spp.: the New Zealand success story. Proceedings of the Third International Conference on Invasive *Spartina* (2004), pp. 247–248. San Francisco, USA.

Patten K. & O’Casey C. (2007) Use of Willapa Bay, Washington, by shorebirds and waterfowl after *Spartina* control efforts. *Journal of Field Ornithology*, **78**, 395–400. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2007.00128.x>

Patten K., O’Casey C. & Metzger C. (2017) Large-scale chemical control of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) in Willapa Bay, WA: Towards eradication and ecological restoration. *Invasive Plant Science and Management*, **10**, 284–292. <https://doi.org/10.1017/inp.2017.25>

Peng H.-B., Shi J., Gan X., Zhang J., Ma C., *et al.* (2022) Efficient removal of *Spartina alterniflora* with low negative environmental impacts using imazapyr. *Frontiers in Marine Science*, **9**, 1054402. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1054402>

Pless P. (2005) *Use of Imazapyr Herbicide to Control Invasive Cordgrass (Spartina spp.) in the San Francisco Estuary*. Leson & Associates: Berkeley, CA, USA. Available at: <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=fec3aaf65c8e088cde51e043be14ab7ad5f839be>

Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V., *et al.* (2023) *Spartina* invasive management - A review of the evidence. OSF. <https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZX>

Riddin T., van Wyk E. & Adams J. (2016) The rise and fall of an invasive estuarine grass. *South African Journal of Botany*, **107**, 74–79. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2016.07.008>

Ruuskanen, S., Rainio, M.J., Gómez-Gallego, C., Selenius, O., Salminen, S., *et al.* (2020a) Glyphosate-based herbicides influence antioxidants, reproductive hormones and gut microbiome but not reproduction: A long-term experiment in an avian model. *Environmental Pollution*, **266**, 115108. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115108>

Ruuskanen S., Rainio M.J., Uusitalo M., Saikkonen K. & Helander M. (2020b) Effects of parental exposure to glyphosate-based herbicides on embryonic development and oxidative status: A long-term experiment in a bird model. *Scientific Reports*, **10**, 6349. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63365-1>

Shepherd C.J. (2013) Impact of rice grass *Spartina anglica*, and the effect of treating rice grass with the herbicide Fusilade forte on benthic macro-invertebrate communities in a northern Tasmanian estuary. University Of Tasmania. Thesis. <https://doi.org/10.25959/23205629.v1>

Strong D.R. & Ayres D.A. (2016) Control and consequences of *Spartina* spp. invasions with focus upon San Francisco Bay. *Biological Invasions*, **18**, 2237–2246. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0980-6>

Strong D.R. & Ayres D.R. (2013) Ecological and evolutionary misadventures of *Spartina*. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **44**, 389–410. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135803>

Taylor N.G., Grillas P., Smith R.K. & Sutherland W.J. (2021) *Marsh and Swamp Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions to Conserve Marsh and Swamp Vegetation*. University of Cambridge: Cambridge, UK. Available at: <https://www.conservationevidence.com/synopsis/pdf/19>

Tobias V., Block G. & Laca E. (2016) Controlling perennial pepperweed (*Lepidium latifolium*) in a brackish tidal marsh. *Wetlands Ecology and Management*, **24**, 411–418. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9464-9>

Wang Y., He Y., Qiao P., Mei B., Wang X., *et al.* (2023) Control effects of different herbicides on *Spartina alterniflora*. *Ecological Indicators*, **154**, 110824. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110824>

Wei H., Jiang X., Liu L., Ma Y., He J., *et al.* (2023) Efficiency and ecological safety of herbicide haloxyfop-R-methyl on removal of coastal invasive plant *Spartina alterniflora*. *Marine Pollution Bulletin*, **197**, 115662. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115662>

Whitcraft C.R. & Grewell B.J. (2012) Evaluation of perennial pepperweed (*Lepidium latifolium*) management in a seasonal wetland in the San Francisco Estuary prior to restoration of tidal hydrology. *Wetlands Ecology and Management*, **20**, 35–45. <https://doi.org/10.1007/s11273-011-9239-x>

Williams D.R., Child M.F., Dicks L.V., Ockendon N., Pople R.G., *et al.* (2020) Bird conservation. In: *What Works in Conservation 2020* (ed. by W.J. Sutherland, L.V. Dicks, S.O. Petrovan & R.K. Smith), pp. 137–281. Open Book Publishers: Cambridge, UK. <https://doi.org/10.11647/OBP.0267>

Zhao Z., Xu Y., Yuan L., Li W., Zhu X., *et al.* (2020) Emergency control of *Spartina alterniflora* re-invasion with a chemical method in Chongming Dongtan, China. *Water Science and Engineering*, **13**, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2020.03.001>



**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-Ah Choi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞 北京林业大学、贺强复旦大学、陆文海国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕北京林业大学

**声明:**我们评估证据后总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策

# 采用物理方法控制互花米草指南

瓦妮萨 卡茨<sup>1</sup>, 大卫 梅伟义<sup>2</sup>, 洛伦佐 伽费<sup>3</sup>, 瓦德 海格迈耶<sup>3</sup>, 威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

1 英国剑桥大学动物学院保护科学组

2 新西兰全球迁飞网络

3 荷兰湿地国际



在崇明东滩用割草船清理互花米草  
[摄影: David Melville]

完成于 2024 年 4 月 5 日



引用: 卡茨、梅伟义、伽费、海格迈耶和萨塞兰. (2024) 保护指南系列9 (1.0版) 采用物理方法控制互花米草指南

## 目标：减少潮间带栖息地已生长的大量互花米草

### 定义

- **潮间带** = 处于高潮和低潮之间的区域
- **根茎** = 地下植物的根茎呈水平生长，生根和发芽。根茎使植物能够在地下度过严酷的季节

### 1、描述

物理防治是控制入侵植物物种的一种很成熟的方法。物理控制包括将植物连根拔起，砍断或刈割减少种子萌发，用织物或土壤覆盖以防止光合作用，用火烧和修建堤坝阻隔互花米草扩散。

物理措施可有效地控制互花米草(Reynolds 等人, 2023)，但对本地野生动物的影响也必须加以考虑。Wang 等人(2023)发表的一篇综述发现，经过物理干预后，互花米草数量显著降低(25.5%)，互花米草生长也显著减慢，但干预的有效性随着时间的推移而下降。

### 2、生物多样性效果证据

**鸟类：**互花米草入侵往往阻止鸟类栖息，但互花米草一旦被根除，鸟类就会利用这些地区(接近未入侵地区的程度)(Lyu 等人 2023)。

**原生植被：**全球证据库数据显示，收割和火烧都可能使原生植物多样性显著增加，而收割不太可能对原生植物数量产生影响。平均而言，物理干预会使本地植物多样性增加了 72% (Wang 等人, 2023)。

**无脊椎动物：**英国的一项研究发现，在滩涂上采用履带式车辆对互花米草进行物理干扰对底栖动物没有造成负面影响(Frid 等人, 1999)。然而，使用重型机械压实土壤对底栖动物产生不利影响(David Melville)。在中国长江口采用全封闭水泥筑堤控制互花米草，对底栖动物产生了负面影响，物种丰富度下降了 50%。然而，仅部分封闭地方用沉积物筑堤具有积极影响，增加了物种丰富度和密度(Wang 等人, 2021)。

### 3、影响成果因子

**进入场地：**进入场地所有区域的难易程度将决定可实际使用哪些技术。例如，软泥会使人无法进入(Hassell 等人, 2014)。在大型机械无法到达的区域，可能需要手工干预。然而，步行进入一些地区也可能很困难或不安全。

**场地的大小：**需要清除互花米草的面积也会影响实施的方法。例如，可以用手工清除小面积植物进行人工管理，然而，这是一个缓慢的过程，但在大面积的范围内用手拔是不切实际的(Hedge 等人, 2003)。



**清除时间:** 一年中采取控制措施的时间会影响其效果。中国的证据表明,刈割的最佳时间是 6 月初至 7 月初,即从植物生长期结束到开花阶段(Xie 等人, 2019)。

**使用重型机械:** 在潮湿、很软潮间带沉积物上使用重型机械很有挑战性。此外,车辆来回碾压或压实生长的植被,并可能对沉积物中的底栖动物产生潜在的不利影响(Evans 等人, 1999; David Melville, pers. obs.)。

#### 4、实施

互花米草具有很强的抗物理胁迫能力,因此,采取物理控制后迅速复长(Wang 等人, 2023)。这凸显要统一规划互花米草清理工作和后续监测,这说明量化互花米草再长风险的重要性。

**收割或刈割:** 收割或刈割比施除草剂能更快地营造开阔的滩涂(David Melville, pers. Obs.)。可用手持设备或割草机(船)进行收割和刈割,这些割草机(船)能进入水陆两栖环境。然而, Hedge 等人(2003)报告说,割草机力度不够,没法在河口环境中使用。需要考虑刈割时间(见上文)。Sheng 等人(2014)发现尽管刈割这种方法减少了互花米草的茎高,却不能完全根除,反复刈割可能是必要的。值得注意的是,收割时可能会 100%清除,但收割后可能不会全部清除(David Melville pers. comm)



使用不同机器清理互花米草。此图片展示的是一款小型收割机。  
[摄影: David Melville].

**连根拔除:** 用手将互花米草连根拔只需要很少的资源,但需要更多的人手清理。需要连根拔整个地下根茎才能防止再长,但这些根茎在沉积物中超过 1 米深(Hedge 等人, 2003),也可以用犁连根拔起。用犁耕会使沉积物变松和混合起来,破坏互花米草的根茎。中国的一项研究发现,在生长季结束时用犁耕会抑制互花米草的繁殖(Xie 等人, 2019)。尽管有证据表明用犁耕是有效的(Reynolds 等人, 2023),但一些从业者提醒使用犁耕时还是要谨慎,由于扰动相关的栖息地和再生潜力,若还有能存活植物没有完全被清除的话,这可能会促使互花米草扩散(Bo Li, pers. comm)。此外,重型机械造成的沉积物紧实会对底栖动物产生负面影响(David Melville, pers. obs.)

**遮荫:** 可以用织物暂时覆盖在互花米草上,阻止光合作用,抑制植物生长。应注意确保塑料膜不会被冲掉(Lyu 等人, 2023)。另外,互花米草被覆盖潮间带或潮下土壤,采用这种方法可以增加互花米草治理区的高度,这可能会增加植被覆盖。如果在潮上带采用这样的办法,就有可能减少开阔滩涂区域宽度的风险,这里对迁徙的鸕鹚类鸟觅食极为重要(Mu & Wilcove, 2020)。

**火烧:** 有计划的火烧可以用来消灭入侵植物,包括互花米草。在管控盐生植被(包括米草属)的研究中,使用了逆火火烧清除植物已获得成功,即用火应对盛行风(de Szalay & Resh,



1997; Gabrey 等人, 1999)。这使得植物暴露在高温下的时间更长(DiTomaso & Johnson, 2006)。种子还在植株上的时候, 用火燃烧会提高种子死亡的几率(DiTomaso & Johnson, 2006), 然而, 在英国种子生产时间变化很大, 人们发现 7 月或 8 月开花, 但 9 月开的花可能不会结籽, 11 月才结籽, (Mullins & Marks, 1987)。



互花米草是中国最主要的入侵种, 所以正在努力控制其扩张。左图是 2022 年 7 月上海浦东区南汇新城一处互花米草区。右图是 2022 年在同一位置, 当时互花米草被割后留下 20 公分的茬。刈割后土壤全部翻耕。图片是由华东师大的博士研究生李天友拍摄的。

## 案例: 中国华南广东湛江红树林国家级自然保护区

2006年, 在广东湛江发现了互花米草, 入侵面积超过 18 公顷, 2019 年启动互花米草防治的工作。

挖去表层(含根茎层), 然后埋深 1.5 m。这项工作是由一台挖掘机完成的, 向后挖可预防沉积物的压实。2020 年 5 月至 7 月, 进一步清理工作包括收割互花米草的茎, 用挖掘机挖断根部, 并用两层黑色塑料覆盖遮阳。在互花米草生长边缘 30 厘米以上的地方覆盖塑料, 如果根茎再生苗低于 5%, 第二年则拿去塑料。如果互花米草长在红树下面, 用手工拔掉表面的根茎。

### 互花米草治理带来哪些影响?

最初挖掘和填埋清理了 14 公顷的互花米草。进一步收割和遮荫又额外清理 4 公顷互花米草, 还剩下 2.7 公顷互花米草。

### 对原生物种的影响?

调查了互花米草治理区和光滩上的鸕鹚类鸟和底栖动物。鸕鹚类鸟调查显示, 在互花米草清除一年后, 治理区鸕鹚类鸟物种丰富度和出现的频率与光滩接近。对鸕鹚类鸟个体跟踪显示, 在跟踪的 14 只鸕鹚类鸟中有 9 只使用互花米草治理区, 最常见的是红脚鸕鹚。在沉积物表面 5-20 厘米以下调查了底栖动物。调查发现, 在互花米草治理区, 底栖动物的密度和生物量比光滩要低。这说明, 虽然观察到鸕鹚类鸟, 但它们的食物资源可能需要一年以上的时间才能得到恢复。

来源: Lyu *et al.* (2023)

## 5、其他资料来源

Hedge P., Kriwoken L.K & Patten K. (2003) *互花米草治理, 美国华盛顿*: 回顾美国华盛顿州互花米草管理. 水生植物管理杂志, **41**, 82–90. 请查阅: <https://apms.org/wp-content/uploads/japm-41-02-082.pdf>

Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V. 等人 (2023) 评估互花米草控制不同管理行动: 互花米草入侵管理- 证据回顾. OSF. <https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZX>

