

斯坦福大学伍兹环境研究所  
大自然保护协会

世界自然保护基金会  
明尼苏达大学环境研究所

生态系统服务评估与权衡 (InVEST) 模型 (3.2.0 版本)

# 使用手册

——自然资本项目组开发、用于支持环境决策的模型系统



编者: Richard Sharp, Rebecca Chaplin-Kramer, Spencer Wood, Anne Guerry, Heather Tallis, Taylor Ricketts.

贡献作者: Erik Nelson, Dress Ennaanay, Stacie Wolny, Nasser Olwero, Kari Vigerstol, Derric Pennington, Guillermo Mendoza, Juliann Aukema, John Foster, Jessica Forrest, Dick Cameron, Katie Arkema, Eric Lonsdorf, Christina Kennedy, Gregory Verutes, Chong-Ki Kim, Gregory Guannel, Michael Papenfus, Jodie Toft, Matthew Marsik, Joey Bernhardt, Robert Griffin, Kathryn Glowinski, Nicholas Chaumont, Adam Perelman, Martin Lacayo, Lisa Mandle, Perrine Hamel, Adrian L. Vogl, Lauren Rogers, Will Bierbower.

引用: Sharp, R., Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Chapin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C. K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Gowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M. Mandle, L., Hamel, P., Vogl, A. L., Rogers, L., and Bierbower, W. 2015. InVEST 3.2.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.

译者: 郑华, 傅斌, 肖洋, 巩杰, 逯非, 欧阳芳, 马赫, 王学志, 丁肇慰

## 译者说明

**InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)** 是美国自然资本项目组开发的、用于评估生态系统服务功能量及其经济价值、支持生态系统管理和决策的一套模型系统，它包括陆地、淡水和海洋三类生态系统服务评估模型。目前，自然资本项目组开发的**InVEST**模型已在**20**多个国家和地区的空间规划、生态补偿、风险管理、适应气候变化等环境管理决策中得到广泛应用。

近年来，中国的生态系统服务研究越来越多，并在国家、区域、流域等多个尺度的生态功能区划、生态保护红线划定、生态补偿、资源环境承载力评估等政策中得到应用。为了方便更广大的用户使用**InVEST**模型系统开展生态系统服务评估，我们组织翻译了《生态系统服务评估与权衡(**InVEST**)模型(3.2.0版本)使用手册》。但是**InVEST**模型系统覆盖的内容广、涉及的学科门类多，受专业背景和学识水平的限制，我们对原文尚有一些理解不到位的地方，以致可能造成译文存在一些谬误，敬请广大用户批评指正，以便我们在下一版中修改完善。

译者

2017年10月

# 目 录

第一部分：简介.....	1
1 数据要求和输出汇总表.....	2
2 为什么需要生态系统服务制图和评估工具.....	6
2.1 简介.....	6
2.2 谁应该使用 InVEST? .....	7
2.3 InVEST 简介 .....	7
2.4 使用 InVEST 服务决策 .....	10
2.5 版本更新.....	14
2.6 关于指南.....	15
3 开始运行.....	15
3.1 安装 InVEST 模型和数据 .....	15
3.2 脱机 InVEST 工具 .....	16
3.3 在 ArcGIS 中打开 InVEST 模型.....	16
3.4 下载和安装 Python 扩展库 .....	17
3.5 在 ArcGIS 中添加 InVEST 工具箱.....	17
3.6 使用样本数据.....	18
3.7 数据格式化.....	18
3.8 模型运行.....	19
3.9 信息支持.....	21
3.10 报错.....	21
3.11 加载 DEM 数据.....	21
3.12 参考资料.....	24
第一部分：InVEST 模型.....	25
4 生态系统支持服务.....	26
4.1 生境质量.....	26
4.2 生境风险评估.....	40
4.3 海水质量.....	63
5 生态系统最终服务.....	73

5.1 碳储存和固持：气候调节.....	73
5.2 蓝碳.....	103
5.3 水量提供：水库水电生产.....	123
5.4 养分滞留：水质净化.....	144
5.5 泥沙输移比例模型：减轻水库泥沙淤积.....	156
5.6 传粉者丰度：作物授粉.....	172
5.7 无障碍的视野：景区质量提供.....	184
5.8 参观：休闲和旅游业.....	193
5.9 波浪的衰减与减蚀作用：海岸带保护.....	201
5.10 木材管理模型.....	255
5.11 波浪能生产.....	263
5.12 海上风能生产.....	280
5.13 海洋长须鲸水产养殖生产.....	297
5.15 作物生产模型.....	334
6 生态系统服务分析工具.....	343
6.1 叠加分析模型.....	343
6.2 海岸脆弱型模型.....	353
7 辅助工具.....	386
7.1 路径数字高程地图.....	386
7.2 划定 IT.....	387
7.3 情景设置.....	389
7.4 InVEST 脚本指南与应用程序编程接口.....	399
第三部分：致谢.....	401
8 致谢.....	402
8.1 数据来源.....	402
8.2 个人和组织.....	402
第四部分：用户使用手册的 PDF 版本.....	404

# 第一部分：简介

# 1 数据要求和输出汇总表

InVEST数据和模型目录				
	步骤	数据要求	过程	输出
生物多样性：栖息地质量和稀有性（层0）				
必要	提供	当前土地利用/土地覆盖 威胁影响距离 衰变函数威胁形式 威胁地图 栖息地适宜性（可选：按物种） 栖息地对威胁的敏感性 半饱和常数	根据威胁强度和敏感性计算栖息地质量和退化情况	栖息地退化指数；栖息地质量指数
可选	提供	受保护的状态  基准土地利用/土地覆盖	相对于基准水平计算当前和（或）未来的稀有栖息地类型；根据威胁强度和敏感性计算栖息地质量和退化情况	当前和（或）未来的土地利用/土地覆盖的栖息地稀有指数；退化情况以及质量基准
		未来土地利用/土地覆盖	根据威胁强度和敏感性计算未来情景的质量和退化情况；可选择相对于基准水平计算栖息地稀有性	未来情景下的栖息地退化、质量以及稀有性
碳储存和固定				
必要	服务	土地利用/土地覆盖 地上生物量中的碳 地下生物量中的碳 凋落物中的碳 土壤中的碳	查找每像元的碳存量	总计碳存量（毫克/像元）
可选	服务	通过森林砍伐移除碳 首年的森林砍伐 收获频率 已收获的木材产品的半存留期 已收获的木材中的碳素密度 生物量转化扩展因子	计算存储在已收获的木材中的每像元的碳含量	总计碳存量（毫克/像元），包括HWP中的碳存量
		未来土地利用/土地覆盖	计算碳存量之间的差异	计算固碳速率
可选	价值	已封存的碳的值 贴现率 时间间隔 碳价格的年变化率	计算碳的值	已封存的碳的值（货币/像元/年）
发电量（层1）				
必要	提供	土地利用/土地覆盖 平均年降水量（毫米） 平均年度参考蒸散量（毫米）		

InVEST数据和模型目录				
	步骤	数据要求	过程	输出
		植物提供的水分（比例） 蒸散系数 根深度（毫米） 有效土壤深度（毫米） 季节性因子	计算降水与真实蒸散量之间的差异的像元级产量	平均年产量（毫米/流域/年，毫米/像元/年）
必要	服务	土地利用和土地覆盖的消耗性使用 集水区和流域情况	减去不同土地利用和土地覆盖所消耗的水量	可用于水利发电的平均年径流（毫米/流域/年，毫米/像元/年）
		碳系数		
		涡轮机效率(0.7-0.95) 水利流入量（分数） 扬程（米）	针对已给定的水量估计电力	发电（千瓦时/流域/年，千瓦时/像元/年）
可选	价值	操作成本（货币） 水利价格（货币）	计算能量的净现值	净现值
水质净化：养分保留（层1）				
必要	提供	土地利用/土地覆盖 DEM 出水量（水利模型输出；参考水利模型的输入数据要求） 输入系数的格式为千克/ha/年（对于关注的营养物） 营养物过滤效率（%）	计算营养物输出和保留	营养物输出（千克/流域/年，千克/像元/年） 营养物保留（千克/流域/年，千克/像元/年）
必要	服务	许可的营养物污染程度 集水区和流域情况	减去等同于许可污染量的保留数	生态系统营养物滞留带来的水质净化（千克/流域/年，千克/像元/年）
可选	价值	平均年营养物移除成本 时间间隔（年） 贴现率	计算成本现值	减少的处理费用（货币/流域/年，货币/水域/年）
泥沙滞留模型：疏浚和水质监管（层1）				
必要	提供	土地利用/土地覆盖 降雨侵蚀力 土壤侵蚀力 作物系数 管理系数 DEM 每种土地利用和土地覆盖的泥沙滞留效率 坡度阈值（%） 流量计算阈值	使用通用土壤流失方程和选择路径来计算每像元的生成的和保留的沉积物	平均年侵蚀量（吨/流域/年，吨/像元/年）；平均年泥沙滞留（吨/流域/年，吨/像元/年）
必要	配水库	水库净容量（感兴趣的水库点） 集水区和流域情况	减去水库净容量中的泥沙通量	产生的和保留的泥沙通量的年平均（吨/流域/年）
必要	污水质净化厂	河中许可的泥沙通量（最大日负荷总量等等）	减去许可的泥沙通量	水处理工厂的年平均泥沙滞留
木材生产管理（层1）				
必要	服务	木材位置		

InVEST数据和模型目录				
	步骤	数据要求	过程	输出
		每捆木材面积 每个阶段每捆木材的比例 每个阶段每捆木材的生物量 每捆的砍伐期 砍伐的木材质量：体积换算系数	计算砍伐的木材的数量	砍伐的木材量(立方米/捆/年)；砍伐的木材的生物量(毫克/捆/年)
可选	价值	木材的市场价值 种植园年平均维护成本 年平均收获成本 将估计未来砍伐时间表	计算木材的净现值	木材的净现值
作物授粉 (层0)				
必要	提供	土地利用/土地覆盖 营巢环境偏好 季节性传粉者活动的相对指标 营巢环境类型的相对生物利用度 每种土地利用和土地覆盖的花朵的相对多度 平均觅食距离	计算传粉者的相对多度	传粉者丰度指数(相对多度/像元, 相对多度/流域)
必要	服务	相对多度指数 (上述提供)	计算传粉者访问每个农场的相对多度	农场上相对传粉这丰度指数(相对丰度/农场)
可选	价值	作物半饱和常数	计算传粉的相对附加价值	传粉作物产量价值指数 (相对价值/像元)
渔业提供的食物				
必要	提供	空间结构 生活史特征; 年龄/阶段特定存活情况、繁殖力、年龄结构 生产率 (R/S) 捕捞死亡率 (年龄/阶段特定)	估计可捕获或脱逃的成鱼丰度; 回报趋势	总回报数量 (逃脱+捕获)或每年逃脱的已成年的雌鱼回报或逃脱趋势
必要	服务	捕获管理策略: 1. 部门特定捕获率 或 2. 目标逃脱以及部门特定分配量	估计每个种群的捕捞鱼的数量	按部门 (商业和生计)计算的每年捕捞的鱼的数量
可选	价值	沉积物移除成本的年平均值 市场价格 操作成本	计算捕捞的鱼的现值	按部门的捕捞的鱼的净现值
水产养殖提供的食物				
必要	服务	养殖场运营 (鱼的数量、饲料、目标捕获重量、出圃重量、出圃日期、休湖实践) 养殖场位置 温度	估计每个养殖场生产的鱼生物量	每个养殖场生产的鱼生物量
可选	价值	操作成本 市场价格 收入	计算每个养殖场生产的鱼的现值	每个养殖场生产的鱼的现值
海岸侵蚀保护				
		风场	计算衰减波高;	
		波场	计算迅速积累的	

InVEST数据和模型目录				
	步骤	数据要求	过程	输出
必要	提供	深度测量法 潮汐 海岸线类型/后海岸地带特点 底栖生物栖息地 地势	总计水位（通过波高和波浪设置）和（或）通过风暴潮；计算交叉海岸侵蚀	每个风暴事件中的海岸线损失的面积
必要	服务	土地利用/土地覆盖地图（财产或海滩侵蚀的位置）位置以及在近岸水域的基础设施类型	计算海滩或海岸线已避免的损失以及（或不包括）生物栖息地	在每个事件中财产或基础设施的已避免的损失（私人财产）
可选	价值	受到侵蚀的财产或海滩的价值 海滩承载能力 海滩营养物滞留成本 受侵蚀的基础设施的价值 海岸线加固成本	计算每个事件中海滩游客、海滩营养物或海岸线加固的受损的现值	每个事件中的财产或基础设施已避免受损的价值；沙丘营养物或海岸线保护产生的价值；已避免的旅游收入损失的价值
沿海洪水调蓄				
必要	提供	风场 波场 深度测量法 潮汐 海岸线类型/后海岸地带特点 底栖生物栖息地 地势	计算衰减波高；计算迅速积累的总计水位（通过波高和波浪设置）和（或）通过风暴潮；计算交叉海岸侵蚀；计算沙丘的稳定性	每个事件中被洪水浸没的财产或基础设施的面积
必要	服务	土地利用/土地覆盖地图（财产或海滩侵蚀的位置）位置 在近岸水域的基础设施的位置和类型	计算已避免被洪水浸没的面积以及（或不包括）生物栖息地	每个事件中的财产或基础设施已避免的损失
可选	价值	被洪水淹没的财产的价值 沙丘营养物滞留成本 被洪水淹没的基础设施的价值 人造海岸线保护建设成本	计算被洪水浸没的区域或基础设施的现值、沙丘营养物或添加的海岸线保护的现值	每个事件中的财产或基础设施已避免的损失价值；沙丘营养物或海岸线保护产生的价值；
波浪能生产				
必要	提供	波高 波周期 深度测量法 潮汐	计算来自波浪数据的波浪发电资源	每个位置的波浪发电资源
必要	服务	设备属性（换能效率） 台阵设计 台阵定位	计算捕获的波能	每个台阵捕获的波能（兆瓦小时）
可选	价值	资本成本（例如：设备、电缆等等） 操作成本 收入 台阵设施的使用期限	计算每个台阵捕获的电力的现值	每个台阵捕获的电力的净现值

InVEST数据和模型目录				
	步骤	数据要求	过程	输出
海域范围审美价值				
必要	提供	海洋环境的属性（自然所需功能和发展/基础设施的位置） 海岸线位置的属性（自然所需功能和发展/基础设施的位置） 深度测量法 地势	计算可以观察自然或基础设施的点	
必要	服务	访问点 公共绿地的位置 私人财产的位置	计算可以观察基础设施的点	自然景观（非基础设施或发展设施）或位置的数量
海洋休闲价值				
必要	提供	自然休闲所需功能的位置（例如：目睹鲸鱼活动、潜水巨藻、海滩等等） 影响休闲价值的环境条件的位置和质量（例如：海滩娱乐或野生之旅）	确定休闲活动的位置	
必要	服务	休闲活动（例如：露营、游船等等） 访问点与活动点之间的距离 每个位置、活动的访问率	计算休闲重要性指数	活动的休闲重要性指数以及加权指数
可选	价值	每个活动的访问情况 旅行成本 来自活动的收入	计算每个台阵捕获的电力现值	每个台阵波浪中捕获的电力净现值

## 2 为什么需要生态系统服务制图和评估工具

### 2.1 简介

如果合理管理生态系统，它将产生一种服务流，这种服务流对于人类至关重要，其中包括生产的商品（例如：食品）、生命支持过程（例如：水质净化）、生活满足条件（例如：娱乐、休闲机会）、以及保育选择（例如：未来的使用的遗传多样性）。尽管它非常重要，但是人们对这种自然资本知之甚少，几乎没有监测，并在许多情况下，将它迅速退化和消耗。为了理解这种自然价值观，自然资本项目开发了一些模型来量化和评估生态系统服务的价值。该模型套件非常适合分析多种服务和多个目标。目前的模型需要相对较少的数据输入，可以识别哪些领域的投资可以提高人类福祉，以及有利于自然发展。我们正在持续改进现有的模型，并开发新的模型。

我们用千年生态系统评估（2005）来定义长期生态系统服务：“人们从生态系统中获得的好处。”生态系统包括生物和非生物成分，因此我们认为“生态系统服务”和“环境服务”是等价的。自然资产是生态系统的生命和非生命的组成部分，有助于提供生态系统服务。资本具有多种形式，包括人类制造的资本（例如，建筑物和机器）、人力资

本（知识、经验和健康）、社会资本（关系和机构）以及自然资本。

## 2.2 谁应该使用 InVEST?

InVEST用于告知自然资源管理相关的决策。从本质上讲，它主要包括生态系统变化将如何导致对人类有益的流动的变化。从政府到非营利组织的决策者经常管理土地和水的多种用途，同时不可避免地必须评估这些用途之间的权衡情况。InVEST的多服务、模块化设计提供了一种有效工具来探索替代管理和气候情景的可能结果，并评估行业和服务之间的权衡。例如，政府机构可以利用InVEST来帮助决定如何管理土地、海岸和海洋领域，从而为人民带来理想范围内的福祉、或帮助设计可允许的缓解方案，这些方案可以维持对社会的自然利益。保护组织可以利用InVEST来更好地调整他们的任务，以保护生物活动的多样性，改善人类的生活。公司，例如消费品公司、可再生能源公司以及水公用事业，也可以利用InVEST来决定如何以及在哪里进行自然资本投资，以确保他们的供应链是可持续的、安全的。

InVEST可以帮助您回答下列问题：

- 生态系统服务来源于哪里？将在哪里使用生态系统服务？
- 拟定的森林管理计划将如何影响木材产量、生物多样性、水质和休闲娱乐？
- 什么样的沿海管理和渔业政策将产生可持续渔业、海岸保护和休闲娱乐的最佳回报？
- 集水区的哪个部分将提供最大的碳固定、生物多样性以及旅游价值？
- 在维持或最小化水文损失的同时，在哪里重新造林将实现下游最大的水质福利？
- 气候变化和人口增长将如何影响生态系统服务和生物多样性？
- 除了渔业、水产养殖以及可再生能源设施的的安全位置，海洋空间规划还将为社会带来哪些福利？

## 2.3 InVEST 简介

InVEST是一种工具，用于探索生态系统的变化在改变人类福祉方面的影响和可能性有多大。

InVEST通常采用生产函数的方法来量化和评估生态系统服务。生产功能详细说明了在相应的条件和过程下，环境提供的生态系统服务的输出。一旦指定了生产函数，我们可以量化其对土地变化的影响、或者是水体变化对生态系统服务输出的水平的影

响。

InVEST使用了一种简单的框架，它描绘了“供应、服务和价值”，将生产功能和提供给人们的福利联系起来（图2-1）。

“供应”指的是生态系统中的哪些内容是潜在可用的（即：生态系统的结构和功能可以提供什么）。例如，特定位置和密度的红树林对陆上的侵蚀和洪水的削减。“服务”结合了需求，从而使用该服务的受益者（例如，人们在哪里生活、重要的文化场所、基础设施等）的信息。“价值”包括了社会偏好，同时允许计算经济和社会的指标（例如，预防侵蚀和洪水损害的情况、被影响的人数）。

本指南中描述的InVEST工具包括量化模型、投影模型、以及对陆地、淡水和海洋系统带来的福利的分析。我们将InVEST中的模型分成三个主要类别：1) 支持服务，2) 最终服务，以及3) 工具，从而便于生态系统服务的分析。支持服务并不区别于其他生态系统服务，但是也不会为人们直接提供福利。最终服务可以为人们提供直接利益。对于最终服务，我们将它分为生物物理供应以及向人类的供应（在任何可能的情况下）；这些在模型名称中的描述均为供应：服务。对于一些最终服务，我们提供直接建模服务，而非针对这些供应进行单独建模。

### 2.3.1 支持生态系统服务

- 海洋水质
- 栖息地风险评估
- 栖息地质量

### 2.3.2 最终生态系统服务

- 碳储存和固定：气候调节
- 蓝碳储存和固定：气候调节

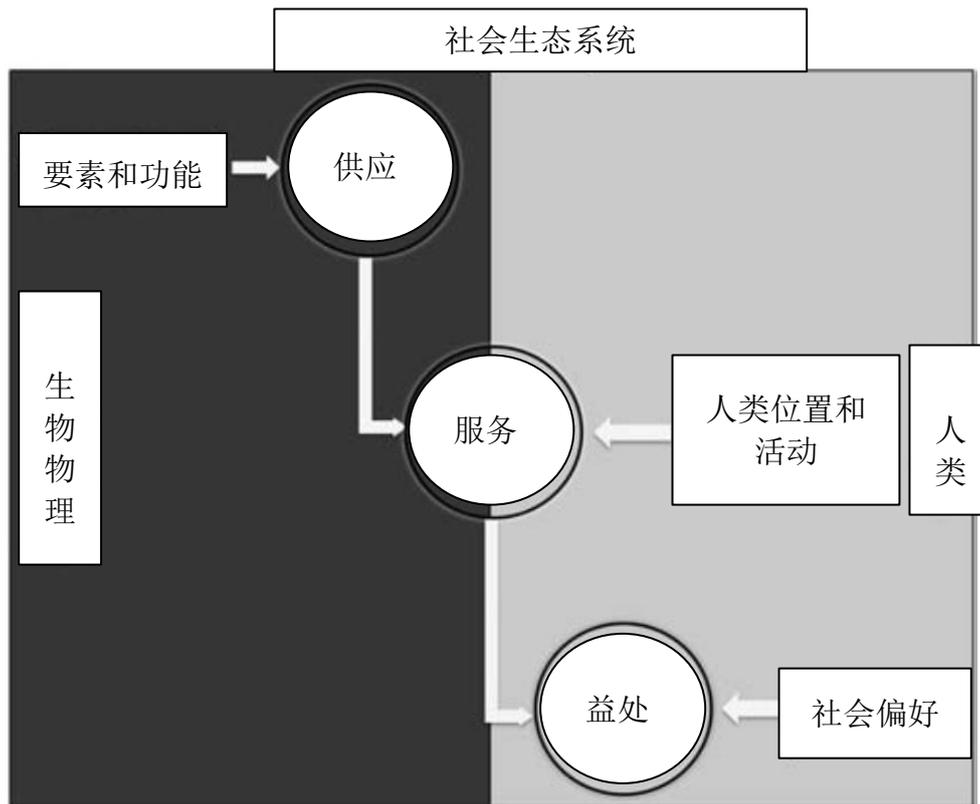


图2.1 连接生态功能、生态系统服务以及为人类提供的福利的生态系统服务的供应链（Tallis et al. 2012, Bioscience）

- 水产量：水库水力发电
- 养分滞留：水质净化
- 沉积物滞留：避免疏浚和水质净化
- 异花传粉：作物授粉
- 沿海暴露和易损性
- 波浪衰减和减少侵蚀：海岸防护（\*仅限于ArcGIS版本）
- 无障碍的视野：风景质量提供
- 基于自然的休闲和旅游
- 管理型木材生产
- 波浪能源生产
- 海上风能生产
- 海洋鱼类养殖生产

- 海洋渔业生产 (\*即将到来)

### 2.3.3 促进生态系统服务分析的工具

- RouteDEM (水文路径分析)
- 叠加分析

## 2.4 使用 InVEST 服务决策

当由决策者和利益相关者提出问题，而非科学家和分析者时，生态系统服务的变化信息最有可能产生一定的影响。我们已经发现，在决策过程中，InVEST是很有有效的。自然资本项目已经在全球20多个决策问题中应用了InVEST（图2.2）。通过我们以往使用InVEST来帮助制定决策的经验，我们已经看到了InVEST工具如何适用于更大范围的自然资本管理。

我们的方法（图2.4）开始于与一系列的利益相关者协商。通过讨论，可以确定政策制定者、团体和保护组织的利益问题。这些问题可能涉及到当前的服务提供、以及未来新的方案、政策和条件将如何影响这些服务。对于未来的问题，利益相关者会开发“方案”来探索自然资源的预期变化的后果。这些情况通常包括未来的土地利用和土地覆盖图、或者是海洋模型图、未来的沿海和海洋用途和沿海/海洋生境图。生物物理和经济模型会对这些方案的生态系统服务价值进行评估，而生物物理和经济模型可以生成几种类型的输出。根据利益相关者的协商和情景开发，InVEST可以估算为当前或在未来情景下提供的生态系统服务的数量和价值。InVEST模型在空间上是明确的，它将使用地图作为信息来源，并生成地图作为输出。InVEST的返回内容可以是生物物理方面，包括绝对数量或相对幅度（例如，泥沙滞留的吨数或泥沙滞留的变化百分比），也可以是经济价值（例如，可以避免的、由输沙量的改变导致的水处理成本的变化）。

分析的空间范围也比较灵活，允许用户解决本地、区域或全球范围内的问题。InVEST的结果可以与利益相关者和决策者分享，这些人创建了情景，以便了解将来决策的效果。InVEST的使用是一个迭代过程，利益相关者可以根据模型所揭示的信息，选择创建新的方案，直到确定合适的管理方案。

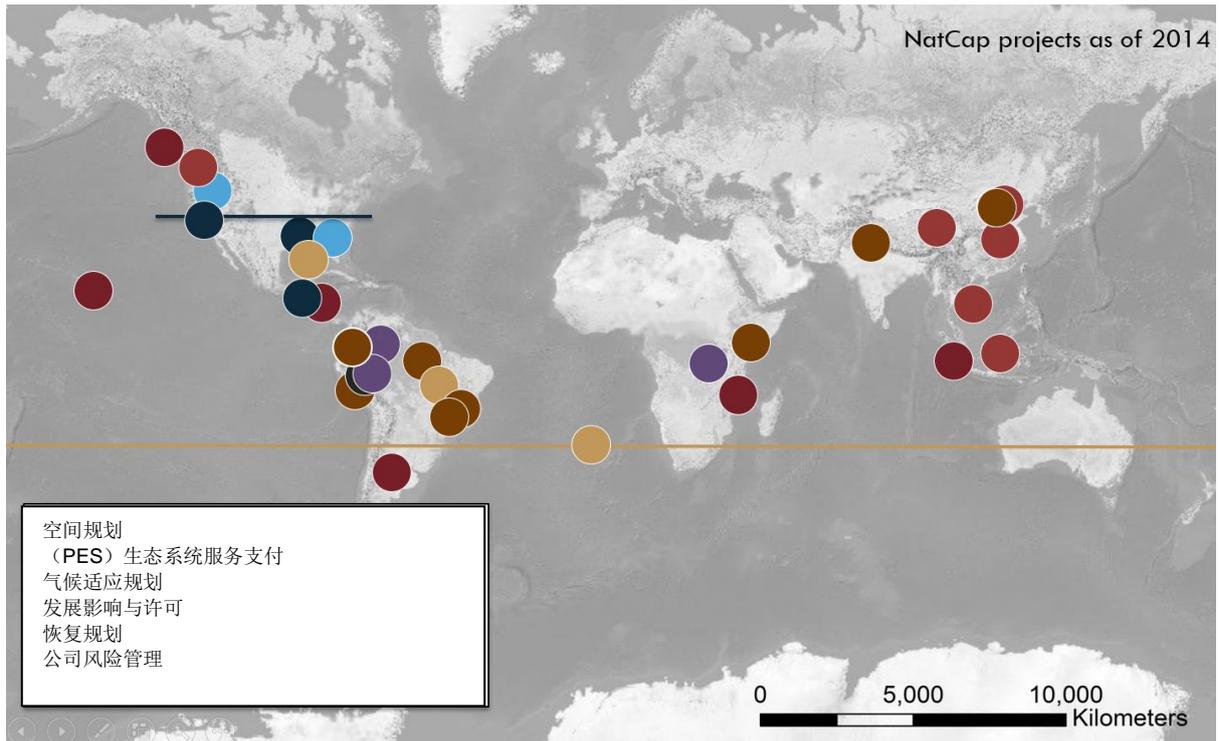


图2.2 在全球20多个地点中，自然资本项目以生态系统服务为基础的方法在决策管理中得到应用

表2.3 目前InVEST软件中的支持和最终生态系统服务模型

				可用的估值方法			可能输出的表格		
				生物物理数量	美元**	受影响的人的数量	地图	相对估计	数值估计
支持性生态系统服务	栖息地质量		空间范围 (给定假设的输入数据分辨率*)				X	X	
	栖息地风险评估		任何				X	X	
	海水水质		任何				X		X
	碳储存和固定	气候调节	任何	X	X		X		X
	蓝碳 (海洋碳储存和固定)	气候调节	任何	X	X		X		X
	出水量	水库水	范围在1	X	X	X (对流)	X	X (不带)	X (带有)

				可用的估值方法			可能输出的表格		
最终生态系统服务		力发电	平方公里（至少为10米的分辨率）至全球（最高达1公里的分辨率）的区域			域进行了正确的界定)		有校正)	校正)
	营养素滞留	水质净化	范围在1平方公里（至少为10米的分辨率）至全球（最高达1公里的分辨率）的区域	X	X	X（对流域进行了正确的界定)	X	X（不带有校正)	X（带有校正)
	泥沙滞留	避免疏浚	范围在1平方公里（至少为10米的分辨率）至全球（最高达1公里的分辨率）的区域	X	X	X（对流域进行了正确的界定)	X	X（不带有校正)	X（带有校正)
	泥沙滞留	水质净化	范围在1平方公里（至少为10米的分辨率）至全球（最高达1公里的分辨率）的区域	X	X	X（对流域进行了正确的界定)	X	X（不带有校正)	X（带有校正)
	传粉者丰度	作物授粉	任何（分辨率必须小于传粉者觅食距离)	X	X		X	X	
	对侵蚀和洪水的潜在调控（沿海	海岸保护诊断工具（海岸易损	任何			X（带有详细的种群地图)	X	X	

			可用的估值方法			可能输出的表格		
暴露)	性)							
波浪衰减和减蚀作用	海岸保护	当地（在小于50英里范围内最为可行）	X	X		X		X
无障碍视野	风景优美条款	任何			X (带有详细的种群地图)	X	X	X
	自然休闲与旅行	任何	X			X	X	X (带有校正)
	木材生产管理	任何	X	X		X		X
	波浪能生产	任何，在全球专属经济区之内	X	X		X	X	X
	离岸风能生产	任何，在全球专属经济区之内	X	X		X	X	X
	海洋鱼类水产养殖生产	任何	X	X		X	X	X

\*针对最为敏感性输入 \*更多信息请参考模型章节中关于货币估值假设的内容

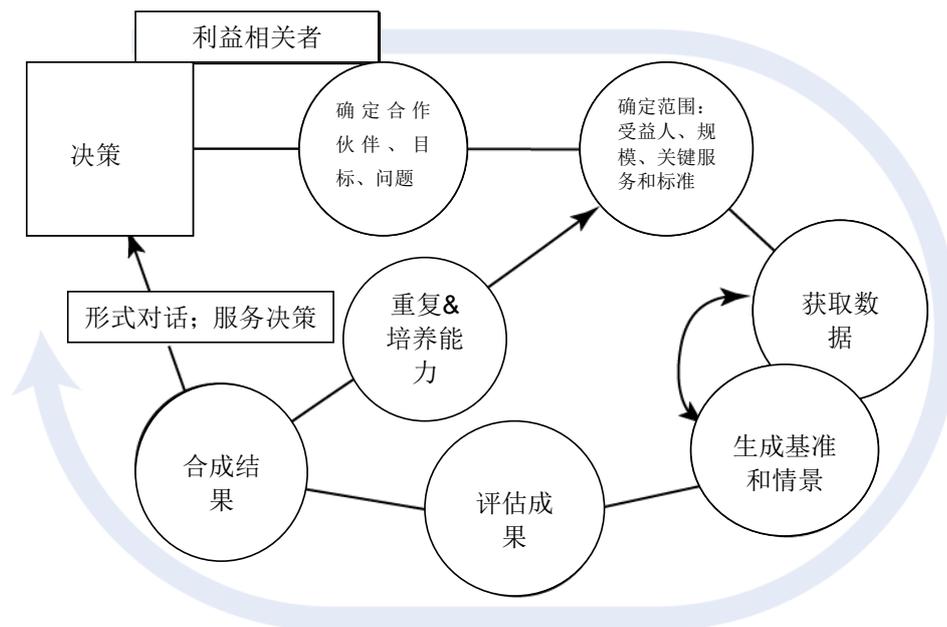


图2.4 使用自然资本的方法来科学决策的各个阶段

表2.5提供了一些具体的例子，描述了一般方法如何服务不同类型的决策。

表2.5 自然资本项目在不同的环境中使用生态系统服务方法服务决策的示例。此表中的列对应到图2.4所示的自然资本方法的各个阶段

Decision context	Define partnerships, objectives, questions	Define scope: beneficiaries, scale, key services & metrics	Compile data	Generate baselines and scenarios	Assess outcomes	Synthesize results	Iterate & build capacity
<b>PES design: Prioritize Water Fund allocations to conservation and restoration projects</b>	Partners: NGOs, water fund participants. Objectives: Improve water quality and secure water supply through watershed conservation and restoration Questions: Which activities should our fund invest in and where? How much return on our investment will we get?	Beneficiaries: Downstream city municipalities, agribusiness, bottling companies, upstream farmers and ranchers. Scale: 50-1000 sq km watersheds with 30m resolution data. Key services & metrics: Kg sediment retained, cubic feet of water produced.	Data: Land-use, DEM, precipitation, soil, pre-processing to translate to erosivity, erodibility, PET, AET; stakeholder input on feasibility, activity costs	Scenarios: Applying RIOS to select investment portfolio maps (identifying where to promote which activities) for different budget levels, to maximize water quality and quantity, applying to base land-cover to generate scenario maps	Assess outcomes: Run InVEST sediment retention and water yield models on base land-cover and investment scenario maps to evaluate the ecosystem services provided currently and by Water Funds investment	Synthesize results: Graphs or tables of the change in ecosystem service provided by current/business-as-usual versus	Iterate & build capacity: Co-develop a tailored tool with NGOs for building investment portfolios; Train water fund platform staff to provide technical support and trainings to others in the region
<b>Infrastructure permitting: Evaluate proposed development project (e.g., mine, road) impacts and offsets</b>	Partners: Local communities, government bodies, NGOs, industry. Objective: Minimize impacts and maximize benefits of development in a socially equitable way. Questions: What are the impacts of proposed development on ecosystem services and how are they distributed among communities?	Beneficiaries: Populations impacted by proposed development and/or mitigation options. Spatial extent: Watersheds or administrative units affected by development project. Services and metrics: For example, carbon sequestration and water-related services are likely to be impacted and important to mitigate, measured as % change in service.	Data: LULC, DEM, biophysical parameters, soil data, climate data, human population data	Baseline and scenarios: Representing 1) the current landscape, 2) the landscape with development, and 3) the landscape with development and mitigation	Assess outcomes: Quantify climate regulation services (carbon storage) and drinking water quality (sediment and nutrient pollutant loads) across servicesheds before and after development, and with mitigation.	Synthesize results: Graphs and tables showing how much ecosystem services change with development and the amount of impact offset by mitigation. Maps and graphs showing who is impacted, where the impacts are located and how large any ecosystem service losses are.	Iterate & build capacity: Consider effects of additional mitigation options, provide training to local partners
<b>Corporate supply chain: identify sustainable sourcing strategies</b>	Partners: procurement or R&D divisions of consumer goods corporations. Objective: identify sourcing regions and/or management practices for more sustainable production. Questions: what regions will be able to meet increased demand with minimal impacts on biodiversity and ecosystem services? what management practices should be prioritized in different sourcing regions?	Beneficiaries: Global population, consumers, and/or populations living within sourcing regions. Spatial extent: Ranges, but often municipalities or larger. Services and metrics: Biodiversity, carbon, water, often measured as (relative or absolute) change associated with different sourcing strategies.	Data: LULC, DEM, biophysical parameters, soil data, climate data, human population data	Baseline and scenarios: Considering how to translate a change in commodity demand to a concomitant change in land-use or land management, or representing different best management practices that could be applied by producers in supply chain	Assess outcomes: Quantify change in biodiversity, carbon storage, and water quality and/or quantity for different sourcing strategies	Synthesize results: Maps of different production patterns and accompanying graphs comparing impacts among different sourcing strategies (regions, assumed patterns of land use/management change)	Iterate & build capacity: Develop detailed guidance and model scripts to facilitate independent runs by corporate sustainability teams to be able to evaluate future sourcing decisions in-house
<b>Spatial planning: create a marine spatial plan with zones of use for various activities</b>	Partners: Central agency in charge, clear understanding of participating sectors/jurisdictions Objective: Sustainable delivery of full range of benefits Questions: How can we rationally arrange activities along coast? How might one	Spatial extent: Exclusive economic zone (EEZ), or one bay + watershed. Key services/metrics: Fisheries landings (lbs, \$), shoreline protection (area, \$), tourism (visitors, \$)	Data: Coastline, LULC, bathymetry, coastal habitats, infrastructure, landings, wave/wind	Baseline: Current uses of marine space + current LULC, habitats, etc. Scenarios: Possible future uses of marine space + effect on habitats (can be through habitat risk assessment model)	Assess outcomes: Explore cumulative impacts of activities on habitats, compare landings, storm damages, tourism rates across alternative management schemes	Synthesize results: Create spider diagram showing trade-offs, make maps that highlight differences across management schemes, make bar charts	Iterate & build capacity: Get feedback on results, create new scenarios, train agency staff to run models
<b>Climate adaptation: design and implement a sea-level rise adaptation strategy</b>	Partners: Central agency in charge, clear understanding of participating sectors/jurisdictions Objective: Cost-effectively protect people and property while maximizing co-benefits Questions: Can green infrastructure provide adequate protection? What else does it provide?	Spatial extent: A particular stretch of coastline (e.g. county, bay) Key services/metrics: Shoreline protection (area, \$), tourism (visitors, \$), carbon sequestered (mT, \$) landings (lbs, \$)	Data: Coastline, LULC, bathymetry, coastal habitats, infrastructure, landings, wave/wind	Baseline: Current LULC, habitats, seawalls, levees etc. Scenarios: SLR, habitat migration (e.g. from SLAMM), possible adaptation alternatives	Assess outcomes: Compare storm damages, carbon storage, landings, tourism rates across alternative climate/habitat scenarios	Synthesize results: Compare protection provided by alternative scenarios (area, \$, people), explore how green infrastructure + grey infrastructure work together, assess /compare co-benefits	Iterate & build capacity: Get feedback on results, create new scenarios, train agency staff to run models

## 2.5 版本更新

InVEST是在BSD开源许可下的一个免费的软件产品。

InVEST的发展代表着自然资本项目的不断努力。我们大约每三个月发布一次工具包的更新版本，其中包括更新的科学、性能和增强功能、程序错误修复和（或）新模型。从历史记录来看，原始的InVEST模型建立在ArcGIS中，但是现在几乎所有的模型均以一种独立的形式存在，可以直接从Windows操作系统中开始应用，无需依靠其他软件。唯一的例外是ArcGIS工具箱内的“波浪衰减和侵蚀减少:沿海保护”模型；这个工具将被转换为独立的平台。

关于InVEST的版本：整数的变化表示的是出现了重大变化，例如从2.6.0过渡到3.0.0，它表示从Arc GIS模块过渡到单机版。在主位小数后的数字表示出现了主要的新功能（例如，添加新的模型）或主要的修订。第三位小数表示的是出现了次级功能修改或错误修正，没有新的功能。

## 2.6 关于指南

本指南将帮助您了解基本的InVEST模型，并开始使用它们。下一章将引导您进入安装过程，并提供与该工具和接口相关的一般信息。

其余各章主要包含生态系统服务模型。每一章：

- 简要介绍了相应的服务，并针对InVEST结果的可能用途提供建议；
- 直观解释该模型是如何工作的，包括重要的简化、假设、以及局限性；
- 描述运行该模型所需的数据，这一点很重要，InVEST结果的意义和价值取决于输入数据；
- 提供与如何输入数据、以及与该工具进行交互相关的每一步指令；
- 针对InVEST结果的解释提供指导意见；
- 包括相关资料来源及资料准备建议的附录（本节在各章中是可变的，并根据用户输入会随着时间有所提高）。

多数与这些模型的科学基础相关的理论均可以在自然资本一书中找到：Natural Capital: The Theory & Practice of Mapping Ecosystem Services (Oxford University Press)。在该书中应用和讨论的模型与InVEST工具箱中的模型并不完全相同，但是，本用户指南提供了这些模型的当前版本的最新描述。

## 3 开始运行

### 3.1 安装 InVEST 模型和数据

从[www.naturalcapitalproject.org](http://www.naturalcapitalproject.org)下载InVEST安装软件：“InVEST\_<version>\_Setup.exe”。

单击该软件开始安装。进入首页，同意许可协议之后，出现选择界面。安装程序将加载InVEST工具和ArcGIS工具箱。安装后可以选择加载示例数据集，在默认状态这些数据集会被加载。注意这些数据集来自网络资源，有些非常大（特别是海洋数据集），

因此安装会持续更长时间。如果用户不想安装这些数据集，取消选中对应框。

然后，指定InVEST 工具集和示例数据的安装文件夹。界面显示选中路径的可用空间大小。单击Install开始安装。

安装开始，InVEST安装文件夹包括：

- documentation文件夹，保存HTML格式的InVEST使用手册。
- invest\_helper\_utils文件夹，保存用于InVEST数据前期和后期处理的ArcGIS工具。
- invest-3-x86文件夹，保存InVEST工具集的python代码。
- python文件夹，保存海岸保护模型的python脚本。
- \*\*coastal\_protection\_t1.tbx文件，海洋海岸保护模型，仅唯一ArcGIS格式保存的InVEST模型。
- InVEST\_<version>\_Documentation.pdf文件，PDF格式的InVEST使用手册。
- Uninstall\_<version>.exe文件，InVEST卸载文件。
- Updates\_InVEST\_<version>.txt文件，软件版本更新日志。

## 3.2 脱机 InVEST 工具

以往的工具箱是一组ArcGIS脚本，而InVEST经历了架构变化，能在自身平台上运行模型。新界面不要求安装ArcGIS软件，可以使用ArcGIS，QuantumGIS等任何GIS工具进行结果输出。而InVEST2.3.0版本，安装后在Windows开始菜单下已经包含可用的工具箱脱机版，路径“All Programs -> InVEST +VERSION+”。除海岸保护模型外，软件脱机版可用于所有模型。不再支持ArcGIS版本的所有其他模型。

## 3.3 在 ArcGIS 中打开 InVEST 模型

InVEST工具在ArcGIS ARCTOOLBOX环境下作为脚本工具运行。运行InVEST需要：

- ArcGIS9.3（SP1/SP2）或ArcGIS10（SP1）；
- ArcINFO级别证书，用于运行某些模型；
- 安装并激活空间分析扩展模块；
- 更多Python库可在[www.naturalcapitalproject.org](http://www.naturalcapitalproject.org)下载。

在ArcGIS中运行InVEST，不要求Python开发基础，但要求具有ArcGIS基本操作技

能。

### 3.4 下载和安装 Python 扩展库

InVEST用户在运行海岸保护模型时，需在[www.naturalcapitalproject.org](http://www.naturalcapitalproject.org) InVEST安装软件下载页下载Python扩展库文件。

海岸保护模型需要安装以下扩展模块：

- ◇ Numeric Python (NumPy) 是一个强大、可变的的多维数组容器，提供了在Python中进行科学计算的基础库。标准安装的NumPy旧版本不兼容ArcGIS9.3和10。海洋Python扩展检查工具将确认NumPy已经安装在您的电脑上，请务必在InVEST安装下载页安装最新版本。
- ◇ Scientific Library for Python (SciPy) 是一个开源的Python科学计算工具库。SciPy需在NumPy库基础上安装，集中多种高水平科学和工程设计子模块作为一个独立的软件包。
- ◇ Python for Windows (PythonWin) 允许用户从Windows应用程序访问数据，如Microsoft Excel。
- ◇ Matplotlib是一个提供出版质量数据的Python2D绘图库。

使用ArcGIS 9.3的陆地InVEST工具中的授粉模型要求一个扩展模块：

- ◇ 地理空间数据采集库 (GDAL) 是一个栅格空间数据格式转换库。安装这些扩展见海洋 InVEST 常见问题帮助。

### 3.5 在 ArcGIS 中添加 InVEST 工具箱

- 打开ArcGIS。另存为一个新的mxd格式文件。确保打开Arc工具箱，从标准工具栏中选择“工具箱”图标。
- 右键点击Arc工具箱窗口空白处，选择“ADD TOOLBOX”。或右键点击最上方的Arc工具箱文本。
- 在InVEST文件夹中指向“coastal\_protection\_t1.tbx”保存路径。选择工具箱，点击“OPEN”。
- 请勿双击工具箱图标。
- Arc工具箱会显示海岸保护工具箱。点击左边的加号图标加载沿海保护层1并放大。你会看到构成海岸保护模型的两个脚本。

## 3.6 使用样本数据

InVEST包括示例数据用于指导您的数据格式化。例如，在准备待分析数据时，您可能希望通过改变示例数据的输入值查看相应输出数据相应的方式来测试模型。示例数据单独保存在InVEST文件夹下的专题文件夹中。如，授粉模型的示例数据集保存在“\{InVEST install directory}\pollination\input”中，碳储量模型的示例数据集保存在“\{InVEST install directory}\carbon\input”中。打开这些模型时，你会看到这些示例数据集的默认路径。您还将看到每个工具的专题文件夹即为该工具默认工作区。如果处理您自己的数据，需要创建工作区和输入数据文件夹，以便保存数据输入与结果输出。您还需要重新定向工具访问数据。

## 3.7 数据格式化

在运行InVEST之前，有必要进行数据格式化。虽然后面几章描述了不同模型如何进行准备输入数据，但以下几点适用于所有模型的数据格式化指南：

- 数据文件名不包括空格（如：栅格文件应当命名为“landuse”，而非“land use”）。
- 如果使用ESRI GRID格式的栅格图，数据集命名不能超过13个字符，且第一个字符不能为数字。TIFF和IMG栅格图则没有长度限制。
- 空间数据应当事先处理，给定工具的输入数据应当根据数据示例处理。如果数据不做处理，得到的InVEST结果往往出错。
- 虽然目前InVEST3.0模型的内存使用效率较高，但模型运行时间依旧受输入数据集大小影响。如果研究区较大和/或使用的栅格数据单元较小，都将增加模型运行的内存使用和运行时间。过大将导致内存错误。如果这种情况发生，请尝试减小研究区面积，或使用较低分辨率的输入数据。
- 海岸保护模型的结果通过选择不同的表格和属性类别计算。如果您的模型设置是从ArcGIS文件中读取图层和表格，而不是C盘，确保取消所有选择，除非您希望在模型运行中选择。
- 模型运行中打开了其他程序正在使用的数据可能导致错误。确保数据没有被其他程序使用，避免数据锁定。
- 地区和语言选择：某些语言设置在模型运行时导致误差。例如，表示小数时使用逗号（，）而非小数点（.）导致模型错误。将地区设置为“English”解决该问题。
- 模型运行时，有必要更改输入表的值。这可以在ArcGIS或其他外部程序中实现。根据所用输入表格式（推荐dbf或mdb），您需要选择合适软件编辑表格。在

ArcGIS中编辑表格，先打开编辑会话窗口（从编辑器工具栏），选择数据所在工作区（文件夹或数据集）。编辑完成后保存更改并停止编辑会话。

- 某些模型的数据文件和字段(列)名称要求特定命名规则(如生物多样性模型)，命名规则在各模型的用户指南中有明确定义。依此执行以确保数据有效性。
- 记得使用示例数据集指导数据格式化。

### 3.8 模型运行

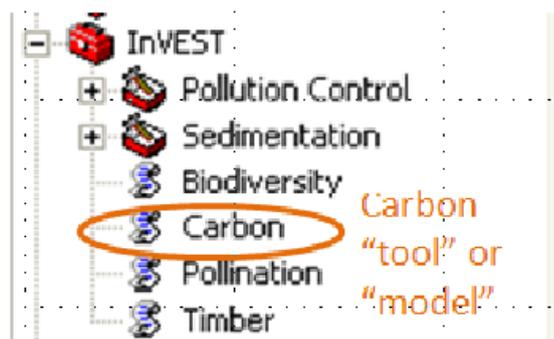
按照相关章节的说明完成数据准备，完成InVEST安装，如果使用海岸保护模型，在ArcGIS中添加其工具箱，您已准备好运行InVEST模型：

开始：

- 在GIS文件中添加输入图层以便检查，虽然并非必要，但往往非常有用。使用“ADD DATA”按钮为给定模块添加数据。
- 右键单击图层查看属性表，选择“OPEN ATTRIBUTE TABLE”。在“TABLE OF CONTENTS”中右键单击图层名称修改输入图层符号，选择“PROPERTIES”，然后单击“SYMBOLOLOGY”标签。

注意：一些模型在运行时会对修改数据表。如果将表添加到映射中，数据被锁定，这些模型将无法正常运行。

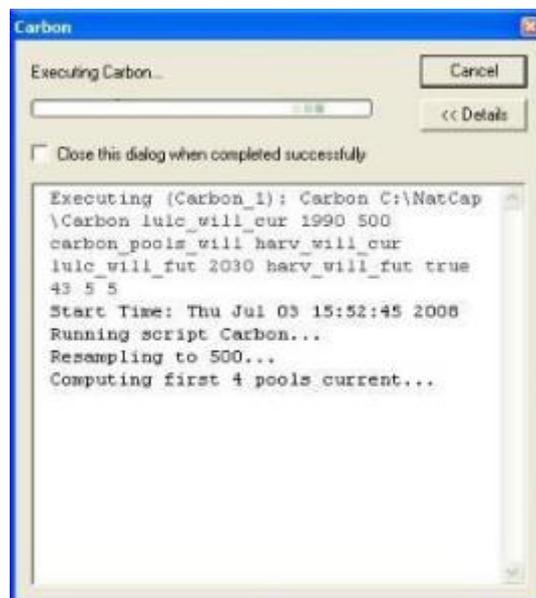
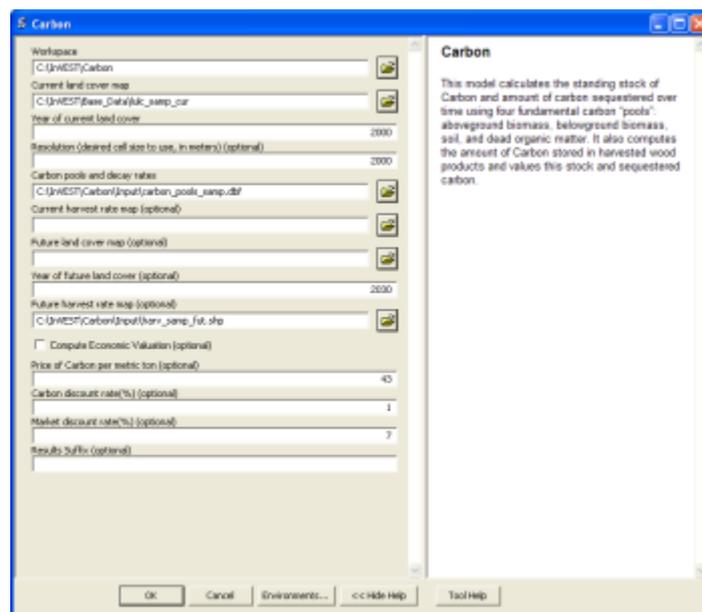
- 双击要运行的模型（如，碳储量模型），然后在出现的对话框中完成所需参数。



- 下图以碳储量对话框为例。字段输入路径下如果文件不存在，将用一个红色的“x”标记在该变量的空格旁边。可以使用默认路径的示例数据或定位您的数据运行该模型。每个模型的具体说明见后面的章节。
- 注意每个工具都有输出文件名后缀的地方。添加特殊后缀防止之前迭代产生的文件被覆盖。当所有所需字段加载后，点击界面的“OK”按钮。
- 处理时间取决于脚本、分辨率、数据集的分析程度。每个模型都会打开一个窗口，显示脚本进程。务必浏览输出窗口获取有用信息。黑色字体代表正常进程。

绿色字体代表详细信息，指导数据修改。红色字体表示导致模型无法运行的问题。仔细阅读绿色和红色字体信息，以便了解潜在数据问题，或确定模型未产生输出的原因。

- 模型在所选工作区自动生成两个文件夹：“intermediate”和“output”。脚本运行成功后，可以点击“ADD DATA”按钮，将文件夹中的结果添加到ArcGIS文件中查看。查看属性表和改变符号，请在“TABLE OF CONTENTS”（目录）中右键单击图层名称，选择“PROPERTIES”（属性），然后点击“SYMBOLOLOGY”（符号）选项卡。



### 3.9 信息支持

受制于资金和需求，每年提供若干定期InVEST培训研讨会。培训信息将公布在支持页面，以及“Natural Capital Project”（自然资本项目）网站上。该网站也是了解InVEST模型及自然资本项目其他活动的一个可靠的基本信息来源。

### 3.10 报错

在使用过程中，如果遇到任何问题，请发表在用户支持论坛<http://ncp-yamato.stanford.edu/natcapforums>上，并包含以下信息：

- 使用中遇到问题的InVEST模型。
- 具体错误信息和操作。
- 有条件的情况下提供报错时的InVEST工具集状态截屏。
- 由独立模型生成的日志文件，保存在输出工作区文件夹中。

### 3.11 加载 DEM 数据

对于水文工具中的营养物质保持和泥沙淤积模型，高质量的数字高程模型(DEM)至关重要。为了得到准确结果，必须避免数据缺失，并且能正确代表研究区地表水流流态。

这里提供了加载DEM数据和创建水文地貌关系正确DEM数据的一些建议。包括如何使用ArcGIS内置空间分析功能，以及ArcHydro软件信息（见下文参考资料），它是在ArcGIS环境下用于模拟地表水特征的数据模型，具有更为复杂和全面的工具集。ArcSWAT，AGWA和BASINS等在这里并未列出，但也是划定流域和流域处理分析的可选工具。这里仅是关于DEM数据准备问题和方法的简要概述，详细信息见后面的参考资料。

- 使用与应用程序相匹配的最高质量、最高分辨率的DEM数据。这将降低数据汇和数据缺失的概率，能更准确表示出不同地形曲面地表径流，提供对研究区做出明智决策的详细信息。
- DEM栅格数据拼接

如果已经下载研究区域包含多个相邻的DEM栅格数据集，首先应当对多个栅格数据集进行拼接来创建一个单个DEM栅格数据文件。使用ArcToolbox（工具箱）中，Data Management（数据管理工具）-> Raster（栅格）-> Mosaic to New Raster（镶嵌至新栅

格), 在**Input Rasters list** (输入栅格列表) 输入下载的所有栅格数据。仔细检查合并后输出的栅格数据, 确保镶嵌边界的栅格数据值正确。若否, 在**Mosaic to New Raster** (镶嵌至新栅格) 中尝试其他镶嵌参数设置。

- 检查数据缺失

确保得到的 (尤其是拼接后的) **DEM** 无数据缺失 (或“空洞”), 即研究区域数据单元无空值。如有空洞, 则需填补。较小空洞可以在ArcGIS中使用**Raster Calculator** (栅格计算器) 的局部均值函数填充 (或直接调用条件语句 **Conditional -> CON** 工具)。比如, 在ArcGIS 9.3.x 中:

```
con(isnull([theDEM]), focalmean([theDEM], rectangle, 3, 3), [theDEM])
```

在ArcGIS 10.x 中:

```
Con(IsNull("theDEM"),FocalStatistics("theDEM",NbrRectangle(3,3),"MEAN"),"theDEM")
```

也可以使用空间内插, 尤其针对较大空洞。先将**DEM** 栅格数据转化为点文件: 使用**Conversion Tools** (转换工具) -> **From Raster** (栅格数据转换) -> **Raster to Point** (栅格到点), 插值采用空间分析中的插值工具, 然后使用**CON** 为原始**DEM** 图层插值。

```
con(isnull([theDEM]), [interpolated_grid], [theDEM])
```

另一种可能是利用其他**DEM** 图层赋值, 如果周围控制点值能够很好匹配, 同样使用**CON** (条件) 工具。

```
con(isnull([theDEM]), [different_DEM], [theDEM])
```

- 验证河流网络

用**DEM** 模型生成的河流网络应当与已有、正确的河网地图一致。**InVEST** 水文模型相关工具, 以及**RIOS** 预处理工具生成的河流网络, 应当与输入“汇水面积阈值”一致。利用这些结果评价模型生成的河流与现实情况的匹配程度, 据此调整汇水面积阈值。面积阈值越大, 生成的河流网络越粗略, 支流越少; 反之阈值越小, 支流越多。

或者, 在ArcGIS 中手动创建河流图层, 步骤如下:

- ✧ 用**DEM** 生成集水区域地图, 使用**Hydrology** (水文分析) -> **Flow Direction** (流向分析), 在此基础上使用**Hydrology** (水文分析) -> **Flow Accumulation** (汇流分析)。
- ✧ 调整河流网络, 使用工具: **Math** (数学计算) -> **Logical** (逻辑运算) -> **Greater Than Equal** (大于等于), 将汇流分析图层作为输入栅格图1, 将汇水面积阈值作为输入栅格图2。将河网图层结果与与已有、正确的河网地图相比较。重复

以上步骤，调整阈值取值，直到最终结果与实际匹配。

如果生成的河流网络看似不准确，可以在ArcGIS中按以下步骤将正确的河流网络转化为DEM栅格数据。请注意，这是“刻画”河流网络的一个非常简单的方法，还有其他更复杂的方法，可能会产生更好结果。

- ✧ 载入一个已知正确的河流图层，将其转换为具相同栅格大小和范围的的网格作为DEM。
- ✧ 为河流网格的像元赋值：有河流的栅格为1，无河流的栅格为0。
- ✧ 从DEM中减去多种河流网格。

如果使用Arc Hydro水文分析，从DEM数据中创建河网的步骤是：**Terrain Preprocessing**（地形预分析）->**Stream Definition**（河流定义），并与已知正确河网匹配。如果生成的河流网络与现实情况拟合度不高，使用以下方法“刻画”河流图层：**Terrain Preprocessing**（地形预处理）->**DEM Manipulation**（DEM操作）->**DEM Reconditioning**（DEM矫正）功能。

#### ● 洼的识别与填充

ESRI帮助文件关于“洼的工作原理”中：“洼是指流向栅格中流向无法被赋予八个有效值之一的一个或一组空间连接像元。在所有相邻像元都高于处理像元时，或在两个像元互相流入而生成一个由两个像元构成的循环时，都会发生这种情况。”

洼的产生通常是由于DEM数据内存在错误，生成流向错误的栅格。可能的副产品包括圆形水流方向（或“循环”）区域，和不连续河网。填充洼是给异常处理像元重新赋值，使其与相邻像元匹配。但这一过程可能生成新洼，因此需要重复进行洼的识别与填充过程。

在ArcGIS中，首先洼的识别使用**Hydrology**（水文分析工具集）->**Sink tool**（洼工具），填充洼使用**Hydrology**（水文分析工具集）->**Fill**（填充）。如果产生新洼，重复以上步骤。

在Arc Hydro中，相应的工具是**Terrain Preprocessing**（地形预分析）->**DEM Manipulation**（DEM制作）->**Sink Evaluation**（洼评估）和**Fill Sinks**（填充洼）。

#### ● 重新投影DEM的注意事项

应当使用**BILINEAR**（双线性插值）或**CUBIC**（三次积卷）重采样技术，来转换DEM栅格数据集要求的投影。选择**NEAREST**（最邻近重采样方法）会在研究区生成不正确的DEM网格，可能只在放大或运行流向工具时才能明显看到。

#### ● 创建流域

在ArcGIS中创建流域，需要先输入流向网格（使用流向工具处理DEM生成）和研究区站点位置（代表注流区域，水库，水电站等）的点数据，使用Snap Pour Point tool（捕捉倾泻点工具）捕捉最近的河流，最后使用Hydrology（水文分析工具）-> Watershed（流域）工具。如果生成的流域太大或太小，返回Snap Pour Point步骤，选择不同捕捉指定距离范围或尝试其他划分方法。

使用Arc Hydro，过程较为漫长，但会产生比流域工具更可靠的结果。需要预先生成Arc Hydro环境下的流向网络，河流，集水区和研究区站点数据，再使用Watershed Processing（流域处理）-> Batch Watershed Delineation（批量划分流域）工具。见Arc Hydro文件获得更多信息。

流域生成之后，确保代表的集水区正确，且每一个流域在“ws\_id”字段中有唯一ID（编号）。

- 创建次一级流域

现在所有InVEST水文模型都要求有次一级流域。对于ArcGIS中的水质净化和沉积模型，由于Python软件和ArcGIS内存模型的局限性（该限制性不适用于这些模型的独立版），每个次一级流域必须小于约4000×4000像素。

使用ArcGIS创建次一级流域， Hydrology（水文分析工具）-> Watershed（流域）。在这种情况下，输入的点数据应当代表主要流域内河流网络的多个控制点，使得每个流域内都能生成次一级流域。

使用Arc Hydro创建，输入代表主要流域内河流网络的多个控制点的点数据，使用Watershed Processing（流域处理）-> Batch Subwatershed Delineation（批量次一级流域划分）工具，使每个点对应生成一个次一级流域。

同样的，在次一级流域生成之后，确保其正确性。且每个次一级流域在“subws\_id”字段下只有唯一ID（编号），并且没有重复。

## 3.12 参考资料

ArcHydro: <http://resources.arcgis.com/en/communities/hydro/01vn00000010000000.htm>

ArcSWAT: <http://swatmodel.tamu.edu/software/arcswat>

AGWA: <http://www.epa.gov/esd/land-sci/agwa/>

BASINS: <http://water.epa.gov/scitech/datait/models/basins/index.cfm>

获取正确创建符合真实地表的栅格表面的更多信息和可选方法，请参阅 ESRI 帮助“符合真实地表的栅格表面（地形转栅格）”

有关关注的详细信息，请参阅 ESRI 帮助“创建无凹陷点的 DEM”。

更多相关信息和技巧可以搜索 ESRI 帮助网页。

# 第一部分：InVEST 模型

## 4 生态系统支持服务

### 4.1 生境质量

#### 4.1.1 总述

生物多样性与生态系统服务的生产有着密切的联系。生物多样性本质具有空间化特征，因此，可以通过分析土地利用和土地覆盖图(LULC)及其对生物多样性威胁程度计算得到。InVEST模型中生境质量和生境稀缺性作为生物多样性的反映，可以通过评估某一地区各种生境类型或植被类型的范围和这些类型各自的退化程度来表达。生境质量和生境稀缺性模型主要有四个因素组成：①每一种威胁的相对影响。②每一种生境类型对每一种威胁的相对敏感性。③栅格单元与威胁之间的距离。④单元受到的合法保护的水平。所需的输入数据包括LULC地图，LULC对每种威胁的敏感性，每种威胁分布和密度的空间数据，保护区域空间位置。模型假设土地的合法保护是有效的，所有对某一景观类型的威胁是递增的。

#### 4.1.2 简介

生态保护的主要目标之一是生物多样性保护，包括基因的范围，感兴趣区域的物种类型、数量、生境和生态系统。虽然有人认为生物多样性是一项生态服务，这里我们还是将生物多样性作为自然系统的一个独立的属性，具有内在的价值（在模型中我们不给生物多样性定义价值）。自然资源管理者、企业和保护组织者对了解生物多样性和生态系统服务在空间的分配和方式越来越感兴趣。

很多资料表明全球生物多样性普遍下降(Vitousek等，1997; Wilcove等，1998; Czech等，2000)。这一迹象促使了政府和全社会做出响应。通过Rio生物多样性协会，189个国家表示会努力保存境内的生物多样性。但是，在协调生物多样性保护和保持生态系统服务交叉研究方面还很缺乏，这对于国家经济福祉是至关重要。这也正是InVEST致力解决的挑战。

为了使管理者了解景观区域内各个斑块各自的和整体的生物多样性分布和丰度，有必要绘制出区域内出现要素的范围或要素赋存状态（例如物种，群落，生境）的地图作为代表各层次生物多样性水平。通过评估当前土地利用和管理影响要素保持的程度，制定出适合的保护策略，鼓励这些地区实施生物多样性最大化的资源管理措施。

不同的权衡使得划分保护优先的方法多种多样。每种方法都强调生物多样性特征和动力学的不同方面，包括生境或植被的代表性（粗略筛选），在给定的保

护预算条件下保护点区域保护物种数目的最大化 (Ando等, 1998), 划分丰度和特殊性 (热点区) 的斑块以及保护生态过程。分级筛选的方法 (hybrid coarse-fine filter approach) 即用细筛筛选一些要素, 如要求特殊生境的物种, 如果只用粗筛筛选, 这些物种可能得不到充分的保护 (TNC和WWF生态区计划)。将生物多样性独立于生态服务之外建立模型的原因简单而有力。它能够使我们比较生物多样性与生态系统服务的空间模式, 指出双赢区域 (例如, 保护能够使当地的自然系统和人类经济均受益) 和不能达到这些目的的区域。而且能够使我们分析生物多样性和生态服务在未来不同土地利用变化方案中的权衡。能够产生大量生态系统服务的土地利用/土地覆盖 (LULC) 模式可能并不能很好地保护生物多样性 (Nelson等, 2008), 通过模拟未来的选择可以帮助鉴别和权衡利弊。InVEST生境质量模型最接近于“粗略筛选”, 或者基于生境方法。

生物多样性与生态系统服务建模的原因是简单的和强大的。这样做可以让我们比较生物多样性和生态系统服务的空间模式, 找出双赢的地区 (例如: 保护区域既能有益于自然生态系统保护, 又能有利于人类经济发展), 同样也能找出某些目标不一致的区域。而且, 它允许我们分析和权衡在未来土地利用变化的不同情景下的生物多样性和生态系统服务。土地利用/土地覆盖(LULC)模块, 产生较多生态系统服务的区域可能并不能导致更多的生物多样性保护(Nelson 等, 2008), 基于现在来模拟预测未来的变化, 有助于帮助识别和避免利益权衡。

### 4.1.3 模型

InVEST生境质量模型结合土地覆被和生物多样性威胁因素的信息生成生境质量地图。用这种方法对生物多样性初步评价有两个非常有用的信息关键设置: 在某一地区各种生境类型或植被类型的范围, 这些类型各自的退化度基于随时间所产生的变化。该方法的优点是可以代替详细的方法来迅速检验生境质量和数量的变化。如果生境变化被认为是基因、物种或生态系统变化的代表, 模型用户则假设生境质量高的区域将更好的支持所有等级的生物多样性, 随时间而减少的生境范围和质量则意味着生物多样性可持久性、弹性、恢复性的降低, 以及质量降低区域的程度。生境稀缺模型表明当前或基于某些基准时期的未来自然景观类型的斑块和范围的生物多样性稀缺程度。生境稀缺地图允许用户创建一个相对于用户基准选择的最适合研究区的生物多样性稀缺生境景观地图。

模型所需的数据在世界上任何地方都可以获取, 这一点使得该模型在物种分布数据缺乏的地区非常有用。对于当前环境下的广泛出现的 (存在/没有) 数据可以在许多地方获取。但是, 模拟当前环境或未来条件下多个物种的脆弱性的变化, 通常是不可能或不可行。然而生境方法留下了详细的当前条件下物种生境数据, 其中的几个组件代表了许多现有的生物多样性保护规划工具功能的先进性。最重要的是, 能够描述各种威胁的生境类型的敏感性。并不是所有的生境都以相同的

方式受到威胁，InVEST模型考虑到了这种可变性。此外，该模型允许用户评估一个威胁对另一个威胁的相对影响，这些威胁将会更损害生物多样性的持久性。例如，相对于由道路所带来的威胁，草原可能对由城市区域有带来的威胁更为敏感。此外，威胁导致自然系统退化的距离将被纳入模型。当前景观类型可以作为保护概率粗略评估的输入项，表征了主要植被类型保护的应变力和水平。未来潜在景观类型可以作为测量未来生境范围、质量和稀缺性的潜在变化和保護需求。

## 模型如何运行

### 生境质量：

我们定义的生境为“存在于一个地区的资源和条件，为给定的生命有机体提供栖息用地，包括生存和繁殖，通过给定的有机体(Hall 等，1997)”。生境质量是指基于生存资源可获得性，生物繁殖与存在数量生态系统提供适合于个体和种群的生存条件的能力，也被认为是模型中一个连续变量，从低到中再到高，(Hall 等，1997)。高质量的生境是相对完整，结构和功能均在历史动态范围内。生境质量取决于一个生境对人类土地利用和这些土地利用强度的可接近性。一般来说，生境质量的退化看做附近的土地利用强度增加的结果(Nelleman, 2001; McKinney, 2002; Forman等，2003)。

模型实用栅格数据运行，或者正方形栅格的栅格地图。每个栅格都赋予一种LULC类型，包括自然类型和管理类型。可在各分类水平上划分植被类型或野生动植物生境。例如，草地是一个广义LULC定义，可以背细分为牧草草场、恢复草原和住宅草坪类型，以便提供更多的LULC分类信息。然而，用户可以提交3种LULC栅格地图，其中一种为基准地图，当前地图和未来地图，至少当前LULC地图必须提交给模型。

用户可以定义哪种LULC类型可以为保护物种对象提供生境（例如，如果森林哺育鸟类，则森林被认为是生境，非森林类型不是生境）。 $H_j$  表示LULC类型j的生境的适宜性。

哪种LULC类型应被考虑为生境？如果考虑通常的生物多样性或者如果关于特定物种与生境的关系数据缺失，你可以用简单的二分法来分配生境给LULC类型。一个典型的例子就是遵循一个海洋岛屿模型，从物种的角度来看，假设非管理土地的剩余斑块附近的土地矩阵是无法利用的（MacArthur and Wilson, 1967）。在本例中，0会分配给管理的LULC类型矩阵（非生境），1分配给非管理的类型（生境）。在这种建模方案下，生境质量分数不是生境重要性，稀缺性或适用性函数；所有的生境类型都是平等的。模型的输入假设不针对任何特定的物种，而是适用于更一般的生物多样性。

最近研究表明，由非管理的斑块所围绕的管理土地矩阵，将明显的影响生境

斑块的有效隔离,呈现他们或多或少孤立的距离(Ricketts 2001; Prugh 等,2008)。矩阵的修正可能在一定程度上减少斑块隔离现象,从而在破碎的景观里有种群的灭绝风险 (Franklin and Lindenmayer 2009)。为了模拟这种现象,相对生境适宜性得分可以分配给一个LULC类型从0到1,1表示最高的生境适宜性。小于1的生境排名表明一个物种可能生存能力较低的生境。采用第二种方法极大地扩展了通常简单的生境定义,人工二进制的方法(例如,自然与非自然)包括一个广泛的管理和非管理的LULC类型。通过使用一个包括LULC类型的连续的生境适宜性,用户可以整体评估土地利用管理的重要生境质量或考虑“工作”景观(或管理)的潜在的重要性。

如果连续的栖息地适宜性是相关的,LULC景观的权重名单必须应用在一个相关的特定物种组织。例如,草原黄莺可能更喜欢本地草原生境,远高于其他所有生境类型(LULC草原生境得分数(Hprarie)=1),但是在必要时黄莺还将利用管理干草地或牧场(LULC种秣草地生境得分数(Hhayfield)和牧场(Hpasture)=0.5)。然而,哺乳动物如豪猪会发现草原不适合繁殖和饲养。因此,如果特定物种种群-生境关系数据被使用,模型的输出是指在建模时设置的物种生境的范围和质量。

除了反映LULC对生境适宜性关系的LULC地图和数据,模型还需要关于生境威胁密度数据及其对生境质量的影响。总的来说,我们认为人为修正LULC类型将导致栖息地的分裂、边缘化和在邻近威胁生境的退化。例如,生境LULC向非生境LULC的转换,减少周边生境斑块的大小和连续性。边缘效应是指在斑块边界和相邻斑块内的生物和物理条件的变化。例如,相邻非生境LULC斑块组的退化对生境组施加“边缘效应”,可能对生境组具有负面影响,例如,利于捕食者,竞争对手,入侵物种,或者有毒化学物质和其他污染物的进入。另一个例子是在许多发展中国家道路是森林生境质量的威胁,因为道路提供木材和非木材森林砍伐的可获得性。

每个威胁源需要制图到对应的栅格网格。一个威胁地图的网格单元值可以显示单元内的威胁强度(例如,在网格单元的道路长度或栽培面积),或只是一个1(如果网格单元包含的公路或作物的威胁)和0。Ory是指威胁r的栅格y的得分值, $r=1, 2, \dots, R$ 表明所有模拟的退化源。所有制图的威胁应该以相同的规模和度量。例如,如果一个威胁是在每个网格单元密度测量,那么所有的退化源应该在每个网格单元密度测量,密度将被测量用同一的公制单位(例如,km或 $\text{km}^2$ )。或者,如果一个威胁用地图上存在或缺失(1/0)来测量,那么所有的威胁将用存在或缺失制图。

基于以下四个因素,模型使用这些威胁数据图层来评估不同土地利用类型的退化程度。

1. 第一个因子是每一种威胁的相对影响。一些威胁类型对所有的生境类型

破坏性都要更强一些，相对影响得分也依赖于此（详看表1：所有可能的威胁）。例如，城市面积在降低周围生境质量方面是农业面积的两倍。一个退化源权重， $w_r$ ，是指退化源对所有生境的相对破坏性。权重 $w_r$ 能够选取0到1的任何一个数值。例如，如果城市面积具有威胁权重1，道路的威胁权重被设置为0.5，那么城市区域将对所有的生境类型产生2倍的干扰。再次重申，如果我们将物种群落-物种生境适宜性分数分配给每个LULC，那么威胁及其权重应该在建模组中体现。

2. 第二个因子是生境栅格与威胁之间的距离，威胁所带来的影响。通常，威胁的程度随栅格与威胁源距离的增加而减小，因此距离威胁最近的那些栅格单元将受到较高的影响。例如，假设一个栅格距离一个城市用地边缘2 km，距离高速公路0.5 km。这两个威胁源对该栅格生境的影响部分依赖于他们迅速降低的程度。用户能选择线性或指数距离衰减函数来描述威胁在空间上是如何衰减。威胁 $r$ 在栅格 $x$ 的生境对栅格 $y$ 的影响（ $i_{rxy}$ ）用如下公式表达：

$$i_{rxy} = 1 - \left( \frac{d_{xy}}{d_{r \max}} \right) \text{ if linear} \quad (4.1)$$

$$i_{rxy} = \exp \left( - \left( \frac{2.99}{d_{r \max}} \right) d_{xy} \right) \text{ if exponential} \quad (4.2)$$

式中： $d_{xy}$ 是栅格 $x$ 和 $y$ 之间的线性距离； $d_{r \max}$ 是威胁 $r$ 的最大作用距离。图1表明基于威胁的最大衰减距离(线性和指数)，距离与衰减率之间的相关关系。例如，如果用户选择指数降低和威胁最大影响距离设置为1km，当栅格离威胁源有200m时，威胁对栅格生境的影响将下降50%。如果 $i_{rxy} > 0$ ，那么栅格 $x$ 在退化的威胁 $y$ 的干扰区域内。反复做，如果我们给每种LULC分配物种群落和生境适宜性得分，那么威胁的空间特征将会对模拟的物种种群有特定的影响。

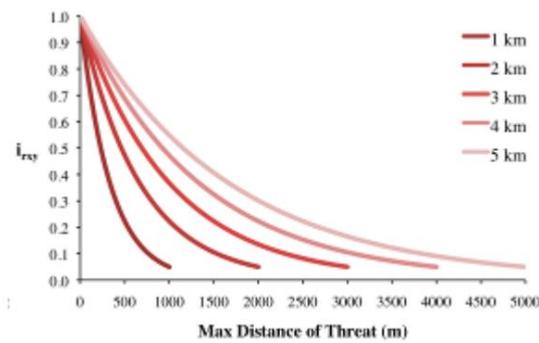


图4.1 威胁的衰减距离与最大影响距离之间的关系图。

3. 第三个因子，可以缓解威胁对生境影响，是栅格单元受到的合法、制度、社会、物理保护的水平。栅格单元是不是一个正式的保护区？它是不是人类无法接近的高海拔区域？是不是受到开放采伐或其他形式的干扰？模型假定单元受法律保护越大，受威胁影响越小。 $\beta_x \in [0, 1]$ 表示栅格 $x$ 可接近的水平，1是指完全可接近性。随着影响的降低，在栅格 $x$ 上的所有的威胁呈线性下降。值得注意的

一点，是否合法、制度、社会、物理保护降低人类活动对生境的影响，例如打猎或捕鱼，这些通常不能保护其他某些损害源的影响，例如空气污染、水污染、生境的破碎或边界效益。如果威胁被认为是不受合法、制度、社会、物理保护措施影响，那么你将可以忽视输入或是设置所有栅格 $x$ 的 $\beta_x = 1$ 。再次重申，如果我们分配物种群落-物种生境可适宜得分给每个LULC，那么威胁缓和权重将针对模拟物种群落特别设置。

4. 最终的因子，每一种生境类型对每一种威胁的相对敏感性（在Kareiva等，2010，生境敏感性也被称为逆，“抵抗”）。每一种生境类型对威胁的响应都可能都不同，因此每一种生境类型对威胁的敏感性用于修正上一步计算的总影响。 $S_{jr} \in [0,1]$ 表示LULC对威胁 $r$ 的敏感性，其值越接近1说明越敏感。这一步中，模型假定土地利用类型对威胁越敏感，土地利用类型单元退化度越大。模型假定一个受威胁的生境类型越敏感，生境类型越容易受威胁的影响导致其退化。生境敏感性的威胁应该是基于景观生态学的保护生物多样性的一般原则（例如，Forman 1995; Noss 1997; Lindenmayer 等，2008）。因此，在LULC或生境类型 $j$ 中栅格 $x$ 的总威胁水平由 $D_{xj}$ 表示如下：

$$D_{xj} = \sum_{r=1}^R \sum_{y=1}^{Y_r} \left( \frac{w_r}{\sum_{r=1}^R w_r} \right) r_y i_{rxy} \beta_x S_{jr} \quad (4.3)$$

式中， $y$ 是指 $r$ 威胁栅格图上的所有栅格， $Y_r$ 是指 $r$ 威胁栅格图上的一组栅格。注意，由于栅格分辨率的变化，每种威胁图都能有一组栅格。如果 $S_{jr}=0$ ，那么 $D_{xy}$ 不是威胁 $r$ 的函数。威胁权重是归一化的权重，所以所有的权重值加和为1。

通过归一化权重，我们可以认为 $D_{xy}$ 作为栅格 $x$ 的所有威胁等级的均值。 $D_{xy}$ 图将因我们所使用的权重的改变而变化。注意，如果在每组不同的权重之间存在相对差异，那么仅仅两组权重不同。例如，一组权重0.1，0.1和0.4，同另一组权重0.2，0.2和0.8一样。

采用半饱和函数将一个栅格单元退化分值解译成生境质量得分值，其中用户必须定义半饱和数值。网格单元的退化分数增加其栖息地质量的减少。在LULC类型 $j$ 中的斑块组 $x$ 的生境质量由 $Q_{xj}$ 表示：

$$Q_{xj} = H_j \left( 1 - \left( \frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z} \right) \right) \quad (4.4)$$

表1. 基于导致美国物种衰减的原因（定义为威胁），或者危及到美国鱼和野生服务的一些可能的衰减源。Czech等，2000.

Threat	Number of species endangered by threat, as indicated by Lowe et al. (1990), Moseley (1992), and Beacham (1994)	Estimated number of species endangered by threat, derived by extrapolation of 5% sample from <i>Federal Register</i>
Interactions with non-native species	305	340
Urbanization	275	340
Agriculture	224	260
Outdoor recreation and tourism development	186	200
Domestic livestock and ranching activities	182	140
Reservoirs and other running water diversions	161	240
Modified fire regimes and silviculture	144	80
Pollution of water, air, or soil	144	140
Mineral, gas, oil, and geothermal extraction or exploration	140	140
Industrial, institutional, and military activities	131	220
Harvest, Intentional and incidental	120	220
Logging	109	80
Road presence, construction, and maintenance	94	100
Loss of genetic variability, inbreeding depression, or hybridization	92	240
Aquifer depletion, wetland draining or filling	77	40
Native species interactions, plant succession	77	160
Disease	19	20
Vandalism (destruction without harvest)	12	0

$z$ （我们定义 $z=2.5$ ）和 $k$ 为比例因子(常数)。如果 $H_j=0$ ， $Q_{zj}$ 为0。 $Q_{xj}$ 在 $H_j$ 中增长，在 $D_{xj}$ 中下降。 $Q_{xj}$ 不可能大于1。 $K$ 常数为半饱和常数，用户设定其数值。参数 $k$ 等于 $D$ 值，当 $1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z}\right) = 0.5$ 。例如，如果 $1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z}\right) = 0.5$ 当 $D_{xj}=5$ ， $k=5$ 。在生物多样性模型中，我们设置 $k=0.5$ ，但是用户可以重新设置。如果你做情景分析，首次运行模型所设置的 $k$ 值，以后的情景模拟中均用相同的 $k$ 值。相似的，首次运行模型所用到的分辨率，以后情景模拟中均用相当的分辨率。如果你想为某一运行模型，改变 $k$ 值或空间分辨率，那么其他所有模型也要做相应改变。

### 生境稀缺性:

生境质量制图能够帮助我们鉴别哪里的生物多样性可能是最完整的, 哪里的受到了最严重的危害, 然而评价生境的稀有性不考虑其完整性也是非常重要的。在很多保护计划中, 越是稀有的生境给与越高的保护优先性, 因为保护他们的选择和机会非常有限, 如果所有这种生境都消失了, 与他们相关的物种和过程也会消失。

当前或规划景观LULC类型的相对稀有性是用相对的LULC基本斑块来估算的, 并不是当前的分布状态。当前或规划图上, 一些稀有的LULC类型在理想或特定状态下仍然稀有 (baseline), 但并不一定是濒危区, 相反, 一些稀有的LULC在过去普遍存在, 却处在危险之中。因此, 生物多样性模型能够用两种方式计算生境稀有性。

计算当前或未来景观LUCU类型稀有性的一种方法是计算当前和过去 (baseline) 某一LULC类型j面积之比, 再用1减去这个比值。模型引入了一个表现景观土地利用单元稀有性的指数。

$$R_j = 1 - \frac{N_j}{N_{j\text{baseline}}} \quad (4.5)$$

式中:  $N_j$ 是当前或未来图中LULC<sub>j</sub>的栅格数。 $N_{j\text{baseline}}$ 为基准景观图LULC<sub>j</sub>的栅格数。 $R_j$ 的计算需要用到基准、当前和未来LULCmaps。在得分系统中, LULC的R得分越接近1, 对生物多样性保护非常重要的当前和未来景观的可能性越大。如果基准景观中没有LULC<sub>j</sub>, 那么我们设置 $R_j=0$ 。

其中:  $A_{xy}$ 为当前或规划图中斑块x上j的面积;  $RA_j$ 为参考景观j的面积。在这一得分系统中, 某一土地利用类型越稀有, 其得分值越接近1, 而得分越小, 当前或未来景观土地利用类型对生物多样性保护越重要, 应注意保持。

只要我们有每种LULC类型的 $R_j$ 估计值, 就能定量出总的栅格x的生境类型稀缺性

$$R_x = \sum_{j=1}^X \sigma_{xj} R_j \quad (4.6)$$

其中: 当栅格x为LULC类型j时 $\sigma_{xj}=1$ , 否则 $\sigma_{xj}$ 为0。

### 模型局限和简化

在这个模型中所有威胁是附加的, 有证据表明, 在某些情况下, 多种威胁的集体影响远远大于个体之和的威胁水平。因为选择感兴趣的景观通常是嵌套在一个更大的景观格局里, 重要的是要认识到景观有人工边界, 在研究边界之外的生

境威胁已被省略和忽视。因此，威胁强度总会有减少现象在特定的景观边缘。有两种方法可以避免这个问题。第一种方法，您可以选择空间的景观建模的范围远远超出了您感兴趣的景观边界。然后，结果生成之后，您可以提取感兴趣的结果。或者，用户可以限制到那些主要集中在景观中部区域的退化源。

#### 4.1.4 数据需求

模型需要7个输入数据（其中5个是必需的）

1. 当前LULC地图（必需）：**GIS栅格数据**，每一栅格都对应一个数字化LULC代码。数据需要定义投影，以米为单位。

文件名：任意文件名

格式：标准的GIS栅格文件（如，ESRI栅格或IMG图像格式），每个栅格用地类代码表示（例如，1表示森林，2表示农田，3表示草地等）。地类代码必需在栅格“value”列中。表中可以添加列，但地类代码列有且只能有一个。LULC代码必需能够和下面表格(input # 7)中的代码对应(每种威胁的LULC类型的敏感性)。

样本数据示例：**Sample Data Set: \InVEST\HabitatQuality\Input\lc\_samp\_cur\_b**

2. 未来LULC地图（可选）：**GIS栅格数据**，表示未来的LULC的景观类型。该数据应该像当前LULC地图一样格式化(input #1)。当前的或者未来的LULC应当具有相同的LULC代码。未来的某一特殊LULC类型代码不能在当前的LULC地图中使用。同样，LULC栅格应该包括感兴趣区域，以及一个最大威胁距离的缓冲宽度。否则，因为没有适当的考虑感兴趣以外区域的威胁，感兴趣区域边缘附近的位置可能扩大生境质量得分值。

文件名：任意文件名

格式：标准的GIS栅格文件（如，ESRI栅格或IMG图像格式），每个栅格用地类代码表示（例如，1表示森林，3表示草地等）。地类代码必需在栅格“value”列中。

样本数据示例：**Sample data set: \InVEST\HabitatQuality\Input\lc\_samp\_fut\_b**

3. 基础LULC图（可选）：在一些基础景观地图上的LULC类型GIS栅格数据，带有地类代码。该数据应该像当前LULC地图一样格式化 (input #1)。当前的或者未来的LULC和基础LULC景观应当具有相同的LULC代码。某一特殊的基础LULC类型代码不能在当前或未来LULC地图中使用。同样，LULC栅格应该包括感兴趣区域，以及一个最大威胁距离的缓冲宽度。否则，因为没有适当的考虑感兴趣以外区域的威胁，感兴趣区域的边缘附近的位置可能加大生境质量得分值。

如果可能的话，基础地图应该参考的某一段时间段，该时段土地集约管理相对

少见。俄勒冈州Willamette流域1850土地利用类型图就是一个例子。尽管美洲印第安人对景观实施了禁止燃烧的管理措施，从地图中还是可以看出该景观在农业大发展之前的生境分布概况。

文件名：任意文件名

格式：GIS标准栅格文件（如：ESRI栅格或图像格式），每个栅格都赋予地类代码（如，1表示森林，3表示草地等）。地类代码必需在栅格“value”列中。表中可以添加列，但地类代码列有且只能有一个。

样本数据示例：Sample data set: \InVEST\HabitatQuality\Input\lc\_samp\_bse\_b

4. 威胁因子数据（必需）：模型中需要考虑的威胁因素的CSV表格，包括每种威胁对自然生境的相对影响以及生境退化发生的距离。

文件名：任意文件名

文件类型：\*.csv

行： 每一行表示一种退化源

列： 每一列包含每一退化源的不同属性，而且必需按以下方式命名：

(1. THREAT: 模型明确的威胁的名称，威胁的名称不得超过8个字符

(2. MAX\_DIST: 每一种威胁对生境完整性的影响距离（km）。通过建立的函数，每一种威胁对该距离以外的影响将下降至0。

(3. WEIGHT: 每一种威胁对生境完整性的影响是与其它威胁的相对值，权重范围从0到1。数值1表示权重最高，0为最低。

(4. DECAY: 表明威胁所带来退化的类型。影响是否随距离增加而呈线性减少，或者呈指数变化。

数据示例：Sample Data Set: \Invest\HabitatQuality\Input\threats\_samp.csv

例子：假设研究3种威胁。农业使生境退化范围比道路广的多。水泥路比土路交通繁忙得多因此对附近生境的破坏较土路要严重。

THREAT	MAX_DIST	WEIGHT	DECAY
dirt_rd	2	0.1	linear
Paved_rd	4	0.4	exponential
Agric	8	1	linear

5. 威胁源数据（必需）：表述每种威胁的空间分布和强度的GIS栅格数据。你必须用尽可能多的这些地图，代表尽可能多的威胁。这些威胁地图应该覆盖感兴趣的区域，以及一个最大威胁距离宽度的缓冲区域。否则，因为没有适当的考

考虑感兴趣区以外的威胁，导致感兴趣区边缘附近的位置可能不切实际的夸大生境质量得分值。每一个栅格单元包含一个数值，表示该单元的威胁强度和是否存在（例如，农田的面积，道路的长度，或者是如果该栅格是道路价值农田用数值1简单表示）。所有的威胁应该用同样的尺度和单位测量。这些栅格数据的范围和分辨率不必要与情景地图（LULC地图来，自于输入图层#1， #2， or #3）一致。在这种情况下，威胁和LULC地图分辨率不同，该模型将使用LULC地图的分辨率和范围。InVEST模型不会在界面中提示你关于这些栅格数据信息它将自动找到并使用每一个威胁数据，基于“威胁数据”表中的名称（输入#4）。因此，这些威胁地图需要在文件中命名“输入”，低于在模型界面中识别的工作区。

请不要在威胁地图上的留下任何为‘No Data’的空值区域。如果某个区域没有威胁，则设置威胁等级为0。

如果你分析很多LULC情景下的生境质量(例如,当前和未来或基准LULC),那么你需要LULC情景对应的一系列的威胁图层来构建模型。在栅格末尾添加一个“c”作为所有“当前”威胁图层,“f”作为所有未来威胁图层,和一个“b”作为所有“基线”威胁图层。如果威胁表格中(输入#4)的一个威胁相对于LULC情景不太合适,那么为那个时间段输入一个威胁地图,其值全部为0。如果在某个LULC情景下没有对应的威胁地图,那么模型将不会计算该LULC情景下的生境质量。最后需要注意的是,我们假设威胁相对权重和生境对威胁的敏感性是不随时间变化而改变的。如果你想要这些参数随时间而改变,那么你将依次设置模型参数,并运行多次模型。

命名: 每个栅格文件名应当与退化数据表格中的每行退化源名对应,名字后面添加“\_b”(基准),“\_c”(当前),或“\_f”(未来)表明威胁地图的时间段。如果使用GRID格式,文件名不能多于7个字符。

格式: 标准的GIS栅格文件(ESRI GRID或IMG数据)。“数值”列是指相对的退化源。

文件位置: 文件必须保存到模型工作区内的名为“输入”的文件夹。

样本数据示例: Sample data sets: \Invest\HabitatQuality\Input\crp\_c; crp\_f; rr\_c; rr\_f; urb\_c; urb\_f; rot\_c; rot\_f; prds\_c; prds\_f; srds\_c; srds\_f; lrds\_c; lrds\_f.