Wang S., Martin P.A., Hao Y., Sutherland W.J., Shackelford G.E. 等人 (2023) 评估互花米草控制不同管理行动: 互花米草干预管理有效性和生态影响全球综述. 环境科学和工程前沿, **141**. <https://doi.org/10.1007/s11783-023-1741-x>

Brown K. & Raal P. (2013) *新西兰南岛根除互花米草项目综述*: 清除南岛互花米草可行吗? 保护部研究和发展系列报告 339. 新西兰惠林顿. 请查阅: <https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/science-and-technical/drds339entire.pdf>

## 参考文献

- Di Tomaso J.M. & Johnson D.W. (2006) *The Use of Fire as a Tool for Controlling Invasive Plants*. California Invasive Plant Council: Berkeley, CA. Available at: <https://www.cal-ipc.org/docs/ip/management/UseofFire.pdf>
- Evans P.R., Ward R.M., Bone M. & Leakey M. (1999) Creation of temperate-climate intertidal mudflats: factors affecting colonization and use by benthic invertebrates and their bird predators. *Marine Pollution Bulletin*, **37**, 535–545. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00140-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00140-4)
- Fan J., Wang X., Wu W., Chen W., Ma Q., et al. (2021) Function of restored wetlands for waterbird conservation in the Yellow Sea coast. *Science of The Total Environment*, **756**, 144061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144061>
- Frid, C.L.J., Chandrasekara, W.U. & Davey, P. (1999) The restoration of mud flats invaded by common cord-grass (*Spartina anglica*, CE Hubbard) using mechanical disturbance and its effects on the macrobenthic fauna. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **9**, 47–61. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199901/02\)9:1%3C47::AID-AQC326%3E3.0.CO;2-T](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199901/02)9:1%3C47::AID-AQC326%3E3.0.CO;2-T)
- Gabrey S.W., Afton A.D. & Wilson B.C. (1999) Effects of winter burning and structural marsh management on vegetation and winter bird abundance in the Gulf Coast Chenier Plain, USA. *Wetlands*, **19**, 594–606. <https://doi.org/10.1007/BF03161697>
- Hassell C.J., Boyle A.N., Slaymaker M., Chan Y.C. & Piersma T. (2014) *Red Knot Northward Migration Through Bohai Bay, China: Field Trip Report April-June 2014*, Global Flyway Network. 2014. Available at: [https://pure.rug.nl/ws/portalfiles/portal/28439250/GFN\\_Bohai\\_Report\\_2014\\_Online\\_version.pdf](https://pure.rug.nl/ws/portalfiles/portal/28439250/GFN_Bohai_Report_2014_Online_version.pdf)
- Hedge P., Kriwoken L.K. & Patten K. (2003) A review of *Spartina* management in Washington State, US. *Journal of Aquatic Plant Management*, **41**, 82–90. Available at: <https://apms.org/wp-content/uploads/japm-41-02-082.pdf>
- Lyu C., Zhang S., Ren X., Liu M., Leung K.-S.K., et al. (2023) The effect of *Spartina alterniflora* eradication on waterbirds and benthic organisms. *Restoration Ecology*, **31**, e14023. <https://doi.org/10.1111/rec.14023>
- Mu T. & Wilcove D.S. (2020) Upper tidal flats are disproportionately important for the conservation of migratory shorebirds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **287**, 20200278. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0278>
- Mullins P.H. & Marks T.C. (1987) Flowering phenology and seed production of *Spartina anglica*. *Journal of Ecology*, **75**, 1037–1048. <https://doi.org/10.2307/2260312>
- Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V., et al. (2023) *Spartina* invasive management - A review of the evidence. OSF. <https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZX>
- Sheng Q., Huang M.-Y., Tang C.-D., Dong-Liang N.I.U., Qiang M.A. et al. (2014) Effects of different eradication measures for controlling *Spartina alterniflora* on plants and macrobenthic invertebrates. *Acta Hydrobiologica Sinica*, **38**, 279–290. <https://doi.org/10.7541/2014.41>
- de Szalay F.A. & Resh V.H. (1997) Responses of wetland invertebrates and plants important in waterfowl diets to burning and mowing of emergent vegetation. *Wetlands*, **17**, 149–156. <https://doi.org/10.1007/BF03160726>
- Wang S., Martin P.A., Hao Y., Sutherland W.J., Shackelford G.E., et al. (2023) A global synthesis of the effectiveness and ecological impacts of management interventions for *Spartina* species. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, **17**, 141. <https://doi.org/10.1007/s11783-023-1741-x>
- Xie B., Han G., Qiao P., Mei B., Wang Q., et al. (2019) Effects of mechanical and chemical control on invasive *Spartina alterniflora* in the Yellow River Delta, China. *PeerJ*, **7**, e7655. <https://doi.org/10.7717/peerj.7655>

**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-Ah Choi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞 北京林业大学、贺强 复旦大学、陆文海 国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕 北京林业大学

**声明:** 我们评估证据后总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策



# 采用综合方法控制互花米草指南

瓦妮萨 卡茨<sup>1</sup>, 大卫 梅伟义<sup>2</sup>, 洛伦佐 伽费<sup>3</sup>, 瓦德 海格迈耶<sup>3</sup>, 威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

1 英国剑桥大学动物学院保护科学组

2 新西兰全球迁飞网络

3 荷兰湿地国际



中国上海奉贤区的互花米草  
[摄影: 李天友]

完成于 2024 年 4 月 5 日



## 目标：减少潮间带栖息地已生长的大量互花米草

### 定义

- **潮间带** = 处于高潮和低潮之间的区域
- **除草剂** = 用于消灭或抑制植物生长的一种化学药剂

## 1、描述

最常见的综合方法是指采用多种控制方法，一般收割后采用第二种控制方法。研究发现，综合措施使互花米草数量平均减少 91%，互花米草生长平均减少 57% (Wang 等人, 2023)。综合措施可以有效地减少互花米草，但也要考虑到对本地野生动物的影响。

## 2、生物多样性效果证据

**鸟类:** 入侵的互花米草往往阻碍鸟类栖息，但互花米草一旦被清除，鸟类就会利用这些区域(接近未入侵地区的程度)(Lyu 等人 2023)。通过水淹和刈割控制互花米草，使治理区域接近与自然湿地拥有相当的物种丰富度(Fan 等人, 2021)。

**无脊椎动物:** 如果重型机械导致土壤紧实，收割或刈割机械会对底栖动物产生潜在的负面影响(David Melville, pers. obs.)。中国的一项研究发现，从长期来看，水淹和刈割对大型底栖生物群落有负面影响(Sheng 等人, 2014)。

**原生植被:** Wang 等人(2023)发表的一篇综述阐明，通过综合方法控制互花米草，盐沼的原生植物物种多样性提高了 210%。然而，Sheng 等人(2014)发现，采用水淹和刈割的相结合的办法对本地芦苇生长带来负面影响。

## 3、影响成果因子

**进入场地:** 进入互花米草治理区难易程度，如无法进入软、泥泞滩涂将决定实际使用哪些技术方法(Hassell 等人, 2014)。在大型机械无法到达的区域，就需要手工清理。然而，步行进入某些区域也可能很困难或不安全。

**场地的大小:** 需要清除互花米草区面积大小将影响清理作业的方法。例如，面积小的区域用手工清理，然而，这是一个缓慢的过程，因此，在面积大区域内用手工清理是不切实际的(Hedge 等人, 2003)。

**清除时间:** 一年中实施控制措施的时间会影响其效果。中国的证据表明，刈割的最佳时间是 6 月初至 7 月初，即从植物生长期结束到开花期(Xie 等人, 2019)。

**使用重型机械:** 在潮湿、很软的潮间带上使用重型机械具有挑战性。此外，车辆在治理区作业或压实生长在那里的所有植物，并可能对沉积物中的底栖动物产生潜在的不利影响(Evans 等人, 1999; David Melville, pers. obs.)。

#### 4、实施

**收割或刈割:** 收割或刈割比施用除草剂能更快地营造开阔的滩涂(David Melville, pers. obs.)。收割和刈割可以用手持设备或割草机(船)来完成，这些割草机(船)能进入水陆环境。然而，Hedge 等人(2003)报告说，割草机力度不够，没法在河口环境中进行作业。割草的时机需要考虑。Sheng 等人(2014)发现刈割方式降低了互花米草茎高，但不能完全根除。

**除草剂:** 目前的全球实践表明，两种最有效的除草剂是吡氟禾草灵和灭草烟，在新西兰、美国和中国施用结果显示出较高的除草率(Brown & Raal, 2013; Strong & Ayres, 2016; Patten 等人, 2017; David Melville, pers. obs.)。其他对互花米草控制产生负面影响的化学药剂有:甲基咪草烟、草甘膦、二氯丙酸(商业茅草枯)和腈氟禾草灵。鉴于对某几种除草剂的有效性的调查研究很少，因此，对大规模控制互花米草的能力在给出结论时须谨慎。

**水淹:** 生长在淹水区的互花米草由于缺氧根会死亡。中国的一项研究发现，被水淹至少 30-40 厘米才能最有效减少互花米草，但这只能在长期可以控制水位的区域进行，没法在开阔的滩涂上采用这种方法(Xie 等人, 2019)。在 6 月或 8 月配合刈割也是有效的，所以，Sheng 等人(2014)发现，水淹和刈割相结合对减少互花米草最为有效。

**遮荫:** 可用织物暂时覆挡在互花米草上，阻止光合作用，抑制植物生长。另外，潮间带或潮下土壤用织物覆盖互花米草，采用这种方法会增加互花米草治理区的高度。如果在潮上带采用这样的方法，就有可能降低减少开阔滩涂的宽度的风险，而这里对迁徙的鸕鹚类鸟的觅食极为重要(Mu & Wilcove, 2020)。在中国江苏小洋口滩涂覆盖上了一些沉积物，实际上为鸕鹚类鸟提供了休息地，然后，在覆盖的沉积物互花米草复长时，营造的休息地随后便丧失了(David Melville, pers. obs.)。

## 案例：中国崇明东滩国家级自然保护区

地处中国上海崇明岛东端的崇明东滩国家级自然保护区为国际重要湿地。它位于东亚-澳大利西亚飞行通道上。1995 年引入了入侵物种互花米草，到 2012 年互花米草覆盖了保护区 2000 多公顷的盐沼，这导致了整个滩涂生态发生了改变，使这里不再适合鸕鹚类鸟觅食和休息。

对崇明东滩互花米草采取不同治理方法进行了试验和评价。2007 年 Yuan 等人(2011)测验了用水淹和刈割对互花米草的治理效果。他们发现，用水淹最初减少了互花米草的生物量和种子量，但后来互花米草快速地适应长期被水淹胁迫。然而，在实施三个月的水淹调控管理后，在(7 月)开花期，收割互花米草的地上部分，成功地根除了互花米草。在随后的几年里，互花米草没有复长，但当该地区恢复水动力后，互花米草又入侵邻近区域。

2013 年，崇明东滩自然保护区启动了 2400 公顷的大型治理工程，主要目标之一是根除互花米草。该工程耗资 13 亿元人民币(按 2024 年 2 月汇率折算，合计 1.86 亿美元)。

项目区有两个主要地点，一个地点用水泥堤坝封闭，另一个地点部分用沉积物堤坝围起来。修建这条水泥堤坝目的是确保未来根除互花米草。在封闭区域内，通过收割和水淹，以控制互花米草生长。有个计划是让这个已建堤坝损坏，或者有意打开口子，让该地区再次被潮水淹没(Mark Dixon, pers. comm.)。工程区域外的屏障起到促淤的作用，形成一个高出海平面不足 2 米滩涂，在滩涂上补种一种常见的本地物种海三棱藨草。

### 对互花米草产生什么影响？

从 2012 年至 2016 年，互花米草面积从 2000 公顷大幅下降到 729 公顷。然而，在崇明岛保护区外尚有大面积的互花米草(2018 年超过 1315 公顷)(Zhang 等人，2020)。这为后来的互花米草再次入侵提供了种源，并对崇明岛恢复工作构成了威胁。

2016-2017 年，采用高效盖草能除草剂(吡氟禾草灵)为应对互花米草再次入侵采取的应急防治措施进行了田间试验(Zhao 等人，2020)。研究人员发现，最高测试剂量 2.70 克/平方米最有效的，在 92%的连片草地小斑块根除率可达 100%。低剂量(0.45-1.35 克/平方米)效果较差，根除率不到 40%。研究人员还发现，在 7 月至 8 月施用除草剂，其死亡率可达 100%，而在 5 月施除草剂时，互花米草能迅速恢复。

### 对本地物种产生什么影响？

在封闭区，互花米草控制前后大型底栖动物的物种丰富度和密度呈下降趋势。消失的物种包括蜗牛、双壳类、甲壳类和多毛类，这些都是鸕鹚类鸟重要食物来源。治理前后均有多毛类和双壳类(中华昙蛤)。在部分封闭区，认为由于潮流带来了腹足类动物等其他的物种，大型底栖动物的丰富度随之增加。



崇明东滩的鸕鹚类鸟的数量和个体密度接近自然湿地，但要高出鱼塘和农田等人工湿地(Fan 等人, 2021)。

来源: Wang 等人 (2021); Zhao 等人, (2020); Zhang 等人, (2020); Hu 等人, (2015); Mark Dixon (pers. comm.)