6. 退化源的可达性(可选): GIS多边形文件,包括每一个多边形对退化源的相对合法可达程度。可达度最小的多边形(严格的自然保护区,保护较好的私有土地)赋予0值,可达度最大的多边形(收获型保护)赋予1值。中间保护水平的多边形赋予0-1之间的值。这些多边形可以是土地管理单元或是一系列规则的六边形或正方形。没有被多边形覆盖的栅格单元我们就假定它们是完全可达的并赋予1值。

文件类型：GIS矢量多边形文件

文件名：任意文件名

行：行表示景观上特定的多边形

列：(1.ID: 每一个多边形独立的标识码

(2.Access: 如以上描述，每一斑块的值在0-1之间

数据示例：Sample data set: \InVEST\HabitatQuality\Input\access\_samp.shp

7. 生境类型及生境类型对威胁的敏感性（必选）：LULC类型的CSV表格，是否被认为是生境，对于属于生境的LULC类型，对每种威胁的特殊敏感性。

文件名：任意文件名

文件类型：\*.csv

行：每一行为一种LULC类型

列：包含LULC类型数据和他们对威胁的敏感程度。列必选根据下文要求命名。

(1.LULC: 每种LULC类型对应数值代码。

(2.NAME: 每种LULC的名称

(3.HABITAT: 每种LULC所赋予的生境得分值， $H_j$ ，数值范围0到1。如果你想简单的分类每种LULC作为生境或非生境，那么使用0或1，1代表生境，0代表非生境。另外，如果有充分的关于特征物种生境特征的信息，那么赋值给相应的LULC，相对的生境适宜性得分数值范围0到1，1表示最高的生境适宜性。

(4.L\_THREAT1,L\_THREAT2: 每种生境类型对于每种威胁的相对敏感性。你会有很多想这样命名的列，只要有足够多的威胁数据。名字的斜体字部分必须以“威胁数据表”(输入 #4)中的行名字对应。数值范围为0到1，1表示威胁的最高敏感程度，0表示不敏感。

样 本 数 据 示 例 : Sample data set:  
\Invest\HabitatQuality\Input\sensitivity\_samp.csv

例如：关于4种LULC和3种威胁的假设研究。在该案例中，我们认为林地和森林为生境，裸土和农业用地为非生境。森林模板是最敏感的生境类型，对于泥土路的敏感程度要大于水泥路或农田(0.9, 0.5, 0.8)。在2种发展的LULC类型，裸土和耕作，我们对所有的威胁输入0。

LULC	NAME	HABITAT	L_AG	L_ROAD	L_DIRT_RD
1	Bare Soil	0	0	0	0
2	Closed Woodland	1	0.5	0.2	0.4
3	Cultivation	0	0	0	0
4	Forest Mosaic	1	0.8	0.8	0.5

8. 半饱和参数 (必选): 半饱和参数为公式 (4) 中的参数k值。k的默认值为0.5, 但是可以背设置为任何正数值。通常, 你需要设置k为景观类型上的最高退化栅格值。为了矫正模型结果, 你将必须首先运行模型一次, 找到最高退化栅格值, 并设置k。例如, 最初的模型运行产生一个退化地图, 该地图的最高退化栅格值为1, 那么设置k为0.5, 将会产生生境质量地图的最大变化范围为0到1。值得注意的一点是不管k值如何设定, 生境质量栅格的原有次序是不变的。k值的选择仅仅取决于生境质量得分值的扩散和居中趋势。请确保对涉及相同的景观的所有运行使用相同的k值。如果你需要对于任何一次模型运行都要改变k值的话, 那么你必须改变所有模型运行的参数。

#### 4.1.5 运行模型

该模型可作为一个独立的应用程序可以从Windows开始菜单加载。对于Windows7或者更早的电脑系统, 该程序能被找到通过All Programs -> InVEST +VERSION+ -> Habitat Quality。Windows 8用户可以通过按键windows start key, 输入“habitat quality”重新生成用应用程序列表。该独立的应用程序也能直接在InVEST安装目录中找到, subdirectory invest3\_x86/invest\_habitat\_quality.exe.

##### 查看模型输出结果

成功运行完模型, 一个文件管理器窗口将会打开, 展示工作区间特定模块运行的结果。该目录文件夹包含输出文件夹。这些输出文件可以通过GIS工具, 如ArcGIS或者QGIS软件打开。这些文件将在下面的内容中描述。

##### 结果解释

最终结果存在模型工作空间“output”文件夹中。

**Parameter log** 参数记录文件: 每次模型运行, 文本文件(.txt)将会在输出文件夹中生成。该文件将列出的一系列模型运行的参数值, 并将根据服务,日期和时间而命名。

**degrad\_cur** [后缀名]—当前景观类型的相对生境退化水平。1代表退化度高, 0代表退化度低。非生境的栅格 (LULC,  $H_j=0$ ) 退化得分值为0。基于公式(3) 计算得到退化得分值地图。

**qual\_cur** [后缀名]—当前景观类型的生境质量。较高数值表示较好的生境质量。非生境的景观区域生境得分值为0。质量得分值无量纲, 不能反映特定的生

物多样性测量。基于公式(4) 计算得到生境质量得分值地图。

rarity\_cur [后缀名]—当前景观类型的相对生境稀有性。该输出只在具备基准LULC地图(输入 #3) 才能生成。值越接近1代表该生境类型越稀有。

### 可选的输出文件

如果你运行了一个未来的LULC情景方案，将可以看到以下输出栅格：degrad\_fut [后缀名], qual\_fut [后缀名], relrarit\_fut [后缀名], rarity\_fut [后缀名]

### 修正输出结果，创建景观生物多样性得分

模型输出不提供景观水平的生境质量和生境稀缺性用来比较基准、当前和未来LULC情景。相反用户必须总结每个景观领域生境范围和质量稀有得分。在最简单的层面，LULC情景下的一个生境质量景观得分通常是所有栅格水平得分的合计。换句话说，我们可以求和所有栅格水平的质量分数基于qual\_bse(如果可用), qual\_cur, qual\_fut(如果可用)地图，然后比较它们的得分。因为多种原因，地图上可能有一个更高的总质量分数。首先，它可能会有更多的生境面积。然而，如果在任何两个情景下的生境数量大致相当，那么一个更高的景观生境质量得分表明更好的整体质量生境。

某些地区景观的生境得分也可以相比较。例如，我们可以比较总生境质量分数，基于某个已知感兴趣物种的地理分布范围。例如，假设我们有9个物种的地理范围地图和提交了当前和未来LULC情景用于生境质量模型。在该案例中，我们可以决定18总体生境质量得分，为在每个情景下模拟每一个物种。Cur 表明在当前景观类型的栅格组，在  $G_{s_{cur}}$  范围之内。然后，在当前景观类型条件下，物种范围之内的平均生境质量得分如下：

$$Q_{s_{cur}} = \frac{\sum_{x=1}^{G_{s_{cur}}} Q_{xj_{cur}}}{G_{s_{cur}}} \quad (4.7)$$

式中， $Q_{xj_{cur}}$ 是指当前景观LULCj的栅格x的生境质量得分。如果栅格x的当前生境为空置，则 $Q_{xj_{cur}}=0$ 。我们应该给予在当前景观的所有9种物种的平均归一化生境质量得分。

$$R_x = \sum_{j=1}^X \sigma_{xj} R_j \quad (4.8)$$

然后，我们可以重复上述步骤，计算未来景观情景下每个物种s和 $Q_{xj_{fut}}$ 组的栅格 $G_{s_{fut}}$ 生境质量。

## 4.1.6 参考文献

- Ando, A, J. Camm, S. Polasky, and A. Solow. 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. *Science* 279:2126-2128.
- Czech, B., P. R. Krausman, and P. K. Devers. 2000. Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *Bioscience* 50:593-601.
- Forman, R. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of landscapes and regions*. Cambridge Univ Press. New York.
- Forman, R. 2003. *Road ecology: science and solutions*. Island Press. New York, New York.
- Franklin, J.F. and D. B. Lindenmayer. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:349-350.
- Hall, L.S., Krausman, P.R. and Morrison, M.L. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25(1):173-182.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cae, P., Calhoun, A., Cramer, V., Cullen, P. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* 11:78-91.
- MacArthur, R., E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ. McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52:883-890.
- Nelleman C, Kullered L, Vistnes I, Forbes B, Foresman T, Husby E, Kofinas G, Kaltenborn B, Rouaud J, Magomedova M, Bobiwash R, Lambrechts C, Schei P, Tveitdal S, Gron O, Larsen T. 2001. GLOBIO. Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. UNEP/DEWA/TR.01-3.
- Nelson, E., S. Polasky, D. J. Lewis, A. J. Plantinga, E. Lonsdorf, D. White, D. Bael & J. J. Lawler. 2008. Efficiency of incentives to jointly increase carbon sequestration and species conservation on a landscape. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 105: 9471-9476.
- Noss, R. F., M. A. Connell, and D. D. Murphy. 1997. *The science of conservation planning: habitat conservation under the endangered species act*. Island Press. Prugh, L., K. Hodges, A. Sinclair, and J. Brashares. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:20770.
- Ricketts, T. H. 2001. The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *American Naturalist* 158:87-99.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, and J. M. Melillo. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277:494.
- Wilcove, D. S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips, and E. Losos. 1998. Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *Bioscience* 48:607-615.

## 4.2 生境风险评估

### 4.2.1 概要

生境条件的优劣决定着其能提供的生态服务。举个例子，很多人为压力源，如捕鱼、气候变化、污染物排放和沿海过度开发都影响着滨海生态系统向人类提供有价值物品与服务的能力。随着人类活动干扰加剧，就十分需要一些同时具有快捷、清晰和可重复特征的方法来评估各种管理计划下的人类活动带来的风险。InVEST生境风险评估模型可以帮助用户去评价人类活动对沿海与海洋生境的影

响及其对生态系统服务的潜在威胁。InVEST HRA模型与前者一样，都能帮助用户辨别出特定地表或海域上人为活动影响最强烈的区域。虽然以往都是运用生物多样性模型来评估人类活动怎样影响生物多样性，但 HRA模型能更好地运用在发掘现在与未来人类活动带来的风险来选择减缓风险的最佳管理策略。我们建立起HRA模型并检测及讨论其在海洋与沿海生态系统的可靠性，毫无疑问它能运用于地面系统及活动物种的评估。

人类活动如鲑鱼养殖与沿海发展等，对包括海草丛、海藻林、红树林和群礁这些生境造成生态风险，可用不同的人类活动对相应的生境造成影响及其生境受到威胁的结果的函数体现。尤其通过空间与时间的直接叠加或一些间接影响（如在一个封闭的海湾捕获有鳍鱼类可能导致水质退化因此阻碍港湾内的鳗草生长，尽管netpens不能直接越过长满鳗草的河床）能增加暴露在压力源下的风险。其所导致的结果取决于人类活动对生境面积与密度的影响及生境从这些影响中恢复的能力，如生态恢复及重建过程等。而模型输出的结果有助于我们在特定的研究区域中或在不同情景预测中去理解人类活动与气候变化对生境造成的相对风险；同时也能帮助我们确定人类活动可以通过在生态系统服务间做出权衡来转移风险，旨在补偿生境生态系统的结构与功能的海洋区域；其还能帮助我们优化保护区域的选择和把空间规划的设计配置运用于海洋和陆地系统。

#### 4.2.2 简介

如海草林和鳗草丛等近岸生境可以提供多种有价值的生态系统服务，包括保护海岸线免受风暴影响，为鱼苗提供温床和碳固定等等。随着这些生境被人类活动破坏，它们所能提供的生态系统服务也受到影响。如今在滨海生态系统里，人类活动对沿海地区陆地与海洋的负面影响越来越普遍。最近国际研究发现全球海域没有一处地方不受到人类活动的影响(Halpern et al. 2008)。因此，加深人类活动对滨海生态系统影响的位置与强度的理解是促成成功的沿海与海洋管理的重要一步。而InVEST HRA模型能帮助用户去评价人类活动对这些生态系统健康的威胁。

##### **InVEST生物多样性模型与InVEST生境风险评估模型**

生态保护的初衷是保护生物多样性，因为其及生物系统服务保护密切相关。正如一些人把生物多样性本身视为生态系统的一项服务，InVEST 模型中生物多样性模块视之为自然系统里的独立属性，且它拥有自己的内在价值（InVEST 模型并不货币化生物多样性）。InVEST 模型之所以拥有生物多样性模块是因为自然资源管理者和环保组织者都更想理解生物多样性与生态系统服务在空间上的耦合机理及管理活动如何影响它们。生物多样性模块模型使用生境质量与稀有程度来衡量多样性。

当全力开发一个类似的模型斑块用于海洋系统时，考虑到数据可用性（如缺乏对海洋系统的土地使用及覆盖地图的模拟）和思维差异（如渔业科学中流行的风险评估框架），致使我们去完善一个生境风险评价模型，下一章节将详细介绍这模型。

生物多样性模块模型与HRA模型都能被用来确定人类活动带来最高风险的地域与海域。确实，当两种模型被分隔在海洋与陆地工具箱时，他们可被应用于各种系统。然而，它们的建模方法在很多方面上都存在差异。首先，HRA模型中的暴露-结果的框架能解译模型结果帮助用户探索哪种管理方法能最有效地减少风险。举个例子说明，易受威胁且威胁结果严重的生态系统可作为集约管理的目标，对那些少暴露于人类源压力下但受威胁结果严重的生态系统可以结束监测和减少人为干预，除非其暴露程度增加。其次，HRA模型数据不确定性的、懂的、柔性结构与清晰的可视化容易导致其用户同时陷入数据盈余和缺乏状况。

最后相较于在海洋上使用，生物多样性模块模型更好地被用于陆地上，因为其需要土地使用及覆盖地图作为输入项。而HRA模型能同时用于海洋与陆地系统。

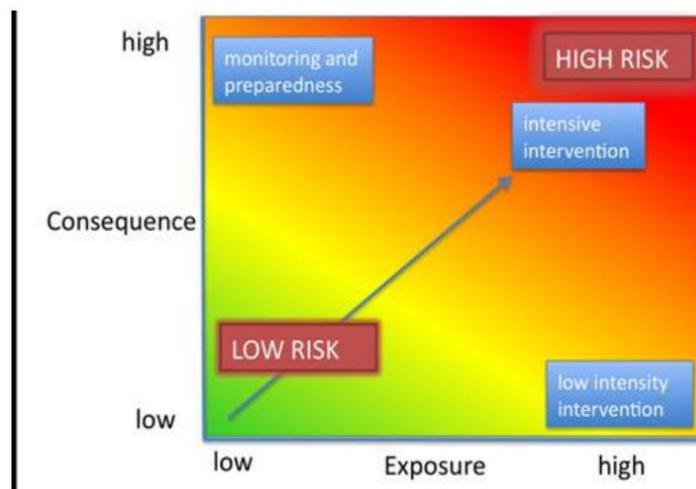


图4.3 与人类活动接触较多的栖息地，结果将面临较高风险。策划暴露在该情节的结果数据允许用户可视化风险，并评估哪些类型的风险更能被人工干预有效的减缓（由外生人为因素多产生的风险，右上区域风险空间）和通过风险监控和防范哪类风险更好的识别（由内生生物物种因素驱动的风险）。(Dawson等，2011)。

风险评估在生态毒理学领域有悠久的历史，而其现在作为一个新兴的有效方法在以生态系统为基础的渔业管理得到运用(Astles等，2006, Hobday等，2011)。风险评估以往是用来确定危害物能造成负面结果的可能性(Burgman 2005)。对于海洋生态系统管理，风险评估是用来评估人类活动阻碍完成理想的海洋管理目标的可能性。在HRA模型中，我们定义风险为人类活动减少近岸生境质量从而导致其提供生态系统服务能力损伤的可能性。近些年来，研究人员在评估人类对海洋

生态系统的影响研究上取得重要的进展。然而，这里很多方法都不能普遍运用，原因是他们把研究重点放在单一部门的影响如渔业等等(Astles et al. 2006, Hobday et al. 2011)或者只具有有限的易懂性和灵活性因为其基于专家意见(Halpern et al. 2008, Teck et al. 2010)。HRA模型中海洋InVEST模块模型建立在这些方法之上可以帮助用户以一个易懂、可重复和灵活的方式去评估各种人类活动对重要沿海生境造成的风险。

### 4.2.3 模型

人类活动对沿海及近岸生境造成的风险可以用生境暴露于活动程度与暴露的结果两者间的函数表示。用户需要在模型输入包括生境分布于人类活动点的底图，活动的时间与强度数据和现有管理在保护生境的作用效果信息才能确定暴露程度。同样地，用户需要在模型输入生境可视化损失和恢复能力的信息才能确定暴露结果。数据来源可以是全球范围内同行研究与本地可获得的精细数据的结合。模型的输入与结果都可作为更好的信息上传至共享可用。

HRA模型可产出两种尺度下的风险信息及不同形式的输出。在研究区域或情景预测中人类活动对生境造成的相对风险差异在地图以栅格比例显示。表与代表风险的点(如图4.3所示)展现了不同活动对研究区域和情景预测中的子区域内每一个生境造成风险的贡献程度。当作为完整的海洋InVEST分析中的一部分运行时，HRA模型可被用来判断哪种人类活动最优可能与其他生态系统服务产生交易。于是，这个模型可以帮助管理者在减少近岸生境风险的效率上和维持提供人类需求的生态系统服务方面上来优化和评估管理策略。

#### 模型如何运行

HRA模型可以整合有关生境暴露在每一个压力源的信息及其暴露后果的信息来以单个栅格和分区域规模形式估计和生产出生境风险地图。举例说明，暴露程度取决于生境与人类活动的地理上的重叠，重叠的持续时间，压力源的强度及管理措施缓和影响的程度。暴露后果取决于压力源影响下生境损失程度，生境结果的变化及其从这些影响中恢复的能力(如重组及重建等历来生物特性)。其建模过程非常灵活，在一个特定案件中出现影响着暴露程度与结果的无关默认因子，他们就会被排除或被备用标准替换(详见人类活动对生境造成风险章节)。我们先从用于栅格单元规模的方法阐述，接着再介绍其与用于子区域输出的方法的区别。

#### 人类活动对生境的风险

模拟人类活动对生境造成的风险可以分为以下四步：

步骤一：此步骤涉及判断生境暴露于压力源可能性及其暴露后果。暴露程度

(E)和后果(C)取决于每一个属性被分配的一套标准等级评定(通常为1-3分,0代表无分数)。我们已为用户提供了科学研究中运用频繁的一套标准,但标准可以任意添加或删除。默认标准的评分向导会在下文总结,同时HRA预处理程序提供的表格会对基于1-3分的评分的作出简短介绍。值得注意的是我们把空间重叠视为暴露标准之一,区别于其它默认标准。在研究区域的每一个栅格里,如果一个压力源与一个生境在空间重合,那么空间重合为1,模型就会运用其它标准的信息和以下的公式计算E和C。当一个压力源与一个生境在一个特定的栅格里没有重合,那么我们就假定为空间重合为0,且E,C和风险都为0。空间重合取决于用户使用模型时提供的压力源和生境空间图层。至于其他标准的分数则是用户提供给模型的。

为了保证准确性,我们推荐用同行文献或发表报告中的现成数据来评分,当然了,你可以随意使用任何你觉得准确性高的数据。对于每一个分数的分配,你也可以表明用来评分的数据的质量和此标准相对于其他标准的加权重要性。这可以让你给得分置信度高的标准,或者对系统风险贡献度更高的标准分派更贴切的权重。因此,总体来说暴露程度E和后果C的分数计算是基于暴露值的加权平均数 $e_i$ 和每一个标准i的结果值 $c_i$ 如下所示:

$$E = \frac{\sum_{i=1}^N \frac{e_i}{d_i \cdot w_i}}{\sum_{i=1}^N \frac{1}{d_i \cdot w_i}} \quad (4.9)$$

$$C = \frac{\sum_{i=1}^N \frac{c_i}{d_i \cdot w_i}}{\sum_{i=1}^N \frac{1}{d_i \cdot w_i}} \quad (4.10)$$

式中: $d_i$ 标准i表示数据质量比率, $w_i$ 表示标准i的重要权重,N为每种生境评价标准数量。

步骤二:第二步是结合暴露程度与响应值去给每个压力源—生境联合体生成一个对应的风险值。风险值计算有两个选项。

对于欧几里得风险计算,压力源j造成生境i的风险可以暴露产生后果的地方与来源的欧几里得距离计算。

$$R_{ij} = \sqrt{(E-1)^2 + (C-1)^2} \quad (4.11)$$

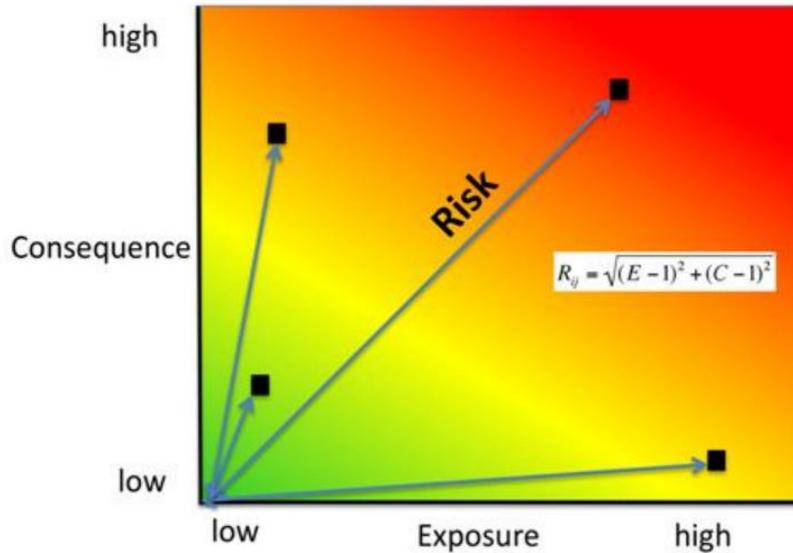


图4.3 风险源下生境暴露程度与暴露后果的差异

如图4.3, 多元风险评估, 压力 $j$ 所引起的生境 $i$ 的风险, 作为总曝光接触和得分结果产物。

$$R_{ij} = E \cdot C \quad (4.12)$$

用户可以选择使用哪一个风险函数。正如前言介绍里讨论的一样, 近来若干文章都在监测海洋渔业, 存量、生境和生态系统的风险(Halpern et al. 2008, Teck et al. 2011, Hobday et al. 2011, Williams et al. 2011, Samhoury and Levin 2012)。在每一个实例中, 坐标轴信息表达都用于计算总风险。在InVEST HRA模型使用中, 我们指定坐标轴的两轴为暴露程度与后果。初始敏感测试表明, 总体上欧几里得方法与成倍相乘方法在同样最高或最低的风险物种上达成一致, 然而在中等风险里的物种等级次序存在差异, 主要取决于 $E$ 和 $C$ 的值。欧几里得方法也许比成倍相乘方法能提供更为保守和高的整体估计。如果 $E$ 和 $C$ 的值存在广泛差异, 则欧几里得方法将会生成相对比较高的风险结果。相反, 成倍相乘方法趋向生成较低的且保守性更小的风险值与高风险 $E$ 和 $C$ 相关。如果在你的研究系统中包含那种暴露程度小但暴露后果风险大的生境(如在珊瑚与小虾拖网作业区域一般都避开珊瑚礁), 同时你想要采用预防机制, 那我们就建议你选择欧几里得方法。任何一个方法将会生成有用的结果。我们已收录这解释以便你从假设中深刻理解功能的不同。

步骤三: 在这一步骤里, 模型会量化所有压力源对生境的累积风险。生境的累积风险 $i$ 就为每个生境总风险评分的总和,

$$R_i = \sum_{j=1}^J R_{ij} \quad (4.13)$$

步骤四: 模型会辨别那些处于风险热点的生境区域。来自人类的压力源在一

些区域影响巨大从而导致生态系统结构与功能严重受损。在这些区域里，人类活动与一系列生态系统服务间可能存在着权衡关系。因此，用户可以自行考虑这些生境因功能缺失而不能作为其他InVEST生态系统服务模型的输入项（详见结果解译章节的指导导论，看在多种情境下如何运用风险热点去确定人类活动中的权衡）。基于单独压力源或多种压力源累积效应造成的风险，对应每种类型的生境里的每个栅格可分为HIGH（高），MED（中）和LOW（低）三个风险等级。HIGH等级分类指的是栅格的累积风险分数比任一个压力源-生境结合体的最大风险值大66%，或者是比总体可能累积风险大66%。总体可能累积风险的计算是基于研究区域里特定的一个栅格中压力源的最大数目（详见下一段）。举例说明一下，如果在整个研究区域中单个栅格中压力源最多可能不超过3个（如农田径流，海水养殖和海洋运输业），那么最大重叠压力源等于3。如果单元格里单独压力源或累积压力源分数在33%—66%之间，则可归类为MED，单元格里单独或累积风险分数分别占单独压力源或累积压力源的0—33%之间，则可归类为LOW。

累积压力源的最大数目只能用户自己输入。研究区域中压力源的总数就是输入的最大值。然而，在现实中不见得所有压力源在一个单独栅格中重叠。原因是压力源空间分布存在差异（一些压力源如海岸建设是沿着海近岸的而航运是离岸的）和一些压力源从来没有在一个确切同样的地方共存过（如沿海建设发展旅游业和水产养殖业）。通过在某些地点运行模型，我们可以得知累积压力源数目一般来说为3或4，但用户可以自行检测自己地图上压力源的重叠或者运用重叠分析模型来计算压力源重叠的最高值。

步骤五：在最后一步里，用户可以自行评估比栅格分辨率还高或比研究区域面积还小的子区域尺度的风险。在海岸与海洋空间规划过程中，子区域尺度通常作为政府地区规划中的边界单位（如沿海区域、州和省的规划）。子区域尺度的风险输出可用来判断哪些活动在特定区域里对生境风险贡献最多，这信息可被参考用来制定能减少特定生境暴露于这类活动影响的对策，如减少暴露程度或迁移活动发生场地等。模型可以为子区域尺度下每一个生境生成风险规划标签来比较所有活动的暴露程度和后果分数。这些标签可以帮助读者理解如果通过管理行动减少生境在某特定活动下的暴露能否减少风险，或者风险后果已发生哪种较难被管理行动阻止（详见上述图1）。同时，模型可以在子区域尺度下为每生境与压力源共同体生成列有E、C与风险分数的表格，和计算此区域中某个特定的压力源造成的风险值占累积风险的百分比。值得注意的是，空间重叠（一个默认的暴露标准）中的子区域分数是基于子区域中生境碎块与人类活动的重叠（下文将详述细节）。依照其它E和C标准，子区域的分数是研究区域内所有栅格的E和C分数的平均值。风险值可以用欧几里得方法与成倍相乘方法来估算（详见上文）。

### 详细标准暴露与结果

模型可以在任意标准使用下评估生境区域风险。模型一开始默认提供一套典型标准可供用户选择。除了在单个栅格尺度上的空间重叠外，这些标准都被设定范围1-3,无分为0，但我们并未限制这些标准范围永远在0-3。如果有其他重要的文献用了别的分值范围，只要与单个模型运行中分值评定兼容，那么模型可以采纳其他分值范围（如1-5或1-10）。值得一提的是，在任何尺度下使用0分就说明了在模型运行中提供的标准并不是需要的。

### 生境暴露于压力源

一个压力源对一个生境造成的风险在一定程度上取决于生境暴露于这个压力源。压力源可以直接或间接影响生境。由于我们对间接影响认识不足且难以追踪，只能靠空间重叠来模拟压力源直接影响生境造成的风险。此外，还得仔细考虑空间重叠的持续时间、压力源的强度及其管理对策能否减少或者增加暴露程度。

**1. 空间重叠：**模型运用生境与压力源的分布地图来检测研究区域里的空间分布。生境类型可以是生物的（如蔓草或海藻丛），又或者是非生物的（如硬或软的底面）。生境具体分类由用户定义。举个例子，生境可以由分类群（如珊瑚礁、海草丛和红树林等）、物种（如红树林和海榄雌林）或者任何用户倾向的分类来定义生物生境或非生物生境。但是用户应该记住为了这些改动细节有用同时能改变模型的生成结果，这些生境分类需与不同生境对它们的压力源相应的差异一致。

模型也需要用户输入每个压力源分布及其关于它影响区域信息的地图。每个压力源影响区域就是压力源在输入地图里超越其真实足迹边界的影响力的距离。对于一些压力源（如遮住鳗草丛水面以上结构）这个距离就非常小；而对于其他压力源（如水产业养殖沿海带营养物可扩散300-500米）距离就非常大。模型能通过使用一个压力源的影响区域，来建立一个中间产品地图，来反映压力源足迹与影响区域间的缓冲区域。模型运用生境与压力源缓冲区域的地图来估计单个栅格或子区域尺度里每个生境与压力源的空间重叠。

对于每一个栅格单元，如果生境与一个压力源重叠则为1，那么模型使用其他标准的分数来计算暴露程度、后果及其风险。如果没有重叠，那模型就认为这个栅格单元里暴露程度、后果及风险为0。在子区域尺度下，模型计算涵盖与每一个压力源重叠的每个生境的碎片区域，接着模型就会把这些区域挑入最大为1的评分范围来看它们能否适合评分其他标准的范围。举个例子说明，如果一个生境被一个压力源重叠50%而我们的评分范围为0-3，那么有 $3 \times \text{重叠} + 1 \times (1 - \text{重叠}) = 2$ 。最后，模型根据子区域暴露分数的平均值在平均空间重叠分数。如果没有重叠，则暴露程度、后果及风险为0。如果没有暴露程度分数但空间重叠确实存在，则分数为彻底的空间重叠的分数。

**2. 时间重叠等级：**所谓时间重叠就是生境与压力源空间重叠的持续时间。

一些压力源如永久水上建筑物是整年的，一些则为季节性的如某一捕鱼活动。同样的，一些生境如红树林是整年的而其他如海草丛为短暂的。

我们使用以下分类来给时间重叠分类分别为高(HIGH)，中(MEDIUM)和低(LOW)

选择“无分”意味着从你的评估里排除这个标准。

	High (3)	Medium (2)	Low (1)	No score (0)
Temporal overlap	Habitat and stressor co-occur for 8-12 months of the year	Habitat and stressor co-occur for 4-8 months of the year	Habitat and stressor co-occur for 0-4 months of the year	N/A

选择“不记分或无分数”从你的评估中排除这个标准

**3. 强度评比：**生境暴露于压力源程度不但取决于生境与压力源是否空间和时间重叠，也涉及压力源的强度率。强度标准视特定压力源而定。举例说明，富营养压力的强度与鲑鱼养殖的联系在于养殖鲑鱼的数量及其有多少污染物排向周围的环境。又或者，破坏性的贝类捕获的强度与捕获次数与活动有关。你可以凭借这强度标准来研究一个压力源强度的变化怎么影响其对生境的风险。例如，在未来情景分析中，通过改变强度率的分数来看鲑鱼养殖地理存量的变化，也可以使用这排名去整合研究区域里不同压力源强度的差异。

我们使用以下分类来给时间强度分类分别为高(HIGH)，中(MEDIUM)和低(LOW)

选择“无分”意味着从你的评估里排除这个标准。

	High (3)	Medium (2)	Low (1)	No score (0)
Intensity	High intensity	Medium intensity	Low intensity	N/A

选择“不记分或无分数”从你的评估中排除这个标准

**4. 管理对策效果评比：**管理功能能限制人类活动对生境的负面作用。举个例子，相关政府能让鲑鱼养殖者进行休渔来减少污染物排放也能让附近的海草丛能到恢复。因此，有效的管理对策能减少生境暴露压力源的程度。在区域中每个压力源管理的效果都是相较于其他压力源评分的。如果有一个压力源非常好管理以至它比其他压力源对系统的压力很小，其管理效果归类为“非常有效”。一般来讲，大多数压力源的管理往往无效。毕竟，你把他们视为对生境有影响的压力源。你可以用这个标准来探讨不同情景中的管理变化，如海岸建设的影响由大变为小。

我们使用以下分类来给管理效果分类分别为高(HIGH)，中(MEDIUM)和低(LOW)

选择“无分”意味着从你的评估里排除这个标准。

	High (3)	Medium (2)	Low (1)	No score (0)
Management effectiveness	Not effective, poorly managed	Somewhat effective	Very effective	N/A

选择“不记分或无分数”从你的评估中排除这个标准

### 暴露风险

生境被一个压力源威胁风险取决于暴露后果，而后者又取决于一个生境的抵抗及其恢复能力，这可以以四个关键属性来判断：面积变化，结构变化，自然干扰的频率和恢复特性。我们将在下面一一解释：

**1. 面积比率变化：**面积变化可以用被特定压力影响且反馈敏感的生境区域面积变化百分比来衡量。生境在特定压力源影响下损失很大比例的面积则为高度敏感，反之为低度敏感抵抗性更强。

我们使用以下分类来给面积变化分类，分别为高(HIGH)，中(MEDIUM)和低(LOW)。

选择“无分”意味着从你的评估里排除这个标准。

	High (3)	Medium (2)	Low (1)	No score (0)
Change in area	High loss in area (50-100%)	Medium loss in area (20-50%)	Low loss in area (0-20%)	N/A

**2. 结构变化：**对于生物生境，结构变化就是在暴露在特定压力源下生境的结构密度的变化百分比。生境暴露在特定压力下损失高比例结果则为高度敏感，反之为低度敏感抵抗性更强。对于非生物生境，结构变化就是生境维持的结构损伤数量。脆弱的非生物生境可以在完全或部分损伤中维持，然而其他不能在损伤中维持的生境则抵抗性更强。

我们使用以下分类来给结构变化分类，分别为高(HIGH)，中(MEDIUM)和低(LOW)。

选择“无分”意味着从你的评估里排除这个标准。

	High (3)	Medium (2)	Low (1)	No score (0)
Change in structure	High loss in structure (for biotic habitats, 50-100% loss in density, for abiotic habitats, total structural damage)	Medium loss in structure (for biotic habitats, 20-50% loss in density, for abiotic habitats, partial structural damage)	Low loss in structure (for biotic habitats, 0-20% loss in density, for abiotic habitats, little to no structural damage)	N/A

**3. 自然干扰频率：**如果一个生境被自然频繁干扰的方式类似于人类源压力源，它可能就对外来的人类源压力源具有更好的抗压性。对于每个生境和压力源结合

体而言，这个标准评分是分开的，例如已经适应了多种营养条件从而使生境对鲑鱼小规模养殖导致营养负荷产生更高的抗性。然而，强烈风暴能帮助生境增加对大规模捕鱼的抵抗力，因为这两者对生境的影响途径相似。

我们使用以下分类来给自然干扰频率分类，分别为高(HIGH)，中(MEDIUM)和低(LOW)。

选择“无分”意味着从你的评估里排除这个标准。

注意：以下后果标准是恢复属性。这些包括生物长久特性如再生率及重建方式对生境干扰后恢复的能力的影响。对于生物生境，我们把恢复视为关于自然死亡率，重组频率，成熟年龄与连通性的函数。

	High (3)	Medium (2)	Low (1)	No score (0)
Frequency of natural disturbance	Annually or less often	Several times per year	Daily to weekly	N/A

选择“不记分或无分数”从你的评估中排除这个标准

**4. 自然死亡率**（只适用于生物生境）：拥有高自然死亡率的生境一般更为多产和恢复能力更强。

我们使用以下分类来给自然死亡率分类，分别为高(HIGH)，中(MEDIUM)和低(LOW)。

选择“无分”意味着从你的评估里排除这个标准。

	High (3)	Medium (2)	Low (1)	No score (0)
Natural mortality rate	Low mortality (e.g. 0-20%)	Moderate mortality (e.g. 20-50%)	High mortality (e.g. 80% or higher)	N/A

选择“不记分或无分数”从你的评估中排除这个标准

**5. 重组频率**（只适用于生物生境）：重组的频繁通过增加外来繁殖体在受干扰区域重建群落的几率来增加恢复潜能。

我们使用以下分类来给重组频率分类，分别为高(HIGH)，中(MEDIUM)和低(LOW)。

选择“无分”意味着从你的评估里排除这个标准。

	High (3)	Medium (2)	Low (1)	No score (0)
Natural recruitment rate	Every 2+ yrs	Every 1-2 yrs	Annual or more often	N/A

选择“不记分或无分数”从你的评估中排除这个标准

**6. 成熟年龄**（恢复时间）：能较早成熟的生物生境比那些成熟晚的生境能更快从干扰中恢复。这里我们指示的成熟是整个生境的成熟（如成熟的海藻林），而不是单个生物体的生理成熟。对于非生物生境，拥有较短的恢复时间的生境(如

泥滩能减少暴露在人类活动的后果)。与之对比，由基岩组成的生境恢复只能在地质年代尺度，极大加重暴露后果。

我们使用以下分类来给成熟年龄分类，分别为高(HIGH)，中(MEDIUM)和低(LOW)。

选择“无分”意味着从你的评估里排除这个标准。

	High (3)	Medium (2)	Low (1)	No score (0)
Age at maturity/recovery time	More than 10 yrs	1-10yrs	Less than 1 yr	N/A

选择“不记分或无分数”从你的评估中排除这个标准

7. **连通性**（只适用于生物生境）：幼虫分散及生境通道密集可以通过增加外来繁殖，提高在受干扰的地区重建群体的机会来增加生境恢复潜力。

我们使用以下分类来给连通性分类，分别为高(HIGH)，中(MEDIUM)和低(LOW)。

选择“无分”意味着从你的评估里排除这个标准。

	High (3)	Medium (2)	Low (1)	No score (0)
Connectivity	Low dispersal (less than 10km)	Medium dispersal (10-100km)	High dispersal (>100km)	N/A

选择“不记分或无分数”从你的评估中排除这个标准

### 空间直观标准的运用

作为能给一个标准设定等级从而运用到整个研究区域的途径，模型可以被输入空间直观标准。这些标准设定能直接用于任何暴露程度或后果标准。举例说明，用户可以区分研究区域内一个特定生境或物种的高低重组能力。空间直观标准是一类在特定区域内每个属性都能包括一个独立等级的矢量图层。（详见HRA预处理章节，里面含更多如何在一个完成模型运行中准备和运用空间直观标准的信息。）

### 得分数据质量指南

风险评估是一个综合过程，其需要大量关于人类与生态系统多方面属性的数据。高质量的数据能支持风险评估某些方面而其他方面则可能受限与数据可获性和高不确定性。用户有权对数据质量评分并给风险计算中置信度高的标准提高权重（公式2和3）。我们希望通过在模型里包含数据质量评比的选项，用户可以意识到评估中一些来源的不确定性，因此，在使用源于低质量数据的结果时格外小心。此外，从这评分程序获取的信息可以用来指导研究或检测效果来提高数据的质量和可获性。我们建议用户第一次运行模型时，要运用在所有标准下数据质量

都一致的分数（如1）来确定整体模式是否只在压力源与生境关系之间有意义。其次，如果用户没有校正所给的标准内数据质量的信息，就应该使用2或3再次运行模型来指明数据质量的最低可能性。

Best data	Adequate data	Limited data
Substantial information is available to support the score and is based on data collected in the study region (or nearby) for the species in question.	Information is based on data collected outside the study region, may be based on related species, may represent moderate or insignificant statistical relationships.	No empirical literature exists to justify scoring for the species but a reasonable inference can be made by the user.

对于每个暴露程度与后果的分数，用户能指明用来决定浮动尺度下的分数的数据的质量，其中1指明对数据质量不清楚，其它的可视为逐渐可靠的数据。

### 模型限制与假设

#### 模型限制

1. 数据质量限制结果：输入数据的可获性与质量可限制模型结果的准确性。使用一些高质量数据，诸如那些来自研究区域内若干选址都能重复的本地物种评估，在过去十年内比运用从遥远位置采集回来的有限的时空覆盖率的低质量数据将能获得更准确结果。大部分情况下，用户将会需要一些来自地理位置上压力源与生境结合体的数据，那是因为大部分关于一些压力源影响的数据只能从世界上少数地点采集。为了克服这些数据限制，我们分析中包含数据质量分值。这种分值能让用户为低质量数据降低标准。

2. 结果应该被解译为相对尺度：由于评分过程的特性，结果会用来比较在研究区域内若干生境内人类活动带来的风险（变化范围可从局地小尺度变为全球大尺度），但这应该不能被用于比较不同分析的风险计算。

3. 结果不会反映过去人类活动的影响：**HRA**模型不会明确考虑过去人类活动对当前风险的历史效应。曾经暴露在过去人类活动可能会影响当今和未来人类活动影响的后果。如果用户有生境暴露在人类活动的历史数据（如在时间或空间范围内）和关于这怎么样影响当前后果分数的信息，就能把这些信息输入分析中得出更准确结果。

4. 结果是基于标准的同量加权，除非用户明确加权标准的重要性或数据质量。模型假设每个标准（如空间重叠和重组结构）的影响对于风险判断都是同等重要来计算暴露程度和后果分数。每个标准的相对重要性都不清楚，所以我们都假设它们都是同等重要。但是，用户也可以在判断整体风险中对每个标准加权重要性。

#### 模型假设

1. 一般来讲，文献中关于压力源对生境影响的信息只是来自于少数地区。

如果使用全球性的可用数据或者其他地方的数据，用户就得假设全球的生态系统对特定压力源的响应方式都相似（如地中海的鳗草丛对水产业的响应方式与不列颠哥伦比亚的鳗草丛一致）。为了避免全面使用这个假设，只要有可能，用户就应该选择使用本地数据。

2. 风险累积是递增的（与协同或拮抗相对）。对多种压力源与海洋生态系统的相互关系仍理解不深（详情参考Crain等2008）。相互关系可能是递增、协同或者拮抗的一种。然而，我们预测将要发生的相互关系类型的能力十分有限。由于缺乏能决定这些类型的条件的可靠信息，模型就假设其为递增，因为其是最简单的途径。因此，模型也许会高估或低估累积风险，取决于研究区域内发生的压力源的设定。

#### 4.2.4 数据需求

模型有一个界面是用来输入所有必需和可选的数据以及一系列用来给全部标准及其数据质量评分的逗号分隔值(CSV)文件。这里我们概述一下用户在界面看到的选项及模型将用到的地图和数据表格。首先我们介绍输入必需项，再介绍可选项。

运行这个模型，需要三个步骤：

1. 运行HRA预处理程序工具
2. 填写CSVs评定等级
3. 运行生境风险评估模型

##### **HRA预处理**

在运行HRA模型之前，很有必要去整合和评估所有可适用标准的信息。这可以通过运行预处理程序来完成，接着可编辑作为结果的CVSs。如果你刚运行模型，又或者从之前的HRA预处理运行目录里的“生境—压力源—评级”，你就可以越过这一步去运行生境风险评估工具。运行工具时，先执行HRA预处理工具，接下来就进入用户图形界面。

这里有好几个地方都能用作工具输入。无论何时，你都可以点击右边蓝色问题符号来获得额外向导。

1. 工作空间位置（必需）：用户需要指定工作空间文件夹路径。HRA预处理运行时会在这个工作空间生成名为“habitat\_stressor\_ratings”文件夹。这个文件夹将会保存特定模型运行时所有的相关用来标准评分的CSVs

2. 计算生境与物种的风险：在这里你将选择用来模型运行输入的生境和物种。所有这些输入都应该指向一个目录来包括所有你想用来运行模型的已命名生

境或物种的图层。文件命名没有要求包含特定的数字。每个目录都应该相互独立以避免输出发生错误重复，同时只包含你评估中想要的图层，所有图层都得投影在相同的投影坐标。

3. 压力源图层目录：用户应该选择一个文件夹来包含将要与生境或物种叠加的压力源。这个目录只能包括模型需要的压力源，所有图层都得投影在相同的投影坐标。

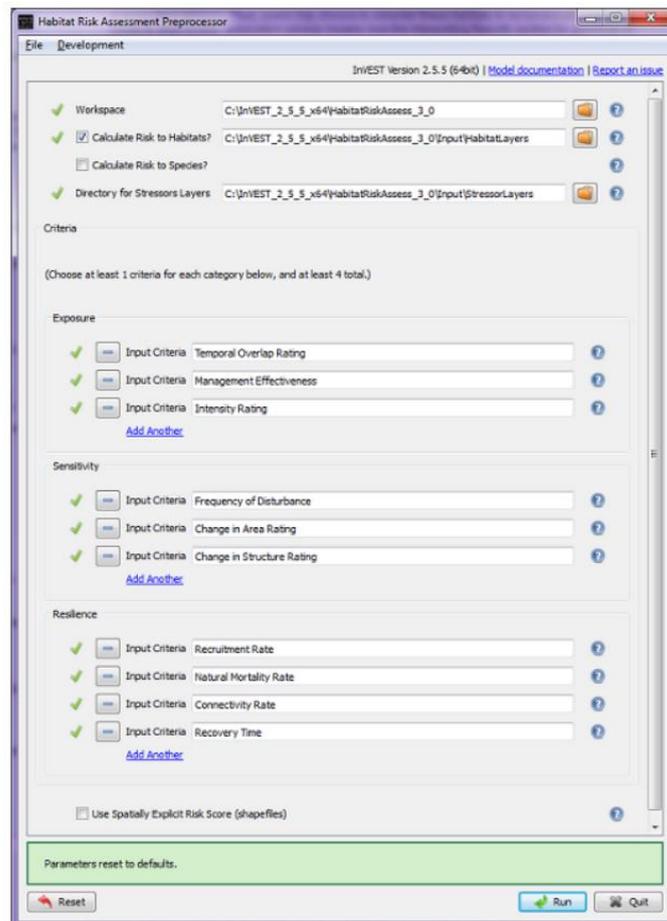
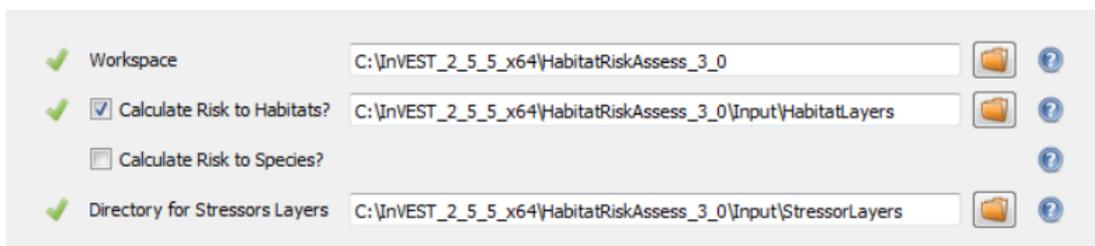


图4.4: HRA预处理用户主界面



4. 标准：我们已把标准分为三种类型，分别为暴露程度、敏感度和恢复力。暴露程度标准是针对于生境与压力源联合体，其将会用于风险模型公式中的暴露程度部分。敏感度标准也可用于一个特定的联合体，其用于风险公式中的后果部分。恢复力标准倾向于运用在风险公式的后果部分，但其是针对整个生境的。在

用户界面中加载一个标准到以上类型中的一个可以决定用户在HRA模型输入中怎样评分。内带的默认标准来源于同行文献，其被系统推荐于风险评估，但需要的话，用户可自行添加或移除标准。如果默认的标准不能用于系统模拟过程或者不能准确适用于风险评估的所有过程，那么只能选择这一项。

The screenshot displays a user interface for selecting input criteria for an HRA model. It is organized into three main sections: Exposure, Sensitivity, and Resilience. Each section contains a list of criteria, each with a green checkmark, a minus sign icon, a text box containing the criterion name, and a question mark icon. Below each list is an 'Add Another' link.

Category	Input Criteria
Exposure	Temporal Overlap Rating
	Management Effectiveness
	Intensity Rating
Sensitivity	Frequency of Disturbance
	Change in Area Rating
	Change in Structure Rating
Resilience	Recruitment Rate
	Natural Mortality Rate
	Connectivity Rate
	Recovery Time

图4.5 三大种类：暴露度，敏感度，恢复力，对应于特定压力，特定重叠和特定生境标准。

5. 可自行判断空间标准是否可用或需要：有些矢量图层文件可以为评估中特定的标准提供更多的直观的细节。如果需要空间直观标准，这个输入应指向包含所有空间标准的外部目录。为了模型正常运行必须依照一个严谨的存放结构。在这个目录文件夹里，必须包含3个子文件夹分别代表敏感度、暴露程度和恢复力。矢量标准要放在这些文件夹里。将要使用的Shapefiles里每个属性必须包含属性“评分”，其是空间标准的评分值所需要的地图里的浮点或整数值。

- 任何抵抗力文件夹里的标准只能用于指定生境。它们的命名应按照habitatname\_criterionname.shp。标准命名包括一个字之上用下划线分开

- 任何暴露程度文件夹里的标准只能用于指定生境和压力源间的重叠。它们的命名应按照habitatname\_stressorname\_criterionname.shp. Criteria names, 标准命名包括一个字之上用下划线分开。

•任何敏感度文件夹里的标准只能用于指定生境和压力源间的重叠。它们的命名应按照habitatname\_stressorname\_criterionname.shp. Criteria names, 标准命名包括一个字之上用下划线分开。



6. 工具运行：运行时会在你的工作空间生成一个叫habitat\_stressor\_ratings目录。注意如果在这工作空间中同样名字的文件夹已存在，旧的就会被删除。如果完成后可以为这个目录改名，其包含一系列文件其形式都是habitatname\_ratings.csv, 以及一个叫stressor\_buffers.csv文件。HRA 3.0样本数据里包含一个简单的文件夹是运用于HRA模型运行叫habitat\_stressor\_ratings\_sample, 其包含一些预设的与加拿大温哥华西岸的采样数据相关的标准值。

### Ratings CSVs

habitat\_stressor\_ratings文件夹里包含的CSVs将提供所有用于生境风险评估运行的标准信息。其包括两类分别是生境重叠CSVs和压力源缓冲CSVs。前者不仅包含生境特定标准的信息，也包括生境与所有相关的压力源重叠影响的全部标准。后者只是一个简单的文件包含评估里所有压力源所需要的缓冲。

当预处理程序运行时，CSVs会包含无数字的评分，也只有怎么在每个评分中填写数字的向导。用户应该使用最好的现成数据源来获取评分信息。应在每一列填写如下信息：

1. “排名”这是衡量一个标准相对于整个生态系统对特定的生境或压力源影响。数据可以来自于全球范围的同行文献或者本地可获的优尺度数据来源的结合。模型的输入信息与结果都会上传成为可用的有效信息。我们会提供0-3范围上比较常用的标准向导，但这都是基于信息在不同尺度下可获的前提下。同时要注意，所有CSVs的评分信息都得在同样的尺度下，不用管上边界是什么。

HABITAT NAME				
	Rating	DQ	Weight	E/C
<b>HABITAT ONLY PROPERTIES</b>				
recruitment rate	<center (3) every 2+ yrs, (2) every 1-2 yrs	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
natural mortality rate	<center (3) 0-20%, (2) 20-50%, (1) >80%	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
connectivity rate	<center (3) <10km, (2) 10-100km, (1) >10	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
recovery time	<center (3) >10 yrs, (2) 1-10 yrs, (1) <1 y	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
<b>HABITAT STRESSOR OVERLAP PROPERTIES</b>				
<b>eelgrass/CommSalmonTrill OVERLAP</b>				
frequency of disturbance	<center (3) Annually or less often, (2) Se	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
change in area rating	<center (3) 50-100% loss, (2) 20-50% los	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
change in structure rating	<center (3) 50-100% loss, (2) 20-50% los	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
temporal overlap rating	<center (3) co-occur 8-12 mo/year, (2) 4	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	E
management effectiveness	<center (3) not effective, (2) somewhat e	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	E
intensity rating	<center (3) high, (2) medium, (1) low, (0)	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	E
<b>eelgrass/FishshAquacultureComm OVERLAP</b>				
frequency of disturbance	<center (3) Annually or less often, (2) Se	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
change in area rating	<center (3) 50-100% loss, (2) 20-50% los	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
change in structure rating	<center (3) 50-100% loss, (2) 20-50% los	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
temporal overlap rating	<center (3) co-occur 8-12 mo/year, (2) 4	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	E
management effectiveness	<center (3) not effective, (2) somewhat e	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	E
intensity rating	<center (3) high, (2) medium, (1) low, (0)	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	E
<b>eelgrass/RecFishing OVERLAP</b>				
frequency of disturbance	<center (3) Annually or less often, (2) Se	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
change in area rating	<center (3) 50-100% loss, (2) 20-50% los	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
change in structure rating	<center (3) 50-100% loss, (2) 20-50% los	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C
temporal overlap rating	<center (3) co-occur 8-12 mo/year, (2) 4	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	E
management effectiveness	<center (3) not effective, (2) somewhat e	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	E
intensity rating	<center (3) high, (2) medium, (1) low, (0)	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	E
<b>eelgrass/ShellfishAquacultureComm OVERLAP</b>				
frequency of disturbance	<center (3) Annually or less often, (2) Se	<center (3) best, (2) adequate, (1) <	<center (3) more important, (2) eq	C

图4.6 初始创建后，CSVs将包含无评级，仅指导范围0-3的已知标准。然而，如果有大量的评估数据，用户应随时填写在不同范围内的评级，但应确保所有ALL CSVs范围一致。

2. “DQ”这一列呈现的是评分列导出的分数的数据质量。这里模型允许用户去给一些不太可靠的数据来源降权，或给一些完善的标准加权。我们提供了范围1-3评分系统的向导，只要尺度是一致用户可以用任何他们觉得可行的上边界。下边界**经常**都为1，除非用户希望移去整个标准分数。

3. “权重”：当用户觉得对系统有必要的话可以加权标准，而不依赖于源数据质量。我们提供了范围1-3评分系统的向导，只要尺度是一致用户可以用任何他们觉得可行的上边界。下边界**经常**都为1，除非用户希望移去整个标准分数。

4. “E/C”（可选）：这一列反映的是提供的标准是否能用于所选的风险公式里的暴露程度与后果部分。用户可一个一个标准来手动修改。然而，我们强烈不推荐这种做法。如果用户想改变标准的配置，最好在抵抗力、暴露程度和敏感度类别里HRA预处理界面里修改标准配置。系统默认，抵抗力和暴露程度类别里的任何标准都会指派给风险公式中后果（C），而暴露程度类别里的标准则会指派给公式中暴露程度（E）。

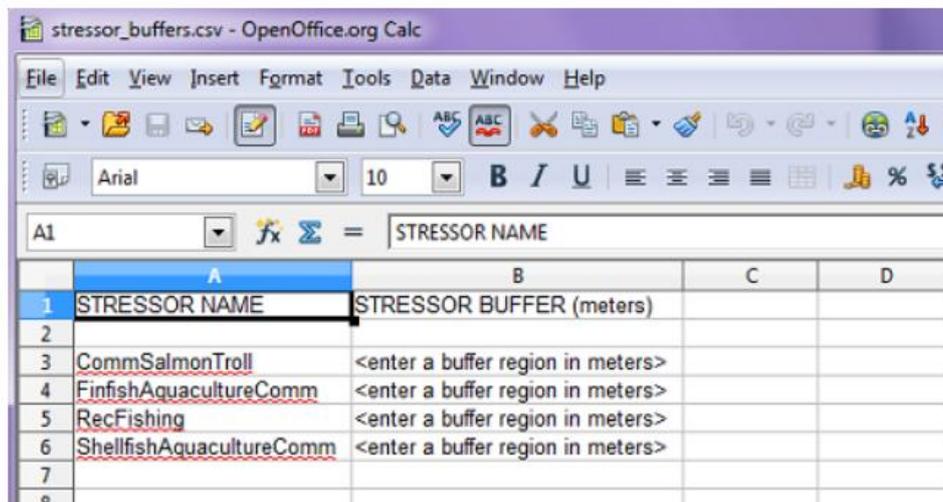
在生境CSVs填写生境特定标准信息的同时应该也填写用于给定重叠的所有标准。在压力源缓冲CSV填写所需要的数字化缓冲，当模型运行时其是用来扩展指定压力源的影响。如果指定压力源没有合适的缓冲则为0，但不能不填。

任何使用空间直观标准的标准，都得在CSV用‘SHAPE’字样在生境、压力源和联合标准的评分列上注明。用户仍可以在这些标准里添加数据质量和权重的信息，但不能移除‘SHAPE’项，除非不再需要在那个属性使用空间标准。

### 生境风险评估

HRA模型中主要的计算部分由生境风险评估执行程序来完成。首先我们介绍所需要的输入，其是模型运行最起码的数据要求。

1. 工作空间(必选): 用户需要指定一个工作空间路径。推荐用户在模型运行的每一步都创建新的文件夹。



2. 标准分数文件夹 (必选): 在HRA预处理工具运行后，就会生成一个文件夹包含所有收集的生境和压力源的标准。这个输入将会指派到包含所有CSVs的外部文件夹。

3. 分析分辨率 (必选): 在栅格单元尺度下图层分析需要比例尺。其将定义每个单独风险栅格的宽度和高度。这必须的是个整数。用户使用的生境数据的分辨率和生境在空间分布的尺度得基于这个大小。举个例子，比较小的海藻丛斑块一般为100-200平方米，这大概是模型运行时我们推荐的最小分辨率。如果输入的生境数据比较珊瑚礁，最小也得500平方米比较好。如果你检测你的风险输出会发现，生境斑块的边缘在风险上有常规的和明显的差异，就得考虑提高你的分辨率。我们建议第一次运行模型时用低分辨率（500米或1000米）来验证模型是否运行顺利。接着才采用高分辨率来运行。

4. 风险公式 (必选) 在这个选项选择用来计算特定生境风险的公（详见人

类活动对生境威胁的章节)。用户可以选欧几里得风险模型或成倍相乘风险模型。

5. 衰减公式 (必选): 这个选项影响压力源的“影响区域”(如缓冲距离)怎么运用于风险。压力源缓冲区CSV中, 每个的缓冲距离可以分解来提供准确的压力源足迹外的影响状况。衰减公式在E的值进入风险公式前把全部暴露程度评分项(如联合空间重叠, 时间重叠, 强度和管理效果)分解。对于每个像元, 模型使用分解后的暴露分数的值。分解选项如下所示。选项“None”会运用于完全暴露于压力源足迹加上缓冲区的总范围。“Linear”和“Exponential”选项会应用一些既定公式使模型从足迹边缘分解直到缓冲距离的程度。

6. 最大标准分数 (必选): 在评估中最大标准分数是用户在标准评分中记录的最高值。这将被用作上限值来与其他评分分数作比较。举个例子, 在模型运行中评分分数在0-3变化, 那么这个上限为3.如果用户选择用一个不同的尺度来评分, 这应该也是分派给这个标准的最大值。如果模型运行使用空间直观标准, 这个值则为分派给一个标准属性或者一个CSV标准评分的最大值。

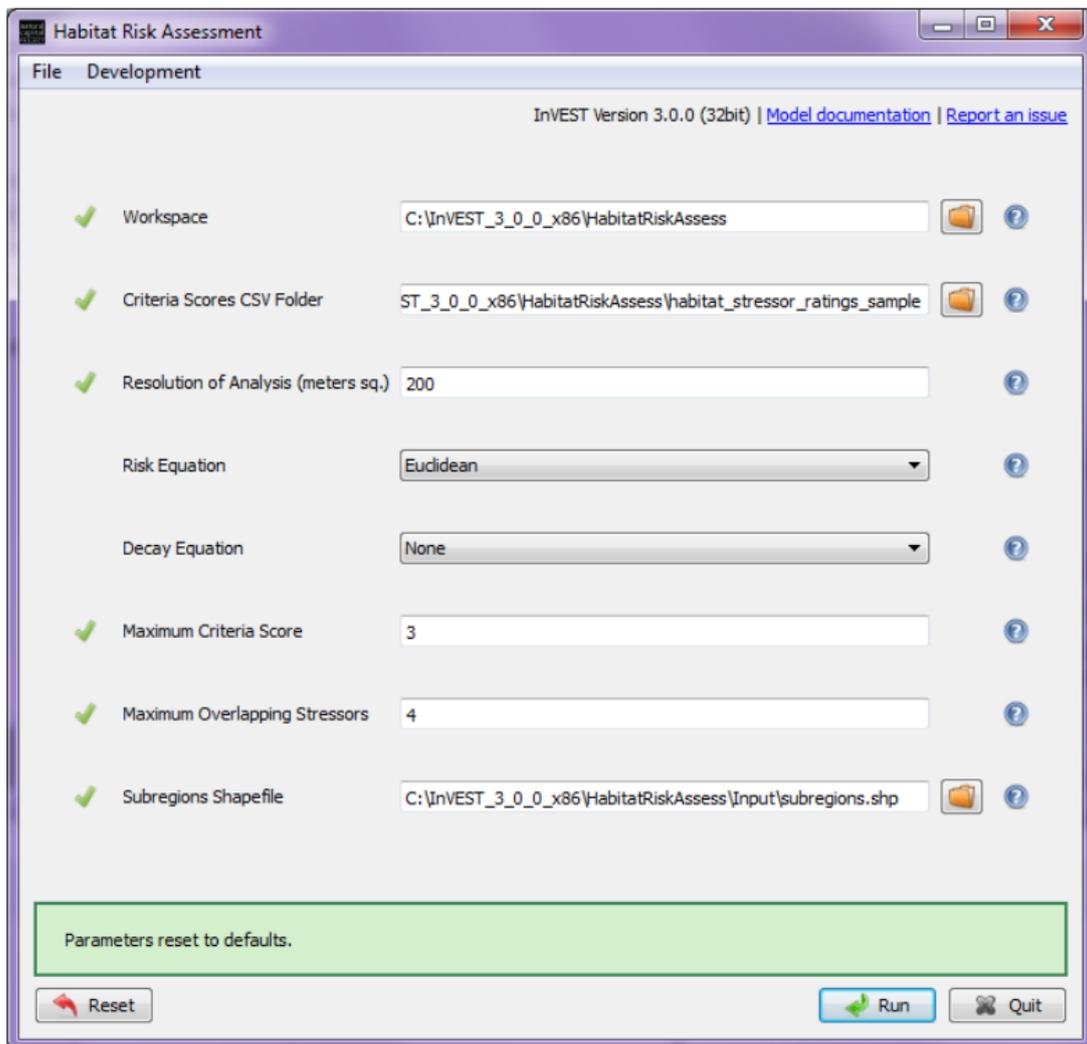


图4.7 HRA 3.0主要可执行文件

7. 最大重叠压力源数目(必选): 在分析区域里压力源重合有最大个数限定。这将会用于判定指定生境的低、中和高风险。如果提供的重叠压力源数目太低, 结果可能会显示中和高风险的区域比现实的多。相反, 如果提供数目太高, 就很难使区域突破阈值显示中或高风险。如果不确定有多少压力源重叠, 我们建议在加权前先运行重叠分析工具。

8. 使用子区域的Shapefile (必选): 模型会使用子区域的Shapefile来生成生境和压力源下每个子区域内暴露程度、后果和风险平均值的HTML表。此外, 如果风险公式选择是欧几里德, 模型将也会生成一系列图表, 这些图表能清楚展示暴露程度及后果的评分和子区域下每个生境与压力源联合体的风险结果。它也将能生成反映研究中所有子区域生境的累积生态系统风险。每个子区域Shapefile属性必须包括一个“Name”属性为了能更好得融入子区域求平均过程。如果一个子区域数据不能用于所给的研究区域, 区域的一个AOI可以用来去获得每对生境和压力源的平均数据。然而, AOI必须也包含一个“Name”属性。

#### 4.2.5 结果说明

模型输出:

一旦成功完成模型的运行, 你将在你的工作空间看到名叫“临时文件”和“输出”的文件夹。这两个文件夹保持所有的输出包括用于模型完成运行的临时或最后的输出结果。一般来讲大多数用户只对输出文件夹数据感兴趣, 故我们将在以下仔细描述所有的输出。

临时文件文件夹:

临时文件文件夹包含所有出来计算最后输出的文件。在这文件里所有栅格用的像素大小是用户遵循“分辨率分析”章节里规定那样执行。

`\Intermediate\Criteria_Rasters\spatial_criteria_name.tif`

如果用户在评估中包括所有空间直观标准, 那么这个文件夹会包括那个矢量图层的栅格化形态, 同时在“评分”属性出现像素值。

`\Intermediate\Habitat_Rasters\habitat_name.tif`

评估中包含的涉及所有生境或物种的所有矢量文件的一个栅格化形式。

`\Intermediate\Stressor_Rasters\stressor_name_buff.tif`

这是在相同文件夹中压力源名字的TIF文件的拷贝, 但包括每个压力源各自的缓冲距离值。如果一个所给压力源缓冲距离为0, 这将会成为栅格化矢量文件的准确拷贝。对于其他文件, 缓冲值所要的数目将会用在CSVs评分章节中“压力源缓冲距离”里设定的数值, 选择从生境风险评估章节里的“衰减公式”部分中的

公式来从1衰减到0。

`\Intermediate\Overlap_Rasters\H[habitat_name]_S[stressor_name].tif`

用来展现每对生境或物种栅格与缓冲压力源栅格重叠的栅格

`\Intermediate\H[habitatname]_S[stressorname]_C_Risk_Raster.tif`

用来展现所给生境与压力源重叠的最后风险计算的后果部分的栅格

`\Intermediate\H[habitatname]_S[stressorname]_E_Risk_Raster.tif`

用来展现所给生境与压力源重叠的最后风险计算的暴露程度部分的栅格

`Intermediate\H[habitatname]_S[stressorname]_Risk_Raster.tif`

包括所给的生境与压力源联合体的最后风险计算是栅格。这个风险栅格考虑到每个运用在生境和压力源的标准以及用户特定的风险公式。

输出文件夹：

以下将简要介绍每一个HRA模型的最后输出。每一个这输出文件都保持在“输出”文件夹，而这个文件夹在用户规定的工作空间目录里保存。

## GIS

`\Output\maps\recov_potent_H[habitat_name].tif`

这个栅格图层描述的是给定生境内每一个单元的恢复潜能。恢复潜能一般是基于自然死亡率，重组率，成熟及恢复时间年龄和连通性而确定，尽管这些能被用户改变，如果用户要改变所要的标准。对于一些对判断哪个生境更能缓和人类压力源威胁，且能抵抗高压感兴趣的用户来说，恢复潜能十分有用。特别是低恢复潜能的生境更容易受到不断加强的人类活动的威胁。

`\Output\maps\ecosys_risk.tif`

这个栅格图层描绘的是每个栅格单元里所有生境的全部累积风险分数的总和。其最好被解译为在一个栅格单元内所有生境的风险综合指标。举个例子，在一个近岸栅格里包括一些珊瑚礁，红树林和软垫面的生境，那么ecosys\_risk值反映的是对单元里三个生境的风险。“ecosys\_risk”值增加了意味着，单元里暴露在压力源的生境数目增加。

`\Output\maps\cum_risk_H[habitat_name].tif`

这个栅格图层描绘的是，在多个生境的基础上，一个栅格里所有压力源的累积风险。举个例子说明，“cum\_risk\_eelgrass”描绘的是，所有压力源对生境鳗草从“eelgrass”的风险。累积风险可以由每个压力源的风险分数的总和求出（例如，更多的压力源导致更高的累积风险）。这个图层对于那些想知道一个研究区域中

的特定生境的累积风险怎么变化的人来讲十分有意义。

`\Output\maps\[habitat_name]_RISK.shp`

这些shapefiles是生境特性而由风险数量来归类的。Shapefiles里每个特征都有一个‘CLASSIFY’属性，可以是‘LOW（低）’/‘MEDIUM（中）’/‘HIGH（高）’，取决于每个所包含的与风险阈值相关的风险数目。以上等级的阈值可以由两种途径中的一个来确定。一个指定的生境像元内，如果生境—压力源风险像元占总潜在风险的比例大于66%，或者生境风险地图占全部用户统一的最大潜在风险的比例大于66%（这由一个生境内最大重叠压力源数决定），则可认为高风险。中等风险用同样的定义参考，就是风险占33%与66%之间。低风险则是低于33%。在评估里最初用的每个矢量文件都有一个生境风险Shapefiles。

`\Output\HTML_Plots\risk_plot_AOI[aoiname].html`

这些图展现了所给予区域中每个生境的累积风险。每个生境和物种都有一个点图。在生境的点图里，每个压力源都有一些表示的点。每个点都用暴露程度与后果的值来制图的。如果风险公式是欧几里得公式，在所选的AOI里从压力源的点到原始点的距离，表示的是生境与压力源配对的平均风险。有最高暴露程度分数和最高后果分数的压力源对生境风险最大。通过管理减少风险，对于高暴露程度而非高后果导致的高风险更为有效。

`\Output\HTML_Plots\ecosystem_risk_plot.png`

这图展现了在子区域尺度下，研究区每个单独生境的累积风险。这图可用来决定哪个生境在人类活动下导致最高风险，或者如果这风险最有可能由高累积暴露或高累积后果所导致。

`\Output\HTML_Plots\Sub_Region_Averaged_Results_[yr-mon-day-min-sec].html`

这个HTML表是，每个提供的子区域内所有生境和压力源配对的数据索引。对于所有的配对，表格提供平均暴露程度、后果、风险和风险比例（总潜在风险的比例）。

日志文件

`hra-log-yr-mon-day-min-sec.txt`

任何时候模型运行文本文件都会显示在工作空间文件夹里。这个文件会记录那次运行汇总的所有参数值同时根据时间日期来命名。

参数日志信息可以用来判断每个情景模拟中详细配置信息。

## 4.2.6 参考文献

- Astles, K. L., Holloway, M. G., Steffe, A., Green, M., Ganassin, C., & Gibbs, P. J. 2006. An ecological method for qualitative risk assessment and its use in the management of fisheries in New South Wales, Australia. *Fisheries Research*, 82: 290-303.
- Burgman, M. 2005. *Risks and decisions for conservation and environmental management*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Crain, C. M., Kroeker, K., & Halpern, B. S. 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, 11: 1304-1315.
- Dawson, T. P., Jackson, S. T., House, J. I., Prentice, I. C., & Mace, G. M. 2011. Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. *Science*, 332: 53-58.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., et al. 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319: 948-952.
- Hobday, A. J., Smith, A. D. M., Stobutzki, I. C., Bulman, C., Daley, R., Dambacher, J. M., Deng, R. A., et al. 2011. Ecological risk assessment for the effects of fishing. *Fisheries Research*, 108: 372-384.
- Samhouri, J. F., and P. S. Levin. Linking Land- and Sea-Based Activities to Risk in Coastal Ecosystems. 2012. *Biological Conservation* 145(1): 118-129. doi:10.1016/j.biocon.2011.10.021.
- Teck, S. J., Halpern, B. S., Kappel, C. V., Micheli, F., Selkoe, K. A., Crain, C. M., Martone, R., et al. 2010. Using expert judgment to estimate marine ecosystem vulnerability in the California Current. *Ecological Applications* 20: 1402-1416.
- Williams, A., Dowdney, J., Smith, A. D. M., Hobday, A. J., & Fuller, M. 2011. Evaluating impacts of fishing on benthic habitats: A risk assessment framework applied to Australian fisheries. *Fisheries Research*, In Press

## 4.3 海水质量

### 4.3.1 概要

沿海、河口区域，对水质有效管理在人类与生态系统健康方面发挥着重要的作用。如果缺乏污染物扩散的认识，将严重阻碍管理决策的发展与应用，从而导致严重的水质污染问题。我们开发海洋水质模型，运用物理传输和生物化学过程来模拟水质变量(污染物质)的扩散，并对由于管理决策和人类活动导致的生态系统结构变化做出响应。因此，模型通常用来评估管理决策和人类活动如何影响沿海、河口生态系统的水质。尽管，水质不是一个生态系统服务，InVEST 海洋水质模型可以联合其他 InVEST 模型来评估水质何种变化程度可能会影响其他水生生态系统服务(渔业，水产养殖，水上娱乐)，以及这些生态系统服务的何种开发利用程度(水产养殖)会反过来影响水质状况。

### 4.3.2 简介

由于各种管理决策和人类活动所导致的污染物的排放，可能会引起许多类型的水质问题和对水生生态系统和人类健康构成严重的潜在风险。因此，随着人

类活动在沿海和海洋生态系统的加强,近年来水质管理受到越来越多的关注。因为许多过程(物理传输、生物地球化学和人为过程等)影响水质,很难确定水质问题源头和预测水质的发展。基于物理和生物地球化学原理的数值模型可以帮助管理者和决策者调查各种水质问题,如高浓度的细菌和有毒化学物质,缺氧,富营养化(Park 1996)。

污染物进入河口生态系统,经由水体运动(即物理运输),同时在运输时它们的浓度受到生物地球化学过程的影响而变化。因此,物理和生物地球化学过程相结合来确定污染物的归宿。我们开发海洋水质模型,运用物理传输和生物地球化学过程来模拟在海岸和河口生态系统的水质状态变量的分布和归宿(如致污物或污染物)。模型允许用户改变各种来源的污染物载荷,源头可能包括污水处理厂、城市径流、暴雨下水道、没有净化的系统、工业排放、居民点、水产养殖农场。例如,探索替代管理方案的影响,用户可以通过增加,删除或水产养殖农场的变化,来改变污染物或营养负荷。他们还可以设定由于土地管理所带来的污染物或营养负荷。

海洋水质模型的主要输出结果,是一个反应各种管理决策环境下的水质状态变量的浓度地图。通过探索浓度地图,用户可以用明确的空间位置方式,来评估管理与发展战略是如何影响目标区域的水质状况。海洋水质模型可以联合其他模型来评估其他生态系统服务,如渔业、水产养殖、栖息地的质量和娱乐。

### 4.3.3 模型

#### 模型如何运行

海洋水质模型通过解决潮汐平均的水平二维质量平衡方程来计算水质状态变量的空间分布。

$$E^T \left( \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) - \left( U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} \right) + S = 0 \quad (4.14)$$

式中:

- x 和 y 东和北坐标
- C 水质状态变量潮汐平均浓度
- U 和 V 在 x 和 y 方向的平流速度 (如, 欧拉残余水流)
- $E^T$  潮汐扩散参数
- S 表示污染物源或汇

这是典型的平流扩散方程里的一个稳态。前两个左边的公式部分, 第一个

描述潮汐扩散，而第二个描述对流运输。由于欧拉剩余电流，对流运输考虑到质量运输，这通常基于在一个或多个潮汐周期内的一个固定点的平均速度而估算得到。由于潮汐的速度和浓度之间的相关性，以及由于湍流波动所导致的扩散速度和浓度，潮汐扩散通常伴有一定的质量扩散(MacCready & Geyer 2010)。潮汐扩散系数可以通过观察盐度分布或染色实验而估计得到。观察到的潮汐扩散系数显示较大的变化范围从 1 到 161 km<sup>2</sup> day<sup>-1</sup> (表 4.2) (Thomann & Mueller 1987)。注意，在这个模型的未来版本里，ET 将被划分为具体空间区域二级派生的 Ex 和 Ey 组件的二维向量(4.14)。

表4.2 各种河口生态系统中的潮汐扩散参数(ET) (Thomann & Mueller 1987)

Estuaries	Tidal dispersion coefficient (km <sup>2</sup> day <sup>-1</sup> )
Hudson River, NY	52
East River, NY	26
Wappinger and Fishkill Creek, NY	1-3
Delaware River, upper	5-18
Delaware River, lower	18-28
San Francisco Bay, southern	2-16
San Francisco Bay, northern	4-161
Rio Quayas, Ecuador	65
Thames River, England, low flow	5-7
Thames River, England, high flow	28

潮汐弥散系数也可以是河口生态系统潮汐流和长度尺度的函数(MacCready & Geyer 2010)。

$$K = 0.035 \cdot U_T \cdot B \quad (4.15)$$

式中：

- $U_T$  平均深度潮汐流幅度
- $B$  河流系统的长度范围

如果用户拥有潮汐流的信息，方程(4.15)是一个实用的选择，用来估计研究区中具体空间的潮汐扩散系数。结合对流运输和潮汐扩散来确定水质状态变量的物理传输。对于所有水质状态变量物理运输过程采取相同的数学形式。也就是说，只要物质不影响水流运动，物理运输过程不依赖于物质的本质。最后一项(S)在方程(4.14)代表包括内部源/汇和外部源/汇的特定物质组成的生物地球化学过程。如果主要是由于动力学过程和包括从水体污染物加载和去除的 SE。由于不同的水质状态变量受到不同的生物地球化学过程的影响，需要适当的关于每种源和汇的动力学公式 (Park 1996)。

### 生物地球化学过程

与物理传输过程不同，每个水质状态变量是由不同的生物地球化学过程所决定，因此需要适当的动力学公式(Park 1996)。动能公式大多是经验公式，因此必须根据我们对动力学过程最新理解进展进行公式完善。InVEST 海洋水质模型为用户提供了—个灵活的框架，用来更新或添加他们目标材料的生物地球化学过程。—个关于病原体模拟的生物地球化学过程的例子如下所示

### 病原体

病原体是指致病微生物，包括细菌、病毒、原生动物，并且可以来源广泛，包括污水处理厂、城市径流、暴雨下水道、没有净化的系统、工业排放、污染沉积物(Ji 2008)。受病原体污染的水是许多传染病的传播的原因，理解病原体的传播和归宿是水质管理的主要问题之一。地表水的病原体研究通常关注生物指标，如粪大肠杆菌群、E.大肠杆菌或肠球菌，通常认为是一个简单衰减的生物地球化学过程(Thomann & Mueller 1987):

$$S = -K_B C + \frac{W}{VOL} \quad (4.16)$$

式中:

- C 指标生物浓度 (生物单位  $m^{-3}$ )
- $K_B$  衰减率 ( $day^{-1}$ )
- W 指标生物的额外负荷 (生物单位  $day^{-1}$ )
- VOL 水栅格量 ( $m^3$ )

如表 4.3 所示，在淡水(20°C)的总大肠菌群的平均衰减率约为  $1.4 day^{-1}$  和在海水中约为  $48 day^{-1}$ ，但在最佳环境条件下的最大衰变率可能多达  $84 day^{-1}$ 。

表4.3 观测的生物指标衰减率 (表 5.9修正结果Thomann & Mueller 1987).

Indicator organisms	$K_B (day^{-1})$	Note
Total coliform	0.7-3.0 (avg. 1.4)	Average freshwater (20°C)
	8.0-84.0 (avg. 48.0)	Seawater (20°C) (variable temperature)
Total or fecal	0.0-2.4	New York Harbor Salinity: 2-18 ‰ (dark)
	2.5-6.1	New York Harbor Salinity: 15 ‰ (sunlight)
Fecal coliform	37.0-110.0	Seawater (sunlight)
E-Coli	0.08-2.0	Seawater, 10-30 ‰
Salmonella	0.1 - 3.0	Stormwater (20°C), Hamilton Bay (18°C)

Mancini (1978) 做了—个方程来估计指标细菌的衰变速率，作为盐度、温度、阳光和下沉/悬浮的函数。

$$K_B = [0.8 + 0.006(\% \text{ sea water})]1.07^{(T-20)} + \frac{\alpha I_0}{K_e H} [1 - \exp(-K_e H)] \pm \frac{v_s}{H} \quad (4.17)$$

式中:

- T 水体温度 (°C)
- $\alpha$  太阳光参数
- $I_0$  平均太阳辐射率 ( $\text{cal cm}^{-2}$ )
- $K_e$  光限制参数 ( $\text{m}^{-1}$ )
- H 平均深度 (m)
- $v_s$  下沉或再悬浮率 ( $\text{m day}^{-1}$ )

用户可以参考表 4.3 为他们的应用程序找到一个合适的  $K_B$ 。如果用户有足够环境条件的数据(水温、盐度、光信息, 等), 方程(4.17)可以应用于估计  $K_B$ 。

### 边界条件

我们需要定义求解方程(4.14)的海洋和陆地边界条件。海洋边界(即,开放边界)指建模域的毗邻海洋外边界。我们假设水平污染物概要文件(例如 C)是作为一个“冻结模式”的模型中的平流输送。

$$\nabla \cdot C_b = \nabla \cdot C_l \quad (4.18)$$

- $C_b$  内边界点 b 的浓度 (生物单位  $\text{m}^{-3}$ )
- $C_b$  外边界联通点 b 的浓度 (生物单位  $\text{m}^{-3}$ )

另外, C 的运输不允许进入或来源于陆地。

### 数值解法

我们通过使用第一和二阶中心差分扩展和导数推导一个隐式 Crank-Nicolson 组来解方程(4.14)。这个组是无条件稳定的,截断误差为  $O(\Delta h^2)$ ,  $h$  是离散网格单元大小。

#### 4.3.4 模型限制与简化

1. 假设一个稳态条件(没有时间变化模拟结果): 当前版本假设一个稳态条件,不产生随时间变化得模型输出。所以,用户应该意识到,一旦在定义的条件下达到了某个平衡状态,水质模型产生的水质状态变量的空间分布。

2. 水单元的网格大小: 精细的细网格大小能更好的解决模型输出的空间差异。然而,它需要更多的计算和存储。有太多的网格像元计算,可能会导致内存溢出的错误。

3. 物理传输的可信度: 关于物理运输过程的可靠的信息对合理的模型结果具有至关重要的用作。

4. 无垂直运输: 模型中支配物质平衡的方程只考虑水平运输质量; 它模拟垂直平均环境。

5. 建模域的大小: 如果海洋边界太靠近污染物负荷点, 不准确的边界值可能会人为地影响模型的结果。因此, 我们建议用户准备海洋边界不要太靠近污染物负荷位置的网格系统。

### 4.3.5 数据需求

以下是海洋水质模型的数据需求。默认的参数分布于模型中, 通常在工具的首次运行时使用默认值。

- 工作区间: 文件目录用来保存特定模型的输出和中间结果。模型运行完成后的输出将保存在该目录。运行多个情景, 每个情景应创建一个新的工作区间。

- 感兴趣区 (AOI): 一个 ESRI Shapefile 文件, 通常包括表示目标区域的多边形。输出栅范围为多边形面积范围。多边形应该具有投影。

- 陆地多边形: 一个 ESRI Shapefile 文件, 包含一个表示大陆所在的多边形。它应该具有相同的投影。

- 输出栅格大小(m), 水平网格大小, 通常决定污染物密度栅格的输出分辨率。网格越粗糙, 模型运行得越快, 然而更精细的分辨率则需要更多的计算和存储空间。如果一个模型运行遇到内存错误时, 尝试变大栅格尺寸。

- 栅格深度: 在垂直方向的网格大小(m), 即水平网格系统的图层厚度。

- 源点质心: 一个 ESRI Shapefile 文件, 包含点污染源质心的点图层, 必须有一个名为 ID 字段, 表示那个点的独特识别代码。文件应该具有相同的投影。

- 源点负荷表: 在负荷点附近的点源负荷( $g^{-1}$  或生物数  $day^{-1}$ ), 包含至少头 ID 和 WPS, 代表对应的源点质心文件和点源污染物负荷的身份代码。

- 衰减系数(KB): 单位为  $day^{-1}$ 。用户可以参考表 4.3 或使用方程(4.17)来估计 KB。

- 扩散系数 ( ET ): 一个 ESRI Shapefile 文件, 是一个包含名为 named E\_km<sup>2</sup>\_day 的属性字段的点图层, 说明在该点的扩散系数( $km^2 day^{-1}$ ), 可参考公式 (4.14)。该文件必须具有相同的投影信息。这个模型的在未来发布的版本中将包含 x 和 y 分量。

- (可选) 平流向量 (点数据 UV): 一个 ESRI Shapefile 文件, 包含名为 U\_m\_sec\_和 V\_m\_sec\_属性字段的点图层。该文件必须具有相同的投影信息。

### 4.3.6 模型运行

运行海洋水质模型，打开 InVEST 安装目录下的名为 invest-3 文件夹，双击 invest\_marine\_

water\_quality\_biophysical.exe 文件。主界面显示所需的和可选的输入参数，可参考上述数据需求部分的描述。单击运行按钮启动模型。如果模型运行成功将会在窗口中指出，打开文件浏览器查看运行结果。

### 4.3.7 结果解释

#### 模型输出

模型输出的每个文件被保持在用户定义工作区间的输出和临时文件夹内。

输出文件夹

- Output\concentration.tif:

输出栅格显示水质浓度状态(如污染)。负荷单位决定的输出浓度的单位。如果负荷表示为目标生物的数量(质量)，浓度单位是每体积内的生物数量(质量)。

临时文件夹

- Intermediate\in\_water.tif:

这是一个栅格文件，表示在方程(4.14)用于计算的陆地和水的点数据。

- Intermediate\tide\_e.tif:

这是一个栅格文件，潮汐扩散系数 shapefile 文件的内插值，用于确定每个栅格的 ET 值。

- Intermediate\adv\_u.tif and intermediate\adv\_v.tif: 这是一个栅格文件，热平流向量 shapefile 文件(UV 作为点数据)的内插值，分别用于确定 U 和 V 的分量。

### 4.3.8 案例说明模型输入与结果

管理者和利益相关者想估计出的在受保护地区的居民点(休闲浮动的小屋，通常未经处理的废物)所释放的粪细菌的分布，西海岸的温哥华岛，BC，加拿大。我们探索涉及到不同处理级别的情景(大肠杆菌的去除，从而减少负荷)和不同的居民点空间位置布局。图 4.8 和 4.9 展示出在 Lemmens Inlet 的居民点现状(在图 4.8 的条件下，周边区域)。我们用最初的假设，未处理的居民点污染物负荷为每天一百万细菌。在另一个情景假设中，我们模拟了二次废水处理的作用(图 4.9 中 the 23rd and 24th)，假设 95% 的去除率(因此，最初的负荷为每天 50,000 细菌)。

模拟结果，如在图 4.9 中给定居民点位置的大肠杆菌空间分布，图 4.10 为上述所描述的，废水处理的模拟结果。

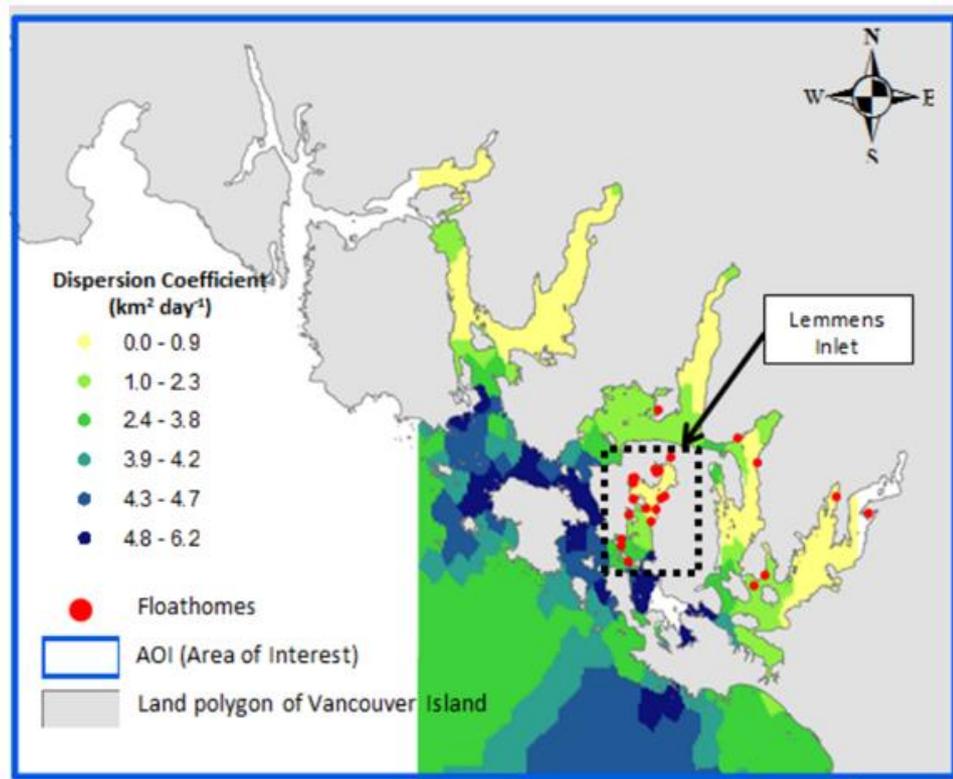


图4.8 Clayoquot Sound 图，BC，加拿大。显示出居民点 (红点) 分布状态。虚线方框表明 Lemmens入口，重新布置居民点和/或处理废水排放影响的感兴趣区域。背景颜色表示区域潮汐扩散参数，关键模型输入。



图4.9 Lemmens入口的放大图，显示居民点位置。重心源点以红色x表示，红色圆圈表示处理废水（23和24）假设95%细菌去除。

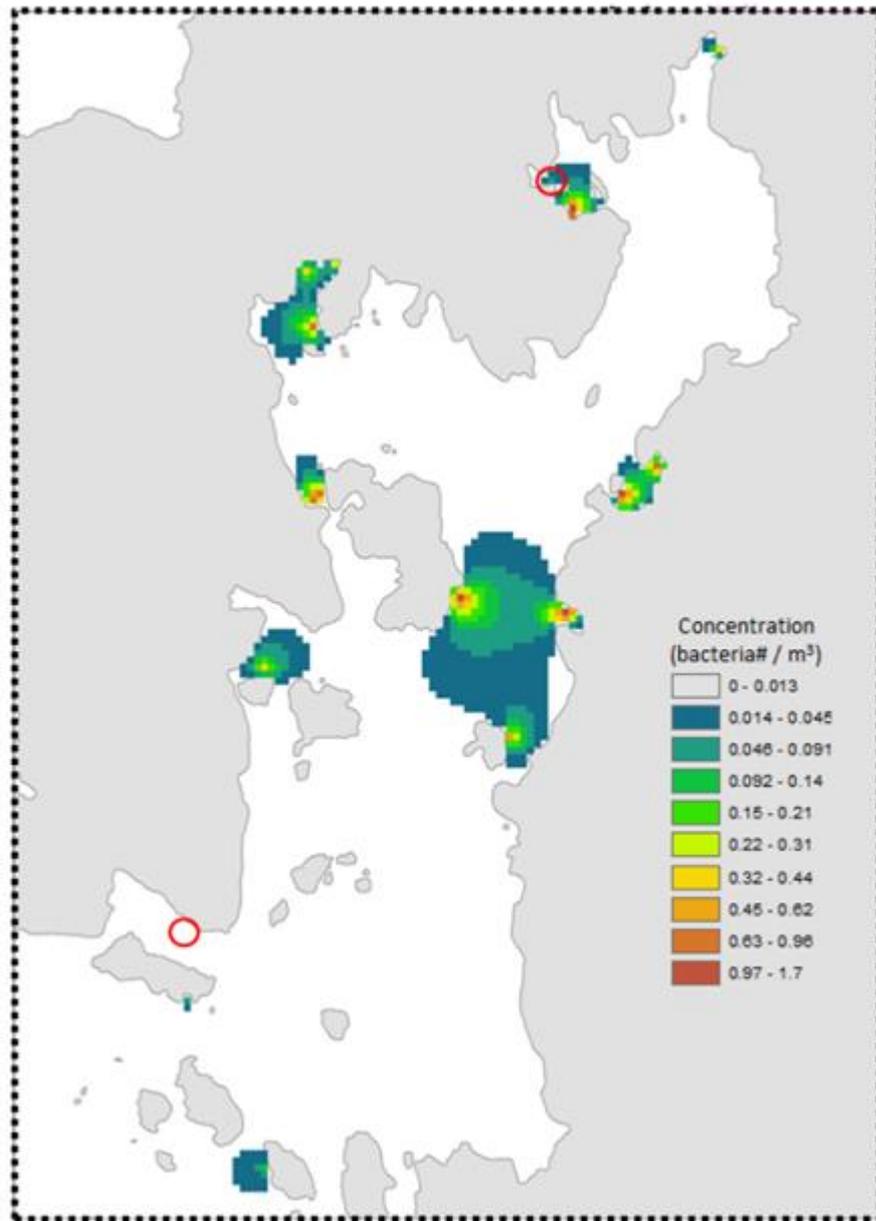


图4.10 在Lemmens入口的大肠杆菌模拟浓度图。红色圆圈表明处理废水。结果仅为示范。

#### 4.3.9 参考文献

- Park, K. 1996. Concept of surface water quality modeling in tidal rivers and estuaries. Environ. Eng. Res. 1:1-13.
- MacCready, P., and W. R. Geyer 2010. Advances in estuarine physics. The Annual Review of Marine Science 2:35-58.
- Thomann, R. V., and J. A. Mueller. 1987. Principles of surface water quality modeling and control. Prentice-Hall, NY.
- Ji Z-G (2008) Hydrodynamics and water quality: Modeling rivers, lakes, and estuaries. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.