## 5、其他资料来源

Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V. 等人 (2023) 评估互花米草控制不同管理行动:互花米草入侵管理- 证据回顾. OSF. <https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZXC>

Wang S., Martin P.A., Hao Y., Sutherland W.J., Shackelford G.E. 等人 (2023) 评估互花米草控制不同管理行动:互花米草干预管理有效性和生态影响全球综述. 环境科学和工程前沿, 141. <https://doi.org/10.1007/s11783-023-1741-x>

Brown K. & Raal P. (2013)新西兰南岛清除互花米草项目综述:清除南岛互花米草可行吗? 保护部研究和发展系列报告 339. 新西兰惠林顿. 请查阅:  
<https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/science-and-technical/drds339entire.pdf>

## 参考文献

Brown K. & Raal P. (2013) *Is eradication of Spartina from the South Island feasible?* New Zealand Department of Conservation. Available at: <https://www.doc.govt.nz/globalassets/documents/science-and-technical/drds339entire.pdf>

Evans P.R., Ward R.M., Bone M. & Leakey M. (1999) Creation of temperate-climate intertidal mudflats: factors affecting colonization and use by benthic invertebrates and their bird predators. *Marine Pollution Bulletin*, **37**, 535–545. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00140-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00140-4)

Fan J., Wang X., Wu W., Chen W., Ma Q., *et al.* (2021) Function of restored wetlands for waterbird conservation in the Yellow Sea coast. *Science of The Total Environment*, **756**, 144061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144061>

Hassell C.J., Boyle A.N., Slaymaker M., Chan Y.C. & Piersma T. (2014) *Red Knot northward migration through Bohai Bay, China: Field Trip Report April-June 2014*, Global Flyway Network. Available at: [https://pure.rug.nl/ws/portalfiles/portal/28439250/GFN\\_Bohai\\_Report\\_2014\\_Online\\_version.pdf](https://pure.rug.nl/ws/portalfiles/portal/28439250/GFN_Bohai_Report_2014_Online_version.pdf)

Hedge P., Kriwoken L.K. & Patten K. (2003) A review of *Spartina* management in Washington State, US. *Journal of Aquatic Plant Management*, **41**, 82–90. Available at: <https://apms.org/wp-content/uploads/japm-41-02-082.pdf>

Hu Z.-J., Ge Z.-M., Ma Q., Zhang Z.-T., Tang C.-D., *et al.* (2015) Revegetation of a native species in a newly formed tidal marsh under varying hydrological conditions and planting densities in the Yangtze Estuary. *Ecological Engineering*, **83**, 354–363. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.005>

Lyu C., Zhang S., Ren X., Liu M., Leung K.-S.K., *et al.* (2023) The effect of *Spartina alterniflora* eradication on waterbirds and benthic organisms. *Restoration Ecology*, **31**, e14023. <https://doi.org/10.1111/rec.14023>

Mu T. & Wilcove D.S. (2020) Upper tidal flats are disproportionately important for the conservation of migratory shorebirds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **287**, 20200278. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0278>

Patten K., O'Casey C. & Metzger C. (2017) Large-scale chemical control of smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) in Willapa Bay, WA: Towards eradication and ecological restoration. *Invasive Plant Science and Management*, **10**, 284–292. <https://doi.org/10.1017/inp.2017.25>

Reynolds S., Aldridge D., Christie A., Choi C.-Y., Jackson M.V., et al. (2023) *Spartina* invasive management - A review of the evidence. OSF. <https://doi.org/10.17605/OSF.IO/3BWZX>

Sheng Q., Huang M.-Y., Tang C.-D., Niu D.-L., Ma Q., et al. (2014) Effects of different eradication measures for controlling *Spartina alterniflora* on plants and macrobenthic invertebrates. *Acta Hydrobiologica Sinica*, **38**, 279–290. <https://doi.org/10.7541/2014.41>

Strong D.R. & Ayres D.A. (2016) Control and consequences of *Spartina* spp. invasions with focus upon San Francisco Bay. *Biological Invasions*, **18**, 2237–2246. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0980-6>

Wang S., Martin P.A., Hao Y., Sutherland W.J., Shackelford G.E., et al. (2023) A global synthesis of the effectiveness and ecological impacts of management interventions for *Spartina* species. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, **17**, 141. <https://doi.org/10.1007/s11783-023-1741-x>

Wang S., Sheng Q., Zhao F., Zhang T. & Zhuang P. (2021) Variable effects on benthic community from diking to eradicate invasive plants in the Yangtze Estuary salt marsh. *Frontiers in Marine Science*, **8**, 706353. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.706353>

Xie B., Han G., Qiao P., Mei B., Wang Q., et al. (2019) Effects of mechanical and chemical control on invasive *Spartina alterniflora* in the Yellow River Delta, China. *PeerJ*, **7**, e7655. <https://doi.org/10.7717/peerj.7655>

Yuan L., Zhang L., Xiao D. & Huang H. (2011) The application of cutting plus waterlogging to control *Spartina alterniflora* on saltmarshes in the Yangtze Estuary, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **92**, 103–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.12.019>

Zhang X., Xiao X., Wang X., Xu X., Chen B. et al. (2020) Quantifying expansion and removal of *Spartina alterniflora* on Chongming island, China, using time series Landsat images during 1995–2018. *Remote sensing of environment*, **247**, 111916. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111916>

Zhao Z., Xu Y., Yuan L., Li W., Zhu X., et al. (2020) Emergency control of *Spartina alterniflora* re-invasion with a chemical method in Chongming Dongtan, China. *Water Science and Engineering*, **13**, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2020.03.001>

**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-Ah Choi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞 北京林业大学、贺强 复旦大学、陆文海 国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕 北京林业大学

**声明:**我们评估证据后总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策



# 第四章 鸬鹚类鸟管理措施

指南...

鸬鹚类鸟人工池塘管理

营造鸬鹚类鸟岛

鸬鹚类鸟栖息地植被清理与管理

减少对鸬鹚类鸟的干扰





# 鸬鹚类鸟人工池塘管理指南

瓦妮萨 卡茨<sup>1</sup>，米莎 杰克森<sup>2</sup>，纳吉 泰勒<sup>1</sup>，洛伦佐 伽费<sup>3</sup>，  
瓦德 海格迈耶<sup>3</sup>，威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

1 英国剑桥大学动物学院保护科学组

2 澳大利亚堪培拉联邦科学与技术工作组织

3 荷兰湿地国际



在中国，鸬鹚类鸟利用部分排干的养殖塘作为高潮时的休息地 [摄影: Micha V. Jackson]

完成于 2024 年 4 月 5 日

 Conservation  
Evidence

 Wetlands  
INTERNATIONAL

引用: 卡茨、杰克森、泰勒、伽费、海格迈耶和萨塞兰 (2024) 保护指南系列 11 (1.0 版) 鸬鹚类鸟人工池塘管理指南.



## 目标：维持人工池塘为鸻鹬类提供休息地和觅食地

### 定义

- **潮间带** = 处于高潮和低潮之间的区域
- **筑巢** = 鸟类产卵并保护它们的幼雏
- **休息** = 鸟类休息、睡觉或整理羽毛，这是一种节省能量消耗的行为
- **鸻鹬类鸟** = 鸻形目鸟，包括利用滨海栖息地觅食、休息和筑巢的那些涉禽、鸥类和燕鸥

## 1、描述

许多鸻鹬类鸟会在人工池塘，如水产养殖池塘休息。人们已普遍认识到，人工池塘不能代替天然潮间带。但是当天然潮间带退化、受到威胁或天然潮上带如盐沼、天然盐田栖息地已经丧失的时候(Ma 等人, 2010; Jackson 等人, 2020)，人工池塘也可充当鸻鹬类鸟休息地和觅食地，需要对人工池塘进行某些方面改造，如调控水位和管理植被，以适应鸻鹬类鸟利用这些人工池塘作为栖息地。

随着人口增长和对粮食需求的增加，世界各地沿海地区正被改造为水产养殖和盐田(Sun 等人, 2015; 粮农组织, 2020 年)。通过筑堤、清理植被、修建独立水体来取代天然自由流动的水体以及调控水体，从而转变土地用途。涨潮时，鸻鹬类鸟会定期利用水产养殖塘和盐田这两种类型的人工池塘，在某些时候也用于觅食或筑巢(Sripanomyom 等人, 2011; Li 等人, 2013; Green 等人, 2015)。因此，对这些人工池塘的管理应与自然栖息地的营造与恢复统筹考虑。

人们对沿海地区鸻鹬类鸟依赖人工湿地有一些担忧(Jackson 等人, 2020)。如果水产养殖塘或盐田废弃了，或者转变为其他土地用途，例如，中国在水产养殖塘和滩涂上建太阳能设施呈增加趋势(David Melville & Spike Millington, pers. comm.)，鸻鹬类鸟可能面临着危险(Green 等, 2015; Jackson 等, 2020)。应考虑如何管理这些区域，以实现粮食生产和经济增长双重效益，并将其与鸻鹬类鸟保护结合起来(Ma 等人 2010)，考虑进行时空管理，以利于这些栖息地为鸟类提供所需的价值。

## 2、生物多样性效果证据

**鸟类：**东亚—澳大利西亚迁飞通道的鸟类数据和专家提供的信息表明，整个区域人工湿地（如人工营造栖息地）的使用率很高。该研究记录了 83 种鸻鹬类鸟，包括在沿海能定期看到所有迁徙鸻鹬类鸟，发现鸟类利用的八种不同土地用途中就有 176 处为人工湿地(Jackson 等人, 2020)。在澳大利亚五个重要的非繁殖区，平均种群数量超过本地区 50% 以上的 75 种鸟类中就有 39 种鸟在涨潮时使用人工湿地 (Jackson 等人, 2021)。

其他研究记录了鸟类对特定类型人工栖息地的使用情况。例如在泰国湾，排水后的水产养殖池塘尽管面积不如盐田大，但鸟类把这里作为它们休息和觅食地使用这些养殖塘(Green 等人,

2015)。最新观察到鱼塘的水被抽干后，吸引大量食鱼的鹭类和黑脸琵鹭。在香港和台湾，大多数黑脸琵鹭都是在抽干水的鱼塘里觅食(David Melville, pers. comm.)。在中国黄海区的另一项研究发现，养殖塘的埂成为鸟类休息地，鸕鹚类鸟更喜欢在植被较少、养殖塘长长的埂上休息(He 等人, 2016)。

在泰国湾、澳大利亚和中国，鸕鹚类鸟普遍把盐田当作它们的休息和觅食地(Sripanomyom 等人, 2011; Jackson 等人, 2020; Lei 等人, 2018)。鸟类大量使用盐田与底栖动物的密度高有关(Masero 等人, 2000; Rocha 等人, 2017)。Rocha 等人(2017)发现，在葡萄牙，盐田排干后，手工捕鱼使觅食鸟类数量快速增加，这显然可能与多毛类沙蚕的密度大有关。一些鸕鹚类鸟比其他水鸟更经常使用盐田。有些研究表明，体型小的鸟和那些腿短的鸟比体型大的鸟会更多地利用盐田作为它们的休息和觅食地(Masero 等人, 2000; Green 等人, 2015; Lei 等人, 2021)。

### 3、影响成果因子

**到觅食地的距离:** 鸕鹚类鸟更愿意在靠近它们觅食地的地方休息(Zharikov & Milton, 2009)，这样飞行消耗的能量更少。对泰国湾一处人工池塘的小青脚鹚研究发现，它休息地距离觅食地约 1 公里(Yu 等人, 2019)。对全球鸕鹚类鸟利用人工休息地重要性的一项文献综述表明，有 12 项研究记录了鸕鹚类鸟往返距离在 1 公里到 20 公里区间内，这取决于不同的物种(特别是那些体型小的鸟类通常飞行的距离较短 Jackson, 2017)。然而，对多个鸟类个体的平均距离研究中，2-9 公里的距离更具有代表性(Jackson, 2017)。大概是因为认为夜间会增加被捕食的风险，所以鸕鹚类鸟在夜间似乎也会飞到更远地方休息 (Rogers, 2003)。

**水深:** 一些证据表明，水深是否对鸕鹚类鸟生存影响最大(Bancroft 等人, 2002; Bolduc & Afton, 2004; Jackson 等人, 2019)。对 94 个人工池塘的研究发现，休息地平均水深为 6 厘米(Yu 等人, 2019)。

**池塘大小:** 有些证据揭示，较大的池塘会吸引更多鸕鹚类鸟(Sánchez-Zapata 等人, 2005; Jackson 等人, 2019)。大的池塘有更多的生境异质性，因此，可拥有多种的鸕鹚类鸟。为更多鸕鹚类鸟提供适合的栖息地，需要保留一定面积的池塘，但优先考虑面积较大的人工池塘(Paracuellos, 2006)。

**获取猎物:** 底栖动物的数量和可获得性(Bolduc & Afton, 2004)将决定着鸕鹚类鸟对休息地和筑巢地的选择。鸟类形态如喙的长短，会影响它们的取食偏好。

**植被:** 一般来说，如果休息地的植被很高或稠密，这些休息地植被对大多数鸕鹚类鸟来说是一个重要的威慑因素(Rogers, 2003; Jackson 等人, 2019)。鸕鹚类鸟很少在植被总盖度大于 50% 的地方停留，大多数鸟更喜欢植被低于其高度的一半(Jackson & Straw, 2021)。如果池塘周围有植被，鸕鹚类鸟就不会使用池塘周围边缘地方(例如堤岸或埂边)(Jackson & Straw, 2021)。研究认为对无植被休息地的偏好，休息地开阔的视线，与躲避被空中捕食者捕食有关。据观察，在人工池塘的一些干斑块植被能迅速扩散和生长(Chi-Yeung Choi, pers. comm.)。

**盐度:** 盐度是盐田管理的重要因素。这会影响到底栖动物和盐生植物，进而影响到鸕鹚类鸟(Ma 等人, 2010)。高盐度不利于水鸟(Hannam 等人, 2003)，但也可能会导致食物过剩，如溞虾对鸕鹚类鸟非常有吸引力(Micha Jackson, pers. obs.)。有一项研究发现，体型小的鸟类利

用含盐量较高的盐田，而体型大的鸟类使用含盐量较低的盐田(Velasquez, 1992)。在美国旧金山湾发现鸬鹚类鸟在中等盐度中觅食，其盐度介于为 81-150 ‰(Warnock 等, 2002; Takekawa 等, 2006)，而在南非贝格河河口觅食的鸬鹚类鸟，其盐度范围更广(25-220 ‰) (Velasquez, 1992)。

**干扰:** 鸬鹚类鸟休息时对干扰非常敏感，这可能致使它们飞走或放弃其他合适的休息地。人类的娱乐活动可能会对鸟类造成干扰，例如遛狗、驾驶越野车，观鸟或近距离拍摄鸟、放风筝和操控无人机等空中设备。人类生产活动如采集水产品、车辆和机械以及直升机也可能会对鸟类造成干扰。

**捕食者:** 在池塘边上休息的一些鸟类对出现的捕食者会产生强烈反应。可以考虑对捕食者进行管理，例如使用围栏消灭或驱赶捕食者(Malcolm Ausden, pers. comm.)。一项研究发现，与滩涂相比，盐田里捕食者对鸬鹚类鸟干扰更大，这可以解释为什么鸬鹚类鸟更喜欢在天然滩涂休息的原因(Rosa 等人, 2006)。

#### 4、实施

**水深:** 为保护鸬鹚类鸟，调控水产养殖塘和盐田的水位。降低水位(Velasquez, 1992; Rocha 等人, 2017; Lei 等人, 2021)、裸露的泥滩(Sripanomyom 等人, 2011)往往会吸引鸬鹚类鸟。可打开闸门降低水位(例如 Rocha 等人, 2017)，已证明把水位调低到 5-10 厘米或降低至 1-2 cm 可以吸引众多的鸟类来觅食 (Velasquez, 1992; Yu 等人, 2019; Rocha 等人, 2017)。Green 等人(2015)建议，应定期排干养殖池塘的水，供鸬鹚类鸟使用。

**盐度:** 因为盐度每天都受到蒸发等因素的影响，实际上很难调节池塘的盐度。管理者混合输入海水和淡水，能够把盐度维持在~ 80-150‰合适范围内，这既有利于维持鸬鹚类鸟猎物，又能抑制植被生长(Micha Jackson, pers)。

**减少干扰:** 可以树立牌子，警告并鼓励人们远离有鸬鹚类鸟栖息的区域(Medeiros 等人, 2007)。例如可以用绳围起来，建围栏封闭该区域，(Lafferty 等人, 2006)或在繁殖季节安装临时围栏(Wilson & Colwell, 2010)。可以建观景台，使游客可以从远处观鸟 (Burger 等人 2004)。更多信息见指南系列 14 (减少对鸬鹚类鸟的干扰)。

### 案例：中国条子泥湿地休息地

条子泥湿地位于中国江苏省东亚—澳大利西亚迁飞通道上。2019 年正式宣布条子泥为中国首个潮间带湿地世界遗产地，此后被列为保护区，并开展生态旅游(Liang 等人，2023)。

48 公顷的水产养殖塘转变为可调控管理的湿地。这样在高潮时为鸟类营造休息地。通过调控管理和维持水位、控制植被高度和改造微地貌，营造适合不同鸟类需求的栖息地。调控水位和改变地形构建不同水深的区域，并对植被进行管理，保留一些开阔的泥地。休息地位于潮间带 0.3-0.9 公里范围内，这意味着鸟类靠近觅食地(Wu 等人，2022)。

2020-2021 年，在高潮时利用这些休息地的鸟类，有濒危和受胁物种，如勺嘴鹬。而鸟类以前并未使用这个养殖塘。

来源: Liang 等人 (2023)

## 5、其他资料来源

Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) 鸻鹬类鸟休息地生境管理指南:滨海高潮鸻鹬类鸟栖息地管理指南.请查阅 <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1>

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010)分析影响鸟类利用湿地因子:国际观点: 为水鸟保护管理栖息地: *湿地* **30**, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>

Rogers D.I., Stamation K., Loyn R.H. & Menkhorst P. (2015) 鸻鹬类鸟池塘管理综述:文献综述: 为鸻鹬类鸟管理非潮汐池塘.亚瑟瑞拉赫环境研究院技术报告系列 264 号. 维多利亚海德堡环境、土地、水资源和规划部.请查阅 <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.3954.3760>

## 参考文献

Bancroft G.T., Gawlik D.E. & Rutchey K. (2002) Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the northern everglades of Florida, USA. *Waterbirds*, **25**, 265–277. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2002\)025\[0265:dowbrt\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2002)025[0265:dowbrt]2.0.co;2)

Bolduc F. & Afton A.D. (2004) Relationships between wintering waterbirds and invertebrates, sediments and hydrology of coastal marsh ponds. *Waterbirds*, **27**, 333–341. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2004\)027\[0333:rbwwai\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2004)027[0333:rbwwai]2.0.co;2)

Burger J., Jeitner C., Clark K. & Niles L.J. (2004) The effect of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management. *Environmental Conservation*, **31**, 283–288. <https://doi.org/10.1017/s0376892904001626>

Erwin R.M., Miller J. & Reese J.G. (2007) Poplar Island Environmental Restoration Project: Challenges in waterbird restoration on an island in Chesapeake Bay. *Ecological Restoration*, **25**, 256–262. <https://doi.org/10.3368/er.25.4.256>



- FAO (2020) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020: Sustainability in Action*. FAO: Rome, Italy. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>
- Green J.M.H., Sripanomyom S., Giam X. & Wilcove D.S. (2015) The ecology and economics of shorebird conservation in a tropical human - modified landscape. *Journal of Applied Ecology*, **52**, 1483–1491. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12508>
- Hannam K.M., Oring L.W. & Herzog M.P. (2003) Impacts of salinity on growth and behaviour of American avocet chicks. *Waterbirds*, **26**, 119–125. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2003\)026\[0119:iosoga\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2003)026[0119:iosoga]2.0.co;2)
- He P., Melville D., Peng H.-B., Tan K., Chen Y. *et al.*, (2016) Aquaculture pond banks as high-tide roosts: What physical characteristics are more attractive to shorebirds? *Stilt*, **69**, 62–65. Available at: <https://awsq.org.au/wp-content/uploads/2020/11/Stilt-69-70.pdf>
- Jackson M.V. (2017) *Literature Review: Importance of Artificial Roosts for Migratory Shorebirds*, Report to Charles Darwin University. Available at: [https://www.nespthreatenedspecies.edu.au/media/5svhfoaw/5-1-1-importance-of-artificial-roosts\\_report\\_2017\\_low-res.pdf](https://www.nespthreatenedspecies.edu.au/media/5svhfoaw/5-1-1-importance-of-artificial-roosts_report_2017_low-res.pdf)
- Jackson M.V., Carrasco L.R., Choi C.-Y., Li J., Ma Z. *et al.*, (2019) Multiple habitat use by declining migratory birds necessitates joined-up conservation. *Ecology and Evolution*, **9**, 2505–2515. <https://doi.org/10.1002/ece3.4895>
- Jackson M.V., Choi C.-Y., Amano T., Estrella S.M., Lei W. *et al.*, (2020) Navigating coasts of concrete: Pervasive use of artificial habitats by shorebirds in the Asia-Pacific. *Biological Conservation*, **247**, 108591. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108591>
- Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) *Coastal Hightide Shorebird Habitat Management Guidelines*. Figshare. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1>
- Lafferty K.D., Goodman D. & Sandoval C.P. (2006) Restoration of breeding by snowy plovers following protection from disturbance. *Biodiversity & Conservation*, **15**, 2217–2230. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-7180-5>
- Lei W., Masero J.A., Dingle C., Liu Y., Chai Z. *et al.*, (2021) The value of coastal saltpans for migratory shorebirds: conservation insights from a stable isotope approach based on feeding guild and body size. *Animal Conservation*, **24**, 1071–1083. <https://doi.org/10.1111/acv.12717>
- Lei, W., Masero, J.A., Piersma, T., Zhu, B., Yang, H.-Y. & Zhang, Z. (2018) Alternative habitat: the importance of the Nanpu Saltpans for migratory waterbirds in the Chinese Yellow Sea. *Bird Conservation International*, **28**, 549–566. <https://doi.org/10.1017/S0959270917000508>
- Li D., Chen S., Lloyd H., Zhu S., Shan K. *et al.*, (2013) The importance of artificial habitats to migratory waterbirds within a natural/artificial wetland mosaic, Yellow River Delta, China. *Bird Conservation International*, **23**, 184–198. <https://doi.org/10.1017/s0959270913000099>
- Liang J., Tian J., Zuo P., Dai Z., Jiang W. *et al.*, (2023) Wise use of coastal wetlands: 10-year reclamation vs. 3-year eco-governance in the Tiaozini Wetland, Jiangsu, China. *Frontiers in Marine Science*, **10**, 1147106. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1147106>
- Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>
- Masero J.A., Perez-Hurtado A., Castro M. & Arroyo G.M. (2000) Complementary use of intertidal mudflats and adjacent salinas by foraging waders. *Ardea*, **88**, 177–191.
- Medeiros R., Ramos J.A., Paiva V.H., Almeida A., Pedro P. *et al.*, (2007) Signage reduces the impact of human disturbance on little tern nesting success in Portugal. *Biological Conservation*, **135**, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.001>

- Paracuellos M. (2006) How can habitat selection affect the use of a wetland complex by waterbirds? *Biodiversity & Conservation*, **15**, 4569–4582. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-5820-z>
- Rocha A.R., Ramos J.A., Paredes T. & Masero J.A. (2017) Coastal salt pans as foraging grounds for migrating shorebirds: An experimentally drained fish pond in Portugal. *Hydrobiologia*, **790**, 141–155. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3025-y>
- Rogers D. (2003) High-tide roost choice by coastal waders. *Wader Study Group Bulletin*, **100**, 73–79. Available at: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/iwsgb/v100/p00073-p00079.pdf>
- Rosa S., Encarnação A.L., Granadeiro J.P. & Palmeirim J.M. (2006) High water roost selection by waders: Maximizing feeding opportunities or avoiding predation? *Ibis*, **148**, 88–97. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.2006.00497.x>
- Sánchez-Zapata J.A., Anadón J.D., Carrete M., Giménez A., Navarro J. *et al.*, (2005) Breeding waterbirds in relation to artificial pond attributes: implications for the design of irrigation facilities. *Biodiversity & Conservation*, **14**, 1627–1639. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0534-1>
- Sripanomyom S., Round P.D., Savini T., Trisurat Y. & Gale G.A. (2011) Traditional salt-pans hold major concentrations of overwintering shorebirds in Southeast Asia. *Biological Conservation*, **144**, 526–537. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.008>
- Sun Z., Sun W., Tong C., Zeng C., Yu X. *et al.*, (2015) China's coastal wetlands: Conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement. *Environment International*, **79**, 25–41. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.02.017>
- Takekawa J.Y., Miles A.K., Schoellhamer D.H., Athearn N.D., Saiki M.K. *et al.*, (2006) Trophic structure and avian communities across a salinity gradient in evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia*, **567**, 307–327. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0061-z>
- Velasquez C.R. (1992) Managing artificial salt pans as a waterbird habitat: species' responses to water level manipulation. *Colonial Waterbirds*, **15**, 43–55. <https://doi.org/10.2307/1521353>
- Warnock N., Page G.W., Ruhlen T.D., Nur N., Takekawa J.Y. *et al.* (2002) Management and conservation of San Francisco Bay salt ponds: Effects of pond salinity, area, tide, and season on Pacific Flyway waterbirds. *Waterbirds*, **25**, Special publication 2, 79–92. Available at: <https://www.jstor.org/stable/1522454>
- Wilson C.A. & Colwell M.A. (2010) Movements and fledging success of snowy plover (*Charadrius alexandrinus*) chicks. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, **33**, 331–340. <https://doi.org/10.1675/063.033.0309>
- Wu Y., Chen Y., Li F., Shen T. & Nielsen S. (2022) Abundance- and incidence-based estimation of total number of rare species in under-sampled sites. *Applied Vegetation Science*, **25**, e12649. <https://doi.org/10.1111/avsc.12649>
- Yu C., Ngoprasert D., Round P.D., Pierce A.J., Savini T. *et al.*, (2019) Roost selection of the endangered spotted greenshank (*Tringaguttifer*) in critical habitat in the Inner Gulf of Thailand. *Avian Research*, **10**, Article 9. <https://doi.org/10.1186/s40657-019-0148-7>
- Zharikov Y. & Milton D.A. (2009) Valuing coastal habitats: Predicting high-tide roosts of non-breeding migratory shorebirds from landscape composition. *Emu - Austral Ornithology*, **109**, 107–120. <https://doi.org/10.1071/mu08017>

**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-Ah Choi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞 北京林业大学、贺强 复旦大学、陆文海 国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕 北京林业大学

**声明:**我们评估证据后总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策

# 鸬鹚类鸟人工岛营造指南

瓦妮 萨卡茨<sup>1</sup>, 纳吉 泰勒<sup>1</sup>, 洛伦佐 伽费<sup>2</sup>, 瓦德 海格迈耶<sup>2</sup>, 威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

1 英国剑桥大学动物学院保护科学组

2 荷兰湿地国际



在美国佛罗里达州利用清淤的弃土为水鸟营造的岛、滩涂和种植红树林  
[摄影: Robin R. Lewis III].