## 5 生态系统最终服务

### 5.1 碳储存和固持：气候调节

#### 5.1.1 概要

陆地生态系统储存的碳量高于大气，因此，对受二氧化碳浓度驱动的气候变化具有重要影响。InVEST模型使用土地利用和土地覆盖类型地图以及木材采伐量、采伐产品降解率（harvested product degradation rates）和四个碳库（地上生物量、地下生物量、土壤、死有机物）的碳储量来估算在当前景观下碳储量或者一个时间段内的碳固持。如果还可获得所固持碳的市场或者社会价值及其年变化率，以及贴现率数据，则可以在一个可选模型中估算生态系统固碳服务对社会的价值。该模型的限制和弱点在于碳循环的过于简化，一个时间段内的固碳被假定为线型变化的，以及潜在的不够准确的贴现率。

#### 5.1.2 前言

生态系统通过增减大气中的温室气体，如二氧化碳来调节地球的气候条件。事实上，森林、草地、沼泽以及其他的陆地生态系统总体储存的碳远远超过大气（Lal, 2002）。通过将碳储存在树木、其他的生物质、土壤里面，他们把二氧化碳固定在可以引起气候改变的大气之外。生态系统除了上述具有碳储存功能外，随着时间的推移，许多生态系统还不断地将碳积累到植物和土壤中，从而又“固持”了每年额外的碳。通过火灾、病虫害、植被类型转换（如：土地利用/土地覆盖变化）来干扰这些生态系统可以释放大量的二氧化碳。而改变管理措施，如森林重建或改变耕作方式，可以储存大量的二氧化碳。因此，我们管理这些陆地生态系统的方法在调节气候上是至关重要的。

与其它所有为InVEST模型估算的价值含义相同，在本章，我们主要关注碳储存和固持的社会价值。从市场角度看，在所有生态系统服务功能中，陆地生态系统固碳的经济价值可能是最广泛被认可的（Stern 2007, IPCC 2006, Canadell and Raupach 2008, Capoor and Ambrosi 2008, Hamilton et al. 2008, Pagiola 2008）。固持每吨碳的社会价值等于减少一吨碳进入大气所避免的社会损失（Tol 2005, Stern 2007）。计算社会成本是复杂并颇具争议的（见Weitzman 2007 and Nordhaus 2007b），但已经估算得出排放1吨CO<sub>2</sub>到大气中将造成9.55美元到84.55美元的社会成本。

碳固持和碳储存的社会价值在还有很多基于相关规则和自愿需求的新兴碳市场中也得到了体现。京都议定书——目前解决气候变化的国际性条约，旨在建

立一种以固碳的方式来争取信用度的项目机制，这些信用度也可以出售给需要抵消其二氧化碳排放量的国家。在京都议定书框架下，欧盟排放贸易计划(European Union Emissions Trading Scheme, EU ETS) 允许被参加的欧盟企业交易其排放许可。尽管美国并非京都议定书缔约方，但其芝加哥气候交易所(CCX) 允许相关当事人在自愿的基础上对认证后的排放削减进行交易。欧盟排放贸易计划(EU ETS)和芝加哥气候交易所(CCX)，其价格分别大约是25欧元和60美元/公吨CO<sub>2</sub> (2008.4)。除了这些集中化的市场外，还有大量的场外自愿碳交易市场存在，关于这些交易中排放削减价格的细节，可以参考Conte and Kotchen (2010)。

目前这些市场仅仅适用于碳固定(如，随时间推移的额外碳的储存)，但是，在经济驱动下，首先避免碳从生态系统中释放出来正逐渐受到关注，也就是所谓的“减少砍伐和退化林地的碳排放量”或“REDD”(Gibbs et al. 2007, Mollicone et al. 2007, Mackey et al. 2008)。在联合框架会议关于气候变化的最后一次会议上通过了该项计划，随后的协议将写入京都议定书。REDD的报酬将最终支付给森林所有者，因为他们转变了采伐森林的计划和行动(Sedjo and Sohngen 2007, Sohngen et al. 2008)。统计和查证的争论减慢了这些市场的出现，但是仍然有很多国家却一直盼望私下进行交易。

当市场价格成为估计二氧化碳固持的一种方式的时候，这种价格会反映政策、补贴和其他一些因素，因此这一价格仅仅象征但并不等于固碳为社会服务的真正价值(Murray et al. 2007)。鉴于此，我们建议模型的使用者采用减少碳向大气排放量素避免的损失，而非现存碳市场上的价格来估算碳固持和储存的社会价值。

在景观尺度上管理碳储存和碳固持需要如下信息：碳储存的空间分布和数量，随着时间有多少碳被固持或流失了，而土地利用又是如何在一个时间段内影响碳储存和固持量的。由于土地管理者必须要对何处保护，何处收获/采伐，何处开发做出选择，碳储存和固持地图将是进行影响这些生态系统服务的决策的理想支持工具。

这样的路线图能够为政府、非政府组织和团体制定的一定范围政策决策提供支持。例如，政府可能想提供补贴给农场主来鼓励他们保护森林，以此可以提前完成REDD。了解陆地景观哪一部分储存或固定的最多的碳有助于更有效地支付这些款项。相似地，一个非政府组织也想在高潜力的碳支付土地上投资环境保护，也需要把高水平生物多样性和碳固定兼具的区域作为目标(Nelson et al. 2008)。世界银行的生物碳基金资助越来越多的碳储存和碳汇研究项目，并且期望能估算目前仍然有争议的碳量，使他们选择投资的项目能带来最丰厚利益回报。最终，一家木材公司可能致力于从木材和碳固定信誉的回报中来最大化收益(Plantinga and Birdsey 1994)，而在这一案例中，公司可以将InVEST木材生产模型和碳模型结合使用来评估管理方案。

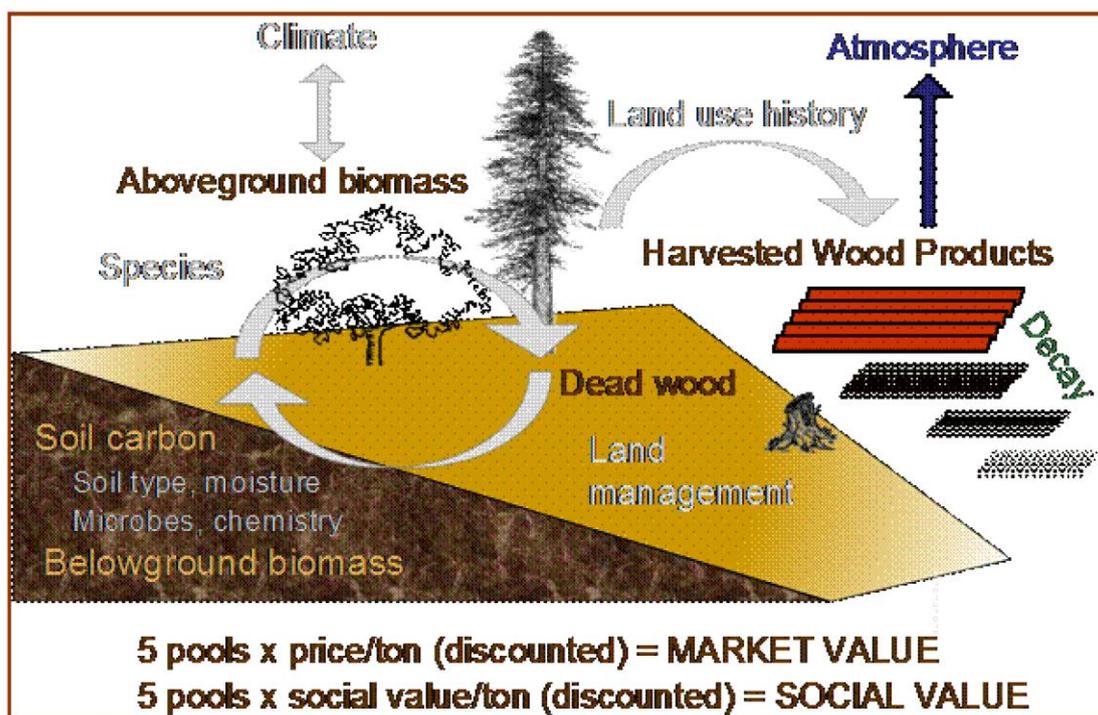


图5.1.1 碳储存和碳固持的概念模型（图中彩色参数为InVEST模型参数，灰色参数尚未纳入模型）

### 5.1.3 模型

环境中已有的碳储存大部分依靠四种基本的碳库：地上生物量、地下生物量、土壤和死亡的有机物质。地上生物量包括土壤以上所有存活的植物材料（例如，树皮、树干、树枝和树叶）。基于InVEST碳模型的目的，我们不考虑地上碳库中极不稳定的碳（如草地和短周期（一年生）的农作物），因为这些碳库（1）相对稀少；（2）更新太快或非常稳定。地下生物量包括这些植物活的根系统。土壤库通常被限制为矿质土壤的有机碳，但也包括有机土壤。同时，死亡的有机物质包括凋落物、倒立或站立着的已死亡的树木。最后，采伐木材产品或相关木材产品斑块(HWPs)，如建材或家具，都属于第五大重要的碳库。跟踪这一碳库的动态非常有用因为它代表了特定产品内不会进入到大气中的碳。

使用土地利用和土地覆盖类型图以及在各个碳库中的碳储存量，这个模型估算：在一段时间内某一地块碳的净储存量，从该地块中采伐的区域移除的总生物量，以及在剩余碳固持量的市场和社会价值。模型的弱点在于碳循环的过于简化，一个时间段内的固碳被假定为线型变化的，以及潜在的不够准确的贴现率。一些对碳固持非常重要的生物物理学指标，例如光合速率和土壤微生物活动等，在模型中也没有考虑（图5.1.1）。

#### 模型如何工作

该模型在规则单元的网格地图上运行（在地理信息系统中称为栅格），如果考虑HWP碳库，还可以运行采伐多边形图或斑块地图。每个单元格被分配给几个土地覆盖/土地利用类型中的一个，其中包括自然和管理类型；每个采伐多边形被分配给一种采伐和HWP衰减率。在栅格环境下运行该模型后，结果大致可归纳为一套粗糙的有规律的土地单位（例如，五公里六边形）转化为实际的所有权或管理单位（例如，单个属性，政治单位，流域）。

对每个LULC类型，该模型需要在上文提到的四种基本碳库（地上部分、地下部分、土壤和死亡的有机物）里的每一个内最低限度地估计碳量。通过查表，模型简单地应把这些估测值应用于LULC地图上，从而产生四种碳库碳储存基本地图。

在第五个碳库，也就是HWP中，模型计算的是每个多边形的价值而不是每种土地利用类型的价值。用户定义每个多边形上采伐的生物量碳量、采伐产品中碳的衰减率（从而产生CO<sub>2</sub>释放）、过去采伐木材的轮伐期。模型利用这些数据计算出多边形中的碳存量，尽管其中大量的碳量也许并不在多边形中了（如运往别处的建材或木质家具）。模型将像元层面的HWP碳值转换为格网单元层面，以从空间上和其他四个碳储存库的格网系统一致。

最后，模型通过将五种碳库的碳储存量相加来评价每个地图单元和整个景观的总碳储存。如果对某个特定碳库碳储存数值并未形成空间分布图，将会造成总碳储存量被低估。模型同时可以输出所模拟景观中当年每一个采伐像元上的总生物量和采伐木材的体积。

如果用户可以提供当前和未来土地利用图，则可以用模型估算一段时间内碳储存的净变化（固持或者损失）及其社会价值。为了估算时间段内碳固持的变化，模型简单地利用了当前的景观格局和预期的未来的景观格局，逐个地图单元地估算碳储存的差异。如具有多个未来情景，则可以比较当前和未来多个情景之间的差异。

模型的输出以每个格网内以吨（Mg）计量的碳，或者根据需要，可以得出以每个格网内以美元计算的固碳的价值。如果用户希望将碳固持用货币单位表示，我们强烈推荐使用碳固持的社会价值。固持每吨碳的社会价值等于减少一吨碳进入大气所避免的社会损失。当用户希望明确在当前市场条件下该景观固碳的交易价值，也可以采用碳交易市场价格。来自陆地生态系统固碳的市场价值就是在诸如芝加哥气候交易所（Chicago Climate Exchange, ECX）中每公吨碳的交易价格。

估价模型基于碳固持量，单位碳的货币价值，货币的贴现率和固碳价值在一个时间段内的变化来估算碳固持（并非碳储存）的价值（图1）。因此，价值评估仅在存在未来情景的情况下才能通过碳模型开展。因为当前市场价格仅仅与碳固持挂钩，所以估值也仅仅针对碳固持而非碳储存。贴现率是固碳价值随着时间削

减的乘数。第一类型的贴现，即标准的金融贴现经济过程，反映了人们由于缺乏耐心和经济发展的不确定性一般对近期利益估值较远期利益要高；第二类型的贴现修正碳固持的社会价值随时间的变化，该数值将随着碳排放对于其气候变相关造成的损失的影响的改变而浮动。如果我们预期当前的碳固持对减缓气候变化的作用大于未来的碳固持，那么第二类贴现率的数值为正。反之，如果我们预期当前的碳固持对减缓气候变化的作用较未来固碳小，那么第二类贴现率的数值为负。

### 不确定性分析

在很多案例中，优先的数据导致难以准确确定不同碳库中的碳量。为了适应这类数据限制，模型具备可选的不确定分析功能。如果用户运行带有不确定性分析的模型，输入与输出都会有影响

如果开展不确定性分析，输入数据必须详述碳在不同碳库内碳量可能的分布。对每一个碳库类型，输入数据必须包括平均值（代表估计的碳的量）以及标准差（展示估算的不确定性）。

当选择进行不确定性分析后，输出不仅包括了非不确定性模型的所有输出，如每个格网单元内碳含量的栅格图示。在计算非不确定性模型的输出结果时，不确定性模型使用用户提供的均值计算，不适用标准差数据。

在这些只采用平均值计算的输出之外，不确定性模型同时产出两种不确定性结果：（1）用来表示我们能够确信发生了碳固持或者碳排放的“确信”栅格，以及（2）输出结果的标准差

### “确信”栅格

当提供不确定性数据时，碳模型将给予均值和标准差数据，凸显碳储量具有非常高可能性增加或减少的区域，并产出“确信”输出栅格。模型根据用户确定的阈值作为判定一个格网单元被凸显处理的最低可能性。

为了计算在一个特定格网单元内碳储量增加或减少的可能性，我们使用土地利用和土地覆盖数据以及HWP碳库数据（如果提供的话）来建立格网单元内当前碳储量的可能数量分布以及单元内未来的碳储两。当前的碳储存的均值为 $\mu_{curr}$ ，标准差为 $\sigma_{curr}$ 。未来碳储存的均值和标准差分别为 $\mu_{fut}$ 和 $\sigma_{fut}$ 。因为我们假设这两者的数据都是正态分布的，我们用下式来估算未来碳储存高于当前的可能性 $p$ 。

$$p = \Phi\left(\frac{\mu_{fut} - \mu_{curr}}{\sqrt{\sigma_{curr}^2 + \sigma_{fut}^2}}\right)$$

上式中， $\Phi$  是正态分布的累积分布函数

特定格网单元的p值可以用来决定我们对该格网单元内碳储存增加或减少的确信程度。

### 标准差输出

除了“确信”地图，对于定量的结果，如碳储存，碳固持和固碳的价值，不确定性模型也会输出其标准差。

这些标准差是基于蒙特卡洛（Monte Carlo）模拟得出。模拟的每一次循环中，模型按照输入数据为正态分布，对格网单元中的每一种土地利用和覆盖类型取样值。之后，在模拟的该循环中，模型按照该值，将碳量分配给土地利用类型下各个像元，并计算不同情境下的碳储存量。或者说，在一次循环中，同种土地利用和覆盖类型内的每一个像素都回被设定为相同的碳含量，而该碳量是通过对正态分布的输入数据随机取样得到。

每一次模拟的输出都会被记录，分析并提取均值合标准差结果，并在输出数据的汇总文件中报告

### REDD 情景分析（REDD——减少毁林和森林退化所致排放量）

碳模型还具备模拟减少毁林和森林退化所致排放量REDD（Reducing Greenhouse Gas Emissions from Forest Degradation and Deforestation）或减少毁林和森林退化所致排放量并提升碳汇（REDD+，“+”指提升碳汇）框架下情景的可选功能。REDD体系下的国家减少毁林排放可以得到金融补偿。而在REDD+体系是在REDD框架基础上，结合了保护、可持续森林管理以及提升生态系统碳储量。

如需开展REDD情景分析，模型需要三张土地利用和土地覆盖图：一张是当前情境，一张是未来基线情景，还有一个代表未来REDD政策下的情景。未来基线情景用来作为计算REDD情景下碳排放的对照。基于想得到的REDD框架的具体细节，基线情景可以通过一系列防范生成，例如给予历史或预估的毁林数据。REDD政策情景地图反映了未来的REDD情景下阻止毁林和提高碳固持的土地利用和土地覆盖。

基于这三张现状、基线和REDD政策情景土地利用和土地覆盖图，生物物理学碳模型产生多个输出。首先，生成三个土地利用和覆盖图各自的总碳储存栅格数据；此外，生成两个碳固持栅格图：其一为从现状到未来基线情景的碳固持栅格图，其二为从现状情景到REDD政策情景的碳固持栅格图。

如果在同时开展不确定性分析，生物物理学碳模型还将生成另外两张“确信”栅格图。其一显示模型确信（高于用户提供的确信阈值）从现状情景到未来基线情景碳储量将增加或降低的区域；另一张则展示从现状情景到REDD政策情景的

碳储量将增加或降低的确信区域。

目前版本的模型尚不支持REDD情景分析和木材采伐生产分析同步开展，因此，如果开展REDD情景分析，HWP分析功能将不可用。

### 局限和简化

InVEST模型中碳储存和固定对碳循环进行了大量简化以允许模型用相对少的信息运行，但也在使用上产生重要的限制。

首先，该模型假定景观中没有任何一个LULC类型会随着时间的推移获得或损失碳，而是假定LULC类型是在其固定碳储存水平上（如该LULC类型碳储存量水平的平均值）。在如此的假定情况下，随着时间推移碳储存唯一的变化就是由于LULC类型从一种变为另外一种或木材采伐。因此，随着时间的推移，任何一个不改变LULC类型和木材获取量的斑块的碳固持量都为零。事实上，很多地区都在逐步从过去的土地利用方式中转变过来，或者正在经历自然演替，碳汇量因此而增加。这种限制作用可以通过将一些LULC类型划分成不同年龄级（本质上是增加了土地利用和覆盖类型）来减小，诸如三个森林年龄级。如此的话，斑块可以从一个年龄级变化到别的年龄级，因而改变他们的碳储存值。

第二个限制在于，由于模型建立在对不同土地利用和覆盖类型的碳储量估值上，结果仅仅针对不同土地利用类型是细致和可信的。LULC类型中碳储存量显然不同（例如，热带森林与开放的林地），但是在一个单一的LULC类型中，往往也存在着显著的差异，尤其是LULC级别只是粗糙地界定。例如，即使是在像热带雨林一样的典型的单一陆地类型中，碳储存也会随着温度、海拔、降雨量以及重要干扰事件（如皆伐、林火或者炼山）发生后的时间而变化。当土地利用和覆盖分类较为粗糙时，这些碳储量的变异可以通过使用土地分类系统和在粗略土地利用和覆盖分类基础上以环境和管理变量分层生成的碳库表相结合的方法来部分回复。例如，对森林生态系统的土地覆盖和利用类型，可以采用海拔、气候带、重要干扰事件时间间隔等进行分层级。当然，越精细的LULC规划图就需要更多的数据来为每个LULC类型估算平均碳储存价值。

另一个限制在于，模型无法将各个碳库间转移的碳纳入计算。例如：森林中病死的树木，大部分储存在地上生物量中的碳转移为储存在其它有机物（死亡）中的碳。而且，从森林中采伐的树木，其树干、树枝、树皮等作为废料留在了地面。尽管如此，第一层模型不计算碳库的转移。也就是说，本模型假设木材采伐废料中碳“立即”进入了大气中。

关于在HWP碳库中碳量的估算，模型受到的制约来自于用户对一块土地仅可以设定唯一的采伐率（例如，2年采伐一次，每次采伐50Mg原木）和单一的衰减率（例如，多年从一块土地上采伐的木材总是用来制造相同的产品，并保持同

样的衰减速度)。而在现实中，采伐的地块内的采伐率和衰减率都会随时间发生改变。该模型也没有考虑采伐的木材的从最初的采伐现场到最终目的地间的运输，原木转化成成品，或者与农业有关的活动，如拖拉机和牲畜等的温室气体（Greenhouse Gases, GHGs）排放过程。每年源自农业土地利用区的温室气体排放量可以通过即将发布的InVEST农业生产模型（InVEST Agriculture Production Model）来估算。

不确定性模型也具有少量限制。首先，我们假设了不同碳库的碳量数据在分布上是正态的，而实际中往往不是这样，例如，模型所预测的碳量可能是不对称分布。如果是这种情况，用户应该选择一个和所期望的分布最近似的正态分布。此外，不确定性分析在输入数据上仅限于碳库，而模型目前尚不能处理的土地利用和覆盖图以及HWP数据的不确定性。碳模型还假定在不同土地利用和覆盖类型中的每一个碳库都是独立的。如果，在现实中，对碳库的估算如果持续地过高或过低，误差可能比模型所预测要大。

最后，大多数固碳并不是线性变化的。固碳在最初几年固碳率要大些，随着时间推移其固碳率会降低，而模型中碳汇的经济价值假设碳存随时间呈线性变化。这种固定的变化速率可能会低估所固持的碳，因为在考虑贴现率的情况下，非线性的途径比用线性碳固持更能反应其社会价值。（见图5.1.2）

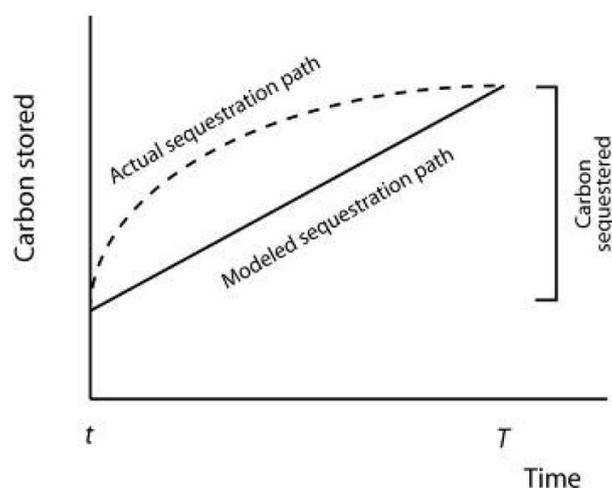


图5.1.2 模型假设碳存量呈线性变化（实线），而实际T年的碳储存水平却是非线性的，而是类似虚线所示的变化。贴现率为正时，模型直线处于虚线之下。所以，如果碳汇遵循虚线变化，模型运算的碳汇价值将低估实际的碳汇价值。

#### 5.1.4 需要的数据

在此我们概括出了该模型要使用的具体数据表格，即由工具操作界面直接提供的经济数据。更具体的数据来源和前期过程参见附录。

## 1.当前土地利用与地表覆盖（必需）:

地理信息系统的栅格数据集，每个单元格都有土地利用/覆盖代码。数据集需要定义投影，单位是“米”。

文件名：任意文件名，不能有空格

格式：标准的GIS栅格文件（如，ESRI GRID 或IMG），每个单元格使用LULC分类代码（例如，1表示森林，3表示草地等）。这些代码必须与下文表格中的LULC代码相匹配。LULC代码必需在栅格“LULC”列中。

数据示例：\Invest\Base\_Data\Terrestrial\lulc\_samp\_cur

该模型也要求两个土地利用覆盖图的信息，这也有助于人们在操作界面上了解他们。

- 土地利用/覆盖规划图描述的年份，使用在碳汇和经济价值的计算（在界面的“Year of current land cover”标签上）。
- 模型运转的空间分辨率（以米计的像元尺寸），模型可以按照研究者要求的分辨率运行（在“Resolution (optional)”标签上），但设置的分辨率不能高于LULC图栅格数据本身的分辨率（默认值）。

## 2. 碳库（必需的）

LULC分类表格包含储存在每种LULC单元四个基本碳库中的碳。可以从当地样地研究中现场估算结果收集碳储存数据，也能从具体的生境类型或地区进行Meta-分析得到，或者查阅已出版的表格获取（如，IPCC，见附录）。如果一些碳库的信息不能获得，可以根据其他碳库进行简单地估算或忽略此碳库并将其各项参数赋值为0。

如果森林进行有规律的木材采伐，地上生物量、地下生物量和死亡有机质碳库存量的评估可以反映这一事实。例如，假设某种LULC类型为林场，每年有十分之一的林木被皆伐，那么，评估该LULC类型地上和地下的生物量碳量应该反映只有十分之九的面积一直有植被覆盖。

文件名：任意文件名

文件类型：\*.csv或\*.dbf

行：每一行是一个土地利用/覆盖的分类

列：每一列包含每个土地利用/覆盖分类的不同的属性，并且必须按照如下规定命名。

- LULC：土地利用/覆盖分类的代码（如1代表森林，3代表草地等）。地

类代码必需和当前土地覆被图的代码一致。

- LULC名称：土地利用/覆盖分类的描述性的名称（可选）

当运行模型时不进行不确定性分析时，需要如下列的数据

- C\_above: 储存在地上生物量中的碳量（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）
- C\_below: 储存在地下生物量中的碳量（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）
- C\_soil: 储存在土壤中的碳量（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）
- C\_dead: 储存在死亡有机物中的碳量（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）

当运行模型时进行不确定性分析时，需要如下列的数据

- C\_above\_mean: 储存在地上生物量中的碳量的估值（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）
- C\_above\_sd: 储存在地上生物量中的碳量的标准差，用以估算不确定性（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）
- C\_below\_mean: 储存在地下生物量中的碳量的估值（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）
- C\_below\_sd: 储存在地下生物量中的碳量的标准差，用以估算不确定性（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）
- C\_soil\_mean: 储存在土壤中的碳量的估值（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）
- C\_soil\_sd: 储存在土壤中的碳量的标准差，用以估算不确定性（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）
- C\_dead\_mean: 储存在死亡有机物中的碳量的估值（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）
- C\_dead\_sd: 储存在死亡有机物中的碳量的标准差，用以估算不确定性（单位为Mg ha<sup>-1</sup>）

注意：所有碳库的单位是每公顷碳元素的公吨数。也就是说，如果数据源是每公顷CO<sub>2</sub>的公吨数，就需要乘以0.2727转换为碳元素的值。

无不确定性分析的数据示例：\Invest\Carbon\Input\carbon\_pools\_samp.csv

进行不确定性分析的数据示例：  
\Invest\Carbon\Input\carbon\_pools\_samp\_uncertain.csv

例子（无不确定性分析）：五个土地利用与地表覆盖分类的假设研究。分类1（森林）含有所有碳库中最多的碳。在本例中，不同土地利用单元间，地上和地下生物量中的碳差异显著，但是土壤中的碳几乎没有明显的变化。

lucode	LULC_name	C_above	C_below	C_soil	C_dead
--------	-----------	---------	---------	--------	--------

1	森林	140	70	35	12
2	咖啡树	65	40	25	6
3	牧场/草地	15	35	30	4
4	灌丛/地下生长	30	30	30	13
5	开阔地/城市	5	5	15	2

例子（进行不确定性分析）：其他信息同上，在各个碳库估算中加入了以标准差描述的测量不确定性。

lucode	LULC_name	C_above_mean	C_above_sd	C_below_mean	C_below_sd	C_soil_mean	C_soil_sd	C_dead_mean	C_dead_sd
1	森林	140	20	70	10	35	5	12	2
2	咖啡树	65	5	40	10	25	5	6	2
3	牧场/草地	15	3	35	5	30	5	4	1
4	灌丛/地下生长	30	5	30	7	30	8	13	3
5	开阔地/城市	5	1	5	1	15	2	2	0.5

“确信”阈值：不确定性模型还需要一个附加的置信度阈值参数，该参数直接在工具界面输入而不需要通过特定文件。该参数这被用作判定“确信”碳储存增加或减少，以及在'的conf'输出文件中是否突出显示格网单元的最小概率。

### 3. 当前采伐速率（可选的）

地理信息系统形成多边形（也就是我们所说的地块）的文件，其中包含如下数据：

- (1) 地块ID
- (2) 每年从多边形上移出的木材碳量，特指在采伐期内从地块移出的量；
- (3) 模型使用者设定的地块采伐开始的时间；
- (4) 过去地块中采伐的频率；
- (5) 采伐木材产品的平均衰减率。
- (6) 过去地块内移出的木材的平均碳密度
- (7) 过去地块内移出每吨木材的对应的树木材积

多边形图只能是描述有采伐历史的多边形区域；景观上所有其他部分都忽略不计。

注意：与现状土地利用和覆盖图不同，本文件包含景观内每个单独的采伐地块的多种信息。

可通过地块调查、市场需求分析、社会调查或专家分析估算估算各采伐时间段内碳移出的平均值。衰减率可以根据查文献（参见附录）或专家分析来估算。如果一个多边形上采伐多种木材产品，则取他们的衰减率平均值或选择最低衰减率（因为这样更能反应碳储存）。由于采伐模型只包括了木材生物量，草本产品采伐量或衰减率数据是不需要的。如果不能或对评估采伐木材产品碳存量不感兴趣，就不需要提供该表，模型会忽略该碳库。

名称：文件能任意命名

文件类型：GIS多边形文件

行：每一行是景观环境中明确的区域

列：包含采集到的数据和最初采集时间。

a. **FID**：每个区域独一无二的识别码

b. **Cut\_cur**：一个采伐时间段内从地块移出的碳（以吨/ha 为单位，模型将计算地块内的总数）。此量应当只包括地块中移出的木材中的碳（例如，送至锯木厂的木材中的碳）。换言之，采伐迹地和其他废弃物应该被忽略，因为模型假定其碳量即刻流失到大气（“cur”字样在此属性的尾端表明它与“current 当前”LULC 图关联）。

c. **Start\_date**：采伐开始日期：第一年从森林中移出的碳将计算在 HEP 碳库内。

第一年的时间应该与多边形上木材实际采伐时间一致。也就是说，如果多边形上木材采伐时间为 1995、2000、2005 年，而现在是 2005 年，且用的是 2005 年的多边形地图，那么“Start\_date”可以是 1995、2000 或 2005 任意一个

- d. **Freq\_cur**: 采伐周期，以采伐量为 **Cut\_cur** 的采伐活动间隔年数计。如果该值为 1，则每年从地块中移出 **Cut\_cur** 的量，如果 5 意味着每 5 年等等。
- e. **Decay\_cur**: 衰减，采伐的木材产品的半衰期，以年来计算
- f. **C\_den\_cur**: 所采伐木材的碳密度（吨 C/吨干木重）。该变量典型的统计范围为 0.43 和 0.55 之间（见表 4.3 IPCC（2006））。如果一地块中 **C\_den\_cur** 是未知量则可赋值为 0.5。
- g. **BCEF\_cur**: 生物量转化与扩展因子，将采伐的木材重量转化为采伐的木材体积。单位为吨干木/立方米木材，是森林类型和林龄的函数。如果没有这个因子的数据，可以使用 IPCC（2006 年）的表 4.5 中 BCEFR 行的数据。否则，也可将每个地块的生物量转化与扩展因子赋值为 1。

数据示例：\Invest\Carbon\Input\harv\_samp\_cur.shp

例子：一个包括4个地块的HWP碳库储量的假定研究，4个地块都经历过采伐。假设使用的现状土地利用和覆盖图是2005年的。地块1、2和3是经营木材生产的森林。每块森林都是5年采伐一次，其中**Cut\_cur**使碳的量是每五年移出木材的部分（吨/公顷）。第四个地块是薪材和木材源，属于持续采伐。该模型评估每年从森林中移出作为薪材的碳量。前三个斑块从1995年计算采伐采伐量，斑块4则从2000计算年采伐的HWP（回想一下，**HWP\_cur**，**Bio\_HWP\_cur**和**Vol\_HWP\_cur**的计算不包括2005年的采伐，即碳还是在地块内）。

<b>FID</b>	<b>Cut_cur</b>	<b>Start_date</b>	<b>Freq_cur</b>	<b>Decay_cur</b>	<b>C_den_cur</b>	<b>BCEF_cur</b>
区域识别码	采伐移出碳	采伐开始日期	采伐周期	半衰期	木材碳密度	生物量转化与扩展因子
1	75	1995	5	30	0.5	1
2	50	1995	5	35	0.5	1
3	50	1995	5	50	0.5	1
4	45	2000	1	1	0.5	1

我们按照公式5.1测算源自当前景观中地块x的HWP库碳储量：

$$HWP_{cur_x} = Cut_{cur_x} \times \sum_{t=0}^{ru \left( \frac{yr_{cur} - start\_date}{Freq_{cur_x}} \right) - 1} f(Decay_{cur_x}; yr_{cur} - start\_date_x - (t \times Freq_{cur_x})) \quad \text{公式 5.1}$$

式中**HWP\_curx**的单位为吨/公顷，**yr\_cur**是现状土地覆盖年数（Year o current land cover）的缩写，**t**表示采伐期的数目，**ru**表示所有分数向上取整数。

公式5.2:

$$f(\bullet) = \left[ \frac{1 - e^{-\omega_x}}{\omega_x \times e^{[yr\_cur - start\_date_x - (t \times Freq\_cur_x)] \times \omega_x}} \right] \quad \text{公式 5.2}$$

式中， $\omega_x = (\log_e 2 / \text{Decay\_cur}_x)$ ，测量发生在一定年数之前 ( $yr\_cur - start\_date_x - (t \times Freq\_cur_x)$ ) 的一个典型采伐期内有多少碳被移出地块x ( $Cut\_cur_x$ )，但在现状情景年 ( $yr\_cur$ ) 仍然滞留在HWP碳库中和并按给定的速度衰减 ( $\text{Decay\_cur}_x$ )。

以下是几个展示公式5.1如何工作的例子。第一个例子，假定  $start\_date_x=1983$ ， $yr\_cur=2000$ ， $Freq\_cur_x=4$ 。在这个情况下，

$$ru \left( \frac{yr\_cur - start\_date}{Freq\_cur_x} \right) = ru(17/4) = ru(4.25) = 5$$

根据公式5.1中的求和项，我们需要求5次采伐期 ( $t=0, 1, 2, 3, 4$ ) 的总和。在这一系列给定的t值的基础上，我们估算采伐后的第1、5、9、13、17年 (将t转变为采伐后多少年) 的f值。

另一个例子，当  $start\_date_x = 1980$ ， $yr\_cur = 2000$ ， $Freq\_cur_x = 2$ 时，

$$ru \left( \frac{yr\_cur - start\_date}{Freq\_cur_x} \right) = ru(10) = 10$$

那么，因此，根据公式 (1)，地块内每公顷含有碳的  $Cut\_cur_x$  的采伐发生在2000年之前的20、18、16、14、12、10、8、6、4和2年，(注意：这里的HWP碳库并没有包括一次计划发生在当年的采伐，这一部分碳在本年度未变动)。

我们用  $C\_den\_cur$  和  $BCEF\_cur$  来测量在  $start\_date$  到当前年两个时间节点之间从地块中移出的原木的重量 ( $Bio\_HWP\_cur$ ) 和体积 ( $Vol\_HWP\_cur$ )。地块x的  $Bio\_HWP\_cur$  值以吨干物质/公顷计，计算方法如公式5.3所示：

$$Bio\_HWP\_cur_x = Cut\_cur_x \times ru \left( \frac{yr\_cur - start\_date}{Freq\_cur_x} \right) \times \frac{1}{C\_den\_cur_x} \quad \text{公式 5.3}$$

地块x的  $Vol\_HWP\_cur$  值以立方米木材/公顷计，计算方法如公式5.4所示：

$$Vol\_HWP\_cur_x = Bio\_HWP\_cur_x \times \frac{1}{Vol\_exp\_cur_x} \quad \text{公式 5.4}$$

如之前所述，模型将所有地块层面数据转入与其他四个碳库储量图相称的格网图。

#### 4.未来情景 (可选，价值评估时为必须)

如果有一个未来景观情景的LULC图 (数据输入#1)，那么景观内四个主要碳库的碳固持是可以测量的。同样，未来景观的HWP碳库的碳固持也可以用采伐速率图进行测量 (数据输入#3)。

如果启用REDD情景分析，需要提供景观的未来基线情景，以及未来REDD情景进行对比。

未来土地覆盖图（栅格数据集）应与现状土地覆盖图（input #1）的规格相符。

如果提供一张未来采伐率图，那么就可以得到HWP碳库随时间的动态。未来采伐率图应与现状采伐率图的规格相符，应是一张多边形图，文件包含景观内每个单独的采伐地块的都需要有FID、Cut\_fut、Freq\_fut、Decay\_fut、C\_den\_fut和BCEF\_fut。这些参数将用于在预期（ $(yr\_cur+yr\_fut)/2$ ）年和 $yr\_fut$ 年之间情况的模拟。其中， $yr\_fut$ 表示未来土地覆盖图所对应的年份（例如， $yr\_cur$ 为2000年， $yr\_fut$ 为2050年，那么 $(yr\_cur+yr\_fut)/2$ 即为2025年）。这意味着，景观上现状的采伐率图条件将保持到当前年和未来年的中间年。未来的采伐变量参数将在该中间年，也就是 $(yr\_cur+yr\_fut)/2$ 年之后采用。需要注意的是，该中间年数是计算中向下取整的，例如 $yr\_cur$ 为2000年， $yr\_fut$ 为2053年，那么 $(yr\_cur+yr\_fut)/2$ 即为2026年。未来的采伐率并不必须与现状采伐率图保持空间上的相似性，在现状和未来地图上采伐的地块也不一定保持相同的FID编码

未来情景的典型数据文件是未来土地覆盖图见  
 \InVEST\Base\_Data\Terrestrial\lulc\_samp\_fut

未来采伐率图的典型样图见\InVEST\Carbon\Input\harv\_samp\_fut.shp

例子：一个包括4个地块的未来HWP碳库储量的假定研究。承接上述采伐率图(2005年)，假设未来LULC图对应年份为2035年，在当前和未来景观内地块边界不变的情况下，四个森林地块中的三个（现状采伐率图上的地块FID1、3、4）在现状情景有木材移出并未未来持续有木材移出。但是，1号地块的管理措施发生了改变，具有了新的Cut和Freq值（即 $Cut\_cur_x \neq Cut\_fut_x$ ，且 $Freq\_cur_x \neq Freq\_fut_x$ ），我们假定这些新的管理措施从2020年开始实施（2020年从 $(yr\_cur+yr\_fut)/2$ 算式计算得到）。2号地块预期在 $(yr\_cur+yr\_fut)/2$ 到 $yr\_fut$ 这些年间不进行采伐，因此，模型假定当前采伐率图中2号地块的采伐行为将在2020年结束。此外，该未来采伐率图中还包括一个新的采伐地块（FID=5）。我们认为5号地块的采伐活动也是从2020年开始的。地块3和4中的采伐管理在现状和未来情景间没有发生变化。（注意，尽管在本案例中我们保持了现状情景采伐率图内地块的FID值在未来情景采伐率图中不发生变化，但在实际操作中并不一定要如此，因为ArcGIS程序会进行必要的空间匹配）

FID	Cut_fut	Freq_fut	Decay_fut	C_den_fut	BCEF_fut
区域识别码	未来采伐移出碳	未来情景采伐周期	未来情景半衰期	未来情景木材碳密度	未来情景生物量转化与扩展因子
1	50	10	30	0.5	1
3	50	5	50	0.5	1
4	45	1	1	0.5	1
5	25	2	15	0.5	1

以下我们具体地描述未来采伐数值是如何计算得到的。如果一个地块在现状景观内有采伐活动，并与其期在未来景观中（即在 $(yr\_cur+yr\_fut)/2$ 年和 $yr\_fut$ 年见的某一时刻）仍然存在采伐，那么由于未来在地块 $x$ 中采伐而在HWP碳库中保留下来的碳量可以用如下公式5.5计算：

$$HWP\_fut_x = Cut\_cur_x \sum_{t=0}^{ru \left( \frac{yr\_fut+yr\_cur - start\_date_x}{Freq\_cur_x} \right) - 1} f(Decay\_cur_x, yr\_fut - start\_date_x - (t \times Freq\_cur_x)) + Cut\_fut_x \sum_{t=0}^{ru \left( \frac{yr\_fut - yr\_fut + yr\_cur}{Freq\_fut_x} \right) - 1} f(Decay\_fut_x, yr\_fut - \frac{yr\_fut+yr\_cur}{2} - (t \times Freq\_fut_x)) \quad \text{式 5.5}$$

以上公式5.5中，方程 $f$ 如前所述。如果 $(yr\_cur+yr\_fut)/2$ 是分数则向下取整数。同样这里的HWP碳库并没有包括一次计划发生在未来年（ $yr\_fut$ 年）的采伐。在现状存在采伐但预期在未来不会存在采伐的地块在未来仍然拥有HWP碳库，这类地块上在 $yr\_fut$ 年保留下来的HWP碳库储量可以通过公式5.5的前半部分计算，如公式5.6：

$$HWP\_fut_x = Cut\_cur_x \times \sum_{t=0}^{ru \left( \frac{yr\_fut+yr\_cur - start\_date_x}{Freq\_cur_x} \right) - 1} f(Decay\_cur_x, yr\_fut - start\_date_x - (t \times Freq\_cur_x)) \quad \text{式 5.6}$$

相反地，在现状景观内无采伐活动的地块如果预计在未来将发生采伐，则需要计算在未来 $yr\_fut$ 年HWP碳库的储量，如公式5.7

$$HWP\_fut_x = Cut\_fut_x \sum_{t=0}^{ru \left( \frac{yr\_fut - yr\_fut + yr\_cur}{Freq\_fut_x} \right) - 1} f(Decay\_fut_x, yr\_fut - \frac{yr\_fut + yr\_cur}{2} - (t \times Freq\_fut_x)) \quad \text{式 5.7}$$

注意，上式5.7就是公式5.5的后半部分。

如果地块在现状景观有采伐活动，而预计在未来景观仍然有采伐活动发生，从采伐开始时间 $Start\_date$ 到未来 $yr\_fut$ 年间采伐并移出地块的木材总重量可以通过公式5.8计算：

$$Bio\_HWP\_fut_x = \left( Cut\_cur_x \times ru \left( \frac{yr\_fut+yr\_cur - start\_date_x}{Freq\_cur_x} \right) \times \frac{1}{C\_den\_cur_x} \right) + \left( Cut\_fut_x \times ru \left( \frac{yr\_fut - yr\_fut + yr\_cur}{Freq\_fut_x} \right) \times \frac{1}{C\_den\_fut_x} \right) \quad \text{式 5.8}$$

然而，对于在现状景观内有采伐活动，而预计在未来景观没有采伐的地块，采伐开始时间 $Start\_date$ 到未来 $yr\_fut$ 年间采伐并移出地块的木材总重量可以通过公式5.9计算：

$$Bio\_HWP\_fut_x = \left( Cut\_cur_x \times ru \left( \frac{yr\_fut+yr\_cur - start\_date_x}{Freq\_cur_x} \right) \times \frac{1}{C\_den\_cur_x} \right) \quad \text{式 5.9}$$

对于在现状景观内无采伐活动，而预计在未来景观有采伐的地块，采伐开始时间 $Start\_date$ 到未来 $yr\_fut$ 年间采伐并移出地块的木材总重量可以通过公式5.8的后半部，即

公式5.10计算：

$$Bio\_HWP\_fut_x = \left( Cut\_fut_x \times ru \left( \frac{yr\_fut - \frac{yr\_fut+yr\_cur}{2}}{Freq\_fut_x} \right) \times \frac{1}{C\_den\_fut} \right) \quad \text{公式 5.10}$$

最后，从采伐开始时间Start\_date到未来yr\_fut年间采伐并移出地块的总材积量可以根据现状景观和未来景观内地块是否有采伐活动的组合，通过公式5.11~5.13计算

$$Vol\_HWP\_fut_x = \left( Cut\_cur_x \times ru \left( \frac{\frac{yr\_fut+yr\_cur}{2} - start\_date_x}{Freq\_cur_x} \right) \times \frac{1}{C\_den\_cur_x} \times \frac{1}{BCEF\_cur_x} \right) + \left( Cut\_fut_x \times ru \left( \frac{yr\_fut - \frac{yr\_fut+yr\_cur}{2}}{Freq\_fut_x} \right) \times \frac{1}{C\_den\_fut_x} \times \frac{1}{BCEF\_fut_x} \right) \quad (5.11)$$

$$Vol\_HWP\_fut_x = \left( Cut\_cur_x \times ru \left( \frac{\frac{yr\_fut+yr\_cur}{2} - start\_date_x}{Freq\_cur_x} \right) \times \frac{1}{C\_den\_cur_x} \times \frac{1}{BCEF\_cur_x} \right) \quad (5.12)$$

or

$$Vol\_HWP\_fut_x = \left( Cut\_fut_x \times ru \left( \frac{yr\_fut - \frac{yr\_fut+yr\_cur}{2}}{Freq\_fut_x} \right) \times \frac{1}{C\_den\_fut_x} \times \frac{1}{BCEF\_fut_x} \right) \quad (5.13)$$

我们建议使用者用Bio\_HWP\_cur和Bio\_HWP\_fut细化当前和未来的LULC图。具体来说，如果Bio\_HWP\_cur或Bio\_HWP\_fut构成了景观的不可忽视的组分，则使用者应评估在现状和未来景观中与上述组分关联的土地利用和覆盖类型是否准确地反映了保存在景观中的生物量。例如，景观中刚刚经过重度采伐一部分在之前的现状土地利用和覆盖分类中归为“封闭针阔混交林”一类，而实际上在土地利用和分类上重新划分为“稀疏针阔混交林”或“空旷针阔混交林”可能更加准确。

## 5. REDD方案LULC图（可选）

REDD情景分析需要REDD政策情景的景观LULC图。这应按照和当前及未来基线土地覆盖图同样规格进行格式化。在REDD情景LULC图必须和未来基线情景LULC图是同一年份的。

## 6. 经济数据（可选 - 价值评估时必须）

以下三个参数不是以表格形式输入提供，而是被通过工具接口直接输入。

(a) **固持每吨碳的价值（公式5.14中的V）**，以美元每公吨碳元素（不是分子量较大的二氧化碳，因此务必要确保单位的准确。如果二氧化碳当量的社会价值每吨\$ Y，则C的社会价值为每公吨\$3.67 \* Y，标有“价格每公吨碳（可选）”“Price of carbon per metric ton (optional)”的工具界面）。如果希望应用碳固持总价值估算，我们建议价值估算基于与每吨额外碳排放的造成的损害成本，即碳排放的社会成本（The social cost of carbon, SCC）。Stern（2007），Toll（2009年）和Nordhaus（2007 a）估算了碳排放的社会成本。例如，我们的估算所采用的两个碳排放社会成本值，即Toll（2009）使用的\$ 66和Polasky等（2010）提出的\$ 130（2010年美元）。如果希望估算在当前市场上交易碳

信用所获得的价值，则可以采用当前芝加哥气候交易所或者欧洲气候交易所的市场价格。

(b) **市场折现率 (公式5.14中的r)**，反映了社会对未来收益更加偏好当前直接的好处这一现象（在工具界面标有“市场折现率 (%) (可选)”）。在界面的缺省值是每年7%，这是美国政府建议的用于环境项目的成本效益评估的市场贴现率之一。然而，该速度将取决于被评估的国家和景观的状况。在哲学层面，比较推荐在用户可能考虑使用的模拟气候变化相关动态中采用较低的贴现率。如果贴现率被设置为0%，则货币值不会被打折扣。

(c) **碳价格年际变化率 (公式5.14中的c)**，该变量旨在调整预期气候变化相关损失变化影响下的固碳价值。在接口的缺省值为0%（标有“变化中的碳 (%) (的价格的年率) (可选)”“The annual rate of change in the price of carbon (%) (optional)”中的工具界面)。然而，将该变化率赋予大于0%的值表明碳固持在将来的社会价值将地区低于当前碳固持的价值。已被广泛地认为，温室气体排放量必须立即削减，以避免全球平均温度在2105年越过增高3摄氏度这一阈值。一些言论认为，该程度的增温将导致全球经济运转的大规模混乱(Stern et al. 2006)。因此，任何发生在从今之后很多年的温室气体减排可能对 未来是否会跨越这一关键大气温室气体浓度阈值毫无影响。如果是这样的话，在遥远未来世界中的固碳可能没什么价值，而碳固持价值的贴现率必然要大于零。另外，设置的年变化率小于0%（例如，-2%）表明，未来碳固持的社会价值将高于当前价值（这与钱在未来的价值，即一个占市场贴现率动态比例的数值是完全不同的问题）。如果与气候变化相关的损失在未来将随着大气温室气体浓度的升高而加剧，则可能是这种情况。

对于地块x，一段时间内碳固持的价值通过如下公式5.14估算：

$$value\_seq_x = V \frac{sequest_x}{yr\_fut - yr\_cur} \sum_{t=0}^{yr\_fut-yr\_cur-1} \frac{1}{\left(1 + \frac{r}{100}\right)^t \left(1 + \frac{c}{100}\right)^t}$$

## 5.1.5 运行模型

### 模型运行

对Windows 7或更早版本，可从Windows开始菜单中访问该模型的一个独立的应用程序。位置在“所有程序 -> InVEST 3.2.0 -> Carbon”。Windows 8 用户可以通过点击Windows开始键并输入“carbon”来细化应用程序列表，也可以直接在InVEST安装目录下的子目录查找 invest-3\_x86/invest\_carbon.exe。

### 察看模型的输出

在成功完成模型运转后，会打开一个文件浏览器窗口显示运行指定的输出工作空

间。该目录包含一个输出文件夹内含模型生成的文件。这些文件可以在任何GIS工具，如ArcGIS或QGIS，中查看。这些文件的描述请见以下“结果解释”部分。

### 5.1.6 结果解释

#### 最终结果

最终结果存在模型设定的工作空间（Workspace）下的“output”文件夹中。

如果选择了REDD情景分析，带有“\_base”后缀的文件标识未来基线情景的结果，而“\_redd”后缀的文件则是REDD政策情景的结果。

模型结果包括：

**summary.html**——此文件内容包括由模型计算的所有数据的摘要。它还包括由模型产生的所有其他输出文件的描述，因此该文件是开始探索和理解模型结果的的重要途径。该文件类型为HTML文件，它可以通过任何网络浏览器打开。

**Parameter log**——每次模型运行时，该文本文件（.txt）都将出现在输出文件夹中。该文件内列出了该次运行的参数值，将根据服务，日期和时间以及后缀来命名。

**tot\_C\_cur**——用户选择的分辨率下每个格网单元内当前碳的总量（以Mg计），是所有输入碳库数据（地上、地下、土壤、死亡有机物、采伐木材产品）之和。最低值为0（如：硬化地表下不考虑地下土壤的碳储量）。查看该图高值和低值的分布，明确这否是当前土地利用/覆盖图下用户所预期的状况。如果不是，检查输入文件。

**tot\_C\_fut**——未来景观方案每个栅格将会储存的碳的总量，这是所有输入碳库数据之和，单位为MgC ha<sup>-1</sup>。最低值可以为0。

**sequest**——当前和未来景观碳存差异图或整个给定时间周期的碳汇量（每个周期的碳汇率而非每年），单位为MgC ha<sup>-1</sup>。这个图中的值可正可负。正值代表碳汇，负值代表碳丢失。正值或负值大的地区很可能有大的土地利用或采伐率变化。注意，不包括斑块上管理行为导致的碳释放（拖拉机燃料燃烧、施加肥料等）。

**conf** (仅限不确定性模型)——该文件显示我们确信排放量增加或减少的区域。确信碳储存将从目前的LULC地图增加未来LULC地图的格网单元赋值为1，确信碳储存将减少的赋值为-1。不能确信增加或减少的则赋值为0。在初始参数时用户指定的置信度阈值将被用作突出显示区域具有1或-1数值的最小概率阈值。例如，如果用户指定的95置信度阈值，只有某格网单元的碳储存至少有95%的可能性将会增加时，该网格单元的值将为1。

**value\_seq**——碳汇经济价值图（当前情景时间和未来情景时间之间，即yr\_cur到yr\_fut之间）。栅格间碳汇的相对差值不大（大不相等），单位为美元而非MgC ha<sup>-1</sup>。碳汇值为负时，代表土地利用变化造成该栅格碳释放付出的代价。

\*\_mask files (仅限不确定性模型) ——当提供确信栅格时, 估值模型会产生如“seq\_mask”和“val\_mask”等文件, 这些文件所包含的栅格文件, 是分别用“conf”栅格来“掩盖”“sequest”和“value\_seq”栅格得到的。换句话说, seq\_mask和sequest唯一不同就低确信的區域被忽略了(并被赋值为“无数据”)。同样, val\_mask和value\_seq仅有的差别也是忽略了低确信的區域。因此, \*mask文件只在哪些非常确信碳储量将增加或减少的格网单元中有值。

### 中间结果

这些文件分别描述计算当前和未来的景观最终结果过程中五个碳库各自的状况。检视这些结果可以帮助用户确定在当前和未来的景观之间哪些碳库的变化较为剧烈, 并可以帮助用户确定可能需要修正数据的区域, 而所有这些碳库的输出单位是吨/格网单元。 Biomass\_HWP\_cur和Biomass\_HWP\_fut是吨干物质/格网单元, Vol\_HWP\_cur和Vol\_HWP\_fut为每个格网单元内木材的立方米数。 lc\_res\_cur和lc\_res\_fut按照模型界面的分辨率给出当前和未来的土地利用和覆盖图。最后, Carbon\_dateandtime\_suffix.txt这一文本文件是用户运行碳储存和固持模型时选择的参数的汇总, 文件名中的“DateAndTime”表示数据和时间。该文本文件名中的“suffix”也是由用户所选择的后缀。

C\_above\_cur——地上碳库当前碳存量

C\_above\_fut——地上碳库未来方案碳存量

C\_below\_cur——地下碳库当前碳存量

C\_below\_fut——地下碳库未来方案碳存量

C\_soil\_cur——土壤碳库当前碳存量

C\_soil\_fut——土壤碳库未来方案碳存量

C\_dead\_cur——死亡有机物碳库当前碳存量

C\_dead\_fut——死亡有机物碳库未来方案碳存量

C\_HWP\_curr——当前土地覆被采伐木材产品的碳存量

C\_HWP\_fut——未来方案采伐木材产品的碳存量

Bio\_HWP\_cur ——从“start\_date”自当前土地覆盖移除的木材生物量

Bio\_HWP\_fut ——从“start\_date”自未来土地覆盖移除的木材生物量

Vol\_HWP\_cur——从“start\_date”自当前土地覆盖移除的木材体积

Vol\_HWP\_fut ——从“start\_date”自未来土地覆盖移除的木材体积

lc\_res\_cur ——用户选择分辨率的当前LULC地图。

lc\_res\_fut —— 用户选择分辨率的未来LULC地图。

Carbon\_dateandtime\_suffix.txt —— 用户运行碳储存和固持模型时选择的参数的汇总。

### 5.1.7 附录：数据源

对数据来源和数据寻找、编辑和格式化提供粗略建议。这一章仅是一些主意和建议。我们在得到新的数据源和方法时将对本章进行升级。

#### 1. 土地利用与地表覆盖规划图

景观环境中最简单的土地利用与地表覆盖分类仅仅涉及地表覆盖的划定（如农田，温带针叶林，大草原）。若干全球和区域的地表覆盖分类是可获得的（e.g. Anderson et al., 1976），而且一些有利益的景观的详细的土地覆盖早已完成。

稍微复杂的LULC分类涉及到把相关的LULC类型分成广泛的年龄范围（如，林龄在0-10，11-20，21-40的森林）。这将要求对不同林龄等级的森林进行单独的碳储存估算。在各情景中，区域的林龄等级逐渐提升，碳储存量自然随着事件发生变化。然而，这种方法需要更多的信息支持，包括对模型里的各个林龄阶层的所有碳库的碳储存量进行估算。

在一给定的LULC类型中，更加详细的分类可以通过影响碳储量的已知变量对LULC类型进行分类（例如800-1000m海拔森林、1001-1200m海拔森林等）。降雨量、温度和海拔都显著地影响碳储存和碳汇(Jenny 1980; Coomes et al. 2002; Raich et al 2006)。如果能获得在不同海拔、降雨梯度、温度或其他气候变量上的碳储量估算数据，模型运行出的结果的精确度将大幅提高。当然，这通常会需要大量通过样地调查得到的碳储存量估值。

#### 2. 碳储存

碳储存数据应相当于每个LULC级中的平均碳储存值。所有碳库的理想数据源是一套实地野外估值，其所有相关库储存的碳均已被直接测量。这些都能概括到土地利用和覆盖图中，包括基于年龄或其他变量的分层。如果不能得到这些数据，还有其他几个常见的数据源也可以使用。

需要注意的是，这几个数据源，包括ICPP(2006)，都以生物量为口径，而InVEST模型使用的是元素碳的质量。公吨生物量转换成公吨碳，需要乘以一个范围在0.43~0.51的换算系数。主要的森林类型和气候区的不同换算系数列表于ICPP(2006)的第4.48页表4.3。

##### 2.1 储存在地上生物量中的碳

政府间气候变化专门委员会（IPCC）2006年制定的确定农业、林业和其他土地用

途部门的温室气体目录方法学 (IPCC, 2006, [http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4\\_Volume4/V4\\_02\\_Ch2\\_Generic.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_02_Ch2_Generic.pdf)) 是估算碳储存的一个很好的, 但比较空泛的数据源。要使用IPCC的这套资料, 你必须明确你所在位点的气候域和气候分区; 使用4.46页表4.1的数据和联合国粮农组织的生态区划图(<http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/main.home>)将估算值计算出来。通过ICPP (2006) 5.3 (P5.9) 的表5.1 估算农业用地上的多年生木本植物生物量估算为地上生物量; 而表4.7, 4.8和4.12 估算了自然和人工林的地上生物量。

还有其他一些常见的碳储存估算可以获得。例如, Grace et al. (2006) 估算了全世界主要的热带稀树草原生态系统的平均地上碳储存(叶和木材, 表1)。Houghton (2005) 给出了各大陆地上的自然和人工林类型的碳储存量, 见表 1 和3。Brown et al. (1989) 将热带阔叶林地上生物量作为土地利用的函数进行估算, 例如未干扰、采伐和非生产性的土地利用类型(表 7)。特定区域碳储存数据源也能获得。我们已经发现的数据源包括:

拉丁美洲: Malhi et al. (2006) 报道了玻利维亚、巴西、哥伦比亚、厄瓜多尔、法属圭亚那、圭亚那、巴拿马、秘鲁和委内瑞拉的227个低地森林样地的地上生物量总量。Nascimento 和Laurance (2002) 在20个1公顷面积大的亚马孙热带雨林样地估算地上碳库。Tiessen et al. (1998) 明确了巴西的卡丁加和塞拉多地区稀树草原的地上碳储量。

非洲: Zhang 和 Justice (2001) 报道了非洲中部国家主要的森林和灌丛土地利用与覆盖类型的地上碳库。Tiessen et al. (1998) 估算了塞内加尔共和国退化的稀树草原的总地上生物量。Makundi (2001) 报道了在坦桑尼亚三种人工林的平均年增量增长量。Malimbwi et al. (1994) 估算了坦桑尼亚Kitungalo森林保护区的林地的地上碳库。Munishi 和Shear (2004) 报道了坦桑尼亚东弧山非洲山地雨林的地上碳库。Glenday (2006) 在肯尼亚西部的卡卡梅加国家森林估算了三种森林类型地上部分的碳库。

北美洲: Smith et al. (2006) 估算了美国所有主要的森林类型地上碳库。

碳在线评估(<http://ncasi.uml.edu/COLE/>): 基于美国农业部森林服务、森林清查与分析、资源规划评估, 计算美国森林碳的特征。用这个工具, 可以在国家尺度上了解碳的特征。可从变量表中选择地上、地下、土壤或死亡木材碳库。

其他地区: Coomes et al. (2002) 估计新西兰当地的灌丛带和森林类型的地上碳库。

人们也可以用木材详细清单来计算地上生物量以及碳库, 这些工作往往又由林业管理部门基于一套方案而完成。使用下面的公式可以估计一个经过清查的商品材材积的林分的地上碳库:

$$VOB \times WD \times BEF \times CF$$

**VOB:** 指测量从树桩到冠点(树木的商业价值部分)的立方米单位上的木材的每公顷材积。

**WD:** 指树木的木材密度（每单位树木材积的干重）

**BEF:** 指总地上干重与已清查材积干重的比

**CF:** 指元素碳与干重的比，以质量计算 (Brown 1997)

生物量扩展引资(BEF) 表示储存在树木地上部分的所有其他部分的碳(如, 树枝, 树皮, 茎, 叶等; 树木的非商业部分)。在大多数情况下, 一个小区的树木的木材密度WD都接近于优势种的值。Brown (1997) 在附录1的第三部分为很多树种提供了材积密度值, 以及计算BEF的方法(方程式 3.1.4)。参看ECCM (2007) 可以看到将联合国粮农组织方法应用于东坦桑尼亚的森林资源连续清查数据的案例。ICPP (2006) 也展示  $WD \times BEF$  的估计值, 表4.5给出了该生态区域中阔叶、松树、针叶以及自然林分的BEF值, 表4.13和4.14给出了很多树种的WD值(表4.5中的BCEF值用S标记)。最后, Brown et al. (1989) 得出了三种土地利用类型中的热带阔叶林的BEF值, 即原状的, 原木的和非生产性的。

Brown (1997) 提出了以上方程使用的几个注意事项。首先, 公式  $VOB \times WD \times BEF \times CF$  是专用于封闭的, 与开放相反的, 已统计过的林地(开放的林地是指有较稀疏的林冠覆盖的森林, 如橡树稀树草原)。第二, VOB的估算应该基于林地上发现的所有树种的大集合, 而不仅仅只是经济学上最有价值的木材。第三, 为了让地上生物量碳方程尽可能的准确, 胸高直径10cm以上的树木均需要包括在清单目录中。Brown (2002) 也提醒单个BEF值的使用是实际生物量生长过程的简化。

这些注意事项使Brown (2002) 推荐在可能的情况下使用异速生长方程来估计木本植物地上生物量。这些方程还得出了不同大小树木林分分布与林分地上生物量之间的估算关系。Brown(1997) 和Schroeder (1999) 分别给出了全球生态区域和美国东部地区的地上生物量异速方程。Cairns et al. (2000) 提出了墨西哥南部土地利用与覆盖类型的地上生物量异速模型。 Nascimento and Laurance (2002) 使用异速曲线估算了亚马孙河雨林的地上生物量。使用这些方程式需要明确一个既定林地内树木大小分布的信息。

一些研究人员通过把不同大小树木的林分分布与他们的年龄关联起来, 然后描绘年龄和地上生物量的相关关系的方法对方程式进行了简化(即  $VOB * WD * BEF$ )。例如, Silver et al. (2000) 把地上生物量的估算为林地年龄的函数(例如, 自造林/再造林以来的年数) 或把之前的土地利用覆盖类型估算为热带生态系统中的本土森林类型。Smith 等(2006) 更进一步把年龄与总生物量碳相联系, 以此来把异速生长方程的变形直接用于多种美国森林里。

当使用IPCC的数据或其他类似的广义数据源的时候, 要考虑的最终问题是干扰水平如何影响碳库的。高度干扰地区的地上碳库量可能比未受干扰地区低。目前尚不清楚, IPCC或其他类似研究在报道地上生物量估算时候如何设定干扰级别。如果在示范区森林的干扰成为一个争论点的话, 土地利用与覆盖类型就要根据干扰水平分层。例

如, ECCM(2007)第14页表2.5 提供了一个分层的例子。干扰对已采伐木材产品(HWP)的碳储存量的影响将在下文讨论。

最后, 我们一般不将地上草本植物作为碳库(例如, 草, 花, 非木本作物)。我们目前的假设是这种草本植物并不能像木材生物量、地下生物量和土壤那样成为长期碳库的潜在来源。通常草本材料的碳循环太快。

## 2.2 储存在地下生物量中的碳

对于木本生物量占主体的LULC类型来说, 地下生物量能粗略地通过地下和地上生物量的比例, 即根茎比来估算。生态区在ICPP(2006)的4.49页中表4.4给出了根茎比的默认值。Brown(1997)研究中的3.5部分也给出了广义的根茎比估算值。

一些LULC类型几乎不包含木本生物量, 但有大量的地下碳库(如, 天然草原、人工草原、无树木的草原或矮树/灌丛区)。在这种情况下, 上面描述的根茎比不能应用于此LULC类型。这些LULC类型的地下生物量的估算最好根据当地数据开展, 然而, 假如当地数据无法获得, 也可采用全球估值。IPCC(2006)在第6.27页表6.4中列出了每个气候带的总生物量(地上加地下生物量)和地上生物量。二者的差值是地下生物量的粗略估算值。

一些研究已经搜集了不同生境类型的地下生物量或根茎比的估值。其中包括:

Grace 等(2006)估估算了全球主要的稀树草原生态系统总平均木本和草本植物根生物量(表1)。Baer 等(2002)和Tilman 等(2006)通过采用生态系统恢复时间函数, 分别在內布拉斯加州和明尼苏达州恢复为本土C4草本植物的样地估算了储存在根系中的碳(参见Baer et al(2002)中表2 和 Tilman et al(2006) 图1D)。

Cairns et al. (1997) 调查了世界范围内的不同土地利用与覆盖类型的根茎比。Munishi 和 Shear (2004) 在坦桑尼亚东弧山森林使用0.22 作为非洲-山地林地的根茎比。Malimbwi 等(1994)在坦桑尼亚同一地区使用0.20作为木棉林的根茎比。Coomes 等(2002)在新西兰使用0.25作为灌丛带的根茎比。Gaston 等(1998)报道了根茎比为1的非洲草-灌稀树草原。

## 2.3 储存在土壤中的碳

如果不能获得当地或区域性的土壤碳估计值, 那么农业、牧场以及人工管理的草场的默认值可以从ICPP(2006)中查阅到。ICPP(2006) 中表2.3 包含根据土壤类型估算的土壤碳库, 此估算是假定这些碳库处于平衡状态, 并且不开展土地管理。农田和草原LULC类型的默认估计值可以乘以列于ICPP(2006)中第6.2页的表5.5中的管理系数。对于所有其他的LULC类型和他们相关的管理方案, IPCC(2006)都假定没有管理系数。

其他可供替代的全球水平的土壤碳库数据源包括: Post 等(1982)通过Holdridge生命地带分类系统报道了土壤表层1米的碳库存量(这些地带的GIS规划图可在

[http://www.ngdc.noaa.gov/seg/cdroms/ged\\_ia/datasets/a06/lh.htm](http://www.ngdc.noaa.gov/seg/cdroms/ged_ia/datasets/a06/lh.htm)获得)。Silver等(2000)按照自造林-恢复开始的年份函数对热带生态系统中自然森林类型的土壤碳进行了估算。Grace等(2007)估算了世界范围内主要的稀树草原类型的土壤碳(表1)。Detwiler(1986)在表2中列出了热带森林土壤中的土壤碳。

几个特定地区研究也报道土壤碳库,我们发现的包括:

**北美洲:** Smith等(2006)估计了造林/在造林以来的125年内美国每个地区所有主要森林类型和森林管理实践的每五年土壤碳的增加量。其他的研究包括McLauchlan等(2006), Tilman等(2006), Fargione等(2008), Schuman等(2002), and Lal(2002)。

**非洲:** Houghton and Hackler(2006)估算了保持原始状态的撒哈拉沙漠以南的非洲地区五种土地利用与覆盖类型(雨林、湿润-干燥林,森林,灌丛和山地森林)和已经被转变为农田,用来栽值和放牧的森林地区的土壤碳量。Vagen等(2005)提供了撒哈拉沙漠以南非洲地区各种LULC类型的土壤碳估计值。

**南美洲:** Bernoux等(2002)估计巴西不同土壤-植被型30cm土层的土壤碳库。例如,在亚马孙森林和巴西塞拉多地区十四种不同地被覆盖物类型中,高活性黏粒土壤碳库量变化从每平方米2公斤到116公斤。

**重要提醒:**许多对景观碳储存、碳固持的研究中,土壤碳库估算只包括矿质土壤有机碳(SOC)(Post and Kwon 2000)。但是,如果研究的生态系统有大量有机土壤(如湿地或高山稀疏草原),将这部分碳加入矿质土壤有机碳是必要的。在一些湿地向其他土地利用方式转变时常发生的景观内,碳从有机土壤中释放的情况也必须精确描述(IPCC 2006)。

## 2.4 储存在死亡有机物中的碳

如果储存在死亡有机物中的碳在当地或地区估计值无法获得,可以使用ICPP(2006)的默认值。表2.2(第2.27页)给出了森林LULC类型中叶凋落物的默认碳库值。非森林类型,凋落物碳估计值接近于0。Grace等(2007)估计了地球上主要稀树草原生态系统储存在凋落物中的平均碳量(表1)。总的地上生物量估计值是否包括枯枝依然不清楚。一般而言,枯枝的碳库更难估算,并且我们也没有建立其默认数据源。

局部估计值:

Smith等(2006)把美国每个地区的所有主要的森林类型和森林管理实践中凋落物(指文档中的地被覆盖物中的碳)和枯枝(文档中枯立木和枯倒木中碳库的总称)中的碳储量作林分年龄的函数进行了估算。

**南美洲:** Delaney等(1998)估算了委内瑞拉六种热带森林的枯立木和枯倒木中碳储量。按照该作者的结果,枯枝朽木的碳储量通常占有了地上植被生物量的十分之一。

## 3. 采伐木材产品的衰减率

更多的关于采伐木材产品碳衰减的资料以及估算其的方法请参见以下资料：Skog et al(2004), Green et al.(2006), Miner(2006), Smith et al.(2006), IPCC(2006)中第12章“采伐木材产品”和Dias et al(2007)。

#### 4. 采伐率与初次采伐日期

为了估计采伐木材产品中的碳含量的例子，我们可以用数据Makundi（2001年）。假设在坦桑尼亚针叶林一直在生产木材50年的5公顷的土地。此外，对于这种类型的种植园的转动周期为25年（2001年Makundi）。假设一种平均林龄操作，则每年采伐2公顷25岁的树。软木的地上生物量的年平均增量为17.82吨/公顷（2001年Makundi）。因此，在这50年间每年移出的木材为2公顷×25多年的x 17.82吨/公顷\*年 = 891吨原木。如果我们假设种植的树木中的碳含量为0.48（Makundi 2001）则每年从植被地上生物量移出的量为 891 x 0.48 = 427.68吨。

确定每个地块采伐开始的时间可能很困难。如果是这样，可以为所有地块设置一个较早的初始采伐日期，基本上假定在采伐的木材产品碳库中的碳已经达到稳定状态（即每年不改变）。假定一个日期，诸如自初始采伐以来的时间是在采伐木材产品中碳的半衰期两倍以上（如，如果木材产品中碳的半衰期为20年，在当前景观图使用前的初始采伐日期就是40年）。

#### 5. 经济投入：碳价格和贴现率

近期的估算显示碳的社会成本（SCC），或者每多释放一吨碳到大气中造成的边际损失，从每公吨碳32美元（Nordhaus, 2007a）到每公吨碳326美元(Stern 2007)不等。该损失值也可视为一种避免碳释放得到的货币利益。Tol (2009) 开展了一个综合性的碳社会成本估算调查，并得出了每公吨碳66~130美元的平均值（按2010年计算，根据不同贴现时间设定该数值可能会变化）。其他一些近期的碳社会成本估算研究包括Murphy et al.(2004)， Stainforth et al. (2005)和Hope(2006)。

一种可选的评价每吨碳排放的成本的方法就是把成本设置成固持每碳所花费的最低成本。目前仅次于的方法是捕捉和储存从发电厂里释放出来的碳的成本。按照Socolow(2005) 和Socolow and Pacala (2007)，碳捕捉和碳储存技术的成本是大约100美元/吨碳。

最后，虽然我们不推荐，但市场价格可以用来设置被固持的碳的价格。芝加哥气候交易所（CCX）和欧洲气候交易所（ECX）提供了价格（2008年5月14日价格分别为\$24和\$153个每吨C）。这些价格的差异反映了利用市场来设置价值所存在的问题。芝加哥和欧洲气候交易所结构、范围以及建立每个条例的公共政策上都存在着差异。这就导致了不同的市场基本原则以及与碳汇的社会价值毫不相关的原因而形成的不同的价格。我们不建议使用市场价格，因为它们通常只适用于“额外的”碳固持，也就是超出基线情景碳汇的固碳。此外，碳市场，如芝加哥或欧洲气候交易所的碳信用价值在很

大程度上是对各种碳信用的市场规则和规章的函数，并不一定反映固持一吨碳的社会效益。因此，正确地使用市场价格将需要评估所研究的景观的基线碳汇，明确额外的碳固持，然后确定哪些额外的碳固持可享获按照市场规则和规定的信用。如果用户对相关的分析特别感兴趣，请在如下论坛上的联系 InVEST 模型组 <http://ncpyamato.stanford.edu/natcapforums/>

我们对碳汇未来价值的打折反映了社会对早期收益的偏好高于晚期。美国管理预算办公室为在美国的项目提出了7%的年市场贴现率的建议值（OMB, 1992）。贴现率在世界其他部分有所变化。亚洲发展银行在对项目进行评估的时候，采用10%到12%的贴现率。加拿大和新西兰对项目的贴现率建议为10%。

一些经济学家认为，在对待气候变化分析的时候，7%到12%的市场或消费贴现率太高。因为气候变化有扰乱未来经济的潜能，一部分人认为社会以未来气候稳定性和后代子孙的经济机会为代价而偏好当前消费是不道德的(Cline 1992, Stern 2007)。鉴于此，气候变化对社会的影响分析和减缓气候变化的政策制订应该使用低贴现率来鼓励更大的温室气体排放削减，并因此补偿对子孙后代可能造成的重要损害(例如， $r=0.014$  in Stern (2007))。有若干国家的近期政策已经支持某些长期项目使用非常低的贴现率（Abusah and de Bruyn 2007）。反映了即时固定的碳比未来固定的碳有更大影响的碳贴现率在一些研究中(Adams et al, 1999; Plantinga et al.1999; Feng 2005; Nelson et al. 2008) 已经被讨论过。

### 5.1.8 参考文献

- Abusah, Sam and Bruyn, Clinton de. 2007. Getting Auckland on Track: Public Transport and New Zealand's Economic. Ministry of Economic Development Working Paper. Accessed at <[http://s3.amazonaws.com/zanran\\_storage/www.med.govt.nz/ContentPages/4013253.pdf](http://s3.amazonaws.com/zanran_storage/www.med.govt.nz/ContentPages/4013253.pdf)>.
- Adams, DM, RJ Alig, BA McCarl, et al. 1999. Minimum cost strategies for sequestering carbon in forests. *Land Econ*75: 360-374.
- Anderson, JR, EE Hardy, JT Roach, RE Witmer. A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data. Washington, DC: United States Government Printing Office; 1976. Geological Survey Professional Paper 964.
- Antle, JM, and B. Diagana. 2003. Creating Incentives for the Adoption of Sustainable Agricultural Practices in Developing Countries: The Role of Soil Carbon Sequestration. *American Journal of Agricultural Economics*85:1178-1184.
- Baer, SG, DJ Kitchen, JM Blair, and CW Rice. 2002. Changes in Ecosystem Structure and Function along a Chronosequence of Restored Grasslands. *Ecological Applications* 12:1688-1701.
- Bernoux, M., MDS Carvalho, B. Volkoff, and CC Cerri. 2002. Brazil's soil carbon stocks. *Soil Science Society of America Journal*66:888-896.
- Brown, SL, PE Schroeder and JS Kern. Spatial distribution of biomass in forests of the eastern USA. *Forest Ecology and Management* 123 (1999): 81-90.
- Brown, S. 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environmental Pollution*116:363-372.
- Brown, S. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. FAO Forestry Department; 1997. Report for FAO Forestry Paper 134.
- Brown, S. and PE Schroeder. 1999. Spatial patterns of aboveground production and mortality of woody

- biomass for eastern US forests. *Ecological Applications*9:968-980.
- Cairns, MA, PK Haggerty, R. Alvarez, BHJ De Jong, and I. Olmsted. 2000. Tropical Mexico's recent land-use change: A region's contribution to the global carbon cycle. *Ecological Applications* 10:1426-1441.
- Cairns, MA, S. Brown, EH Helmer, and GA Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*111:1-11.
- Canadell, JG and MR Raupach. 2008. Managing Forests for Climate Change Mitigation. *Science*320:1456-1457.
- Cline, WR. 1992. The economics of global warming. Institute for International Economics, Washington, D.C.
- Coomes, DA, RB Allen, NA Scott, C. Goulding, and P. Beets. 2002. Designing systems to monitor carbon stocks in forests and shrublands. *Forest Ecology and Management*164:89-108.
- Conte, MN and MJ Kotchen. 2010. Explaining the price of voluntary carbon offsets. *Climate Change Economics* 1 (2):93-111.
- Capoor, K., and P. Ambrosi. State and Trends of the Carbon Market 2008. Washington, D.C.: World Bank Institute, 2008 May.
- Delaney, M., S. Brown, AE Lugo, A. Torres-Lezama, and NB Quintero. 1998. The quantity and turnover of dead wood in permanent forest plots in six life zones of Venezuela. *Biotropica*30:2-11.
- Detwiler, RP. 1986. Land Use Change and the Global Carbon Cycle: The Role of Tropical Soils. *Biogeochemistry*2:67-93.
- Dias, AC, M. Louro, L. Arroja, and I. Capela. 2007. Carbon estimation in harvested wood products using a country specific method: Portugal as a case study. *Environmental Science & Policy* 10 (3):250-259.
- Edinburgh Centre for Carbon Management. The Establishing Mechanisms for Payments for Carbon Environmental Services in the Eastern Arc Mountains, Tanzania; 2007 May 2007.
- Fargione, J., J. Hill, D. Tilman, S. Polasky, and P. Hawthorne. 2008. Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science*319:1235-1238.
- Feng, H. 2005. The dynamics of carbon sequestration and alternative carbon accounting, with an application to the upper Mississippi River Basin. *Ecological Economics*54:23-35.
- Gaston, G., S. Brown, M. Lorenzini, and KD Singh. 1998. State and change in carbon pools in the forests of tropical Africa. *Global Change Biology*4:97-114.
- Glenday, J. 2006. Carbon storage and emissions offset potential in an East African tropical rainforest. *Forest Ecology and Management*235:72-83.
- Grace, J., J. San Jose, P. Meir, HS Miranda, and RA Montes. 2006. Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. *Journal of Biogeography*33:387-400.
- Green, C, V. Avitabile, EP Farrell, and KA Byrne. 2006. Reporting harvested wood products in national greenhouse gas inventories: Implications for Ireland. *Biomass and Bioenergy* 30(2): 105-114.
- Gibbs, HK, S Brown, JO Niles, and JA Foley. 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters*2:045023.
- Hamilton, K., M Sjardin, T Marcello, and G Xu. Forging a Frontier: State of the Voluntary Carbon Markets 2008. Washington, D.C.: Ecosystem Marketplace and New Carbon Finance; 2008.
- Hope, CW. 2006. The social cost of carbon: what does it actually depend on? *Climate Policy* 6: 565–572
- Houghton, RA. 2005. Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions. In: *Tropical Deforestation and Climate Change*, Moutinho and Schwartzman [eds.]. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazonia and Environmental Defense, Belem, Brazil.
- Houghton, RA, and JL Hackler. 2006. Emissions of carbon from land use change in sub-Saharan Africa. *Journal of Geophysical Research*111.
- The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Prepared by the National Greenhouse Gas

- Inventories Programme, Eggleston, HS, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds). Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan. <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>>.
- Jenny, H. 1980. *The Soil Resource*. Springer, New York. Lal, R. 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*304:1623-1627.
- Mackey, B, Keith H, Berry S.L, Lindenmayer DB. Green carbon: the role of natural forests in carbon storage. Part 1, A green carbon account of Australia's Southeastern Eucalypt forest, and policy implications. Canberra, Australia: ANU E Press, 2008.
- Makundi, WR. 2001. Carbon mitigation potential and costs in the forest sector in Tanzania. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 6:335-353.
- Malhi, Y., D. Wood, TR Baker, et al. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*12:1107-1138.
- Malimbwi, RE, B. Solberg, and E. Luoga. 1994. Estimation of biomass and volume in miombo woodland at Kitungalo Forest Reserve Tanzania. *Journal of Tropical Forest Science*7:230-242.
- McLauchlan, KK., SE Hobbie, and WM Post. 2006. Conversion From Agriculture To Grassland Builds Soil Organic Matter On Decadal Timescales. *Ecological Applications*16:143-153.
- Miner R. 2006. The 100-Year Method for Forecasting Carbon Sequestration in Forest Products in Use. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* (On-line only: <http://www.springerlink.com/content/2167274117366751/fulltext.pdf>)
- Mollicone D., F. Achard, S. Federici, H. Eva, G. Grassi, A. Belward, F. Raes, G. Seufert, H. Stibig, G. Matteucci, and E. Schulze. 2007. An incentive mechanism for reducing emissions from conversion of intact and non-intact forests. *Climatic Change*83:477-493.
- Munishi, PKT and TH Shear. 2004. Carbon Storage in Afromontane Rain Forests of the Eastern Arc Mountains of Tanzania: their Net Contribution to Atmospheric Carbon. *Journal of Tropical Forest Science*16:78-93.
- Murphy, JMet al. 2004. Quantification of modelling uncertainties in a large ensemble of climate change simulations. *Nature* 430, 768–772.
- Murray, B., B. Sohngen, and M. Ross. 2007. Economic consequences of consideration of permanence, leakage and additionality for soil carbon sequestration projects. *Climatic Change*80:127-143.
- Nascimento, HEM, and WF Laurance. 2002. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management*168:311-321.
- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, D. Cameron, K. Chan, G. Daily, J. Goldstein, P. Kareiva, E. Lonsdorf, R. Naidoo, TH Ricketts, and R. Shaw. 2008. Modeling Multiple Ecosystem Services and Tradeoffs at Landscape Scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*Forthcoming.
- Nordhaus, W. 2007a. Critical Assumptions in the Stern Review on Climate Change. *Science* 317 (5835): 201–202.
- Nordhaus, W. 2007b. A Review of the Stern Review on the Economics of Global Warming. *Journal of Economic Literature* 45: 686-702.
- Pagiola, S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65 (4): 712-724.
- Plantinga, AJ, and RA Birdsey. 1994. Optimal Forest Stand Management When Benefits are Derived from Carbon. *Natural Resource Modeling* 8(4): 373-387.
- Polasky, S, E Nelson, D Pennington, and K Johnson. 2010. The Impact of Land-Use Change on Ecosystem Services, Biodiversity and Returns to Landowners: A Case Study in the State of Minnesota. *Environmental and Resource Economics*, in press.
- Post, WM, WR Emanuel, PJ Zinke, and AG Stangenberger. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*298:156-159.
- Post, WM, KC Kwon. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*6:317-327.

- Raich, JW, AE Russell, K. Kitayama, WJ Parton, and PM Vitousek. 2006. Temperature influences carbon accumulation in moist tropical forests. *Ecology*87:76-87.
- Ruesch A, and HK Gibbs. 2008. New IPCC tier-1 global biomass carbon map for the year 2000. Available: [http://cdiac.ornl.gov/epubs/ndp/global\\_carbon/carbon\\_documentation.html](http://cdiac.ornl.gov/epubs/ndp/global_carbon/carbon_documentation.html). Accessed 2008 Jul 7.
- Schuman, GE, HH Janzen, and JE Herrick. 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental Pollution*, 116:391-396.
- Sedjo, RA and B. Sohngen. Carbon Credits for Avoided Deforestation. Washington, DC: Resources for the Future; 2007 October 2007. Report for RFF DP 07-47.
- Silver, WL, R. Ostertag, and AE Lugo. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology*8:394-407.
- Skog, KE, K. Pingoud, and JE Smith. 2004. Method Countries Can Use to Estimate Changes in Carbon Stored in Harvested Wood Products and the Uncertainty of Such Estimates. *Environmental Management* 33, Supplement 1: S65-S73.
- Smith, JE, LS Heath, KE Skog, RA Birdsey. Methods for Calculating Forest Ecosystem and Harvested Carbon with Standard Estimates for Forest Types of the United States. Newtown Square, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station; 2006. Report for NE-343.
- Socolow, RH. 2005. Can We Bury Global Warming? *Scientific American* 293: 49-55.
- Socolow, RH and SW Pacala. 2006. A Plan to Keep Carbon in Check. *Scientific American* 295: 50-57.
- Sohngen, Brent, RH Beach, and Kenneth Andrasko. 2008. Avoided Deforestation as a Greenhouse Gas Mitigation Tool: Economic Issues. *Journal of Environmental Quality* 37: 1368-1375.
- Stainforth, DA et al., 2005. Uncertainty in predictions of the climate response to rising levels of greenhouse gases. *Nature* 433, 403-406.
- Stern, N. 2007. *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge and New York: Cambridge University Press.
- Tiessen, H., C. Feller, EVSB Sampaio, and P. Garin. 1998. Carbon Sequestration and Turnover in Semiarid Savannas and Dry Forest. *Climatic Change*40:105-117.
- Tilman, D., J. Hill, and C. Lehman. 2006. Carbon-Negative Biofuels from Low-Input High-Diversity Grassland Biomass. *Science*314:1598-1600.
- Tol, RSJ. 2005. The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy Policy*33:2064-2074.
- Tol, RSJ. 2009. The Economic Effects of Climate Change. *Journal of Economic Perspectives*23: 29-51.
- USOMB (US Office of Management and Budget). 1992. Guidelines and Discount Rates for Benefit-Cost Analysis of Federal Programs Circular No. A-94 (Revised). Transmittal Memo No. 64. Washington DC: US Office of Management and Budget.
- Vagen, TG, R Lal, and BR Singh. 2005. Soil carbon sequestration in sub-Saharan Africa: A review. *Land Degradation & Development*16:53-71.
- Weitzman, ML. 2007. A review of the Stern Review on the Economics of Climate Change. *Journal of Economic Literature*45:703-724.
- Zhang, Q, and CO Justice. 2001. Carbon Emissions and Sequestration Potential of Central African Ecosystems. *AMBIO*30:351-355.