完成于 2024 年 4 月 5 日



引用: 卡茨、泰勒、伽费、海格迈耶和萨塞兰 (2024) 保护指南系列 12 (1.0 版) 营造鸬鹚类鸟岛指南



## 目标：为鸟类营造安全的筑巢和休息地

### 定义

- **清淤**= 从港口、湖泊和河流水体底部清理沉积物或碎屑
- **清淤沉积物营造的岛** = 有计划地利用和处置清淤沉积物，营造人工岛
- **潮间带** = 处于高潮和低潮之间的区域
- **筑巢** = 鸟类产卵并保护它们的幼雏的地方
- **休息** = 鸟类休息、睡觉或整理羽毛，是一种节省能量消耗的行为
- **鸬鹚类鸟**= 鸬形目鸟，包括利用沿海栖息地觅食、休息和筑巢的那些涉禽、鸥类和燕鸥

### 1、描述

历史上，利用清淤材料构建的人工岛成为沉积物处置的副产品，但后来被证明是鸬鹚类鸟休息、筑巢和觅食重要的避难所(Buckley & McCaffrey, 1978; Yozzo 等人, 2004; Scarton 等人, 2013)。例如，在美国大西洋和墨西哥湾沿岸河口建造了 2000 多个岛，鸬鹚类鸟普遍栖息在这些岛上(Yozzo 等人, 2004)。由于这些岛远离海岸，它们可为筑巢的鸟类提供一些庇护，免受捕食者或人类的干扰(Goodship & Furness, 2022)。

根据不同目标物种，要求对人造岛上的植被进行管理(见管理或清理沿海鸬鹚类鸟植被指南系列 11)。在人工岛上的树木和灌木对那些在树冠筑巢的鸟类很有用(Yozzo 等人, 2004)，但对鸬鹚类鸟，尤其是鸥类和燕鸥构成一种威慑，它们更喜欢在干燥的地上和开阔的空间筑巢(Conway 等人, 2005; Ausden, 2007)。

Golder 等(2008)提出，建造人工岛可使(半)天然湿地的丧失，(1)因为使用的人工岛本来可以用来补充天然湿地的沉积物；(2)因为它留下的印象是，天然湿地的任何损失都可以轻易得到补充，我们不知道有什么证据可支持这些假设。

### 2、生物多样性效果证据

**鸟类**：在世界范围内，用清淤物建造的岛已被证明成为鸬鹚类鸟的休息或繁殖的场所(Buckley & McCaffrey, 1978; Landin & Soots, 1978; Parnell 等人, 1986; Burton 等人, 1996; Powell & Collier, 2000; Erwin 等人, 2003; Yozzo 等人, 2004; Akers & Allcorn, 2006; Auuler 等人, 2012; Scarton 等人, 2013; Chan 等人, 2019)。已知在用清淤物建造的岛上繁殖的鸬鹚类鸟包括金眶鸬(Aulert 等人, 2012)、雪鸬(Powell & Collier, 2000)、黑背鸥(Aulert 等人, 2012)和

红嘴巨鸥(Martin & Randall, 1987; Quinn & Sirdevan, 1998)。法国的一项研究报告提到(Auulert 等人, 2012), 尽管鸬鹚类鸟使用人工岛和其他人工营造休息地, 但这些人造建造的栖息地对鸬鹚类鸟数量而言, 并不能完全弥补因港口开发而丧失开阔海域的休息地。

在香港米埔盐沼一个浅水的泻湖上营造了低洼的岛, 在整个潮湿的夏季为鸟类提供了一个高潮休息地。这使一年龄翘嘴鹬亚成体在这里度夏。以前, 后海湾周围的所有水产养殖池塘在夏季都维持高水位, 因此, 虽然滩涂可供鸟类觅食, 但在涨潮时却没有休息的地方, 且该地区没有度夏的涉禽(David Melville, pers. comm.)。

### 3、影响成果因子

**面积:** 最适宜岛的大小要视物种而定。面积较大的岛可容纳更多的鸟类, 但面积小的岛可能成为独居的鸟类的避难所。因此, 如果要建造多个岛屿, 理想的做法是拥有大小不同的岛。美国大西洋和墨西哥湾沿岸河口利用清淤物建造岛的面积在 1-80 公顷不等(Yozzo 等人, 2004)。

**高程:** 如果建造的岛打算用于鸟类休息地, 它们应该足够高, 这样它们就不会频繁地被潮水淹没。如果岛打算用于繁殖地, 它们应该足够高, 至少在繁殖期绝不会被潮水淹没。需要考虑未来海平面上升和气候变化(以及发生风暴潮)可能产生的影响。

**剖面:** 缓坡为滩涂或盐沼的形成或发育提供了机会。开阔、平顶、缓坡的岛可能更适合那些种群数量大而群居的物种栖息, 如蛎鹬和鹬类 (Burton 等人, 1996)。陡坡的岛可为那些体型小或种群分布分散的物种提供更多的庇护, 例如红脚鹬(Burton 等人, 1996)。

**沉积物:** 沉积物的颗粒大小可能会影响鸬鹚类鸟是否以及如何利用这些岛。小燕鸥、鸥嘴噪鸥和黑剪嘴鸥在清淤沉积物上筑巢的证据表明, 因为贝类材料可能在保护卵和控制植被中发挥作用, 所以, 基质内的贝类材料是有益的(Mallach & Leberg, 1999)。较细的基质可能受到杂草植物入侵, 而较粗的基质能更好地抵御植物入侵(Powell & Collier, 2000)。

**植被:** 尽管物种偏好不同, 但某一地点植被数量会影响鸟类如何利用这里, 以及是否利用这里筑巢或休息。有关利用这些岛作为鸟类繁殖地的一项研究发现, 鸬鹚类鸟更可能在植被稀疏的岛上筑巢, 而不是在植被非常茂密的岛上筑巢(Burgess & Hirons, 1992)。在英国用砾石建造的一座岛, 由于过去 25 年木本植被不断成为优势种, 结果, 利用这里筑巢的鸬鹚类(鸥和燕鸥)数量下降(Akers & Allcorn, 2006)。

**到觅食地的距离:** 鸬鹚类鸟倾向于在靠近其觅食地的栖息地休息(Zharikov & Milton, 2009), 因为这样可以减少飞行时消耗能量。例如, 鸬鹚在人工池塘休息地距离觅食地约 1 公里(Yu 等人, 2019)。瓦登海的蛎鹬休息地距离觅食地约 2-4 公里(Bakker 等人, 2021)。

**可达性:** 那些靠近大陆或浅水的岛屿对陆生动物来说, 特别是在退潮时更容易到达(Landin & Soots, 1978)。这包括狐狸、老鼠、家猫和狗等动物, 它们可能会捕食和干扰鸬鹚类鸟。

**竞争和捕食:** 体型较大的鸬鹚类鸟会降低为目标鸬鹚类鸟而建造人工岛的价值。例如, 鸥类每年可能比燕鸥更早建立繁殖种群, 从而阻止燕鸥使用同一座岛 (Quinn 等人, 1996)。鸥类也会捕食体型较小的鸬鹚类鸟的卵和雏鸟(Quinn 等人, 1996)。它们采取各种行动来排除成问题的鸟类或保护巢穴(Williams 等人, 2013)。例如, 在加拿大繁殖季早期就用塑料薄膜盖住岛来阻

止鸥类筑巢，并保留一些栖息地供燕鸥使用(Quinn & Sirdevan 1998)。哺乳动物的捕食者也会给鸬鹚类鸟带来麻烦。在美国马里兰州用清淤物建造的人工岛上，利用诱捕以减轻狐狸捕食燕鸥，同时还开展了一项教育活动，解决公众的担忧(Erwin 等人，2007)。

**已有的栖息地:** 在已有大量适合鸬鹚类鸟栖息的区域，建造新的岛可能收效甚微。美国研究人员建议，只有在无法替代栖息地的情况下，方可使用清淤物建造的人工岛(Landin & Soots, 1978)。

**使用诱感物:** 鸬鹚类鸟可能对使用新建的人工设施犹豫不决。例如，美国的一项研究报告称，引诱或叫声可以用作诱饵(Williams 等人，2013)。一旦有诱饵和发声，加拿大燕鸥才开始在人造设施上筑巢(Ward 等人，2011)。

#### 4、实施

清淤施工后留下沉积物可用于维护人类基础设施和运输廊道，如港口和水道(Sheehan & Harrington, 2012)。使用碎石、木槽或其周围种植植物，将清淤沉积物堆放在一个地方，从而形成岛(Yozzo 等人，2004; Scarton 等人，2013)。需要仔细规划，确保沉积物在几年内不会被冲走(Chi-Yeung Choi, pers.comm.)。一般来说，合理的做法应该是投资构建岛的迎风面，比如在迎风面修建堤坝或防波堤。考虑到现有的人工岛是否缺少造成快速侵蚀高能量级的指标(Golder 等人，2008)。较细的沉积物(粘土、淤泥或细粒砂)更容易受到风蚀，比较粗的沉积物需要更长的时间方可达到稳态(Golder 等人，2008)。把较粗的沉积物或沙子混合，或让表面粗的沉积物沉积，细的沉积物才可以维持稳态(Landin & Engler 1986; Golder 等人，2008)。为了维持岛的面积，建议每隔三至七年需要清理岛上的沉积物(Golder 等人，2008)。

如果用清淤物建造的人工岛出现了大量蚊幼虫，建议把觅食的鸬鹚类鸟吸引到永久性的淡水里(Parnell 等人，1986)。将池塘纳入到清淤沉积物建造人工岛的设计中会有益于鸬鹚类鸟。

如果在鸬鹚类鸟已使用栖息地靠近正在营造人工岛，施工时应避开繁殖季节，此时鸟类对干扰特别敏感(Golder 等人，2008)。机场或风力发电场等基础设施会给鸟类带来撞击的风险，这可能会限制建岛的可行性(Climate-ADAPT 2023)。

要谨慎清淤物可能被重金属和持久性有机污染物(POPs)污染，植被和其他野生动物可能吸收这些污染物，可用干净的基质覆盖，保护沉积物不被污染，理想的覆盖厚度为 60 厘米(Yozzo 等人，2004)。

建造人工岛成本的指标。2005 年，法国北部海岸建造的一个 200 x 325 米的人工岛耗资 800 万欧元(约合 800 万美元)，2024 年 2 月汇率折算) (Aulert 等人，2012)。

## 案例: 荷兰马克瓦登马克米尔

马克瓦登在荷兰马克米尔湖，由五个人造群岛组成的。这些岛占地 1300 公顷(不包括 2023 年在建的两座岛)。这些岛用于旅游娱乐活动，但对游客有严格的规定。有码头、步行道和观鸟塔供游客观光。

马克米尔湖始建于 1976 年，当时修建了一个堤坝，被开阔水域隔开，马克米尔湖将恩克惠泽和莱利斯塔德两个沿海城市连起来。由于缺少水流动致使湖底积累了淤泥，受风浪扰动，淤泥使水质变得浑浊，给食物网带来灾难性的后果。利用清除淤泥恢复生态平衡，建造了五个岛，目标是遏制生态系统的恶化，恢复本地的生物多样性。

### 如何营造岛？

2016 年 5 月开工建设。从马克米尔湖共清淤 3000 万立方米的沉积物(沙、淤泥和粘土)，利用清淤物构建并形成了这些岛。清淤使用的设备有一艘绞吸式挖泥船、一个吹沙管、三艘起重船和挖土设备。首先，用沙子建造环状堤坝，向里面吹清淤物。这些物质分层沉积，使沉积物在新填的一层之前更加坚固，直到这些岛高出海平面。较粗的沙质沉积物颗粒沉降在离喷嘴最近的地方，而较细的粉砂质沉积物则扩散到更远的地方，在湖底形成纹理。最上层的沉积物干燥后形成了坚硬的外壳。在岛后面的水中推建沙丘，从陆地到水逐渐过渡，有清澈的小溪和盐沼。在吹填后的前 3 个月，沉积物最初下沉(1.7 m)，这样的沉降持续了二年半。

在群岛的背风面有淤泥淤积，可用于今后维护的填充物。这些岛沙丘边缘得到保护，不受暴风雨天气的影响。然而，测量显示岛侧面的沙子被冲走，使岛向陆地移动。

### 生物发育

通过人工播种、种植根茎和割草留下的茬建立了芦苇群落。芦苇迅速生根，对土壤起到加固作用。先锋沼泽植物狗舌草和滨海红藜几乎很快在浅滩上生长出来。几周内鹅就能在干燥、坚硬地表层上行走了。大约一年后，水生植物开始发育，包括眼子菜、轮藻和穗状狐尾藻。

这些岛在建成四年后的 2020 年和 2021 年，分别有 43 种和 47 种鸟类在岛上繁殖，如普通燕鸥、反嘴鹬、环颈鸬(稀有)首先定居下来，在裸露的沙地上繁殖。记录的鸟有雀形目和鸭类，包括第一次在荷兰繁殖一对长尾鸭，这些岛充当了附近沼泽地之间的铺路石。

从清淤物中释放营养物导致周围区域的丝状硫细菌密度较高，但它们在食物网中的作用尚不清楚。

来源:KIMA (2022); 视频: 马克瓦登-积极推动马克米尔湖的生态  
([youtube.com/watch?v=3l0lJhZdUOc](https://www.youtube.com/watch?v=3l0lJhZdUOc)).



## 5、其他资料来源

### 文件

Manning W., Scott C. & Leegwater E. (2021) 在沿海环境下清淤沉积物利用指南：利用沉积物恢复河口和沿海栖息地英国环境署，布里斯托尔 请查阅：

<https://catchmentbasedapproach.org/learn/restoring-estuarine-and-coastal-habitats-with-dredged-sediment/>

Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) 鸬鹚类栖息地管理指南：沿海高潮鸬鹚类鸟栖息地管理指南。请查阅：<https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1>

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) 影响鸟类使用湿地因子综述：国际视角：管理水鸟湿地栖息地. *湿地*, **30**, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>

### 视频

Pullen J. (2021 年 11 月 5 日) 在英国用无人机拍摄的挖泥船清淤材料喷出的镜头：MHPT, Harwich HA, 英国哈里奇, 英国环境署, 英国皇家鸟类保护协会 [视频]. YouTube. [www.youtube.com/watch?v=tb1ko3yesOM](http://www.youtube.com/watch?v=tb1ko3yesOM)

Pullen J. (2021 年 11 月 17 日) 在英国用无人机拍摄采用漂浮管道堆放沙地沼泽镜头：处置捣碎沼泽沙：[视频]. YouTube. [www.youtube.com/watch?v=nFIAbRI-IQ0](http://www.youtube.com/watch?v=nFIAbRI-IQ0)

## 参考文献

Akers P. & Allcorn R.I. (2006) Re-profiling of islands in a gravel pit to improve nesting conditions for terns *Sterna* and small gulls *Larus* at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. *Conservation Evidence*, **3**, 96–98. Available at: <https://conservationevidencejournal.com/reference/pdf/2236>

Aulert C., Provost P., Bessineton C. & Dutilleul C. (2009) Les mesures compensatoires et d'accompagnement Port 2000 : Retour d'expériences. (Experience of mitigation measures and environmental accompanying works at Port 2000). *Sciences Eaux & Territoires*, Spécial Ingénieries-EAT-29, 55–72. Available at: <https://revue-set.fr/article/view/6319>

Ausden M. (2007) *Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press: New York.

Bakker W., Ens B.J., Dokter A., van der Kolk H.-J., Rappoldt LK. et al. (2021) Connecting foraging and roosting areas reveals how food stocks explain shorebird numbers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **259**, 107548. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107458>

Buckley F.G. & McCaffrey C.A. (1978) *Use of Dredged Material Islands by Colonial Seabirds and Wading Birds in New Jersey*. Final Report: June 1978. U.S. Waterways Experiment Station: Vicksburg, Mississippi. Available at: <https://digital.library.unt.edu/ark:/67531/metadc957904/>

Burgess N.D. & Hirons G.J.M. (1992) Creation and management of artificial nesting sites for wetland birds. *Journal of Environmental Management*, **34**, 285–295. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(11\)80004-6](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(11)80004-6)

- Burton N.H.K., Evans P.R. & Robinson M.A. (1996) Effects on shorebird numbers of disturbance, the loss of a roost site and its replacement by an artificial island at Hartlepool, Cleveland. *Biological Conservation*, **77**, 193–201. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00143-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00143-3)
- Chan Y.-C., Peng H.-B., Han Y.-X., Chung S.S.-W., Li J. *et al.* (2019) Conserving unprotected important coastal habitats in the Yellow Sea: Shorebird occurrence, distribution and food resources at Lianyungang. *Global Ecology and Conservation*, **20**, e00724. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00724>
- Climate-ADAPT (2023) Saltmarsh recreation by managed realignment, Hesketh Out Marsh – UK. Available at: <https://climate-adapt.eea.europa.eu/en/metadata/case-studies/saltmarsh-recreation-by-managed-realignment-hesketh-out-marsh-uk/>.
- Conway W.C., Smith L.M. & Ray J.D. (2005) Shorebird habitat use and nest-site selection in the Playa Lakes Region. *Journal of Wildlife Management*, **69**, 174–184. [https://doi.org/10.2193/0022-541x\(2005\)069%3C0174:shuans%3E2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0022-541x(2005)069%3C0174:shuans%3E2.0.co;2)
- Golder W., Allen D., Cameron S. & Wilder T. (2008) *Dredged Material as a Tool for Management of Tern and Skimmer Nesting Habitats*. Technical note: ERDC TN-DOER-E24. U.S. Army Engineer Research And Development Center: Vicksburg, USA. <http://hdl.handle.net/11681/8757>
- Goodship N.M. & Furness R.W. (2022) *Disturbance Distances Review: An Updated Literature Review of Disturbance Distances of Selected Bird Species*. NatureScot Research Report 1283. Available at: <https://www.nature.scot/doc/naturescot-research-report-1283-disturbance-distances-review-updated-literature-review-disturbance>
- KIMA (2022) *Marker Wadden: Results of the First Five Years of Research. English Summary of the Final Report*, EcoShape – Building with Nature. Available at: <https://waterinfo-extra.rws.nl/projecten/lijst-projecten/kennis-marker-wadden/kennis-innovatieprogramma-marker-wadden/final-results/>
- Landin M.C. (1986) *Environmental Effects of Dredging: Building, Developing, and Managing Dredged Material Islands for Bird Habitat*. Technical note EEDP-07-1. Army Engineer Waterways Experiment Station: Vicksburg, Mississippi. Available at: <https://apps.dtic.mil/sti/tr/pdf/ADA292673.pdf>
- Landin M.C. & Soots R.F. (1978) Colonial bird use of dredged material islands: A national perspective. *Proceedings of the Colonial Waterbird Group*, **1**, 62–72. <https://doi.org/10.2307/1520902>
- Mallach T.J. & Leberg P.L. (1999) Use of dredged material substrates by nesting terns and Black Skimmers. *The Journal of Wildlife Management*, **63**, 137–146. <https://doi.org/10.2307/3802494>
- Martin A.P. & Randall R.M. (1987) Numbers of waterbirds at a commercial saltpan, and suggestions for management. *South African Journal of Wildlife Research*, **17**, 74–81. [https://hdl.handle.net/10520/AJA03794369\\_3531](https://hdl.handle.net/10520/AJA03794369_3531)
- Parnell J.F., Needham R.N., Soots R.F., Fussel J.O., Dumond D.M. *et al.* (1986) Use of dredged-material deposition sites by birds in coastal North Carolina, USA. *Colonial Waterbirds*, **9**, 210–217. <https://doi.org/10.2307/1521215>
- Powell A.N. & Collier C.L. (2000) Habitat use and reproductive success of western Snowy Plovers at new nesting areas created for California Least Terns. *The Journal of Wildlife Management*, **64**, 24–33. <https://doi.org/10.2307/3802971>
- Quinn J.S., Morris R.D., Blokpoel H., Weseloh D.V. & Ewins P.J. (1996) Design and management of bird nesting habitat: tactics for conserving colonial waterbird biodiversity on artificial islands in Hamilton Harbour, Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53**, 45–57. <https://doi.org/10.1139/f95-260>
- Quinn J.S. & Sirdevan J. (1998) Experimental measurement of nesting substrate preference in Caspian Terns, *Sterna caspia*, and the successful colonisation of human constructed islands. *Biological Conservation*, **85**, 63–68. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00142-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00142-0)

Scarton F., Cecconi G. & Valle R. (2013) Use of dredge islands by a declining European shorebird, the Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*. *Wetlands Ecology and Management*, **21**, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s11273-012-9276-0>

Sheehan C. & Harrington J. (2012) Management of dredge material in the Republic of Ireland – A review. *Waste Management*, **32**, 1031–1044. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.014>

Ward M.P., Semel B., Jablonski C., Deutsch C., Giammaria V. *et al.* (2011) Consequences of using conspecific attraction in avian conservation: A case study of endangered colonial waterbirds. *Waterbirds*, **34**, 476–480. <https://doi.org/10.1675/063.034.0410>

Williams D.R., Pople R.G., Showler D.A., Dicks L.V., Child M.F. *et al.* (2013) *Bird Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions*. Pelagic Publishing: Exeter. Available at: <https://www.conservationevidence.com/synopsis/pdf/2>

Yozzo D.J., Wilber P. & Will R.J. (2004) Beneficial use of dredged material for habitat creation, enhancement, and restoration in New York–New Jersey Harbor. *Journal of Environmental Management*, **73**, 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.05.008>

Yu C., Ngoprasert D., Round P.D., Pierce, A.J., Savini, T. & Gale, G.A. (2019) Roost selection of the endangered Spotted Greenshank (*Tringaguttifer*) in critical habitat in the Inner Gulf of Thailand. *Avian Research*, **10**, 9. <https://doi.org/10.1186/s40657-019-0148-7>

Zharikov Y. & Milton D.A. (2009) Valuing coastal habitats: predicting high-tide roosts of non-breeding migratory shorebirds from landscape composition. *Emu - Austral Ornithology*, **109**, 107–120. <https://doi.org/10.1071/MU08017>

**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-Ah Choi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞 北京林业大学、贺强 复旦大学、陆文海 国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕 北京林业大学

**声明:**我们评估证据后总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策

# 鸕鹚类鸟栖息地植被管理与清理指南

瓦妮 萨卡茨<sup>1</sup>, 纳吉 泰勒<sup>1</sup>, 洛伦佐 伽费<sup>2</sup>, 瓦德 海格迈耶<sup>2</sup>, 威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

1 英国剑桥大学动物学院保护科学组

2 荷兰湿地国际



香港后海湾潮间带滩涂不断被植被蚕食 [摄影: David S. Melville]

完成于 2024 年 4 月 5 日



引用: 卡茨、伽费、海格迈耶 (2024) 保护指南系列 13 (1.0 版) 鸕鹚类鸟植被清理与管理指南



## 目标：为鸟类保持开阔空间

### 定义

- **筑巢** = 鸟类产卵并保护它们的雏鸟
- **休息** = 鸟类休息、睡觉或整理羽毛，是一种节省能量消耗的行为
- **浅水坑** = 侧面有缓坡浅坑，间歇性地蓄水
- **鸻鹬类鸟** = 鸻形目鸟，包括利用沿海栖息地觅食、休息和筑巢的那些涉禽、鸥类和燕鸥

### 1、描述

植被影响着鸻鹬类鸟和其他水鸟利用盐沼和滩涂的方式。鸻鹬类鸟对筑巢、休息和觅食有不同的要求，这些要求也因物种而异(Ma 等人, 2010)。如果没有其他选择，需要对植被进行管理，营造适合鸟类的筑巢地、休息地和觅食地。

当水位较低时，植被会生长，但这与鸻鹬类鸟对浅水区(休息地)和干燥地面(筑巢地)的需求不符。因此，根据目标物种和它们的行为，需要定期清除植被以留出开阔的空间，这可能需要定期水淹和排水，但要注意避开鸟类的筑巢期，否则鸟巢会被水冲走。

在采取这一措施前，需要对一些重要的事情加以考虑和评估，因为在涨潮时大部分时间被淹，在周期性潮汐作用下，盐沼可能只有几天适合成为鸟类休息地(Chi-Yeung Choi,pers. comm.)。

### 2、生物多样性效果证据

**鸟类:** 鸻鹬类鸟休息时，植被较少的地方会集中有大量的鸟 (Jackson 等人, 2019)。在觅食时，茂密的植被覆盖会阻碍鸟类到达觅食地(Bancroft 等人, 2002)。当到了繁殖期，不同物种的需求各异。有几种鸻鹬类鸟，尤其是鸥类和燕鸥喜欢在沿海无植被、开阔和地上有浅水坑的地方筑巢(Conway 等人, 2005; Ausden, 2007)，另一些在北极繁殖的鸻鹬类鸟，如黑尾塍鹬、凤头麦鸡和白腰杓鹬则喜欢在有少量甚至植被全部覆盖的地方筑巢(Ward Hagemeyer,pers. comm.)。在沿海盐沼和滩涂，大多数鸟类都倾向于“开阔”的地方，它们会避开长势茂密的植被，这是一些鸟繁殖的偏好。红嘴巨鸥种群重新迁移到美国德克萨斯州一个地方，那里的植被已清理，拖拉机用沙子把地面平整(Roby 等人, 2002)。加拿大的一项研究发现，一大群普通燕鸥在簇状苔藓的景天属植物和有浮木的地方筑巢，它们却很少在砾石层或光秃秃的地面筑巢。在英国一处 465 平方米地方的植被清理后，金眶鸻、蛎鹬和凤头麦鸡数量增加了一倍(Wilson, 2005)。来自岛屿的研究发现，当植被被清除时，或者当植被稀疏时(Burgess & Hirons, 1992)，鸟类数量更多(Akers & Allcorn, 2006)。一项研究发现，当清理所有的植被时，鸟燕鸥不会在那里筑巢，但当部分植被在被清除时，它们就会在那里筑巢(Saliva & Burger,1989)。在中国辽宁辽河口国家级自然保护区，黑嘴鸥在(约 1 米高)上一年越冬时被清

理后的盐地碱蓬干枯茎上筑巢，但黑嘴鸥也会避开那些没有清理的盐地碱蓬茎残留的地方筑巢，在这里冬季对保护区植被清理工作已经持续了 20 多年(David Melville, pers. comm.)。



鸻鹬类鸟常常喜欢在开阔的地方休息，如在澳大利亚南部高瓦盐沼上休息的尖尾滨鹬。  
[摄影: Micha V. Jackson].

### 3、影响成果因子

**水位:** 水深影响植被的稀疏或稠密生长类型。有些证据表明，鸟类数量与水位的关系比与植被的关系更紧密(Bancroft 等人，2002)，因此，应将水位与植被管理统筹考虑。

### 4、实施

**手工清除:** 物理清理植被可采用手工或机械进行。重型机械可用于刮去植被，清除木质碎片和清除植被，例如可用推土机(Roby 等人，2002)或拖拉机(Wilson, 2005)营造裸露沙地，可以使用机械来平整裸露的沙子表面，营造有吸引力的筑巢地(Roby 等人，2002)。

**水淹:** 用水淹也会抑制植物生长。水淹有利于泥中的大型底栖动物生长，因此，当水被排干时，很容易为鸻鹬类提供食物(Jackson & Straw, 2021)。然而，有些植物比如芦苇可以在淹水中存活很长时间(除非芦苇被完全淹没，否则最终会死亡;Malcolm Ausden, pers. comm.)。在这种情形下，还需要对互花米草进行物理清除(见互花米草控制指南系列 8-10)，可以定期对芦苇进行收割管理，但应考虑到那些非鸻鹬类鸟使用芦苇床(Boulord 等人，2012;Kubacka 等人，2014)。沿海栖息地繁殖失败的常见原因是鸟巢被水冲走，因此，如果用水淹来减少植被，就应该避开鸟类的繁殖季节(Ward Hagermeijer, pers. comm.)