## 5.2 蓝碳

### 5.2.1 概要

海洋和陆地生态系统通过释放和吸收大气中如二氧化碳(CO<sub>2</sub>)等温室气体(GHGs)

来调节全球气候。尤其是海岸带海洋植物，红树林和海草，在其沉积物、叶片和其他生物量中保存了大量的碳。作为碳库，海洋生态系统从大气中吸收大量可能导致气候变化的CO<sub>2</sub>。除此之外，海洋生态系统持续在其沉积物中储存碳，产生一个长期固定的巨大碳库。如海草修复和红树林清理等管理活动，可能改变海岸带植被覆盖，进而改变海岸带和海洋区域的碳储存，以及碳固定潜力。InVEST蓝碳模型通过估计碳的社会价值，或市场价值，对比现在和未来情景中碳储存变化，进行碳储存的海洋价值和碳固定服务的量化计算。除了情景对比，InVEST蓝碳模型还可用于标注出景观中应当避开的沿海生态系统位置，以保持碳储存和碳固定的生态服务和价值。

## 5.2.2 简介

该模型结合了碳的社会价值评估及其相关信息：1) 海岸带海岸带植被的分布和丰富度；2) 生境特殊性碳库数据；3) 生物量变化和土壤碳；4) 某区域或海域的按储存、固定及其价值的估计积累率。为量化计算碳储存和碳固定的生态价值，模型关注人类活动影响能够储存和固定碳的海洋生态系统，从而导致的大气中二氧化碳及其他温室气体变化。大气中由碳引起的变化对自然生态系统具有广泛的影响，可能导致农业生产、空气质量、海平面等方面的变化。InVEST蓝碳模型结合海洋植被的碳储存与固定能力变化的信息和经济因素为单一模型，以估计陆地/海洋变化的碳储存和固定价值。

## 5.2.3 模型

### 建模注意事项

针对海岸和海洋生境的碳储存和碳固定变化的测绘和建模是个巨大的挑战。碳循环的空间输入和可用信息具有区域性。某些研究区可能具备详细分析所需的高质量数据，而其他一些区域可能不具备模拟位置变化和海岸植被功能所需的必要信息。例如，对盐沼的研究通常在海平面上升驱动扩散的背景下。尽可能的在情景描绘和随后的碳建模中结合自然因素（如海平面上升）和人为因素（盐沼扩散被道路拦截）。在探索未来土地覆被情境时，使用SLAMM模型（海平面上升的湿地影响模型，Warren Pinnacle）制作的土地覆被图是InVEST蓝碳模型的重要数据输入（Clougheet等，2010）。然而，并非所有的站点都具备SLAMM模型运行所需的详细海拔高度和生境信息，我们已经建立了一个灵活方法，允许用户提供详细的土地利用/覆被图或表明固定碳的现状海岸带海洋植被图。

### 工作原理

InVEST蓝碳模型通过会计计量方法模拟了碳循环（Houghton，2003）。该方法通过分别计算四个主要碳库（地上生物量、地下生物量、枯落物碳和沉积碳，见图5.2.1）的储存量简化碳循环。沿海生境碳主要累积在沉积物中（Pendleton等，2012）。模型要求用户提供沿海生态系统图，比如红树林和海草。用户必须提供储存在四个主要碳库

的储蓄量，以及沉积碳积累量的每年碳储存量数据。若未提供本地信息，用户可以使用在模型中包含的同行评审的文献中的碳储蓄量和积累率的全球数据库。如果有田野研究等其他地区资料是可用的，应当用以替代全球数据。模型要求土地覆被图，代表沿海地区土地利用格局变化或海平面变化，用以估计一段时间内碳损失量或捕获量。模型通过汇总存储在这四个碳库定量计算陆地或海洋的碳储存。

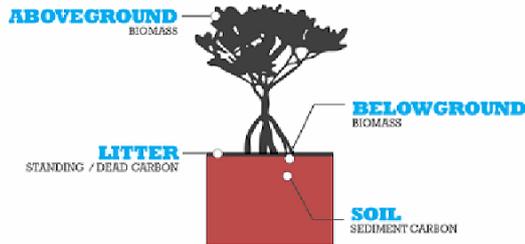


图5.2.1 InVEST蓝碳模型中包括的海洋生态系统四个碳库（以红树林为例）

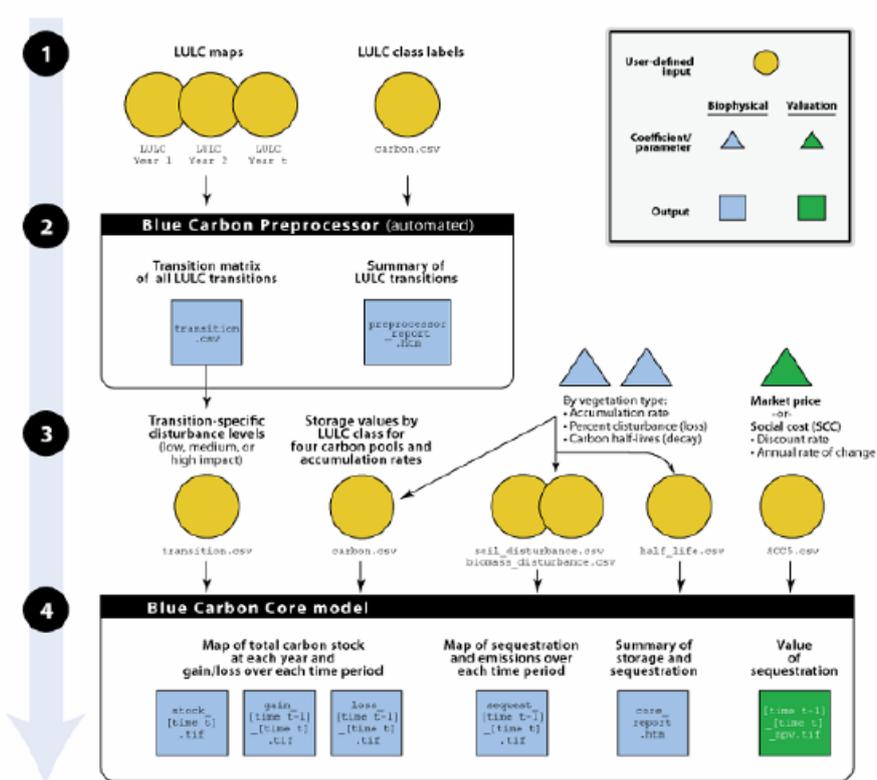


图5.2.2 InVEST蓝碳模型概念框架

### A 碳储存

设时任意间 $t$ ，储存在栅格单元 $x$ 中的碳储蓄量为 $C_{xt}$ ，即按吨计 $CO_2$ 当量，等于任意时间（ $t$ ）每个碳库的栅格单元中碳储量的总和。

$$C_{xt} = \sum_{j=1}^J A_{xjt} (Ca_j + Cb_j + (Cs_j * dj) + Cl_j)$$

$A_{xjt}$ 表示栅格单元x在时间t的植被覆盖面积j。j = 1, 2, ..., J代表滨海地区所有的生境类型。 $d$ 表示生境j的沉积深度。 $Ca_j$ ,  $Cb_j$ ,  $Cs_j$ ,  $Cl_j$ 表示生境j地上、地下、土壤和凋落物各个碳库每公顷储存的公吨CO<sub>2</sub>当量。如果用户缺乏沉积深度信息,该模型使用碳库计量广泛采用深度1米为默认值,植被类型可以是简单指明主要植被类型(如:苦草、红树林等),也可以包括影响碳库储量的详细信息,如植物种类、植被密度、温度状况、植被年龄(如:植被恢复起算时间,或距离最近一次主要干扰的时间)。

为估计碳储量,假设每个植被类型在某时段内的任意点上都处于碳储量平衡状态(计算出的碳积累总量用于模型碳固定组件)。

如果数据缺失,模型可以与四个碳库的子集共同使用。加总所有栅格单元的碳储量值,就得到了整个研究区在时间t的CO<sub>2</sub>当量(按公吨计)。

$$S_{xt} = H_{xt} + M_{xt}$$

$$H_{xt} = A_x * ds_x * Cs_x$$

$$M_{xt} = A_x * (Ca_x + Cb_x + Cl_x)$$

式中:

- $S_{xt}$ 表示总碳储量
- $H_{xt}$ 表示土壤碳储量
- $M_{xt}$ 表示生物量碳储量
- $A_x$ 表示栅格单元x面积
- $Ca_x$ 表示栅格单元x中地上碳库
- $Cb_x$ 表示栅格单元x中地下碳库
- $ds_x$ 表示栅格单元x中 $C_{xt}$ 深度
- $Cs_x$ 表示栅格单元x中土壤碳库
- $Cl_x$ 表示栅格单元x中凋落物碳库

## B碳积累

将土壤经过一年时间的分解作用,以有机体形式贮存的碳积累量作为模型的碳保留速率。与生态系统年收支相比,这部分碳库未被矿化,因此代表净积累量。此类碳

通常产生于地下部分生产力,存在的时间范围从数十年到上千年不等(Romero等1994, Mateo等, 1997)。这种碳积累有助于未被干扰的,实质性的,永久的碳库发育。因此,即使没有土地利用和土地覆被变化的参与,碳固定总是自然持续进行。

通过计算植被全部区域内特定生境碳积累速率的总和估算碳积累量。在时间t内每个栅格单元x中的碳积累量为 $ACC_{xt}$ ,用每年按吨计的 $CO_2$ 当量表示,等于与时间t内土壤沉积物中碳积累率,下列式中 $A_{xjt}$ 表示时间t内栅格单元x中植被j面积。

$$ACC_{xt} = \sum_{j=1}^J A_{xjt} (ACC_{xjt})$$

相对于碳固定,受干扰的土壤碳库(沉积物)中的碳损失更少,因为不同的人类利用类型和/或淤积可能形成土壤及其下层碳储存的不同类型干扰形式。例如,类似为将红树林清理为一个养虾场或疏浚等高强度影响活动,较商业渔猎或原油开采,可能会导致更大规模的土壤碳扰动。某些海滨地区发展方式可能包括填铺土壤,这部分土壤在整个碳库中占很大比例,因此滨海发展模型对碳汇的影响多种多样。相对的,疏浚会移除海草并扰动下层泥沙,释放 $CO_2$ 到大气中。

### C. 生境干扰后的碳损失和排放

当滨海生态系统受人类活动影响而退化时,贮存在活体植物生物量(地上部分和地下部分)和土壤中的碳可能排放到大气中。转化后的 $CO_2$ 释放量幅度取决于受干扰的植被类型和干扰程度。干扰类型决定损失的地上生物量和受到干扰的土层深度。干扰影响越深,暴露在氧气中、被氧化而后以 $CO_2$ 形式排放的土壤碳越多。有的干扰可能仅仅影响表层土壤,其深层土壤保持浸水状态且碳储完整。有的干扰可能会影响土层的不同深度。为估算不同扰动对生境的影响程度,将干扰分成3个影响程度:高度、中度和低度。高度影响干扰例如红树林转变为养虾场、通过排水固堤将盐沼转变为农田,低度影响干扰例如休闲游船或泊船码头。

**碳损失幅度** 模型将生物量和土壤碳库分别作为碳流失的两个步骤。第一,估算生物量的碳损失。这部分生物量源的碳损失取决于生境影响类型、干扰程度、以及植被类型。第二,估算土壤碳库的碳损失,取决于干扰影响程度,以及受干扰的土壤深度(见表1)。

生境干扰后的碳排放量:

$$E_z = \sum_{j=1}^J A_{zjt} (b(Ca_j + Cb_j) + (Cs_j * dj) + Cl_j)$$

式中, b表示生物量碳排放百分比, d表示受干扰的土层深度。

InVEST蓝碳模型允许用户提供土壤碳库和生物量的碳损失随时间变化的影响因素详细信息。此类信息可以使用预处理工具(见“转换存储”章节)输入模型,并且通过

输入转化表进一步探讨。此类信息有助于模型确定研究区土壤碳流失随时间变化百分比。

$$L_x = A_x * (Ca_x + Cb_x + Cl_x + p_x * d_x * Cs_x)$$

式中：

- $L_x$ 表示受输沙运移扰动并将释放栅格单元x中的碳
- $d_x$ 表示土壤碳库深度

**碳损失的时间变化** 碳会以不同速率从碳库中流失。大部分生物量碳将在第一年排放，而土壤碳的释放可能需要更长时间。模型为每种生境类型的生物量碳和土壤碳分配了指数衰减函数及其相关半生命周期（表5.2.1；Murray等，2007）。

$$E_x = A_x \left[ t - 0.5^{(t_n - t_{n-1})/a_{bx}} (C_{ax} + C_{bx} + C_{lx}) + 0.5^{(t_n - t_{n-1})/a_{sx}} b_{sx} d_{sx} C_{sx} \right]$$

式中：

- $E_x$ 表示栅格单元x中时间 $t_{n-1}$ 到 $t_n$ 的碳排放量
- $a_{bx}$ 表示栅格单元x中生物量碳的半衰期
- $a_{sx}$ 表示栅格单元x中土壤碳的半衰期

**表5.2.1 干扰盐沼、红树林和海草生态系统的低度（LI）、中度（MI）、高度（HI）级别影响活动，对应的碳损失百分比和植被特异性衰减率。这些默认值可以通过改变输入CSV格式文件的表格而得到调整。**

级别	盐沼	红树林	海草地	其他植被
生物量碳损失百分比	L1/M1: 50%生物量损失(1) H1: 100%生物量损失(1)	L1/M1: 50%生物量损失(1) H1: 100%生物量损失(1)	L1/M1: 50%生物量损失(1) H1: 100%生物量损失(1)	使用文献/野外数据
土壤碳损失百分比	L1: 30%损失(1) M1/H1: 100%损失(3)	L1: 30%损失(1) M1: 50%损失(1) H1: 66%损失(1.5m深)(1)	L1/M1: 表层10%冲刷, 底层90%分解(2) H1: 表层50%冲刷, 底层50%分解(2)	使用文献/野外数据
衰减率(25年间)	生物量半减期: 6个月(2) 土壤半减期: 7.5年(2)	生物量半减期: 15年, 但75%燃烧后立即释放(2) 土壤半减期: 7.5年(2)	生物量半减期: 100年(2) 土壤半减期: 1年(2)	使用文献/野外数据
甲烷排放	1.85吨 CO <sub>2</sub> /公顷/年(4)	0.4吨 CO <sub>2</sub> /公顷/年(4)	无信息	使用文献/野外数据

注：模型假设土壤1米深度

## 参考文献（对应上表括号中序号）

1. Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Man- groves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5), 293-297.
2. Murray, B. C., Pendleton, L., Jenkins, W. A., & Sifleet, S. (2011). Green payments for blue carbon: Economic incentives for protecting threatened coastal habitats. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions,
3. Crooks, S., Herr, D., Tamelander, J., Laffoley, D., & Vandever, J. (2011). Mitigating climate change through restoration and management of coastal wetlands and near-shore marine ecosystems: challenges and opportuni- ties. Environment Department Paper,121, 2011-009.
4. Krithika, K., Purvaja, R., & Ramesh, R. (2008). Fluxes of methane and nitrous oxide from an Indian mangrove. *Current Science* (00113891), 94(2). Report NI, 11, 04.

**碳汇的转移（预处理工具）** 各时段不同土地利用/覆被地图（LULC）作为驱动碳储存随时间变化的模型输入。用户需要一个土地变化模型（例如，海平面上升的湿地影响模型SLAMM），一个情景分析工具，或者在GIS中手动编程，来生成海岸带和海洋植被栅格图。用户应指明储存碳的LULC类型。为评价碳的收支变化，用户需提供分析周期（ $t_0, t_1, \dots, t_i$ ）不同年份的LULC图模型会计算每一时间段四个碳库的碳储量，然后随时间变化调整碳积聚和碳流失量。

为了说明不同LULC地类变更结果（如：盐沼变为成熟旱地）发生或积聚或干扰的变化，模型要求使用预处理工具生成相关转移矩阵。预处理工具将比较研究区每一个像素 $t_0$ 到 $t_1$ 的LULC地类变化，由此识别出碳汇发生转移的全部区域。该转移矩阵由蓝碳模型预处理工具生成，并经用户编辑，有助于模型识别出人类活动和自然事件干扰植被中碳储存发生的区域。如果某栅格单元中任何时间阶段都没有发生LULC地类变化，工具会填充该单元格“None”（空值）。而发生地类变化的栅格单元，工具会填充各单元格为“Accumulation”（累积）或“Disturbance”（干扰）。例如，如果在时间 $t_0$ 地类为盐沼的像素，在 $t_1$ 转变为成熟旱地，那么单元格会填充为“Disturbance”（干扰）。另一方面，可能经过相同时间段，红树林的地类性质并未发生变化，那么矩阵中对应单元格会填充“Accumulation”（累积）。红树林的性质没有变化，很可能在其土壤和生物量中碳汇作用持续发生。在运行蓝碳模型核心模块前，这些经验法则总是被用户写入工具作为其组成部分。

预处理工具同样能够帮助用户提供更详细的导致不同程度碳积累或碳排放的碳汇转移信息。例如，用户可能仅提供一幅LULC图中的一种发展类型。但可能存在对土壤碳储量产生更大干扰的其他发展类型。通过区分这两种发展类型，模型能够对自然因素和人为因素导致的碳改变量进行更准确量化和图示化。与之类似的，不同树种的红树林积聚土壤碳量的速率不同。如果有这方面的信息，提供树种区别信息（输入的LULC文件中的两种类型），并在碳素CSV输入表格中提供相关碳积累速率很重要。

$$S_{xt} = H_{xt} + M_{xt}$$

$$H_{xt} = A_x * d_{sx} * C_{sx} + R_{xt}$$

$$R_{xt} = (1 - p_x) * H_{xt}$$

式中：

- $S_{xt}$ 表示栅格单元x时间t内碳储量
- $H_{xt}$ 表示栅格单元x时间t内土壤中碳储量
- $R_{xt}$ 表示栅格单元x中转移后土壤中剩余碳量
- $A_x$ 表示栅格单元x面积
- $ds_x$ 表示栅格单元x中 $C_s$ 的深度
- $C_{sx}$ 表示栅格单元x中土壤碳库
- $p_x$ 表示栅格单元x中不受转移干扰的土壤碳量部分

#### D. 评估

蓝碳模型的评估选项估算了：作为固碳功能之一的碳固定（非碳储存）经济价值，每吨被固定碳的货币价值、贴现率，以及随时间变化而变化的碳固定价值。碳固定的价值取决于由谁决策碳排放，因此分为两类：社会和个人。如果碳排放政策变化是基于公共政策，如海岸带地区发展区划，那么决策者应该权衡发展利益和碳排放带来的社会损失。因为区域碳排放对大气的影响是在全球尺度进行，碳排放的社会成本（SCC）通常在全球尺度下计算（USIWGSCC, 2010）。目前计算碳排放的社会成本（SCC）采用了多种综合评估模型，例如：FUND（<http://www.fund-model.org/>），PAGE（Hope, 2011），DICE和RICE（<http://www.econ.yale.edu/~nordhaus/homepage/dicemodels.htm>）。美国白宫部门联席工作组（Interagency Working Group）关于碳排放的社会成本（Social Cost of Carbon）工作报告中，综合了式中一些模型的评估结果，并且提供了三种不同贴现率对应的随时间变化碳排放社会成本指导（USIWGSCC, 2010; 2013）。如果您要解决的科研问题要求碳排放的社会成本估算方法，强烈推荐向该报告咨询指导。将USIWGSCC报告提供的碳排放社会价值评估方法应用于InVEST模型时，应考虑以下几点：

- 评估应采用报告中提供的三个贴现率之一（2.5%，3%，或5%）。在政策分析背景下，贴现率反映了社会对现在或未来利益的时间偏好。相关内容初学者可参阅鲍墨尔（Baumol, 1968）的理论著作。
- 由于碳排放的危害不仅仅局限于它们最初向大气释放的时间，任何时间段碳排放的损失都是未来损失的总和，需要通过贴现回基期。例如，计算2030年的碳排放社会成本（SCC），需要由计算未来损失（2030之后）总和贴现的碳排放现值（2030当年）。即未来任意时段的碳排放社会价值（SCC）是一个贴现率

函数，因此分析中应当使用固定贴现率。有为不同贴现率使用的不同SCC计划（价格列表）。因此为特定用户选择合适的贴现率，决定了其应当采取的适合的碳排放计划。

除了碳排放社会成本评估，还可选择碳排放量的信用配额市场（碳权交易）价值方法。如果决策者是一个私人主体，如个人或公司，可以通过碳排放信用评级的货币化评价其土地利用决策。碳排放市场目前跨地域经营，并在澳大利亚、加利福尼亚和魁北克等地区开辟新市场（世界银行，2012）。这些市场的碳排放的总量是设定好的，如果超出，要求碳排放者购买排放碳权。增加碳固定量的生态保护可以作为抵消碳排放破坏作用的杠杆手段之一，因此固定的碳能够根据碳交易市场价格货币化。碳补偿的货币化手段严重依赖不同市场的特定规则，因此确定您的研究区碳交易市场是否允许碳固定价值进入非常重要。同样需要注意到碳交易市场的碳权价格受市场风气影响，因此价格不必完全反映碳的社会损失。

#### 碳固定净现值

$$V_x = \sum_{t=0}^T \frac{p_t (C_{t,x} - C_{t-1,x})}{(1+d)^t}$$

式中

- T表示从现在到生境变化结束之间的年份数
- $p_t$ 表示时间t每吨碳的价格
- $C_{t,x}$ 表示时间t像素x内的碳储量
- d表示贴现率

#### 5.2.4 模型局限和简化

由于缺乏关于海岸带和海洋生态系统的碳循环动力学过程的详细信息，使用最简单的计量方法，并利用以公开发表的相邻海岸带碳储量数据集。碳估量来源于那些来自最广泛的和最近发表关于碳汇和累积速率的全球数据集（如，Fourqurean等，2012和Silfvet等，2011）。

- 假设所有储存和累积发生在地上部分生物量和土壤沉积物中。
- 忽略由于生境的生长和衰老造成储存和累积的增加量。
- 假设现在和未来情景之间的时间内碳素的储存和累积呈线性。
- 假设那些可能造成沿海生态系统退化的人类活动不会干扰土壤沉积物中的碳。

## 5.2.5 数据需求

### 生物物理学数据输入

下面是InVEST蓝碳模型的生物物理学部分所需数据：

- **土地利用/覆被 (LULC) 图：**当前 ( $t_1$ ) 和未来 ( $t_2$ ) 的LULC图 (例如，成熟旱地，养虾场，红树林，盐沼等)。
- **不同土地利用/覆被类型碳库和碳汇总表：**表格包括生物量碳储量(吨CO<sub>2</sub>/公顷)，土壤碳储量 (吨CO<sub>2</sub>/公顷) 和碳积累速率 (吨CO<sub>2</sub>/公顷/每年)。为将这些值与生物量和土壤碳库干扰CSV表格的值连接起来，可以创建“Veg Type” (植被类型) 列：“1”表示盐沼，“2”表示红树林，“3”表示海草，“0”表示其他土地利用/覆被类型。
- **当前土地利用/覆被图的年份：**( $t_1$ )，模型分析的起始年份。
- **一张或多张未来土地利用/覆被图的年份：**( $t_2$ )，模型使用该值以及之前的输入数据确定分析的时间长度 (年数；( $t_2 - t_1$ ))，模型将用户特定的碳积累速率与该值相乘 (每吨CO<sub>2</sub>/公顷/每年)。如果用户只需要 $t_1$ 时刻的固定碳储量，该数据输入为可选项。但评价需要至少未来一年 $t_2$ 的碳量估值 (未来土地利用/覆被图)。
- **地类变更矩阵：**模型预处理器工具生成的表格，基于从时间 $t_1$ 到 $t_2$ 土地利用/覆被地类变更的预设逻辑，判定碳库受到干扰还是累积。这些由预处理器工具生成的默认值允许用户修改。
- **生物量干扰：**表示不同影响程度和植被类型受干扰的生物量碳库百分比的默认值表格。默认值来源于全球文献回顾。
- **土壤扰动：**表示不同影响程度和植被类型土壤碳库干扰速率的默认值表格。默认值来源于全球文献回顾。
- **碳量半减期：**特定植被/干扰类型的碳衰减速率的默认值表格，来源于全球文献回顾。

### 经济数据输入

用户可以选择使用价格明细表模拟碳固定价值，或者提供基期碳排放价格和年通货膨胀率。这两种情况都需要确定合适的贴现率。

碳固定价值随时间变化取决于：

- **固定碳量吨数的价值：**该用户指南说明这里的碳是按吨计二氧化碳量。如果已经有按吨计分子碳价格，需要换算为每吨二氧化碳价格。即用按吨计分子碳价格除以3.67，该数表示二氧化碳和分子碳之间原子量的差别。同样的，该价格

可以通过适当时间范围的价格明细表输入模型，或者通过提供基期碳排放价格和年通货膨胀率的方式输入。

- **碳排放贴现率：**（即净现值公式中的d），碳排放贴现率反映了相比远期利益，对近期利益的时间偏好。如果贴现率取值为0%，碳汇价值即为原计算值。

## 5.2.6 模型运行

### 预处理

运行InVEST蓝碳模型的预处理工具，请点击：**Windows开始菜单>>所有程序>>InVEST软件>>Blue Carbon（蓝碳）>>Blue Carbon Preprocessor（蓝碳预处理工具）**。点击”运行”按钮启动模型。若模型成功运行将在窗口显示，并打开包含结果的文件资源管理器。

- **工作区：**存放工具输出和中间数据的目录。模型运行结束后，结果将保存于该目录下。
- **预处理工具密钥（CSV）：**这是不同由于土地利用变化导致的不同程度积累和衰退的排序缺省密钥，文件如下所示。

Id	0	1	2	3
0	None	Accumulation	Accumulation	Accumulation
1	Disturbance	Accumulation	Accumulation	Accumulation
2	Disturbance	Accumulation	Accumulation	Accumulation
3	Disturbance	Accumulation	Accumulation	Accumulation

- **标签表（CSV）：**使用碳库表（carbon.csv），预处理工具会分析标签涵盖的信息，包括土地利用/覆被地类代码、名称和植被类型。
- **LULC图（栅格图）：**研究时间周期内所有可获得土地利用/覆被图。这些图必须是栅格图格式（ESRI Grid或GeoTIFF）。

int	int
int	int

### 核心模块

运行InVEST蓝碳模型的预处理工具，请点击：**Windows开始菜单>>所有程序>>InVEST软件>>Blue Carbon（蓝碳）>>Blue Carbon Calculator（蓝碳计算器）**。进入主界面显示输入参数，必需和可选参数见前“数据需求”小节。点击”运行”按钮启动模型。若模型成功运行将在窗口显示，并打开包含结果的文件资源管理器。在使用过程中，如果遇到任何问题，请发表在用户支持论坛<http://ncp-yamato.stanford.edu/natcapforums>上。

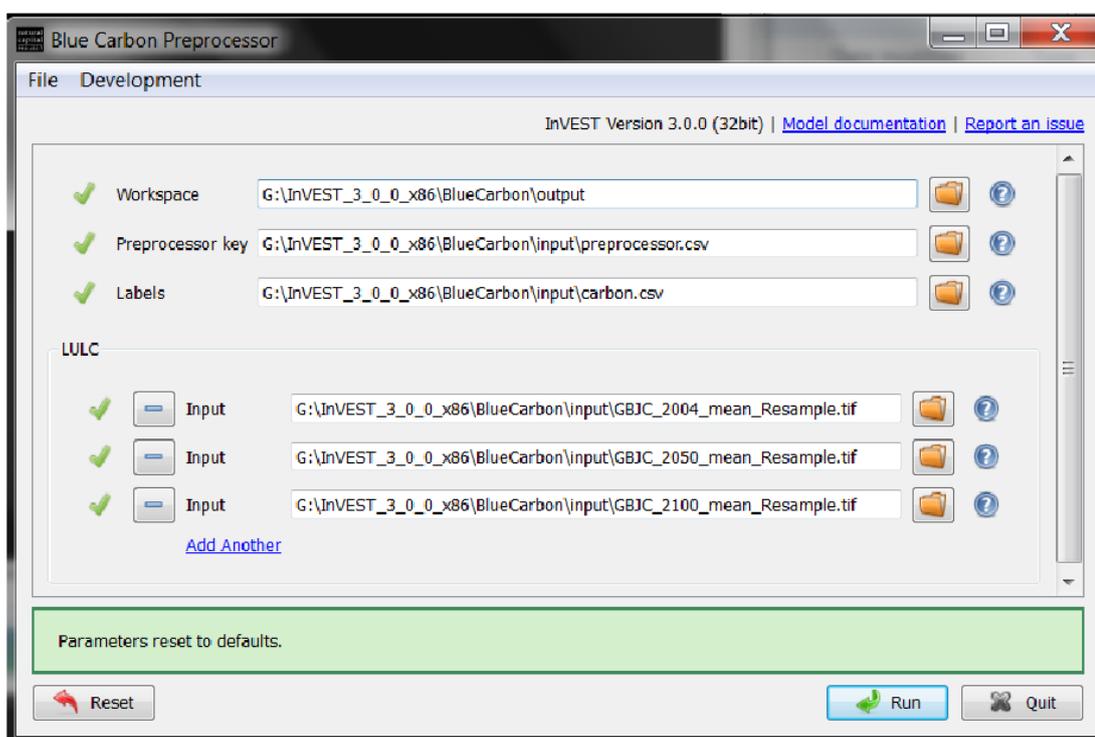
- **工作区：**存放特定模型运行的输出和中间结果的目录。模型运行结束后，结果

将保存于该目录下。

- **基期LULC图（栅格图）**：第一年土地利用/覆被栅格图，空值不匹配任何土地利用类型。

int	int
int	int

- **基期**：第一年土地利用/覆被图的日期



- **次年LULC图（栅格图）**（可选——评价必需）：第二年土地利用/覆被栅格图，空值不匹配任何土地利用类型。

int	int
int	int

- **次年**（可选——评价必需）：第二年土地利用/覆被图的日期
- **分析结束年**：模型分析结束年的日期。模型能够计算的碳积累和损失量，在时间上可以超出输入土地利用/覆被图的时间。该功能在缺少未来土地利用/覆被图件资料或评估今后碳排放的市场成本或社会成本时十分有用。
- **土壤扰动表（CSV）**：表示不同植被类型碳库的碳损失百分比。模型会根据输入的转移矩阵表中的不同干扰程度（低度、中度和高度），选择合适的碳损失百分比值。请不要对该表表头做任何改动。

veg type	veg name	None	Low Disturbance	Medium Disturbance	High Disturbance
0	other	0	0	0	0
1	marsh	0	<float>	<float>	<float>
2	mangrove	0	<float>	<float>	<float>
3	seagrass	0	<float>	<float>	<float>

- **生物量扰动表 (CSV):** 表示不同植被类型生物量碳库的碳损失百分比。模型会根据输入的转移矩阵表中的不同干扰程度 (低度、中度和高度), 选择合适的碳损失百分比值。请不要对该表表头做任何改动。

veg type	veg name	None	Low Disturbance	Medium Disturbance	High Disturbance
0	other	0	0	0	0
1	marsh	0	<float>	<float>	<float>
2	mangrove	0	<float>	<float>	<float>
3	seagrass	0	<float>	<float>	<float>

- **碳库表 (CSV):** 土地利用/覆被 (LULC) 分类表, 包含每种土地利用类型对应的四个基本碳库各自汇集的碳量数据, 单位公吨/公顷。碳储量数据可以从以下途径获得: 当地样地试验场强估计, 从特定生境类型或区域的综合分析中采伐, 一般公开发表表格 (如: IPCC, 见附录)。如果某些碳库的碳储量信息缺失, 这些碳库可以通过其他碳库换算得出, 或将所有值赋为0以便在分析中忽略该碳库。后两列描述生物量和土壤碳库中储存碳的植被类型碳积累率, 单位: 吨/公顷/年。

Id	Name	Veg Type	Above (Mg / ha)	Below (Mg / ha)	Soil (Mg / ha)	Litter (Mg / ha)	Bio_accum_rate (Mg / ha / yr)	Soil_accum_rate (Mg / ha / yr)
0	<str>	<int>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>
1	<str>	<int>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>
...	...	...	...	...	...	...	...	...

- **碳半衰期表 (CSV):** 根据回顾全球文献得到的植被覆盖或特定干扰下的碳衰减率。这些半衰期值只能在的控制站点特定信息存在的情况下才允许修改。请不要对该表表头做任何改动。
- **转移矩阵表 (CSV):** 工具工作区中结果输出文件夹中由与处理工具生成的表格, 命名为“transition.csv”。输入蓝碳模型核心模块前应队表格进行修改。矩阵中值为“Disturbance”的单元格, 应当根据对特定碳转移的影响程度更改为“低度干扰”, “中度干扰”, 或“高度干扰”。这一步骤完成后, 保存编辑, 并在数据输入界面指向该文件。
- **碳排放贴现率 (%) (可选——评价必需):** 碳排放贴现率反映了相比远期利益, 对近期利益的时间偏好。如果贴现率取值为0%, 碳汇价值即为原计算值。

- **使用价格表**（可选——评价必需）：如果需要在估价中使用价格目录，选择该表。选择该表时，基期年碳价值和通货膨胀率选项会被禁止。
- **碳排放价格表 (CSV)**（可选——评价必需）：包含基期年到分析结束年每吨CO<sub>2</sub>价格。格式依照示例输入数据CSV表格。如果模型按照默认参数设置，示例数据为碳排放的社会成本（按吨计CO<sub>2</sub>），采用美国白宫部门联席工作组关于二氧化碳排放的社会成本贴现率5%（USIWG SCC，2010；2013），以2010年美元为单位。是根据美国白宫部门联席工作组碳排放社会成本报告（USIWG SCC）中给出的时间范围，对价格和时间采用多项式回归统计推算出来的。InVEST蓝碳模型包括贴现率为2.5%和3%对应的碳排放社会成本明细表（价格表），创建方式和5%贴现率价格表一致。
- **碳排放价值（美元/公吨）**（可选——评价必需）：碳排放的社会成本或二氧化碳已固定吨数市场价值。
- **碳排放价值的年变化率（%）**（可选——评价必需）：由于预期气候变化-相关损害（或碳排放市场的市场力量介入）影响碳排放，需要修正随时间变化的碳固定价值变化。

## 用户界面

### 5.2.7 结果分析

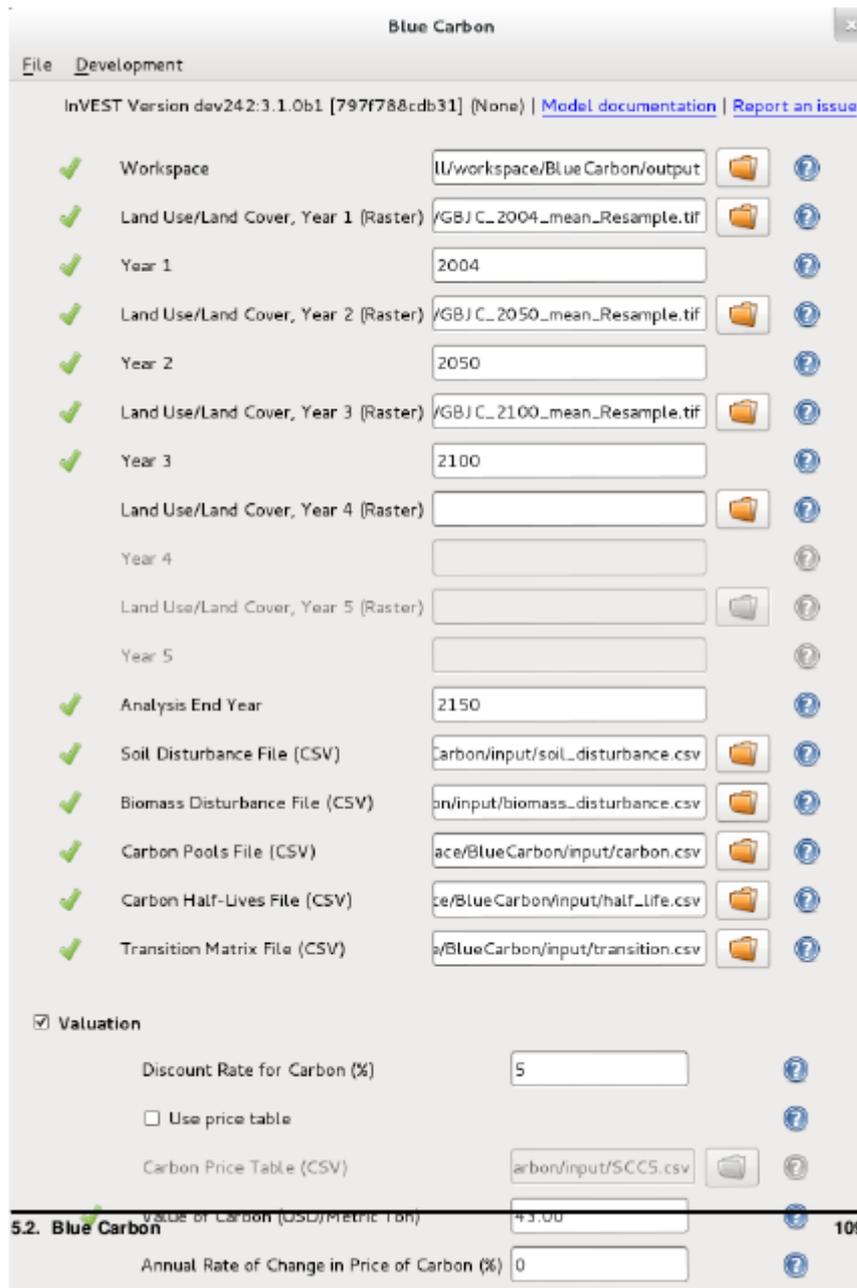
#### 模型输出

##### 输出文件夹

- extent.shp: 所有输入土地利用/覆被图边界范围shapefile文件。
- DOES THIS EXIST: \* preprocessor\_report.htm: 含有由预处理工具生成的概述表的HTML文件
- DOES THIS EXIST: \* core\_report.htm: 含有由核心模块生成的概述表的HTML文件
- gain\_[time t1]\_[time t2].tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>碳量获取的区域栅格图(单位:毫克/像素)
- loss\_[time t1]\_[time t2].tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>碳量流失的区域栅格图(单位:毫克/像素)
- sequest\_[time t1]\_[time t2].tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>碳固定(获取-流失)的区域栅格图(单位:毫克/像素)
- stock\_[time t].tif: t时刻四个碳库所有碳储量总和栅格图(单位:毫克/像素)
- [time t1]\_[time t2]\_npv.tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>每像素碳固定净现值栅格图

##### 过程文件夹

- [time 0]\_veg\_[veg ID]\_stock\_biomass.tif: 基期年每种植被类型生物量碳库中碳储量
- [time 0]\_veg\_[veg ID]\_stock\_soil.tif: 基期年每种植被类型土壤碳库中碳储量
- [time t]\_veg\_[veg ID]\_litter.tif: t时刻凋落物/腐殖质碳库中碳储量
- [time t1]\_[time t2]\_bio\_acc.tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>生物量碳库总碳储量
- [time t1]\_[time t2]\_bio\_dis.tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>生物量碳库总碳干扰量
- [time t1]\_[time t2]\_soil\_acc.tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>的土壤碳库总碳储量
- [time t1]\_[time t2]\_soil\_dis.tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>的土壤碳库受干扰总碳量
- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_acc\_bio.tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>的每种植被类型生物量碳库总碳储量
- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_acc\_soil.tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>的每种植被类型土壤碳库总碳储量
- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_dis\_bio.tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>的每种植被类型生物量碳库受干扰总碳量
- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_dis\_soil.tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>的每种植被类型土壤碳库受干扰总碳量
- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_adj\_dis\_bio.tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>的每种植被类型生物量碳库累积受干扰碳量
- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_adj\_dis\_soil.tif: 时间t<sub>1</sub>到t<sub>2</sub>的每种植被类型土壤碳库累积受干扰碳量



- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_adj\_acc\_bio.tif: 通过时间t1到t2的碳汇积聚 (+) 和干扰散失 (-) 修正后, 时间t1每种植被类型的生物量碳库总碳储量
- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_adj\_acc\_soil.tif通过时间t1到t2的碳汇积聚 (+) 和干扰散失 (-) 修正后, 时间t1每种植被类型的土壤碳库总碳储量
- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_em\_bio.tif: 时间t1到t2的每种植被类型生物量碳库排放碳量
- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_em\_soil.tif: 时间t1到t2的每种植被类型土壤碳库排放碳量

- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_adj\_em\_dis\_bio.tif: 排放修正后时间t1到t2的每种植被类型生物量碳库累积受干扰碳量
- [time t1]\_[time t2]\_veg\_[veg ID]\_adj\_em\_dis\_soil.tif: 排放修正后时间t1到t2的每种植被类型土壤碳库累积受干扰碳量

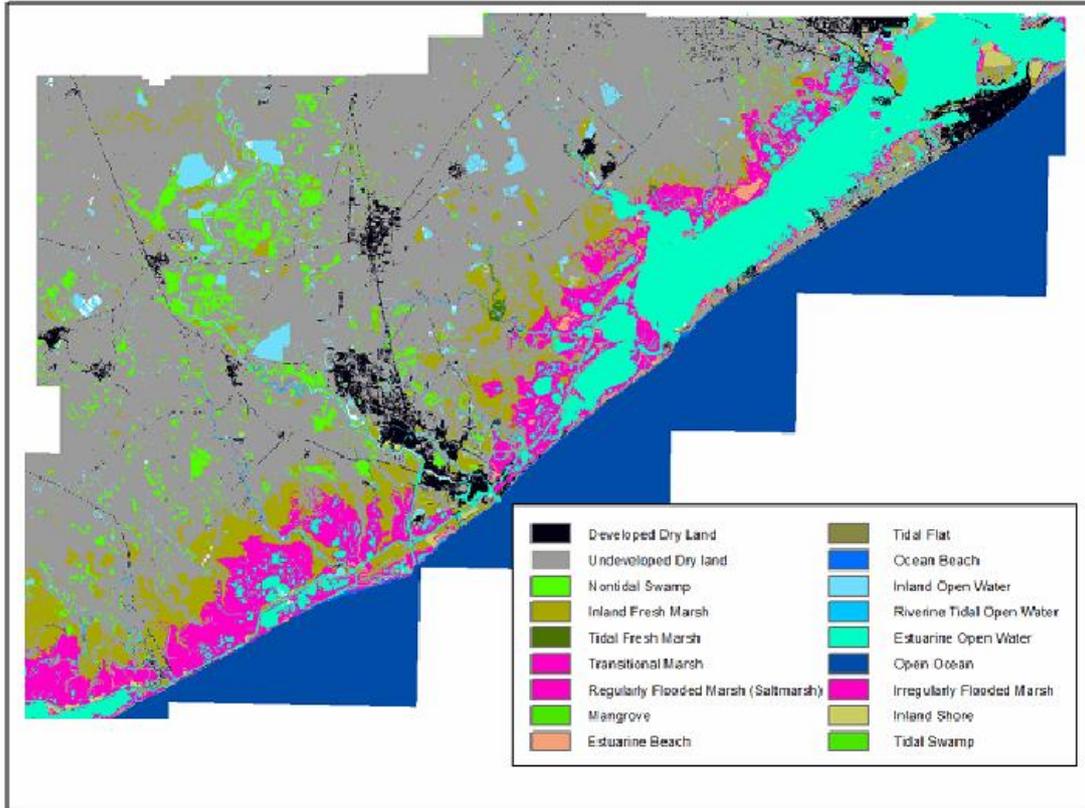
## 5.2.8 范例结果分析

### 得克萨斯州，佛里波特

#### 摘要

美国墨西哥湾沿岸被认为是未来一百年受海平面上升影响敏感区域。使用InVEST蓝碳模型有助于识别具有碳固定能力的海岸带植被现存碳储量的可能变化。因为具有充分而精确的海拔资料和LULC数据集，该方法能够运用于得克萨斯州佛里波特。Warren Pinnacle 等开发的SLAMM (Sea Level Affected Marsh Mode) 模型使用亚米级垂直精度的10米分辨率DEM数据，模型模拟了湿地受海平面上升影响随时间移动和消亡过程。InVEST蓝碳模型模型使用SLAMM模型的输出结果作为输入，能够运用工具对94年间海岸带土地覆被变化导致的碳固定和碳排放，进行制图、测量和估值。

海平面上升的湿地影响模型 (SLAMM: <http://www.warrenpinnacle.com/prof/SLAMM/>) 模拟了27个不同海岸带湿地植被生境类型响应海平面上升的分布变化。模型取决于潮汐高程和海岸带湿地生境类型的关系，并与坡度，土地利用，侵蚀和淤积相耦合，预测生境变化和消亡。SLAMM模型结果输出由用户定义不同时间段的未来生境图件和海平面上升情景。这些未来生境图件能够与InVEST生态系统服务模型共同使用，来评价各种海平面上升情景下导致生态系统服务功能的变化。例如，SLAMM用于定量描述美国得克萨斯州加尔维斯顿湾一系列海平面上升情景对应的碳固定差别。首先，SLAMM用于绘制不同海平面上升类型的海岸带湿地生境分布变化图。然后，利用InVEST蓝碳模型评价预测生境类型变化及其对应的碳固定变化。SLAMM模型模拟的27个土地覆被类型简化为一个与碳固定相关的子集，并从ASCII转为栅格图格式以便用于InVEST模型。SLAMM模型结果生成未来可选情景的LULC图，每25年为一个时间节点，时间为2006年-2100年。下图描述了2006年土地利用和土地覆被类型表。



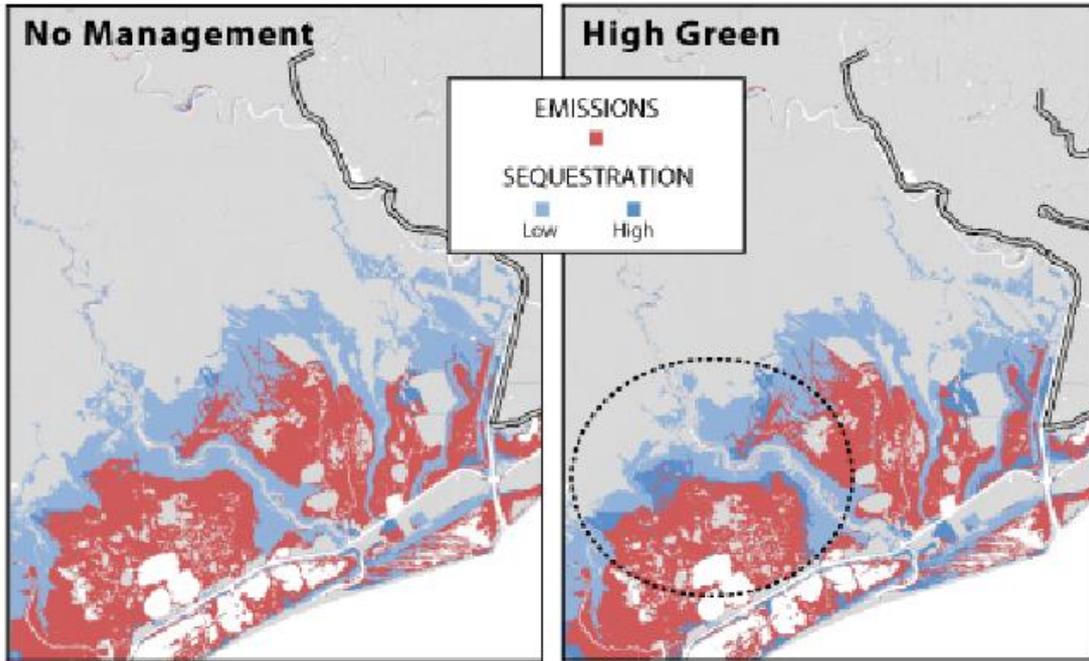
图CS1，得克萨斯州佛里波特土地利用/覆被现状图（2006年）

储存在沉积物中的碳（“土壤”碳库）是分析重点。海岸带和海洋植被将绝大多数碳固定在这个碳库中。更多信息参阅案例分析局限性内容。为了绘制每25年时间阶梯的碳储量图，使用模型作为一个简单的“查找”工具，根据佛里波特抽样调查所得碳储存率确定10米×10米像素中的碳储量。

然后，使用InVEST模型及式中转移矩阵，以便识别每25年时间段内积聚或损失的碳储量。盐沼的每年碳累积速率也包括在内（2003）。在分析2025-2050年时间段时，假设 $t_2=2025$ ， $t_3=2050$ 。我们确定了所有可能导致碳积聚或碳损失的地类变更。模型将两幅土地利用/覆被图进行比较，识别所有土地覆被类型发生变化的像素。在固定碳储量中加载这些变化像素，固定碳储量为 $t_2$ （2025）时刻统计的流动碳量。一旦加载修正完成，就得到 $t_3$ （2050）时刻的固定碳储量图。在下一时段，即 $t_3=2050$ ， $t_4=2075$ ，重复该步骤。这个过程进行到2100年。模型不仅生成随时间变化的净碳固定量空间分布描述，还简述了每25年时间节点上两种情景的获得/排放的碳量净值。在研究区乃至整个佛里波特地区，这个信息用于确定每种情景下海平面上升及其导致的盐沼迁移而引发的净碳排放发生的时间段。

Time Period	Scenario #1: No Management	Scenario #2: High Green
2006-2025 ( $t_1-t_2$ )	+4,031,180	+4,172,370
2025-2050 ( $t_2-t_3$ )	-1,170,580	+684,276
2050-2075 ( $t_3-t_4$ )	-7,403,690	-5,525,100
2075-2100 ( $t_4-t_5$ )	-7,609,020	-8,663,600
100-Year Total:	-12,152,100	-9,332,050

表CS1.佛里波特研究区（全部）两种情景下每25年的碳固定量和排放量



图CS2.2006年-2010年两种情境下碳排放（红色部分）和碳固定（蓝色部分）和佛里波特研究区（局部）

下表汇总了主要输入的数据和信息，及其来源和在InVEST模型中的作用。

表CS2.特克萨斯州佛里波特地区使用InVEST蓝碳模型的输入汇总表

输入	来源	在 InVEST 模型中用于
DEM	USGS	DEM 数据用于 SLAMM 模型工具生成未来土地利用/覆被图。
土地利用/覆被 (LULC)	USGS/NOAA	盐沼的碳汇作用主要发生在土壤和生物量中。用土地利用/覆被图表示现状盐沼分布并由此建立地上部分生物量碳库和土壤碳库估值的盐沼覆盖基准线。
盐沼系统碳储量	自然资本项目 (NCP) 文献回顾	碳储量通过加总储存在生物量和土壤沉积物中含碳量计算。研究区所有具有碳汇功能的盐沼区域都应计算碳储量 (Chmura 等, 2003)。
碳排放社会成本, 按 2006 年美元计算	USIWGSCC, 2010	碳排放的社会成本 (SCC) 是给定年期由于碳排放增加产生损害的货币化估值。包括 (但不限于) 相关净农业生产力变化, 人类健康变化, 洪水带来的财产损失增加, 和生态系统服务价值变化。评价碳排放的社会成本有利于机构将减少二氧化碳 (CO <sub>2</sub> ) 排放量的社会效益纳入管理活动的成本效益分析, 这将对累积全球二氧化碳排放量有一

		定或”边际”影响。
贴现率	USIWGSCC, 2010	贴现率反映了社会对短期利益和长期利益的偏好。由于二氧化碳排放长期存在，随之产生的破坏影响未来很多年。使用贴现率可以将对未来造成的损害修正到二氧化碳排放量改变的年份现值。

## 局限

- 该模型分析未涉及由海岸带和海洋植被地上部分的生长或损失导致的碳量变化。
- SLAMM模型生成的土地利用/覆被图空间分辨率很高（10米），但时间精度相对较低（25年时间段）。碳循环是一个动态变化过程。在25年周期的时间尺度上分析碳量变化，可能会忽略这期间的碳量波动。

## 5.2.9 参考文献

- Baumol, W. J. (1968). On the social rate of discount. *The American Economic Review*, 788-802.
- Bouillon, S., Borges, A. V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N. C., ... & Twilley, R. R. (2008). Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(2).
- Chmura, G. L., Anisfeld, S. C., Cahoon, D. R., & Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global biogeochemical cycles*, 17(4).
- Clough, J. S., Park, R., and Fuller, R. (2010). "SLAMM 6 beta Technical Documentation." Available at <http://warrenpinnacle.com/prof/SLAMM>.
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà N., Holmer, M., Mateo, M. A., ... & Serrano, O. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, 5(7), 505-509.
- Hope, Chris. (2011) "The PAGE09 Integrated Assessment Model: A Technical Description." Cambridge Judge Business School Working Paper No. 4/2011 (April). Available at [http://www.jbs.cam.ac.uk/research/working\\_papers/2011/wp1104.pdf](http://www.jbs.cam.ac.uk/research/working_papers/2011/wp1104.pdf).
- Houghton, R. A. (2003). Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. *Tellus B*, 55(2), 378-390.
- Pendleton, L., Donato, D. C., Murray, B. C., Crooks, S., Jenkins, W. A., Sifleet, S., ... & Baldera, A. (2012). Estimating global "blue carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS One*, 7(9), e43542.
- Rosenthal, A., Arkema, K., Verutes, G., Bood, N., Cantor, D., Fish, M., Griffin, R., and Panuncio, M. (In press). Identification and valuation of adaptation options in coastal-marine ecosystems: Test case from Placencia, Belize. Washington, DC: InterAmerican Development Bank. Technical Report.
- Sifleet, S., Pendleton, L., and B. Murray. (2011). State of the Science on Coastal Blue Carbon. Nicholas Institute Report, 1-43.
- United States, Interagency Working Group on Social Costs of Carbon. (2010) "Technical Support Document: Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866." Available at <http://www.epa.gov/otaq/climate/regulations/scc-tsd.pdf>.
- United States, Interagency Working Group on Social Costs of Carbon. (2013) "Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866." Available at [http://www.whitehouse.gov/sites/default/files/omb/inforeg/social\\_cost\\_of\\_carbon\\_for\\_ria\\_2013\\_update.pdf](http://www.whitehouse.gov/sites/default/files/omb/inforeg/social_cost_of_carbon_for_ria_2013_update.pdf).
- World Bank. (2012). State and Trends of the Carbon Market 2012. Washington DC: The World Bank, 133.

## 5.3 水量提供：水库水电生产

### 5.3.1 概要

水力资源开发占全世界能源生产的百分之二十，式中绝大多数由水库系统生产。InVEST模型估算了水库水电生产的年平均生产量及其经济价值，确定了每年流域各部分在水力发电的总生产量及其经济价值所占贡献比。模型分三个模块：产水量模块，用水量模块，和水电经济价值评估模块。前两个模块使用的数据包括：年平均降水量、年平均参考作物蒸散量，以及植被类型、土壤的最大根系埋藏深度、植物可利用水含量、土地利用/覆被、根系深度、海拔、土壤饱和导水率、消耗用水量等作为修正因子。水电经济价值评估模块使用的数据包括：水电市场价值和生产成本，水库剩余使用年期，和贴现率（反映时间成本）。生物物理模型不考虑地表水和地下水的相互作用，或流域水分补给的时间因素。价值评估模块假设一段时间内能源价格保持不变。

### 5.3.2 简介

提供淡水是生态系统服务功能之一，通过世界应用最广的可再生能源——水力资源开发形式，为人类提供多方面的社会福利。水通常来自能够生产出持续的、可预测能源的流域补给水库系统。该系统被设计成能根据水量的年变化，在给定流域达到特定发电量水平，但同时对于土地利用/覆被（LULC）引起的流域产流变化较为敏感。土地利用/覆被（LULC）变化会改变流域水循环，影响蒸散作用、下渗过程和持水模型，调节可用于水电生产的水量和停蓄时间（世界水坝委员会-World Commission on Dams 2000；Ennaanay 2006）。

一旦影响上游水利设施年均产水量的景观发生变化，可能导致水电生产能力的提高或降低。绘制主要产水汇流区分布图，不仅有利于避免对水力资源开发产生不可控影响，而且在权衡其他如自然保护区或农用地的土地用途时，有助于作出能够保证流域水电生产能力的土地利用决策。这些分布图也可以为下游利益相关者的保护或管理投资提供指导，例如水电生产公司作为利益相关者，希望能够提高或保持流域产水这一重要的生态系统服务功能。在有多个水电水库的大型流域中，市场价值越高的上游水库，对于这一生态服务功能的价值越大。绘制每块宗地对流域水电生产的价值贡献图，有助于管理者避开高水电生产价值的区域开发，理解不同管理选项带来的价值损失或价值获得，或识别在整个流域景观中从保护产水中获得利益最大的水电生产者。

#### **产水量：水库水电生产模块3.0测试版**

在InVEST模型的新平台上运行并作为InVEST模型独立开发框架模块。InVEST模型安装完成后，在Windows开始菜单中有产水量：水库水电生产模块3.0版本。该版本的新特性包括：

- 模型运行时演示版本改进。
- 输出结果简化为图形文件(shapefile)多边形,而非栅格化多边形。模型的ArcGIS版本的栅格输出结果通常包括一个与之相对应的图形文件的字段。
- ArcGIS模型3个步骤运行。在运行每个步骤时均有一个简化界面。

### 5.3.3 模型

InVEST模型的产水量：水库水电生产模块，不仅评估了景观中各次一级流域对产水的相对贡献量，而且有助于研究土地利用格局变化如何影响年地表产水量和水电生产。

模拟景观格局变化和水文过程的关系是个科学难题。用来模拟这些关系及其相关过程的复杂模型（如WEAP水资源评估和规划系统模型）要求较高的数据和资源资料，并且要求大量专业知识。为满足更多学科背景需求，使用易获取的数据，InVEST模型绘制和模拟用于景观水电生产的年平均产水量，而不是直接评估土地利用/覆被变化导致的水电减产，因为这一过程在逐日和逐月的时间尺度上主要由流入水量变化决定。因此，InVEST模型计算了景观中各子流域对产水的相对贡献量及其对应的水电产量。水库经济使用年限内的水电生产净现值也可以通过年收益还原法计算。

#### 工作原理

模型运行基于栅格地图。模型估算了研究区各次一级流域对水电生产贡献水量及其经济价值。模块包括三个组件，按顺序运行。

第一步，模型估算了每栅格单元降水量减去实际蒸散发后的水量即水源供给量。模型不做地表水、地下水、基流的区分，而是假设每个栅格单元的产水通过上述途径汇集到信息点。然后，模型计算出次一级流域产水量的总量和平均值。栅格计算有助于确定决定流域产汇流空间异质性的关键因素，如土壤类型，降水量，植被类型等。但是，这组模型的基础理论基于次一级流域到流域尺度，对次一级流域过程的模型解释是可信的，因此产水量的总量和/或平均值结果也应当维持在次一级流域水平上。模型仅为校准和模型检验提供输出结果的栅格数据。这些栅格数据图件不能用于水文过程的解释说明，或作为任何类型的决策信息源。

第二步，模型计算了用于水电生产的水源供给量，即将水源供给总量减去除水电生产以外的其他用水量。

第三步，模型计算了到达水库水流的发电量及其水库有效使用年期内的经济价值。

#### 产水量评估模型

产水量评估模块基于Budyko水热耦合平衡假设（1974）和年平均降水量数据。首先，确定研究区每个栅格单元x的年产水量 $Y(x)$ ，公式如下：

$$Y(x) = \left(1 - \frac{AET(x)}{P(x)}\right) \cdot P(x)$$

式中，AET (x) 表示栅格单元x的年实际蒸散量、P (x) 表示栅格单元x的年降水量。

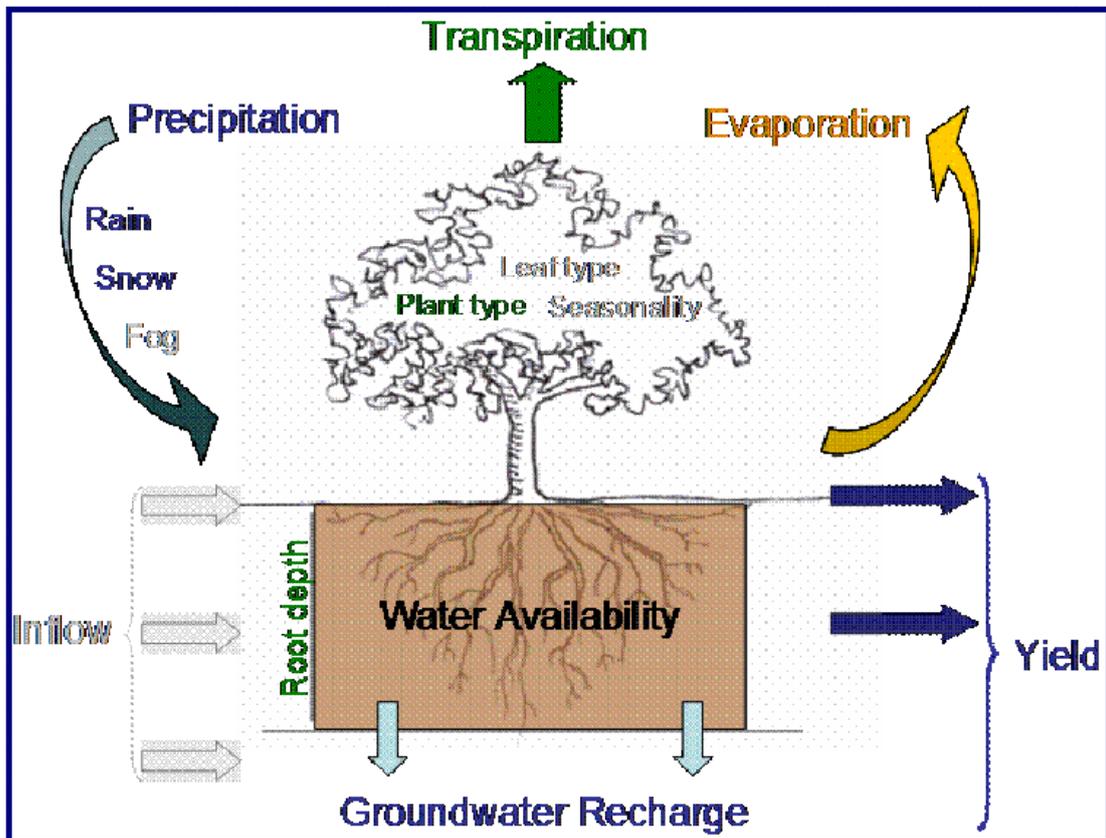


图5.3.1水电生产模块使用的水量平衡模型框架图。水循环被简化为仅包括有颜色的参数，忽略了灰色参数。通过模型该步骤计算得到的产水量，可以修正为其他用水需求，也可以用于发电量和价值评估

水量平衡公式中，土地利用/覆被类型的植被蒸散发  $\frac{AET(x)}{P(x)}$  计算，采用Fu (1981) 和Zhang等 (2004) 等提出的Budyko水热耦合平衡假设公式：

$$\frac{AET(x)}{P(x)} = 1 + \frac{PET(x)}{P(x)} - \left[ 1 + \left( \frac{PET(x)}{P(x)} \right)^\omega \right]^{1/\omega} \quad (5.15)$$

式中，PET (x) 表示潜在蒸散量、 $\omega$  (x) 表示自然气候-土壤性质的非物理参数，详细见下。

潜在蒸散量PET (x) 定义为：

$$PET(x) = K_c(l_x) \cdot ET_0(x)$$

式中， $ET_0(x)$  表示栅格单元x的参考作物蒸散， $K_c(l_x)$  表示栅格单元x中特定土地利用/覆被类型的植物（植被）蒸散系数。 $ET_0(x)$  通过参考作物蒸散量反映当地气候条件，例如苜蓿的蒸散量反映其草地生境气候。 $K_c(l_x)$  很大程度上取决于栅格单元x中土地利用/覆被的植被性质（Allen等，1998）。在土地利用/覆被图中， $K_c$ 用于将 $ET_0$ 修正为栅格单元中特定作物或植被类型蒸散量。

$\omega(x)$  是一个经验参数，通常用  $\frac{AWC \times N}{P}$  线性函数表示，式中N表示每年的降水事件数，AWC表示植物可利用水含量（更多内容见下文）。虽然基于全球数据的 $\omega(x)$ 公式亟待进一步研究，InVEST模型采用Donohue等人（2012）提出的公式表达，定义为：

$$\omega(x) = Z \frac{AWC(x)}{P(x)} + 1.25$$

式中：

- AWC (x) 表示土壤有效含水量 (mm)，由土壤质地和土壤有效深度决定，用来确定土壤为植物生长储存和提供的总水量。由植物利用水分含量 (PAWC)，以及土壤的最大根系埋藏深度和植物根系深度的最小值决定：

$$AWC(x) = \text{Min}(\text{Rest.layer.depth}, \text{root.depth}) \cdot PAWC$$

土壤的最大根系埋藏深度是指由于环境的物理和化学特征不同，植物根系在土壤中能够延伸的最大深度。植物根系深度通常指特定植物类型的根系生物量为95%的土层深度。PAWC表示植物利用水分含量，即田间持水量和萎蔫点之间的差值。

- Z为经验常数，又称“季节常数”，能够代表区域降水分布及其他水文地质特征。Z与N正相关，N是每年降水发生次数。1.25为 $\omega(x)$ 基数，即裸地（根系深度为0）的植被年需水量和年降水量比值，详见Donohue等（2012）相关文献。 $\omega(x)$ 上限为5，详见参考文献（Yang等，2008；Donohue等2012）。

其他土地利用/覆被类型（开放水域，城市，湿地）的实际蒸散发通过参考作物蒸散 $ET_0(x)$ 直接计算，由降水量决定其最大值：

$$AET(x) = \text{Min}(K_c(l_x) \cdot ET_0(x), P(x)) \quad (5.16)$$

式中， $ET_0(x)$  表示参考作物蒸散，而 $K_c(l_x)$  表示特定土地利用/覆被类型蒸腾作用的影响因子。计算 $K_c$ 的参考指南见“数据来源”章节。

产水量模块脚本在次一级流域尺度生成和输出流域产水总量及其平均值结果。

### 有效供给模型

有效供给模型根据研究区产水量和消耗性用水量计算了流入水库的水量。用户输入表格格式的每种土地利用/覆被类型消耗水量。消耗性用水包括上游地区市政用水或工业用水等无法通过水循环流回的水。模型也可以用于模拟跨流域调水。

举例来说，一个城市的消耗性用水量可以通过人口密度和人均耗水量计算得出。这些基于土地利用类型的数据只取决于用水需求的实际消耗部分；其他用水需求是非消耗性的，如工业生产过程用水或上游使用后流回河道的废水。因此计算消耗性用水应当纳入流域出口断面以上所有回归水量：

$$C = \frac{W - R}{n}$$

式中， $C$ =消耗性用水 ( $M^3$ /年/栅格)， $W$ =取水量 ( $M^3$ /年)， $R$ =回归水量 ( $M^3$ /年)，以及 $n$ =特定土地利用类型的栅格数量。

为简化模型，栅格单元分为“贡献”和“使用”两类：“贡献”栅格表示产水用于水电生产，“使用”栅格表示产水用于消耗性用途。该假设表示与消耗性用水相关的土地利用类型不会为下游提供任何产水量。补给水库的实际产水量，即大坝 $d$ 的有效供给，定义为来自流域产水总量和流域内消耗用水总量之间的差值：

$$V_{in} = Y - u_d$$

式中， $V_{in}$ 表示有效供给水量（流入水库体积）， $u_d$ 表示大坝 $d$ 上游流域消耗水量体积， $Y$ 表示大坝 $d$ 上游流域总产水量。

注意事项：因为产水量模型中的植物蒸散发（包括农作物用水消耗）通过 $K_c$ 参数反映，模型只考虑人类活动的用水需求。用户应当明确：模型的假设前提是植物蒸腾作用利用的水都来源于流域内部（以降水形式），即农业用水依赖降水，或流域内灌溉水资源（而非来源于流域间水分输送）。更多关于灌溉农业流域使用模型的信息见“模型局限”章节。

如果用户有大坝 $d$ 的实际水库来水率，可以与有效供给水量 $V_{in}$ 作对比。

### 水电生产和评价模型

在有效供给模型计算得到的水电生产有效供给水量基础上，水电生产和评价模型估算水库年平均发电量及其经济价值。货币现值（美元或其他币种）的测算年期为水库耐用年限，计算净现值需要水电生产成本数据。然后，发电量和收益根据每个次一级流域对水电生产的贡献大小分配到各个区域。图件结果包括水库经济耐用年限内，每个次一级流域产汇流形成的全部发电量和水电价值。

大坝d的出力计算公式为：

$$p_d = \rho \cdot q_d \cdot g \cdot h_d$$

式中， $p_d$ 表示大坝发电量（出力，单位：W）， $\rho$ 表示水体密度（1000Kg/m<sup>3</sup>）， $q_d$ 表示单位流量（m<sup>3</sup>/s）， $g$ 表示重力加速度（9.81m/s<sup>2</sup>），而 $h_d$ 表示坝后水轮机的水高度（水头，单位：m）。模型假设全年水库来水随时间均匀和持续流入。

水流出力计算公式，即水电生产计算公式与产水量模型的关系，通过将每年水库来水量转化为每秒有效供给水量 $V_{in}$ 联系起来，因为发电量的单位是千瓦时，发电量 $p_d$ 需要乘以一年中的小时数。所有水电站都会尽量提高水库发电量效率，也称水库水电生产效率，即当水轮机效率达到100%，以及水库来水全部用于水电生产时的水库发电量。现实情况中，水轮机存在功率损失，水库中的水可能用于提水灌溉，水体自净或下游环境保育。为计算这些功率损失、流量发电率、水电机组校准，大坝d的年平均水电产量 $\varepsilon_d$ 计算公式如下：

$$\varepsilon_d = 0.00272 \cdot \beta \cdot \gamma_d \cdot h_d \cdot V_{in}$$

式中， $\varepsilon_d$ 表示水电产量（千瓦时）， $\beta$ 表示水轮机效率系数（%）， $\gamma_d$ 表示水力水量占大坝d水库来水的比重。

将年平均水电产量 $\varepsilon_d$ 转化为水电净现值（使用价值），公式如下：

$$NPVH_d = (p_e \varepsilon_d - TC_d) \times \sum_{t=0}^{T-1} \frac{1}{(1+r)^t}$$

式中， $TC_d$ 表示大坝d全年总运营成本， $p_e$ 是大坝d水电站生产水电的用电市场价值（每千瓦时）， $T_d$ 表示大坝d在目前地形条件保持不变的年限，或水电站的经济使用年限（如果两个值不同， $T$ 取较小值）， $r$ 表示市场贴现率。这个公式的假设前提是 $TC_d$ 、 $p_e$ 和 $\varepsilon_d$ 在一定时间内保持不变。

大坝d经济使用年限内的水电产量分配至每个次一级流域的计算公式如下：

$$\varepsilon_x = (T_d \varepsilon_d) \times (c_x / c_{tot})$$

式中，第一个括号中字母表示大坝d经济使用年限内水电生产总量。第二个括号中字母表示用于水电生产的次一级流域x产水量占整个流域产水量的比例。大坝d经济使用年限内用于水电生产的次一级流域x的水电价值量计算方法类似：

$$NPVH_x = NPVH_d \times (c_x / c_{tot})$$

模型局限和简化

模型的局限性包括：第一，只能用于评估小流域影响水库系统水电生产的过程和位置，不能用于详细的水利规划设计。模型基于年平均值，不考虑极端情况，以及水库来水和水电生产的枯（洪）水季节变化。

第二，模型不考虑土地利用/覆被的空间分布。相比InVEST模型栅格单元（Hamel和Guswa，见文献回顾）尺度，水量平衡经验模型（Budyko水热耦合平衡假设）更适用于较大尺度。但复杂的土地利用格局或下垫面地理环境可能导致更复杂的水量平衡过程，模型对此类过程不能进行很好的刻画。

第三，模型不考虑产汇流的年内变化。产水是供给功能，但水电生产还有赖于流量调节。全年洪峰历时和最小工作流量决定水电生产效率和水电站年收益。景观情景变化可能影响洪峰历时、全年产水量，并且在如气候变化等驱动因素影响下需要特别考虑。模拟地表径流的时间格局要求更详细的数据并且不适用本模型方法。尽管如此，模型还是提供了景观情景变化如何影响水电生产年径流的初步估计。

第四，模型很大程度上简化了消耗性需求。每种土地利用类型的水资源配置各个方面仅用一个变量 $\gamma_d$ 表示，可能无法完全反映水资源在不同使用方式和时间尺度上的分配。现实中同一土地利用类型的不同地块，其用水需求也可能不同。许多用水需求来自大型取水点，这同样无法用土地利用类型反映。模型用地类简化用水需求空间格局，如城市区域的用水需求大，模型中对应城镇土地利用类型的用水需求就大。现实中的取水点可能建在上游农村地区。现实中的用水需求点和模型模拟的空间不一致可能导致有效供给模型输出栅格图结果有误。消耗性用水需求分布也存同样的问题，因为其假设前提是沿河用水需求是通过从上游每个栅格中等量取水实现的，导致由此测算的水资源短缺、水电生产空间格局、水电经济价值有误。

第五，模型不能很好刻画跨流域或季节性的农业灌溉取水。使用经验公式分析农田时，应当考虑灌溉模型，主要包括以下几种情况：

- ◇ 自然降水灌溉：可以假设这种灌溉模型的农田响应气候胁迫的方式与自然植被相同（即InVEST模型的基础理论：基于植物可利用水量与气候胁迫关系的生态水文模型，cf.Donohue等，2012）
- ◇ 季节性取水灌溉：小型水库在雨季储水用于旱季灌溉，那么灌溉季节的作物实际蒸散量（AET）应该等于潜在蒸散量（PET）。但是模型根据自然情况下的集水区（水仅储存在土壤中）土壤持水能力有限，设定实际蒸散量（AET）< 潜在蒸散量（PET）。使得对植物蒸腾作用估计不足，导致测算所得流域产水量偏大。为避免这种情况，用户可以选择计算实际蒸散量（AET）备选公式（公式2），即将实际蒸散量（AET）关于参考作物蒸散（ $E_{To}$ ）函数（公式中，实际蒸散量AET应小于等于降水量P，否则计算值为负，求得流域产水量偏大）。
- ◇ 跨流域取水灌溉：即研究区灌溉用水来自集水区外（包括跨流域取水灌溉或其

他地区地下水提灌)，那么灌溉季节的作物实际蒸散量（AET）也应等于潜在蒸散量（PET）。模型假设植物蒸散作用来源于降水水资源，因此这种模型的产汇流测算可能同样偏大。这种情况用户也可以选择计算实际蒸散量（AET）的备选公式（公式2）。如果农田有效灌溉（即：灌溉水量等于农田需水量，或农田栅格内潜在蒸散量=降水量）的用水量已知，可以添加到模型产水量计算中，使得计算结果更加真实可信。

- ◇ 农业灌溉用水具有很强的季节性，用户在计算较大灌溉农田集水区应当谨慎使用年计算模型。针对上述未涉及的灌溉模型或其他会对水量平衡产生影响的复杂水分运移，用户可以根据水分运移的时空变化特点使用合适的备选公式。尤其是研究区缺乏用于模型校准的水量平衡各环节数据（如降水量、径流量、灌溉率和历时）时，应当更加谨慎使用模型。

第六，模型假设发电量和电价在一定时间内保持不变，不考虑可能影响水电价值的水电生产季节变化和用电市场价格波动。即使发电量或电价在年内发生变化，同一流域不同地块的水电相对价值应该是正确的。

### 5.3.4 数据需求

模型使用的数据需求列表如下，关于数据来源和预处理的详细信息见附录。所有数据输入前，应先定义栅格数据投影，栅格单位为米（m）。

- ◇ **土壤的最大根系埋藏深度（必需）**：每个栅格对应一个土壤的最大根系埋藏深度平均值的GIS栅格数据集。土壤的最大根系埋藏深度是指由于环境的物理和化学特征不同，植物根系在土壤中能够延伸的最大深度，单位毫米（mm）。

*命名*：用户自定义，但若为ESRI GRID格式，文件名不能有空格并且少于13个字，若为TIF或IMG格式，命名可能更长。

*格式*：GIS标准栅格文件（如：ESRI GRID，TIF或IMG），每个栅格对应一个土壤的最大根系埋藏深度平均值，单位毫米（mm）。

*样本数据集*：\InVEST\Base\_Data\Freshwater\depth\_to\_root\_rest\_layer

- ◇ **年降水量（必需）**：每个栅格对应一个非空值的年平均降水量的GIS栅格数据集，单位毫米（mm）。

*命名*：用户自定义，但若为ESRI GRID格式，文件名不能有空格并且少于13个字，若为TIF或IMG格式，命名可能更长。

*格式*：GIS标准栅格文件（如：ESRI GRID，TIF或IMG），每个栅格对应一个年平均降水量。

*样本数据集*：\InVEST\Base\_Data\Freshwater\precip

◇ **植物可利用水量(必需)**: 每个栅格对应一个植物可利用水的GIS栅格数据集。植物可利用水 (PAWC) 是指土壤土层中为植物生长提供的水量所占比例。PAWC是[0, 1]的小数。

*命名*: 用户自定义, 但若为ESRI GRID格式, 文件名不能有空格并且少于13个字, 若为TIF或IMG格式, 命名可能更长。

*格式*: GIS标准栅格文件 (如: ESRI GRID, TIF或IMG), 每个栅格对应一个植物可利用水含量百分比。

*样本数据集*: \InVEST\Base\_Data\Freshwater\pawc

◇ **年平均潜在蒸散发(必需)**: 每个栅格对应一个年平均潜在蒸散发的GIS栅格数据集。潜在蒸散发是指水分充足的情况下, 通过土壤蒸发和植物 (如苜蓿或其他草类等健康植被) 蒸散作用可能散逸的水量, 单位毫米 (mm)。

*命名*: 用户自定义, 但若为ESRI GRID格式, 文件名不能有空格并且少于13个字, 若为TIF或IMG格式, 命名可能更长。

*格式*: GIS标准栅格文件 (如: ESRI GRID, TIF或IMG), 每个栅格对应一个年平均潜在蒸散发。

*样本数据集*: \InVEST\Base\_Data\Freshwater\eto

◇ **土地利用/覆被(必需)**: 每个栅格对应一个土地利用类型的GIS栅格数据集。土地利用类型代码定义为整数。

*命名*: 用户自定义, 但若为ESRI GRID格式, 文件名不能有空格并且少于13个字, 若为TIF或IMG格式, 命名可能更长。

*格式*: GIS标准栅格文件 (如: ESRI GRID, TIF或IMG), 每个栅格对应一个土地利用类型代码 (如: 1表示森林, 3表示草地, 等)。地类代码必须与生物物理系数表中的地类代码一致。

*样本数据集*: \InVEST\Base\_Data\Freshwater\landuse\_90

◇ **流域(必需)**: 用多边形表示流域的图形文件 (shapefile)。即与研究区水电生产研究相关的所有小流域图层。生成小流域的工具和方法, 详见“加载DEM数据”章节。

*命名*: 用户定义, 但文件名不能有空格

*格式*: 图形文件 (.shp)

*属性表横列*: 每一行表示一个小流域

属性表纵列：必须包含定义为整数的”ws\_id”字段，每个小流域赋予唯一数值。

样本数据集：\InVEST\Base\_Data\Freshwater\watersheds.shp

◇ **次一级小流域（必需）**：流域图层中选定区域中用多边形表示的次一级小流域图形文件（shapefile）。生成次一级小流域的工具和方法，详见“DEM数据处理”章节。

格式：图形文件（.shp）

属性表横列：每一行表示一个次一级小流域

属性表纵列：必须包含定义为整数的”subws\_id”字段，每个次一级小流域赋予唯一数值。

样本数据集：\InVEST\Base\_Data\Freshwater\subwatersheds.shp

◇ **生物物理系数表（必需）**：土地利用/覆被（LULC）类型表，包括用于该工具使用的生物物理系数数据。注意事项：这些数据主要针对每种土地利用类型属性而非栅格图栅格单元属性。

样本数据集：\InVEST\Base\_Data\Freshwater\Water\_Tables.mdb\Biophysical\_Models and \InVEST\Hydropower\inputbiophysical\_table.csv

命名：文件名由字母、数字和下划线组成，不能有空格。

格式：ArcGIS模型的\*.dbf或\*.mdb格式，独立运行模块要求一个\*.csv文件

属性表横列：每一行表示一个土地利用类型

属性表纵列：每一列包含每种土地利用类型的不同属性，属性命名如下：

- **Lucode**（土地利用类型代码）：每种土地利用类型地类代码（如：1表示森林，3表示草地，等），必须与上述土地利用类型栅格图保持一致。
- **LULC\_desc**：土地利用类型的描述性命名（可选填）
- **LULC\_veg**：包括使用的实际蒸散发AET计算公式（公式1或2）。植被覆盖地类（不包括湿地）赋值为1，其他土地利用类型（包括湿地、城市用地、水体）赋值为0。
- **root\_depth**：植被覆盖地类的最大根系深度，单位毫米（mm），取整数。植物根系深度通常指特定植物类型的根系生物量为95%的土层深度。对不适用一般Budyko干燥指数（即应使用公式2计算实际蒸散发AET）的土地利用类型而言，不需要根系深度数据，设为N/A。
- **K<sub>c</sub>**：每种土地利用类型的植物蒸散系数，通过将植物生理学特性与苜蓿相比较，

将苜蓿的参考作物蒸散修正为特定土地利用类型的潜在蒸散量。因此土地利用类型的植物蒸散系数取值为[0, 1.5]的小数（在某些非常潮湿的热带区域，水分充足）。

- ◇ **季节常数Z（必需）**：是根据季节性降水分布（更多信息见附件A）定义的从1到30排序浮动值。
- ◇ **用水需求表（必需）**：土地利用类型表，表示不同土地利用类型的消耗性用水量。消耗性用水量是指提供植物和作物生长，被人类和畜牧消耗，或其他应从流域水量平衡中扣除的水量。

**样本数据集**： \InVEST\Base\_Data\Freshwater\Water\_Tables.mdb\Water\_Demand and \InVEST\Hydropowerinputwater\_demand\_table.csv

**命名**：文件名由字母、数字和下划线组成，不能有空格。

**格式**：ArcGIS模型的\*.dbf或\*.mdb格式，独立运行模块要求一个\*.csv文件

**属性表横列**：每一行表示一个土地利用类型，并且必须包含土地利用栅格图中所有土地覆被属性值。

**属性表纵列**：每一列包含每种土地利用类型的不同用水需求属性，属性命名如下：

- **lucode**（土地利用类型代码）：每种土地利用类型地类代码（如：1表示森林，3表示草地，等），必须与上述土地利用类型栅格图保持一致。
- **demand**：每种土地利用类型的预测平均消耗性用水量。土地利用类型图中的用水量用立方米/年/栅格单元表示。注意事项：由于区域越大，相同土地覆被类型消耗的水量可能，因此用水量的栅格计算方法十分重要。

◇ **发电量评价表**：模型使用的水电站相关参数表。

**样本数据集**：  
\InVEST\Base\_Data\Freshwater\Water\_Tables.mdb\Hydropower\_Valuation and  
\InVEST\Hydropowerinputhydropower\_valuation\_table.csv

**命名**：文件名由字母、数字和下划线组成，不能有空格。

**格式**：ArcGIS模型的\*.dbf或\*.mdb格式，独立运行模块要求一个\*.csv文件

**属性表横列**：每一行表示一个水电站。

**属性表纵列**：每一列包含每个水电站的不同属性，属性命名如下：

- **ws\_id**：流域代码，唯一值，取整数。必须与流域图层的流域代码一致。
- **station\_desc**：水电站名称（可选填）。

- **efficiency**: 水轮机效率，从水电站获取数据（取值在0.7-0.9之间浮动）
- **fraction**: 水力水量占来水水量比值，从水电站获取数据。水电站可能调配水库来水用于农业灌溉、饮用水源或环境需求，浮动值。
- **height**: 落差，年平均坝后水轮机入口水头高度，单位：米（m），浮动值。
- **kw\_price**: 每千瓦时用电价格，单位美元或其他货币，浮动值。
- **cost**: 每年水电站运营费用（维持或经营费用），浮动值。
- **time\_span**: 水电站预期经济使用年限或研究区土地利用不变的年期，取整数，用于净现值计算。
- **discount**: 一定年期的贴现率，用于净现值计算，用百分数表示。

### 5.3.5 模型运行

Windows开始菜单可以进入该模型的独立模块。Win7或是更早版本，可以从“*All Programs*—>*InVEST+VERSION+*—>*Water Yield*”中进入。Win8用户可以点击“开始”找到模型，并输入“water”打开应用列表。独立模型保存在在InVEST安装目录下子目录*invest3\_x86\invest\_hydropower\_water\_yield.exe*中。

#### 查看模型计算结果

当模型成功运行，会在用户指定的模型运行工作区打开相应文件资源管理器，该目录下的输出文件夹（*output*）包括模型生成的结果文件。这些文件可以使用任何GIS软件查看，如ArcGIS或QGIS。文件的详细描述见下“结果分析”章节。

### 5.3.6 结果分析

产水量：水电生产模块模型输出结果的简要描述见下。最终结果保存在用户指定的模型运行工作区的输出文件夹（*output*）中。

- **日志文件**：模型每运行一次，输出文件夹（*output*）会自动生成一个txt文件。日志文件保存该次模型运行相关参数，并根据服务器，日期和时间，后缀命名。
- 保存在输出文件夹（*output*）下“*per\_pixel*”文件夹中的文件主要用于模型的中间计算过程，但不能用于对栅格的解释说明，因为模型的假设是建立在次一级流域尺度水文过程上的。

- **output\per\_pixel\fractp**（分数）：模型估算每栅格单元降水量的实际蒸散发占比（实际蒸散发量/降水量）。这是栅格单元的实际蒸散发占降水量的平均值。

- **output\per\_pixel\aet** (mm): 模型估算栅格单元实际蒸散发。

- **output\per\_pixel\wyield** (mm): 模型估算栅格单元产水量。

● **output\subwatershed\_results\_wyield.shp** 和

**output\subwatershed\_results\_wyield.csv**: 包含模型估算次一级流域生物物理学参数值的shapefile文件和表格, 属性包括:

- **precip\_mn** (mm): 次一级流域栅格单元的平均降水量。

- **PET\_mn** (mm): 次一级流域栅格单元的平均潜在蒸散发。

- **AET\_mn** (mm): 次一级流域栅格单元的平均实际蒸散发。

- **wyield\_mn** (mm): 次一级流域栅格单元的平均产水量。

- **num\_pixel**: 次一级流域栅格单元的数量。

- **wyield\_vol** (m<sup>3</sup>): 次一级流域产水量体积。

- **wyield\_ha** (m<sup>3</sup>): 次一级流域每公顷产水量体积。

● **output\watershed\_results\_wyield.shp** 和 **output\watershed\_results\_wyield.csv** :

包含模型估算每个小流域生物物理学参数值的shapefile文件和表格:

运行产水量评估模块时, 输出结果的生物物理学参数如下:

- **precip\_mn** (mm): 每个小流域栅格单元的平均降水量。

- **PET\_mn** (mm): 每个小流域栅格单元的平均潜在蒸散发。

- **AET\_mn** (mm): 每个小流域栅格单元的平均实际蒸散发。

- **wyield\_mn** (mm): 每个小流域栅格单元的平均产水量。

- **num\_pixel**: 每个小流域栅格单元的数量。

- **wyield\_vol** (m<sup>3</sup>): 每个小流域内产水量体积。

- **wyield\_ha** (m<sup>3</sup>): 每个小流域每公顷产水量体积。

运行水资源短缺模块时, 还将包括以下参数:

- **consum\_vol** (m<sup>3</sup>): 每个小流域的消耗性用水总量。

- **consum\_mn** (m<sup>3</sup>/ha): 每个小流域每公顷平均消耗性用水量。

- **rsupply\_vl** (m<sup>3</sup>): 每个小流域有效供水量体积 (产水量-消耗性用水量)。

- **rsupply\_mn** (m<sup>3</sup>/ha): 每个小流域每公顷有效供水量体积 (产水量-消耗性用水量)。

运行水电生产和评价模块时, 还将包括一下参数:

- **hp\_energy** (千瓦/时段): “即能源生产术语中的生态系统服务总量”。栅格数据表示: 某时间段内流域水电站发电总量, 并根据各小流域产水相对流域产水总量的贡献比, 将发电量分配到各小流域。

- **hp\_val** (货币量/时段): “即经济学术语中的生态系统服务价值”。栅格数据表示每个小流域的景观价值, 同样根据某时段内小流域产水贡献比, 来确定小流域景观价值。

模型输出结果的使用完全依赖于建模目的, 用户可根据需要选择部分或全部结果。如果成本信息不可靠或不需要价值评估, 用户可选择只运行产水量评价模块并比较生物物理参数。

前面几项模型输出结果分析了景观中水资源如何配置, **AET\_mn**字段描述了水循环的实际蒸散深度, 表示每年小流域或次一级流域中每栅格单元水资源(降水)通过蒸散发损失量。

产水量(**wyield\_vol**)字段数据是模型估算研究区流域的每一个次一级流域的年平均“产汇流”水量。字段数值可以用于确定对全年产水量贡献最大的次一级流域——尽管此时用户不知道产汇流会对下游居民带来何种惠宜。消耗性用水(**consum\_vol**)字段描述了每年流域景观中用于人类活动活动的消耗性用水量(如居民饮水、灌装等)。有效供给字段(**rsupply\_vl**)包括累积产水量和累积消耗性用水量的差值。该值说明对流域发电贡献最大和最小的产汇流位置。请用户注意, 消耗性用水的栅格并不代表实际取水点, 而是空间化的用水需求, 这可能导致某些地区有效供给短缺的误判, 该值是为了解研究区流域水量平衡的大概情况, 以及有效供给量短缺或充足与否的大致判断。

发电量(**hp\_energy**)和水电价值(**hp\_val**)字段的数值是与确定优先投资景观最相关的模型输出结果, 确定景观投资优先级是为了保证流域产汇流满足水库水电生产。式中, 水电价值(**hp\_val**)字段的信息最多, 该字段描述了在水电站有效经济使用年限或模型用户设定年期内每个小流域折算收益。该收益值说明在一个相对较大河流集水区中, 不同水电站有不同类型的消费者, 这些消费者支付的电价费率不同。在这种情况下, 网格能够确定对电站发电量总价值贡献最大的小流域所在位置。如果景观中各地区的水电价值差别不大, 那么发电量(**hp\_energy**)可以用于景观规划和管理优先级。将不同土地利用类型情景下的这些属性值进行比较用户理解不同管理规划方案下景观对人类惠益的作用如何变化。

### 5.3.7 附录 A:数据来源

#### ◇ 年平均降水量

对现有气象站点降水量数据以及基于遥感模型的全球降水数据集进行插值得到全部研究区的年平均降水量分布。如果缺少可靠的野外调查数据, 用户可以使用免费但

较为精度较低的英国东英格利亚大学气候研究中心（CRU）的全球降水数据集（<http://www.cru.uea.ac.uk>）。

美国俄勒冈州立大学“棱镜计划”气候小组提供开放的30-角秒分辨率降水数据。网址<http://www.prism.oregonstate.edu/>，转到“800米标准”进行数据下载。

#### ◇ 年平均潜在蒸散发

潜在蒸散发 $ET_0$ 数是指太阳辐射（有时为风）为水分蒸发提供的能量（以水深表示，例如，mm）。网上有许多可选开放的全球数据集，如联合国粮农组织FAO灌溉排水丛书第56分册（下简称FAO56）推荐的Penman-Monteith公式（PM）使用气候研究小组（CRU）提供数据计算各月、旬或日 $ET_0$ （FAO-56, 1998）。潜在蒸散发受海拔高度，纬度，湿度，和坡度坡向影响。模型数据要求和精度范围内 $ET_0$ 的计算方法有很多。

如果没有年平均潜在蒸散发栅格图，可以以月降水量和温度极值栅格图（<http://www.cru.uea.ac.uk>）代替，对气象站点降水和温度数据进行空间插值时应当根据海拔高度适当调整。生成月降水量和温度栅格图的步骤同生成“年平均降水量”（Average Annual Precipitation）栅格图的步骤一致，添加按月度分割栅格图层。

改进的Hargreaves公式是计算潜在蒸散发 $ET_0$ 最为简便的经验公式之一（Droogers和Allen, 2002）。不确定因素较多时，使用该公式计算结果相比Penman-Montieth公式更可靠。

$$:math:'ET_0'=0.0013\times 0.408\times RA\times (T_{av}+17)\times (TD-0.0123P)^{0.76}$$

改进的Hargreaves公式中： $T_{av}$ （Tavg in oC）表示平均每日最高气温和最低气温的平均数，TD表示两者差值，RA表示天文辐射量（单位 $MJm^{-2}d^{-1}$ ），P表示降水量（单位mm/月），参数数据更易获得。温度和降水量数据来源包括区域统计和直接观测，而直接观测获得天文辐射数据造价较高，可以采用在线工具、表格或公式测算。

Hamon公式（Hamon 1961, Wolock和McCabe 1999）也可以用来计算月度和年度潜在蒸散发 $ET_0$ ：

$$PED_{Hamon} = 13.97dD^2W_t$$

式中，d表示每月天数，D表示按年计算平均每月日照时数（以12小时为单位）， $W_t$ 表示饱和水汽密度，计算公式如下：

$$W_t = \frac{4.95e^{0.062T}}{100}$$

式中，T表示月均温，单位摄氏度。当月均温小于0度时，潜在蒸散发为0。每个栅格单元按月计算所得潜在蒸散量PET应当加总转换为研究时段内每年潜在蒸散发

PET栅格图。

也可以使用蒸发皿蒸发量计算潜在蒸散发 $ET_0$ ，公式如下（Allen等，1998）：

$$ET_0 = panET * 0.7$$

#### ◇ 土壤的根系最大埋藏深度

土壤的根系最大埋藏深度系是因为物理或化学特性根穿透受到强烈抑制的土壤深度。根系最大埋藏深度可以从一些土壤图上获取到。如果根系最大埋藏深度或根据土壤类型的根系可达深度不可用，那么可用土壤深度来代替。由联合国粮农组织（FAO）和维也纳国际应用系统研究所（IIASA）构建的世界土壤数据库（Harmonized World Soil Database version 1.1）（HWSD）（<http://www.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/>）中提供了全球土壤数据。土壤-地形数字化数据库计划（SOTER）也提供相关数据（<http://www.isric.org/projects/soil-and-terrain-database-soter-programme>）。

美国开放土壤数据可以从美国农业部国家自然资源保护局（NRCS）的两个数据集获得：**SSURGO**数据集 [http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2\\_053627](http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2_053627) 和 **STATSGO**数据集 <http://water.usgs.gov/GIS/metadata/usgswrd/XML/ussoils.xml>。SSURGO数据集相对STATSGO数据集更准确，可用时应当使用该数据集；如果SSURGO有数据缺失，可以用STATSGO数据补齐。如果有土层的详细信息，土壤的最大根系埋藏深度即为无根系分布土层深度总和。土壤数据浏览（Soil Data Viewer，[http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/soils/home/?cid=nrcs142p2\\_053620](http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/soils/home/?cid=nrcs142p2_053620)）可以作为土壤数据处理工具，可在任何时候使用。

最后应当生成一个栅格图层。

#### ◇ 植物可利用水含量

标准土壤类型图能够提供植物可利用水含量百分比数据。植物可利用水含量一般指田间持水量和萎蔫点之间的差值，通常用体积含水量表示（mm），根据不同土层深度划分。土壤特征层通过土体中各土层加权平均值确定。如果缺少PAWC数据，可以使用土壤质地（粘粒含量%，砂粒含量%，粉粒含量%）和土壤孔隙度的加权平均值矢量数据。查询和处理土壤数据参考上文“土壤的根系最大埋藏深度”中相关内容。有土壤质地数据时，可以使用<http://hydrolab.arsusda.gov/SPAW/Index.htm>的软件计算PAWC。

#### ◇ 土地利用/覆被类型图

空间连续土地利用/覆被栅格图是所有水资源模型底图（Tier 1）的关键组成部分。流域中所有区域都有相对应的土地利用类型。数据缺失会导致流域不连续，进而导致模型出错。未知数据缺失应赋近似值。全球土地利用数据参见：

马里兰大学的全球土地覆盖数据集（Global Land Cover Facility）：  
<http://glcf.umd.edu/data/landcover/>（数据：1度，8km和1km的分辨率）

NASA: [http://lpdaac.usgs.gov/products/modis\\_products\\_table/mcd12q1](http://lpdaac.usgs.gov/products/modis_products_table/mcd12q1)（基于MODIS数据的多年全球土地覆盖分类）

欧洲太空局（European Space Agency）：<http://due.esrin.esa.int/globcover/>（即Globcover数据集，提供2005至2009年全球土地覆盖数据集）

美国环保局 EPA 提供 1992 和 2001 年的美国土地利用/覆被数据：  
<http://www.epa.gov/mlrc>

简化的景观土地利用/覆被分类系统主要根据土地利用类型描绘（如农用地，季节性针叶林，和草原）。也可以使用其他全球和区域的土地利用分类系统（如：Anderson等，1976），通常针对有详细土地利用分类的研究区。

较复杂的土地利用/覆被分类是对相关土地利用类型的进一步划分，如根据种植作物进一步划分农用地，或根据植被类型进一步划分森林。土地利用类型的划分取决于模型需求，以及不同地类的的数据质量。如果模型输出结果更加准确，用户可以对现状地类作进一步划分。例如，水质模型中，如果具备相应每种地类的作物营养含量参数，可以将根据种植作物类型进一步划分“农用地”。同样的，水源供给模型，如果具备相应不同植被根系深度和蒸散发系数相关参数，可以根据植被类型进一步划分“森林”。

土地利用/土地覆盖样表

编号	土地利用/土地覆盖
1	常绿针叶林
2	常绿阔叶林
3	落叶针叶林
4	落叶阔叶林
5	混合植被
6	林地
7	林木草地
8	闭合灌木林
9	开放灌木林
10	草地
11	作物田（现在为作物）
12	裸地
13	城市及建设用地
14	湿地
15	混合常绿林
16	混合森林
17	果园/葡萄园
18	牧场

◇ 根系深度

关于根系深度的文献综述参考chenk和Jackson (2002)。植物根系深度通常指特定植物类型的根系生物量为90%的土层深度，而非土壤的最大根系埋藏深度。更多关于农作物和林木种植的根系深度值可参见FAO56导引推荐的标准作物系数(Allen等, 1998)。

模型测算了土壤持水的最小根系埋藏深度和根系可达土层深度。根系深度取整数，单位毫米(mm)。无植被覆盖即使用公式2计算实际蒸散量的土地利用类型(如城市用地)，模型不需要该数据，可用任意数据填充。

#### ◇ 蒸散发相关系数表

灌溉与园艺手册中有农作物蒸散发相关系数值 $K_c$ 信息。详细信息可查新联合国粮农组织FAO的在线目录：<http://www.fao.org/docrep/X0490E/x0490e0b.htm>。FAO目录按作物的不同生长阶段定义不同 $K_c$ 值(初始生长期- $K_c$  ini, , 生育中期- $K_c$  mid, 成熟期- $K_c$  end), 应当将其转换为年平均 $K_c$ 以计算年平均产水量, 即根据研究区植被的物候期(萌芽、落叶等午后平均出现日期)和作物生长阶段(年种植作物播种和收获)进行计算。年平均作物蒸散发相关系数 $K_c$ 可以定义为关于植被特征和月平均潜在蒸散发的函数, 公式如下:

$$K_c = \frac{\sum_{m=1}^{12} K_{cm} \times ET_{0m}}{\sum_{m=1}^{12} ET_{0m}}$$

式中： $K_c$ 表示m(1-12)月平均作物蒸散发， $ET_{0m}$ 表示对应月份潜在蒸散发。 $K_c$ 同样可以根据以下表格计算：[http://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/invest-data/Kc\\_calculator.xlsx](http://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/invest-data/Kc_calculator.xlsx)，取值区间[0, 1.5]。

其他植被的蒸散发( $K_c$ )可以通过叶面积指数(LAI)计算。叶面积指数(LAI)是指单位土地面积上植被叶片面积占土地面积的比例，可以通过将遥感图像数据如归一化植被指数(NDVI)的分析获得。叶面积指数(LAI)-作物蒸散发( $K_c$ )关系公式(Allen等, 1998, 第六章：<http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e0b.htm>)如下:

$$K_c = \begin{cases} \frac{LAI}{3} & \text{when LAI} \leq 3 \\ 1 & \end{cases}$$

无植被覆盖的土地利用类型的作物蒸散发( $K_c$ )取值如下(Allen等, 1998)。注意事项: 这些 $K_c$ 值是只是粗略估计值, 除非该种土地利用类型在研究区流域中所占比重很大, 对模型结果的影响可忽略不计。

- 小于2米的开放水域,  $K_c$ 约等于1;
- 大于5米的开放水域,  $K_c$ 取值[0.7, 1.1];
- 湿地 $K_c$ 取值[1, 1.2];

- 裸地 $K_c$ 根据不同气候条件（尤其是周期性降水）取值[0.3, 0.7]，其他关于确定裸地 $K_c$ 的信息参考文献（Allen等，2005）；
- 城市建成区 $K_c$ 使用公式 $f*0.1 + (1-f) *0.6$ 计算， $f$ 表示不透水地面占区域比例。城市建成区环境中的透水地面蒸散量近似假定为潜在蒸散发的60%（介于草坪和裸地之间）。不透水地表蒸发量假定为潜在蒸散发（PET）的10%。用户使用模型提供的作物因素相关计算方法和当地土地覆盖数据，能够计算预测年平均 $K_c$ 值。

不能存在空值。

蒸散发相关系数表范例

ID	Vegetation Type	Kc
1	Evergreen Needleleaf Forest	1
2	Evergreen Broadleaf Forest	1
3	Deciduous Needleleaf Forest	1
4	Deciduous Broadleaf Forest	1
5	Mixed Cover	1
6	Woodland	1
7	Wooded Grassland	1
8	Closed Shrubland	0.398
9	Open Shrubland	0.398
10	Grassland	0.65
11	Cropland (Row Crops)	0.65
12	Bare Ground	0.5
13	Urban and Built-Up	0.3
14	Wetland	1.2
15	Mixed Evergreen	1
16	Mixed Forest	1
17	Orchards/Vineyards	0.7
18	Pasture	0.85
19	Sclerophyllous Forests	1

### 数字高程模型（DEM）

DEM高程数据覆盖范围为全球，不同数据产品的分辨率不同。美国航天局NASA（<http://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp>）和地质调查局USGS（<http://eros.usgs.gov/elevation-products> 和 <http://hydrosheds.cr.usgs.gov/>）网站提供分辨率较低的全球DEM数据。或选择相对较便宜的DEM数据网站，如MapMart（[www.mapmart.com](http://www.mapmart.com)）。模型要求使用的DEM数据能够正确反映水文地貌关系，即保证DEM数据无凹陷点和空值。相关软件操作信息参看“加载DEM数据”章节。

### ◇ 消耗性用水量

不同土地利用类型的消耗性用水量是应该从水量平衡中扣除的部分。消耗性用水量通过符合当地实际情况的取水措施（如：为供应城市用水，对地下水或地表水抽采伐水）计算。模型输入数据表格中不同土地利用类型消耗性用水量是其空间化均值。

农业用地中畜牧和农业生产用水属于消耗性用水，城市用地的消耗性用水量通过人均耗水量乘以每栅格单元人口数计算。工业用水或跨流域取水量的相关数据，也属于此列。所有计算都建立在用水需求、人口等在空间均匀分布的基础上。

#### ◇ 水电生产小流域和次一级流域

生成小流域和次一级流域软件操作信息参看“加载DEM数据”章节。

将软件生成的流域结果与现实情况比较，确保模型结果与现实情况相符。检查包括是否当地水文状况吻合，比准USGS监测站点附近流域，或粗略计算小流域面积与年降水的乘积是否与发电站年平均来水量大致相同。

如果用户没有生成次一级流域的起始点，可以选用全球数据集适用的1公里HYDRO数据 (<http://lta.cr.usgs.gov/HYDRO1K>)。

#### ◇ 水电站信息

每个水电站的详细信息只能从水电站的所有者或管理企业处获得。某些信息可以从公开信息来源获得，可以从相关网站获得。尤其是美国的水电站信息都可以从网站进行查询。如：美国大坝统计（National Inventory of Dams， NID， 网址：<http://geo.usace.army.mil/pgis/f?p=397:1:0>）。如果是美国垦务局直管水电站，垦务局官方网站的分布式数据共享架构上 (<http://www.usbr.gov/projects/>) 可查询相关信息。类似信息可以从其他运营和管理水电站的政府机构或能源公司网站获得。

包含大坝位置和信息的全球数据集有全球水库和大坝数据集（GRanD， <http://www.gwsp.org/products/grand-database.html>）和“世界水资源开发报告II”大坝数据集 (<http://wwdrii.sr.unh.edu/download.html>)。

- **Calibration**（模型校准）：校准所需数据——实际到达小流域出水口的径流量，可以是水电站数据或多年平均径流量。数据应当以水电站运营企业公布为准，如果数据缺乏，可使用上游水电站的观测数据。直接观测数据可从美国地质调查局（USGS），国家渔业和野生动物管理部门，国家生态环境管理部门或当地大学研究机构获得。

- **time\_period**（年期）：可以从水电站所有者或经营者处获得各水电站的设计耐用年限。或者从上述网站获得。

\*该值可能与研究区情景的计算年期重叠，水电站耐用年期应当大于或等于情景计算年期。

- **discount\_rate**（贴现率）：表示每年通货膨胀货币损失率。

#### ◇ 季节参数Z

Z为经验常数，代表区域降水分布及其他水文地质特征，为1到30排序的标准值。

关于确定 $\omega$ 经验值的相关研究很多（如Xu等2013，图3；Liang and Liu, 2014；Donohue等2012），能够用于计算Z值。用 $\omega$ 计算Z的公式如下：

$$Z = \frac{(\omega - 1.25)P}{AWC}$$

式中： $P$ 和 $AWC$ 分别表示研究区年平均降水量和年平均植物可利用水含量。 $AWC$ 由土壤质地和土壤有效深度决定，用来确定土壤为植物生长储存和提供的总水量。由植物利用水分含量（ $PAWC$ ），以及土壤的最大根系埋藏深度和植物根系深度的最小值决定：

$$AWC(x) = \text{Min}(\text{Re st.layer.depth}, \text{root.depth}) \cdot PAWC$$

土壤的最大根系埋藏深度是指由于环境的物理和化学特征不同，植物根系在土壤中能够延伸的最大深度。植物根系深度通常指特定植物类型的根系生物量为95%的土层深度。 $PAWC$ 表示植物利用水分含量，即田间持水量和萎蔫点之间的差值。

根据Donohue等人（2012）对澳大利亚一系列的气候条件的研究，季节参数Z也可以通过 $Z=0.2 \times N$ 的公式计算， $N$ 表示每年降雨事件数。定义“降雨事件”使用相关领域专家常用的按前后两次降水间隔6小时以上。校准Z值相关参数使用预测值与观测值相比较。注意事项：**Budyko**干燥度指数理论证明，Z值越高，或干旱指数较大或较小的地区，模型结果受季节常数Z影响越小（ $\frac{ET_0}{P}$ ，见表5，zhang等，2004）。

### 5.3.8 附录 B:产水量模型校准

产水量模型基于简单的水量平衡：假设除了蒸发损失以外的所有水都到达流域出水口。模型以年为时间单位，以栅格单元为单位进行计算，最后以小流域为单位输出结果。模型校准可以使用长时间平均径流数据（通常10年平均径流可以反映气候变化）。模型只计算径流水量体积，应当将径流观测数据的单位 $m^3/s$ 转化为 $m^3/yr$ 。

如果可能的话，校准的模型，使用长期平均径流（作为经验，一个10年的周期可以用来捕捉一些气候变化）进行使用。采用的气候数据（总降水量和潜在蒸散发）时间应当与土地利用/覆被图的时间一致。其他输入数据，如土壤的最大根系埋藏深度和植物可利用水量不会随时间变化，这类相关参数资料均可使用。

所有模型都包含潜在不确定因素，并且在分析结果时必须考虑到模型的不确定因素。用户开始校准过程以前，建议先进行敏感性分析。敏感性分析能够确定对模型输出结果影响最大的参数（使用范例见“文献回顾”中Hamel和Guswa; Sanchez-Canales等，2012）。校准过程能够针对这些参数进行。

### 5.3.9 参考文献

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. and Smith, M., 1998. "Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements." FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Food and Agriculture

Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available at: <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm>

- Allen, R., Pruitt, W., Raes, D., Smith, M. and Pereira, L., 2005. "Estimating Evaporation from Bare Soil and the Crop Coefficient for the Initial Period Using Common Soils Information." *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 131(1): 14-23.
- Donohue, R. J., M. L. Roderick, and T. R. McVicar (2012), Roots, storms and soil pores: Incorporating key ecohydro-logical processes into Budyko's hydrological model, *Journal of Hydrology*, 436-437, 35-50
- Droogers, P. & Allen, R.G. 2002. "Estimating reference evapotranspiration under inaccurate data conditions." *Irrigation and Drainage Systems*, vol. 16, Issue 1, February 2002, pp. 33-45
- Ennaanay, Driss. 2006. Impacts of Land Use Changes on the Hydrologic Regime in the Minnesota River Basin. Ph.D.thesis, graduate School, University of Minnesota.
- Fu, B. P. (1981), On the calculation of the evaporation from land surface (in Chinese), *Sci. Atmos. Sin.*, 5, 23- 31.Hamel, P., & Guswa, A. (in review). Uncertainty analysis of a spatially-explicit annual water-balance model: case study of the Cape Fear catchment, NC. *Hydrology and Earth System Sciences*.
- Liang, L., & Liu, Q. (2014). Streamflow sensitivity analysis to climate change for a large water-limited basin. *Hydrological Processes*, 28(4), 1767-1774. doi:10.1002/hyp.9720
- Sánchez-Canales, M., López Benito, A., Passuello, A., Terrado, M., Ziv, G., Acuña, V., Elorza, F. J. (2012). Sensitivity analysis of ecosystem service valuation in a Mediterranean watershed. *Science of the Total Environment*, 440, 140-53. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.07.071
- Schenk, H. J., & Jackson, R. B. (2002). Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology*, 90(3), 480-494. doi:10.1046/j.1365-2745.2002.00682.x
- World Commission on Dams (2000). Dams and development: A new framework for decision- making. The Report of the World Commission on Dams. Earthscan Publications LTD, London.
- Xu, X., Liu, W., Scanlon, B. R., Zhang, L., & Pan, M. (2013). Local and global factors controlling water-energy balances within the Budyko framework. *Geophysical Research Letters*, 40(23), 6123-6129. doi:10.1002/2013GL058324
- Yang, H., Yang, D., Lei, Z., & Sun, F. (2008). New analytical derivation of the mean annual water-energy balance equation. *Water Resources Research*, 44(3), n/a-n/a. doi:10.1029/2007WR006135
- Zhang, L., Hickel, K., Dawes, W. R., Chiew, F. H. S., Western, A. W., Briggs, P. R. (2004) A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration. *Water Resources Research*. Vol. 40 (2)

## 5.4 养分持留：水质净化

### 5.4.1 概要

水质净化是生态系统提供的基本服务。InVEST以径流中养分污染物的清除能力来估算植被和土壤对水质净化的贡献。生物物理模型使用上水产量、土地利用和土地覆盖、养分的加载和滤过率和水质量标准（如果它们存在）等数据来确定当前和将来的土地使用情况的养分的持留能力。该评估模型使用水处理成本和折现率等数据，以确定由自然系统的水质净化贡献的价值。除了陆地植被过滤（如产流过程）外，模型不涉及化学或生物交互作用，且并不适用于大面积排水或开沟地区、强烈的地表水-地下水相互作用地区，或以超渗为主的水文地区（干旱少雨地区）。

## 5.4.2 养分滞留模型独立 Beta 版

目前我们正致力于下一代的InVEST平台（独立），并将其部署为原型投资模型。你可以尝试养分滞留（水质净化）的β版：导航到你的Windows开始菜单->所有程序->InVEST+VERSION+>养分滞留。该界面不需要通过ArcGIS软件运行，其结果可以由任何GIS工具包括ArcGIS，QuantumGIS及其他软件工具查看。模型的独立版本相较于原来的ArcGIS版本的差异包括：

- 改善在运行时的性能、稳定性和错误消息。
- 在生物物理表•养分负荷值单位（load\_n和load\_p）应该是kg而不是在ArcGIS版本中的g。
- 在生物物理表•养分滞留值（eff\_n和eff\_p）应表示为0和1之间的比例，而不是在ArcGIS的版本中的0比100。
- 独立版流算法用D-infinity 替换了ArcGIS的版本中的D8。
- 许多在ArcGIS的版本中的小流域栅格输出数据在独立版中整理为shapefiles文件。

## 5.4.3 介绍

清洁水是健康的河流、流域和河流流域所提供的重要生态服务。被污染的水对人体健康尤其有害。事实上，水相关疾病是导致人类疾病和死亡的主要原因之一，世界各地每年有超过3400000人因此丧生（世界卫生组织）。清洁水还为水生生物在溪流、河流和湖泊提供栖息地，但这些栖息地需要一种适当的养分平衡。如果养分和毒素累积在水中，鱼和其他水生生物可能会中毒，随着人们的日常消费活动，毒素也会因此转移至人体内。

这些有害情形中有很多是由于非点源污染造成的，当污染源分布在某一地区或排入大气中，亦或者纳入到降雨和径流的水文过程中时，这些有害状况都会发生。这些非点源污染的污染源包括农业和住宅景观的施肥和从汽车上泄露到道路的燃油。当下雨或下雪时，水流通过这些地表，携带着污染物流注入河流、湖泊和海洋中。

减少非点源污染的一个途径是减少进入水体的污染物的数量。如果做不到这点，生态系统可以通过滞留一些非点源污染物来提供这项服务。例如，植被可以通过将污染物储存在组织中，或者将它们以另一种形式释放到环境中来消除污染物；土壤还可以储存和储存一些水溶性污染物；湿地的缓慢流动，污染物被植被覆盖吸纳；河岸植被在这方面尤为重要，通常作为污染物进入水体的最后一道防线。

土地利用规划者，从政府机构到环保团体，都需要生态系统对减轻水污染的贡献的相关信息。具体而言，他们需要知晓一个流域的每一部分对于保持水质的相关价值，

以便保护措施更针对性的制定于对保护人和水生生物水安全的最重要的地区。他们也可以运用这些信息，以避免影响当前对过滤污染物贡献最多的的地区。该模型也为非点源污染物提供信息。我们设计了模型来评估营养盐污染物（氮和磷）的滞留，但如果污染物的负荷率和过滤率数据是可用的，该模型还可以用于其他类型的污染物（持久性有机物，病原体等）。

#### 5.4.4 模型

InVEST水质净化养分滞留模型计算每一个像素的养分元素的量，并总结每一个流域的养分输出和滞留。像素尺度的计算可以阐明产水量主要驱动因素的异质性，如土壤类型、降水、植被类型。这套模型使用的理论基础是在从小流域到流域尺度中我们以标准化和模型验证为基础在像素尺度上依据一些输出变量发展形成。

InVEST还通过避免处理费用计算养分滞留提供的经济价值。它集成了坡面流大小、污染物负荷、不同植被类型的过滤污染物能力、水处理的成本和符合水质标准的可行性等数据

该模型局限于每年平均数据的基础之上，除陆地植被过滤功能之外不涉及化学或生物相互作用，且当污染成本与污染浓度是非线性关系时，模型会提供一个不准确的污染物去除边际成本。该模型假定，非点源的水污染污染源输出可以由植被作为拦截过滤器加以缓解。它还假定水流下坡沿着自然流程，所以该模型可能并不适用于在瓷砖排水和大面积开沟的情况。模型并不考虑生态系统对点源污染物影响作用。该模型也可能是不适用于有显著地下水-地表水相互作用地区和干燥的生态区域。

##### 它是如何工作的

模型在栅格图上运行，它从三个部分来评价景观的水质净化功能中污染物滞留的数量和价值。

第一阶段，模型利用InVEST水电水产量模型计算每一个地块的年平均径流量。这一阶段作为InVEST养分模型的一部分自动完成。

第二阶段，确定每一个在景观地块上滞留的污染物的数量。该模型根据用户输入的输出系数估计每个地块的污染物输出。输出系数由Reckhow等人(Reckhow et al. 1980)的开发，是来自美国不同研究领域的地块输出测量的的染物通量的年平均值。由于这些系数是平均通量，我们加入了一个根据不同领域之间差异的水文敏感性得分，以制定测量方法和用户应用情况。我们有以下公式：

$$ALV_x = HSS_x \cdot pol_x$$

$ALV_x$ 是像素 $x$ 的调整负荷值， $pol_x$ 是像素 $x$ 的输出系数， $HSS_x$ 是像素 $x$ 的计算方法的水文敏感度评分：

$$HSS_x = \frac{\lambda_x}{\lambda_W}$$

$\lambda_x$ 是像素 $x$ 流量指标，如下计算公式，而 $\overline{\lambda_W}$ 是感兴趣的流域平均径流指数，：

$$\lambda_a = \log \left( \sum_U Y_u \right)$$

$\sum_U Y_u$ 是像素 $x$ 流量路径上像素水产量的总和（也包括像素 $x$ 的水产量）。

一旦每个像素的负载被确定，下游的像素持留量可以以地表径流携带污染物注入溪流计算。该模型水理演算由斜率确定，允许每个像素都可以作为污染源像素，并根据其土地覆盖类型的能力去持留模拟污染物。在不考虑饱和吸收的状况下，通过追寻进入水体下游的每个像素的污染物负荷，该模型还跟踪有多少污染物抵达河流。下面的表格描述了这种搬运的路径和水力连通是如何完成的：

然后该模型聚集到达河流的、从每个像素到流域水平的污染物负载。用户可以将这种负载与一个已知的测量方法、校正的输出系数、或所需的去除效率进行比照，直到模拟负载匹配每个点的测量负载。在任何校准工作中，用户应该考虑径流过程可能产生的影响，因为该模型不涉及径流过程的考量。

为了计算出服务供给量，如果污染物“准许”总量已经给出，该模型会减小水体中“准许”持留的污染物的总量。这一步遵循定义污染物浓度的规定。换句话说，如果目标水体有相应的水质标准，导致河流浓度低于该标准的养分持留不应算作一个生态系统服务，因为人们事实上并不关心这种情况下的低污染。在这个意义上，该模型并不适用于养分持留成分低于用户定义的阈值的情况。如果有一个给定的阈值，则在生物物理条件下计算服务水平：

$$net_x = retained_x - \frac{thresh}{contrib}$$

Cell	Vegetation retention	ALV	Retained by Cell (retained)	Outflow quantity (OQ) from Cell ( $G_i=1-E_i$ )
1	E1	ALV1	0	ALV1
2	E2	ALV2	ALV1×E2	ALV1×G2+ALV2
3	E3	ALV3	((ALV1×G2+ALV2)×E3)	(ALV1×G2+ALV2)×G3+ALV3
4	E4	ALV4	ALV1×G2×G3×E4+ ALV2×G3×E4+ ALV3×E4	ALV1×G2×G3×G4+ ALV2×G3×G4+ ALV3×G4+ ALV4

$retained_x$ 是上表中的持留量， $thresh$ 为目标污染物是年准许总负荷（ $thresh_p$ 为磷年准许总负荷， $thresh_n$ 为氮年准许总负荷）， $contrib$ 是景观的像素数。之后将像素值在

小流域尺度上相加 (nret\_sm) 或平均 (nret\_mn) 作为小流域尺度在生物物理过程的生态服务输出。

一旦服务水平 (nret) 是确定的, 我们可以 (可选) 计算每个子流域提供的这种服务的价值, 即自然植被和土壤提供滞留服务的避免处理费用。这个计算如下:

$$wp\_Value_x = cost(p) * retained_x * \sum_{t=0}^{T-1} \frac{1}{(1+r)^t}$$

$wp\_Value_x$  是  $x$  流域的滞留价值;

$cost(p)$  是目标污染物 interest (p) 的年处理费 (美元/公斤);

$retained_x$  是子流域  $x$  的总污染物滞留;

$T$  是正在考虑的水处理净现值的时间跨度;

$r$  是计算净现值的折现率;

之后将子流域的均值相加来确定每个流域的水质净化价值。

### 限制和简化

该模型具有一定的局限性假设, 用户应该知道评估决策情景的时间:

模型是为蓄满产流占主导地位的流域和景观而开发设计的, 它可能在水文活动由降雨强度决定的地区不适用, 即不适用于在少雨地区和超渗产流的地区。这种径流是降雨强度只能浸湿上层土壤而不是整个土壤层的结果。然而, 该模型使用的径流指数和水理演算应充分调整为:

- 除了陆地植被过滤作用外, 该模型从养分兴趣点到负载量都未涉及任何化学或生物的相互作用。在现实中, 污染物可能会随着时间和距离并通过与空气、水、其他污染物、细菌或其他因素的相互作用而降解。
- 该模型假定有连续性的水力流动路径。用户应该知道任何中断的流动路径。瓦管排水和排水渠可能会造成短期的污染物运移或将污染物直接排放到河流。
- 在某些情况下, 该模型可以提供一个不准确的污染物去除的边际成本。由于处理过程的复杂性, 去除一个单位体积的污染物的完全边际成本是很难估计的。边际成本可能不是一个固定的值, 而是一个随污染物总量增加而降低每单位体积污染物去除成本的函数。此外, 随着技术的提高或水质标准的发展, 处理费用可能会随着时间推移而变化。

### 5.4.5 数据需求

在这里, 我们列出模型所使用的特定的数据。有关数据来源及预处理的详细资料

请见附录。对于所有栅格输入，所用投影应该被定义，并且投影的线性单位应该是米。

**1. 数字高程模型 (DEM) (必需)。** 一个每一个单元格有特定高程值的GIS栅格数据库。确保DEM的填汇纠正，必要时将水文特征融入高程模型（建议当你看到不寻常的流）。确保适当的水流路径，DEM应该大于全部兴趣流域，而不是按照流域边缘裁剪。看DEM部分的工作手册以获得更多信息。

**2. 根系限制层深度 (必需)。** 一个为每个单元格设定平均根系限制层深度的值的GIS栅格数据库。根系限制层深度是由于物理或化学特性，根系的穿透力受到强烈抑制的土壤深度。根系限制层深度值应以毫米为单位。

**3. 降水 (必需)。** 一个包含每个单元非零的年平均降水量值的GIS栅格数据库，为每个小区的。降水量应以毫米为单位。

**4. 植物可利用含水量 (必需)。** 一个具有利用的可供植物每个单元水含量值的GIS栅格数据库。植物有效水含量 (PAWC) 是储存在土壤剖面可被供植物利用的水分。

**5. 平均年潜在蒸散量 (必需)。** 一个包含每个单元的年平均蒸散量值的GIS栅格数据库。潜在蒸散量是由于从土壤水分蒸发或通过健康的紫花苜蓿（或草）蒸发而损失的水量。蒸散量应以毫米为单位。

**6. 土地利用/土地覆盖 (必需)。** 一个包含每个单元土地利用/土地覆盖代码的GIS栅格数据库。利用代码应该是一个整数。

**7. 流域 (必需)。** 一个多边形shapefile文件。一个包含所有涉及水质分析的兴趣流域的图层。见DEM部分的工作手册以获得创建流域的更多信息。

**8. 生物物理表。** 一个 .csv的土地利用/土地覆盖 (LULC) 分类表格文件，包含在模型中使用的水质参数数据。注：这些数据是每个LULC的分类属性而不是栅格图中每个单元的值。表中每一行是一个LULC分类，每一列是每个LULC分类的属性。列被命名为：

**lucode (土地利用代码):** 单独的整数对应相应的LULC分类（例如森林为1，草地为3等等）。必须与LULC栅格图相对应。

**LULC\_desc:** 土地利用/土地覆盖分类的描述性名称（可选）

**root\_depth:** 植被土地利用分类的最大根深，其值取整毫米数。非植被LULC分类其值应为1。

**Kc:** 每个LULC分类的植物蒸散系数，用来获取调整后的潜在蒸散量，这基于苜蓿的植物生理特性给出的参考蒸发量。蒸散量系数通常为0到1.5的范围内的一个小数值。在一些非常潮湿的热带地区或水源充沛的地区，其值可能大于1。

**load\_n / load\_p:** 各土地利用分类的养分负载。如在评价氮，则其值为load\_n；如在

评价磷，则其值为load\_p。潜在的降低水质的地表负荷因素是由养分输出系数决定的。养分负荷值是十进制值。

eff\_n / eff\_p: 每个像素大小的LULC分类的植被过滤值在0和1之间取整数百分比。如果氮被评估，则取eff\_n的值；如磷被评估，则取eff\_p的值。此处确定植被滞留养分的能力，如上坡养分流入一个单元的百分比。在最简单的情况下，即数据不适用于的LULC类型，可以赋予一个高值（0.6到0.8）到所有的自然植被类型（如森林、天然牧场、湿地、或草原），表明60-80%的养分滞留。例如缓冲区的特征地区也可以赋予中间值。对于没有过滤能力的LULC分类，如路面，可以赋值为零。

例如：在此6个土地利用类别的情况下，在潜在蒸散量，根系深度和养分（N、P）过滤效率不会根据土地覆盖类型不同而变化，但养分负荷量会因此而变化。

LULC_desc	lucode	Kc	root_depth	load_n	eff_n	load_p	eff_p
Low Density Residential	1	1	1	7	0	1	0
Mid Density Residential	2	1	1	7.25	0	1.1	0
High Density Residential	3	1	1	7.5	0	1.2	0
Very High Density Residential	4	1	1	7.75	0	1.3	0
Vacant	5	1	1	4	0	1	0
Commercial	6	1	1	13.8	0	3	0

**9.流量累积阈值（必需）。**整数值定义的上游单元的数目必须在流到一个单元格之前被认为是某溪流的一部分。这是用来从DEM生成水流图层。默认值是1000。如果用户有目标流域的溪流图，他/她应该将其与通过模型输出的v\_stream.tif图进行比较。当流域存在瓦管排水和排水渠时，此值也需要被恰当估计。此阈值能显示在哪里水理演算中断、滞留失效或剩余污染物将排入溪流。

**10. 水质净化评估表。**这是一个后缀.csv的表文件，包含每个兴趣点的评价信息。需要有一排填写流域同层中的所有流域。每一行对应一个流域，而每一列包含一个流域的不同属性，必须被命名如下：

ws\_id (流域ID): 每一个流域唯一的整数值，必须对应于流域图层中流域的值。

cost: 养分去除处理的年费用。浮点值。

time\_span: 计算净现值的年数。整数值。这可能是时间跨度（年数）或同一LULC情景中或水处理厂的寿命。

discount: 在时间跨度上的折扣率，用于净现值计算。浮点值。

如三个兴趣流域/点的样本数据库例子：

ws_id	cost	time_span	discount
0	24	15	5
1	24	25	5
2	24	15	5

**11. 净水阈值表。**一个后缀为.csv的表包含每个兴趣点年养分负荷阈值信息。需要有一排填写流域同层中的所有流域。每一行对应一个流域，而每一列包含一个流域的不同属性，必须被命名如下：

**ws\_id (watershed ID):** 每一个流域唯一的整数值，必须对应于流域图层中流域的值。

**thresh\_n / thresh\_p:**年总养分负荷临界值。浮点值。它的单位是 $\text{Kg.yr}^{-1}$

### 5.4.6 模型运行

在Windows开始菜单中InVEST模型窗口并选择“养分滞留”模型启动。

### 5.4.7 结果解释

以下是一个对每个独立的养分滞留模型输出的简短的描述。这些结果可在用户界面指定的模型工作区中找到。

- **参数记录:** 每次运行模型，一个文本文件 (.txt) 将在输出文件夹中出现。该文件将列出本次运行的参数值，并以服务、日期、时间和后缀名来命名。
- **water\_yield\_workspace:** 这是一个水产量工作的输出目录，在养分滞留模型运行前自动运行。该输出与解释养分滞留结果无关，有关水产量模型的细节可在InVEST用户指南章节中找寻。
- **output\watershed\_results\_nutrient.shp:** 这是一个聚集每个流域养分滞留模型结果的shapefile文件。文件中的内容取决于磷、氮或二者皆有的模拟运行。

**mn\_run\_ind:** 流域平均径流指数。

**p\_avl\_tot/n\_avl\_tot (kg/ha):** 每流域氮/磷AVL总量

**p\_ret\_tot/n\_ret\_tot (kg/watershed):** 每流域氮/磷景观滞留总量

**p\_ret\_adj/n\_ret\_adj (kg/watershed):** 每流域氮/磷准许负荷调整后的景观滞留总量

**p\_exp\_tot/n\_exp\_tot (kg/watershed):** 流域内养分排入溪流总量。

- **output\n\_export.tif and output\p\_export.tif: (kg/pixel)** 一个像素分级地图，表示每个像素中有多少养分负荷最终到达溪流。
- **output\n\_retention.tif and output\p\_retention.tif: (kg/pixel)** 一个像素分级地图，表示每个像素中有多少养分负荷被生态系统滞留。

这些输出结果提供了一个临时的流域内污染物负荷、运输和过滤的动态变化观察。如果与熟悉流域水文的专家合作，该模型将提供最翔实信息。为了防止模型系数需要调整，或输入错误数据，建议对模型的输出结果进行模拟污染物负荷与运输过程的野外数据验证。

## 5.4.8 附录：数据来源

这是一个粗略的数据源汇集与数据查找，编译和格式化的建议。这一节只涉及一些概念和建议。它将会被更新为可用新数据源和方法。总的来说，对美国以外用户而言，FAO Geonetwork 可能是一个有价值的用于不同GIS图层的数据源：<http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/main.home>。

### 1. 数字高程模型(DEM)

DEM数据可用于世界任何地区，但需转变不同的分辨率。

一个有效的全球免费DEM的清单网站：<http://vterrain.org/Elevation/global.html>

NASA提供全球免费的30m DEM数据：<http://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem-wist.asp>

USGS 也 一 样：<http://eros.usgs.gov/elevation-products> and <http://hydrosheds.cr.usgs.gov/>

或者，也可以在相对便宜的网站购买，如mapmart ([www.mapmart.com](http://www.mapmart.com))。

模型使用的DEM数据在水文上必须是正确的。请参考本手册的DEM部分获得更多信息。

### 2. 根系限制层深度

根系限制层深度是由于物理或化学特性，根系的穿透力受到强烈抑制的土壤深度。根系限制层深度数据可能从土壤图中获取。如果根系限制层深度或根系深度在某种土壤类型上不可用，则土壤深度可作为代替。粮农组织(FAO)在它们的Harmonized World Soil Database 中提供全球的土壤数据：<http://www.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/>

土壤数据也可以从土壤和地形数据库计划(SOTER)中获取  
<http://www.isric.org/projects/soil-and-terrain-database-soter-programme>

在美国免费的土壤数据可从美国农业部NRCS在两个数据库中获取：

SSURGO :  
[http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2\\_053627](http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2_053627)  
STATSGO: <http://water.usgs.gov/GIS/metadata/usgswrd/XML/ussoils.xml>

可用的SSURGO数据比STATSGO数据更详细且更有使用价值，如SSURGO存在缺

失，可用STATSGO数据弥补。

根限制层深度应被视为一个土壤类成分中的土层最大深度，然后对其类成分进行加权平均评估。这可能是一个棘手的地理信息系统分析：在美国土壤类别中，每个土壤性质多边形都可能包含一个独特属性的土壤类成分，而每个成分可能有不同土层，也具有独特属性。加权过程需要仔细考量各成分和土层。土壤数据查看器是NRCS提供的ArcMap的免费拓展应用，用于用户土壤数据处理，如可行应尽量使用。

最终，需要生成一个栅格图层。

### 3. 土地利用和土地覆盖

所有水模型的关键组成部分都是一个空间上连续的土地利用和土地覆盖栅格图。也就是说，在一个流域，所有的土地利用和土地覆盖类别应被定义。打破流域排水连续性的数据空白将产生错误，未知的数据缺失应被概略估算。对这些文件信息更详细的描述将会产生更好的模型结果和精度。全球土地使用可用的数据来自马里兰大学的全球土地覆盖设施：<http://glcf.umd.edu/data/landcover/>。该数据的分辨率精度分别在1°、8km和1km。多年的全球土地覆盖数据是从NASA的MODIS土地覆盖几个不同的分类中提供：[https://lpdaac.usgs.gov/products/modis\\_products\\_table/mcd12q1](https://lpdaac.usgs.gov/products/modis_products_table/mcd12q1)。欧洲航天局提供2005和2009年的土地覆盖图：<http://due.esrin.esa.int/globcover/>。1992和2001的美国数据是由EPA的国家土地覆盖数据产品提供：<http://www.epa.gov/mlrc/>。

在LULC最简单的景观分类是只有土地覆盖的描述(例如，只有农田，温带针叶林，草原)。一些全球和区域的土地覆盖分类是可用的 (Anderson et al. 1976)，并且感兴趣的景观区域通常已经进行过详细的土地覆盖分类。一个稍微复杂的土地利用分类可能涉及将有关的土地利用类型划分为更有意义的分类型。例如，农业用地可以被分解成不同的作物类型，或者森林被划分成特定种类。

土地利用类型的分类取决于对应模型和每个土地类型的有效数据。用户只需分解土地利用类型，便可产生更好模型精度。例如，对于水质净化：养分滞留模型用户只需把“作物”划分为不同的作物类型（若养分负荷在不同作物之间有差异）。同样的，用户应该按特定森林类型划分森林土地类型的水供应模型，如不同森林类型的根系深度和蒸散系数数据时可用的。

### 4. 流域/子流域

流域应根据水库的位置或其他兴趣点由用户加以划定，。如水库等具体设施的精确位置，应该从管理实体或在网络上的如the National Inventory of Dams的网站上获取 (<http://geo.usace.army.mil/pgis/f?p=397:1:0>)。全球大坝的位置和信息可以在全球水库大坝 (GRanD) 数据库 (<http://www.gwsp.org/products/grand-database.html>) 和《世界水发展报告 II》大坝数据库 (<http://wwdrii.sr.unh.edu/download.html>) 中获取。

生成一个由兴趣点组成的流域是必须的。如存在准确的流域图，则需优先使用；不然，则可以采用文地貌关系正确的数字高程模型在ArcMap中产生流域及子流域。由于ArcMap的地理信息处理限制，运行养分滞留工具所生成的小流域的最大面积接近于4000x4000单元面积大小（所有输入栅格为最小单元尺寸）。请查看本手册的DEM部分以获取更多生成流域和子流域的信息。

## 5. 养分负荷系数

关于输出和负荷系数的例子可以在美国环保署PLOAD用户手册或湿地管理援助计划出版物中找到<http://el.erc.usace.army.mil/elpubs/pdf/tnwrap04-3.pdf>。值得注意的是，在美国环保署用户指南的例子中是以 磅/英亩/年 为单位，需要转换为 公斤/公顷/年。

磷是一种常见的水质指标，因为它同时包含溶解态和颗粒态营养负荷，与地表径流息息相关，通常是淡水系统的限制营养物。下表显示的默认磷输出系数在很大程度上基于美国环境保护署手册和学术研究的观点。底部三行仅用于发展中国家常见的城市区域未处理的废水排放（即未经处理的污水管道进入水系统）。

如果当地磷输出系数数据或近似值存在，则它们可以用来代替表中的默认值。

### 磷、氮输出系数示例

Landuse	Nitrogen Export Coefficient (kg/ha/yr)	Phosphorus Export Coefficient (kg/ha/yr)
Forest	1.8	0.011
Corn	11.1	2
Cotton	10	4.3
Soybeans	12.5	4.6
Small Grain	5.3	1.5
Pasture	3.1	0.1
Feedlot or Dairy	2900	220
Idle	3.4	0.1
Residential	7.5	1.2
Business	13.8	3
Industrial	4.4	3.8

若与管理者达成一致，该负荷系数还可以融入若干指标，例如：磷、硝酸盐和其他成分的集成算法。或者，一个管理者可能会在一开始使用美国环保署表中的值作为出发点，以产生相关结果进行讨论，然后在综合当地专家意见和利益相关者反馈的基础上改变该值。

## 6. 去除效率(\*eff\_n\*, \*eff\_p\*)

这些值用来具化自然植被在水流经中减缓潜在水质损害的影响作用。为了创建这些评价值，所有包含天然植被（如森林，天然牧场，湿地，或草原）的土地类别像素赋予高值，而在没有或很少有植物过滤作用的像素赋值为零。所有的值应介于0和1之间。如对具体赋值有疑义请向水文学家咨询。

## 7. 校准数据(calib)

为确保模型结果与现实相匹配，校准数据是必要的。通常校准数据可能从已有的水质监测中获取。如感兴趣点是供水入口，饮用水实体将最有可能获取摄入点的水质信息。如果兴趣点在溪流或湖泊，其水质则可能已经过公共机构测试。最有可能的是，如果兴趣目标符合相应水质标准，则该数据可以加以利用。在美国，用户可以联系或在网上搜索国家环保局、美国环保署、鱼类和野生动物服务，或任何当地进行水体研究的大学得到相关信息。

一旦数据被收集，用户可能需要将这些值转换为实际污染负荷值或校正过的模拟污染物测量值。除了相关性分析，也可以使用其他的校准方法如纳什系数，秩分析和图解比较。

### 8.年负荷阈值(\*Ann\_Load\*)

收集水质标准或水质目标信息应该是制定建模目标的一部分。如果该目标是一个饮用水目标，其标准可能由联邦、州或地方（最严格的）制定。下面的表格提供了全球和国家机构制定的常用饮用水标准。

世界卫生组织、欧洲联盟和美国环保局选定的饮用水标准 (Ashbolt et al. 2001) 。

这些标准是为实际使用点设定的，是指在兴趣点可能采用汲水形式，且会比正在实施水治理的地区标准更为宽松。原水质标准（河流、湖泊和小溪）也可以由联邦、州或地方一级制定。这些标准可能在所有相同类型的水体（如河流）中通用，也可能根据水体使用或濒危物种的存在而改变。在美国，各种污染物最大日负荷量通常是由国家监管机构遵循净水法案制定的。联邦向国家环保署特定水道的最大日负荷量的信息报告网址：<http://water.epa.gov/lawsregs/lawguidance/cwa/tmdl/index.cfm>

### 9.污染物去除边际成本

Parameter	Type	WHO	EU	USEPA
Ammonia	Social	1.5 mg L <sup>-1</sup>	0.50 mg L <sup>-1</sup>	No GL
pH	Social	6.5-8	No guidelines	6.5-8.5
Chloride	Social	250 mg L <sup>-1</sup>	250 mg L <sup>-1</sup>	250 mg L <sup>-1</sup>
Iron	Social	0.3 mg L <sup>-1</sup>	0.2 mg L <sup>-1</sup>	0.3 mg L <sup>-1</sup>
Lead	Health	0.01 mg L <sup>-1</sup>	0.01 mg L <sup>-1</sup>	0.015 mg L <sup>-1</sup>
Arsenic	Health	0.01 mg L <sup>-1</sup>	0.01 mg L <sup>-1</sup>	0.01 mg L <sup>-1</sup>
Copper	Health	2.0 mg L <sup>-1</sup>	2.0 mg L <sup>-1</sup>	1.3 mg L <sup>-1</sup>
Fecal Coliform bacteria	Health	0 counts/100 mL	0 counts/100 mL	0 counts/100 mL

污染物去除边际成本可能因兴趣点不同而变化。如果感兴趣的点是一个供水出口，这个值应该从水处理实体那里获得。计算可能需要将实际成本转变为单位体积污染物处理成本，而且可能需要在代理污染物和其他污染物之间进行相关性测试。如果寻求更宽泛的处理成本，用户可以查阅工程文本或文献，以获得平均成本。用户必须确保将这些成本转化为现值，并根据处理的位置和类型加以调整。

如果兴趣点是原水质目标，污染物去除边际成本则更加以获得。用户可以根据鱼类种群、重建的花费或罚款来估计增加单位体积的污染物的成本，但这可能是一个复杂的计算，在这种情况下不值得建模。用户可以选择更省时的花费，同时获得相对更有用的结果。

#### 5.4.9 参考文献

- Anderson, J. R., et al. 1976. A Land Use And Land Cover Classification System For Use with Remote Sensor Data: Geological Survey Professional Paper 964. Edited by NJDEP, OIRM, BGIA, 1998, 2000, 2001, 2002, 2005.
- Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K. and Snozzi, M. 2001. “Indicators of microbial water quality,” in Water Quality: Guidelines, Standards and Health, L. Fretwell and J. Bartram, Editors. 2001, World Health Organization (WHO), IWA Publishing: London, U.K.
- Reckhow, K.H., Beaulac, M.N. & Simpson, J.T. 1980, Modeling Phosphorus loading and lake response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients., U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Uusi Kamppa, J., E. Turtola, H. Hartikainen, T. Ylaranta. 1997. The interactions of buffer zones and phosphorous runoff. In Buffer zones: Their processes and potential in water protection, eds.
- Haycock, T. Burt, K. Goulding, and G. Pinay, 43–53. Hertfordshire, UK: Quest Environmental.

### 5.5 泥沙输移比例模型：减轻水库泥沙淤积

#### 5.5.1 概要

InVEST模型减轻水库泥沙淤积服务物质量模块的作用是描述坡面土壤侵蚀和流域输沙空间过程。在全球变化背景下，这样的信息有利于集水区保土保沙生态系统服务功能的研究，为水库清淤管理的预算控制和河道水质控制提供指导。

InVEST模型泥沙输移比模块和输沙量模块新版本特性如下：

- 确定从栅格到径流的输沙运移方向有利于降低栅格分辨率敏感性，有利于选择特定土地利用类型的输沙量相关系数。
- （可选）模型通过保留流域产沙和淤积空间分布的非物理参数进行校准，有利于精确描述空间分布的结果输出。
- 模型架构更加灵活，高级用户可以添加如冲沟侵蚀或河道淤积等更复杂的地表水文输沙过程（相关工作有利于用户更好的使用InVEST模型）。

#### 5.5.2 简介

流域土壤侵蚀和坡面径流泥沙淤积是决定径流含沙量的自然过程。集水区尺度的泥沙动力学过程的影响因素主要包括气候（尤其是降雨强度），土壤，地形地貌，植被，及农业生产大坝修筑和运营等人类活动。河流泥沙的主要来源包括流域地表侵蚀（土

壤颗粒在降雨和地表径流的作用下起动、沉降的过程), 上游河槽冲刷(地表径流占据的河谷谷底部分), 河岸侵蚀, 以及重力侵蚀(或滑坡侵蚀, 详见Merrit, 2003)。河流泥沙淤积类型见图5.5.1, 包括坡面径流泥沙沉降, 河漫滩沉积或河道沉积, 以及水库淤沙。土地利用类型变更和国土空间管理变化对集水区土壤侵蚀量具有重大影响, 影响程度取决于:(1) 主要土壤侵蚀类型(土地利用变化对地表侵蚀的集水区影响较大); (2) 泥沙来源和淤积空间分布(如, 植被覆盖有利于保水保沙, 土地利用变化影响较小)。

全球范围的水文观测站对径流产沙量变化的监测, 对河流水质控制和水库管理具有重大意义(UNESCO, 2009)。水资源管理者十分重视自然景观防止泥沙淤积的生态系统服务功能, 了解流域泥沙来源和输移过程有利于决策者制定减少径流含沙量的战略和措施, 有利于下游农业灌溉、给水处理、水上游憩、水库生产的良性运转。

防止泥沙淤积模型输出结果包括: 流域每年进入河道的输沙量, 集水区土壤侵蚀以及植被和地形对泥沙截留淤积量。模型提供了减轻水库泥沙淤积服务的两种评价方法, 用户可以根据评价目标和应用的需要选择适当的评价方法。

### 5.5.3 模型

#### 生物物理系数模型

#### 输沙运移

输沙运移模块是在输入DEM数据的空间分辨率基础上生成集水区产沙的空间分布。模型首先计算出每个栅格单元土壤侵蚀泥沙量, 然后计算泥沙输移比(SDR), 即到达集水区出口断面的泥沙量占上游水土流失泥沙总量的比例系数。该方法自2008年Borselli等提出以来得到广泛应用(Cavalli等2013; López-vicente等, 2013; Sougnez等, 2011)。更多关于模型讨论参见“模型优点和局限”。

**年土壤侵蚀量:** 栅格单元*i*中每年土壤侵蚀总量, 用 $usle_i$  (吨/公顷年)表示, 计算公式为修正通用土壤流失方程(RUSLE1):

$$usle_i = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot C_i \cdot P_i$$

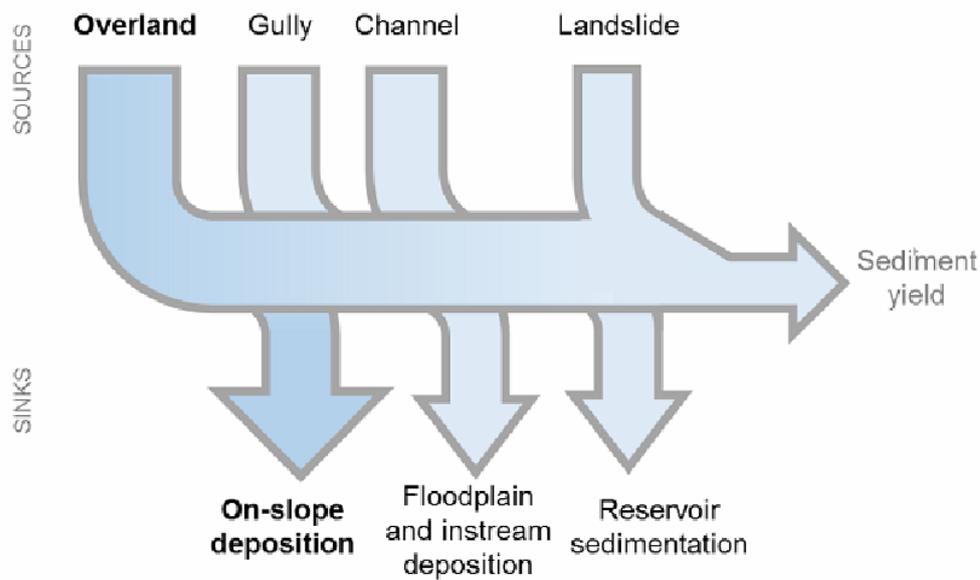


图5.5.1 集水区泥沙输移与计算过程，箭头相对大小变化取决于环境特征。InVEST模型着重分析地表过程。

式中，

- $R_i$ 表示降水侵蚀性因子 ( $MJ\ mm\ (ha\ hr)^{-1}$ ),
- $K_i$ 表示土壤可侵蚀性因子 ( $ton\ ha\ hr\ (MJ\ ha\ mm)^{-1}$ ),
- $LS_i$ 表示坡度坡长因子,
- $C_i$ 表示植被覆盖和作物管理因子,
- $P_i$ 表示水土保持措施因子 (Renard等, 1997; Bhattarai and Dutta, 2006)

坡度坡长因子 $LS_i$ 的计算使用Desmet和Govers (1996) 的二维地表计算方法:

$$LS_i = S_i \frac{(A_{i-in} + D^2)^{m+1} - A_{i-in}^{m+1}}{D^{m+2} \cdot x_i^m \cdot (22.13)^m}$$

式中，

- $S_i$ 表示栅格单元坡度因子，为关于坡度值的函数。
- 当坡度 $\theta < 9\%$ ， $S = 10.8 \sin(\theta) + 0.03$
- 当坡度 $\theta \geq 9\%$ ， $S = 16.8 \sin(\theta) - 0.50$
- $A_{i-in}$ 表示栅格径流入口以上产沙区域面积 ( $m^2$ )，使用D8流向算法计算
- $D$ 表示栅格尺寸 (m)

- $x_i = |\sin\alpha_i| + |\cos\alpha_i|$ ,  $\alpha_i$ 表示栅格单元*i*的输沙方向
- $m$ 表示RUSLE长度指数因子。

为正确计算坡长坡度因子，长坡的长度应小于333米（Desmet和Govers，1996；Renard等，1997）。

RUSLE长度指数因子 $m$ 建立在经典通用土壤侵蚀方程USLE长度指数因子体系上，具体规定如下（Oliveira等，2013）：

- 坡度  $\leq 1\%$ ， $m = 0.2$
- $1\% < \text{坡度} \leq 3.5\%$ ， $m = 0.3$
- $3.5\% < \text{坡度} \leq 5\%$ ， $m = 0.4$
- $5\% < \text{坡度} \leq 9\%$ ， $m = 0.5$
- 坡度  $\geq 9\%$ ， $m = \beta / (1 + \beta)$ ，式中 $\beta = \sin\theta / 0.0986 / (3 \sin\theta + 0.56)$

泥沙输移比：

步骤1根据Borselli等人（2008）的研究成果，模型首先计算出空间关联指数，公式如下：

$$IC = \log_{10} \left( \frac{D_{up}}{D_{dn}} \right)$$

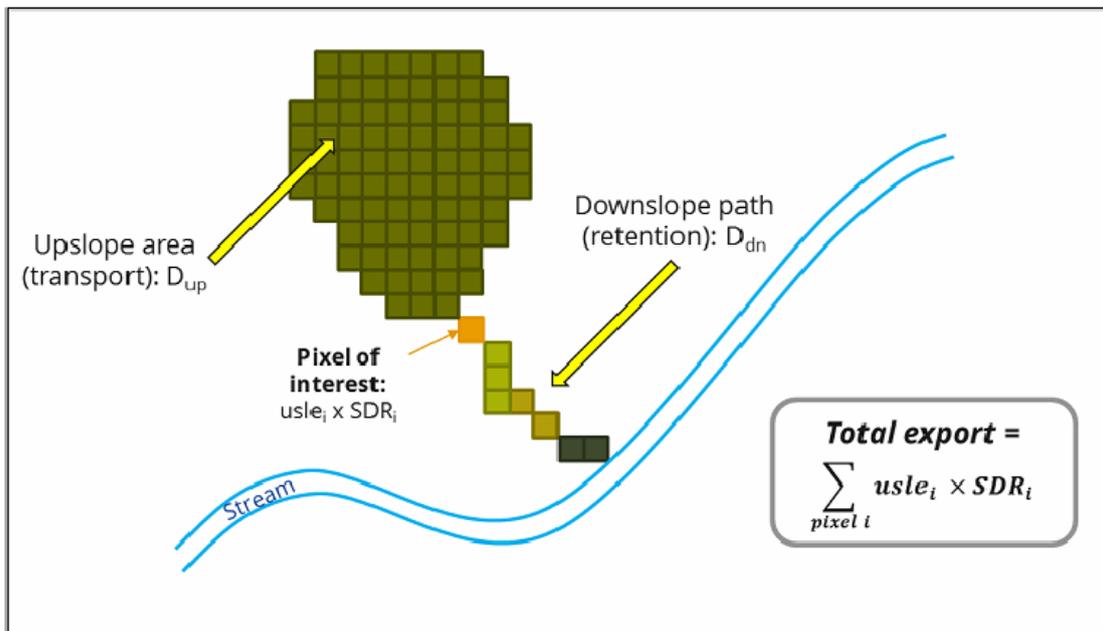


图5.5.2 模型使用概念方法。每个栅格单元的泥沙输移比即为集水区某一点的泥沙和该点以上集水区内侵蚀总量之比（公式3、4、5）。

$D_{up}$ 表示该点上游集水区土壤侵蚀量，计算公式为：

$$D_{up} = \overline{CS}\sqrt{A}$$

式中， $\overline{C}$ 表示坡上产沙区域面积 $C$ 的平均值。 $S$ 表示坡上产沙区域坡度（m/m）。 $A$ 表示坡上产沙区域面积。使用D8流向算法生成坡上产沙区域（Tarboton, 1997）。

$D_{dn}$ 表示该点坡下土壤淤积量，计算公式为：

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{C_i S_i}$$

式中， $d_i$ 表示按水流方向计算的栅格单元坡长（m），水流必定沿最陡方向运动（见图2）。 $C_i$ 和 $S_i$ 分别表示栅格单元植被覆盖和作物因子 $C$ ，和坡度。同样使用D8流向算法生成坡上产沙区域（Tarboton, 1997）。

为避免IC出现无效值，坡度 $S$ 值最小为0.005m/m，最大为1 m/m，避免陡坡IC值过高产生的误差（Cavalli等，2013）

**步骤2**栅格单元 $i$ 中泥沙输移比（SDR）可以通过如下the conductivity index IC指数计算（Vigiak等，2012）：

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)}$$

$SDR_{max}$ 表示最大理论SDR值，为平均值0.8（Vigiak等，2012）， $IC_0$ 和 $k$ 值为定义SDR-IC关系的校准参数（递增函数）。 $IC_0$ 和 $k$ 值与SDR的关系如下图所示：

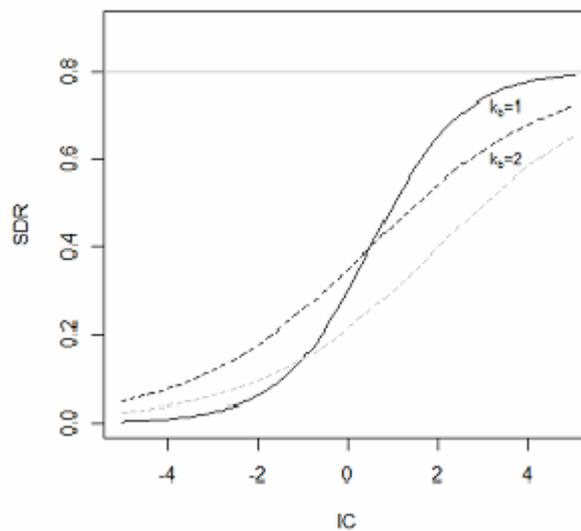


图 5.5.3 空间连接指数 IC 和泥沙输移比 SDR 相互关系。 $SDR_{max}$ 最大值设定为 $SDR_{max}=0.8$ ，校准参数  $k_b=1$  和  $k_b=2$ （分别表示实线和虚线）； $C_0=0.5$  和  $IC_0=2$ （分别为黑色和灰色虚线）

**输沙量：** 栅格单元*i*中输沙量 $E_i$ （单位吨/公顷年）的计算公式如下：

$$E_i = usle_i \cdot SDR_i$$

集水区输沙总量 $E$ （吨/公顷年）的计算公式如下：

$$E = \sum_i E_i$$

计算集水区输沙总量 $E$ 作用：与其他可用泥沙淤积数据相结合对模型进行验证和校准。

### 可选排水层

受交通道路影响，天然河道有可能被迫改道，这些区域由地形地貌决定的空间连接指数不能反映真实情况。比如，城市和道路附近的泥沙可能大多数会被降雨带进河道。可选的排水层表示与径流输沙相关的交通道路栅格，无论其具体位置（如，与水系的距离）。排水层栅格的处理方式同水系栅格图一致；即输沙运移过程在排水层停止，相应淤积的产沙量纳入输沙总量计算。

### 生物物理系数模型适用范围

- 模型使用通用土壤流失方程USLE（Renard等，1997）。USLE方程应用范围广泛，其坡度因子计算预测建立在缓坡资料上，主要用来预测不同作物系统的片蚀、沟蚀和沟间侵蚀而不能用来预测沟谷侵蚀，河岸侵蚀和重力侵蚀。Wilkinson等（2014）对沟谷侵蚀和河岸侵蚀做了详细描述，并提供了可行的建模方法。重力侵蚀目前没有适用的模型，主要作为区域（REF，印度）和特定土地利用变化研究的重要基础资料：  
<http://water.epa.gov/scitech/datait/tools/warsss/box08.cfm>。
- 推论一：对生态系统服务（及所有后效评价）的影响评价应当包括模型中不同泥沙来源占泥沙收支平衡的相对比例（详见“生态系统减轻泥沙淤积服务”章节）。
- 推论二：USLE方程作为针对美国地区土壤流失的经验公式，诸多研究案例证明其在其他地区适用范围有限——即便是只针对片蚀和沟蚀（REF）。根据当地实际情况，用户可以结合区域研究成果，通过适当调整R因子，K因子，C因子，P因子取值，修正模型土壤流失方程（Sougnez等，2011）。
- 模型结果受非物理参数k和 $IC_0$ 影响很大。许多关于InVEST模型使用的建模方法的最新研究（Cavalli等，2013；Lopez-vicente等，2013；Sougnez等，2011；Vigiak等，2012）提供了该参数的设置指导，但进行模型结果绝对值分析时，用户应该了解这个限制因素。

- 使用简化模型和较少参数进行分析时，输出结果受大多数输入指标的影响非常大。因在USLE方程的经验参数误差会对预测结果有很大影响。建议使用模型敏感性分析，以便查明输入参数的置信区间如何影响研究结论。

### **InVEST v3.1 泥沙输移比模型对Borselli等（2008）方法的改进**

该InVEST的泥沙输移比 SDR模型基于水文过程空间联系过程概念， Borselli等人（2012）为此提出了相关参数。该方法优点是：所需参数较少，能够使用全球已有数据，且为空间直观描述。在对比研究中， Vigiak等（2012）认为该方法具有以下特点：“（1）预测产沙过程的巨大进步，（2）易于实现和推广，（3）各尺度相互独立，（4）能够使用公式描述景观变量和地形学与沉积学空间联系概念之间的关系。”该方法也适用于预测土地利用变化影响（Jamshidi等，2013）。InVEST模型和Borselli模型的主要区别如下：

- USLE方程的C因子作为权重系数（其它研究使用不同公式，例如，基于高分辨率DEM数据的粗糙度指数（Cavalli等，2013））。
- Borselli等使用的 $SDR_{max}$ 参数设置为默认值0.8，以减少参数数量。Vigiak等（2012）提出SDR最大值应定义为比粗砂更细的表土土壤颗粒粒径（<1mm）。

### **生态系统减轻泥沙淤积服务评价**

#### **生态系统减轻泥沙淤积服务**

度量泥沙输移变化对人类福祉的生物物理学影响很大程度上取决于决策环境。土壤侵蚀，悬浮泥沙含量和泥沙沉积对同一小流域的不同人类群体可能同时产生积极和消极影响（Keeler等，2012）。举例来说：

- 水分和养分容持能力降低，导致土壤肥力下降
- 市政饮用水供应的水处理成本提高
- 湖水浑浊，景观娱乐价值降低
- 总悬浮固体增加，影响人类健康和水生生物种群的分布
- 水库淤泥，水电减产，清淤和管理成本增加
- 海港泥沙淤积，要求相应防淤减淤措施以维护港口功能

#### **截留拦沙指数**

模型计算截留拦沙指数公式如下：

$$R_i \cdot K_i \cdot LS_i (1 - C_i \cdot P_i) SDR_i$$

表示相对于裸地，当前土地利用方式的避免土壤侵蚀能力，主要根据SDR因子计

算。该指数不考虑来自上游流经给定栅格的保沙量，预测的拦沙量偏小。因此，该指数的具体值研究意义不大。应当注意的还有，在某些情况下的指数值与以往认知相悖：例如，与径流空间连接度较高的城市栅格单元的该指数值可能大于森林栅格单元。换言之，这些栅格单元的SDR值（次要因子）可以通过补偿生态系统较低避免土壤流失服务功能（首要因子）的方式提高：表明城市环境相比裸地已经提供了减少土壤流失的服务。

### 输沙量评价

**次一级流域输沙量：**不同情境下产沙输沙量差异是重要的评价量化指标。为定量评估生态系统截留拦沙服务功能，模型设置裸地的假设情境作为参照：截留拦沙服务价值量则根据研究区特定土地利用情景和裸地集水区输沙量的差值计算。输出结果命名为“sed\_retention”，保存在小流域概况表中。

**其他泥沙主要来源和淤积：**如模型适用范围所述，输沙量价值量评价分析中应当考虑其他泥沙来源和淤积情况（切沟侵蚀，河岸侵蚀和重力侵蚀）。某些生态系统中，其他来源的泥沙可能对坡面侵蚀过程有较大影响，但对最终汇入径流中的泥沙量影响不大。换句话说，如果两种情景的产沙量差别为50%，而沟蚀/沟间侵蚀占侵蚀总量的60%，那么避免水库泥沙淤积实际服务价值变化量为30%。

计算泥沙输移总量的复杂情况之一是气候条件和土地利用方式变化导致降雨时洪峰流量变化，及其由此带来的沟蚀和河岸侵蚀程度变化。由于其他泥沙来源的变化幅度受地表状况影响相当大，因此其侵蚀发展方向同坡面侵蚀基本一致：水流较大导致更大的泥沙坡面运移，加剧沟道侵蚀和河岸侵蚀。因此，在进行不同情境对比时，绝对变化可以作为对特定的气候类型和土地利用变化总体影响评价下限。

附录2列出了模型中其他泥沙来源和淤积。

**保沙使其不进入水库的价值和支付意愿方法：**如果使用较合理的清淤费用估算法或成本重置法，许多生态系统服务影响特别是泥沙淤积影响评价相对简单。在这种情况下，假定利益相关者可能支付的成本是泥沙生物物理参数的函数（如，悬浮沉积物的清淤处理成本更高）。但同时应当认识到，清淤费用估算方法或成本重置法建立在采取清淤措施对管理者是经济的假设前提下。例如，如果水库经营者认为泥沙沉积减少库容导致的经济损失小于疏浚泥沙沉积支付的费用，就不应当将全部沉积泥沙纳入疏浚单位成本计算。与之类似的还有饮用水供应影响计算，水体中悬浮沉积物增加必然导致水处理成本上升，或者需要使用替代水处理技术，由于清淤可以避免这类成本，应当算作泥沙清淤的经济效益。然而在某些背景下，私人用水者可以决定能够接受的河道泥沙含量比例，该比例以下不用产生额外水资源处理费用。这些私人用水者的经济条件可能较差，如果不支付处理费用，其经济损失上限可以使用成本重置法，而经济损失与实际财政支出变化没有直接联系，这将进一步增加价值和支付意愿分析的复杂性。

注意事项：这种确定极限参数的方法完全能够满足初步评估不同经济收益来源重要性的需求，也就是说使用最昂贵的方法对分析结果没有显著影响，因此没有必要使用改进的更详细的分析方法，如支付意愿调查法（消费者），或净收益变化评价（生产者）。但如果泥沙影响较大时，而相关行为人也并非必需采取减淤活动，应当使用支付意愿概念框架。现有的技术介绍，参考[http://ecosystemvaluation.org/dollar\\_based.htm](http://ecosystemvaluation.org/dollar_based.htm)。

**时间因素：**经济和金融分析通常还是用多种折现方式体现货币、收益和资源利用的时间价值。“按最小计算”的未来收益和成本比直接使用单签收益和成本的结果更精确。使用经济和金融分析方法进行计算式还应当注意，SDR模型代表稳定状态条件下的影响，包括两层含义：第一，用户应当认识到进行影响评价时，收益需要一定时间才能达到稳定状态，而成本一直保持稳定状态；第二，使用年平均值表示如果涉及短期非线性成本或收益函数时，应当进行结果转化（有条件情况下），或将InVEST模型输出结果同其他统计分析相比较，表示重要的年内和年际变化。

#### 5.5.4 数据需求

模型使用的数据需求列表如下，关于数据来源和预处理的详细信息见附录。所有数据输入前，应先定义栅格数据投影，栅格单位为米（m）。

- ◇ **数字高程模型DEM(必需)：**每个栅格单元对应一个高程值的GIS栅格数据集。加载的DEM数据应经过填洼，有研究区水文地质图条件下应进行流向分析和修正。为保证流向准确性，DEM数据范围应大于研究区范围。
- ◇ **降水侵蚀性因子R（必需）：**每个栅格单元对应一个降雨侵蚀力R的GIS栅格数据集。该变量取决于研究区降雨强度和历时，单次降雨强度和历时越大，降雨侵蚀力越大。降雨侵蚀力R指标应用广泛，如果存在数据缺失，可以使用多种方法和公式根据气候数据计算栅格单元降雨侵蚀力R指标，单位  $MJ\ mm \cdot (ha\ h\ yr)^{-1}$ 。
- ◇ **土壤可蚀性因子K（必需）：**每个栅格单元对应一个土壤可蚀性K值的GIS栅格数据集。土壤可蚀性K值表示衡量土壤颗粒对降雨和径流侵蚀和搬运作用敏感性的指标，单位  $ton\ ha\ h \cdot (ha\ MJ\ mm)^{-1}$ 。
- ◇ **土地利用/覆被（必需）：**每个栅格对应一个土地利用类型的GIS栅格数据集。
- ◇ **流域（必需）：**用多边形表示流域的图形文件（shapefile）。即与研究区减轻水库泥沙淤积服务物质量相关的小流域图层。
- ◇ **生物物理系数表（必需）：**不同土地利用/覆被（LULC）类型相关参数CSV表。每一行表示一种土地利用类型，每一列应当包含的属性及其命名如下：
  - **Lucode（土地利用类型代码）：**每种土地利用类型地类代码（如：1表示森林，

3表示草地，等)，必须与上述土地利用类型栅格图保持一致。

- **usle\_c**: USLE植被覆盖和作物管理因子，0-1浮动值。
- **uslc\_p**: USLE水土保持措施因子，0-1浮动值。
- ✧ **汇水面积阈值（必需）**: 根据DEM数据生成的流向，计算每个单元格对应的上游汇水面积，不低于该阈值的单元格标记为水系的组成部分，该阈值直接影响水文过程空间关系和泥沙输移的表示：径流进入河道，泥沙运移结束并且假设全部运移至流域出口。
- ✧  **$k_b$ 和 $IC_0$** : 决定小流域水文过程空间联系（特定地块与径流的空间连接程度）与泥沙输移比（进入河谷泥沙量与坡面侵蚀量之比）关系形态的校准参数。默认值为 $k_b=2$ 和 $IC_0=0.5$ 。
- ✧  **$SDR_{max}$** : 栅格最大泥沙输移比，由土壤质地决定。更确切地说，是指小于粗砂的表土土壤颗粒粒径（ $1000\ \mu m$ ; Vigiak等，2012）。进一步分析中，该参数用于模型校准。默认值设为0.8。
- ✧ **Drainage layer (optional)**: 栅格定义为0或1，1表示通过工程设施与河流相连的栅格（如道路，排水管道等）。径流向水系移动过程中在这些”工程连接”栅格结束。

### 5.5.5 模型运行

Windows开始菜单可以进入该模型的独立模块。Win7或是更早版本，可以从“*All Programs—>InVEST+VERSION+—>Sediment delivery and retention*”中进入。界面不要求使用GIS，但输出文件应该使用ArcGIS，QGIS等GIS软件查看。

#### 结果分析

减轻水库泥沙淤积服务物质量模型运行结果保存在用户指定工作区下的输出文件夹（output），简要描述和列表如下：

- **日志文件**: 模型每运行一次，输出文件夹（output）会自动生成一个txt文件。日志文件保存该次模型运行相关参数，并根据服务器，日期和时间，后缀命名。
- **output\rkls.tif（吨/栅格单元）**: 未使用RKLS方程的C、P因子修正的现状土地利用类型每栅格单元潜在土壤侵蚀总量，等于裸地的土壤侵蚀量。
- **output\sed\_export.tif（吨/栅格单元）**: 从栅格单元进入河道的土壤侵蚀总量。
- **output\stream.tif**: 用于
- **output\usle.tif（吨/栅格单元）**: 根据USLE方程计算的现状土地利用类型每栅格

单元潜在土壤侵蚀总量。

- **output\sed\_retention\_index.tif (吨/栅格单元):** 拦沙指数, 用于识别拦沙区域 (相比裸地集水区)。注意: 该指数不表示每栅格单元拦沙量 (详见“生态系统减轻泥沙淤积服务”章节)。
- **output\watershed\_results\_sdr.shp:** 每个小流域生物物理参数表, 相关字段如下:

**sed\_export (吨/小流域):** 每个小流域进入河道泥沙总量。应当与小流域出口泥沙量观测值相比较。小流域水文状况资料和片蚀贡献率有利于模型修正和校准。

**usle\_tot (吨/小流域):** 根据USLE方程计算的每个小流域栅格单元潜在土壤侵蚀总量。

**sed\_retention (吨/小流域):** 实际小流域与裸地小流域输沙总量差值。

- **过程文件夹**

**aligned rasters->**模型计算使用栅格, 用于对齐

**dem\_offset, slope, thresholded\_slope, flow\_direction, flow\_accumulation, stream->**基于DEM数据的水文栅格, 用于计算水流方向 (DEM流向计算结果, 相关内容见“用户指南”)。

**ls->**通用土壤流失方程坡度坡长因子 (公式1, 2)

**w\_bar->**坡上汇水面积平均权重系数 (C因子)

**s\_bar ->**上游集水区平均坡度因子

**d\_up ->**水文过程空间联系指数坡上因子 (公式4)

**ws\_factor ->**坡下因子分母 (小流域) (公式5)

**d\_dn ->**水文过程空间联系指数的坡下因子 (公式5)

**ic\_factor ->** 水文过程空间联系指数 (公式3)

**sdr\_factor->**泥沙输移比 (SDR; 公式6结果)

### 模型预测与实际监测值比较

应当采用水库泥沙淤积量计算, 以及悬浮固体 (TSS) 总量或河流混浊度的时间序列分析的方式, 比较模型估计产沙量 (**sed\_export**) 与水文站点观测值。使用水库泥沙淤积量进行比较时, 衡量指标单位和InVEST模型一致 (吨/年)。使用时间序列分析时, 径流集中产沙数据应转换为全年均匀产沙数据 (使用LOADEST和FLUX32可以实现该转换)。较大河流产沙量的全球数据集可从FAO网站获得

<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/sediment/index.stm>。除此之外，全球产沙模型可用于较大集水区的产沙量计算。相关文献综述参阅de Vente等(2013)。

对比SDR模型的预测结果的注意事项：进行预测值和观测值的比较时，请注意模型仅代表沟蚀和沟间侵蚀，如简介中描述，泥沙输移计算应当还包括其他三种泥沙来源：切沟侵蚀，河岸侵蚀和重力侵蚀。应当明确上述特定侵蚀过程对给定流域景观的相对重要性，以确保模型分析结果符合实际情况。

### 5.5.6 附录 1:数据来源

该小节提供了模型所需基本数据收集，整理和格式调整的来源和建议。该列表并不全面，虽然我们努力定期更新该小节中关于模型使用数据与方法的内容，用户仍然可以使用区域高质量数据，提高模型输出结果准确性。

#### 数字高程模型DEM

DEM高程数据覆盖范围为全球，不同数据产品的分辨率不同。

免费中低分辨率DEM数据来源：

世界自然基金会WWF：<http://worldwildlife.org/pages/hydrosheds>

美国航天局NASA：<http://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem-wist.asp>（30m分辨率）；直接获得SRTM数据：<http://dwtkns.com/srtm/>

美国地质调查局 USGS：<http://eros.usgs.gov/elevation-products> 和 <http://hydrosheds.cr.usgs.gov/>

或选择相对较便宜的DEM数据网站，如MapMart ([www.mapmart.com](http://www.mapmart.com))。

DEM数据分辨率是影响地形建模、分析和过程模拟的主要参数。举例来说，交通线路对生态系统服务功能的影响评价应当使用较高分辨率的DEM数据。用DEM数据采伐流域水文特征，关键步骤是确定单元格水流流向（采用D8算法，Tarboton, 1997），输入DEM数据应首先完成洼地填充处理。可以使用ArcGIS扩展模块水文分析工具集中的填洼工具，或QGIS Wang&Liu填洼算法（SAGA开源GIS数据库）。

#### 降水侵蚀性因子R

由于经典法计算降雨侵蚀力R的降雨参数要求较苛刻，R的取值应当来源于可信度较高的公开资料。计算R通过取EI值的每年平均值，E表示降雨动能（单位 $MJ \cdot ha^{-1}$ ），I<sub>30</sub>表示30分钟最大降雨强度（单位 $mm \cdot hr^{-1}$ ）。Renard和Freimund对全球降雨量与降雨侵蚀力两者关系做了研究回顾（1994）。

降雨侵蚀力R通用计算公式参考FAO70土壤公报（Roose, 1996）：  
<http://www.fao.org/docrep/t1765e/t1765e0e.htm>

美国地区的降雨侵蚀力R分布图可以从美国农业部（USDA）和国家环境保护局（EPA）网站获得。美国农业部（USDA）改进通用土壤流失方程（RUSLE）说明书（<http://www.epa.gov/npdes/pubs/ruslech2.pdf>）包含a hard copy map of每个区域降雨侵蚀性指数。使用该图件应先在GIS中建立线状图层，再转化为栅格图。注意单位换算：该值原为国际制单位，乘以17.02后单位转换为 $MJ\ mm \cdot (ha\ h\ yr)^{-1}$ ，详细转换方法参考美国农业部（USDA）改进通用土壤流失方程（RUSLE）说明书（Renard等，1997）。

国家环境保护局（EPA）相关数字地图：  
[http://www.epa.gov/esd/land-sci/emap\\_west\\_browser/pages/wemap\\_mm\\_sl\\_rusle\\_r\\_qt.htm](http://www.epa.gov/esd/land-sci/emap_west_browser/pages/wemap_mm_sl_rusle_r_qt.htm)。  
图层为shapefile格式，也要转换为栅格图，并进行单位换算。

### 土壤可蚀性因子K

土壤可蚀性因子由土壤质地、土壤剖面、土壤有机碳和土壤渗透性决定。取值从代表最疏松土壤70/100到代表最紧实土壤10/100（国际制）。直接测定土壤可蚀性在标准径流小区条件下进行，标准径流小区是22.2米长，沿斜坡方向坡度9%，三年内未种植任何作物。

由联合国粮农组织（FAO）和维也纳国际应用系统研究所（IIASA）构建的世界土壤数据库（Harmonized World Soil Database version 1.1）（HWSD）：  
<http://www.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/>中提供了全球土壤数据。

土壤-地形数字化数据库计划（SOTER）也提供相关数：  
<http://www.isric.org/projects/soil-and-terrain-database-soter-programme>。

美国开放土壤数据可以从美国农业部国家自然资源保护局（NRCS）的两个数据集获得：  
SSURGO数据集 [http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2\\_053627](http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2_053627) 和  
STATSGO数据集 <http://water.usgs.gov/GIS/metadata/usgswrd/XML/usssoils.xml>。

SSURGO数据集相对STATSGO数据集更准确，可用时应当使用该数据集；如果SSURGO有数据缺失，可以用STATSGO数据补齐。如果有土层的详细信息，土壤的最大根系埋藏深度即为无根系分布土层深度总和。土壤数据浏览（Soil Data Viewer，[http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/soils/home/?cid=nrcs142p2\\_053620](http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/soils/home/?cid=nrcs142p2_053620)）可以作为土壤数据处理工具，可在任何时候使用。

注意土壤可蚀性因子K为英制单位，乘以0.1317后转换为国际制单位 $ton\ ha\ hr \cdot (ha\ MJ\ mm)^{-1}$ ，详细转换方法参考美国农业部（USDA）改进通用土壤流失方程（RUSLE）说明书（Renard等，1997）。

或者使用以下公式计算土壤可蚀性因子K：

$$K = \frac{2.1 \cdot 10^{-4}(12 - a)M^{1.14} + 3.25(b - 2) + 2.5(c - 3)}{759}$$

式中：K=土壤可蚀性因子K，单位 $\text{ton ha hr} \cdot (\text{ha MJ mm})^{-1}$ ；M=（粉粒含量%+砂粒含量%）（100-粘粒含量%）；a=土壤有机碳质量分数%；b=土壤结构级别代码（1）（2）（3）（4）；c=土壤渗透系数代码：（1）快速（2）较快（3）中速（4）较慢（5）慢速和（6）很慢。

缺少土壤剖面渗透率和土壤结构数据时，土壤可蚀性因子K可以使用Wischmeier, Johnson和Cross的方法（参见Roose, 1996），即通过土壤质地和有机碳含量计算。安大略农业、食品和农村事务部（OMAFRA）USLE情况说明书（<http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/12051.pdf>）中相关参数取值见下表：

	Average OMC	OMC<2%	OMC>2%
Clay	0.22	0.24	0.21
Clay loam	0.3	0.33	0.28
Coarse sandy loam	0.07	0.07	0.07
Fine sand	0.08	0.09	0.06
Fine sandy loam	0.18	0.22	0.17
Heavy clay	0.17	0.19	0.15
Loam	0.3	0.34	0.26
Loamy fine sand	0.11	0.15	0.09
Loamy sand	0.04	0.05	0.04
Loamy very fine sand	0.39	0.44	0.25
Sand	0.02	0.03	0.01
Sandy clay loam	0.2	0.2	0.2
Sandy loam	0.13	0.14	0.12
Silt loam	0.38	0.41	0.37
Silty clay	0.26	0.27	0.26
Silty clay loam	0.32	0.35	0.3
Very fine sand	0.43	0.46	0.37
Very fine sandy loam	0.35	0.41	0.33

国际制土壤可蚀性因子K值即通过OMAFRA土壤理化性质调查表计算。土壤质地分类系统采用FAO世界土壤图例分类系统。

水体不属于任何土地利用类型，其土壤可蚀性因子K取值为0，即假设水体中无土壤侵蚀。

### 土地利用/覆被

空间连续土地利用/覆被栅格图是所有水资源模型底图的关键组成部分。流域中所有区域都有相对应的土地利用类型。数据缺失会导致流域不连续，进而导致模型出错。未知数据缺失应赋近似值。全球土地利用数据参见：

马里兰大学的全球土地覆盖数据集（Global Land Cover Facility）：<http://glcf.umd.edu/data/landcover/>（数据：1度，8km和1km的分辨率）

NASA: [http://lpdaac.usgs.gov/products/modis\\_products\\_table/mcd12q1](http://lpdaac.usgs.gov/products/modis_products_table/mcd12q1) (基于MODIS数据的多年全球土地覆盖分类)

欧洲太空局 (European Space Agency): <http://due.esrin.esa.int/globcover/> (即Globcover数据集, 提供2005至2009年全球土地覆盖数据集)

美国环保局 EPA 提供 1992 和 2001 年的美国土地利用/覆被数据:  
<http://www.epa.gov/mrlc>

简化的景观土地利用/覆被分类系统主要根据土地利用类型描绘 (如农用地, 季节性针叶林, 和草原)。也可以使用其他全球和区域的土地利用分类系统 (如: Anderson 等, 1976), 通常针对有详细土地利用分类的研究区。

较复杂的土地利用/覆被分类是对相关土地利用类型的进一步划分, 如根据种植作物进一步划分农用地, 或根据植被类型进一步划分森林。土地利用类型的划分取决于模型需求, 以及不同地类的的数据质量。如果模型输出结果更加准确, 用户可以对现状地类作进一步划分。例如, 泥沙淤积模型中, 如果具备相应每种地类的作物管理因子土壤特征参数, 可以根据种植作物类型进一步划分“农用地”。

### **P和C系数**

水土保持措施因子P, 表示等高耕作, 条带种植或修筑梯田等坡面侵蚀控制措施。植被覆盖和管理因子表示特定作物类型, 以及耕地撂荒的相关管理活动。在线查询P、C因子参考:

美国农业部USDA: RUSLE手册 (Renard等, 1997)。

安大略农业、食品和农村事务部 OMAFRA: USLE 情况说明书:  
<http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/12-051.pdf>

联合国粮农组织: <http://www.fao.org/docrep/T1765E/t1765e0c.htm>

### **小流域/次一级流域**

流域出水口应当对应水库及其他研究区兴趣点。是为确保兴趣点模型预测值和实际观测值一致。如果有可用流域数据应当使用。否则, 可以使用ArcMap或QGIS软件处理数字高程模型DEM数据生成小流域和次一级流域 (参考DEM使用填洼和流向修正工具章节)。

采伐水库等特定建筑物位置, 可以从管理企业或从网站获得是, 参考: 美国国家水坝数据库 (NID) (<http://geo.usace.army.mil/pgis/f?p=397:1:0>)。包含大坝位置和信息的全球数据集有全球水库和大坝数据集 (GRanD, <http://www.gwsp.org/products/grand-database.html>) 和“世界水资源开发报告 II”大坝数据集 (<http://wwdrii.sr.unh.edu/download.html>)。

### 模型校准参数 $IC_0$ 和 $k_b$

$IC_0$ 和 $k_b$ 是定义水文过程空间连接指数和泥沙输移比(SDR)关系的校准参数。Vigiak等(2012)等人的研究表明 $IC_0$ 取值与流域景观无关,因此模型结果受 $k_b$ 影响更大。 $C_0$ 。关于泥沙动力学建模有助于理解水文过程的空间联系性,有助于该指南的完善。与此同时,也建议使用其他研究学者(Jamshidi等,2013)的参数值( $IC_0=0.5$ ,  $k_b=2$ ), $k_b$ 仅用于模型校准(Vigiak等,2012)。

### 5.5.7 附录 2:水库泥沙的其他主要来源和淤积

InVEST模型主要针对片流侵蚀的泥沙输移,忽略其他泥沙来源和淤积(如,切沟侵蚀,河岸冲刷与沉积,滑坡,河道沉积等)及其相对应的评价方法。在泥沙输移和计算中添加这些参考要素要求理解区域泥沙动力学过程,并且超出了生态系统服务评估的范围。河道沉积通用公式和沟谷侵蚀过程公式仍旧是研究热点,研究人员仍旧继续进行代表水文过程中存在的较大不确定因素的系统识别(Hughes和Prosser,2003;Wilkinson等,2014)。在估计其他泥沙来源和沉积相对重要性时使用当地相关研究成果,是优化相关评价的可行方法。

	过程	代表
沟道侵蚀(连接河流)	如果沟道与河流相连,本质上是河流支流,输沙量应当算作河床侵蚀。	可选的排水层可视为代表沟道与河流相连的典型。计算总输沙量时,应用次一级流域产沙输出加上沟道输沙量(来自文献)
沟道侵蚀(未连接河流)	如果沟道未与河流相连,土壤侵蚀量在地面沉积,并与细沟沟间沉积物一起汇入河道。	其他土壤侵蚀量在预处理过程中添加。如果有可用的沟谷分布地图和预测产沙量已知(如,Vigiak,2011,Wilkinson,2014),可以与SDR图层共同计算泥沙输移量。
河床侵蚀	河床侵蚀是土壤可侵蚀性与粘性摩擦应力共同作用的结果,即水力冲刷河槽。简单的水沙过程模型还需要河岸高度、土壤颗粒粘性等详细信息。	其他土壤侵蚀量在预处理过程中添加。如果河岸侵蚀程度可从当地研究文献中得到(如,每单位径流长度),用户可以根据模型生成的流域图层计算每个次一级流域的河岸侵蚀产沙量,再将该值加到InVEST输沙量中。
滑坡	滑坡通常发生在降雨强度大,不稳定边坡。	其他土壤侵蚀量在预处理过程中添加。
河道沉积	粗颗粒悬移质在到达集水区出口之前在河道沉降。	Pelletier(2012)提出基于劳斯公式的简单计算方法,将沉降可能性与河槽坡度和悬沙沉速。

### 5.5.8 参考文献

Bhatarai, R., Dutta, D., 2006. Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield Using GIS at Catchment Scale. Water Resour. Manag. 21, 1635–1647.

- Borselli, L., Cassi, P., Torri, D., 2008. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena* 75, 268–277.
- Cavalli, M., Trevisani, S., Comiti, F., Marchi, L., 2013. Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. *Geomorphology* 188, 31–41.
- Desmet, P.J.J., Govers, G., 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *J. Soil* 51, 427–433.
- De Vente J, Poesen J, Verstraeten G, Govers G, Vanmaercke M, Van Rompaey, A., Boix-Fayos C., 2013. Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? *Earth-Science Rev.* 127 16–29
- FAO, 2006. Guidelines for soil description - Fourth edition. Rome, Italy.
- Hughes, A.O., Prosser, I.P., 2003. Gully and Riverbank erosion mapping for the Murray-Darling Basin. Canberra, ACT.
- Jamshidi, R., Dragovich, D., Webb, A.A., 2013. Distributed empirical algorithms to estimate catchment scale sediment connectivity and yield in a subtropical region. *Hydrol. Process.*
- Lopez-vicente, M., Poesen, J., Navas, A., Gaspar, L., 2013. Predicting runoff and sediment connectivity and soil erosion by water for different land use scenarios in the Spanish Pre-Pyrenees. *Catena* 102, 62–73.
- Oliveira, A.H., Silva, M.A. da, Silva, M.L.N., Curi, N., Neto, G.K., Freitas, D.A.F. de, 2013. Development of Topographic Factor Modeling for Application in Soil Erosion Models, in: Intechopen (Ed.), *Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment*. p. 28.
- Pelletier, J.D., 2012. A spatially distributed model for the long-term suspended sediment discharge and delivery ratio of drainage basins 117, 1–15.
- Renard, K., Foster, G., Weesies, G., McCool, D., Yoder, D., 1997. *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the revised soil loss equation*.
- Renard, K., Freimund, J., 1994. Using monthly precipitation data to estimate the R-factor in the revised USLE. *J. Hydrol.* 157, 287–306.
- Roose, 1996. *Land husbandry - Components and strategy*. Soils bulletin 70. Rome, Italy.
- Sougnuez, N., Wesemael, B. Van, Vanacker, V., 2011. Low erosion rates measured for steep, sparsely vegetated catchments in southeast Spain. *Catena* 84, 1–11.
- Tarboton, D., 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resour. Res.* 33, 309–319.
- Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L.T.H., McInnes, J., Roberts, A.M., 2012. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology* 138, 74–88.
- Wilkinson, S.N., Dougall, C., Kinsey-Henderson, A.E., Searle, R.D., Ellis, R.J., Bartley, R., 2014. Development of a time-stepping sediment budget model for assessing land use impacts in large river basins. *Sci. Total Environ.* 468-469, 1210–24.

## 5.6 传粉者丰度：作物授粉

### 5.6.1 概要

全球75%的重要作物部分或完全依靠动物授粉。InVEST的授粉模型设定野生蜂为重要的传粉动物。这个模型通过估算蜂巢位置和花蜜资源的可利用性以及野生蜂飞行范围来获得野生蜂在每类景观每个斑块单元上筑巢数量指数（即传粉者供应量）。然后该模型利用野生蜂飞行范围信息来估算出每个农业单元野生蜂访问量指数。模型进一步还可计算出这些野生蜂对农业生产贡献价值的简单指数，并且将这个价值数归返

于源单元。这些结果可以用来优化农业生产和保护投资。所需要输入的数据包括当前土地利用/土地覆盖图、土地覆盖类型、目前传粉物种类型及其飞行范围。该模型的局限性包括没有考虑能够决定传粉者数量的非农田生境和土地面积大小的影响。模型也不考虑人工管理传粉者数量及其持续性等信息。

## 5.6.2 介绍

依靠蜜蜂和其他动物的作物授粉在农业和自然生境的混合景观中是一项具有潜在价值的生态系统服务（Allen-Wardell et al. 1998, Free 1993）。授粉作用能够提高作物产量、改善作物品质，增加果树和种子作物的稳定性，例如，西红柿、蓖麻、西瓜、咖啡、向日葵、杏仁和可可树。Klein et al. (2007) 发现全球115种重要作物中有87种受益于动物传粉，这种传粉服务在全球范围内每年提供的经济价值达10亿到100亿美元不等（Costanza et al. 1997, Losey and Vaughan 2006, Nabhan and Buchmann 1997, Southwick and Southwick 1992）。

除了以上需要动物传粉的作物，但是我们必须认识到并不是所有作物都需要动物传粉。有些作物是通过风媒授粉（如主要粮食作物，水稻、玉米、小麦等），有些通过自花授粉（如扁豆等豆类植物），这些作物不需要动物传粉就可以成功地产果和结种。Klein et al.在2007提供了一份作物清单以及这些作物对授粉的需求。这些作物的授粉需求有助于辨别作物在感兴趣的区域是否得益于野生动物的授粉。

决策者能够通过以下几种方式运用有关作物授粉者的信息如授粉者穿越景观的数量以及它们为作物提供的授粉服务。第一，土地利用规划者利用授粉者的数量图和需要授粉的作物图，能够预测不同政策对授粉服务和农户收益的影响（详见 Priess et al. 2007）。第二，考虑到作物授粉的需求和对授粉者可利用性的预测，农户能够利用这些图便利地定位相关作物。第三，保护组织或土地信托能够利用这个工具优化有益于生物多样性和农户们的保护投资。最后，政府或其它生态系统服务的支付计划可以利用这些结果来评价谁补偿谁，补偿多少。

## 5.6.3 模型

众多动物是重要的传粉者如鸟类、蝙蝠、蛾类和蝇类昆虫，然而蜂类昆虫是大多数作物最重要的传粉类群（Free 1993）。因此，InVEST的授粉模型重点考虑野生蜂的资源需求和飞行行为。很多人提到传粉者的时候，就想到了在人工蜂巢中管理的蜜蜂，其实野生蜂同样有助于的作物授粉。实际上，对几个重要的作物来说（如蓝莓），本地野生蜂比人工管理的蜜蜂效率更高和效果更好（Cane 1997）。除了生活在野外的野生蜂，这些本地蜂不用人工管理蜂巢就能够为作物提供传粉。这是一种与生境保护相关的传粉服务。

对于在一个景观区域中持续生存的蜜蜂，它们需要两个条件：适合筑巢的地方和

蜂巢附近有足够的食物（由花提供）。如果提供了这些条件，授粉者可以飞到附近的作物上并且在采集花蜜和花粉的时候为作物传递花粉。因此，第一步，InVEST的授粉模型利用蜂巢位置和花蜜资源的可利用性，以及野生蜂飞行范围等信息来绘制穿越景观区域的野生蜂丰度指数图。第二步，授粉模型利用野生蜂的丰度指数图及其飞行范围来预测野生蜂在景观区域农业单元上可能访问作物的传粉者数量指数。如果需要估算价值指数，这个模型可以执行第三步和第四步。第三步，授粉模型运用简化的产量函数在农业单元上将野生蜂丰度转换成作物价值。第四步，授粉模型可以将这些单元的价值返到提供这些蜂的不同单元上。以上四个步骤在下文中会有详细介绍。完整的模型描述可以参考Lonsdorf et al.