**除草剂:** 除草剂可能是解决有问题植物的一个选项。例如，在英国对一处柳树入侵地方进行了清理，树桩也是用除草剂处理的。请注意，据我们所知，我们对除草剂对野生鸟类的长期影响知之甚少。对日本鸻鹬的实验研究表明，草甘膦裸露可能存在累积效应(Ruuskanen 等人，2020a,b)。与对照组相比，给那些 10 至 52 周龄鸻鹬投喂被草甘膦污染的种子，它们肠道微生物菌群不同，雄性睾酮水平下降，胚胎发育略低，但睾丸大小和产卵量对繁殖没有明显影响。采集这些物种的卵中含有草甘膦残留物，但不影响卵质量。

**岛上的植被:** 岛上的植被管理可能比陆地上的植被更棘手, 需要深入细致地管理。降低岛的高度, 使它们更接近水位, 可助于减少植被生长(Akers & Allcorn, 2006), 但要注意, 高水位(偶尔)对鸟巢有被淹的风险。如果清理岛上的植被, 可需要漂浮设备才能到达岛上去清理植被(Akers & Allcorn, 2006)。

## 5、其他资料来源

Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) **鸕鹚类休息地管理指南:沿海高潮鸕鹚类鸟栖息地管理指南**请查阅 <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1>

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) **影响鸟类使用湿地因子综述:国际视角: 管理水鸟湿地栖息地** *湿地*, **30**, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>

## 参考文献

Akers P. & Allcorn R.I. (2006) Re-profiling of islands in a gravel pit to improve nesting conditions for terns *Sterna* and small gulls *Larus* at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. *Conservation Evidence*, **3**, 96–98. Available at: <https://conservationevidencejournal.com/reference/pdf/2236>

Ausden M. (2007) *Habitat Management for Conservation: A Handbook of Techniques*, Oxford University Press: New York.

Bancroft G.T., Gawlik D.E. & Rutchey K. (2002) Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the northern Everglades of Florida, USA. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, **25**, 265–277. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2002\)025\[0265:DOWBRT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2002)025[0265:DOWBRT]2.0.CO;2)

Boulard A., Mei Z., Tian-Hou W., Xiao-Ming W. & Jiguet F. (2012) Reproductive success of the threatened Reed Parrotbill *Paradoxornis heudei* in non-harvested and harvested reedbeds in the Yangtze River estuary, China. *Bird Conservation International*, **22**, 339–347. <https://doi.org/10.1017/S0959270911000384>

Burgess N.D. & Hirons G.J.M. (1992) Creation and management of artificial nesting sites for wetland birds. *Journal of Environmental Management*, **34**, 285–295. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(11\)80004-6](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(11)80004-6)

Conway W.C., Smith L.M. & Ray J.D. (2005) Shorebird habitat use and nest-site selection in the Playa Lakes Region. *Journal of Wildlife Management*, **69**, 174–184. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)069<0174:SHUANS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069<0174:SHUANS>2.0.CO;2)

Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) *Coastal Hightide Shorebird Habitat Management Guidelines*. Figshare. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1>

Jackson M.V., Carrasco L.R., Choi C.-Y., Li J., Ma Z. *et al.* (2019) Multiple habitat use by declining migratory birds necessitates joined-up conservation. *Ecology and Evolution*, **9**, 2505–2515. <https://doi.org/10.1002/ece3.4895>

Kubacka J., Opper S., Dyrz A., Lachmann L., Barros da Costa J.P.D., Kail U. & Zdunek W. (2014) Effect of mowing on productivity in the endangered Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Bird Conservation International*, **24**, 45–58. <https://doi.org/10.1017/S0959270913000154>

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands*, **30**, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>

Roby D.D., Collis K., Lyons D.E., Craig D.P., Adkins J.Y., *et al.*, (2002) Effects of colony relocation on diet and productivity of Caspian Terns. *The Journal of Wildlife Management*, **66**, 662–673. <https://doi.org/10.2307/3803132>

Ruuskanen, S., Rainio, M.J., Gómez-Gallego, C., Selenius, O., Salminen, S. *et al.* (2020a) Glyphosate-based herbicides influence antioxidants, reproductive hormones and gut microbiome but not reproduction: A long-term experiment in an avian model. *Environmental Pollution*, **266**, 115108. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115108>

Ruuskanen S., Rainio M.J., Uusitalo M., Saikkonen K. & Helander M. (2020b) Effects of parental exposure to glyphosate-based herbicides on embryonic development and oxidative status: A long-term experiment in a bird model. *Scientific Reports*, **10**, 6349. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63365-1>

Saliva J.E. & Burger J. (1989) Effect of experimental manipulation of vegetation density on nest-site selection in Sooty Terns. *The Condor*, **91**, 689–698. <https://doi.org/10.2307/1368121>

Wilson J. (2005) Removal of grass by scraping to enhance nesting areas for breeding waders at Leighton Moss RSPB Reserve, Lancashire, England. *Conservation Evidence*, **2**, 60–61. Available at: <https://www.conservationevidence.com/reference/pdf/2157>

**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-Ah Choi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞 北京林业大学、贺强 复旦大学、陆文海 国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕 北京林业大学

**声明:**我们评估证据后总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策



# 减少对鸬鹚类鸟干扰指南

瓦妮 萨卡茨<sup>1</sup>, 米莎 杰克森<sup>2</sup>, 纳吉 泰勒<sup>1</sup>, 洛伦佐 伽费<sup>3</sup>,  
瓦德 海格迈耶<sup>3</sup>, 威廉 萨塞兰<sup>1</sup>

1 英国剑桥大学动物学院保护科学组

2 澳大利亚堪培拉联邦科学与技术工作组织

3 荷兰湿地国际



在澳大利亚北部达尔文市里珀特一处高潮休息地，由于受到干扰，鸬鹚类鸟纷纷起飞 [摄影: Micha V. Jackson]

完成于 2024 年 4 月 5 日

 Conservation  
Evidence

 Wetlands  
INTERNATIONAL

引用: 卡茨、杰克森、泰勒、伽费、海格迈耶和萨塞兰. (2024) 保护指南系列 14 (1.0 版) 减少对鸬鹚类鸟干扰指南

## 目标：为鸬鹚类鸟营造一个安全的筑巢、休息和觅食环境

### 定义

- **干扰**=指造成个体或一群鸬鹚类鸟改变它们正常行为的活动，使鸟类消耗额外的能量，也因此可能降低繁殖率和存活率(Mengak & Dayer, 2020)
- **飞行起始距离**=指鸟类为躲避已感知到的危险而飞行的距离
- **筑巢**=鸟类产卵并保护它们的雏鸟
- **休息**=鸟类休息、睡觉或整理羽毛，是一种节省能量消耗的行为
- **鸬鹚类鸟**=鸬形目鸟，包括利用沿海栖息地觅食、休息和或筑巢的那些涉禽、鸥类和燕鸥

## 1、描述

鸟类休息、筑巢和觅食属脆弱的行为，因此，鸬鹚类鸟更喜欢栖息在远离人类或捕食者干扰安全的地方(Rogers 等人, 2006; Rosa 等人, 2006)。在鸟类休息、筑巢或觅食时打扰它们会消耗鸟类能量。对于筑巢的鸟类来说，干扰可能会导致一段时间内鸟巢没有防备，从而使其容易受到捕食和温度变化的影响，这可能会导致雏鸟提前羽化，或将刚羽化不久的雏鸟置于险境(例如，远离亲鸟、跳入水中或进入潜在捕食者的视线)。在鸟类休息、筑巢和觅食时，采取预防措施，鼓励人们远离有鸟类筑巢、休息和觅食的那些地方。

人类的干扰有车船、飞机、枪炮、采集海产品或走得太靠近水鸟。据报道，在中国人们采集大量地底栖动物，他们以每天 100-150 公斤速度采集软体动物和虾(Melville, 1997)。家畜(Sharps 等人, 2017)、鸟类捕食者和家犬等动物也可能造成干扰。注意到有些人类的活动实际上可能有益于沿海鸟类，对鸟类捕食者起到了威慑的作用。例如，瑞典在 2019 新冠疫情封闭期间没有游客，鹰数量增加对繁殖的崖海鸭产生干扰，降低了崖海鸭的繁殖力(Hentati-Sundberg 等人, 2021 年)

## 2、生物多样性效果证据

**鸟类**: 封闭道路和小径增加了黑头鸬(Dowling & Weston, 1999)和雪鸬(Lafferty 等人, 2006)繁殖成活率(Wilson & Colwell, 2010)。仅凭标志来提醒人们这里有筑巢的鸬鹚类鸟，可以降低黑头鸬的卵被压碎的可能性(Weston 等人, 2012)。

通常，采用多种举措可以减少干扰。在美国东北部警示标志、出入限制、观景台、巡逻和违规处罚的组合措施大大减少了对鸬鹚类鸟的干扰(Burger 等人, 2004)。在葡萄牙，在对白额燕鸥干扰高峰的周末，在筑巢区域设置指示牌和安排人员看守，提高了白额燕鸥的产卵成功率

(Medeiros 等人, 2007)。在美国新泽西州, 指示牌和教育相结合的措施提高了普通燕鸥的繁殖成活率(Burger & Leonard, 2000)。在纳米比亚, 利用信息版、设置栅栏、将骑行的人限制在一条指定路线以及向参与娱乐人员散发信息表等综合措施, 增加西非燕鸥孵化幼雏的总数量(Braby 等人, 2009)。

排除捕食者干扰可以提高筑巢成功率(例如 Dinsmore 等人, 2014), 然而, 不用围栏也可能导致鸟类弃巢(Vaske 等人, 1994)。



在滩涂上采集海产品会干扰鸻鹬类鸟休息和觅食。这里是孟加拉考克斯巴扎松纳迪亚岛滩涂, 人们找寻底栖动物 [摄影: Sayam Chowdhury]

### 3、影响成果因子

**鸟类:** 对干扰的耐受性因鸻鹬类鸟种类而异。例如, 有一项研究发现, 斑尾塍鹬比其他鸻鹬类鸟更易受到噪音干扰(van der Kolk 等人, 2020)。利用指示牌、围栏和观景台等设施告知人们物种和干扰特定“飞行起始距离”(Livezey 等人, 2016)。

**干扰形式:** 人为活动对水鸟影响的成本和效益将取决于干扰的距离、频率和强度等因素。消除干扰的具体方法要根据干扰的类型制定相应的对策。例如, 鸟巢附近的标志不会减少远程操作无人机人员的干扰。标志应清楚地注明可能造成干扰的主要人群, 例如, 游客经常光顾的区域, 标志需要用多种语言书写。

**破坏公物:** 为减少干扰而建设一些设施可能会遭到破坏, 特别是利用该地区的一些人不理解或不同意采取的保护措施。在阿根廷巴塔哥尼亚, 在鸻筑巢周围的海滩上用绳子搭建围栏和标示牌被盗(Hevia & Bala, 2018)。可能的解决方案是使用厚重、更安全的材料(Hevia & Bala, 2018), 将物理保护与宣传教育活动相结合, 并有管理员或护林员在现场进行巡护。

### 4、实施

**立标牌:** 竖立标志, 提醒和鼓励人们远离易受伤害的鸻鹬类鸟。在提示人们注意事项附近的地点放置标志可以提高预期的行为(Austin 等人, 1993)。因此, 在禁区旁边比在海滩入口处放置



标志可能更有效，例如直接在鸟类繁殖地周围(Medeiros 等人，2007)或在盐沼岛周围的浮标上放置标志，预防船只的干扰(Burger & Leonard, 2000)。

个性化和人性化的信息(例如讲述一只鸟的故事)可以激起人们更多的共鸣(珍惜和行为洞察小组, 2019)，而不是提供统计数据，这对非环保人们来说可能是无效的，并导致“同情消退”(Markowitz 等人，2013)。积极的措辞引导(“你可以通过……帮助”)而不是消极的措辞引导(“不允许……”)被认为是可以鼓励更多的人支持环境保护行为(Schneider 等人，2017)。用词应清晰明确(例如，明确与野生动物有关的法律)，如果在多个地点使用标志，最好信息保持一致(珍惜和行为洞察小组, 2019)。

例如，爱尔兰使用了一个标识牌，使越来越少的北鲣鸟飞离它们的巢穴，上面写着：“这些鸟正在繁殖。根据 1976 年《野生动物法》，干扰筑巢的鸟类是违法的。请不要接近筑巢地，因为这样做可能会导致鸟弃巢或雏鸟死亡。感谢您对“北鲣鸟”的支持(Allbrook & Quinn, 2020)。与此相反，有报道称在纳米比亚一个燕鸥聚居地周围的信息和解说标示牌被忽视 (Braby 等人，2009)；例如在阿根廷的一个鸬聚居地周围的海滩上标示牌被破坏 (Hevia & Bala, 2018)。

**关闭区域:** 可通过修建围栏封闭区域，例如绳索建成围栏(Lafferty 等人，2006)。在鸟类繁殖季节可以安装临时围栏(Wilson & Colwell, 2010)。在澳大利亚维多利亚州对黑头鸬的筑巢地进行的一项研究发现，围栏和标志的组合比单独的标志的遵守率更高(Maguire, 2008)。

**教育和提高意识:** 通过各种方式包括研讨会、视频、报纸文章、在社交媒体发帖子、信息表和标牌，分享看到的鸬类鸟和对鸟类干扰活动的信息。有证据表明，教育活动与其他措施相结合，可以减少对鸬类鸟的干扰(Burger, 2003; Braby 等人，2009)。然而，要认识到，提高意识并不一定会改变人们的行为，甚至可能会刺激不良行为(Christiano & Niemand, 2007)。



采用标识牌的方法是为了阻止人们进入该地区或向公众提供易感物种信息。这个标识描述了在昆士兰莫顿湾人工建造的休息地，这里是澳大利亚最重要的鸬类鸟栖息地之一。这个标识牌说明那些禁止公众进入的区域，避免干扰鸬类鸟使用的一小块区域，高潮时那里被住宅所包围。  
[摄影: Micha V. Jackson].