### 模型怎样运行

授粉模型基于土地利用与土地覆盖图（LULC图），其展示自然的和人工的土地类型。该数据图划分为规则的正方形栅格单元，每个正方形栅格单元赋予一种LULC类型。对于每种类型，该模型要求估算筑巢位置和花蜜的可利用性（花蜜和花粉作为蜜蜂的食物）。这些数据来源于定量的田间调查评估和专家建议，并以相对指数（0到1）的形式表示。如果必要，需要分别提供在不同季节的花蜜可利用性，以及需要估算多种筑巢种群（如地面巢和洞穴巢）的蜂巢位置可利用性。

因为蜂类昆虫是善于飞行的动物，它们在筑巢栖息地和觅食地之间来回运动，整个景观区域的多种自然要素都成为它们的活动范围（Ricketts et al. 2006）。它们特定的飞行距离影响它们持续的存在以及它们提供给农田服务的水平。因此，授粉模型需要了解不同传粉物种的特定觅食距离。这些数据来源于定量的田间试验估算（e.g., Roubik and Aluja 1983），代表性指数如个体大小（Greenleaf et al. 2007），或专家建议。

利用以上数据，第一步依据在研究单元中筑巢位置可利用性和周边单元的花蜜（如食物），模型需要估算景观区域内每个农业单元上每种传粉者的丰度指数。根据传粉者的平均觅食距离，邻近单元花蜜的权重大于远距离单元花蜜的权重。因为传粉者的丰度受到筑巢和花蜜资源的限制，传粉者丰度指数 $P_{x\beta}$ 是传粉者 $\beta$ 在第 $x$ 个栅格单元中觅食和筑巢的函数：

$$P_{x\beta} = N_j \frac{\sum_{m=1}^M F_{jm} e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha_\beta}}}{\sum_{m=1}^M e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha_\beta}}}$$

$N_j$ 是在LULC图中类型 $j$ 的筑巢适合度， $F_j$ 是在LULC图中类型 $j$ 的花蜜资源相对数量， $D_{mx}$ 是栅格单元 $m$ 和 $x$ 之间的欧氏距离， $\alpha_\beta$ 是传粉者 $\beta$ 预期的觅食距离（Greenleaf et al. 2007）。

其结果是每个传粉物种的丰度指数图（其数值在0-1之间），即表示“传粉者供应”图（也就是用来对作物进行授粉的野生蜂）。从这个角度看，这个图反映出授粉服务

的潜在来源，但是这个图没有包含授粉需求。换言之，景观区域可能富含传粉者，然而如果在这个景观中没有存在通过蜜蜂授粉的作物，这些蜜蜂将不会给作物授粉提供服务。

为了建立景观区域内授粉者“供应”和作物授粉“需求”之间的联系，函数模型利用传粉者飞行范围来模拟在邻近栅格单元中的觅食情况，从而预测每个农业单元中访花蜂的丰度指数。即它将每个农业单元周边所有栅格单元的传粉者供应值累加，同样对距离较近的农业单元赋予更大的权重值。这个在每个农业单元每种传粉者分别计算的累计值就是访问每个农业单元的野生蜂丰度指数（也就是“农田丰度”）。我们运用以上描述的方程式觅食框架来确定蜜蜂从单个源栅格单元 $x$ 到农业单元 $o$ 上一种作物上的相对丰度 $P_{ox\beta}$ 。

$$P_{ox\beta} = \frac{P_{x\beta} e^{-\frac{D_{ox}}{\alpha_{\beta}}}}{\sum_{x=1}^M e^{-\frac{D_{ox}}{\alpha_{\beta}}}}$$

$P_{x\beta}$ 是传粉物种 $\beta$ 在栅格单元 $x$ 传粉者供应， $D_{ox\beta}$ 是物种 $\beta$ 从源栅格单元 $x$ 到农业单元 $o$ 的距离。 $\alpha_{\beta}$ 是物种 $\beta$ 的平均觅食距离。这个方程式的分子表示由栅格单元 $m$ 提供的而在栅格单元 $o$ 中觅食的传粉者距离加权比。这个分子是一个标量，它将觅食距离范围内总面积的贡献量进行标准化（Winfree et al. 2005）。这个在农业单元 $o$ 中传粉者丰度总指数 $P_o$ 是所有 $M$ 个栅格单元的简单相加。这第二个图表示在所需要的位点上传粉服务的相对程度，或者说指出了这些传粉服务传递给哪个农业单元。

从传粉中获得的实际经济效益取决于生长在每一个栅格单元中的作物如何对传粉者进行响应。因此，这个授粉模型设置了两个额外的（可选的）步骤来将传粉者的农田丰度转换成预期的经济价值指数。为代替较为复杂的农业生产函数，我们使用简化的饱和作物产量函数。其假设作物产量随着传粉者访问量增加而增加，但是后者对前者的影响微乎其微（Greenleaf and Kremen 2006）。各种不同作物在依赖传粉者上存在差异，有些作物是自花传粉其产量很少依赖授粉作用。而其他作物完全需要授粉作用才能获得产量（Klein et al. 2007）。我们利用两个观察值来计算作物 $c$ 在农业单元 $o$ 上的预期产量 $Y_{o\beta}$ ：

$$Y_{o\beta} = 1 - v_c + v_c \frac{P_{o\beta}}{P_{o\beta} + k_c}$$

$v_c$ 表示由野生蜂授粉作用而收获的产量占作物 $c$ 总产量的比例（例如当这种作物完全依赖传粉动物异花授粉时候， $v_c$ 等于1；而当作物依靠风媒授粉时候， $v_c$ 等于0）。分母的第三项 $k_c$ 是半饱和常数，其代表依赖传粉者的作物产量达到50%时的传粉者丰度值。

当函数模型计算出每个农业单元上的这个数值，它重新将这些数值分配到提供相

关传粉者的栅格单元上，从而绘制出源价值图。第一，根据每种野生蜂对农田丰度的部分贡献，模型将栅格单元上的部分数值分配给每一个传粉者物种。然后，模型利用上述相同的距离加权关系，将每种传粉物种的数值重新分配到源栅格单元上。因此，邻近源生境提供的服务价值多于那些较远的生境。我们计算了传粉者从每个栅格单元 $m$ 提供给 $O$ 农田的授粉服务。 $PS_m$ 为：

$$PS_{x\beta} = v_o P_{x\beta} \frac{\sum_{m=1}^M \frac{Y_{o\beta m}}{P_{o\beta m}} e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha_\beta}}}{\sum_{m=1}^M e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha_\beta}}}$$

$v_o$ 表示作物在农田单元 $o$ 的作物价值。这个结果图是“授粉服务价值”图，其估算传粉者对农业区域内经济价值的相对指数。

如果这个简化的饱和产量函数被认为过于简单化，我们可以将传粉模型关联到InVEST的农业生产模型，其涉及其他因素如肥料、灌溉、劳动力等。这两个模型的整合对多个数据输入到农业生产过程中将给出更为合适的表现形式。更具体的说，这源自于野生传粉者提供的作物产量值（产量贡献）和额外产量的净现值。如需进一步了解传粉者供应图、农田丰度图和传粉服务价值图的方程式可参考Lonsdorf et al. (2009) and Lonsdorf et al. (出版中)。

### 局限和简化

InVEST的授粉模型基于土地覆被类型的分布和野生传粉者需求的资源，预测野生传粉者在景观农业区（栅格）中的丰度指数。这同样可以将这个丰度转换成产量价值指数，并且因为有传粉者的存在，可以将这些价值赋予给源栅格单元。类似于InVEST的其它模型，该模型非常简单，而相对于传粉者的田间观察，模型能作出合理准确的预测（Lonsdorf et al. 2009）。然而，我们必须清楚正是由于简化带来了几个限制条件。

第一，模型只预测传粉者丰度的相对分布和授粉价值（用0-1的指数表示）。这是因为很难获得筑巢密度、资源可利用性和传粉者丰度的绝对估计数据。并且许多作物的产量函数（包括传粉者丰度）很难确定。然而，依靠相对指数限制我们估算绝对经济价值，以更好地制定土地利用规划决策。这些通常根据成本效益分析。

这种简化可能极大的限制计算在农业单元和源单元上授粉者供应价值的指标。利用绝对的传粉者丰度的农田的样本数据，我们能够校正InVEST的相对指数，用来预测实际的授粉者丰度。同时利用特定的产量函数，我们可以运用这些实际丰度来估算经济价值的绝对值。除了这些附加数据外，这需要自定义设置InVEST没有提供的建模步骤。然而，InVEST确实能够产生中间必要的结果来嵌入这些建模步骤中。此外，以前的研究结果支持这种逻辑关系即增加传粉者丰度和多样性可以导致作物产量的增加（Greenleaf and Kremen 2006）。

一种克服限制的办法是将这个模型结合到农业生产模型（InVEST或者其他），这可以将传粉者的丰度作为一种输入来预测农业产量以及绘制农业产量图。在正式条件下，授粉作用可以作为“产量函数”的因素之一，将假定的某种作物产量关联各种输入指标的数量和特征（例如水、土壤肥力、劳动力、化学药品和授粉作用）。利用这个生产函数，可以估算出由授粉作用对作物生产力的贡献比例，以及那些授粉者的经济价值。

第二，授粉模型并不包括授粉者种群的时间动态变化，因而不能评价这些种群是否适合目前的景观区域。相反，模型只是简单地提供了景观区域每个栅格单元中静态瞬时的传粉者数量，从而对筑巢位点和食物资源进行简单估计。一些影响野生蜂种群数量的因素，如栖息地干扰和典型的种群数量波动，没有考虑在内。

第三，模型在评估丰度时没有考虑生境斑块的大小。对于许多种类来说，有最小斑块面积的限制，小于该面积的斑块不能支持该种类长期生存。实践证明，小斑块支撑更少的野生蜂种类（Kremen et al. 2004），但是野生蜂也可以在相当小但条件适宜的生境中生存（Ricketts 2004）。

第四，传粉者很可能受到景观小尺度特征的影响。在分辨率为1公里甚至30米的标准土地覆被数据图上掌握这些信息是很难的。例如，在另一个不同生境的花源小斑块给野生蜂提供了重要的食物来源，但利用标准土地覆被图并不能识别出来。一些野生蜂还可以在面积小但是条件合适的地方筑巢（一条适合的道路旁或树洞）。对于每种分辨率为30米或更大像元的土地覆被类型，利用筑巢点或有效花源的平均值将不能辨识出那些小尺度但重要的花蜜资源区域。

最后，模型不包括人工管理的传粉者，如以获取蜂蜜为目的的蜜蜂。这些蜜蜂在盒装蜂巢中管理与饲养，可以在田间移动为各种作物授粉。InVEST的授粉模型专注于生活在景观区域内野生蜂传粉作用所提供的生态系统服务。人工管理传粉是这些生态系统服务的一种替代技术，就像水过滤厂替代了湿地和其它自然生态系统的净化服务一样。显然，任何自然资源的评估都需要考虑技术（荣过滤工厂、人工饲养的蜜蜂）的投资成本和效益以及那些投资到自然资本的成本和效益（湿地、野生蜂传粉）。

#### 5.6.4 数据需求

该模型使用五种形式的输入数据（3个必选，两个可选）：

##### 1. 当前土地覆被图（必选）

GIS栅格数据集，每个栅格单元赋予一种土地利用/土地覆盖类型并编码。数据需以米为单位定义投影。该图层必需有足够的分辨率（足够小的栅格大小）以展示野生蜂在景观上的运动信息。如果野生蜂平均飞行800米，而栅格边长为1000米，模型将无法充分表现蜜蜂从筑巢点到邻近农地的运动信息。

文件名：任意文件名，但避免空格符（例如：lulc\_samp\_curr）

格式：标准GIS栅格文件（例如：ESRI GRID或IMG），用LULC类型的赋予值来编码每个栅格单元（例如，1表示森林，3表示草地等）。这个LULC类型的赋予值必须与以下表格中描述的LULC类型的编码相匹配。这个表格可以添加字段，但是仅仅在这个分析中的字段是LULC类型的编码。

模型同样还需要该土地覆被图的两项信息，虽然其是可选项，但它会在工作界面中提示。

1) LULC图的年份（可选）。可以指明LULC图的年份，指定模型在不同的时间段进行运行（即未来情景设想）。

2) 模型运行需要的分辨率（可选）。可以设定比原LULC图更大的分辨率，指定模型在这个新的分辨率下重新取样以加快运行。例如，可以用30米分辨率的LULC图设定在200米的分辨率下来运行模型。如果将这一栏空白，模型将以原LULC图的分辨率执行分析（模型默认）。注意：不能设定比原栅格图更高的分辨率。

3) 农业土地覆盖和土地利用类型（可选）。可以具体明确LULC类型，以代表依赖于或者受益于野生蜂授粉作用的农业地块。这样做可以限定计算仅仅指定农场的传粉者丰度。例如以格式2, 9, 13等输入LULC的值。如果没有详细说明农业类型，然后农田丰度图将在整个景观区域进行计算（默认）。参考Klein et al. 2007的作物清单以及它们对传粉者依赖程度的水平。

## 2. 传粉物种或功能团的表格（必选）

表格中包含关于每一种需要模拟的传粉物种或功能团信息。传粉功能团是指一组具有相同筑巢行为的蜂类物种。它们可能选择在地面上、树洞里或者其他特征生境上筑巢。如果多个物种被认为是重要的传粉者，或者如果根据飞行季节、筑巢需求和飞行距离的不同，将需要分别提供数据信息。如果很少或者没有数据可利用，对于整个传粉者的群落，可以用平均值或者专家建议来设定一个单独的主要传粉者。

文件名：任意文件名，但避免空格符。

文件类型：数据表\*.dbf，Excel 工作表 (\*.xls, .xlsx)， or Ms Access 表 (\*.mdb, .accdb)。如果使用ArcGIS 9.2x，就需要用.xls or .mdb files. Excel 2007 (.xlsx) and Ms Access 2007 (.accdb) 只能在ArcGIS 9.3x下使用。

行：每一行是单独唯一的传粉物种或者传粉功能团。

列：包括每一传粉物种或者传粉功能团的数据。

列的顺序可变，但是名字应该按照下面规则来命名（斜体字部分可根据含义自定义，但必需与其它表中的名称一致）。

1) *Species*: 物种或功能团名称。注意：物种名称可以用数值编码和命名。这些模型根据每个物种名的首写4个字母来编码产生输出(如Andr for *Andrena nivalis*)。因此，每一个物种和功能团应该用4个字母做唯一的标识。

2) *NS\_nest1*, *NS\_nest2*, 等：每种传粉者的筑巢功能团。输入值为0或1。1代表已利用的筑巢类型，0代表未利用的筑巢类型。如果一种传粉者属于多元筑巢功能团，那么用1s表明所有相匹配的筑巢类型。筑巢类型包括地面筑巢和树洞筑巢等。

3) *FS\_season1*, *FS\_season2*, 等：植物季节的传粉者活动行为(花季)。输入值从0到1，1代表传粉物种或功能团的行为最活跃的时间，0代表无活动。中间值是与季节性相关的活动。一个给定的传粉物种在所有季节的活动水平总和为1。为每一个季节创建一列。季节可能是春天、夏天和秋天；潮湿和干燥等。

4) *Alpha*: 每种传粉物种或者功能团觅食采花所飞行的平均距离(特定距离)。距离以米为单位。InVEST的授粉模型用这个距离值来确定给定栅格单元到周边有效花源的邻近距离。并且将农场上的花源和传粉者丰度总和赋予权重值。基于传粉者飞行距离与个体大小的简单异速生长关系，可以确定一种特定传粉者的觅食距离(参考Greenleaf et al. 2007)。

例子：假定研究四个种类。有两个主要的筑巢类型，“洞穴”和“地面”。种类A全为洞穴筑巢，种类B和D全为地面筑巢，种类C两种类型都有。这里全年只有一个开花季节，这个季节里所有种类都活动。特定的飞行距离以米为单位(Alpha)，其物种之间的差异很大。

Species	NS_cavity	NS_ground	FS_allyear	Alpha
A	1	0	1	1490
B	0	1	1	38
C	1	1	1	890
D	0	1	1	84

### 3. 土地覆盖属性表(必选)。

该表包含在土地利用/土地覆被图中每一类数据(见前面1中描述)。所需数据是相对指标而非绝对数值，其数值范围为0~1。数据可以由田间调查得到，如果资料难以获得也可通过专家评估获得。

文件名：任意文件名，但避免空格符。

文件类型：数据表\*.dbf，Excel 工资表(\*.xls, \*.xlsx)，or Ms Access 表(\*.mdb, \*.accdb)。如果使用ArcGIS 9.2x，就需要用.xls or .mdb files. Excel 2007 (.xlsx) and Ms Access 2007 (.accdb) 只能在ArcGIS 9.3x下使用。

行：每行是不同的LULC类型。

列：每列包含每个LULC类型不同的属性，必须按以下规则命名。

1) LULC：土地利用和土地覆盖类型编码。LULC编码必须和土地利用/土地覆被类型编码一致。

LULCname：土地利用和土地覆被类型的描述性名称（可选）。

3) N\_nest1, N\_nest2, 等：筑巢类型1, 2等可用性的相对指数。在每个土地利用和土地覆被类型中，数值范围从0到1。设定最适筑巢生境的LULC类型为1，其它土地类型为最大值的相对比例。名称的斜体字部分必需与传粉者种类或功能团文件表中的名称保持一致（见前面2中描述），如NS\_nest1等。

4) F\_season1, F\_season2, 等：季节1, 季节2等，每个土地利用和土地覆被类型中花的相对丰度（0-1）。当估算每种LULC类型的相对植物花丰度时，有两个方面需要考虑：植物花丰度的百分比或者植物花覆盖范围的比例；每个季节开花的时间历期。例如，一种土地覆盖类型由包含100%的多花作物组成，其在整个季节都开花，80%的植物丰度覆盖。这个类型的植物花适合度值为0.8。一种土地覆盖类型在一半的季节开花，80%的植物丰度覆盖。这个类型的植物花适合度值为0.4。名称的斜体字部分必需与传粉者种类或功能团文件表中的名称保持一致（见前面2中描述），如FS\_nest1等。

例子：同样假设研究五个土地利用和土地覆被类型。类型1（森林）包含最大的筑巢位点可用性，其有两种筑巢类型（“洞穴”和“地面”）。在一个（简化的，整年的）开花季节，花源在五种种境类型上有很大的差别。注意：这个表和传粉者物种或功能团表中的列名称应保持一致。

LULC	LULCname	N_cavity	N_ground	F_allyear
1	Forest	1	1	1
2	Coffee	0.2	0.1	0.5
3	Pasture/grass	0.2	0.1	0.3
4	Shrub/undergrowth	0.2	0.1	0.2
5	Open/urban	0.2	0.1	0.3

在这个例子中的咖啡农业用地，有多年生植物和具有一些洞穴和地面的筑巢资源。在更加频繁受到干扰的一年一期的作物系统，筑巢资源可能是0。在大型单一种植的作物系统中，花蜜资源仅仅在单个作物的开花期才能得以利用，这个时期可能是简短的几个星期，因而不能为授粉者提供可靠的资源。关于花蜜和筑巢资源，我们需要认真考虑感兴趣的作物系统实际上能提供什么样子花蜜和筑巢资源。这个问题很重要。因为作物用地可作为传粉者的一种资源，如果高估了作物用地的价值，将会低估自然生境对传粉者的价值。如果不同的作物田有不同的作物系统以及不同的传粉者资源的相对量，有一个好的方法是对土地利用图进行重新分类，即对每一个作物系统创建一个不同的土地利用类型。

#### 4. 半饱和常数（可选）。

模型同样可以提示输入半饱和常数。当计算传粉者服务价值图时，需要用到这个常数。这个常数将传粉者供应转换为产量。它表示依赖传粉者的作物产量达到50%所需要的传粉者丰度。建议用户应用以前研究所得出的默认值(0.125, Lonsdorf et al 2009)，除非有数据证明需要改变。这个值必须大于0，然而这个值一般不很难大于0.2。

#### 5. 未来情景设想（可选）。

为了评估授粉服务在未来情景下的变化，需要了解在未来的时间点上未来土地覆盖图（连同该年的描述）。栅格数据集应该和当前土地覆被图的格式要求相同（数据输入1）。这个LULC图能够反映土地管理政策的变化，土地利用变化的趋势（如农业扩张、城镇化和生境保护的增加）。

### 5.6.5 运行模型

传粉模型可以作为独立应用程序，从Windows系统的启动菜单打开。对于 Windows 7 操作系统或者更早的操作系统版本，传粉模型的启动路径是：所有程序-> InVEST +VERSION+ -> Pollination。Windows 8操作系统的用户可以按windows启动键，然后输入“pollination”以改进的应用程序列表。这个独立的程序也可以直接在InVEST安装的子目录下找到，子目录为：

invest-3\_x86/invest\_pollination.ex。

#### 模型中查看结果

当成功的完成模型分析，文件浏览窗口将模型在运行时打开结果输出工作空间。这个目录包括一个由模型产生的输出文件夹。这些文件可以利用任何GIS工具查看，如ArcGIS或者QGIS。这个文件在以下解释结果章节有描述。

### 5.6.6 解释结果

#### 最终结果

最终结果保存在这个模型设置的工作目录“output”文件夹中。

**Parameter log:** 参数日志。包括模型运行的每次时间。文本文件(.txt)出现在Output文件中。这个文件将列出模型运行的参数值，它能够根据这个服务、日期、时间和后缀来命名。

**sup\_tot\_cur:** 这是一个传粉者丰度指数图，它将所有的野生蜂物种和功能团的值相加。它代表景观区域中在每个栅格单元上筑巢的授粉者物种潜在丰度指数，假设筑巢位置和附近的花蜜（食物）资源的可用。

**sup\_tot\_fut:** 与上条相同，如有提供，这个是为了绘制未来情景的土地覆盖图。

**frm\_avg\_cur:** 这是一张在景观区域中每个农业单元上的授粉服务图。它依据所有野生蜂物种和功能团的平均值而估算出。它代表访问每个农场位点的潜在平均授粉者丰度。

**frm\_avg\_fut:** 与上条相同，如有提供，这个是为了绘制未来情景的土地覆盖图。

**sup\_val\_cur:** 这是一张传粉者服务价值图。它是在每个农业单元对邻近周边作物生产的传粉者“供应”相对值。利用起作用的传粉者飞行范围，通过分配在文件 **frm\_val\_cur**（中间结果）中的值来追溯周边的传粉者来源，从而推导出这个数值指数。

**sup\_val\_fut:** 与上条相同，如有提供，这个是为了绘制未来情景的土地覆盖图。

### 中间结果

同样可以检验中间结果。这些文件可以帮助明确最终结果中分布模式的原因。在特定模块的工作空间内能够找到 **Intermediate** 文件夹。

**hn\_<beename>\_cur:** 这是一张对每种传粉者筑巢位置的可利用性图。这张图取决于为每种 LULC 类型上每种筑巢类型的可利用性所提供的数值和为每种蜂类物种的筑巢生境所提供的数值。实际上地图上的值是根据两个提供的数据简化的结果（以上例子的表中，物种是 A 在咖啡农业单元上完全是穴居筑巢者， $1 \times 0.2 = 0.2$ ）。（注：每个文件名的“<beename>”部分将由数据集 #2 中 ‘Species’ 列的 4 个首写字母构建，因此要确保这些 4 个字母能够对每种传粉物种或功能团进行唯一标识）。

**hn\_<beename>\_fut:** 与上条相同，如有提供，这个是为了绘制未来情景的土地覆盖图。

**hf\_<beename>\_cur:** 这是一张每种传粉物种在邻近周边的每个栅格单元上花蜜资源可利用性地图。每个单元的数值是周边花蜜数值的总和，其邻近单元的权重值大于较远单元的权重值。这个总和采用以相当于蜜蜂特定飞行距离为半径邻近范围计算而得来（飞行距离见数据集 #2 中的 ‘Alpha’）。

**hf\_<beename>\_fut:** 与上条相同，如有提供，这个是为了绘制未来情景的土地覆盖图。

**sup\_<beename>\_cur:** 这是一张对每种物种或功能团的传粉者丰度指数地图。在分析中每种物种或功能团有不同的地图。这张地图代表景观区域中筑巢在每个栅格单元上授粉者物种的潜在丰度指数，假设筑巢位置和附近的花蜜（食物）资源的可用。

**sup\_<beename>\_fut:** 与上条相同，如有提供，这个是为了绘制未来情景的土地覆盖图。

**frm\_<beename>\_cur:** 这是一张景观区域内每个农业单元上每种蜂类物种或功能团丰度指数地图。在分析的时候每种物种或功能团都有不同的地图。如果没有明确农业类型，因而在LULC图中每个栅格单元（土地覆盖类型）可能包括不同的数值。

**frm\_<beename>\_fut:** 与上条相同，如有提供，这个是为了绘制未来情景的土地覆盖图。

**frm\_val\_cur:** 这是一张“农田价值”地图，在每个农业单元上由于野生传粉者的授粉作用对作物生产的相对价值。根据frm\_ave\_cur文件转换形式，利用简单饱和和生产函数将丰度单位转换成数值单位。依据作物生产来看，它表示野生传粉者的贡献。单位不是美元本身，而这个指数是经济价值的相对测度。

**frm\_val\_fut:** 与上条相同，如有提供，这个是为了绘制未来情景的土地覆盖图。

### 5.6.7 附录：数据源

全球重要作物和它们依赖的授粉者明细列表（Klein et al. 2007）。

### 5.6.8 参考文献

- Allen-Wardell, G., P. Bernhardt, R. Bitner, A. Burquez, S. Buchmann, J. Cane, PA Cox, V. Dalton, P. Feinsinger, M. Ingram, D. Inouye, CE Jones, K. Kennedy, P. Kevan, and H. Koopowitz. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology* 12: 8-17.
- Cane, JH. 1997. Lifetime monetary value of individual pollinators: the bee *habropoda laboriosa* at rabbiteye blueberry (*vaccinium ashei* reade). *Acta Horticulturae* 446: 67-70.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, RV O'Neill, J. Paruelo, RG Raskin, P. Sutton, and M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Free, JB. 1993. *Insect pollination of crops*. Academic Press, London.
- Greenleaf, SS, NM Williams, R. Winfree, and C. Kremen. 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153: 589-596.
- Greenleaf, SS, and C. Kremen. 2006. Wild bee species increase tomato production and respond differently to surrounding land use in Northern California. *Biological Conservation* 133:81-87.
- Klein, AM, BE Vaissiere, JH Cane, I. Steffan-Dewenter, SA Cunningham, C. Kremen, and T. Tscharntke. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274: 303-313.
- Kremen, C., NM Williams, RL Bugg, JP Fay, and RW Thorp. 2004. The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters* 7: 1109-1119.
- Lonsdorf, E., C. Kremen, T. Ricketts, R. Winfree, N. Williams, and SS Greenleaf. 2009. Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany* 1: 12 online [http://aob.oxfordjournals.org/content/103/9/1589.abstract?sid=b0f6fc9e-bd52-4bec-8248-50e56b78344d]
- Lonsdorf, E., TH Ricketts, CM Kremen, NM Williams, and S. Greenleaf. in press. Pollination services in P. Kareiva,
- TH Ricketts, GC Daily, H. Tallis, and S. Polasky, eds. *The theory and practice of ecosystem service valuation*.

- Losey, JE, and M. Vaughan. 2006. The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience* 56: 311-323.
- Nabhan, GP, and SL Buchmann. 1997. Services provided by pollinators. Pages 133-150 in GC Daily, ed. *Nature's services*. Island Press, Washington, D.C.
- Priess, JA, M. Mimler, AM Klein, S. Schwarze, T. Tschardt, and I. Steffan-Dewenter. 2007. Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems. *Ecological Applications* 17: 407-417.
- Ricketts, TH. 2004. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology* 18: 1262-1271.
- Ricketts, TH, NM Williams, and MM Mayfield. 2006. Connectivity and ecosystem services: crop pollination in agricultural landscapes. Pages 255-289 in M. Sanjayan and K. Crooks, eds. *Connectivity for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Roubik, DW, and M. Aluja. 1983. Flight ranges of *Melipona* and *Trigona* in tropical forest. *Journal of the Kansas Entomological Society* 56: 217-222.
- Southwick, EE, and L. Southwick. 1992. Estimating the economic value of honey-bees (Hymenoptera; Apidae) as agricultural pollinators in the United States. *Journal of Economic Entomology* 85: 621-633.
- Winfree, R., J. Dushoff, EE Crone, CB Schultz, RV Budny, NM Williams, and C. Kremen. 2005. Testing simple indices of habitat proximity. *American Naturalist* 165(6): 707-717.

## 5.7 无障碍的视野：景区质量提供

### 5.7.1 概要

海洋和沿海海景的自然景观有助于在许多方面提高当地群体的福祉。通过吸引支持本地企业的游客，景区设施在增强本地经济方面发挥了重要作用。地方产权的价值部分取决于其位置的属性特征，景观往往增加地方产权价值（(Sanders and Polasky 2009, Bourassa et al. 2004, Benson et al. 2004)。当地社区和居民常常被景观吸引，并且对威胁到现有景观、损坏景观行为表现出强烈的反对意见(Ladenburg and Dubgaard 2009, Haggett 2011)。InVEST景区质量模型允许用户确定可以看到近岸或离岸景观的位置。它产生的视域图可以用来识别新的离岸开发的可视化足迹。视域模型的输入包括：地形和水深、感兴趣的海上设施的位置、以及观赏者的位置（例如：人口中心、或感兴趣的领域，比如公园或小径）。该模型不会量化视域改变的经济影响，但它可以用于在更详细的评估研究中的视域度量计算。该模型的一个关键限制是：目前它并未考虑植被或土地基础设施限制陆地区域的可能方式，这些陆地区域会在视觉上受到离岸开发的影响。

### 5.7.2 景区质量评估单独 Beta 测试版

目前我们正在开发下一代InVEST (3.0)平台，将其部分作为标准InVEST模型。您可以通过Windows开始菜单->所有程序->InVEST+版本+ ->风景质量来尝试使用景区质量3.0版本。接口不需要ArcGIS，并且可以使用任何GIS工具，包括ArcGIS、

QuantumGIS等等，来查看结果。

在InVEST的早期版本中，这个工具并没有衡量可视化方面的不便性（即评估）的经济影响。新的3.0版本进行了评估，用户可以注意到新的评估参数的新选项卡，但是除了将该模型的先前版本的所有参数重组的通用选项卡。

### 5.7.3 简介

人类活动越来越多地控制沿海生态系统。这种逐渐增多的人类活动会危害到沿海和海洋地区相关的独特风景质量。海岸线和“海景”是一种重要的经济资产，可以吸引游客来此旅游和休闲，为海岸附近的居民带来一定的生活质量。附近和离岸开发的项目经常引起相当大的关注，当地社区通常会评估自然海景的内在美。视觉影响属于外部影响，除非被测量或考虑，否则不会成为权衡新的沿海开发的成本和效益的计算因素。使用视域范围分析的应用程序，其范围可从水产养殖设施的选址一直到旅游活动的空间竞争的最小化 (Perez 2003)，以及海上风力项目的海景和海岸线的能见度评估 (Environmental Design and Research 2006)。由于美丽的风景通常被认为是居住在海岸附近的人们的重要属性，同时也被认为是那些在沿海地区享受海洋和海洋环境的人们的主要属性，因此，沿海规划者可以将可视化设施的措施以及（或者是）不利条件的措施整合到更广泛的政策讨论和规划执行中。因为大多数视域范围分析的应用程序均涉及到检查新设施的负面影响，因此，InVEST景区质量模型内的语言假定风景对象会对风景产生负面影响。然而，对于观察这些开发设施的积极解释可以包含在模型结果的解释中。

InVEST景区质量模型以一种简单的方式为用户提供了近岸和离岸开发建议之间的潜在权衡信息以及这些项目的可视化影响。该模型生成的视域范围地图可以用来确定最有可能通过海景添加造成直接影响的沿海地区。它们可以作为更为广泛分析的价值投入，其中考虑了一系列的海洋环境所提供的服务。

这个模型可以用来计算成本与海外相关视觉影响，随着设施的位置离岸越来越远这些费用可能会减少，而安装和操作的成本随与海岸线的距离增加而增加。一些估值研究,探索海外开发项目造成的视觉不舒服表现出复杂的景象。最近一项研究发现，一个海上风力发电项目造成的视觉不舒服导致个人生活沿着海岸外部成本从27美元提高至80美元 (Krueger et al. 2010)。相比之下, Firestone et al. (2009)发现,公众接受海洋可再生能源项目的增长和争议可能低于预期。

### 5.7.4 模型

景区质量模型提供了周围风景或海景的离岸对象的可见性信息。离岸和近岸开发项目，例如，波可再生能源设施或水产养殖设施，有可能影响视觉设施，这些设施是许多沿海地区的一个重要特征。视域范围分析的结果可以帮助决策者识别哪些领域的

视觉影响可能会成为规划的一个重要因素。

模型输入被归入两个选项卡中：通用选项卡具备运行视域范围计算所需的所有条目，例如DEM位置，以及确定造成视觉影像的站点位置创建点。评估选项卡可以允许用户选择评估功能的函数形式及其参数。然后，视域范围分析会通过一个用户定义的兴趣的区域(AOI)得以计算。

该模型将创建多达四个输出，可用于评估添加到海洋环境中的任何类型的设备的可视化影像。第一个输出，“vshed”，是一个基于任何给定像素条件下的视觉质量的估值栅格。如果估值设置为常数1，与观看距离相互独立，那么栅格会减少至记录中的、陆地上或海景上的给定栅格单元的站点数量（例如波能源设施或水产养殖农场）。然后将这些单元通过分位数进行分类，生成“vshed\_qual”，其类别划分如下：①不受影响，②低视觉冲击/高视觉质量，③温和的视觉冲击/中等视觉质量，④高视觉冲击/低视觉质量，⑤非常高的视觉冲击/较差的视觉质量。

第三个输出可计算任何设施的视域范围内的常住人口。该模型使用带有全球人口栅格数据(CIESIN 2004) 的全球城乡测绘项目 (GRUMP) 来计算未受设施(或设备)影响的居民数量以及所住区域至少处于一个设施的视域范围内的居民的数量。在输出文件夹中可以找到“populationStats.html”，其中将人口计数”编织成了表格。用户应该注意，这个全球可用人口数据并未考虑一个区域内的季节性或日常用户。或者，您可以提供您自己的人口栅格数据。

最后一个可选输出允许检验特别关注的相关区域的视觉影响（例如公园、小径、海洋保护区）。它使用一组用户自定义的多边形矢量文件，并计算在每个多边形区域内的百分比，每个多边形区域中至少有一个离岸站点是可见的。然后，将每个多边形进行分类，分类的标准是受到离岸发展的可视化影像的多边形区域的百分比。这些结果可以用来识别区域，并根据视觉影响对区域进行排序。

在每个计算步骤上，对每个特征X均会创建一个附加文件：——visibility\_X.tif是从特征X中计算得出的区光栅格 - distance\_X.tif是distance\_X.tif中与跨过可见区域的特征X之间的距离的米数 - viewshed\_X.tif 是将计算函数应用于距离之后，从distance\_X.tif中计算得出的 - vshed\_X.tif 是按照与特征X相关系数进行测量的viewshed\_X.tif。如果没有指定系数，该模型会假定系数为1.0，在这种情况下，vshed\_X.tif 等同于viewshed\_X.tif。vshed.tif文件是每个单独的sched\_X.tif的总和。

### 作用原理

InVEST景区质量模型通过以下四个步骤计算景观功能的视觉影响：

1. 可见性计算：该模型计算了每个点特性X的可见性栅格 (visibility\_X.tif)。它实现了一种简单的视线算法，该算法仅计算了观察点到周边栅格单元中心沿线的能见度。

2. 估值：该模型对于使用点要素(viewshed\_X.tif)距离的能见度栅格应用了估值函数（或者是对数式、或者是三阶多项式）。

3. 权重：新的创建点上的每个功能均具有一个多项式系数，用于计算估值功能返回的值(vshed\_X.tif)。

4. 总结：归纳加权栅格，生成视觉影响输出栅格vshed.tif。

该估值函数或者是对数式的：

$$f(x) = a + b \cdot \log(x) \quad (5.17)$$

或者是三阶多项式

$$f(x) = a + b \cdot x + c \cdot x^2 + d \cdot x^3 \quad (5.18)$$

其中x是单元中心与一个点要素之间的距离，a、b、c、d为系数。使用默认参数值(a = 1, b = c = d = 0)，该模型可以计算一个聚合视域范围。估值函数可以计算最高估值默认为8000米的半径。对于较短的距离，对数和多项式公式可能将其降至不切实际的高值。为了避免这种情况，该模型使用了一个线性函数l(x)：

$$l(x) = A \cdot x + B \quad (5.19)$$

其中A = f(1000)，B = f(1000)。由于函数量化的是美元数额，因此其数值范围应大于0。该模型将测试该函数在最大半径处是否为正，如果不是，会返回错误信息。

### 5.7.5 限制和简化

包含在景区质量模型中的全球DEM并未考虑树木、建筑、或其他使得视图模糊的结构。如果用户拥有可以代表树、建筑、或其他障碍物（及其高度）的位置的栅格层，这些信息可以被纳入DEM，来创建一个更为逼真的表面来使得景观变得模糊或清晰。该模型考虑了地球曲率对视线的限制，但并没有限制默认设置中不同大小和质量的物体对人眼可见的距离。只要具有可以从特定的DEM网格单元与任何近海点之间计算得出的直线向量，该网格单元即被视为可见。如果使用默认设置来解释远海位置的设施的视域范围影响地图，那么应该慎重考虑以上问题。然而，用户可以提供一个外半径，从而可以在从每个离岸开发站点识别可见区域时限制搜索距离。

### 5.7.6 数据需求

该模型的界面由两个选项卡组成，通用选项卡和估值选项卡。前者包含所有必要的输入，从而可以运行基本视域范围分析（没有估值），以及人口数据和具体影响领域的其他输入。后者包含了估值相关的输入。这里我们详细描述每个选项。

## 通用选项卡

- ◇ 工作区 (Workspace) (必要)。用户需要指定一个工作区文件夹路径。建议用户为每个运行模型建立一个新文件夹。例如，通过在“景区——质量”文件夹中创建一个名为“runBC”的文件夹，该模型将在这个“runBC”工作区中创建“中间”和“输出”文件夹。“中间”文件夹将从中间流程中划分数据。该模型的最终输出将被存储在“输出”文件夹中。

名称：工作区文件夹路径。字段中无空格。

路径示例： \InVEST\ScenicQuality\runBC

- ◇ 兴趣区域 (Area of Interest ) (AOI) (必要)。AOI指示用来剪辑输入数据和分析程度的模型。用户可以创建一个多边形矢量文件来定义他们的感兴趣的区域。AOI必须与数字高程模型(DEM)相交。

文件类型： polygon shapefile (.shp)

路径示例： \InVEST\ScenicQuality\AOI\_WCVI.shp

- ◇ 单元大小 (Cell Size) (米) (可选)。它确定的是模型运行的空间分辨率以及总结结果的空间分辨率。例如，如果您想要运行模型，在100m x 100m的网格单元比例下查看结果，那么可以输入“100”。“您只能定义一个分辨率，等于或大致相当于当前DEM (输入# 4) 建立的模型的原始分辨率。如果您想要运行模型，并在当前DEM的分辨率上 (模型的原始分辨率) 生成输出，您可以保持输入字段空白。比例越接近 (数量更大)，模型运行得越快。

类型： 文本串 (直接输入至界面中)

示例： (默认)： 500

- ◇ 要素影响景区质量 (必要)。用户必须指定一个显示破坏景观质量的对象的位置的点要素层，例如水产养殖或波能源设施。用户希望在他们的分析中包含的多边形(例如：轮廓鲜明的)必须将多边形矢量文件转换为点均匀间隔的网格。

文件类型： point shapefile (.shp)

示例路径:\InVEST\ScenicQuality\AquaWEM\_points.shp

该模型将分别计算每个特征的视域范围，并将它们聚合成一个综合视域范围。用户可以最多指定三个字段 (所有字段均是可选的) 来分配最大的观看距离、视域范围重要性系数、或者是每个要素的视点高度：

- 最大观看距离：名为“半径” (优先考虑、不分大小写) 或“RADIUS2” (保持向后兼容性) 的整数字段指定了从视点出发的视线的最大长度，以米为单位。

这个值可以为正（优先）或为负（保持向后兼容性），但是被转换为一个正数。如果该字段不存在，则该模型假定其为8000米（8公里）。

- 视域范围重要度系数：用户可以向每个视域范围指定一个重要度，其中可以通过使用存储在字段“多项式系数”中的实数（正数或负数）来估计。如果该字段不存在，该模型假定一个系数是1.0。
- 视点高度：每个特性高度离地面可以指定作为一个正实数领域的“高度”。默认值是0.0,如果字段不存在。
- ◇ 数字高程模型(DEM)(必要)。综合栅格层要求进行视域范围分析。高程数据可以使得模型确定感兴趣区域的陆地-海景内的面积，其中输入#4中的要素是可见的。

格式：标准GIS栅格文件（例如：ESRI GRID 或IMG），带有高程值。

样本数据集：

`\InVEST\ScenicQuality\Base_Data\Marine\DEMs\claybark_dem`

- ◇ 折射率系数(必要)。地球曲率校正选项可以纠正地球曲率和可见光在空气中的折射。空气密度变化使得向下的光线弯曲，从而观察者可以进一步查看，地表出现较少的弯曲。尽管这种影响的大小随大气条件而变化，但是一个标准的经验法则是，可见光的折射会将地球表面曲率减少七分之一。默认情况下，此模型会修正地球曲率，并将折射率系数设置为0.13。

格式：大小介于0到1之间的数字文本字符串

样本（默认）：0.13

- ◇ 人口栅格(必要)。综合栅格层需要确定感兴趣区域的陆地-海景内的人口，其中输入#4内的要素是可见和不可见的。

格式：标准GIS栅格文件（ESRI GRID），带有人口值

样本数据集（默认）：`\InVEST\Base_Data\Marine\Population\global_pop`

- ◇ 重叠分析功能(可选)。用户可以选择提供一个多边形特征层，他们可以在其中确定点（输入# 4）对视觉质量的影响。这个输入必须是一个多边形，以米为单位。该模型将使用该层来确定至少可以看到输入#4中的其中一个点的每个要素的总面积的百分比。

文件类型：polygon shapefile (.shp)

示例路径：`\InVEST\ScenicQuality\BC_parks.shp`

估值选项卡

◇ 估值函数。用户**希望**使用经济类型功能来量化设施的视觉影响。每个函数的系数可以在以下输入中进行指定。

格式：从下拉菜单中选取的一个项目

默认：多项式

◇ ‘a’系数。对数和多项式函数所使用的常数值（独立于距离x）。这里默认设置为1.0。

格式：数字文本字符串（直接输入到界面内）

默认：1.0

◇ ‘b’系数。对数和**多项式**形式使用的系数。它对多项式形式的一阶因素以及对数函数中的对数因子进行加权。这里的默认设置为0.0。

格式：数字文本字符串（直接输入到界面内）

默认：0.0

◇ ‘c’系数。多项式形式中仅针对二阶项加权的系数。如果用户选择对数估值函数，它没有任何影响。这里的默认设置为0.0。

格式：数字文本字符串（直接输入到界面内）

默认：0.0

◇ ‘d’系数。对三阶因素进行加权的系数。这里的默认设置为0.0。

格式：数字文本字符串（直接输入到界面内）

默认：0.0

◇ 最大估值半径。估值计算仅针对处于最大估值半径范围以内的单元。最大半径是一个正数，以米为单位。

格式：数字文本字符串（直接输入到界面内）

默认：8000.0

### 5.7.7 运行模型

该模型可作为一个独立的应用程序，可以从Windows开始菜单中查找。对于Windows 7或更早的版本，可以按下列步骤查找：所有程序->InVEST +版本+ ->风景质量。对于单机电脑，也可以在子目录invest-3\_x86 / invest\_scenic\_quality.exe的InVEST安装目录中直接找到。

**查看模型输出**

在成功完成模型之后，文件资源管理器窗口就会打开运行模型中指定的输出工作区。这个目录包含保存该模型生成文件的输出文件夹。可以在任何GIS工具中查看这些文件，例如ArcGIS或QGIS。在解释结果一节中会对这些文件进行以下描述。

## 最终结果

### 输出文件夹

#### ● output \vshed\_qual

该栅格层包含一个字段，其中将兴趣区域内的视觉质量按四分位进行分类。视觉质量级别包括：未受影响（没有视觉冲击）、较高（低视觉冲击）、中等（温和的视觉冲击、较低（高视觉冲击）、非常低（高视觉冲击）。

另外，每个视觉质量级别的站点可见范围会在输出属性表中有所指定。

可以通过从文件“\ScenicQual-ity\Input\vshed\_qual.lyr”中导入符号体系来将这一层符号化。

#### ● output\vshed

该栅格层是在视域范围工具运行后的原始输出。它包含了从0到地面或海景的每个单元的可见点总数范围内的值。例如，所有值为“4”的单元均表明在这个位置上有4个可见点。

为了比较情景运行，可以使用该层，而不是vshed\_qual。通过计算多个运行“vshed”输出之间的区别，用户可以按情景评估视觉质量的变化。

#### ● output \vp\_overlap.shp

这个多边形矢量文件包含一个名为“AreaVShed”的字段，该字段显示了每个多边形内的面积百分比，也就是至少有一个对风景质量有负面影响的点是可见的与多边形的总面积之间的百分比。

这一层很容易被导入符号象征着从文件输入“\ ScenicQual-密度\vp\_overlap.lyr”

#### ● output \populationStats.html

这个html文件包含了一个表格，表明在感兴趣区域内的近似人数：1)未受影响的(没有对风景质量造成负面影响的站点是可见的)，2)受影响的(一个或多个站点是可见的)。

#### ● scenic\_quality\_log-[yr-mon-day-hour-min-sec].txt

每次模型运行时，均会在工作区文件夹内显示文本文件。该文件会列出运行的参数值，并根据日期和时间进行命名。

### 中间文件夹

- **intermediate\aoi\_dem**

再次感投影兴趣区域来匹配数字高程模型的规划。用于调整数字高程模型的感兴趣区域。

- **intermediate\dem\_vs**

使用aoi\_dem来调整数字高程模型和感兴趣区域。

- **intermediate\dem\_vs\_re**

近似于数字高程模型的栅格，负向高度设置为0。

- **intermediate\vshed\_bool**

栅格，其中只有被视域范围横跨的像素设置为1，其他设置为0。

- **intermediate\aoi\_pop**

再次投影感兴趣区域来匹配人口层的规划。用于调整人口层的感兴趣区域。

- **intermediate\pop\_clip**

调整人口栅格的感兴趣区域。

- **intermediate\pop\_prj**

调整人口栅格，再次映射到原始人口层上。

- **intermediate\pop\_vs**

再次取样人口栅格，适应用户自定义的单元大小，有感兴趣区域匹配。

## 5.7.8 参考文献

Benson E., Hansen, J., Schwartz, A., and Smersh, G., 1998. Pricing residential amenities: the value of a view. *Journal of Real Estate Research*, 16: 55-73.

Bourassa, S., Hoesli, M. and Sun, J. 2004. What's in a view? *Environment and Planning A*. 36(8): 1427-1450

Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), Columbia University; International Food Policy Research Institute (IFPRI); The World Bank; and Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). 2004. Global Rural-Urban Mapping Project (GRUMP), Alpha Version: Population Grids. Palisades, NY: Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Columbia University. Available at

<http://sedac.ciesin.columbia.edu/gpw>. (downloaded on 1/6/2011).

Environmental Design and Research, P.C. 2006. Seascape and shoreline visibility assessment. Cape Wind Energy Project. Cape Cod, Martha's Vineyard, and Nantucket, Massachusetts. Prepared for Cape Wind Associates, L.L.C. Boston, Mass. Syracuse, N.Y. July 2006.

Firestone, J., Kempton, W. & Krueger, A., 2009. Public acceptance of offshore wind power projects in the USA. *Wind Energy*, 12(2):183-202.

Haggett, C. 2011. Understanding public responses to offshore wind power. *Energy Policy*. 39: 503-510.

Krueger, A., Parson, G., and Firestone, J., 2010. Valuing the visual disamenity of offshore wind power at

varying distances from the shore: An application of on the Delaware shoreline. Working paper. Available at: [http://works.bepress.com/george\\_parsons/doctype.html](http://works.bepress.com/george_parsons/doctype.html).

Ladenburg, J. & Dubgaard, A., 2009. Preferences of coastal zone user groups regarding the siting of offshore wind farms. *Ocean & Coastal Management*, 52(5): 233-242.

Perez, O.M., Telfer, T.C. & Ross, L.G., 2005. Geographical information systems-based models for offshore floating marine fish cage aquaculture site selection in Tenerife, Canary Islands. *Aquaculture Research*, 36(10):946-961.

Sander, H.A. & Polasky, S., 2009. The value of views and open space: Estimates from a hedonic pricing model for Ramsey County, Minnesota, USA. *Land Use Policy*, 26(3):837-845.

## 5.8 参观：休闲和旅游业

### 5.8.1 综述

休闲和旅游是许多国家和地方经济的重要组成部分，他们以多种方式积极影响着生活质量、地方感、社会联系、身体健康、学习、和其他无形资产。为了量化自然环境的价值，InVEST投资模型基于自然栖息地的位置和其他影响人们选择休闲地点的特性因素，预测了休闲的人员-天数的分布。该工具通过一个简单的线性回归估计了每个属性对访问率的贡献情况。如果缺少访问的历史数据，我们会使用访问代理来对模型参数化：发布在flickr网站上地理标记图片。使用照片-用户-天数的估计模式，该模型可以预测未来的自然要素的变化将会如何改变访问率。该工具输出绘制了娱乐用途的当前模式，同时显示了选择性情景下的未来使用模式。

### 5.8.2 简介

休闲和旅游是许多国家和地方经济的重要组成部分，他们以多种方式积极影响着生活质量、地方感、社会联系、身体健康、学习、和其他无形资产。研究休闲或旅游模式的一个关键原因是这个行业的经济意义。在2011年，旅行和旅游对全球国内生产总值(GDP)的总贡献值大约为60亿美元（占GDP的9%），预计到2022年，增长为10亿美元(World Travel and Tourism Council 2012)。当然，经济影响只是测量休闲和旅游重要性的一种方法。这些活动也是人类福祉的不同方面的至关重要的贡献者 (Russell et al. 2013)。例如，对许多人来说，户外休闲是一种精神体验(eg Trainor and Norgaard 1999)，而社会与大自然之间的互动有助于构建地方感(e.g. Willox et al. 2012)。

娱乐的一个不断增长的主要部分是它的“自然取向”，其中包括与自然环境之间的互动、或者是对自然环境的欣赏(Balmford et al. 2009)。对于这些类型的活动，环境特征影响着人们对于休闲地点、休闲时间、休闲方式的选择。例如，潜水员会根据水的清澈度、水的温度以及海洋生物的多样性来选择地点 (Williams and Polunin 2000, Uyerra et al. 2009)。鸟类观察家会被吸引到最好的地方来观察目标物种(Naidoo and Adamowicz 2005)，而这些地方的自然系统必然能够支撑相应的鸟类群体(Puhakka et al. 2011)。一些休闲活动会取决于环境属性，例如物种丰富度(Loureiro et al. 2012)、栖息

地的多样性(Neuvonen et al.2010, Loureiro et al. 2012)、降水情况(Loomis and Richardson 2006)、温度(Richardson and Loomis 2005)、以及其他属性, 比如基础设施和文化景点(Mills and Westover 1987, Hill and Courtney 2006)。

### 5.8.3 模型

InVEST模型的目的是, 基于自然栖息地的位置、可达性、以及其他影响人们选择休闲地点的建设特点, 例如道路, 来预测休闲的人员-天数的分布(Adamowicz et al. 2011)。该工具输出绘制了休闲用途的当前模式, 同时显示了选择性情景下的未来使用模式。

#### 作用原理

该工具通过一个简单的线性回归估计了风景属性对于访问率的贡献情况:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \dots + \beta_p x_{ip} \text{ for } i = 1 \dots n,$$

其中 $x_{ip}$ 是每个单元内的每个属性的覆盖范围, 该单元属于包含 $n$ 个单元的感兴趣区域 (AOI)。如果缺少访问 $y_i$ 的历史数据, 我们会使用访问代理来对模型参数化: 发布在flickr网站上地理标记图片 (更多相关信息请参考照片-用户-天数一节)。InVEST休闲模型会重新开始, 预测该区域内的休闲的人员-天数的分布。它通过使用地方属性来完成这一步骤, 例如自然特征 (如: 公园)、建设特征 (如: 道路)、以及人为使用 (如: 工业活动) 等等。

该工具首先通过对每个单元的照片-用户-天数进行自然对数平均, 将所有的 $y_i$ 值转化为对数值。然后, 通过简单线性回归来估计研究区域内的所有网格单元的每个属性对对数转换的访问率的影响。通过InVEST休闲情景工具, 这些估计( $\beta$ 值)可以用于其他的模型运行, 进而预测景观的未来变化将会如何改变访问率。该模型通过R(R核心团队2013)的lm函数执行普通最小二乘回归。

#### 照片-用户-天数

由于访问者数量的精细数据是以任何研究地区的一些特定地点为基础进行收集的, 因此我们假设可以通过上传至照片分享网站flickr的照片的年度工作量的总数来近似得出当前的访问情况。在flickr上的许多照片已经包含了一个特定的纬度/经度。使用这个位置信息、以及摄影师的用户名和照片拍摄日期, InVEST工具便可以计算用户在每个单元内拍摄至少一张照片所花费的年度天数, 然后向用户返回2005年至2012年的照片-用户-天数的平均年度数量。我们已经观察到, 每年访问一个地点的人数与在相同区域拍摄的照片的数量有关, 同时也与在836个世界游客景点中上传至flickr数据库的照片数量相关(Wood et al. 2013)。照片的密度会在空间上有所变化, 它影响了可以用于分析的单元大小 (参考初始工具: 单元大小)。

#### 预测变量

我们发现，经常考虑以下几大类中至少一个变量是非常有帮助的：自然资本（如栖息地、湖泊）、建立资本（如道路、酒店）、工业活动以及访问或成本（如：与主要机场之间的距离）。通常，代表每一类的单一变量可以解释照片-用户-天数中的大部分的变动原因。为了实现这个功能，该工具预置了几个可选的全球空间数据来源，其中包括陆地和海洋内的人口总量和自然栖息地（在数据需求中有所描述）。如果用户拥有与人们选择休闲地点相关的其他信息或替代属性，该工具还允许他们上传自己的空间数据（以任何向量数据提供格式）。

### 限制和简化

该模型并未预先假定任何预测变量会对访问情况有所影响。相反，该工具根据感兴趣地区的当前访问情况的空间因素，估计了每个预测变量的影响程度。每个单元的照片-人员-天数的值均可作为访问的代理测量，并且相对于所有单元的预测变量值有所退化。在随后的模型运行中，基于预测因素的空间配置，该工具使用在初始模型运行中计算得出的 $\beta$ 值来预测未来情景下的访问情况。这一步需要假定人们对模型中作为预测因素的属性的反应不会随着时间而改变。换句话说，在未来，人们将继续象当下的情况一样，因这些属性而吸引或排斥。

### 5.8.4 数据需求

以下列出了通过两个界面展示给用户的选项，以及内容和格式要求和所用模型的可选输入数据。关于如何规定数据格式以及获取数据的更多信息，请参考附录A。

#### 处施工具

- ◇ 工作区（Workspace）（必要）。用户必须指定一个工具创建结果文件的工作区文件夹路径。

名称：工作区文件夹路径。字段中无空格。

示例路径：\InVEST\Recreation\

- ◇ 感兴趣区域（Area of Interest）（必要）。这个**输入**为模型提供了感兴趣区域的地理形状。AOI必须进行预测（参考支持性投影），同时需要有一个相关的线性单元。AOI的范围用于创建网格（如果勾选此项，参见下文），同时仅包含感兴趣区域以内的单元。感兴趣区域的总面积必须小于800,000平方千米：

名称：文件可以以任何名称命名，但是中间不得出现空格。

文件类型：多边形shapefile (.shp)

- ◇ 网格类型（必要）。这个输入指定了网格单元的形状。矩形网格包含了与感兴趣区域的坐标系统平行的正方向。六角网格包含了长对角线平行于坐标系统的水平分量的六边形。

- ◇ 单元大小（必要）。这个输入指定了网格单元的大小。单元大小是与感兴趣区域相同线性单位。例如，如果感兴趣区域在一个单位为米的UTM投影内，那么单元大小参数的单位也为米。最小允许网格单元大小为3平方千米，感兴趣区域必须包含至少5个单元。

适当的大小和单元的数量取决于几个因素，包括研究目标和照片的密度，而照片的密度会因地区而有所不同。为了使模型计算出预测变量的影响（在作用原理中有所描述），用户必须选择一个足够大的单元尺寸，这样大部分的单元均会包含照片。我们建议用户在开始时使用范围在100-1000平方千米内的单元来运行模型。然后，迭代评估模型输出（解释结果中描述了grid.sh和regression\_summary.pdf），并且重新运行模型来确定一个适当的单元大小。

- ◇ 注释（可选）。这个输入允许在模型的输出中加入文本注释。
- ◇ 数据目录（可选）。用户可以指定一个包含其他作为预测因子的地理数据的数据文件夹（在作用原理中描述了xip值）。数据可以在一个地理或投影坐标系中，但必须是已知的，并且在投影文件中有所指定(.prj)。此外，如果指定了可选的分类表，那么地理数据是可以被分类的(.csv)(更多相关信息，请参见分类表):

名称：数据目录路径。字段中无空格

示例路径：\InVEST\Recreation\data\BC\pred

- ◇ 下载数据（可选）。用户可以选择已处理的预测因素，包括用户提供的预测因素和模型结果返回的预测因素。
- ◇ 全球默认数据（可选）。该工具提供了一些全球空间数据集，用户可以选择将其作为他们的感兴趣区域的预测变量。关于这些数据集的更多信息可以在附录A的默认预测部分查看。
- 2010人口(可选)。橡树岭国家实验室LandScan(2010)的人口数据。请注意，由于许可协议，这些数据未被包括在下载数据中。
- OSM点(可选)。公开街道地图(2012)点要素，分为文化、工业、自然、结构和其他要素。参考OSM分类。
- OSM线(可选)。公开街道地图(2012)线要素，分为文化、工业、自然、结构和其他要素。参考OSM分类。
- OSM多边形(可选)。公开街道地图(2012)多边形要素，分为文化、工业、自然、结构和其他要素。参考OSM分类。
- 保护区(可选)。UNEP-WCMC世界保护区数据库(2012)多边形要素。

- LULC(可选)。ESA GlobCover(2008)土地利用和土地覆盖数据。参考LULC分类。
- 红树林(可选)。UNEP-WCMC海洋数据红树林查看器(1997)。
- 珊瑚礁(可选)。UNEP-WCMC海洋数据珊瑚礁查看器(2010)。
- 海草(可选)。UNEP-WCMC海洋数据海草查看器 (2005)。

### 情景工具

- ◇ 工作区(必需)。用户必须指定一个路径工作区文件夹。该模型将在此创建一个文件：

名称：工作区文件夹路径。字段中无空格。

示例路径：\InVEST\Recreation\

- ◇ `init.json` (必要)。初始工具创建的配置文件，并将其保存在初始工作区的结果文件夹中。
- ◇ 数据目录(必要)。用户必须指定一个包含修改后的情景预测的数据文件夹。上传的`shapefile`必须与使用初始工具进行首次运行时上传的文件具有相同的名称。只需要提供为情景运行更改的`shapefile`，不变的数据可以从初始模型运行中读取。数据可以在一个地理或投影坐标系中，但必须是已知的，并且在投影文件中有所指定(`.prj`)。此外，如果指定了可选的分类表，那么地理数据是可以被分类的(`.csv`)(更多相关信息，请参见分类表)：

名称：数据目录路径。字段中无空格

示例路径：\InVEST\Recreation\data\BC\pred

- ◇ 注释(可选)。这个输入允许在模型的输出中加入文本注释。

## 5.8.5 运行模型

警告：休闲模型需要连接到互联网。

模型使用一个界面来输入所有必要和可选数据(参见数据需求)，然后将其发送至加州的自然资本项目管理的服务器上，并执行计算。因此，这个模型需要连接互联网。服务器输出矢量多边形`shapefile`和`.csv`结果表格(在解释结果中有所描述)。InVEST休闲模型由两个独立工具组成，必须连续运行：

- ◇ 初始工具,计算照片-用户-天数( $y_i$ )、预测因素覆盖范围( $x_{ip}$ )以及预测因素的影响 ( $\beta_p$ )。
- ◇ 情景工具，使用每个预测因素的影响 ( $\beta_p$ ) 来估计未来的访问情况。

运行初始工具所需的时间取决于感兴趣区域的范围、网格单元的数量、以及预测因素层的数量和分辨率层等等的不同。情景运行工具花费的时间要较少。

请注意，执行分析的服务器还记录了每个用户的IP地址。

## 5.8.6 解释结果

### 模型输出

下面是情景模型的每个输出的一个简短说明。每个输出文件均保存在工作区目录的一个名为 `results-YYYY-MM-DD-HH_MM_SS.zip` 的文件中，其中 `YYYY-MM-DD-HH_MM_SS`代表年、月、日、小时、分钟和秒。

- **aoi\_params.csv**

这个文本文件包含了线性回归估计的参数(参考作用原理)，包括 $\beta$ 和p值。每个预测因素必须显示在感兴趣区域的单元内，进而可以估计它们的影响。任何无法估计的预测因素，在`aoi_params.csv`表格中保持空白。

- **comments.txt**

- 这个文本文件包含可选的用户注释。

- **grid.shp**

这个多边形矢量文件包含网格化的感兴趣区域以及照片-用户-天数的数量和每个单元的每个预测变量的覆盖范围。

`USDYAV`是每年的平均照片-用户-天数（从2005年 - 2012年使用的所有照片）。这对应于伍德等人描述的平均PUD(2013)。

`USDYAV_PR`只是每个单元的总计`USDYAV` 的比例。

`USDYAV_EST`是线性回归方程估计的平均照片-用户-天数。

- **init.json**

这个配置文件包含初始工具参数。它不应该被编辑。

- **download/ (optional)**

这个文件夹包含已处理的预测因素的功能层。

## 5.8.7 附录 A

### 支持性投影

支持性投影属于欧洲石油调查集团(EPG)投影的一部分，它比较常用，而且得到

了跨多种行业和支持的平台。尤其是，我们支持使用线性单位(米、英尺等)的EPSG投影，它也被称为投影坐标系统，其中包括以下几点：

- 统一横向墨卡托投影
- 阿尔伯斯投影
- 兰伯特投影等等

有关EPSG投影的更多信息，请参见<http://spatialreference.org/ref/epsg/>。

根据数据的来源，在如何存储投影方面可能有轻微的变化，这可能会加大投影误差。如果您有一个使用线性单位的投影，并且它并未与休闲模型一起使用，那么请在用户论坛<http://ncp-yamato.stanford.edu/natcapforums/>展开讨论。

### 预测变量

#### 上传目录

预测文件夹应只包含模型运行的预测因素。文件必须为ESRI shapefile格式。所有文件必须小于压缩格式下的20 mb，文件名仅限于英文字符（US-ASCII），不得出现重音符号。最后，以下文件名称仅限于内部使用：borders, duplicates, photos, planet\_osm, predictor, prj, searches, spatial, srid, tmp, users, wkt。

### 分类表

分类表是标记分隔符的文本文件，共有三列：字段名称、字段值、以及类别名称。表格应包含一行标题，类别名称不能包含空格或符号。

### OSM分类

补充表提供了用于所有OSM要素的分类方案。它并不详尽，但是几乎所有其他功能均存在于另一个分类中。关于如何标记OSM要素的更多信息，请参考OSM wiki。

### LULC分类

以下是用于全球土地利用和土地覆盖的再次分类表。

值	再次分类	标记	红色	绿色	蓝色
11	农业	后续水驱或灌溉农田（水生动植物）	170	240	240
14	农业	旱作农田	255	255	100
20	农业	拼接田(50-70%) / 植被（草原/灌木地/森林）(20-50%)	220	240	100
30	农业	拼接植被(草原/灌木地/森林) (50-70%) / 农田 (20-50%)	205	205	102
40	森林	封闭至开放式 (>15%) 常绿或半落叶阔叶林 (>5m)	0	100	0
50	森林	封闭式(>40%) 落叶阔叶林 (>5m)	0	160	0
60	森林	开放式(15-40%)落叶阔叶林/林地 (>5m)	170	200	0
70	森林	封闭式(>40%) 裸子植物针叶常绿林 (>5m)	0	60	0
90	森林	开放式(15-40%) 裸子植物针叶落叶或常绿林 (>5m)	40	100	0
100	森林	封闭至开放式(>15%) 针叶阔叶混合林 (>5m)	120	130	0

110	灌木地	拼接林或灌木地 (50-70%) / 草原(20-50%)	140	160	0
120	草原	拼接草原(50-70%) / 森林或灌木地 (20-50%)	190	150	0
130	灌木地	封闭至开放式(>15%) (阔叶或针叶, 常绿或落叶)灌木地 (<5m)	150	100	0
140	草原	封闭至开放式(>15%) 草本植物 (草原、热带稀树草原、或地衣、苔藓)	255	180	50
150	裸地	稀疏 (<15%) 植被	255	235	175
160	森林	封闭至开放式(>15%) 阔叶林, 定期洪水浸没 (半永久性或暂时) - 淡水或半咸水	0	120	90
170	水	封闭式(>40%)阔叶林或灌木地, 永久淹没 - 盐湖或微咸水湖	0	150	120
180	水	封闭至开放式(>15%) 草原或木本植物, 定期淹没或渍水土壤 - 淡水、咸水或盐湖	0	220	130
190	城市	人工面及相关区域 (城市区域 >50%)	195	20	0
200	裸地	裸地	255	245	215
210	水	水体	0	70	200
220	冰雪	永久冰雪	255	255	255
230	无数据	无数据 (燃烧区域、云...)	0	0	0

### 默认预测因素

初始和情景工具提供的默认全球预测数据来自于以下内容。

预测因素	描述	年份	来源
2010年人口	全球环境人口分布 (平均超过24小时)	2010	<a href="http://www.ornl.gov/sci/landscan/">http://www.ornl.gov/sci/landscan/</a>
OSM点	开放式街道地图点要素	2012	<a href="http://www.openstreetmap.org/">http://www.openstreetmap.org/</a>
OSM线	开放式街道地图线要素	2012	<a href="http://www.openstreetmap.org/">http://www.openstreetmap.org/</a>
OSM多边形	开始街道地图多边形要素	2012	<a href="http://www.openstreetmap.org/">http://www.openstreetmap.org/</a>
LULC	2004年12月至2006年6月的阶段 Globcover v 2.2 全球土地覆盖地图	2008	<a href="http://due.esrin.esa.int/globcover/">http://due.esrin.esa.int/globcover/</a>

### 5.8.8 参考文献

- Adamowicz, WL, R Naidoo, E Nelson, S Polasky, J Zhang. 2011. Nature-based tourism and recreation. In: Kareiva P, G Daily, T Ricketts, H Tallis, S Polasky (eds) *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press, New York.
- Balmford, A, J Beresford, J Green, R Naidoo, M Walpole, A Manica. 2009. A global perspective on trends in nature-based tourism. *PLoS Biology* 7: e1000144.
- Hill, GW, PR Courtney. 2006. Demand analysis projections for recreational visits to countryside woodlands in Great Britain. *Forestry* 79: 18-200.
- Loomis, JB, RB Richardson. 2006. An external validity test of intended behavior: comparing revealed preference and intended visitation in response to climate change. *Journal of Environmental Planning and Management* 49: 621-630.
- Loureiro, ML, F Macagno, PA Nunes, R Tol. 2012. Assessing the impact of biodiversity on tourism flows: an econometric model for tourist behaviour with implications for conservation policy. *Journal of Environmental Economics and Policy* 1: 174-194.
- Mills, AS, TN Westover. 1987. Structural differentiation: a determinant of park popularity. *Annals of*

- Tourism Research 14: 486-498.
- Naidoo, R, WL Adamowicz. 2005. Biodiversity and nature-based tourism at forest reserves in Uganda. *Environment and Development Economics* 10: 159-178.
- Neuvonen, M, E Pouta, J Puustinen, T Sievänen. 2010. Visits to national parks: effects of park characteristics and spatial demand. *Journal for Nature Conservation* 18: 224-229.
- Puhakka, L, M Salo, IE Sääksjärvi. 2011. Bird diversity, birdwatching tourism and conservation in Peru: a geographic analysis. *PLoS One* 6: e26786.
- Richardson, R, JB Loomis. 2005. Climate change and recreation benefits in an alpine national park. *Journal of Leisure Research* 37: 307-320.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Russell, R, AD Guerry, P Balvanera, RK Gould, X Basurto, KM Chan, S Klain, J Levine, J Tam. 2013. Humans and nature: how knowing and experiencing nature affect well-being. *Annual Review of Environment and Resources* 38: in press.
- Trainor, SF, RB Norgaard. 1999. Recreation fees in the context of wilderness values. *Journal of Park and Recreation Administration* 17: 100-115.
- Uyarra, MC, AR Watkinson, IM Côté 2009. Managing dive tourism for the sustainable use of coral reefs: validating diver perceptions of attractive site features. *Environmental Management* 43: 1-16.
- Williams, ID, NV Polunin. 2000. Differences between protected and unprotected reefs of the western Caribbean in attributes preferred by dive tourists. *Environmental Conservation* 27: 382-391.
- Willox, AC, SL Harper, JD Ford, K Landman, K Houle, V Edge. 2012. "From this place and of this place:" climate change, sense of place, and health in Nunatsiavut, Canada. *Social Science and Medicine* 75: 538-547.
- Wood, SA, AD Guerry, JM Silver, M Lacayo. 2013. Using social media to quantify nature-based tourism and recreation. *Scientific Reports* 3: 2976.
- World Travel and Tourism Council. 2012. *Travel and Tourism: Economic Impact*.

## 5.9 波浪的衰减与减蚀作用：海岸带保护

### 5.9.1 概要

在面对不断变化的气候和逐渐增长的发展压力时，理解近岸生境在海岸带群落保护中所扮演的角色已经变得越来越重要。InVEST侵蚀防护模型将防护效益量化，这个防护效益是自然生境在近岸水域环境中抵御侵蚀和泛滥（洪水泛滥）时产生的。这个模型由两个子模型组成，即剖面生成模型和近岸波浪与侵蚀模型。在近岸水域的地形剖面数据资料欠缺的情况下，剖面生成模型就能帮助你有关局地测量深度（bathymetry）和后海岸地带的信息结合起来，生成一个一维垂直于岸线（cross-shore）的海岸剖面。近岸波浪与侵蚀模型利用垂岸方向剖面图（要么是上传的，要么是利用剖面生成模型创建的）计算近岸波信息的总体概况，并输出海边总水位、海岸侵蚀量、以及避免由于侵蚀而带来的生境管理措施损失量（在你研究地区的财政状况下），这些生境管理措施是给定的并对近岸海洋性生境量（例如，珊瑚礁或是牡蛎礁、植被、沙丘）有影响。这些信息有助于海岸管理者、规划者、土地所有者和其他的利益相关者了解近岸生境提供的各种海岸保护服务，反过来，近岸生境能够指示和反馈于海岸开

发政策和开发许可。当然，这个模型也有一些局限（详见“局限于简化”），然而所有研究这个模型的科学手段都是基于已经得到肯定的模型，而这些模型已然成熟，并在许多地区成功通过了科学家的检验，有望在各种管理决策中发挥作用。

## 5.9.2 引言

通过垂直于海岸线的一维深海测量断面（或是一系列的横截面），侵蚀保护模型评估不同自然生境在减少近岸波浪能级和海岸侵蚀方面的相对贡献。这些起到消散波能作用以及/或者充当抵御巨浪和高水位波屏障的生境，最终保护了海岸带财产和群落。这些生境提供的对海岸带种群的保护性服务，是通过先将海岸风暴和海岸侵蚀联系起来，再将侵蚀与海岸带财产损失联系起来而得到强调的。为了度量这些服务，这个模型有你指定的基准生境地和预设情景（**proposed scenario**）。这个情景预案可以包含生境丧失、生境获得或是两者在感兴趣区域的某种结合。这些生境提供的服务可以通过避免侵蚀或泛滥的量来测定，也可以通过受保护的人群数目测定，或者是以免于损失的财产值来测定。

侵蚀保护模型由两个子模型组成：剖面生成模型和近岸波浪与侵蚀模型。剖面生成模型的用途是参与近岸波浪与侵蚀模型中需要使用的一维深海测量断面的准备工作。剖面生成模型的输入包括研究区域的位置、一个描述海岸线全部地形的文件，还包括一个包含地形抬升和邻近感兴趣研究区域水深状况的近岸地形和测量深度文件。而且，模型还需要沉积物大小、潮差、后滨特征的相关信息，这些信息都会输入到侵蚀保护EXCEL表格中（详见侵蚀保护EXCEL表）。如果这些信息没有得到，我们给出一个如何去粗略估计这些输入值的指导意见。剖面生成模型的输出包含一个你指定地区的一维**bathymetry profile**，以及一些关于研究区域后滨和沿着垂岸断面从向海地区到高地的自然生境位置的信息。除此之外，这个模型还会提供过水风区距离（**fetch distance**）（这个距离就是风吹动水面而产生波浪的距离）同时也评估在感兴趣研究区域，风暴发生期间的波高和风速。总的来说，这个模型产生你在运行近岸波浪与侵蚀模型时需要的输入量。

近岸波浪与侵蚀模型利用关于研究区域自然生境类型和位置信息，以及在你的预案中改变这些生境特性的方法信息，生成免于海岸侵蚀量或海岸冲刷量以及与财产损失关联的变化量的评估值。模型输入一维**bathymetry profile**（来自于剖面生成模型或地区调查结果），以及代表某一风暴状况的，必须进行描述的近岸波高和波周期值（或风速值、**fetch**值以及平均水深值）。除此之外，模型还需要有关后滨，以及在感兴趣地区自然生境的类型和物理特性的信息。你要详细说明相比于基准状况，你的预案或者管理措施会如何影响自然生境足迹或者如何改变生境的密度。模型输出的是基准线和提出的预案条件下的波高剖面。模型还需要评估由你的管理措施带来的免于受沙质海滩海岸线倒退损失量或来自固结河床的沉积物被侵蚀体积量。当你选择评价选项，模型就结合近岸波浪与侵蚀模型的生物物理输出结果和你输入的关于当地财产价值，用以

提供与你的情景有关联的财产损失的变化信息。

利用这个模型你可以回答很多的问题。它能提供的一个最基本的回答就是侵蚀上的递增值增长和归因到一个生境管理举措的、来自侵蚀的财产损失。这只是基准和预设预案的损失净差额。你也可以利用这个模型去解答关于某一区域生境侵蚀减少服务供给总水平的问题。这个能通过源自于模型运行生境管理举措产生的增值中线性逼近而粗略估计。或者，你可以提出一个没有由生境提供服务供给的预案，以同样的方法评估生境的总价值。更多关于如何解译这些结果的信息，请参考下面的局限和简化部分。

这个模型应该被认为是评估与生境相联系的生态系统服务的一部分：防止水土流失。当进行成本-效益分析时，估算所有来自于预设管理措施的价值变化是很重要的。我们建议你运行海岸脆弱性模型。海岸脆弱性模型绘制对风暴期间的侵蚀和泛滥或多或少脆弱的区域的地图，还强调感兴趣区域的重要特性。除此之外，它还绘制被暴露于开放海域或是被开放海域庇护的海岸线区域地图，并评估风成浪的特性。海岸脆弱性模型输出的是对各种有助于辨别自然生境区域的管理措施（例如，自然生境的出现和缺失）或者对海岸线稳定性有显著影响的某一种管理举措的研究结果。然而，海岸脆弱性模型和海岸保护模型是相互独立的。你没必要为了运行海岸保护模型而去运行海岸脆弱性模型。

### 5.9.3 关于模型

InVEST侵蚀保护模型是一款一维的基于过程的工具，这个工具产生关于波浪衰减和减蚀的评估结果，这里的波浪衰减和减蚀作用是因为自然生境的出现而产生的，InVEST也会产生关于这些生境在当地财政单元中的价值评估结果。单个模型控制一个垂直于海岸线的单一样带，为了探究自然生境的保护性服务，以及研究处于侵蚀和洪水泛滥中岌岌可危的更大区域各种管理措施的影响，要沿着更广分布范围的海岸线多次运行模型。然而在这一点上，模型并未分批处理多次运行过程，因此每个样带都是在各自的基础上运行的。

#### 它是如何工作的？

当波浪从深海涌向浅水海岸地区，他们就开始与海床相互作用。波浪在破碎之前，首先就增加波高，之后在碎浪带和前滨区消散大部分的能量。自然生境在保护海岸带抵抗波浪作用中起到了很重要的作用，因为自然生境增加了波浪消散的数量，或者就沙丘来说，它充当了物理屏障。

为了评估预期的在某一地区随波浪向岸传递波高的分型面，三种信息是需要的：

1. 离岸波特性：波高和在水深测量剖面最深点的波周期。
2. 近岸深度和后滨特性：垂岸方向剖面中沉水（水下）和挺水（水上）两部分的相

对平均较低低水位的抬升。

3.自然生境的位置和物理特性：不仅要有生境成分的代表密度、代表高度和代表直径。还要有在风暴期间会变成沉水状态的自然生境的海岸线距离。

InVEST侵蚀保护模型是由两个子模型组成的。第一个模型是剖面生成模型，它能帮助你获得你的研究区域的包含近岸水深和地形信息的垂岸方向样带。这个模型也能沿着这个样带显示自然生境的足迹。利用这个垂岸方向样带（或者你自己上传的），近岸波浪与侵蚀模型能计算波高分型面，以及在你的基准和后管理措施预案中波浪引起的平均水位的分型面。通常情况下，这个模型适合于评估如下的潮下带（通常是被淹没状态）、潮间带（在高潮和低潮之间）以及潮上带（在高水位标记之上）生境：海草床、沼泽、红树林或者海岸森林、珊瑚礁以及牡蛎礁。这节内容的余下部分将会具体讲述剖面生成模型和近岸波浪与侵蚀模型都是如何运作的。

### 剖面生成模型

为了运行近岸波浪与侵蚀模型，拥有你研究区域自然生境的位置和特性，以及近岸水深（海水深度）和地形（陆地抬升）信息是十分必要的。而且，你必须提供近岸波高和相关的时间值。剖面生成模型的目标是帮助你收集来自于你研究区域数据的这些信息以及为运行近岸波浪与侵蚀模型做准备。此外，如果你没有这些具体数据但是了解研究区域的大致特性，剖面生成模型有助于评估这些数据。

首先，剖面生成模型在三个不同的选择下帮助你获得水深测量信息。模型界面会询问：“你想我们在GIS中截取一个垂岸方向样带么？”如果你有无缝拼接地形/水深（拓扑/深度）数字高程模型（DEM）或是水深测量DEM，你应该回答“是”，并且上传一个DEM。如果上传的DEM呈现的是一个同时具有水深和地形的无拼接DEM，剖面生成工具将会捕获水深和地形的两方面信息。另外，如果DEM仅仅捕获了海底高程并且排除了水位之上的陆地高程，那么截取文件将会为遗失的地区部分使用100.0（米）这个错误值。你还有机会去创造一个理想的后滨剖面通过在侵蚀保护EXCEL表（见下面）中填写适当的信息。

当你选择了“你想我们在GIS中截取一个垂岸方向样带么？”这个选项，剖面生成模型将会起作用，通过描画一个垂直于你感兴趣研究区域海岸线的样带，这个样带的描画会遵照你在模型界面中指定的长度来进行。这个长度应该是这样的，即能够达到一个足够深的点，且没有任何邻近地貌会被排除。如果提供的DEM是无缝拼接的，那么模型会沿着样带读取水深和地形信息。如果研究区域被陆地（遮蔽型）环绕，或者是在一个岛屿的前面，那么剖面的近岸部分会包括波浪不能达到的邻接地貌。为了避免这种情况，模型会沿着剖面删除近岸剖面中所有低于平均深度的最深点的部分。

另一个选择就是回答：“不，但是我会上传一个垂岸方向样带”，然后，为了下一步进程，上传一个从其他资源中获取的剖面图。在上传的文件中至少需要两个坐标点

(距离海岸线的X轴垂向距离, 以及相对于平均较低低水位的Z轴高程)。最后, 如果你没有感兴趣研究区域的水深测量信息, 你可以选择第三个选项: “不, 请为我创建一个理论剖面”, 模型就会基于研究区域的平均沙粒大小, 生成一个理论水深剖面, 但这个仅限于沙地系统。深度剖面会遵循下面的方程(Dean and Dalrymple, 2002, Chap. 7):

$$Z=AX^{2/3} \quad (5.20)$$

在方程中 (X,Z) 代表垂岸距离和深度, X=0是在海岸线上。系数A是剖面比例因子, 且也是沉积物大小的一个函数(Dean and Dalrymple, p.162 and CEM)。这种海床剖面的形状被称作均衡海滩剖面, 并且与沙质海滩平均年份 (averaging years) 的常规水深调查结果所获得的一般剖面符合。它也可以视作破坏力与构造力均衡时形成的剖面。通常情况下, 这个剖面适用范围扩展到被称为“闭合深度”的剖面, 这种“闭合深度”是波浪不再影响底部沉积物移动时的深度。然而, 为了简化, 这个剖面从水位线扩展到了负20米。请记住这个选项只对沙地系统有效, 也就是沉积物大小变化在0.1到1.09厘米的沙地。而且它对于海洋或是曝露海岸线最适用 (回顾, T0: 海岸带脆弱性有助于指明曝露海岸线与 (versus) 遮蔽海岸线)。

被用来创建一个原始水深剖面的方法一经选定, 为了尽可能精确的呈现研究区域, 剖面生成模型将会帮助你修正或者添加包含在样带中的信息。如果想要你评估研究区域的侵蚀量, 以及关于后滨的, 但在高程 (DEM) 或生境 (拓扑地形) 输入量中未被捕获的重要详细资料, 模型的自动修正或添加信息就是特别有用的。为了体现出在考虑中的某个管理措施的影响, 剖面生成模型将会帮助你修正、平滑或删除剖面的部分内容。(例如, 删除过分深而影响到波高的近岸部分或者在进行分析之前删除某些海底地形)。

为了最好的利用剖面生成模型, 熟悉一些术语和不同环境中后滨坡度的典型值是很重要的。图1展示了典型海滩和海岸红树林的剖面。在波浪深水开始传播并在近海区域破碎之后, 他们到达前滨或者海滩后滨的部分地区, 或者, 如果水位足够高, 波会达到沼泽或是红树林地区。在一般情况下, 对于沙质海滩, 在平均较低低水位标志和平均较高高水位标志之间有一个相对平坦区域被称为前滨。在大部分的温带地区, 后滨 (在平均较高高水位之上区域) 由一个平台和一个沙丘组成。平台宽度的范围能从非常小或是0宽度起到几十米 (Berms can range in width from 10's of meters to having a very small or no width)。一般而言, 前滨和后滨的信息不能从常规的水文调查中获得。我们还发现, 尽管大部分的DEM文件有相对较好的深度测量信息, 但潮间带和后滨地形经常是错误的, 除非他们是在一个详细的地形调查工作中勘测出来的。红树林在平均坡度在1:1000到1:2000之间的潮汐平原上时会前移, 而且通常会有一个相对单调的剖面, 这个单调剖面的坡度变化在1:200到1:600之间 (de Vos, 2004; Burger, 2005)。假使你想要勘测研究区域的前滨和后滨剖面, 你可以使用常规的调查方法, 或者是按照附件A中的简单方法。然而, 如果你不能进行这样的调查, 你还可以使用提供的指导中

的建议方法。

在概括了剖面的相关特性的侵蚀保护EXCEL表中，你必须指出感兴趣去的剖面是否是沙质海滩或者是泥质后滨。这个选项决定了在截取或者用户自定义的地形/水深剖面中可能需要的修正程序。**选项1.添加后滨到沙质海滩上：**假设这些信息不被包含在由模型截取或是你上传的垂岸方向剖面图中，侵蚀保护EXCEL表（详见侵蚀保护EXCEL表）会基于简单的经验法则，帮助你预测研究区域可能的前滨坡度、平台高度和沙丘高度。因此，提供的建议应被当作一个起点，但如果你对获得更多的精确结果感兴趣的话，研究区域的实地调查是我们大力提倡的。

假设你没有前滨坡度数据的话，为了有助于粗略估计，沉积物平均大小数据是需要的。再假设你没有进行任何的研究区域的实地勘测，那么它对于创建沙质海滩的海底地形剖面也是有帮助的。最后，在近海波浪与侵蚀模型的侵蚀模型中它也是有用。正如前面提到的，前滨是海滩剖面的潮间带区域，并且在模型中假设是线性的。为了给坡度的各种可能情况提供一个指导，这里提供了基于沉积物大小的五种不同坡度值。前三种来自于Wiegel在受保护海滩得出的观察结果，海滩是适度暴露或是完全暴露在美国开放海域。第四种是源自于McLachlan和Dorvlo（2005）在世界各地不同海滩的观察结果。第五种值是前四种的平均值。如果你没有精确的沉积物大小，你可以基于沙粒的定性描述（很细、细、适中、粗、很粗）选择一个值。

平台高度和前滩坡度的变化常作为季节性波浪气候函数。在一场风暴之后，剖面会变得更加平坦并且平台也会比晴天条件下更低。然而，万一你没有任何关于研究区域平台高度的信息，可以将平台高度设置成至少比平均平均高水位标记高一米。最后，沙丘高度值也是必要的。在温带地区沙丘高度是较为普遍的，并且高度值也可以从研究区域的调查中预测。假设你没有这些信息，为了能够进行一个沙丘能在什么程度上保护你的研究区域的预测，我们建议你输入一个2米的值。

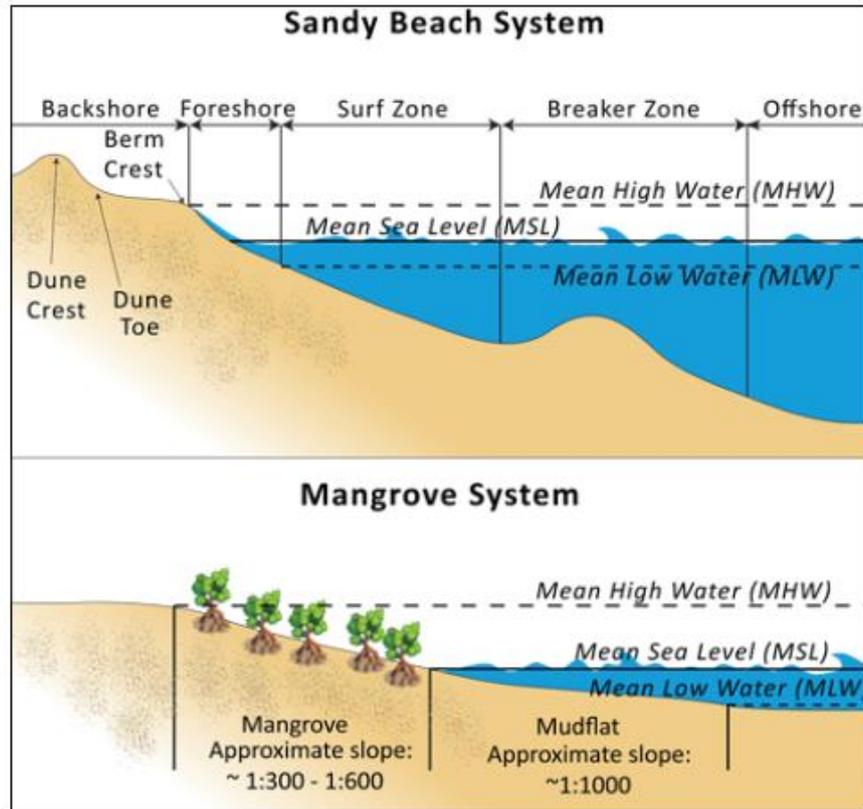


图 5.2 沙质海滩（上部图片）和红树林（下部图片）的典型剖面。  
请指出沙质海滩前滨位置以及红树林的坡度。

**选项2：添加一个后滨到红树林或沼泽。**红树林和湿地床与沙质海滩是不同的，因为在一般情况下，他们是由固结物质组成的，并没有沙丘，而且他们的剖面是线性的。正如前面提到的以及图1所示，红树林在平均坡度在1:1000到1:2000之间的潮汐平原上时会前移，而且通常会有一个相对单调的剖面，这个单调剖面的坡度变化在1:200到1:600之间（de Vos, 2004; Burger, 2005）。如果选定了，你可以输入三个线性坡度中最大的一个，这个线性坡度是能被添加到你截取/创建或是上传的海底剖面中的。

剖面生成模型会沿着垂岸方向剖面定位自然生境的位置。如果在回答问题“你想我们在GIS中截取一个垂岸方向样带么”时选项1被选定了，你也可以指定感兴趣区域中呈现的自然生境类型，并且这个模型可以定位和标绘这些生境坐落在垂岸方向样带的位置。这个步骤只要通过指定独立地形多边形详细目录的路径就可以完成，这些地形多边形代表了每个生境的足迹。请指明，只有在自然生境和海底地形层都有适合的地理参照（properly geo-referenced）时关于生境位置的结果才是准确的。你还应该详细检查结果以确保自然生境是沿着剖面被放置在了适当的位置（例如，确保海草床是在亚潮带区的，或者保证红树林是在潮间带区域或在潮上区）。

最后，如果你没有任何可以运行近岸波浪与侵蚀模型的关于研究区域风暴浪或者暴风的的信息，剖面生成模型会通过读取并提供你一些来自最新的WAVWMATCHIII（WW3, Tolman(2009)）格点预处理统计结果，来帮助你获得这些数据。因为波浪数据

在世界上的大部分地区都是缺乏的，为了进行预测，WW3模型追算的7年重分析结果已经分析了，因为模型的格点是在水深超过50米的地方，最大值也就是前10%和25%波高的平均数。相同的统计结果也被用来计算风场数据和16等角方向扇形（16 equiangular direction sectors）(0deg, 22.5deg, 45deg, etc.)。

风场信息也能在近岸波浪与侵蚀模型中应用，通过将它与风区距离(fetch distance)也就是研究区域的近海平均深度结合起来去计算近海波高和周期。如果你在回答问题“你是否想要模型计算风区距离”时选择了是，那么这个模型就可以计算风区距离。在这种情况下，模型会从研究区域的位置绘制16等角方向扇形图，并且在每个扇形部分，模型会绘出九个等角径向。每个径向最初都是50km长，但是当样带中有陆块时径向就会中断。为了抓住那些限制风区距离的陆块的影响，对每个22.5deg扇形k的平均风区距离 $F_k$ 就要通过每个径向距离和角度进行加权（Keddy, 1982）：

$$F_k = \frac{\sum_{n=1}^9 f_n \cos \theta}{\sum_{n=1}^9 \cos \theta} \quad (5.21)$$

在这个公式中， $f_n$ 是 $k^{th}$ 等角扇形中的 $n^{th}$ 辐射距离，并且 $\theta = 2.5deg$ （22.5deg分成了9份）。

从风速和风区距离数据计算16个等角方向扇形的每一个的波高以及据地形层的风成浪周期如下：

$$\begin{cases} H = \tilde{H}_\infty \left[ \tanh \left( 0.343 \tilde{d}^{1.14} \right) \tanh \left( \frac{2.14 \cdot 10^{-4} \tilde{F}^{0.79}}{\tanh(0.343 \tilde{d}^{1.14})} \right) \right]^{0.572} \\ T = \tilde{T}_\infty \left[ \tanh \left( 0.1 \tilde{d}^{2.01} \right) \tanh \left( \frac{2.77 \cdot 10^{-7} \tilde{F}^{1.45}}{\tanh(0.1 \tilde{d}^{2.01})} \right) \right]^{0.187} \end{cases} \quad (5.22)$$

公式里，无因次波高 $\tilde{H}_\infty$ 和 $\tilde{T}_\infty$ 周期和是平均风速值U的一个函数，而U是能在特殊扇形中观察到的： $\tilde{H}_\infty = 0.24U^2/g$ ， $\tilde{T}_\infty = 7.69U^2/g$ ，并且无因次风区 $\tilde{F}_\infty$ 和深度 $\tilde{d}_\infty$ 是在扇形 $F_k$ 中风区距离和感兴趣区域平均水深 $d[m]$ 的函数： $\tilde{F}_\infty = gF/U^2$ ， $\tilde{T}_\infty = gd/U^2 \cdot g[m/s^2]$ 是重力加速度。这个波高和周期的表达式预测限制风区的条件状况（USACE, 2002; Part IIChap2）。因此，如果在风区方向风吹的持续时间比需要了解限制风区条件状况时间少的话，模型结果可能会高估一个研究区域的风成浪特性。暴风浪也不适合代表在暴露的，海洋性海岸的波浪气候。对于海洋性海岸，应该用代表性海洋波浪力去预测，而不是暴风浪。

一旦一个令人满意的海底和地形剖面和现实性波浪参数获得了，你就可以运行近岸波浪与侵蚀模型。

### 近岸波浪与侵蚀模型

在一个沙质海滩中海岸线后退的量是研究区域总水位线和风暴持续时间的函数。相反地，泥质海岸线的侵蚀是海床波浪力和风暴持续时间的函数。在海岸线的总水位是由风暴潮、波浪爬高、潮汐以及任何水面异常抬升（例如，在厄尔尼诺中的水面超级上升）的总和组成的。为了将自然生境提供的保护性服务定量化，侵蚀保护模型计算海床上波浪诱导速度的差异，波浪衰减的数量，以及由你预设预案造成的波浪引发性平均水位在海岸线上增长（爬高）减少的量。基于你的预案输出，这些信息转化成生境的保护性服务价值的变化量，这个价值量是表达在你当地的货币单位中，也转化成免受侵蚀的量。

### 波浪演化模型

为了预测波浪，这个模型的第一步就是去“攻击”海岸线。假设波浪有一个深波高  $H_0$  和周期  $T$ ，那么计算波高沿着垂岸样带的  $X$  轴从近海区到海岸线的演变是有可能的，这个样带是你利用下面的能量方程去定义的：

$$\frac{1}{8} \rho g \frac{\partial C_g H^2}{\partial x} = -D \quad (5.23)$$

这里  $\rho$  是海水密度，取  $1024 \text{ kg/m}^3$ ， $g = 9.81 \text{ m/s}^2$  是重力加速度， $H$  是随机波场的波高代表值， $C_g$  是波能穿过的速度， $D$  代表波能的消散。消散的作用是削减波浪能量，当它通过或者跨越不同的介质传播时。它是由波破碎  $D_{Break}$ 、海底摩擦力  $D_{Bot}$  以及沉水植物  $D_{Veg}$  造成的消散总和：

$$D = D_{Break} + D_{Veg} + D_{Bot} \quad (5.24)$$

利用 Alsina 和 Baldock 提出的方程和缺省参数进行建模，可以发现由破碎过程引起的消散过程，与各种野外测量相比对时消散建模表现很好，甚至在没有校准的情况下也是如此（Apostos 等，2008）：

$$D_{Break} = A \frac{H^3}{h} \left[ \left( \left( \frac{H_b}{H} \right)^3 + \frac{3H_b}{2H} \right) \exp \left( - \left( \frac{H_b}{H} \right)^2 \right) + \frac{3\sqrt{\pi}}{4} \left( 1 - \text{erf} \left( \frac{H_b}{H} \right) \right) \right] \quad (5.25)$$

这里  $\text{erf}$  是 Gauss 误差函数， $h$  是局地水深， $A$  是沉积物比例因子（详见剖面生成模型）， $H_b$  是在波碎之前的最大波高：

$$H_b = \frac{0.88}{k} \tanh \left( \gamma \frac{kh}{0.88} \right) \quad (5.26)$$

这里的  $k$  是波数，线段比在两个波峰之间的  $L$ （所谓的波长）到  $2\pi$  之间， $\gamma$  是校准参数，被称为碎波指数。用在模型中的碎波指数值， $\gamma$ ，是由 Battjes 和 Stive 提出的值：

$$\gamma = 0.5 + 0.4 \tanh \left( 33 \frac{H_o}{L_o} \right) \quad (5.27)$$

在这里， $H_o$ 和 $T_o$ 分别是深水波高和深水波长。

在方程中其他的耗散项作为沿着感兴趣区剖面呈现的自然生境特性函数表达出来。在模型中，随着波浪移动到具有自然生境的剖面部分，耗散项就被包含进去。任何随着波浪从一个移动到另一个媒介或是生境，可能发生的非线性过程都应该被忽略。

由于植被出现而造成的消散表达为 (Mendez和Losada, 2004):

$$D_{Veg} = \frac{1}{2\sqrt{\pi}} \rho N d C_d \left( \frac{kg}{2\sigma} \right)^3 \frac{\sinh^3 k\alpha h + 3 \sinh k\alpha h}{3k \cosh^3 kh} H^3 \quad (5.28)$$

这里的 $N$ 是植被（单位面积茎）密度， $d$ 是植物茎的正面宽度或是直径， $\alpha$ 代表水深 $h$ 被植物因素平均茎高度 $h_c$ 占的分数： $\alpha = \frac{h_c}{h}$ 。在出现植物（ $h_c > h$ ）的情况下， $\alpha = 1$ 的最大值是适用的。

最后， $C_d$ 是具体生态群（例如鳗草、沼泽、红树林）的阻力系数。应用在模型中的阻力系数默认值是：

对于海草床和沼泽， $C_d = 0.01$

对于树木包括红树林， $C_d = 1$

对于树木，特别是红树林，我们假设植被引起的总消散由树根、树干和林冠单独构成，那么 $D_{Veg}$ 变成： $D_{Veg} = D_{Roots} + D_{Trunk} + D_{Canopy}$ 。

除了由植物因素造成的消散，波浪也能因为他们传播过程中流过坚硬底物而失去能量例如珊瑚礁顶部。当波浪十分的浅，而“感觉”到底部时，由底部摩擦造成的消散就开始了，并且粗造的海床物质的消散值要比平滑海床物质高。在模型中，当波浪经过珊瑚礁还有沙质底部时消散作用就触发，珊瑚礁比沙床更加的坚硬。按照Thornton和Guza，由底部摩擦引起的消散被建模为：

$$D_{Bot} = \rho C_f \frac{1}{16\sqrt{\pi}} \left[ \frac{\sigma H}{\sinh kh} \right]^3 \quad (5.29)$$

在这里 $C_f$ 是海床摩擦系数，它是海床坚硬程度（或是维度）的函数， $\sigma$ 是波频，波周期的比值从 $T$ 到 $2\pi$ 。这模型中，下面的默认摩擦系数已经假定了：

对于活珊瑚： $C_f = 0.2$ 。

对于死的（光滑）但结构仍旧稳定的珊瑚： $C_f=0.1$ .

对于结构损伤的珊瑚和沙质海床： $C_f=0.001$ .

当底部坡度不是那么陡的时候，波浪演化等式才是有效的。当波浪遭遇到一个陡峭障碍物例如珊瑚礁，模型就不能计算波碎消散量以及随波过程中波高的剖面。然而，在假定波高完全由水深 $h_{top}$ 控制的情况下(Gourlay,1996a,b): $H_r = 0.46h_{top}$ ，破碎波高在礁顶边缘 $H_r$ 的值就能被估算。这里的 $h_{top} = h_r + \bar{\eta}_r + h_+$ 是礁顶的总水深。

总水深是礁顶深度的总和，礁顶深度涉及平均海平面 $h_r$ 由随波引起的礁上波增水 $\bar{\eta}_r$ ，以及所有额外的水平面超高 $h_+$ ，这些超高部分能由潮汐、气压距平等引起。而礁上的波增水是由随波过程中波能释放造成，可运用Gourlay提出的经验公式计算 (1996a, b; 1997):

$$\bar{\eta}_r = \frac{3}{64\pi} K_p \frac{\sqrt{g} H_i^2 T}{(\bar{\eta}_r + h_r)^{3/2}} \quad (5.30)$$

这里的 $H_i$ 是入射波高，或者是在近岸珊瑚礁边缘的波高。系数 $K_p$ 是礁剖面形状因素，并且是礁面临坡 $\alpha_f$ 或礁边斜坡 $\alpha_r$ 的函数，这取决于波浪式破碎在礁面还是礁缘。一旦波碎波高按照下面给出的公式确定下来，没过礁顶的波高剖面就可以按照下面的等式(5.23)确定， $D_{bot}$ 同等式(5.29)中的定义。

对于珊瑚礁也是类似的，当波浪遇到一个陡峭障碍物如牡蛎礁，破碎消散量是不会被计算的。取而代之的，是模型会基于即时向岸礁的入射波高，按照下面等式估计即时向岸礁波高：

$$H_t = K_t H_i \quad (5.31)$$

这里的 $K_t$ 是透射系数。在不规则四边形礁的情况中，透射系数会用一个由低峰防浪堤演化而来的试验方程计算 (van der Meer等2005):

$$K_t = \begin{cases} -0.4 \frac{R_c}{H_i} + 0.64 \left( \frac{B}{H_i} \right)^{-0.31} (1 - e^{-0.5\xi}) & \text{if } B/H_i < 8 \\ -0.35 \frac{R_c}{H_i} + 0.51 \left( \frac{B}{H_i} \right)^{-0.65} (1 - e^{-0.41\xi}) & \text{if } B/H_i > 12 \end{cases} \quad (5.32)$$

这里的 $B$ 是礁峰宽度， $R_c = h_c - h$ 是峰出水高度，礁高度差 $h_c$ 以及水面宽度 $h$ 。碎波参数 $\xi$ 被计算为： $\xi = \tan\alpha / (Si)^{0.5}$ 。这里的礁向海坡度 $\tan\alpha$ 被计算为顶构造和基区宽度的函数，分别表示为 $B$ 和 $W$ ：

$$\tan \alpha = \frac{2h_c}{W - B} \quad (5.33)$$

最后， $S_i$ 是入射波陡度：

$$S_i = \frac{2}{\pi} \frac{H_i}{gT_p^2} \quad (5.34)$$

在所有的等式中，当  $8 < H/S_i < 12$  时， $K_t$  利用线性逼近估计。

如果牡蛎礁是圆形顶，模型就会应用Armono和Hall(2003)提出的试验方程：

$$K_t = 1.616 - 4.292 \frac{H_i}{T^2} - 1.099 \frac{h_c}{h} + 0.265 \frac{h}{W} \quad (5.35)$$

一旦波浪经过珊瑚礁和牡蛎礁，水深剩下部分的演化通过波浪演化方程（方程（5.23））建模。假设波峰周期 $T$ 不变。

### 近岸海床侵蚀

接下来的步骤就是对波浪侵袭的响应进行建模。这个模型预计两种类型的海岸线响应。在沙质海滩系统中，发生在一场风暴之后，海岸线后退量是基于你输入的风暴潮值粗略估计的，波浪爬高值是通过波浪演化模型计算的。当海岸是由固结沉积物组成的（红树林和沼泽），模型就会估算河床冲刷每小时的量并且基于冲刷率和风暴周期计算沉积物体积损失。在两者兼具的情况下，就使用试验方程，这个方程忽略当侵蚀进行时发生在波浪和海床之间的反馈动态过程。

波浪爬高( $R_2$ ; see USACE (2002, Chap. 4))是波浪能到达淹没土地的最大向岸距离的一种预计。一旦波高剖面计算了出来，在海岸的波浪爬高量也就能基于Stockdon等提出的试验方程估算出来：

$$R_2 = 1.1 \left( 0.35m\sqrt{H_oL_o} + 0.5\sqrt{0.563m^2H_oL_o + 0.004H_oL_o} \right) \quad (5.36)$$

这里的 $m$ 是前滩坡度，或是海岸的平均垂岸坡度。在上面的方程中，圆括号中的第一项代表波增水，它也能被植物的有无影响。第二项代表冲流，它是由两项组成的。第一项被称作是入射冲流，它是前滩坡度的一个影响因素，它也会被植物的有无影响。第二项被称为次重力波。假设这项不会被植物因素的出现影响，因为植物不会像它影响短周期波那样影响长周期波(Bradley and Houser, 2009)。在生命所必需的特征缺失的情况下，侵蚀保护模型只需要近海波和前滩坡度的特性信息就能利用方程（5.36）计算波浪爬高。如果拥有潮间带或者潮下带生命所必需的特征信息，那么波浪爬高就能通过下面描述的一系列步骤去估计。

首先，在有植物出现和无植物出现的情况下，波高剖面已按照上文描述的程序被估算出来。从这些波高剖面中，近岸波增水 $\bar{\eta}$ 通过解下面的力平衡方程就能估算出来：

$$\frac{\partial S_{xx}}{\partial x} + \rho g (h + \bar{\eta}) \frac{\partial \bar{\eta}}{\partial x} - f_x = 0 \quad (5.37)$$

这里的 $S_{xx}$ 是波浪水柱在单位长度内产生的力， $f_x$ 是由于植被因素出现时每单位面积上的力：

$$f_x = -\alpha F_x \quad (5.38)$$

这里的力 $F_x$ 按照Dean和Bender（2006）的公式计算的：

$$F_x = \rho g \frac{1}{12\pi} N d C_d \frac{k}{\tanh kh} H^3 \quad (5.39)$$

忽略与波浪传播有关联的非线性过程，这个方程仅对挺水植物适用。因此，当它是沉水植物时就要加上系数 $\alpha$ 去粗估植物对波增水的影响。当如果用非线性波浪理论去估算 $F_x$ 的做法被采纳的话，那么相对于这种方法会获得的结果，上面的那个粗估结果会高估由沉水植物引起的波增水的减少值。然而，这个粗估值使用起来更加快捷，更加简单。

一旦获得了植物缺失的情况下波增水的数值，近海岸波增水 $\bar{\eta}_{shore}$ 的实验估算值和波增水的建模值之间的比例系数 $\beta$ 就能被计算出来：

$$\beta = \frac{\bar{\eta}_{shore}}{0.35m\sqrt{H_o L_o}} \quad (5.40)$$

基于在有植物出现的情况下近海岸波增水的模拟值， $\bar{\eta}_{shore} V$ ，再假设系数 $\beta$ 是一样的，那么能从相同的模型设置中得到的假想近岸波高就能被计算出来：

$$H_p = \frac{1}{L_o} \left( \frac{\bar{\eta}_{Shore}^v}{0.35m} \right)^2 \quad (5.41)$$

假设 $H_p=0$ ，万一当植被的影响太明显致使 $\bar{\eta}_{shore} V$ 是负值。在缺乏观察或是模型的情况下，我们采取这种试验方法作为一种估算植被影响爬高的方式。

最后，为了估算有生自然境在近海岸时爬高量， $H_0$ 被放到方程波浪爬高和波浪上爬中的假想近岸波高 $H_p$ 这项：

$$R_2 = 1.1 \left( 0.35m\sqrt{H_p L_o} + 0.5\sqrt{0.563m^2 H_p L_o + 0.004H_o L_o} \right) \quad (5.42)$$

正如前面提到的，这里的最后一项保持不变，因为已经假设长周期波不被自然生境的出现所影响。类似的，近岸波长值 $L_o$ 也是不变的，因为也已经假设波峰周期不受自然生境有无的影响。

从近岸波浪爬高值我们可以推算出海滩后退（沙地滩肩）或者沉积物体积损失量。在风暴期间沙质海滩被侵蚀，且通常在晴天期间有重新塑造回来。海岸侵蚀量是后滩的沙地滩肩、沙丘抬升、风暴期间的波高、波周期、风暴长度以及风暴期间总抬升水位的函数。

如前面提到的，风暴期间的总水位是风暴潮抬升，波浪爬高抬升，风暴期间的潮汐所处阶段，以及任何由大规模海洋过程引起的水面的超抬升（如，厄尔尼诺）的函数。在模型中，作为输入值近岸波高和波周期以及风暴潮的抬升值都是必需的。从这些力输入值，模型就可以计算不同管理举措下波浪爬高值，这些值就是你希望利用方程（5.36）预估的。因此，对任何你期望通过模型预估的其他水面抬升差异，去调整海底地形剖面是十分重要的。举例来说，如果你对调查高潮时期波洪泛滥和侵蚀感兴趣，那么对于一个给定的风暴，高潮抬升就应该被添加到激增值中。

在一次风暴中沙质海滩的后撤距离 $E_s$ 按照下面由Kriebel和Dean(1993)提出的模型估计：

$$E_s = -\frac{1}{2}(1 - \cos \alpha)E_\infty \quad (5.43)$$

如果风暴持续了无限长的时间 $E_\infty$ ，这时海滩潜在侵蚀响应就通过在考虑范围内的风暴持续时间按一个时间相关性因素 $\alpha$ 的比例缩小。潜在侵蚀响应 $E_\infty$ 被当做波浪破碎特性和后滨维度的函数计算：

$$E_\infty = \frac{S(x_b - h_b/m) - W(B + h_b - 0.5S)}{B + D + h_b - 0.5S} \quad (5.44)$$

这里的 $S$ 是风暴持续过程中总水位，参照MSL（请标明：基于你自己子侵蚀保护EXCEL表格中提供的潮汐信息，模型针对MSL调整海底地形剖面，因此原始的海底地形剖面应该参照MLLW）。 $h_b$ 和 $x_b$ 代表距海岸，也就是近岸波在高破碎的地方的水深和距离。将波浪演化方程（方程5.23）使用于均衡剖面构建中去计算碎波特性，这个均衡

剖面从研究区域中与沉积物规模一致的沉积物比例因子中建立起来的(详见方程EqProf, 在剖面生成模型章节中)。E $\infty$  还是前滨坡度m, 以及沙堤高度B和宽度W, 后滨沙丘高度D, 也就是具体提高B和破碎深度h<sub>b</sub>的函数。方程(5.44)只对相当于某些最大风暴抬升有效。E $\infty$  变成无限小或是不能定义:

$$B + h_b \leq \frac{S}{2} \quad (5.45)$$

如果这种情况出现了, 在它变成错误之前模型会递增式的添加0.5米到提高B上。与这个调整的堤高有联系的海滩后退E $\infty$  就是这样计算的, 而不是使用你提供的高度值。如果这样的话, 模型产生的输出结果会告知你提高已经被调整以及调整了多少。

比例系数 $\alpha$  ( $\pi \leq \alpha \leq 2\pi$ ) 通过解下面的方程就能计算出来:

$$\exp(-\alpha/\beta) = \cos \alpha \sim (1/\beta) \sin \alpha \quad (5.46)$$

这里的 $\beta$ 是有限的风暴持续时间T<sub>d</sub>和碎波特性的函数:

$$\beta = 320 \frac{2\pi}{T_d} \frac{H_b^{3/2}}{\sqrt{g}A^3} \left( 1 + \frac{h_b}{B+D} + \frac{mx_b}{h_b} \right)^{-1} \quad (5.47)$$

实际上, 在没有植被的情况下模型是通过求解第一个方程, 计算海滩发生在多种不同的管理预案中后退量多少的。按照上面的解释, 使用你输入的来自于沉积物大小的沉积物比例因子就可以计算出碎波位置。在有植物的情况下, 估算准确的碎波地点是很难的, 而且在有自然生境的情况下, 没有任何免于海滩后退的指导或者观察结果。因此, 有自然生境时海滩后退量是通过按爬高值得减少比, 也就是在沉水植物海床之上的多维波高的立方, 放缩没有自然生境情况下的结果而估算出来的。这是因为海滩后退的实验模型结果是水位(例子, 详见方程5.44)成正比的。而且, 基于过程的海滩侵蚀模型通过波消散衡量侵蚀, 而波消散是与波高的立方是成正比的。在有自然生境的情况下, 模型的最终侵蚀输出值是两种值的平均值。

**注解:** 你可能注意到对于m的某些值, 方程(5.44)会产生负值。为了使E $\infty$ 是正值, 此时模型会一直减少剖面前滨坡度, 而不是仅仅给出一个信息错误警告。之所以会这样校正, 是因为侵蚀模型和你输入值之间的不确定性。在这个模型的进一步版本中, 就会使用更加精确的侵蚀模型从而避免这种情况。为了预测一个在方程中不产生负值的、正确的前滨坡度, 模型会利用方程粗略估计碎波高度(详见剖面生成模型)。之后模型就计算碎波位置和深度x<sub>b</sub>, 并假设H<sub>b</sub> = 0.78h<sub>b</sub>, 且:

$$h_b = Ax_b^{2/3} \quad (5.48)$$

如果模型不调整剖面坡度，就要注意比较从领域或者是相同位置其他的力条件下获得的后退值。坡度上的增加导致后退量的增加是与增加的作用力或是缺乏生境保护没有联系的。

除了沙质海滩，模型还能够估算一个固结海床可能经历的体积冲蚀。泥泞基底，诸如沼泽和红树林中发现的，侵蚀方式不同于沙质海滩。他们是由受电磁力束缚的粘性泥沙构成，并且他们抵制波浪或是风暴引起的海床速率是他们的组成和固结水平的函数。在侵蚀模型中，对固结海床的每小时冲刷率  $E_m [cm \cdot h^{-1}]$  会按照 Whitehouse 等提出的方法计算(2000, Ch. 4):

$$E_m = \begin{cases} 36(\tau_o - \tau_e)m_e/C_M & \text{if } \tau_o - \tau_e > 0 \\ 0 & \text{if } \tau_o - \tau_e \leq 0 \end{cases}$$

这里的  $m_e$  是侵蚀常数， $C_M$  是海床干密度。两个常量都可以从研究地点的实地勘测中获得。然而侵蚀保护 EXCEL 表提供的默认值是  $m_e = 0.001 m \cdot s^{-1}$ ， $C_M = 70 kg \cdot m^{-3}$ 。变量  $\tau_e$  是侵蚀切变应力常数（在沉积物被冲刷之前固结海床能承受的最大切变应力）计算如下：

$$\tau_e = E_1 C_M^{E_2} \quad (5.49)$$

这里的  $E_1$  和  $E_2$  是特定场域的系数。模型中的侵蚀阈值被设定为这些系数的平均值（Whitehouse 等 2000）： $E_1 = 5.42 \cdot 10^{-6}$ ， $E_2 = 2.28$ 。最后，波浪引发的切变应力  $\tau_o$  计算如下：

$$\tau_o = \frac{1}{2} \rho f_w U_{bed}^2 \quad (5.50)$$

这里的  $U_{bed}$  是波浪引起的位于水深  $h$  时的底层流速：

$$U_{bed} = 0.5H \sqrt{g/h} \quad (5.51)$$

$f_w$  是波浪引起的摩擦系数，假设水流是湍流，计算如下：

$$f_w = 0.0521 \left( \frac{\sigma U_{bed}^2}{\nu} \right)^{-0.187} \quad (5.52)$$

这里  $\nu \approx 1.17 \cdot 10^{-6} m^2 \cdot s^{-1}$  是海水的动粘带率。  $\sigma = 2\pi/T$  是波动频率。

假设在潮间带和潮上带区域没有沙泥的混合物，模型就能估算超过平均较低低水位的某些区域海床侵蚀率。由于波高  $H$  决定着从海岸线移向内陆的海床衰变速度，模型就能够计算冲刷率关于距海岸线距离的空间变率。通过整合空间变化冲刷率曲线并乘以风暴的周期，这个模型也能产生沿着建模剖面的沉积物体积损失的粗估值。模型也能恢复距内陆地区的距离，这个内陆地区的侵蚀是基于河床剪切应力超出阈值的内陆限制预计出来的。而且，因为生境足迹和/或者生境密度的减少会增加波高和冲刷率，所以模型会计算当前或修正过的生境足迹的冲刷率空间变化和沉积物体积损失。换句话说，就是模型会估算由于自然生境的迁移或是改造引起的侵蚀增量。

### 评估

侵蚀保护模型将生境提供的，就避免了来自波浪侵蚀的财产损失的保护定量化。基于最近销售的样本，该区域属性的市价能够作为房产价格。稽征资料和重置成本法是另外两种常见的量化属性价值的途径。这三种选择中的任意一个都是这个模型的有效输入。由于这个模型是要计算数据匮乏地区，你只需要提供给定区域的平均属性价值信息。然而，这种程度的数据，会影响这些属性的真实值，因此在保护生境免受风暴侵袭方面的价值，直接依赖于输入属性值的质量。更多的关于每个数据资源优点以及使用这种方法进行评估的一般讨论的信息，请参考 Cannon (1995)。

沿海风暴破坏财产以及由于生境引起的损失差异能被当成一个指示因子，这个因子可以指示这些生境在抵抗来自风暴侵袭方面提供保护的财产价值。对于评估模型来说，它的主要输入值是从基线开始的遭受侵蚀的区域、管理预案、免受侵袭的大陆块数量、以及你所提供的地区数据的财产值。在被侵蚀基线和管理预案之间的距离差别被称为“免受侵蚀”或是免受侵蚀陆块：

$$R_A = R_2 - R_1 \quad (5.53)$$

这里的  $R_1$  和  $R_2$  是在生境预案一（基线）和生境预案二（管理预案）中，跨越一段长海岸距离  $L$  的陆地区域受侵蚀总量的估计，这个距离对于波浪和侵蚀的输出量是有效的。对于定义这个长海岸距离，我们交由你决定。然而，一般来说，它能被定义成一个海底地形、地貌、以及自然生境特性没有太多变化的区域。在每个生境预案下的陆地受侵蚀值  $R_x$  是取自侵蚀模型的侵蚀输出量  $E_x$ 。

$$R_x = E_x L \quad (5.54)$$

随着土地利用的改变，而这个改变有必要被认为是对其他可能的投资或时间倾向有影响，那么考虑生境提供的服务的期望现值EPV就是很适合的。EPV的估算使用一个你自己定义的时间层上的折算率， $i$ ，以及表达年限 $\tau$ 。EPV影响由于生境时间流逝而变化引起的免受风暴损害的动力值，并低估当折算率大于0时的长时间范围内的这些免受损害值。我们提供一个默认的折算率，但是你需要评估一下对于你的课题这个值是否适用。更多信息，详见[this website](#)。EPV也是与你研究风暴有联系的期望回溯周期的函数。风暴以它们发生的强度和概率来分类。因此，当风暴强度的期望频率是一百或一千年时，听到它们被称为“百年一遇风暴”或“千年一遇风暴”，这种说法就是很常见的。对于一场风暴平均每 $T$ 年发生一次的年际出现概率 $p=1/T$ ，这里得 $p$ 是一个跨时间尺度的常数，而不随以前的发生情况而变化。

模型估算生境对于抵抗侵蚀的海岸带保护价值，在做两种生境预案下的损害差异，对于给定的具有一个期望回溯时间 $T$ 的风暴类型，给定 $D_A = D_2 - D_1$ 。因为发生在不规律的时间间隔内，模型允许你在定义的时间范围内评估收益。对于给定的风暴类，EPV计算如下：

$$EPV = \sum_{t=1}^{\tau} \frac{pD_A}{(1+i)^t} \quad (5.55)$$

#### 5.9.4 局限和简化

尽管海岸带保护模型有助于你预警管理决策通过验证自然生境的保护性能力，但它有局限（理论上还是其他方面都有局限）。一个最基本的局限就是侵蚀保护模型估算所有的造成陆块损失的侵蚀。在某些地方这种估算方法会影响它的真实性；在其他地点，来自大风暴的侵蚀能通过无风天气期间净泥沙吸收被保留下来。这些稍稍有点复杂的物理动态过程超出了这个模型和我们在这里的分析范围。而且，模型预测生境提供的、就减少损失而言的海岸带保护服务功能中，侵蚀是由风暴波引起的，而非风暴潮。一些海岸带生境具有削弱除了风暴波的风暴潮的能力（例如，沼泽和海岸带森林），然而一些其他的近岸潮下带生境不具备（例如，海草床）。如果你要对来自飓风的风暴波建模，尽管这种飓风也能产生的大的浪潮，但现今的模型会低估前者生境的保护价值。

除了上面讨论的这些局限之外，模型还有技术性局限。第一个就是缺少高质量的、可读取的GIS数据。在你没有感兴趣区域的近岸剖面的情况下，基于观察的可供使用的简单经验法则就能帮助你生成一个剖面。尽管基于文献，这些经验法则也不会生成一个完美的契合所有感兴趣研究区域的剖面。此外，去研究区域考察从而获取缺失数

据会改善已经生成的剖面，因此也提高了结果精度。

近岸波浪与侵蚀模型的理论局限就更多了。正如前面提到的，波浪演化是使用一维模型建模的。这种评估中沿岸海底地形是始终如一的（例如，研究区域前面的剖面与沿着整个海岸线延伸区域的相似）。因为这未必是正确的，而模型忽略了许多在感兴趣研究区域近海的复杂的波浪传播。而且，尽管波浪模型使用了与观察结果对比效果极佳的默认校正参数（详见*Nearshore Waves and Erosion*），这个默认参数使得你目前不需要提供选择去校正。因此，波高值和波引起的沿着建模截面的水位值也许会与观察结果有差别。

波模型的另一个局限就是你在侵蚀保护EXCEL表中提供的已经被假定的植被属性，在建模过程中风暴具有作用力期间仍旧是有效的。而这个模型也忽略了发生在波浪扫过沉水植物时的所有非线性过程。举例来说，模型没有把发生在植被覆盖层边缘的波反射、由波力造成的植被因素的移动、或在风暴期间生境密度的减少纳入计算之中。而且，摩擦力和阻力系数默认值被用来计算生境对水柱施加的作用力。这暗示着这些力独立于水流扰动区域。最后，简单的实验模型被用来计算没过珊瑚或牡蛎礁的波剖面。尽管这些模型已经经过观察结果的验证，但他们忽略了许多可能会改变模型计算的波剖面的过程。你也应该意识到，虽然在一些低水平的风暴潮中，牡蛎礁提供了一些波浪保护，但牡蛎礁最基本作用是防止在典型或是一复一日的波浪状况和水位条件下，某些盐沼的波浪侵蚀。

Kriebel和Dean（1993）提出的模型被用来模拟海滩侵蚀。尽管这些实验模型被广泛的使用（USACE，2002），但它忽略了发生在风波期间的关键侵蚀过程。举例来说，风暴期间波浪和海床剖面之间的动态响应和反馈就没有被纳入计算之中。模型也没有估算和可能发生在模拟风暴过程中的沙丘破坏（dune breaching）和冲刷量。

为了模拟固结河床的冲刷，利用Whitehouse等（2000）提出的模型，并在侵蚀保护EXCEL表中，沉积物默认特性也有提供，但并不是适合于所有的研究区域。而且，在水平和垂直方向上都作出了整个河床具有相同特性的假设。最后，任何沉积物的再沉积和沉降以及在悬浮沉积物水平和波浪引起的底部速度的增加之间的动态响应都被忽略了。相对于使用默认参数值来说，具体研究区域输入参数也许会有助于提高模型结果的精度，但是不会对物理简化作出补偿。

免受损失模型能按照局部均衡分析进行分类。该模型通过保持其他因素不变的条件下只改变生境水平，利用基于过程的模型研究生境的侵蚀保护价值。然而，意识到在生境管理中的巨变或许会降低结果的可靠性是十分重要的。举例来说，在应对生境大变动的时候财产价值会改变，就可以使实例中的这些值在基线和预设情景中保持不变的假设无效。

模型计算的由生境造成的侵蚀的期望减少量，针对的是波浪演化中建模和近海岸侵蚀模型的风暴大小。然而，在你定义周期之间，海岸带生境在面对各种不同大小的

波浪和风暴时很可能会提供保护。对于评价生境的全部保护服务，最精确的方式可能就是发生在不同重现期的不同大小的风暴（例如，不同的飓风分类）进行模型的多次运行，并将模型以外的、由生境保护引起的期望免受损害值都加起来。例如：

$$EPV_{AllStorms} = \sum_{t=1}^{\tau_1} \frac{p_{Storm1} D_{A1}}{(1+i)^t} + \sum_{t=1}^{\tau_2} \frac{p_{Storm2} D_{A2}}{(1+i)^t} + \sum_{t=1}^{\tau_2} \frac{p_{Storm2} D_{A2}}{(1+i)^t} + \dots \quad (5.56)$$

你可以通过将来自InVEST模型对具有不同重现期的不同大小风暴多次运行的结果累加，从而执行此计算。

最后，这个模型没有具体计算产权所有者随时间的推移对侵蚀的利益响应。依靠这个响应，社区也许会修建人造侵蚀保护过程，产权所有者也许会抬高他们的房屋，许多人也许会出售他们的房产，而因此财产价值就下降了，等等。

总的来说，在波浪和海岸线地带之间的相互作用呈现出极其复杂的过程。使用集合财产价值（例如土地价值、结构价值）形成一个简化多样性和复杂种类的个人财产的数据计算免于来自侵蚀损害量，这里的个人财产是值遭受侵蚀损害（例如土地和结构损害的损失）的财产。因此，我们对于海岸带保护服务价值的评估并未对这些可能性进行区分。这里呈现出来的这个简单模型旨在抓住这些事物的本质，并指导我们对近岸生境在减缓侵蚀和泛滥的海岸带灾害中可能扮演的角色进行理解。

### 5.9.5 数据需要

正如前面提到的，侵蚀保护模型是由两个基本的子模型组成的：剖面生成模型和近岸波浪与侵蚀模型。推荐你运用这个模型，若你是第一次使用剖面生成工具去获取包含海底地形和后滨信息的垂岸方向剖面。这个工具还会帮助你获取多种有用的信息，主要包括：沿感兴趣区域剖面的海底地形和近岸地形；研究区域内出现的自然生境的类型，以及你在剖面中的位置；近岸波高值、风速值以及研究区域的fetch方向。一旦这些剖面信息获取，作用力参数也已选定，那就可以运行近岸波浪与侵蚀模型。而且，为了研究管理措施对波浪和侵蚀的影响，你还可以选择管理举措的类型或是改变每个生境的足迹与密度。想要运行近岸波浪与侵蚀模型，最小程度上需要波浪和风暴信息以及海底地形剖面。而且，研究区域呈现的自然生境特性和后滨类型信息也是需要的。

#### 剖面生成器

**1.工作区（必需的）：**你需要具体指定一个存放输出量的工作文件夹路径。推荐你创建一个包含所有模型输出量（既有剖面生成输出量也有近海波浪与侵蚀输出量）的新文件夹。例如，通过在“Coastal-protection”文件中创建一个名为“WCVI”的文件夹，模型将会创建一个“-Profile-Generator-Outputs”文件夹和/或一个“-NearshoreWaveErosion”文件夹，文件夹里包含了你运行模型之后所有的输出量，还生成一个名为“scratch”的中间文件夹（intermediate folder）。

```
Name: Path to a workspace folder. Avoid spaces.
Sample path: \InVEST\CoastalProtection\WCVI
```

**2.剖面生成模型运行标注（最多10中特性）（必需的）；** 给出一个反映你运行程序的地点或是原因简短名称。这个名称将被用来创建一个子文件夹，子文件夹是在包含你运行模型的所以输出量的“-Profile-Generator-Outputs”文件夹中。例如，如果你选择标注“Dune-2m”那是因为你去看有一个2m沙丘的垂岸剖面是什么样的，那么在“-Profile-Generator-Outputs”文件夹中一个名为“Dune-2m”的文件夹就创建了。这个文件夹就有名为“html-txt”和“map”的两个子文件夹。“html-txt”文件夹里包含了一个html文件，这个文件概括了具有感兴趣研究区域创建剖面数据的信息，并展示了自然生境沿剖面的位置。“map”文件夹里包含了能在GIS中可视化的地形图。这些地形图中包括了展示获取向量和获取距离的折线段，沿截面截取海底地形和地形的点以及显示自然生境位置的点。

```
Name: A concise label describing the model run
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
Sample: Dune_2m
```

**3.着陆点（必需的）；** 提供一个你想要运行剖面生成位置的点地形图。为了避免模型投影WaveWatchIII模型数据输入量时要进行投影转换，输入的数据必须是WGS1984的投影。这里强烈推荐你使用沿边捕捉以确保点是在陆地多边形（地形线）的边缘上。从这些地点剖面生成会截取一个正交于土地的剖面（如果你在GIS中截取一个截面），并从最接近深水WW3格点中集聚了风和波浪数据，以及/或者计算fetch distance，平均分成16个方向。如果你在GIS中截取一个垂岸方向的截面，那么请确保仔细检查围绕输入量的海岸线并有根据地调整着陆点的缓冲距离（input 8）。

```
Name: File can be named anything, but no spaces in the name
File type: point shapefile (.shp)
Sample path (default): \InVEST\CoastalProtection\Input\LandPoint_BarkSound.shp
```

**4.土地多边形（必需的）；** 这些输入可以为模型提供感兴趣海岸区域的地理形状，以及指示这是陆地和海景的边界。

```
Name: File can be named anything, but no spaces in the name
File type: polygon shapefile (.shp)
Sample path (default): \InVEST\Base_Data\Marine\Land\LandPolygon_WCVI.shp
```

**5.你是否想在GIS中截取一个垂岸方向截面？（必需的）；** 这个下拉框允许你选择1) 想要在GIS中截取一个截面，2) 将会上传一个自己的垂岸剖面，或者3) 倾向于使用模型创建一个理论剖面。对于这个问题所提供的答案将取决于随后输入的结果是否是必需的还是有选择性的。

```
File type: drop down options
Sample: (1) Yes
```

**6.水深网格 (选择性的);** 如果你对刚刚的问题“你是否想要在GIS中截取一个截面”的回答是“(1) Yes”, 那么模型就会需要一个DEM来截取垂岸方向剖面。这些水深网格层应该有一个相对于平均较低低水位的竖向标高。

```
Name: File can be named anything, but no spaces in the name
File type: raster dataset
Sample path: \InVEST\Base_Data\Marine\DEMs\claybark_dem
```

**7.生境数据目录 (选择性的);** 如果你对于问题: “你是否想在GIS中截取一个垂岸方向剖面”的回答是“(1) Yes”, 那么模型将会视情况考虑在垂岸方向截面上的交叉部分的自然生境的位置。这样做的话, 你必须储存在一个独特目录中你想要考量的所有自然生境输入层。每个自然生境层应该由这些生境的位置、以及所有在这个文件夹中的, 必须是多边形地形文件且投影单位是米的生境数据组成。而且, 每个图层都应该以带上独特数字的下划线结尾, 例如“-1”或者“-2”。这个模型目录中能允许的的最多图层数量是6层。不要在这个文件夹目录中储存任何额外的与分析无关的文件。如果在进行多种分析时你需要添加或是移除一个研究区域的自然生境层, 你就必须针对每个分析(删除你想要移除的生境)都创建一个“Natural Habitat”。如果你从分子中移除了自然生境, 仅保持这个输入空白就可以。

```
Name: Folder can be named anything, but no spaces in the name
File type: None, but must contain polygon shapefiles (.shp)
Sample path: \InVEST\CoastalProtection\Input\NaturalHabitat
```

**8.立地点缓冲距离;** 如果你对于问题: “你是否想在GIS中截取一个垂岸方向剖面”的回答是“(1) Yes”, 那么模型就需要这个距离值, 并基于靠近立地点海岸线坡度(input 3)去创建横断面。立地点地形必须有从海岸线地带起始的缓冲距离, 这个海岸线地带由土地多变性(input 4)定义。而且, 在立地点后面或是之前的陆地面积必须必缓冲距离宽。一般来说, 250m的缓冲距离就足够了。然而, 如果研究区域沿着狭长岛屿或者沙咀, 那么这个缓冲距离就应该远小于这个岛屿或者是沙咀的宽度。如果你的立地点被设置在蜿蜒的海岸线附近, 那么你应该从立地点沿着没有被海岸线突然的角度变化横跨的海岸的所有方向来决定最大距离, 这种做法是我们推荐的。这个距离的测量应该被输入为立地点缓冲距离, 并且将允许模型针对正交于这个立地点研究区域的截面, 决定其真实角度。

```
Name: A numeric text string (positive integer)
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
Sample (default): 250
```

**9.剖面长度;** 如果你对于问题: “你是否想在GIS中截取一个垂岸方向剖面”的回答是“(1) Yes”, 模型就需要你想从立地点(input3)到一个合适的后滨地区创建剖面的长度限制(km范围)。如果提供的是无缝DEM, 那么剖面生成模型会从距立地点的相同长度的内陆地区截取地形图。这个长度应该是从立地点到最深邻接点(在受保护区或是入海口)的距离, 例如一个邻接的大陆块就不能被截取截面, 或者从立地点到

沿着受保护区域或暴露海岸线的具有最够深度的点。:

```
Name: A numeric text string (positive integer)
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
Sample (default): 25
```

**10.垂岸方向剖面 (选择性的);** 如果你对于问题:“你是否想在GIS中截取一个垂岸方向剖面”的回答是“(2)No”,那么模型就不会从GIS图层中截取一个垂岸方向剖面,但是会创建一个平滑后滩剖面,或者修改你选择的某个垂岸方向剖面。这个文件包含最少2维的(x, z)坐标轴。这个坐标轴必须被标签分隔成两列,第一列必须是垂岸距离x轴, x=0时表示在海岸线上(x轴正方向指向向海,负方向指向向陆)。X轴的空间分辨率(两个x坐标之间的空间)必须等于1(dx=1)。第二列必须指示沿着x轴的垂岸方向抬升。深度值必须是负值(相对于平均较低低水位来说),面积抬升必须是正值。:

```
Name: File can be named anything, but no spaces in the name
File type: Tab delimited text file with two columns (X,Z) (.txt)
Sample path: \InVEST\CoastalProtection\Input\Depths.txt
```

**11.平滑化百分比(必需的);** 输入你想要通过模型创建或提供的剖面平滑化百分比数值。数值“0”表示没有平滑化。

```
Name: A numeric text string (positive integer)
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
Sample (default): 5
```

**12.侵蚀保护EXCEL表(必需的);** 这个文件包含了有关于能允许模型去构建一个完整垂岸方向剖面的研究区域的信息,其中包括潮位和剖面边坡修正。而且,剖面生成模型也会填入自然生境的位置,如果你把生境数据目录包含进输入量之中。这个表格有4个部分:研究区域的一般信息、前滨/后滨剖面修正、以及适用于模型工具的生境。在前滨/后滨剖面修正部分,你可以选择沿着剖面插入线性斜坡来修正地形和海底剖面。如果你在剖面生成模型中包括了一个生境目录,那么你就需要加上生境部分。更多关于如何去完善侵蚀保护EXCEL表的这个信息,请参考*Erosion Protection Excel Table*。

```
Name: File can be named anything, but no spaces in the name
File type: *.xls or .xlsx (if you have MS Excel 2007 or newer)
Sample path: \InVEST\CoastalProtection\Input\ErosionProtection_WCVI_BarkSound.xls
```

**13.WaveWatchIII模型数据(选择性的);** 如果你想要模型进行能够呈现你研究区域的海洋状况的风和浪的聚统计,请上传在InVEST中提供的下载包的WW3文件。模型会利用这个数据集从离你研究区域最近的模型格网中去读取最大,前10%,以及前25%的风速和波高,还有有联系的波周期值。

```
Name: File can be named anything, but no spaces in the name
File type: polygon shapefile (.shp)
Sample path: \InVEST\CoastalProtection\Input\WaveWatchIII.shp
```

**14.Wavwe Watch III 搜寻距离(千米);** 模型为了发现最近的WW3点,需要这些

搜寻距离。默认距离是50千米，但是许多距离值是需要依赖于你距WW3点最近立地点的距离去增加的。为了决定出最合适于你研究区域的距离，你可以使用GIS去测量距WW3模型数据点最近的立地点的距离。

```
Name: A numeric text string (positive integer)
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
Sample (default): 50
```

**15.你想对立地点计算Fetch吗？**这个下拉框允许指定你是否想要模型去计算风区距离 (fetch distance)。如果你选择的是“(1) Yes”，那么fetch半径将会从立地点 (input3) 开始延伸，并基于土地多边形 (input4) 截取.结果将会在16个方向上进行平均。

```
File type: drop down options
Sample: (1) Yes
```

### 近岸侵蚀与保护

近岸侵蚀保护模型估算没过你的从近岸值到海岸线测量水深的波高剖面。它惯用于估算海滩或是泥质基底的侵蚀量。这个部分就是解释如何去获取并或解译模型需要正确运行的所有数据。

**1.工作区 (必需的)；**你需要指定一个存放模型输出量的工作区文件夹路径。这里推荐你使用与剖面生成模型一样的工作区文件夹，这个文件夹里包含所有的模型输出量 (不仅有剖面生成模型输出量还有近岸侵蚀与保护模型输出量，详见 *Profile Generator*)。在这个工作区中，我们将创建一个名为“-WaveModel-Outputs”的包含所有近岸侵蚀与保护模型的输出量的文件夹。

```
Name: Path to a workspace folder. Avoid spaces.
Sample path: \InVEST\CoastalProtection\WCVI
```

**2.波浪与侵蚀运行标注 (最大10个特性) (必需的)；**提供一个反映你运行原因的简短命名。这些标注会被用作所有创建在“-WaveModel-Outputs”里的输出量的后缀。例如，如果你选择标注“Dune-2m”去由2m高沙丘提供烦人评估保护性服务，模型会创建一个命名为“OutputWaveModel-Dune2m”的超文本标记语言输出文件，以及一个文本文件指定波高作为命名为“WaveHeight-Dune2m”的垂岸方向距离的函数。

```
Name: A concise label describing the model run
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
Sample: Dune_2m
```

**3.侵蚀保护EXCEKL表 (必需的)；**你需要填写以及上传侵蚀保护EXCEL表格。这个表格包含了关于潮位、你研究区域基底类型、自然生境类型和物理特性，以及管理举措如何影响自然生境的一些信息。更多关于如何完善侵蚀保护EXCEL表的信息，请见 *Erosion Protection Excel Table*。

```
Table Names: File can be named anything, but no spaces in the name
File type: *.xls or .xlsx (if you have MS Excel 2007 or newer)
Sample: InVEST\CoastalProtection\Input\ErosionProtection_WCVI_BarkSound.xls
```

**4.垂岸方向剖面（必需的）；**为了模拟在你研究区域的波高演化过程，垂岸方向剖面是必需的（这个剖面能从剖面生成模型的输出结果中获取）。这个结果输出文件能在剖面生成模型成功运行的“html-txt”文件中找到并将被称为“CreatedProfile -[suffix].txt”。这个文件必须包含至少2个（X,Z）坐标轴，而且必须被标注分隔成两列。第一列必须是垂岸距离X轴，当X=0表示在海岸线上（x轴正方向指向向海，负方向指向向陆）。X轴的空间分辨率（两个x坐标之间的空间）必须等于1（dx=1）。第二列必须指示沿着x轴的垂岸方向抬升。深度值必须是负值（相对于平均较低低水位来说），面积抬升必须是正值。

```
Name: File can be named anything, but no spaces in the name
File type: Tab delimited text file with two columns (X,Z) (.txt)
Sample path: InVEST\CoastalProtection\WCVI_ProfileGenerator_Outputs\Dune_2m\html_txt\CreatedPr
```

**5.你有波高和波周期值么？（必需的）；**模型需要你的剖面中近海边缘波高和波周期作为起始条件。这个下拉框允许你选择你是否1）提供波高和波周期值，或者2）将会代替的提供风速、fetch distance、以及水深度。如果你选择回答1：“是的，我有这些数值”，在以“IF1”开始的提示性语言的提示下输入他们。如果你选择回答2：“不，请从风速和风区距离（fetch distance）计算这些值”，在以“IF2”开始的提示性语言的提示下输入风速、风区距离（fetch distance）还有水深度。如果你运行剖面生成模型，输入WW3数据，并用模型计算风区距离（fetch distance），你就可以为了波高、波周期、风速和风区距离（fetch distance）的默认值使用模型运行的超文本标记语言输出结果。图12和13页能被用作指导对于在某些风暴类型中观察的典型波高和风速。

```
File type: drop down options
Sample: (1) Yes
```

**6.波高（米）（选择性的）；**波高是波峰与波谷之间的距离，正如图中在风区距离（fetch distance）下展示的（下图）。对于风暴期间的波周期典型值，见下面数据。

```
Name: A numeric text string (positive integer)
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
```

表 5.3 波高典型值和与多种类型有联系的波周期以及风暴分级。利用这个信息去作出最好的猜测关于你研究区域的近岸波特性。

Weakly circulating tropical system with winds under 45 mph.		
<u>Tropical storm</u>	Very steep seas.	H 5 - 8 m T 5 - 9 sec
Circulating tropical system with winds over 45 mph and less than 75 mph.		
<u>Hurricane</u>	Can produce large wave heights.	Saffir Simpson Hurricane Scale
Intense circulating storm of tropical origin with wind speeds over 75 mph.	Directions near storm center are very short-crested and confused.	<u>SS</u> <u>H(m)</u> <u>T(sec)</u>
Shape is usually roughly circular.	Highest waves are typically found in the right rear quadrant of a storm.	1 4-8 7-11
		2 6-10 9-12
		3 8-12 11-13
		4 10-14 12-15
		5 12-17 13-17
Wave conditions are primarily affected by storm intensity, size, and forward speed, and in weaker storms by interactions with other synoptic scale and large-scale features.		(see Table IV-1-4)
<u>Extratropical cyclones</u>		
Low pressure system formed outside of tropics.	Extreme waves in most open-ocean areas north of 35° are produced by these systems.	Weak: H 3-5m T 5-10 sec
	Large waves tend to lie in region of storm with winds parallel to direction of storm movement.	Moderate: H 5-8m T 9-13 sec
Shapes are variable for weak and moderate strength storms, with intense storms tending to be elliptical or circular.	Predominant source of swell for most U.S. east coast and west coast areas.	Intense: H 8-12m T 12-17sec
		Extreme: H 13-18m T 15-20sec

Coastal Engineering Manual, USACE 2002

**7.波周期（秒）（选择性的）；** 波周期是对于两个连贯的波峰通过某一不动点的总时间（见风区距离（fetch distance）下面的数据），以秒计。波周期应小于20秒。对于风暴中波周期的典型值，见前面的数据。

Name: A numeric text string smaller than 20 seconds (positive integer)  
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)

**8.风速（米每秒）（选择性的）；** 如果风区距离（fetch distance）足够长，那么过水面的稳定强风会产生高波浪。请输入一个代表你想要呈现的研究区域条件状况的风速值。请记住，根据他们朝向方向，你研究区域的风模式也许会季节性信号和变化。如果你已经在剖面生成模型中上传了WW3数据，我们将会给你提供你研究区域的，代表典型风暴风速的风向玫瑰图超文本标记语言输出，结果是来自16个均等方向的。而且，下面的数据也能被用作指导你观察某些类型风暴期间的典型风速。

Name: A numeric text string (positive integer)  
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)

表5.4: 中心压力的典型值、风速以及针对不同等级的飓风的巨浪水平

Table IV-1-4				
Saffir-Simpson Damage-Potential Scale				
Scale Number (category)	Central pressure (millibars)	Wind speed (m/sec)	Surge (m)	Damage
1	≥980	33-42	~1.5	Minimal
2	965-979	43-49	~2-2.5	Moderate
3	945-964	50-58	~2.6-3.9	Extensive
4	920-944	59-69	~4-5.5	Extreme
5	<920	>69	>5.5	Catastrophic

(From Hsu (1998); originally from Simpson and Riehl (1981))

Adapted from Coastal Engineering Manual, USACE 2002

利用这些信息做出关于你研究区域的近岸风速的最好猜测，如果你想要模型去评估你研究风暴中，风成浪的波高值和波周期值。而且，也能利用这些信息作出最好的关于你研究的风暴期间的巨浪抬升。

**9.Fetch Distance(米) (选择性的);** 在这里Fetch 被定义成在某一罗盘方位上过水面无障碍的风。经过一段更长的fetch的风会产生比经过更小风区距离 (fetch distance) 更高的波浪。你可以通过选择剖面生成工具中的fetch选项，从罗盘中得到来自16个均等的fetch方向。(详见下面的数据)

Name: A numeric text string (positive integer)  
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)

**10.水深度 (米) (选择性的);** 对于给定的风区距离 (fetch distance)，吹过一个浅水区域的风相比于风吹过广阔的洋面时会产生更小的波浪。这里，输入你选择的沿着fetch角的平均深度值 (见前面的数据)。这些数值将会用来生成波高的实际值和与你研究区域有联系的波周期值。

Name: A numeric text string (positive integer)  
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)

**11.风暴历时 (小时) (必需的);** 为了预测在潮间带或是潮上带区域海滩侵蚀或是海床冲刷的量，输入你输入风暴间的最大到达水位，还有它的历时。请指定你想要模拟的风暴历时。

Name: A numeric text string (positive integer)  
 File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)  
 Sample (default): 5

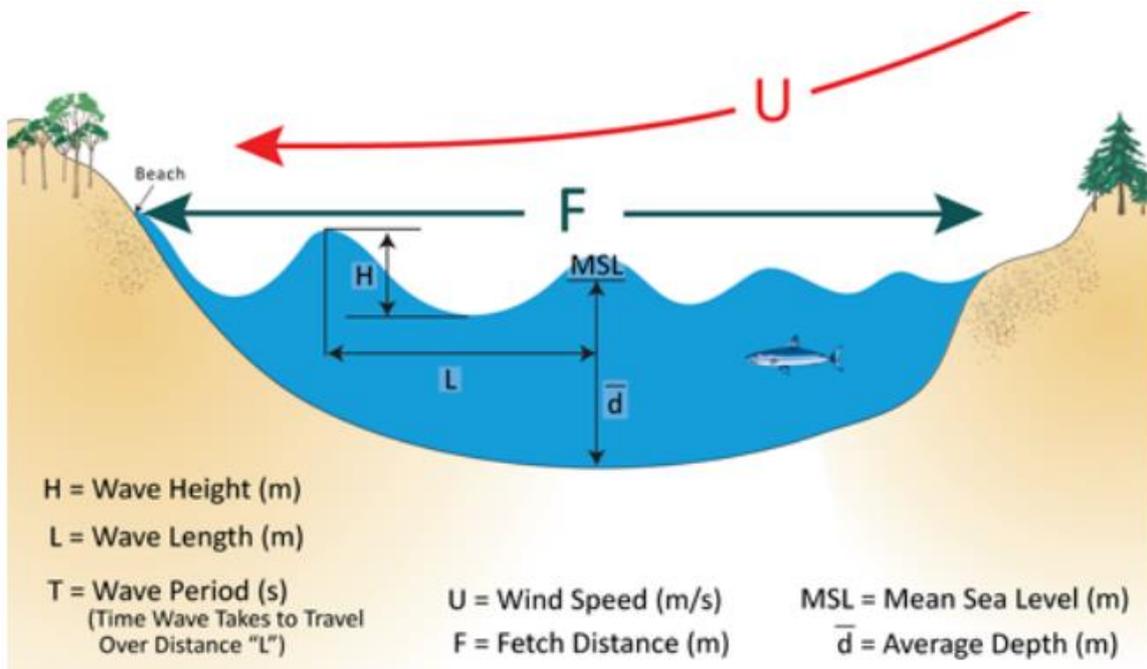


图5.5 模型中使用的各种海岸带工程术语的定义

**12.巨浪抬升（米）（必需的）；** 为了预测在潮间带或是潮上带区域海滩侵蚀或是海床冲刷的量，输入你输入风暴间的最大到达水位。请确保你输入的风暴潮位是与风俗或者你输入的波高一致。为了指导，请在飓风期间观察到的典型风暴潮水平中查阅风速数据。这个巨浪抬升应用在MSL中。例如，如果你想研究一个在高潮位时侵袭你研究区域的风暴，你必须将高潮抬升添加到这个巨浪值中，并输入这些输入值的总和。

Name: A numeric text string (positive integer)  
 File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)  
 Sample (default): 1

**13.模型空间分辨率（dx）（必需的）；** 一个大空间分辨率有时能引起模型输出结果的不稳定和不精确。请在你想要运行的，模型中选择一个合适的分辨率。这个值能比比任何一个值大或小。然而，请记住，小空间分辨率会导致更长的计算时间。

Name: A numeric text string (positive integer)  
 File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)  
 Sample (default): 1

**14. 计算经济评价（选择性的）；** 通过选中此框，使用者可以命令模型粗略估计他们想要的生境的市价和在归因于生境修正（减少）带来的损失。

**15. 海岸范围（米）（评价必需的）；** 为了获取一个与后退或侵蚀有联系的陆块损

失的大致区域，后退距离或侵蚀距离必须要乘以海岸范围。本质上，这些沿着海岸的一个有相同期望数量的后退长度。换句话说，这是与沿着海岸的自然生境类型、自然生境覆盖以及观，管理措施还有地形/bathy，作用力状况大致统一的长度。

```
Name: A numeric text string (positive integer)
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
Sample (default): 250
```

**16.财产值（当地财政）（评价必需的）；** 你想要在模型的评估计算过程中的土地价值是每平方米土地的平均财政值。这个模型被视为评估由于侵蚀而遭受的财产损失的一种方法，然而你可以使用任何来源的单位面积值。例如，如果你有每平方米海滩的替代成本数据，那模型就会提供由于生境带来的免受取代成本的估算。输入模型中的数值是地区侵蚀的函数，因此，它能用来度量任何由于侵蚀造成的有效损失值。

```
Name: A numeric text string (required for valuation)
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
```

**17.风暴重现期（年）（评估必需）；** 这是应用在模型运行过程中研究区域的风暴发生经历的年数。更极端风暴比不那么极端的风暴发生发的要更加频繁。在风险评估中的运用的典型重现周期是10年、50年、100年和500年，而10年是最常见和温和的条件，而500年就是极其极端而且不频繁/可能性很少的风暴条件。

```
Name: A numeric text string (positive integer)
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
Sample (default): 10
```

**18.折现率（评估必需）；** 一个去调整未来的自然生境财政收益以适应现代的折现率是必需的。我们提供5%的默认值，但强烈建议针对你决定生成的背景，估算一个合适的折现率：

```
Name: A numeric text string (positive integer)
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
Sample (default): 0.05
```

**19.评估的时间范围（年）（评估必需）；** 这个年限是你想要估算的由生境提供的海岸带保护服务值。

```
Name: A numeric text string (positive integer)
File type: text string (direct input to the ArcGIS interface)
```

## 侵蚀保护EXCEL表

侵蚀保护EXCEL表包含四个部分：一般研究区概况；剖面修正；生境以及生境管理措施。

### 一般研究区概况

**1.潮汐高程：**你将输入相对于平均较低低水位（MLLW）的平均海平面（MSL）高程和平均高水位（MHW）高程。由于大部分的水深深度调查或近岸调查都是在最低潮位时进行的，这是假定水深数据（DEM，一个与实际截面调查相符合的文本文件，等等）资源的高程基准是MLLW。如果大家知道水深数据的高程基准是MLLW以外的事物，那么就输入相对于已知基准的MSL和MHW高程。例如，如果高程基准是实际的MSL，MHW超过MSL的高程是0.5m，那么对于MSL和MHW这栏就应该分别输入0和0.5。下面的屏幕截图向我们展示了这个例子，地形和水深高程被认定与MLLW有关，并且MSL和MHW分别超过MLLW0.3m和0.6m。

**General Site Information**

*Tides Elevations referenced to Mean Lower Low Water*

Tide Information (referenced to Mean Lower Low Water)	Mean Sea Level [m]	Mean High Water [m]
	0.3	0.6

Your site is microtidal (Tidal Range < 2m)

[CLICK ME for more information in tidal range values around the world.](#)

图5.6：在侵蚀保护EXCEL表中“General Site Information”模块的潮汐信息区域的截图

这些信息通过波浪与侵蚀模型用来转换相对于MSL的剖面深度。而且，在EXCEL表格中针对数据提供了一个链接，展示了世界上不同地区的潮汐范围(MHHW和MLLW高程之间的差别)。如果你对于你自己输入的潮汐高程值不确定，你可以查阅这个图以确保这个潮汐范围与你所输入的值相符合。另外，你也可以将MSL近似为潮汐范围的一般，将MHE近似为图中展示的潮汐范围值。就所有的输入值而言，如果潮汐的准确局地测量是可以获取，那么这些数据也是可以使用的。

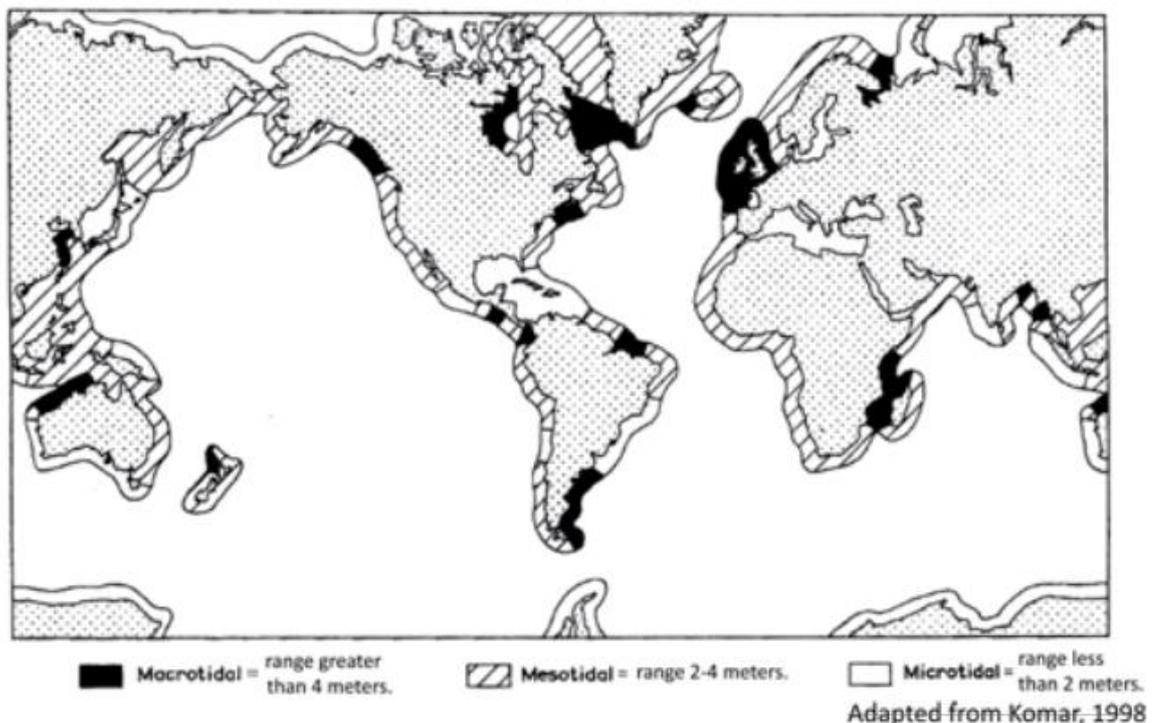


图5.7: 世界范围内的潮汐变化范围。这个信息能被用来对感兴趣区潮汐高程值作出做好的预测。

**2.后滨类型，沉积物以及海滩特性：**这里，你定义构成后滨的沉积物类型。为了更加这两个选项更完整的描述，请回顾cp-ProOptions。选项1余一个沙质后滨相符合，选项2与泥质后滨相符合；这说明了侵蚀计算时要运行波浪与侵蚀模型。你必须输入你研究区域的沉积物的中间粒径或是中值大小。如果你对研究区域的沉积物有一个定性描述（粗砂、极细砂、粉砂等等），那么通过下面展示的统一土壤分类(from Dean and Dalrymple, 2002, Ch. 2)就能获得沉积物的相对大小。EXCEL表中还有这个图的链接。

如果沉积物大小与后滨选项不匹配（例如，如果选择1，沙质海滩被选择了，且沉积物大小与黏土/泥质符合），那么一个错误警示信息会让你知道你必须改变沉积物大小以便于后滨选择达成一致。

如果选项是一个沙质海滩并且一个有效的沉积物大小输入进去，那么你就需要输入你研究沙质海滩的以下特征：沙丘高度、平台宽度以及前滨运行情况。沙丘高度是丘峰相对于沙坝的高程。如果你不确定是否有沙丘存在于你的研究区域，下面有一个地图展示了世界范围内沙丘的存在区域。

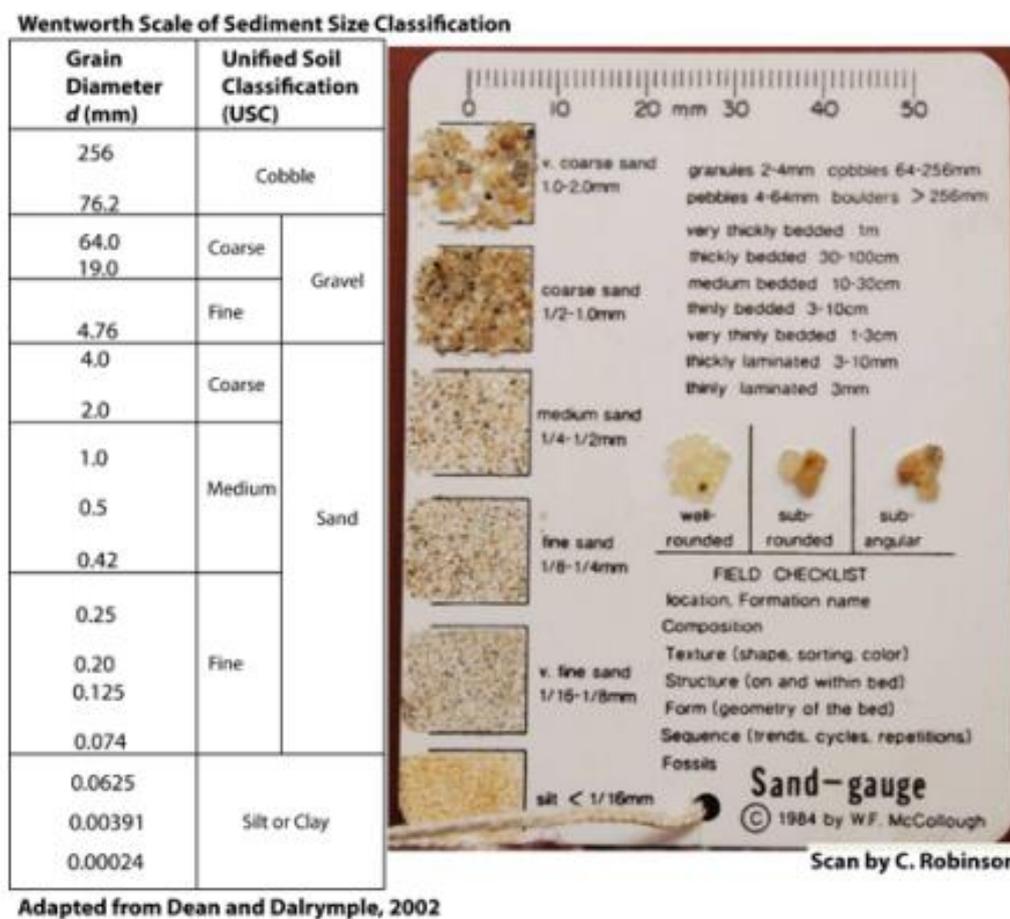


图5.8 沉积物大小分类使用这个表格和地质技术进度指示表以便作出最好的关于研究区域沉积物大小的预测

平台宽度是沙质海滩从海岸线到沙丘麓或其他后滨特征地形（海滨开发、河口等等）的距离。沙丘高程是沙质海滩相对于MSL的高程。建议沙丘高程至少与MHW的高程一样高。最后，前滨运行是前滨坡度的倒置。填充EXCEL表明表格你基于沉积物大小选择前滨运行（the excel table populates suggested foreshore runs for you to choose from based on sediment size）。下面的图展示了沙质后滨的这些特性的图形定义。

由于沙区的高度和宽度以及高程是很容易就能从视觉估计中获取的，我们鼓励大家视察一下你的研究区域从而获得更为精确的参数值。而且，前滨坡度能从一个简单的方法中获得，详见附件A。

除了说明运行侵蚀模型需要的波浪与侵蚀模型，以及这些模型的重要物理特性，这些信息也说明剖面生成模型。例如，如果一个沙质海滩被选择了，那么剖面生成模型会在生成的剖面中包含海滩几何（前滨坡度、平台高度和宽度、沙丘高度）。而且，如果你选择

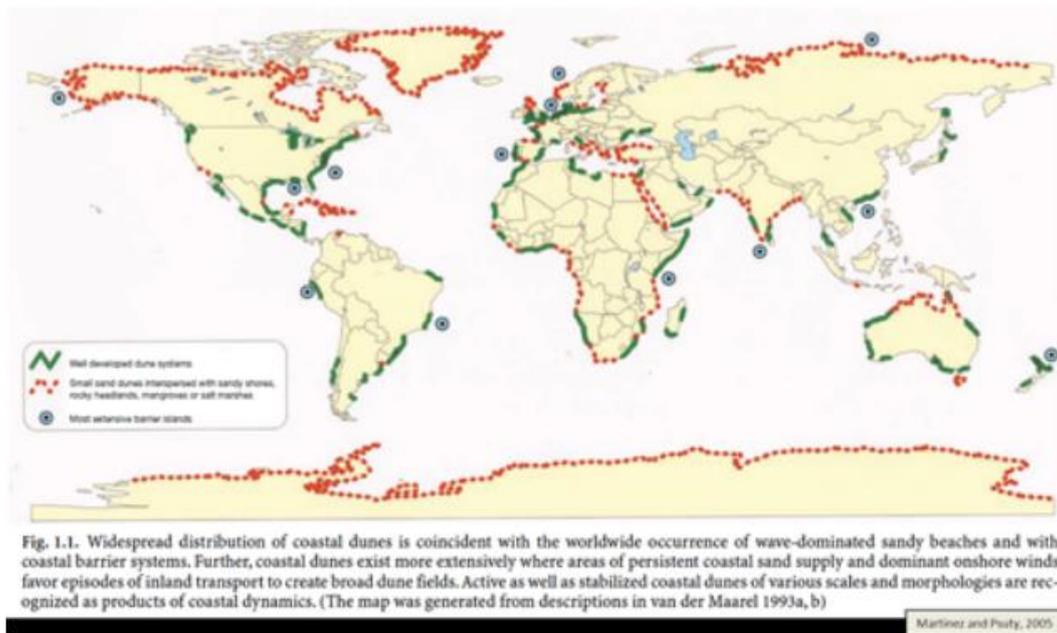


图5.9 展示世界上沙丘分布大致区域的地图。这个信息可以用来对研究区域是否存在沙丘作出猜测。

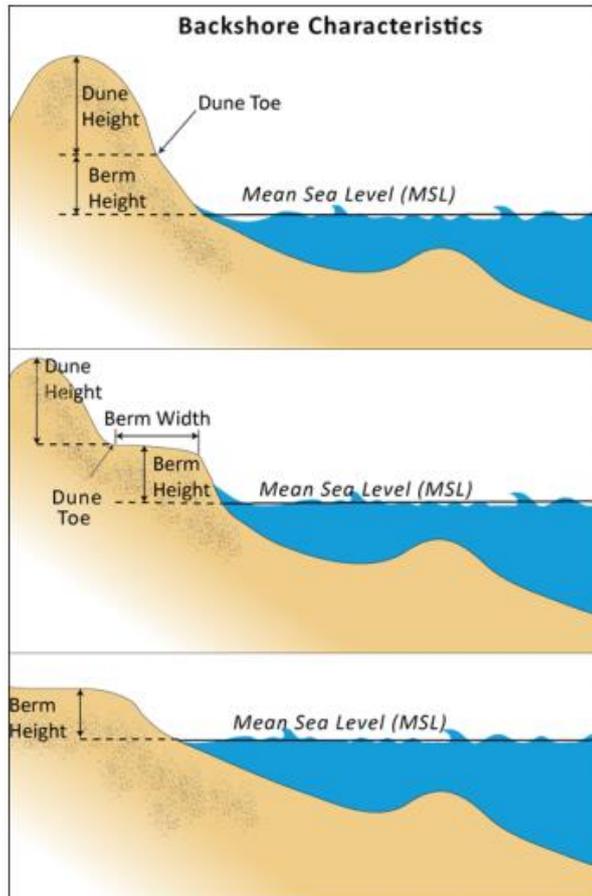


图5.10 典型沙质海滩中平台高度、平台宽度以及沙丘的定义了剖面生成工具去创建一个均衡海滩剖面（仅对沙质海滩），剖面生成工具利用这里提供的这些沉积物数据去计算沉积物比例因子（详见Equation EqProf）。

下图是你输入这些后滨和沉积物特性时的屏幕抓图。在下面这个例子中，这个位置是具有中等大小沙粒的沙质海滩。由于选项和沉积物与沙质海滩一致，干密度和侵蚀常数区域就是灰色的。如果这个例子与泥质系统一致，那么沙质海滩区域就是灰色的，而干密度和侵蚀常数就会显现。

Is your backshore a sandy beach (Option 1) or a marsh/muddy system (Option 2) ?	Option Number (1 or 2):
	1
You have a sandy beach, please indicate sediment size [mm] below	

[CLICK HERE for sediment size examples](#)

Sediment Size [mm]:	0.20
You have an erodable sandy beach	

Sandy Beach	
Sand Dune Crest Height [m]	2
Sand Berm Length [m]	100
Sand Berm Crest Height [m]	1
Foreshore Run (Slope=1/Run)	50

[Are dunes likely to be at your site?](#)  
[Typical Beach Profile](#)

Suggestions for foreshore run :

Protected Beach	Mod. Exposed Beach	Exposed Beach	Various Beaches
21	37	76	44

Muddy Shorelines	Dry Density [kg/m <sup>3</sup> ]	Erosion Constant me [kg/hrs]
	70	0.0010

图5.11: 侵蚀保护EXCEL表的“General Site Information”部分后滨和沉积物特性区域截屏剖面修正

在这个部分，你可以往他们的地形/水深剖面上添加三个线性（单调的）模块。为了能添加单调剖面，运行值“R”(坡度=1/R)还有在这些单调斜坡之间将要运用的垂岸位置都是必需的。对于一个平坦剖面，你可以输入0或者一个非常大的数字。使用的条件就是：截面起始点是向海的终点。而且，x轴的原点就在海岸线上，并且x轴正方向指向近海岸，而负方向指向海岸线的向陆方向。在下面展示的截图中，用户希望设置一个从海岸线到离岸5km地方的1/600的坡度。

这个例子可能与无缝拼接的高程的或没有地形勘测的案例相一致，而且用户是在把一个与红树林有联系的典型坡度当做后边坡度。

### Profile Modification

<b>Profile Modification/Addition</b>			
	<b>Slope X</b>	<b>Seaward Edge [m]</b>	<b>Landward Edge [m]</b>
<b>Slope 1</b>	600	0	-5000
<b>Slope 2</b>	0	0	0
<b>Slope 3</b>	0	0	0

表

5.12: 侵蚀保护EXCEL表中“Profile Modification”部分的截图

### 生境

在这些表格中，你可以指定依照具体的剖面生成器提示呈现在自然生境文件夹中的自然生境类型。如果你想将剖面生成中的生境自动定位在垂岸剖面上，而不是手动的去记录，这个表格就一定要填写好。为了让剖面生成工具的用户了解哪个文件夹中图层与哪种生境类型一致，你就需要在生境地址单元中输入与地形文件后缀名一致数目（例如，“1”、“5”等），这个后缀名也是与生境相一致的。如果一个特殊的生境出现了，那么这一栏就会是空白的状态。在下面的例子里，红树林、海草床、以及珊瑚礁都出现在了研究区域，并且后缀名与这些生境类型相对应的分别是1、2、3。

### Habitats

*Enter the suffix number associated with the layers in your Habitats folder. For habitats not in your directory leave the "ID" blank.*

Habitat ID	1	2	3		
Habitat Name	Mangroves	Marsh	Seagrass Beds	Sand Dunes	Coral Reef
					Other

图5.13: 侵蚀保护EXCEL表中“Habitat”部分的截图

### 生境管理措施

**1.沙丘:** 如果你的管理措施中包括降低沙丘的高度（或者你想要研究如果沙丘变低或是被移除的条件下侵蚀的增量），你就应该在这个区域中输入降低高度百分比。0值代表没有变化而100代表沙丘完全被移除。在下面展示的例子中，管理措施就是通过降低沙丘75%的高度。

Sand Dune	Crest Height Reduction (%)	75
-----------	----------------------------	----

图5.14: 这是你可以在与管理措施有联系的沙丘高度中定义降低百分比的地方

**2.植被:** 你可详细说明三种近海岸植被类型的物理特性: 红树林、海草床以及沼泽。你可以把海岸带森林看作是红树林。对于每种植被类型, 你需要明确一个相对高度、茎直径以及茎密度。请见下面的对于这些术语的定义图, 并且你在下一个图中还可以见到海草床、沼泽以及红树林的这些物理特性的样品值。

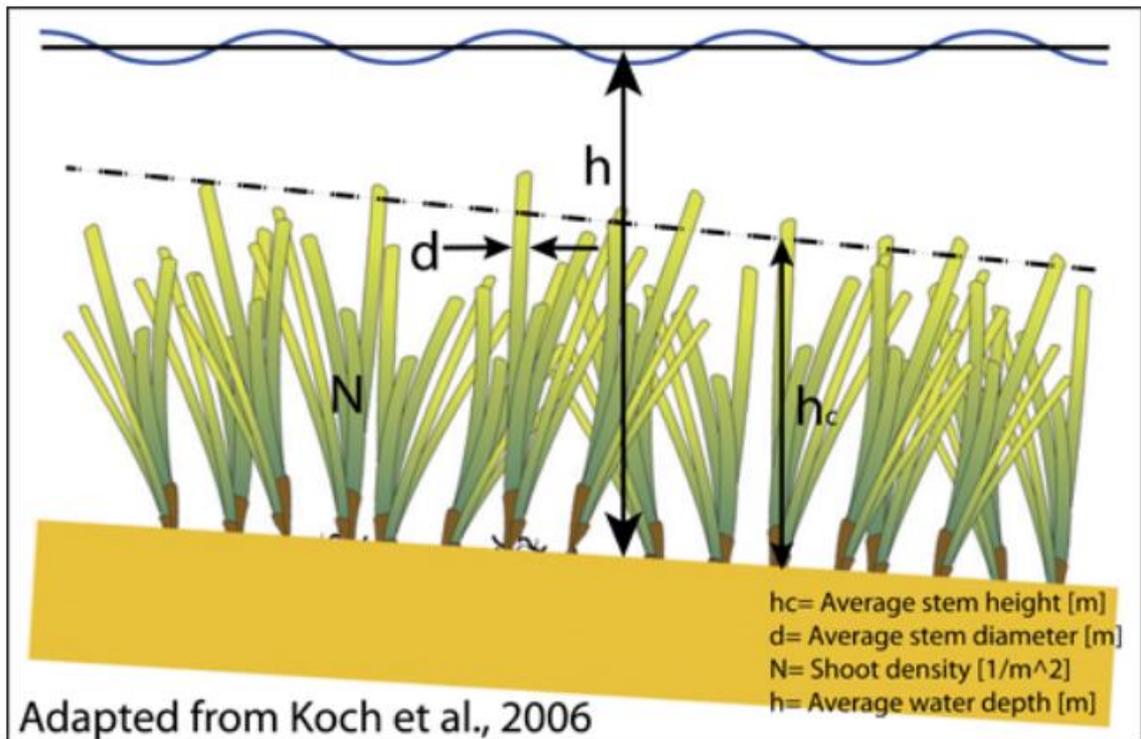


图5.15 模型中使用的植被特性术语的定义

你还需要指明从海岸线起到向陆以及向海边缘的距离 ( $X=0$ )。在我们的惯例中,  $X$ 轴正方向指向向海, 负方向指向向陆。所有在潮间带和潮上带的植被都应该在负半轴的位置, 并且如果正 $x$ 轴坐标位置被指定了红树林或是沼泽, 那么模型预测出的你想要的这些数值就应该是负的。如果你在剖面生成运行过程中正确的囊括了自然生境, 那么预管理措施职位会被你确定下来, 但是你需要仔细检查这些数值。剖面生成工具也许会因为输入图层不同的投影、精确度和正确性而将沼泽或红树林生境放置的稍稍离岸。最后, 你还要说明他们是怎样受你的管理措施影响的:

- 你可以改变植被的足迹或是位置。如果植被被完全移除, 那么在后管理措施中你应该有值为0的 $X$ 轴坐标位置。如果足迹不产生影响, 那么预管理和后管理措施应该是匹配的。

- 你也可以独立改变每种植被类型的密度。模型会通过给出的百分比针对后管理措施降低生境密度。

Marsh and Seagrass Systems Vegetation Characteristics			
	Height [m]	Diameter [m]	Density [#m <sup>-2</sup> ]
Marsh	0.15-0.35	0.05	2400
Seagrass	0.2-1	0.004-0.075	240-2000

Mangrove Systems Vegetation Characteristics			
Red Mangrove, " <i>Rhizophora mucronata</i> "			
	Height [m]	Diameter [m]	Density [#m <sup>-2</sup> ]
Roots	0-1	0.05-0.1	1-130
Trunk	5-8	0.15-0.4	0.5-1.7
Canopy	0.2-3	0.02-1	1-100
(Narayan, 2009)			

Black Mangrove, " <i>Sonneratia spp.</i> "			
	Height [m]	Diameter [m]	Density [#m <sup>-2</sup> ]
Roots	0.1-0.8	0-0.07	4-131
Trunk	0.8-15	0.12-0.5	0.08-1.7
Canopy	0.2-3	0.02-1	1-100
(Mazda et al., 1997 and Narayan, 2009)			

White Mangrove, " <i>Kandelia candel</i> "			
	Height [m]	Diameter [m]	Density [#m <sup>-2</sup> ]
Roots	0.13	0.15	1
Trunk	0.17	0.07	1
Canopy	0.5	0.003	100
(Mazda et al., 1997)			

图5.16 针对模型中使用的不同生境的植被特性的典型实例

下面的是一个截图，它展示EXCEL表里被填写进去的植被生境的物理特性、预和后管理定位、以及密度降低百分比。在展示的实例中，沼泽出现在从海岸线 (X=0) 到内陆600m处。沼泽的足迹就不受管理措施的影响，但它的密度被降低了20%。在离岸50-500m的区域也有海草床出现。后管理定位就被减少50-400m之间，但是密度并未改变。

Vegetation		Physical Characteristics			Before Management Action		After Management Action		
		Height [m]	Diameter [m]	Density [1/m <sup>2</sup> ]	Closest Distance to Shore [m]	Furthest Distance to Shore X [m]	Closest Distance to Shore [m]	Furthest Distance to Shore X [m]	Change in Density [%]
Mangroves	Root System	0.5	0.075	90	0	0	0	0	0
	Trunk	6	0.3	1.2					0
	Canopy	1	0.2	75					0
	Marshes	0.57	0.00057917	3584	0	-600	0	-600	20
	Seagrass Beds	0.5	0.02	540	50	500	50	400	0

图5.17 针对典型植被类型生境的Excel表格中生境管理措施部分的截图

**3.珊瑚礁:** 如果在你的研究区域有珊瑚礁,我们将会基于波浪维度预测在向岸边缘的波高。首先,你需要沿着你上传的还有就礁型出现的剖面详细说明位置。

- 如果是障碍型礁型,对于向岸和离岸边缘位置都输入“-1”,在礁型处输入“Barrier”。
- 如果礁是在你剖面的向岸边缘,诸如在没有泻湖的岸礁的情况下,礁位置应该由离岸最近的距离0。礁型应该定义“Fringe”。
- 如果礁是在剖面的任意某处,在它向岸边缘也有泻湖,请尽可能准确的输入它的位置。礁型应该被定义为“Fringe Lagoon”。

其次,你需要详细说明礁的物理特性,正如下图中定义的那样:礁面坡、礁缘坡、礁缘深度、礁顶深度、礁顶宽度。这些数据的大部分来自于实地调查结果。然而,万一你没有这些数据,你仍旧可以使用我们的模型,通过输入礁面坡、礁缘坡、礁缘深度值为0就可以。你可以从航空照片或珊瑚礁的全球数据库(详见海岸带脆弱性模型)中测量研究区域的礁顶宽度。最后,在了解到礁顶深度值平均变化范围在1到2米的基础上,你可以输入一个最佳的礁顶深度估计值。在这种情况下,我们会通过假设波在礁面破碎,然后取方程(5.30)里系数 $K_p$ 的平均值来预测礁顶波高。

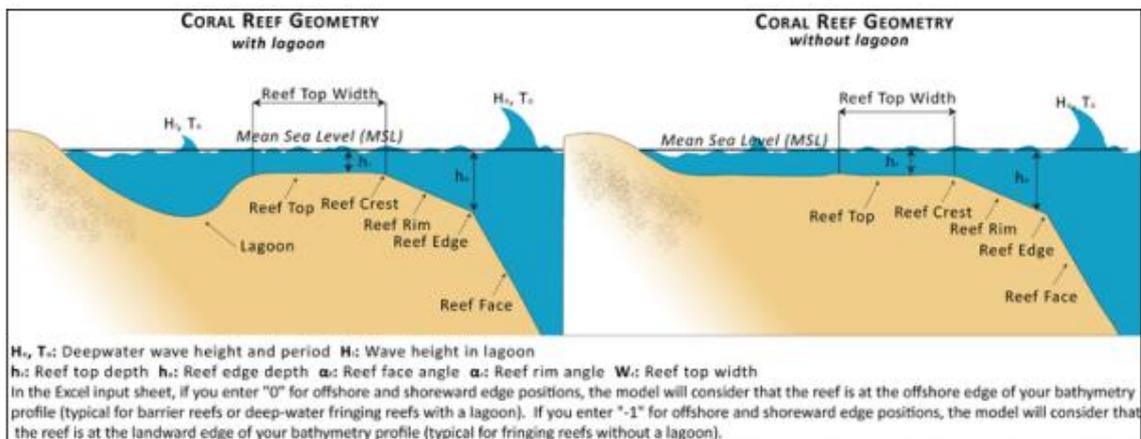


图5.18 有无泻湖是珊瑚礁的剖面,以及在表格输入量一栏里用上术语的定义

最后,你需要详细说明你的管理措施是如何影响珊瑚礁的:

- 如果珊瑚礁是死的但是骨架依旧存在,输入“Dead”。在这种情况下,我们将会减少一半过底部波浪从而降低经过摩擦系数(详见*Nearshore Waves and Erosion*)。
- 如果珊瑚礁是死的且骨架已经消散,输入“Gone”。这种情况下,我们会假设礁现在是沙质底部并据此调整底部摩擦系数。
- 如果珊瑚礁不会受你管理措施的影响,输入“None”。

在下面的截图中，从200m到500m处出现的有边缘泻湖珊瑚礁类型会被包含在模型中。坡度未知但是边缘深度、顶部深度以及顶部款分别是10m、20m和230m。管理措施一栏显示“Gone”。

Coral Reef	Type (Barrier, Fringe, Fringe Lagoon)	Closest Distance to Shore [m]	Farthest Distance to Shore X [m]	Reef Face Slope of	Reef Rim Slope or	Depth at reef edge $h_e$ [m]	Depth on Reef Top $h_r$ [m]	Width of Reef Top $W_r$ [m]	Management Action (Gone, Dead, None)
	Fringe Lagoon	200.0	500.0	0.00	0.00	10.0	2.0	230	Gone

图

5.19: 针对在有边缘泻湖礁型上的管理措施的输入量例子

**4.牡蛎礁:** 如果在你的研究区域有牡蛎礁，你需要键入它离海岸线的距离还有就是它的大小（见下图）。如果在你的研究区域有一个球渔礁，则需为球顶宽度输入“0”。

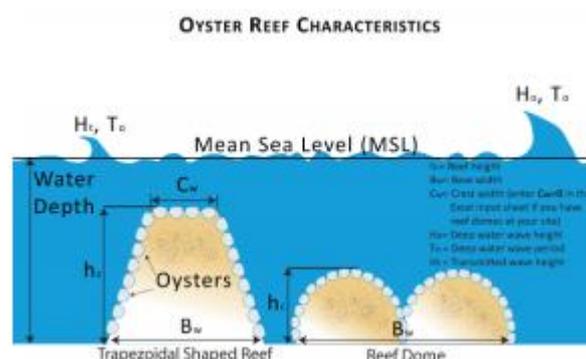


图5.20 典型牡蛎礁形状的描绘，以及在表格输入量一栏里用上术语的定义

## 5.9.6 运行模型

### 建立工作区和输入量文件夹

这个文件夹中会持有所有的模型输入及输出数据。因为所有的文件夹都用在 ArcGIS 中，所有这些文件夹的命名都不能有任何空格或是符号。详见一个例子的样品数据。

---

**Note:** The word *'path'* means to navigate or drill down into a folder structure using the Open Folder dialog window that is used to select GIS layers or Excel worksheets for model input data or parameters.