**禁止或限制活动:** 可以全面禁止造成干扰的活动(例如在海滩上遛狗)或限制某些活动(例如限制船舶速度，限制无人机飞行高度;Cantu de Leija 等人，2023)。可能只需要在繁殖季节发布禁令或限制令，需要明确在一年中对鸬类鸟干扰特别敏感的时间段。例如通过教育活动、立标识牌或安排人员看守，把禁令或限制令传递给相关的群体。



**管理员:** 专业人员或志愿者可以协助执法和教育进入限制区域的人员。在美国佛罗里达州的一个海滩上, 当一个带有“鸟管理员”标志的人在场时, 进入保护区的人数比没有管理员时低了大约 9 倍(象征性围栏隔开)(Forys, 2011)。

**观景台:** 建观景台, 这样人们可以从安全的距离观鸟(Burger 等人, 2004)。

**拆除或避免建高架物:** 鸟类捕食者可能会使用高架结构来观察开阔区域, 这会增加捕食压力(Ward Hagemeyer, pers. comm.)。建议避免在现有的捕食者附近营造栖息地, 或避免建立新的观察点, 甚至考虑拆除现有的高架结构(Ward Hagemeyer, pers. comm.)。

**捕捉、淘汰或限制动物进入:** 可使用反捕食者围栏将可能捕食或干扰鸬鹚类鸟的动物排除在外(Williams 等人, 2013)。这些可以建在地下深处(以排除穴居动物), 并且可以安装直径为 30 毫米孔径的金属丝网电网(例如 Dinsmore 等人, 2014)。电网应不会影响大中型哺乳动物(Robley 等人, 2007)。可以在个体鸟巢上放置围栏或笼子, 但要小心, 这可能会导致鸟类弃巢(Vaske 等人, 1994)。或者有许可证, 在道德范围内可以通过诱捕或淘汰来控制动物。

**限制牲畜进入:** 牲畜的出现也会干扰鸬鹚类鸟。可驱赶家畜远离鸬鹚类鸟筑巢地、休息地和觅食地, 或者降低牲畜密度 (Sharps 等人, 2017)。

**考虑利益相关者诉求:** 让可能影响干预或受干预影响的那些利益相关方个人或团体参与设计、规划或交付活动, 可能会成功地实施管理干预措施(Sterling 等人, 2017)。例如, 授予利益相关方关闭海滩许可, 遵守关闭规定归因于重要的利益相关方参与 (Burger & Niles, 2013)。

## 5、其他资料来源

Goodship N.M. & Furness R.W. (2022) 鸟类干扰距离综述: 干扰距离综述: 更新所选鸟类物种干扰距离。NatureScot 研究报告 1283 请查阅: <https://www.nature.scot/doc/naturescot-research-report-1283-disturbance-distances-review-updated-literature-review-disturbance>

Jackson M.V. & Straw P. (eds.) (2021) 鸬鹚类休息地管理指南: 沿海高潮鸬鹚类鸟栖息地管理指南请查阅: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16628560.v1>

Ma Z., Cai Y., Li B. & Chen J. (2010) 影响鸟类使用湿地因子综述: 国际视角: 管理水鸟湿地栖息地 *湿地*, 30, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>

鸬鹚类鸟干扰恢复工具包: 请查阅:

<https://sos.atlanticflywayshorebirds.org/shorebirddisturbancereductiontoolkit/>

AEWA (2022) 湿地水鸟干扰管理指南: 管理水鸟干扰: 湿地管理者小手册请查阅: : <https://www.unep-aewa.org/en/document/managing-waterbird-disturbance-short-guide-wetland-managers-draft-2>

Maguire G.S. (2008) 海滩筑巢鸟类管理指南: 澳大利亚海滩筑巢鸟管理实操手册: 墨尔本请查阅 [https://beachvol.birdlife.org.au/public\\_files/39/Birds%20Management%20Manual.pdf](https://beachvol.birdlife.org.au/public_files/39/Birds%20Management%20Manual.pdf)

珍惜和行为科学洞察小组(2019) 人类行为科学工具包:从业人员行为科学工具包: 自然行为变化阿林顿, 弗吉尼亚尼亚请查阅: <https://www.bi.team/publications/behavior-change-for-nature-a-behavioral-science-toolkit-for-practitioners/>

## 参考文献

- Allbrook D.L. & Quinn J.L. (2020) The effectiveness of regulatory signs in controlling human behaviour and Northern Gannet (*Morus bassanus*) disturbance during breeding: an experimental test. *Journal for Nature Conservation*, **58**, 125915. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125915>
- Austin J., Hatfield D.B., Grindle A.C. & Bailey J.S. (1993) Increasing recycling in office environments: The effects of specific, informative cues. *Journal of Applied Behavior Analysis*, **26**, 247–253. <https://doi.org/10.1901/jaba.1993.26-247>
- Braby J., Braby R.J., Braby N. & Simmons R.E. (2009) Protecting Damara Terns *Sterna balaenarum* from recreational disturbance in the Namib Desert increases breeding density and overall success. *Ostrich*, **80**, 71–75. <https://doi.org/10.2989/OSTRICH.2009.80.2.1.828>
- Burger J., Jeitner C., Clark K. & Niles L.J. (2004) The effect of human activities on migrant shorebirds: Successful adaptive management. *Environmental Conservation*, **31**, 283–288. <https://doi.org/10.1017/S0376892904001626>
- Burger J. & Leonard J. (2000) Conflict resolution in coastal waters: The case of personal watercraft. *Marine Policy*, **24**, 61–67. [https://doi.org/10.1016/S0308-597X\(99\)00013-5](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(99)00013-5)
- Burger J. & Niles L. (2013) Shorebirds and stakeholders: Effects of beach closure and human activities on shorebirds at a New Jersey coastal beach. *Urban Ecosystems*, **16**, 657–673. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0269-9>
- Christiano A. & Neimand A. (2017) Stop raising awareness already. *Stanford Social Innovation Review*, **15**, 34–41. <https://doi.org/10.48558/7MA6-J918>
- Dowling B. & Weston M.A. (1999) Managing a breeding population of the Hooded Plover *Thinornis rubricollis* in a high-use recreational environment. *Bird Conservation International*, **9**, 255–270. <https://doi.org/10.1017/S0959270900003440>
- Dinsmore S.J., Lauten D.J., Castelein K.A., Gaines E.P. & Stern M.A. (2014) Predator exclosures, predator removal, and habitat improvement increase nest success of Snowy Plovers in Oregon, USA. *The Condor*, **116**, 619–628. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-14-7.1>
- Forys E. (2011) *An Evaluation of Existing Shorebird Management Techniques' Success at Locations in Pinellas County*. Final Report. Eckerd College: St. Petersburg, Florida, USA. Available at: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.12627.78887>
- Hentati-Sundberg J., Berglund P.-A., Hejdström A. & Olsson O. (2021) COVID-19 lockdown reveals tourists as seabird guardians. *Biological Conservation*, **254**, 108950. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108950>
- Hevia V. & Bala L.O. (2018) The role of human compliance for management actions to protect breeding shorebirds in coastal ecosystems. *Wader Study*, **125**, 83–89. <https://doi.org/10.18194/ws.00110>
- Lafferty K.D., Goodman D. & Sandoval C.P. (2006) Restoration of breeding by Snowy Plovers following protection from disturbance. *Biodiversity & Conservation*, **15**, 2217–2230. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-7180-5>

- Cantu de Leija A., Mirzadi R.E., Randall J.M., Portmann M.D., Mueller E.J. *et al.* (2023) A meta-analysis of disturbance caused by drones on nesting birds. *Journal of Field Ornithology*, **94**, Article 3. <https://doi.org/10.5751/JFO-00259-940203>
- Livezey K.B., Fernández-Juricic E. & Blumstein D.T. (2016) Database of bird flight initiation distances to assist in estimating effects from human disturbance and delineating buffer areas. *Journal of Fish and Wildlife Management*, **7**, 181–191. <https://doi.org/10.3996/082015-JFWM-078>
- Markowitz E.M., Slovic P., Västfjäll D. & Hodges S.D. (2013) Compassion fade and the challenge of environmental conservation. *Judgment and Decision Making*, **8**, 397–406. <https://doi.org/10.1017/S193029750000526X>
- Medeiros R., Ramos J.A., Paiva V.H., Almeida A., Pedro P. *et al.* (2007) Signage reduces the impact of human disturbance on Little Tern nesting success in Portugal. *Biological Conservation*, **135**, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.001>
- Melville D.S. (1997) Threats to waders along the East Asian-Australasian Flyway. In: *Shorebird Conservation in the Asia-Pacific Region: Based on papers presented at a symposium held on 16-17 March 1996 in Brisbane, Australia* (ed. by P. Straw), pp. 15–34. Australasian Wader Studies Group, Birds Australia. Available at: [https://awsg.org.au/pdfs/asc-1996-proceedings\(final\).pdf](https://awsg.org.au/pdfs/asc-1996-proceedings(final).pdf)
- Mengak L. & Dayer A.A. (2020) Defining human disturbance to shorebirds using manager and scientist input. *Environmental Management*, **65**, 62–73. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01230-2>
- Rare and The Behavioural Insights Team (2019) *Behaviour Change for Nature: A Behavioral Science Toolkit for Practitioners*. Rare: Arlington, VA. Available at: <https://www.bi.team/publications/behavior-change-for-nature-a-behavioral-science-toolkit-for-practitioners/>
- Robley A., Purdey D., Johnston M., Lindeman M., Busana F. *et al.* (2007) Experimental trials to determine effective fence designs for feral cat and fox exclusion. *Ecological Management & Restoration*, **8**, 193–198. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2007.00367.x>
- Rogers D.I., Piersma T. & Hassell C.J. (2006) Roost availability may constrain shorebird distribution: Exploring the energetic costs of roosting and disturbance around a tropical bay. *Biological Conservation*, **133**, 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.007>
- Rosa S., Encarnação A.L., Granadeiro J.P. & Palmeirim J.M. (2006) High water roost selection by waders: maximizing feeding opportunities or avoiding predation? *Ibis*, **148**, 88–97. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00497.x>
- Schneider C.R., Zaval L., Weber E.U. & Markowitz E.M. (2017) The influence of anticipated pride and guilt on pro-environmental decision making. *PLoS ONE*, **12**, e0188781. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188781>
- Sharps E., Smart J., Mason L.R., Jones K., Skov M.W. *et al.* (2017) Nest trampling and ground nesting birds: Quantifying temporal and spatial overlap between cattle activity and breeding Redshank. *Ecology and Evolution*, **7**, 6622–6633. <https://doi.org/10.1002/ece3.3271>
- Sterling E.J., Betley E., Sigouin A., Gomez A., Toomey A. *et al.* (2017) Assessing the evidence for stakeholder engagement in biodiversity conservation. *Biological Conservation*, **209**, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.008>
- van der Kolk H., Krijgsveld K.L., Linssen H., Diertens R., Dolman D. *et al.* (2020) Cumulative energetic costs of military aircraft, recreational and natural disturbance in roosting shorebirds. *Animal Conservation*, **23**, 359–372. <https://doi.org/10.1111/acv.12546>
- Vaske J.J., Rimmer D.W. & Deblinger R.D. (1994) The impact of different predator exclusions on Piping Plover nest abandonment. *Journal of Field Ornithology*, **65**, 201–209. Available at: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jfo/v065n02/p0201-p0209.pdf>

Weston M.A., Dodge F., Bunce A., Nimmo D.G. & Miller K.K. (2012) Do temporary beach closures assist in the conservation of breeding shorebirds on recreational beaches? *Pacific Conservation Biology*, **18**, 47–55. <https://doi.org/10.1071/PC120047>

Williams D.R., Pople R.G., Showler D.A., Dicks L.V., Child M.F. *et al.* (2013) *Bird Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions*. Pelagic Publishing: Exeter. Available at: <https://www.conservationevidence.com/synopsis/pdf/2>

Wilson C.A. & Colwell M.A. (2010) Movements and fledging success of Snowy Plover (*Charadrius alexandrinus*) chicks. *Waterbirds*:**33**, 331–340. <https://doi.org/10.1675/063.033.0309>

**顾问组:** Malcom Ausden 英国皇家鸟类保护协会、Hyun-Ah Choi 韩国汉斯赛德基金会、Chi-Yeung Choi 昆山杜克大学、Mark Dixon 英国皇家鸟类保护协会、Micha V. Jackson 澳大利亚联邦科学与技术工作组织、贾亦飞 北京林业大学、贺强 复旦大学、陆文海 国家海洋信息中心、David Melville 新西兰全球迁飞网络、Spike Millington 国际鹤类基金会、Taej Mundkur 荷兰湿地国际、Han Winterwerp 荷兰代尔夫特技术大学、Thomas Worthington 英国剑桥大学、Fokko van der Goot 荷兰波斯卡里斯公司、生态重塑基金会、杨洪燕 北京林业大学

**声明:**我们评估证据后总结了对生物多样性产生影响的那些行动。我们还根据文献和实践经验给出了一些实施建议。我们没有计划就如何在任何特定地点实施具体干预措施提供详细的技术指导。任何项目都必须考虑当地实际和知识。本指南不取代任何现有的立法或保护政策