---

### 探索一个投影工作区和输入数据文件夹

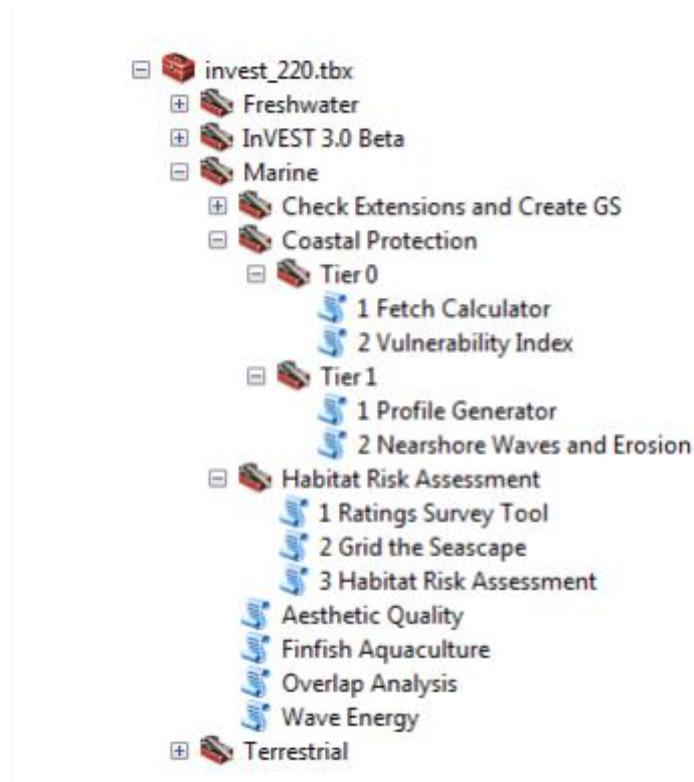
InVEST和Coastal Protection文件夹含有模型主要的工作文件夹以及其他所有有联系的文件夹。在Coastal Protection文件夹中会有一个名为“Input”的子文件夹。这个文件夹里有大部分的建立和运行模型需要的GIS数据和列表数据。

### 创建一个运行模型

下面是利用从InVEST下载提供的样品数据建立侵蚀保护模型的例子。这个结构图和截图参考样品数据，文件夹结构由InVEST安装包提供。如果你有能使用的详细定位

数据可以代替样本数据的情况除外。这些结构仅在如何针对ArcGIS指定数据的各种类型，这些数据是需要的以及不代表任何具体地点的模型参数。更多关于数据的详细描述请见下面的Data Needs部分。

1. 点击紧挨着INVEST工具的加符号。



2. 扩展海运、海岸带保护以及工具集。这有两个脚本你可能想要持续运行的：剖面生成和近岸波浪与侵蚀。点击剖面生成脚本，打开模型。

3. 指定工作区。点击打开文件夹按钮 ，并路由到 InVEST /coastal Protection/WCVI文件夹。如果你创建你自己的工作区文件夹，然后那么就选择它。

点击WCVI文件夹并点击  建立主要的模型工作区。模型运行之后，你可以在这个文件夹中找到“scratch”（媒介）和“-profile Generator- outputs”（最终输出）文件夹。

4. 为剖面生成运行指定标注。这一系列的文本会被剥夺空间并缩减到10个字母以内。标注将被看成许多输出结果的后缀名。在窗口中键入“Dune-2m”。

5. 指定立地点。这个模型为了进行分析需要一个立地点地形文件去定义位置。

打开  InVEST /coastal Protection/Input数据文件夹。选择LandPoint-Barksound.shp地形文件并点击  进行选择。

6. 指定土地多边形。模型为了进行分析需要一个土地多边形地形文件去定义土地和

海景。

打开  InVEST /coastal Protection/Input数据文件夹。选择LandPolygon-WCVI.shp地形文件并点击  进行选择。

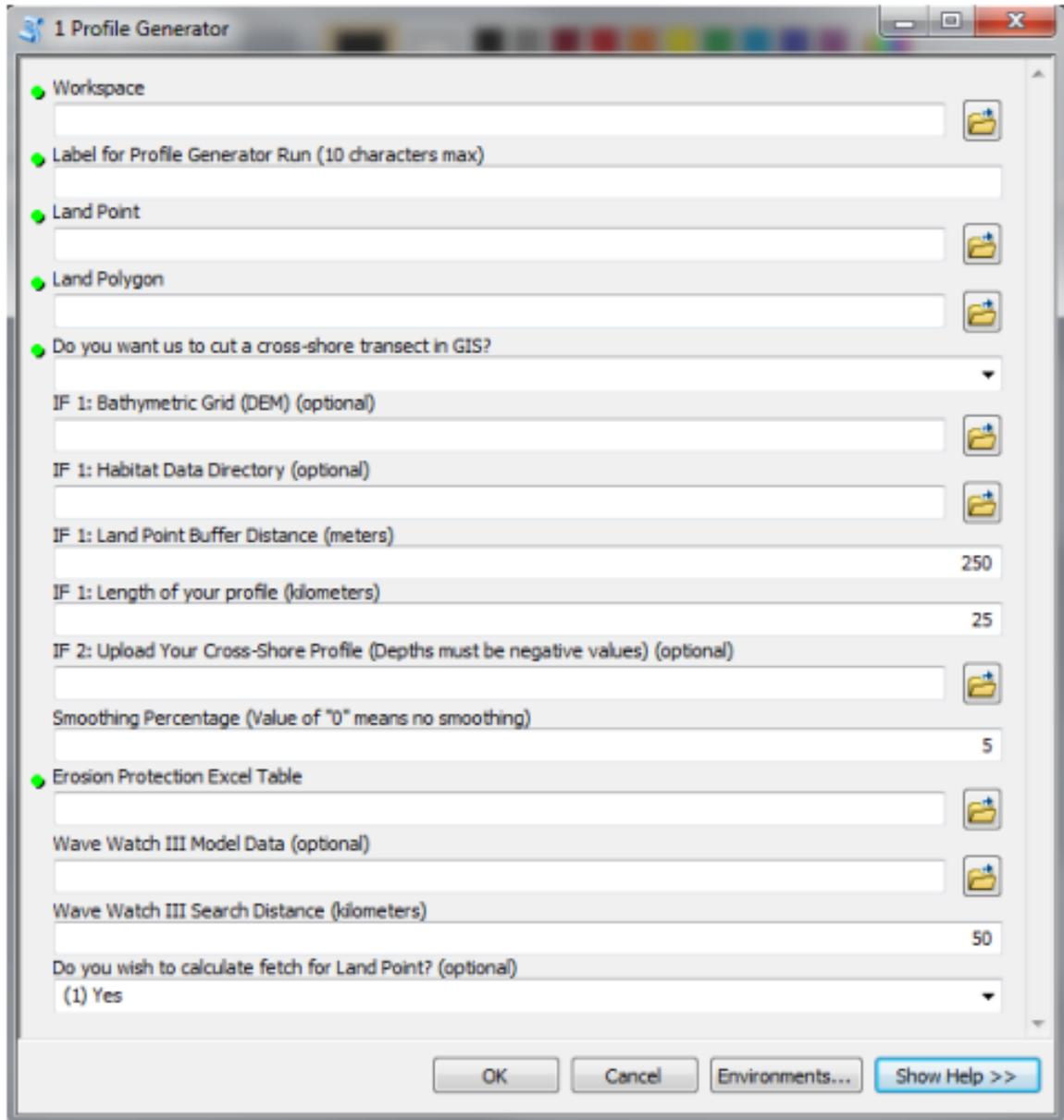
7.选择'(1)Yes'代表你想要在GIS中截取一个垂岸方向截面。

8.指定水深测量数字高程模型 (DEM) 栅格。模型为了在GIS中截取一个截面，需要一个DEM栅格文件。点击  并路由到InVEST/Base-Data/Marine/DEMs数据文件夹。选择栅格claybark-dem并点击  进行选择。

9.指定生境数据目录 (选择性的)。模型能利用代表多种生境位置的选择性多边形地形文件。点击  并路由到InVEST /coastal Protection/Input数据文件夹。选择NaturalHabitat文件夹并点击  进行选择。

10.指定立地点缓冲区距离。模型需要这个距离在GIS中截取一个垂直截面。默认距离是250m，但是许多需要根据研究地点进行修正。你也可以通过直接输入一个新值到文字框来改变这个值。

11.指定剖面长度 (km)。请提供从立地点到足够深邻接位置的距离。如果位置被邻接的大陆块遮挡，那么这个长度就应该从立地点和正交于土地多边形的位置到跨过任何陆块之前最深点的距离。默认参数是25km，但它是因地而异的，你可以通过直接输入一个新值到文字框中来改变这个值。对于这个例子来说，6km就是比较合适的长度。



12.指定平滑化百分比。为了平滑水深剖面模型需要这个值，默认百分比是5%，但是许多需要根据DEM进行修征。你也可以通过直接输入一个新值到文字框中来改变这个值。

13.指定侵蚀保护EXCEL表。模型需要你针对沉积物大小、潮位和生境详细说明关于你研究区域的信息。样板侵蚀保护EXCEL表会提供给你。

点击  并路由到InVEST /coastal Protection/Input数据文件夹。在文件 ErosionProtection-WCVI-BarkSound.xls上双击左键。

点击  进行选择。

14.指定WW3模型数据地形文件（选择性的）。模型可以选择性的使用代表特殊研

究地点海洋状况的风和波浪统计数据。点击  选择 WaveWatchIII.shp 地形文件并点击  进行选择。

15. 确定 WW3 搜寻距离。模型需要这个搜寻距离为找打最近的 ww3 点。默认距离是 50km，但是许多需要依据你的立地点到最近的 ww3 点的距离进行修正。你可以通过直接输入一个新值到文字框中来改变这个值。

16. 选择‘(1) Yes’，这表示你想要对立地点计算 fetch。

17. 此时剖面生成模型对话框已经完善并准备好运行。

点击  开始运行模型。剖面生成模型将会开始运行，并显示一个具有关于分析过程中每个步骤过程信息的过程窗口。一旦模型结束，过程窗口会显示所有完成的步骤以及在运行模型时消耗的总时间。

18. 现在你的垂岸截面已经创建好，你可以点击近岸波浪与侵蚀模型脚本，打开模型。

19. 指定工作区。点击打开文件夹按钮 ，并路由到 InVEST /coastal Protection/WCVI 文件夹。如果你创建你自己的工作区文件夹，然后那么就选择它。

点击 WCVI 文件夹并点击  建立主要的模型工作区。模型运行之后，你可以在这个文件夹中找到“-WaveModel- Outputs”（最终输出）文件夹。

20. 指定近岸波浪与侵蚀模型运行标注。这一系列的文本会被剥夺空间并缩减到 10 个字母以内。标注将被看成许多输出结果的后缀名。在窗口中键入“Dune-2m”。

21. 提供侵蚀保护 EXCEL 表。模型需要你研究区域信息和管理措施信息具体化。一个样本侵蚀保护 EXCEL 表会提供给你。

点击  并路由到 InVEST /coastal Protection/Input 数据文件夹。在 ErosionProtection-WCVI-BarkSound.xls 文件双击左键。

22. 详细说明垂岸剖面。模型需要一个平滑化的水深及地形截面的文本文件。这个要么成为剖面生成的一个输出结果，要么是你自己的剖面。

点击  并路由到 InVEST /coastal Protection/Input 数据文件夹。在文件 InVEST /coastal Protection/WCVI-ProfileGenerator-Outputs/Dune-2m/html-txt/CreatedProfile-Dune-2m.txt 双击左键。点击  进行选择。

1 Profile Generator

Workspace  
 C:\InVEST22\CoastalProtection\WCVI

Label for Profile Generator Run (10 characters max)  
 Dune\_2m

Land Point  
 C:\InVEST22\CoastalProtection\input\LandPoint\_BarkSound.shp

Land Polygon  
 C:\InVEST22\CoastalProtection\input\LandPolygon\_WCVI.shp

Do you want us to cut a cross-shore transect in GIS?  
 (1) Yes

IF 1: Bathymetric Grid (DEM) (optional)  
 C:\InVEST22\Base\_Data\Marine\DEMs\claybark\_dem

IF 1: Habitat Data Directory (optional)  
 C:\InVEST22\CoastalProtection\input\NaturalHabitat

IF 1: Land Point Buffer Distance (meters)  
 250

IF 1: Length of your profile (kilometers)  
 25

IF 2: Upload Your Cross-Shore Profile (Depths must be negative values) (optional)

Smoothing Percentage (Value of "0" means no smoothing)  
 5

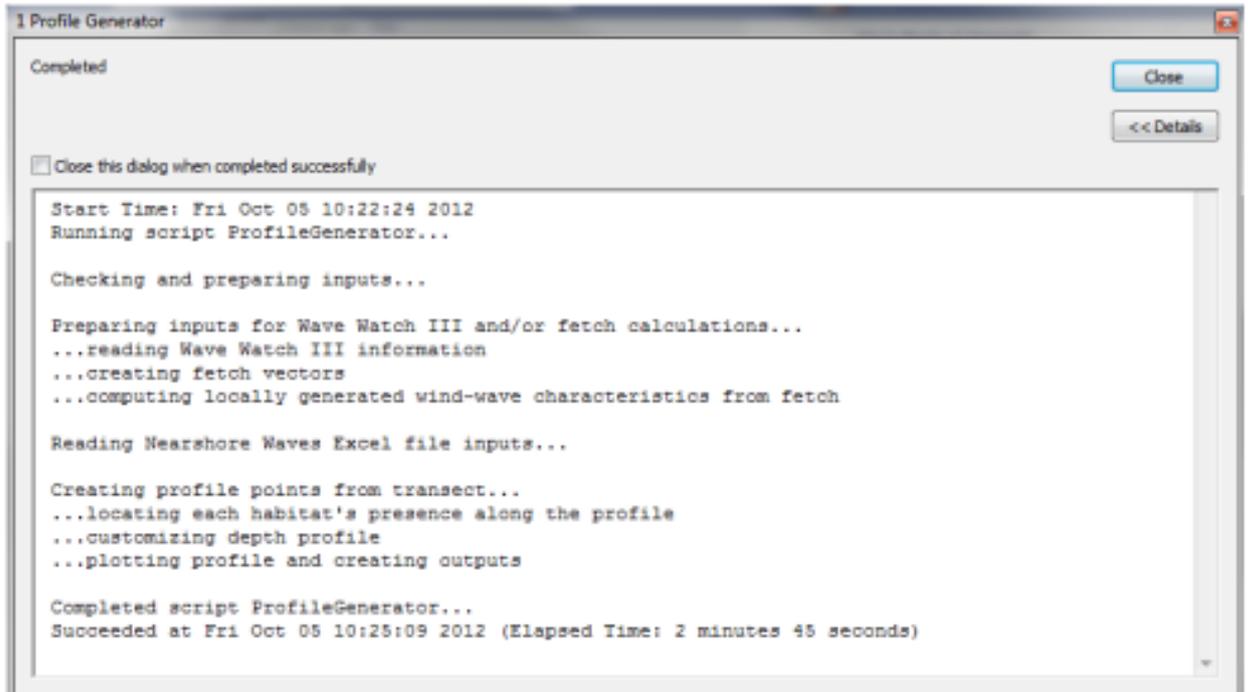
Erosion Protection Excel Table  
 C:\InVEST22\CoastalProtection\input\CoastalProtection\input\ErosionProtection\_WCVI\_BarkSound.xls

Wave Watch III Model Data (optional)  
 C:\InVEST22\CoastalProtection\input\WaveWatchIII.shp

Wave Watch III Search Distance (kilometers)  
 50

Do you wish to calculate fetch for Land Point? (optional)  
 (1) Yes

OK Cancel Environments... Show Help >>



23.选择‘(1)是的,我有这些数值’去回答关于你是否波高和波周期的数值的问题。

24.指定波高。输入你想要建模的波高值。对于这个例子,就输入5作为输入值。

25.指定波周期。输入一个你想建模的波周期值。对于这个例子,就输入10作为输入值。

如果选择了‘(2)不,请从风速和fetch距离计算这些值’。这个选择只适合被遮蔽的海岸线,你应该提供一个风速值,一个fetch长度值(从感兴趣点到邻接大陆块的距离),以及沿着感兴趣截面平均深度值。

26.指定风暴历时。请提供一个你建模的风暴历时。默认值是5小时,但你可以通过直接输入一个新值到文字框中来改变这个值。

27.指定潮涌高程。模型需要高潮相对于平均海平面的高程。默认值是1米,但你可以改变这个值去更好的代表你研究区域的风暴状况和潮汐范围。你可以通过直接输入一个新值到文字框中来改变这个值。对于这个例子,就输入10作为输入值。

28.指定模型空间分辨率。默认分辨率是1米。如果你想要一个稍大的分辨率来加快运行时间,你可以通过在文本框中输入一个更大的值来增加这个值。

29.进行经济估价的计算?如果你想粗略估计由于受管理措施影响生境发生改变而引起的侵蚀损失的变化量,请勾选这个方块。这需要区域中剩余部分都要补充完整。如果经济估价不需要,就不用勾选这个方块了。

30.确定沿岸伸展程度。如果你想估算经济价值,你就要提供一个沿着生境、地形/

水深、作用力、生境管理措施以及属性值基本均衡的海岸的距离。这是个因地的参数，但默认值是250m。

31.确定属性值。如果你想要计算经济价值，你就要提供近岸土地在当地财政政策中每平方米的财产值。对于这个例子就是‘12’

32.确定风暴重现期。如果你想就估算经济价值，你就要提供你建模的风暴重现期（波浪和巨涌）。举例来说，你在建模巨涌和波浪是“百年一遇”，那么就在这里输入100. 对于这个例子，应该输入25。

33.确定折现率。如果你想估算经济价值，就要提供一个折现率。默认值是5% (0.05)，但如果别的值更适合的话，你可以自由改变这个参数。

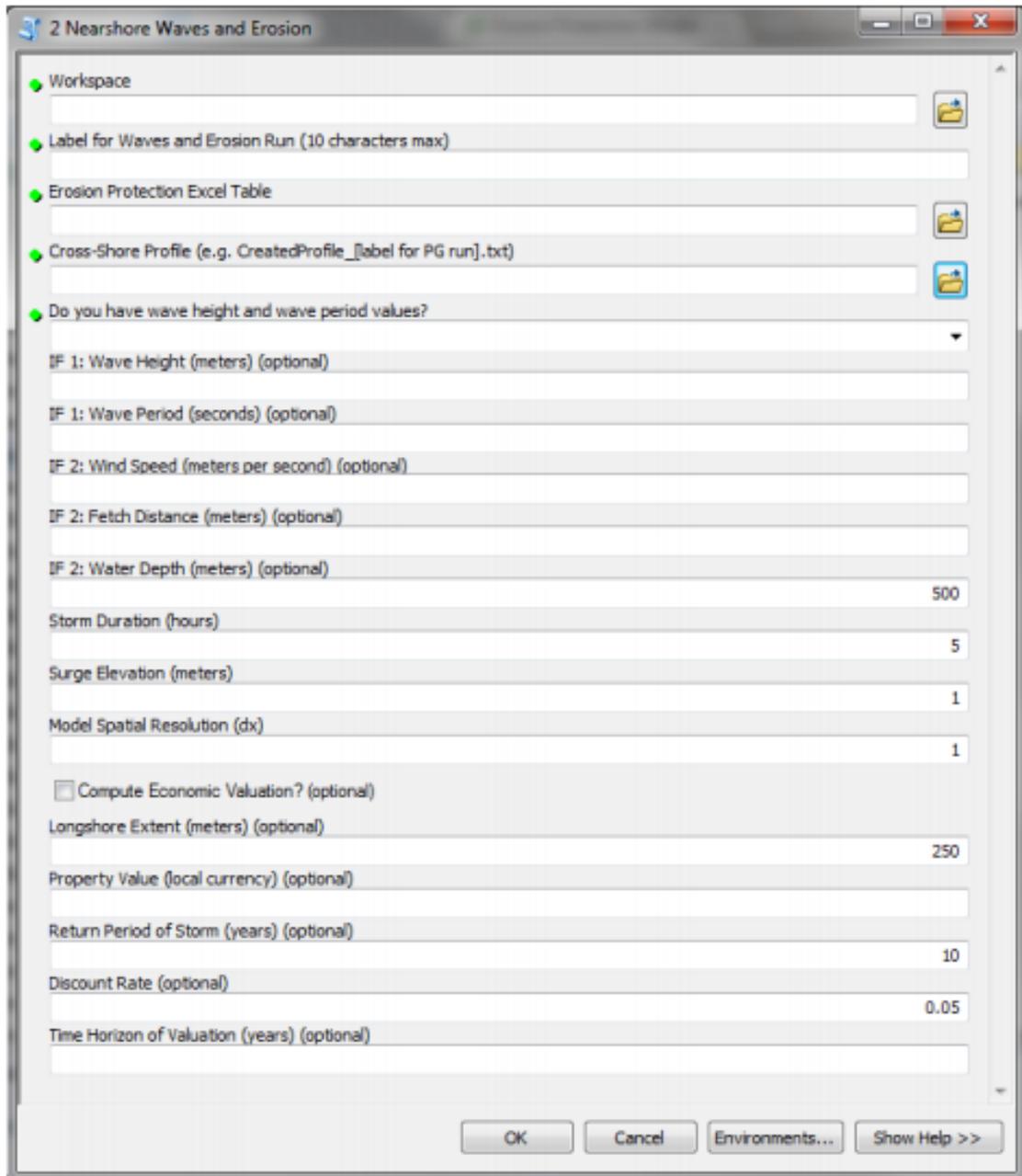
34.确定估价的时间范围。如果你想估算经济价值，就要提供一个你想要进行生境保护性服务估值的未来年限。

35.到这一步，对于近岸波浪与侵蚀模型中侵蚀保护模型运行的目录框已经完成。

点击  开始运行模型。模型将开始运行并出现一个带有分析过程中每个步骤相关信息的过程窗口。一旦模型结束运行，这个过程窗口将会显示所有的完整步骤以及模型运行过程中的消耗的总时间。

### 查看模型输出结果

在成功完成模型的基础上，两个被称为“-Profile Generator - Outputs”和“-WaveModel-Outputs”的新文件夹将会在每个子模型（剖面生成模型和近岸波浪与侵蚀模型）工作区中创建出来。他们都包含一个通向超文本文件页面的链接，这个超文本文件中显示了运行的结果还有各种在html页面提供信息的区域。更多关于输出文件的细节在Interpreting Results部分。



## 5.9.7 解译结果

### 模型输出结果

接下来的部分是对每个从侵蚀保护模型中输出结果的简短描述。每个输出结果文件都保存在你指定的输出工作区目录中。

### **-ProfileGenerator-Outputs**

2 Nearshore Waves and Erosion

Workspace  
 C:\InVEST22\CoastalProtection\WCVI

Label for Waves and Erosion Run (10 characters max)  
 Dune\_2m

Erosion Protection Excel Table  
 C:\InVEST22\CoastalProtection\input\ErosionProtection\_WCVI\_BarkSound.xls

Cross-Shore Profile (e.g. CreatedProfile\_label for PG run).txt  
 C:\InVEST22\CoastalProtection\WCVI\_ProfileGenerator\_Outputs\Dune\_2m\html\_bxt\CreatedProfile\_Dune\_2m.txt

Do you have wave height and wave period values?  
 (1) Yes, I have these values

IF 1: Wave Height (meters) (optional) 5

IF 1: Wave Period (seconds) (optional) 10

IF 2: Wind Speed (meters per second) (optional)

IF 2: Fetch Distance (meters) (optional)

IF 2: Water Depth (meters) (optional) 500

Storm Duration (hours) 5

Surge Elevation (meters) 1

Model Spatial Resolution (dx) 1

Compute Economic Valuation? (optional)

Longshore Extent (meters) (optional) 250

Property Value (local currency) (optional) 12

Return Period of Storm (years) (optional) 10

Discount Rate (optional) 0.05

Time Horizon of Valuation (years) (optional) 15

OK Cancel Environments... Show Help >>

2 Nearshore Waves and Erosion

Completed

Close this dialog when completed successfully

Start Time: Fri Oct 05 10:30:20 2012  
 Running script NearshoreWavesErosion...

Checking and preparing inputs...

Reading Erosion Protection Excel file and depth profile...  
 ...your backshore is a "sandy beach"  
 ...a "seagrass bed" is present  
 ...you do NOT have a marsh  
 ...you do NOT have a mangrove  
 ...you do NOT have a coral reef  
 ...you do NOT have an oyster reef

Computing wave height profiles...

Running Wave Model after habitat modification...  
 ...estimating erosion amount for sandy beach  
 ...Water level is higher than your backshore elevation. You will probably experience flooding.  
 ...Berm elevation is appropriate for forcing condition.

Plotting wave profiles...

Computing economic valuation...  
 ...Avoided Erosion between scenarios is 269.0 meters squared.  
 ...Avoided Damage Value is \$3,230 (in your local currency)  
 ...Expected Projected Value of habitat is \$3,352 (in your local currency)

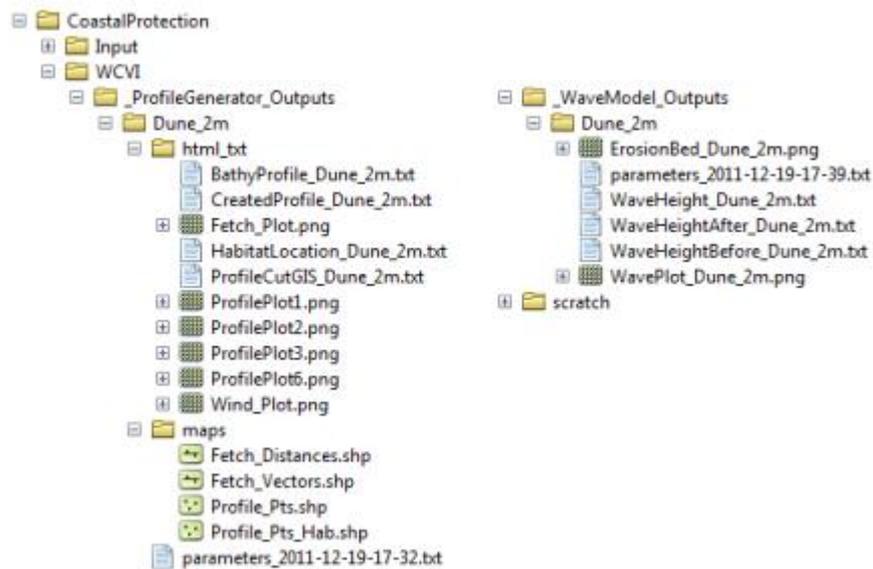
Writing results to HTML output...  
 Location: C:\InVEST22\CoastalProtection\WCVI\\_WaveModel\_Outputs\Dune\_2m\OutputWaveModel\_Dune\_2m.html

Completed script NearshoreWavesErosion...  
 Succeeded at Fri Oct 05 10:30:37 2012 (Elapsed Time: 17.00 seconds)

Close << Details

这个文件中包含了一个你在这个模型界面中指定的命名为的“suffix lable”子文件夹。这个子文件夹有包含了两个子文件夹：**html-txt**和**maps**。

**Html-txt** 这个文件夹包含两个网页链接、使用的网页数据、以及三个文本文件。  
**+Profile.html:** 这个HTML文件包含了你研究站点位置的概括信息，还有你输入到模型界面和EXCEL输入文件中的信息。这个输出也包含了显示在创建或由剖面生成平滑化的水深测量剖面中的数据，当合适的时候这个剖面具有闭合的后滨区域。而且，如果你上传了一个自然生境的文件夹并且使用剖面生成模型去从DEM文件中截取了一个垂岸截面，那么一个表格和数据会呈现指示坐标轴上灭个生境沿着截面的起点和终点。



- **Fetchwindwave.html:** 这个html文件包含了显示风和fetch玫瑰图的数据。它还包含了模型计算出来的fetch距离的信息，如果你选择了这个选项的话。如果你上传了那个文件的话，这里也会有显示最大平均值、从离你研究点最近的，从ww3标点中提取出来的，前10%和前25%的风速和波高的表格。最后，如果你模拟计算fetch 距离并上传ww3数据，这个页面还会包含对16个均衡扇形的风成波高逐个评估，这16个均衡扇形形成一个完整的罗盘圈。
- **FetchDistance-[suffix].txt:** 这个文件夹包含了关于被模型计算出来的 fetch distance的信息。它有两列。第一列显示了16个等方向角，第二列是与这些方向角有联系的fetch距离。
- **BathyProfile-[suffix].txt:** 这个文本文件是剖面生成工具产生的平滑的水下地形剖面。它仅包含在MLLW（或你的bathy或地形/bathyDEM的垂直基准）之下的水深值。第一列由x轴坐标值组成，当x=0时表示在海岸线上，第二列表示与深度值相符合的在不同垂岸方向的X轴距离。
- **CreatedProfile-[suffix].txt:** 这个文本文件剖面生成工具生成的平滑的水下

bathymetric和地形剖面。它不同于“Bathy Profile-[suffix].txt”是因为它具有后滨信息。这个后滨信息要么是由侵蚀保护EXCEL表提供的，要么是从你提供的无缝拼接的DEM中提取出来的。我们推荐你把这个剖面当成侵蚀保护模型中的输入量来使用。

- **ProfileCutGIS-[suffix].txt:** 如果你在平滑化或/和添加后滨信息之前选择了这个选项，这个文本文件就是不平滑的未经处理的从模型中截取的原始配置文件。如果你想查看你上传的GIS DEM数据的质量的话这个文件就是十分有用的。如果你有一个高质量的DEM图层，这个图层中包含有你研究区域高分辨率表现，这个文本文件也是很有用处的并且只要它是平滑的就可以输入到波浪模型中。

## Maps

- **Fetch-Vectors.shp:** 这些聚合线段地形图描述了你提供的土地多边形输入量被截取之后余下在的海景中发现的fetch弧度。GIS从总数为144的矢量开头，在2,5度增量处开始，并擦除所有与景观重叠的弧度。
- **Fetch-Distance.shp:** 这个线段地形图概括了从立地点到你指定的16个方向的风区距离（fetch distance）。
- **Profile\_Pts.shp:** 这个点地形图代表了在GIS中截取的垂岸方向截面。它的属性表包含了来自于原始和平滑化的剖面深度信息。
- **Profile-Pts-Hab.shp:** 这个点地形图代表了GIS中截取，再与你提供的生境图层相交叉的垂岸截面。在属性表中，六种可能生境都包含其中。值“1”表示一个出现在沿截面上点的特殊生境，但是值“0”表示并未发现生境。

## -WaveModel-Outputs

这个文件夹包含了两个有用的来自近岸波浪与侵蚀模型的输出结果：

- **OutputWaveModel-[suffix].html:** 这个HTML文件概括了你当做输入量输入到模型中的，包括波浪作用力和生境管理措施，以及描述输出量的信息。它包含了一个描绘波高剖面的数据（前和后生境管理措施），还有波浪衰减百分比和沿着bathymetry的自然生境的位置。它还提供在管理措施之前和以后的，显示侵蚀剖面或自己后滨区域河床每小时冲刷率数据。如果选择了评估，一个表格概括在管理措施之前和以后的自然生境值就会出现。
- **WaveHeight-[suffix].txt:** 这个文本文件有三项，分别显示在你管理措施实施之前（第二列）和以后（第三列），距海岸线和超过你bathymetry的波高剖面的距离。
- **WaveHeightAfter-[suffix].txt:** 这个文本文件有两项，显示在你的实施后管理措施之前，距离海岸线和超过你bathymetry的波高剖面的距离。

- WaveHeightBefore-[suffix].txt: 这个文本文件有两项, 显示在你实施管理措施之前, 从海岸线和超过你bathymetry的波高剖面的距离。

#### 参数记录:

每次模型运行时都会在工作区文件夹中出现一个文本文件。这个文件将会列举模型运行的参数值并根据服务、日期和时间进行命名。

### 5.9.8 参考文献

- Armono, and K. Hall. (2003). Laboratory study of wave transmission on artificial reefs. Proc. Canadian Coastal Eng. Conf., Kingston, Canada.
- Aptosos, A., B. Raubenheimer, S. Elgar, and R.T. Guza. (2008). Testing and calibrating parametric wave transformation models on natural beaches, Coast. Eng., 55.
- Alsina, J. M. and T. E. Baldock (2007). "Improved representation of breaking wave energy dissipation in parametric wave transformation models." Coastal Eng. 54(10).
- Battjes, J.A. and M.J.F. Stive (1985). Calibration and verification of a dissipation model for random breaking waves, J. Geophys. Res., 90(C5).
- Bradley, K., and C. Houser (2009), Relative velocity of seagrass blades: Implications for wave attenuation in lowenergy environments, J. Geophys. Res., 114.
- Burger, B. (2005). Wave Attenuation in Mangrove Forests, A Master's thesis publication, Delft U. of Technology, Civil Engineering and Geosciences. Cannon, M.G., J.M. Phelan, and M.A. Passaro. (1995) Procedural guidelines for estimating residential and business structure value for use in flood damage estimations. IWR Report 95-R-9, USACE. Water Resources Support Center, Alexandria, Virginia.
- Dean, R. G. and C. J. Bender (2006) "StaticWave SetupWith Emphasis on Damping Effects by Vegetation and Bottom Friction", Coastal Eng. 13.
- Dean, R.G. and R.A. Dalrymple. (2002) Coastal Processes with Engineering Applications. Cambridge University Press. 475pp.
- de Vos, J.W. (2004). Wave attenuation in mangrove wetlands: Red River Delta, Vietnam. MSc thesis. Delft University of Technology
- Gourlay, M.R. (1996a). Wave set-up on coral reefs. 1. Set-up and wave-generated flow on an idealised two dimensional reef. J. Coastal Eng. 27.
- Gourlay, M.R. (1996b). Wave set-up on coral reefs. 2. Wave set-up on reefs with various profiles. J. Coastal Eng. 28.
- Gourlay, M.R. (1997). Wave set-up on coral reefs: some practical applications. Proc. Pacific Coasts and Ports, Christchurch, 2, 959-964.
- Keddy, P. A. (1982). Quantifying within-lake gradients of wave energy: Interrelationships of wave energy, substrate particle size, and shoreline plants in Axe Lake, Ontario. Aquatic Botany 14, 41-58.
- Kobayashi, N., A. W. Raichle, and T. Asano (1993), Wave attenuation by vegetation, J. Waterw. Port, Coastal Ocean Eng., 119
- Koch, E.W., L.P. Sanford, S.N. Chen, D.J. Shafer and J.M. Smith (2006). Waves in seagrass systems: review and technical recommendations. US Army Corps of Engineers Technical Report. Engineer Research and Development Center, ERDC TR-06-15, 82 p.
- Komar, P.D. (1998) Beach Processes and Sedimentation, Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J., 543pp.
- Kriebel, D. L., and R.G. Dean. (1993). Convolution method for time dependent beach-profile response. J. Waterw., Port, Coastal, Ocean Eng., 119(2).
- Mazda, Y., E. Wolanski, B. King, A. Sase, D. Ohtsuka, and M. Magi (1997). Drag force due to vegetation in mangrove swamps. Mangroves and Salt Marshes 1:193-99.

- McLachlan, A. and Dorvlo, A. (2005). Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. *Journal of Coastal Research* 21, 674-687.
- Mendez, F. J., and I. J. Losada (2004), An empirical model to estimate the propagation of random breaking and nonbreaking waves over vegetation fields, *Coastal Eng.*, 51.
- Narayan, S. (2009). The Effectiveness of Mangroves in Attenuating Cyclone – induced Waves, Master's thesis, Delft U. of Tech., Civil Eng. and Geosciences.
- Stockdon, H.F., R.A. Holman, P.A. Howd, and A.H. Sallenger. (2006). Empirical parameterization of setup, swash, and runup. *Coastal Engineering*, 53.
- Thornton, E. and Guza, R.T. (1983). Transformation of Wave Height Distribution. *Journal of Geophysical Research* 88(C10).
- Tolman, H.L. (2009). User manual and system documentation of WAVEWATCH III version 3.14, Technical Note, U. S. Department of Commerce Nat. Oceanic and Atmosph. Admin., Nat. Weather Service, Nat. Centers for Environmental Pred., Camp Springs, MD.
- U.S. Army Corps of Engineers (USACE) (2002). U.S. Army Corps of Engineers Coastal Engineering Manual (CEM) EM 1110-2-1100 Vicksburg, Mississippi.
- Van der Meer, J.W., Briganti, R., Zanuttigh, B. and Wang, B. (2005). Wave transmission and reflection at low crested structures: design formulae, oblique wave attack and spectral change, *Coast. Eng.*, 52.
- Whitehouse, R., Soulsby, R.R., Roberts, W., Mitchener, H. (2000). *Dynamics of Estuarine Muds*. H. R. Wallingford, UK Wiegel, R.L. 1964 *Oceaographical Engineering*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.

## 5.9.9 附件 A

### 具有“Emery板”的海滩调查

(源自于 *Beach Profile with “Emery Boards” and Measuring Sand Grain Size*, 2005, *Florida Center for Instructional Technology, University of South Florida*)

作为最简单的测量海滩剖面的方法就是“Emery板”法，是由著名的叫做海岸带科学家K.O.Emery提出的。如图1中描述的装置，这个装置由两根已知长度（5米或10米）的绳索联系起来的木棍组成。这个长度为沿着剖面的二个人数据点设置了测量间隔。每根木棍都有测量范围，这个范围从最高处开始，一直到木棍底部。推荐使用米制单位。这种方法似乎很简单，但是它提供了海滩剖面有依据的精确测量方法。对于十分快速的调查结果，它还有轻便、廉价的好处，这个装置能够轻易的被带到遥远的调查地点。

这个测量沙粒大小的方法在野外将会配合砂规图的使用进行。有小的，信用卡大小的，塑料图用来校准安放在表面的已筛沙子样本。通过使用有柄放大镜和砂规图，在图上比较来自海滩和经校准的样品的大小范围还是有可能的。有大量的供应商能够提供砂规图。一个这样的经销商是ASC Scientific。

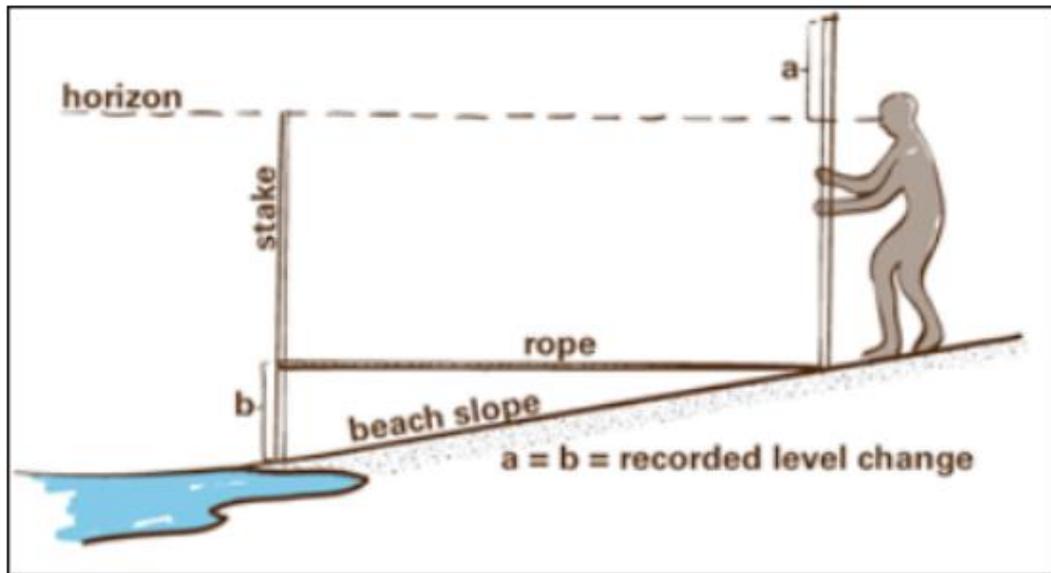


Figure 5.21: Illustration of the Emery Board technique

### 材料

为了组装一套“Emery板”，所需要就是两根相同长度的木棍，以及一根已知长度的绳子。（板子比观察者略小一点会有比较好的效果~1.6米）。在每个人绳索的一端系上一个环，是的绳索能够在板上自由的上下滑动。从每个板的顶端向下测量，使用标记和尺子去刻画并标注“刻度”（等分的）。每2厘米做一个刻度间隔是适合的。此外，附加一个小绳子有助于确保它是水平的。

### 方法

要进行这项调查，至少需要2个人，但3个人才最合适的。团队成员应该分工，一个是“向海调查员”，一个是“向陆调查员”，还有一个就是“地质工程师”以及“数据记录员”。“向海调查员”负责抓住向海一侧的板并确保在两板之间的绳子要完全的水平伸展（通过上下滑动绳环）。“向陆调查员”负责抓住向陆一侧的板，在水平线上瞄准向海板，并向“数据记录员”喊出测量值（厘米，从向陆板的顶部往下）。“地质工程师”负责随着“向海调查员”移动以便于收集沙粒样品，并在参照砂规图的基础上利用手柄放大镜辨别沙粒的大小。“数据记录员”应该保持笔记中每个测量值都有条理。测量值包括水平距离（X），高程变化测量值（a），所有高程变化测量总值，以及每个位置的沙粒大小。

起始于调查区域的向陆extent，高程的垂岸方向数据点和沙粒大小是在样品间隔收集的，这个间隔取决于绳子的长度（绳子在两板之间完全伸展时的距离）。至少收集5个垂岸数据点。如果海滩很宽广，那么要收集更多的垂岸数据点。如果海滩坡度是向海洋逐渐减低，那么观察者应该使向海板的顶端与水平线相交，并依照下图决定向陆板顶端到瞄准线的距离（或者依照图1距（a））。

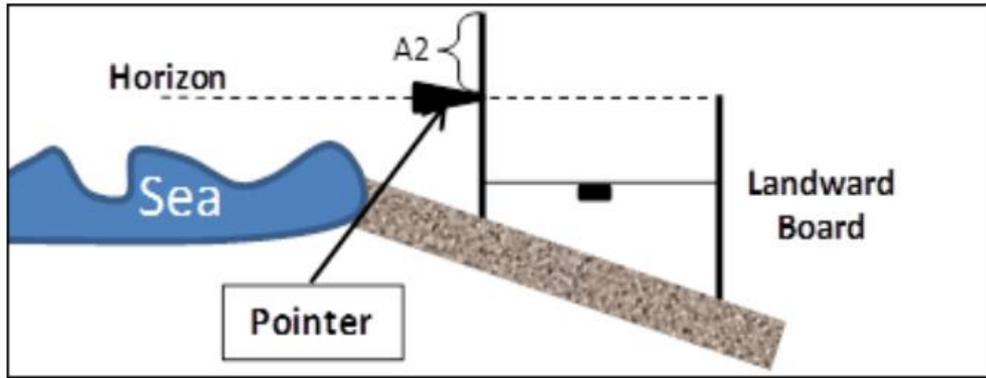


Figure 5.23: Same as two previous figures. Find distance A2 from top of board to pointer such that eye at top of board l, pointer and horizon are aligned. Line must be horizontal.

如果海滩坡度在不同的方向上有局部的上升，那么（A2）以向海板测量，而且以超过向陆板顶端的水平线瞄准（下一张图）。如果在向陆一侧不能找到水平线，那么向陆一侧的观察者就要使他的眼睛对准指示器（笔或者其他的尖锐物体），指示器是由向海一侧观察者调整、托住的并且与水平线平行。向海一侧观察者随后读出距离A2，这个距离记录为负值以表示向上的坡度。

除此之外，“数据记录员”应该记录观察的时间以及诸如海滩碎片（海草灰、木材等）的出现或缺失以及类型之类的事物。而且，“数据记录员”还应该记下这些碎片的向岸最大延伸距离如果他们是最初堆积的，作为高潮位的一个指示，高潮位置也能通过查找湿/干沙障的位置进行猜测。如果团队有便携式GPS机，“数据记录员”还应该记下这些高水位标记的坐标，或者如果在同一地点有重复的测量数据，“数据记录员”应该估计该地点到已知地标的距离。最后，“数据记录员”还应该记下第一次测量过程中向陆板的放置的位置（GPS或者米），最后一次测量中向海板的位置，以及水平面的位置。

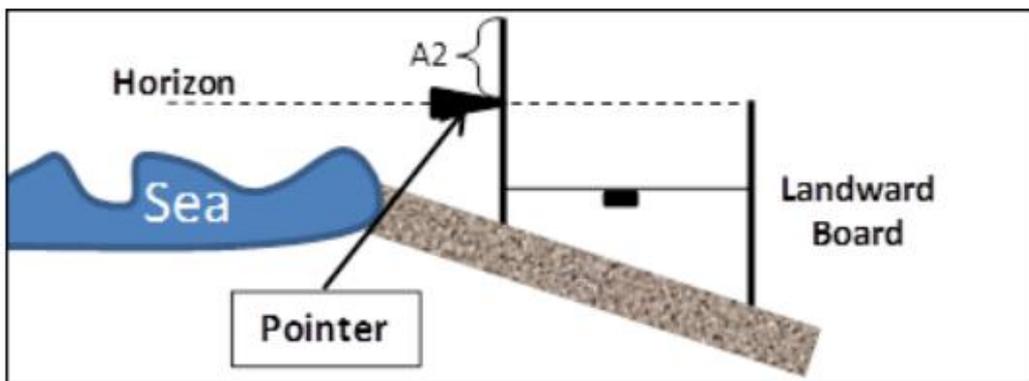


Figure 5.23: Same as two previous figures. Find distance A2 from top of board to pointer such that eye at top of board l, pointer and horizon are aligned. Line must be horizontal.

### 记录和预处理数据

假设绳子长10米，如下所见的例子，当正值是A1测量值（坡度降低），正值是A2

测量值（坡度上升）:

Measurement	1	2	3	4	5	6
Value	5	-2	-1	3	8	10

基于这些数值，一个海滩剖面就能通过进行下面的操作步骤而生成:

Value DY	X Dist	1/Slope=DX/DY	Elevation1	Elevation2
5	10	2.0	-5	40
-2	20	-5.0	-3	42
-1	30	-10.0	-2	43
3	40	3.3	-5	40
8	50	1.3	-13	32
10	60	1.0	-23	22
7	70	1.4	-30	15
9	80	1.1	-39	6
6	90	1.7	-45	0

第一列的测量值，和第二列中的测量中的总距离（假设绳子长10米）。在第三列中我们通过利用绳子=10米的DX=长度估算1/slope。举例来说，第一个测量值的坡度是1/2。在第四列中我们估算海滩剖面，假设0是在第一次测量采用的位置。第五列中我们再次估算海滩剖面，假设0是上个测量点。最后一列是作为X的函数，用来绘制海滩剖面的，如展示的下图。

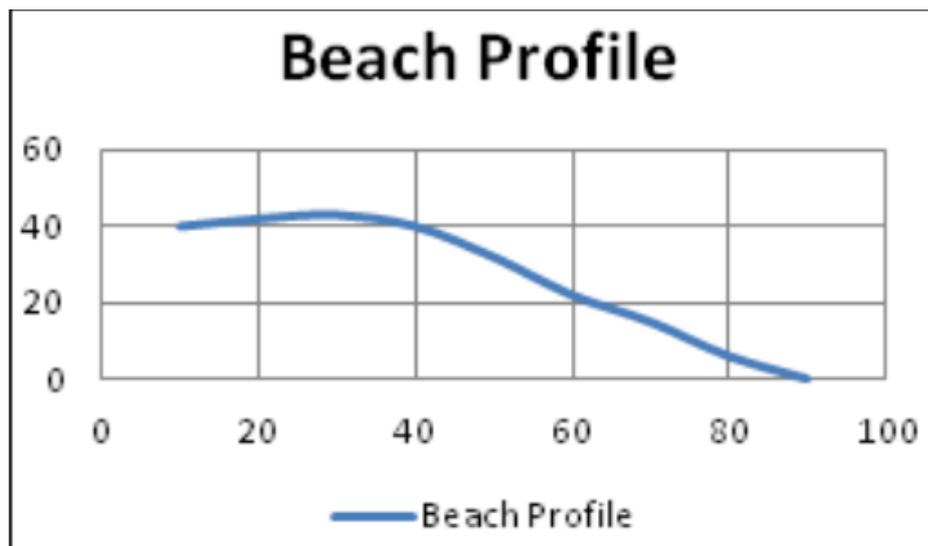


Figure 5.24: Example beach profile measured with Emery Board. Zero is last point measured.

最后，如果在相同时间出现重复测量值，建议连续记录测量时间，以及在开始和结束测量时板的位置，还有高水标。这些都应该在剖面上标注出来。而且如果有可能的话，通过查看潮位图，估算测量期间的高水位是有可能的，并利用这些信息去合理的转换海滩剖面值。

## 5.10 木材管理模型

### 5.10.1 摘要

森林生态系统提供的一项重要服务功能是木材生产。用户可以使用木材管理模型评估不同采伐水平和周期，合法从自然林和人工林等森林资源获得的木材收获量和资产评估值。价值评价模块通过木材的市场价格，扣除收获和营林成本的差额，使用贴现率折算为收获现值，来计算木材的市场价值量。模型的局限是假定一段时间内木材生产、收获频率、价格和成本保持稳定。

### 5.10.2 简介

商业性木材产品是森林生态系统提供的有价值商品，以其合法的木材采伐权获得较大木材原料销售收益。从私营大规模单一树种人工林采伐，到小社区管理对保留原有生态结构和功能的天然林采伐，木材生产的规模和性质各不相同。从森林中采伐木材的强度和频度不仅影响该服务的现实供给和经济价值，还影响到森林的其他服务功能的供给和价值，如水质净化、碳存碳汇和野生动物栖息地。商业性木材采伐收益最大化需要了解采伐期收获木材的规模和树种，木材市场价格和生产管理成本等方面信息。

### 5.10.3 模型

木材管理模型针对拥有合法采伐森林圆木许可的经济实体（例如，政府，集体，社区，私营木材公司）。根据联合国粮农组织统计数据库（<http://faostat.fao.org/>）规定：圆木是指在自然生长状态砍伐或以其他方式采伐的木材，带树皮或不带树皮，完整，劈开，大致呈方形或其它形状，包括采伐的所有木材量。模型计算输出结果为用户自定义时间间隔内合法从森林采伐的木材量净现值。该模型十分简易，主要针对采伐实践和立木管理数据较少的情况设计。如果用户能够获得详细的收获和森林管理数据可以使用备选模型。

模型不涉及不具有森林工业圆木合法采伐许可的经济实体。包括违法砍伐，或森林财产权属未明确界定的此类森林采伐，可以使用开放木材采伐和非木材产品收获模型（Open Access Timber and Non-Timber Products Model）（近期推出）。

#### 模型原理

木材管理模型两种运行方式。第一，用来模拟用户自定义时间间隔内，从人工林采伐的木材量的预期价值。典型的人工林采伐管理办法是周期性采伐用于销售或使用的木材，以确保森林资源的可持续利用。人工林的三个主要特征是：1) 原先自然的多树种混交林几乎完全被单一树种的主伐林取代，或丰产速生林树种；2) 人工林的年龄结构失衡，成熟树木被采伐，现存树木普遍较年幼；3) 人工林地区经过皆伐，紧接着再种植经济树种；4) 人工林近似同龄林（如，林分中最老的树木为20年，则四分之一的林龄为1-5年，四分之一的林龄为6-10年，四分之一的林龄为11-15年，还有四分之一的林龄为16-20年）。

第二，InVEST木材管理模型可以用来计算原始天然林的木材收获的预期价值。原始天然林是指受到较少人类活动干预的，至少在采伐作业开始前保留其原始林结构和生态功能的森林，包括当地社区和集体用于小规模采伐和非工业用材林。一方面，这些森林可能逐渐发展为人为管理林场（即上述人工林），或皆伐后变更为如农业用地，居住用地等的其他非林业用途，导致更大规模的木材采伐。（不包括森林砍伐，因为砍伐的木材不能作为其他生产原料）。另一方面，经济实体可能拥有全部或登记的天然林皆伐权，这种情况会改变天然林本来的外观。这类采伐的案例包括亚马逊和马来西亚的热带雨林土地利用转化，印度尼西亚建立棕榈园，和马来西亚热带雨林的择性皆伐。

该模型运行基于用户自定义时间间隔内用于合法林业采伐的景观中林业地块分布现状和未来GIS矢量数据集。这些林业地块可能包括整个森林或部分森林，但该地块应该只包括通过正式文件指定、区划或纳入采伐管理的森林部分。每个林业地块的属性包括：木材产量水平（图形文件属性产量表中的Harv\_mass和Perc\_Harv，见下文“数据需求”），采伐频度(Freq\_harv)以及采伐和管理（或维护）成本(Harv\_cost 和Maint\_cost )。

采伐林业地块分布图可以应用于给定的现状（或称“基期”）土地利用/覆盖图(yr\_cur)或未来土地利用/覆盖图（yr\_fut）。如果使用现状土地利用/覆被图进行模型计算，每个地块的收获净现值（NPV）的计算时间段从土地利用现状时间起始，到用户自定义时间终止，假设采伐作业方式和木材价格在该时间段保持稳定不变。如果使用未来土地利用/覆被图进行模型计算，每个地块的收获净现值（NPV）的计算时间段从未来土地利用时间起始，到用户自定义时间止，假设采伐作业方式和木材价格在该时间段保持稳定不变。模型计算的采伐木材净现值（NPV）时，使用的货币单位取决于现状或未来土地利用/覆被图使用的货币单位。比如，模型模拟基期年为2050年（yr\_fut=2050）的未来情景，货币单位为美元，那么2050年及其以后年份的采伐木材的净现值应该折算为2050年（yr\_fut=2050）当年美元货币价格。



区抚育和收获费用，收获木材产品价格，以及分析时段。在图形文件中创建一个包括这些属性的总表或分别创建属性表。

◇ **1. 林业管理区分布图(必需)**：描述景观中林区不同地块的GIS图形文件（矢量数据集）。每个林区地块需单独编码且唯一。应先定义数据集投影参数，数据集单位为米（m）。

命名：用户自定义。

文件类型：GIS标准图形文件（如，.shp）对每个图斑进行编号。

行：每一行表示一个林业管理地块。

列：每个林业管理地块对应单独代码（ID）。

样本数据集：\Invest\Timber\Input\plantation.shp

◇ **木材产量表(必需)**：景观中所有林业管理区信息表。

命名：用户自定义。

文件类型：\*.dbf，或为林业管理区分布图部分属性表。

行：每一行表示一个林业管理地块。

列：每个林业管理地块的不同属性，属性命名如下：

- 1) *Plant\_ID*：和“1.林业管理分布图”中地块代码ID相同。该地块代码ID应当与林业管理区多边形图的地块代码一致。用户必须选择该字段作为模型输入。
- 2) *Parcl\_area*：林业管理地块面积，单位公顷。
- 3) *Perc\_harv*：采伐期内采伐区占林业管理区面积比例，百分比取整。
- 4) *Harv\_mass*：采伐周期内每公顷出材量（单位Mg ha<sup>-1</sup>）。
- 5) *Freq\_harvi*：每个林业管理地块每年的木材收获频率。
- 6) *Price*：每个林业管理地块收获木材的市场价值。该价值应当反映向木材加工厂或其他木材加工和仓储单位支付的费用。如果采伐区由多种不同市场价值的树种组成，应当计算加权价格，即用林分预计收获混交林种得到相关权重。只包含主要收获产品，而不包括抚育间伐，所有抚育间伐应包含在Maint\_Cost中（见下文）。
- 7) *Maint\_cost*：经营性林场或人工林每年每公顷抚育管理成本，包括林分定期补植成本、抚育成本、追加收获成本、抚育间伐和运输木材的成本。其它成本可能包括纳税、病虫害防治等。如果在能获市场价值的主伐期收获产品之前有抚育间伐，则Maint\_cost应扣除每公顷收获间伐产品的价值。如果对未进行

林业管理的天然林进行采伐，**Maint\_cost**为0。（实际情况是林分的抚育管理费每年都在变化，如某些年份在主伐期前会进行抚育间伐因此产生费用，而某些年份可能需要病虫害检测与治理并产生相关费用，使用抚育管理成本的多年平均值能够更好得反映该费用的正常水平。）

- 8) **Harv\_cost**: 采伐周期内每公顷与**Harv\_mass**相关收获费用。
- 9) **T**: 从**yr\_cur**到**yr\_fut**的林业管理地块价值评估年期。如果为同龄林生产经营周期轮伐期管理，**T**可取任意值，但为避免误差，**T**取值不能太大，原因如下文所述。如果预期采伐为一次性皆伐作业，**T**=1。如果是对自然林实施或计划实施一系列皆伐，**T**取值应当小于给定**perc\_harv**和**freq\_harv**的自然林分持续收获年期。举例来说，天然林管理区计划种植纯林或允许未来收获前进行天然更新，设**perc\_harv**=33.3，**freq\_harv**=3，那么天然林分收获年期**T**值应小于7（假设收获期为第1、4、7年完成，**yr\_cur**和**yr\_fut**取值与土地利用/覆被图一致）。
- 10) **Immed\_harv**: 该属性表示木材收获时间。如果**yr\_cur**为收获年，用”YES”（键入”YES”/”Y”）表示，地块的木材采伐净现值NPV计算只包括**yr\_cur**当年收获量；如果用户定义未来土地利用情景对应的**yr\_fut**为收获年，用”NO”（键入”NO”/”N”）表示，时间间隔**T**内林业管理地块在的木材采伐净现值NPV应该使用**freq\_harv**采伐期收获量进行计算。
- 11) **BCEF**: 生物量换算和扩展系数，将木材收获量转换为出材材积，衡量单位为森林出材材积的干重每平方米g (Mg)。扩展系数**BCEF**是关于树种构成和林分年龄（在IPCC报告中称为生物量扩展系数）的函数。如果用户缺少该系数相关数据，可以使用《2006年IPCC国家温室气体清单指南》第四卷，表格4.5中适用于木材清除的生物量换算和扩展因子**BCEF<sub>R</sub>**一系列数据。或者全部取值为1。

样本数据集: \Invest\Timber\Input\plantation.shp

- ◇ **贴现率（可选——评价必需）**: 该值在工具界面直接输入，不用输入属性表（工具界面”Market Discount Rate (%)”标签）。贴现率反映了社会对短期利益和长期利益的偏好（如，你想现在得到10美元还是在5年后得到10美元？）。模型默认贴现率为每年7%，该值来自美国政府环境评价项目（另一个值为3%）。当然，贴现率的实际取值应当根据待评价的国家和景观儿不同，适当情况可设为0%。

计算林业管理地块木材净现值需要使用一系列公式。第一步，计算地块**x**在收获周期采伐量净现值，公式：

$$VH_x = \frac{Perc\_harv_x}{100} (Price_x \times Harv\_mass_x - Harv\_cost_x) \quad (5.57)$$

式中， $VH_x$ 表示地块x在收获周期每公顷（ $ha^{-1}$ ）产生的货币价值， $Perc\_harv_x$ 表示收获周期中地块x出材率（转换为分数）， $Price_x$ 表示从地块x收获的木材量（Mg）市场价格， $Harv\_mass_x$ 表示地块x在收获周期出材量（ $Mg\ ha^{-1}$ ）， $Harv\_cost_x$ 表示 $Harv\_mass_x$ 的每公顷（ $ha^{-1}$ ）采伐成本，以及将木材运至加工厂或交易市场的运输成本。一般说来， $Harv\_mass_x$ 根据森林地上生物量（ $Mg\ ha^{-1}$ ）计算，森林地上生物量是指森林立木除以枯落物形式遗留地下（如，茎、小树枝，树皮等）以外的其他部分生物量。比如，假设森林管理公司计划每个采伐周期对天然林进行地产林改造，皆伐10%转换为人工林， $Price_x$ 预计为 $¥10^{-1}$ ， $Harv\_mass_x$ 为 $800Mg\ ha^{-1}$ ， $Harv\_cost_x=¥5,000\ ha^{-1}$ 。收获周期净现值计算如下：

$$VH_x = 0.1 \times (10 \times 800 - 5000) = 300 \quad (5.58)$$

轮伐期是指轮流伐尽经营类型内各林分后再次回到最初伐区采伐成熟林的生产周期，包括采伐-更新-培育成林-再次采伐的整个周期。人工林的轮伐期往往为一年，天然林或天然林斑块较多的森林，其更新期较长（如轮伐期可能为3年）。林业管理地块x的轮伐期由 $Freq\_harv_x$ 决定。

变量 $Freq\_harv_x$ 用于将林业管理地块x单位面积价值（数学： $VH_x$ ，单位：公顷）转换成木材收入现金流，然后计算价值总和，并折算成现值。具体说来，按现金流计算的木材收获量净现值（ $ha^{-1}$ ）按以下公式计算：在给定 $yr\_cur$ 或 $yr\_fut$ 的情况下， $VH_x$ 周期性的从 $yr\_cur$ 或 $yr\_fut$ 到 $T_x$ 年木材收获量净现值为：

$$NPV_x = \sum_{s=0}^{ru\left(\frac{T_x}{Freq\_harv_x}\right)} \frac{VH_x}{\left(1 + \frac{r}{100}\right)^{Freq\_harv_x \times s}} - \sum_{t=0}^{T_x-1} \left( \frac{Mait\_cost_x}{\left(1 + \frac{r}{100}\right)^t} \right) \quad (5.59)$$

式中，“ru”是指由 $T_x / Freq\_harv_x$ 产生的任意分数向上舍入到下一位整数内， $Freq\_harv_x$ 是收获周期的频率（以年为单位）， $r$ 是市场贴现率， $Mait\_cost_x$ 是管理林业管理地块x的年度成本（ $ha^{-1}$ ）。继续我们前面的例子，式中数学运算： $VH_x=300$ ，如果我们设定 $Freq\_harv_x = 1$ （每年都有一个收获期）， $T_x$ 等于10（ $T_x$ 可以不大于10，因为原生森林将在10年完全消失当 $Perc\_harv_x = 10\%$ 时）， $r$ 等于7%，并且 $Mait\_cost_x$ 等于 $¥50\ ha^{-1}$ ，那么数学运算 $VH_x$ 的NPV为，

$$NPV_x = \sum_{s=0}^9 \frac{300}{1.07^s} - \sum_{t=0}^9 \frac{50}{1.07^t} \quad (5.60)$$

另一方面，假定 $Freq\_harv_x = 3$ （每3年发生一次木材林业管理地块的10%收获）以及其它所有变量和前面一致，那么，

$$NPV_x = \sum_{s=0}^{ru\left(\frac{10}{3}-1\right)} \frac{300}{1.07^{3 \times s}} - \sum_{t=0}^9 \frac{50}{1.07^t} \quad (5.61)$$

换句话说，每隔1 (*yr\_cur*或*yr\_fut*)，4，7，和10年发生一个收获期，具有每年产生的年度管理费用支出（式中s=0是指第1年，S =1指的是第4年，S =2指的是第7年和s=3是指第10年）。请注意，当使用公式（3）时，我们总是假定在*yr\_cur*或*yr\_fut*产生收获期，在*Freq<sub>x</sub>*年后再产生下一个收获期，同样*Freq<sub>x</sub>*年后再产生第二个收获期，其次类推。

另外，如果一个收获期没有在*yr\_cur*或*yr\_fut*发生，而不是像第一次那样以*Freq<sub>x</sub>*年计算时间间隔T，那么我们就用下面的公式，

$$NPV_x = \sum_{s=1}^{rd\left(\frac{T_x}{Freq-harv_x}\right)} \frac{VH_x}{\left(1 + \frac{r}{100}\right)^{(Freq-harv_x \times s)-1}} - \sum_{t=0}^{T_x-1} \left( \frac{Mait\_cos t_x}{\left(1 + \frac{r}{100}\right)^t} \right) \quad (5.62)$$

式中，“rd”是指通过*T<sub>x</sub> / Freq<sub>harv<sub>x</sub></sub>*产生的任意分数向下舍入到下一位整数。在这种情况下，如果*Freq<sub>harv<sub>x</sub></sub>* =3和*T<sub>x</sub>* = 10时，则x在3，6和9年时间间隔上经历了收获期。

*T<sub>x</sub>*和*Freq<sub>x</sub>*的选择需要一些考虑。首先，如果木材林业管理地块x仅需要经历一个即时收获期（或者用等式（3）的基础年份或用等式（6）在*Freq<sub>x</sub>*-年的时间间隔），那么设置*T<sub>x</sub>*=*Freq<sub>x</sub>*= 1。另一方面，如果林业管理地块x是在同年份管理循环下，则*T<sub>x</sub>*的值可以被设置地非常高（我们假定收成在这样的系统中无限维持）。但是，我们有几个原因不推荐对任意x使用大*T<sub>x</sub>*值。首先，在此模型中，木材价格，收获成本和管理成本是随时间保持静态不变的。这可能仅仅在短时间内（例如，20年）是一个合理的假设。第二，在此模型中，木材管理是随时间保持静态不变的；同样，这可能仅仅是在短期内是一个合理的假设。第三，如果天然林被转化为人工林，一个大T值就会要求我们开始考虑最终人工林收获产量。这种复杂化将使的模型不易被操作使用。需要注意的是对于所有x的*Freq<sub>x</sub>* *T<sub>x</sub>*值。

最后，从基准年至*T<sub>x</sub>*年后林业管理地块x在整个区域的木材采伐收获的净现值由*TNPV<sub>x</sub>*计算得出，式中*Parcel\_area<sub>x</sub>*是林业管理地块x的面积（ha<sup>-1</sup>）：

$$TNPV_x = Parcel\_area_x \times NPV_x \quad (5.63)$$

最后一项，*BCEF<sub>x</sub>*被用于转化从*yr\_cur*或*yr\_fut*至T年后一个林业管理地块的木材减少的总体积（TBiomass<sub>x</sub>）。如果*Immted\_harv<sub>x</sub>*=1那么，

$$Tbiomass_x = Parcel\_area_x \times \frac{Perc\_harv_x}{100} \times Harv\_mass_x \times ru \left( \frac{T_x}{Freq\_harv_x} \right) \quad (5.64)$$

否则，如果  $Immed\_harv_x = 0$  则

$$TBiomass_x = Parcl\_area_x \times \frac{Perc\_harv_x}{100} \times Harv\_mass_x \times rd \left( \frac{T_x}{Freq\_harv_x} \right) \quad (5.65)$$

以及，

$$TVolume_x = TBiomass_x \times \frac{1}{BCEF_x} \quad (5.66)$$

### 5.10.5 模型运行

Windows开始菜单可以进入该模型的独立模块。Win7或是更早版本，可以从“*All Programs -> InVEST 3.2.0 -> Timber.*”中进入。界面不要求使用GIS软件，但输出文件应该使用ArcGIS，QGIS等GIS软件查看。Win8用户可以点击“开始”找到模型，并输入“timber”打开应用列表。独立模型保存在在InVEST安装目录下子目录 *invest-3\_x86/invest\_timber.exe*。

#### 查看模型计算结果

当模型成功运行，会在用户指定的模型运行工作区打开相应文件资源管理器，该目录下的输出文件夹（output）包括模型生成的结果文件。这些文件可以使用任何GIS软件查看，如ArcGIS或QGIS。文件的详细描述见下“结果分析”章节。

### 5.10.6 结果分析

#### 最终结果

木材管理模块运行结果保存在用户指定工作区下的输出文件夹（output）。

- **Timber.shp**—属性表包括三列：第一列为计算得出林业采伐地块的TNPV。TNPV是指木材生产经济价值净现值（用户定义货币单位），通过从yr\_cur或yr\_fut到T年收获的全部木材销售额扣除在此期间最小采伐和管理费用。最后，所有的货币现值乘以折现率还原到yr\_cur或yr\_fut时间节点的净现值。该值如果为负，表示成本（管理和采伐费用）高于收益（木材价格乘以材积水平）。“TBiomass”列表示从yr\_cur或yr\_fut开始之后T年内，每个林业管理地块的采伐量对应的总生物量（单位：Mg）（TBiomass使用“Immed\_harv”值根据公式8和公式9计算）。“TVolume”列表示从yr\_cur或yr\_fut开始之后T年内，每个林业管理地块的采伐量对应的活立木蓄积量（m<sup>3</sup>）（TVolume根据公式10计算）。

### 5.10.7 参考文献

Maass, J., P. Balvanera, A. Castillo, GC Daily, HA Mooney, P. Ehrlich, M. Quesada, A. Miranda, VJ

- Jaramillo, F.Garcia-Oliva, A. Martinez-Yrizar, H. Cotler, J. Lopez Blanco, A. Perez Jimenez, A. Burquez, C. Tinoco, G. Ceballos,L. Barraza, R. Ayala, and J. Sarukhan. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-termecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society* 10:17.
- Nunez, D., L. Nahuelhual, and C. Oyarzun. 2006. Forests and water: The value of native temperate forests in supplying water for human consumption. *Ecological Economics* 58:606-616.
- Ricketts, TH. 2004. Tropical Forest Fragments Enhance Pollinator Activity in Nearby Coffee Crops. *Conservation Biology* 18:1262-1271.
- Sohngen, B., and S. Brown. 2006. The influence of conversion of forest types on carbon sequestration and other ecosystem services in the South Central United States. *Ecological Economics* 57:698-708.

## 5.11 波浪能生产

### 5.11.1 摘要

决策者和公众对将波浪能转换成电能越来越感兴趣，他们希望波浪可以成为清洁、安全、可靠和可负担得起的能源。InVEST波能量模型(WEM)的目标是绘制和评估海浪所提供的能源供应服务,进而评估定位波能量转换(WEC)设施的过程中可能会出现得失。WEM评估了潜在的波浪发电、基于波条件获得的波能（例如，有效波高和波周期峰值）以及WEC设备的技术特有信息（例如：性能表和最大容量）。然后，该模型会通过经济参数（例如：电价、贴现率、以及安装和维护成本），计算WEC设施的建造和运营相对于其使用寿命的净现值(NPV)。获得准确的输入数据和模型的经济部分的参数估值是一个重大的挑战，因为至今为止尚没有商业规模的波能源设施。我们建议，通过默认值计算得出的波能源设施的净现值仅用于不同站点之间的相对比较。WEM的输出信息在空间上提供了明确的信息，显示了WEC设施选址的潜在领域以及最大的能源生产和价值。这个WEC的站点特定和设施特定的信息可以用来识别和量化定位波能量设施的过程中可能会出现潜在得失。决策者和利益相关者可以使用WEM来更好地理解在哪里安装WEC设施可以获得最大的波能量，同时将对沿海和海洋生态系统以及其他人类使用的影响降到最低。

### 5.11.2 波能量 3.0 测试版

波能具有有3.0原型版本，可以在InVEST 3.x.x文件夹中查询。3.0版本的新特性包括：

- 先前的运行参数会自动加载到用户界面。
- 模型运行时间已经得到改进。
- 不再需要投影输入，我们会根据给定的感兴趣的矢量图层的区域来计算投影距离。
- 所有表格输入均为CSV格式，而不是Excel文件，参考示例数据，以便修正格式。

如果您遇到任何问题，请将问题发布到用户的支持论坛  
<http://forums.naturalcapitalproject.org/>

### 5.11.3 简介

波能有许多对于对于有效发电十分重要的特征，被认为是努力满足人类日益增长的能源需求的潜在重大贡献者(Barstow et al. 2008)。在各种可再生能源资源中，波能具有最大的功率密度，为电网操作提供了相对连续的和可预测的电能重要优势(Bedard et al. 2005)。自20世纪80年代以来，波能发电的费用逐渐降低，并且随着技术的发展以及波能工业的扩大，还有可能会进一步降低(Thorpe 1999)。考虑到化石燃料能源的成本增加以及人们对可再生能源的浓厚兴趣，在不久的将来，波能可能是经济可行的。因此，决策者和公众对波能转换成电能越来越感兴趣，他们希望波浪可以成为清洁、安全、可靠和可负担得起的能源，同时不会产生温室气体。由于人们对波能这一可再生能源的兴趣越来越浓厚，对于帮助决策者进行波能设施选址的框架的需求越来越多。我们这里描述的WEM将为规划者提供信息，进而用来平衡海洋和沿海生态系统的现有使用中获得的波能量。

在全球范围内，可利用的波能资源大约相当于目前世界电力消耗的20%，但是它们会根据位置出现显著的潜在变化(Cornett 2008)。此外，在靠近海岸的地区，“热点”（其特点是压缩波能）显示了获得波能的最高潜力(Cornett and Zhang 2008; Iglesias and Carballo 2010)。因此，在为波能转换设施选址时，确认波能富集区属于第一步。

已经拟定了WEC设备的各种技术，用来捕获波能，这些设备的特定特征就是在量化可以捕获的波能中发挥关键作用。因此，WEC设备的选择也是按地点、在不同波浪条件下有效地收集不同波能的一个重要组成部分。

波能设施的经济价值可以用来比较跨站点和设备特定技术的净收益。如同大多数可再生能源项目一样，可以在经济评估中包括许多不同的因素。这些因素包括：向电网输送能源的价值，与传统资源相比、波能项目相关的污染的减少，丧失沿海和海洋地点使用权的成本，以及建设和运营这些设施的环境成本。在实践中，所有相关收益和成本，尤其是那些涉及到环境效益和成本的因素，均是很难衡量的，也是很难纳入正式的成本效益分析中的。我们采取了一种简单的方法来将其中一些信息纳入到可用于与正式成本效益分析类似的框架中，而不是忽略这些潜在的影响。

虽然波能可以提供清洁和可再生能源，没有明显的温室气体排放，但是波能项目可能与现有的海洋使用或海洋物种和栖息地保护政策相冲突。WEC设施有可能会影响捕鱼机会、远洋和底栖生物栖息地、休闲活动、审美视角、水动力和波环境、导航、以及有毒物质在生物体内的积累(Boehlert et al. 2007; Nelson et al. 2008; Thorpe 1999)。这些潜在影响的严重程度可能会具体到站点方面。同时，鉴于至今为止与波能项目有限的相关经验，几乎没有描述相关影响的经验证据。因此，识别和评估与WEC设施选

址相关的潜在得失是海洋空间规划以及海洋和海岸环境的其他形式的决策中非常重要的组成部分。

此处的WEM可以评估：1) 潜在的波浪发电，2) 捕获的波能，以及3) WEC设施的净现值。WEM的输出信会在空间上提供明确的信息，显示了WEC设施选址的潜在领域以及最大的能源生产和价值。这个WEC的站点特定和设施特定的信息可以用来估计WEC设施的选址将如何影响和（或）改变现有海岸和海洋使用。例如，WEM允许用户通过映射和量化空间竞争以及商业和休闲活动的现有海洋用途（例如：钓鱼、导航、赏鲸、皮划艇等）来探索潜在的得失。

#### 5.11.4 模型

WEM的目的是，通过探索能源设施选址的潜在成本和效益，帮助在波能项目背景下促进海洋空间规划。该模型可以使用默认的输入数据集进行运行，该数据集是全球和地区性可用的，或者可以与本地输入数据一起使用。

##### 工作原理

##### 潜在的波浪发电资源评估

按不规则波传输的波峰长度的每单位宽度的波能可以近似为：

$$P_n = \frac{\rho * g}{16} H_s^2 C_g(T_e, h) \quad (5.67)$$

其中 $P_n$ 是波能(千瓦/米)， $\rho$ 是海水密度( $1028 \text{ kg m}^{-3}$ )， $g$ 是重力加速度( $9.8 \text{ s}$ )， $H_s$ 是有效波高(米)， $C_g$ 是波群速度( $\text{m s}^{-1}$ )，它是波能周期、 $T_e$  (sec)、水深 $h$ (m)的函数（科内特2008）。 $C_g$ 可以作如下估计：

$$C_g = \frac{\left(1 + \frac{2kh}{\sinh(2kh)}\right) \sqrt{\frac{g}{k} \tanh(kh)}}{2} \quad (5.68)$$

其中波数 $k$ 是通过作为波频( $\omega = 2\pi/T_e$ )和水深的色散关系函数计算得出的，表示为：

$$\omega^2 = gk * \tanh(k) \quad (5.69)$$

迭代的数值方案可以应用于求解方程 (5.69) 以及初步估计  $k = \omega^2 / (g \cdot \sqrt{\tanh(\omega^2 \cdot h/g)})$ 。测量得出的波周期或模拟海面状态得出的波周期很少表达为  $T_e$ ，相反，它们通常被指定为波高峰时期  $T_p$ 。因此，波能高峰时期可按如下进行预估  $T_e = \alpha \cdot T_p$ 。其中， $\alpha$  是确定波谱形状的常数。我们使用  $\alpha = 0.90$  作为默认值，同时假定使用标准 JONSWAP 波谱，该波谱适用于单源波主导下的波浪的海面状态，以及波谱是单峰的情况 (Cornett 2008)。同样的假设也用于全球波浪发电资源评估 (Cornett 2008) 和加拿大西海岸的波浪发电计算 (Cornett and Zhang 2008; Dunnett and Wallace 2009)。

我们为潜在的波浪发电资源计算准备了全球和地区性可用的输入数据层。我们使用NOAA WAVEWATCH III (NWW3波浪) 模型追算再分析结果 (版本2.22), 以获得 $H_s$ 和 $T_p$ 确定的波浪特征。根据全球和区域电网系统, NWW3空间分辨率范围为4到60分钟。我们使用ETOPO1来获取水的深度( $h$ ), 它提供了1弧分的全球海洋深度测量法信息(Amante and Eakins 2009)。当使用默认的输入数据层时, 该模型结果提供了世界上任何目标区域的潜在电力资源的一级近似。然而, 模型结果的空间分辨率可能不够精细, 无法评估沿海地区附近的波浪发电资源。因此, 在接下来的版本中, 这个模块将允许用户基于本地研究添加自己的波输入 (例如: 近岸波模型结果)。

### 已捕获的波浪能源评估

已捕获的波浪能量可以作为海面状态和WEC设备波能吸收性能的函数预估 (Previsic 2004a, Previsic 2004b)。海面状态是海洋表面的一般情况, 常常表现为两个参数, 一个是有效波高 $H_s$ , 另一个是波峰周期 $T_p$ 。长期波浪的时间序列数据可用于计算每个海面状态在一个特定时期内产生的小时数。我们准备了全球和地区性海面状态表, 其中使用3小时间隔的NWW3海浪模型结果, 周期为5年。表5.26是在温哥华岛的西海岸, 每个海面状态收集器的年度产生小时数的一个示例。在这个例子中,  $H_s = 2.5$ 米和 $T_p = 10.0$ 秒的海面状态是最主要的, 每年产生115个小时。

表 5.26 在温哥华岛的西海岸, 每个海面状态收集器的年度产生小时数 (小时/年)。

		波周期 ( $T_p$ ), 单位为秒								
		0.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	9.0	10.0
波高 ( $H_s$ ), 单位为米	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1.0	0	0	0	2	0	13	12	12	6
	1.5	0	0	0	20	23	18	67	93	46
	2.0	0	0	0	12	76	34	26	131	96
	2.5	0	0	0	1	32	25	19	46	115
	3.0	0	0	0	0	6	25	16	45	72
	3.5	0	0	0	0	0	6	23	29	36
	4.0	0	0	0	0	0	1	5	15	29
	4.5	0	0	0	0	0	1	2	17	14
	5.0	0	0	0	0	0	0	1	4	5

WEC设备捕获波能的能力可以表示为WEC设备制造商可用的波能吸收性能。我们已经对WEC设备做出了文献综述，其中包含其公开信息，并编制了波能吸收性能表。虽然这些设备在快速变化的近海波浪能源工业中属于技术过时的设备，但是它们已经接受了全面的海洋测试和验证。目前，InVEST WEM包括默认输入参数性能表：

- PWP-Pelamis (Pelamis海浪发电有限公司2010; Previsic 2004b)
- Energetech-OWC (Previsic 2004a)
- AquaBuOY (登尼特和华莱士, 2009)
- WaveDragon (登尼特和华莱士, 2009)

图 5.27: Pelamis 的每个海面状态收集器的波能吸收性能(千瓦)

		波周期 (Tp), 单位为秒								
		0.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	9.0	10.0
波高 (Hs), 单位为米	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1.0	0	0	0	11	27	50	62	64	57
	1.5	0	0	0	26	62	112	141	143	129
	2.0	0	0	0	66	109	199	219	225	205
	2.5	0	0	7	93	171	279	342	351	320
	3.0	0	0	91	180	246	402	424	417	369
	3.5	0	0	86	211	326	484	577	568	502
	4.0	0	105	216	326	394	632	616	583	585
	4.5	0	94	233	371	467	735	744	738	634
	5.0	0	259	364	469	539	750	750	750	750

通过将年度产生小时表中的每个单元与波能吸收性能表的每个对应单元相乘，已捕获的波能是针对每个海面情况收集器进行计算的。每个WEC设备的已捕获的年度波能(千瓦时/年)是通过加总每个海面状态收集器的所有已捕获的波能计算得出的。一些WEC设备在响应特定场地条件时有能力优化性能 (Previsic 2004 b)，用户可能需要调整WEC设备的默认参数，或者在他们自己的机器特有值中进行应用，以便更加准确地评估已捕获的波能。

### 净现值评估

我们使用成本效益分析框架来评估波浪能源设施的建设和运营。我们结合与收益(Bt)和成本(Ct)最为相关的测量来计算海洋空间中特定位置上的波能设施的净现值。特定的波浪能源设施的净现值为：

$$\sum_{t=1}^T (B_t - C_t)(1+i)^{-t} \quad (5.70)$$

上式是针对WEC设施的整个生命周期T来计算的。在对未来收益和成本的价值进行贴现时，折现率i是必需的。年度收益计算得出的是每千瓦时的产品电价以及每千瓦时的年度捕获波能。<sup>1</sup>我们假设在项目的第一年是没有收入的。请参考InVEST近海风能模型的估值部分来讨论适当的折现率和能源价格的选择。

年度成本可以分为初始安装费用和年度运营和维护成本。安装波能装置的初始成本包括以下几类：1) 每安装千瓦的资本成本，其与设备相关，2) 系泊缆绳成本，3) 水下传输电缆的成本，4) 陆路传输电缆的成本。<sup>2</sup>由于水下和内陆传输电缆的总成本取决于设备与最近的电网连接点之间的距离，净现值的计算允许用户评估确定波能资源的特殊位置的设施定位与在该位置上安装设备的距离成本之间的利弊得失。我们为波能的经济评估提供了默认经济参数表格，其中使用了之前章节中描述的四台机器中的三台机器：PWP-Pelamis, AquaBuOY和WaveDragon。所有成本均以2006年美元表示，并且应该以分析研究基准年进行通货膨胀的处理。

### 限制和简化

模型的限制和简化以及模型解释指导的相关警示文字：

- ◇ 波输入数据的质量决定了模型结果的准确性。因此，用户需要了解波输入数据的质量，从而对WEM结果进行适当的解释。例如，默认波输入数据更适合于4或60分钟的空间分辨率的全球和区域范围应用。关于感兴趣区域的波发电的详细分析，用户可能希望以更为精细的空间分辨率来提供波模型结果。
- ◇ 捕获的波能表明的是每个WEC设备每年平均吸收的能量。对WEC设备的实际能源生产的估计，用户可能需要考虑其他的技术特定信息，例如设备的可用性、能量转化效率以及定向因素。对于一些WEC设备，提高性能可能不需要对设备结构进行较大地变动，用户可以将调整因素应用到性能表中。关于WEC设施的实际波能生产预估的进一步讨论，请咨询Previsic(2004 a,2004 b)。
- ◇ 由于到目前为止并没有相应的商业规模的波能设施，获得精确的成本数据成为了一个挑战。我们为几个公开的波能装置提供了默认值。因为这些成本可能是

<sup>1</sup>折现率和电力批发价格均为用户自定义输入，它也是我们提供的示例值。在许多情况下，均在讨论固定关税或上网电价来帮助促进可再生能源项目的发展。

<sup>2</sup>我们不考虑额外的地面基础设施的成本，这些设施可能需要将离岸设施连接到电网内，同时我们也未考虑波能项目获准的成本。不同的波能转换设备的成本估计来自于登尼特和华莱士(2009)，并给出了2006年的、以美元计价的金额。

不准确的或过时的,因此我们建议使用默认值计算得出的波能设施的净现值可以用于不同站点之间的相对比较。这些相对比较将表明,潜在的波浪发电资源和与电网之间的距离将对预估的项目成本产生巨大的影响。应特别谨慎地解释净现值计算的大小。

- ◇ 提供的成本估计会按照波浪发电厂的从小型到中型的尺寸进行调整。<sup>3</sup>较大的农场可能会由于生产较多的机器而节约成本,但也可能需要更高的容量和(或)额外的传输电缆。如果您想要模拟能量捕获量或更大农场的相关成本,您该仔细评估这些因素。
- ◇ WEC设施与水下电缆降落点之间的测量距离是基于欧几里得度量,而且并未承认在两个目标点之间的任何大片陆地。用户在使用复杂深度测量法是,应该注意区域的距离估计。

### 5.11.5 数据需求

该模型使用了一个界面,用于输入所有必需和可选模型数据。这里,我们大概说明了通过该界面向用户展示的选项以及地图和该模型所使用的数据表。与数据源和预处理相关的详细信息请参见附录。

#### 所需输入

首先,我们描述了所需输入。所需输入指的是运行这个模型所需的最小数据。最小输入数据允许该模型运行全球性数据,且无需进行经济分析。

- ◇ 工作区(必要)。用户需要指定一个工作区文件夹路径。我们建议用户为每个模型的运行创建一个新文件夹。例如,通过在“WaveEnergy”文件夹中创建一个名为“runBC”的文件夹,该模型将在这个“runBC”工作区中创建“中间”和“输出”文件夹。

“中间”文件夹将从中间流程中划分数据。模型的最终输出将被存储在“输出”文件夹中。

名称: 工作区文件夹路径。字段中无空格

示例路径: \InVEST\WaveEnergy\runBC

- ◇ 波浪基本数据文件夹(必要)。用户需要在他们的系统上指定波能量模型输入数据的文件夹路径。当安装InVEST时,大约将包括1GB的全球波浪观察III波浪数据:

名称: 工作区文件夹路径。字段中无空格

<sup>3</sup>华莱士和登尼特(2009)在他们的应用程序中的模型 24 设备

示例路径（默认）：

\InVEST\WaveEnergy\Input\WaveData\

- ✧ 分析区域(必要)。这个下拉框允许用户选择他们的分析尺度，并指导模型输入适当的数据。用户还具有选择感兴趣区域的权利（AOI，输入#7，参考下面的可选输入）。AOI输入可以剪辑这些较大的区域，以便展开更详细的局部分析。如果没有制定AOI，该模型将对整个分析区域进行波能量计算。有四个预设区域：北美西海岸和夏威夷、北美东海岸和波多黎各、全球(东半球)、以及全球(西半球)：

文件类型：下拉选项

示例（默认）：北美西海岸和夏威夷

- ✧ 机器性能表(必要)。该表显示了机器的“性能”，或其在给定海面状态条件下捕获波能的能力。第一行表示的是波的周期收集器(Tp)，单位为秒，而第一列显示波高收集器(Hs)，单位为米。表中剩下的数字显示的是在给定海面条件下已捕获的波能，给定条件包括波高(Hs)和周期(Tp)。

表格名称： 文件名称无限制，但是中间不可存在空格。

文件类型：\*.csv

示例数据集： \InVEST\WaveEnergy\Input\Machine\_Pelamis\_Performance

		波周期 (Tp) ， 单位为秒								
		0.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	9.0	10.0
波高 (Hs) ， 单位为米	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1.0	0	0	0	11	27	50	62	64	57
	1.5	0	0	0	26	62	112	141	143	129
	2.0	0	0	0	66	109	199	219	225	205
	2.5	0	0	7	93	171	279	342	351	320
	3.0	0	0	91	180	246	402	424	417	369
	3.5	0	0	86	211	326	484	577	568	502
	4.0	0	105	216	326	394	632	616	583	585

	4.5	0	94	233	371	467	735	744	738	634
	5.0	0	259	364	469	539	750	750	750	750

◇ 机器参数表(必要)。这个表显示机器的最大容量和限制(波高和周期), 进而在给定海面状态条件下捕获波浪能:

表格名称: 文件名称无限制, 但是中间不可存在空格。

文件类型: \*.csv

示例数据集: \InVEST\WaveEnergy\Input\Machine\_Pelamis\_Parameter

名称	值	注释
CapMax	750	设备的最大容量[kW]
HsMax	10.0	设备操作波高的上限[米]: 当波高高于HsMax时, 设备便会关机。
TpMax	20.0	设备操作的波周期的上限[秒]: 当波周期长于TpMax时, 设备便会关机。

◇ 全球数字高程模型(DEM)(必要)。栅格层测深法需要以米为单位计算海洋深度。此信息被纳入潜在波动力计算以及经济分析评估中, 以便确定在系泊缆绳到达降落点之前向海底输送缆索的成本。如果用户指定了一个并未覆盖整个感兴趣区域的栅格输入, 那么在这个覆盖范围之外的波输出结果报道便不会包括波能计算。为了确保模型正确地运行, 需要确保这个输入涵盖了输入# 2和# 7中指定的分析区域。默认水深数据, global\_dem, 提供了1弧分全球水深数据。如果您使用的是比1弧分分辨率粗略的波输入数据, 我们建议使用全球demDEM数据:

名称: 文件名称无限制, 但是中间不可存在空格, 且须少于13个字符数

格式: GIS栅格文件(例如: ESRI Grid或IMG), 深度单位为米

示例数据集(默认): \InVEST\Base\_Data\Marine\DEMs\global\_dem

### 可选输出

输入的下一个系列是可选的, 但可能需要根据输入其他决定。

◇ 结果后缀通过在输出上附加后缀来追踪模型。

◇ 感兴趣区域(AOI)(要求经济估算)。如果您想进一步缩小您的分析区域, 您可以创建一个多边形矢量文件, 其中定义了您感兴趣的区域。它指示了剪辑输入数据的模型, 并定义了确切的分析程度。然而, 在进行经济估算时, 这个输入是必需的。起初, 模型将检查AOI的投影单位是否为米以及数据是否为

WGS84。如果不是，它会停止运行并提供反馈。

名称：文件名称无限制，但是中间不可存在空格

文件类型：多边形 shapefile (.shp)

示例路径：\InVEST\WaveEnergy\Input\AOI\_WCVI.shp

- ◇ 进行经济估算 通过勾选这个选项框，用户将指导模式运行经济估算模型。目前，估算只允许用于感兴趣区域（输入#8）的运行。此外，也必须明确如下输入(# 10 - 12)，以便进行输出经济分析。
- ◇ 电网连接点文件（可选的，但需要经济估算）。当运行经济分析时，您必须提供一个.csv的表格，其中指定了机器电缆最终将到达的陆地位置以及最终的能源网的位置。点的编号、纬度和经度坐标以及点的类型是必需的。

该模型将使用这个输入来创建一个点要素类别，并且基于感兴趣区域输入# 4的投影将其投影。

表格名称：文件名称无限制，但是中间不可存在空格

文件类型：\*.csv

示例数据集：\InVEST\WaveEnergy\Input\LandGridPts\_WCVI.csv

在使用您自己的数据填写表格时，请确保：

- 以十进制的格式明确纬度和经度(如下所示)
- 在“类型”一列中仅包含单词“陆地”或“电网”。使用“类型”字段来区分两种着陆类型。

编号	纬度	经度	类型	名称	注释
1	48.92100	-125.54200	陆地	Ucluelet	水下电缆降落点
2	49.13900	-125.91500	陆地	Tofino	水下电缆降落点
3	48.99700	-125.58300	电网	Ucluelet	电网连接点

- ◇ 机器经济表（可选，但需要经济估算）。在运行经济分析时，用户必须输入一个表格，其中包括电力价格、机器设置和电缆成本、以及其他净现值(NPV)计算的估值参数。三个不同机器的样本数据在InVEST上均是可用的。样品成本为2006年的美元计价：

文件类型：

\*.csv

示 例 数 据 集 :

\InVEST\WaveEnergy\Input\Machine\_Pelamis\_Economic.csv

表格名称：文件名称无限制，但是中间不可存在空格

名称	值	注释
CapMax	750	设备的最大容量[kW]
Cc	3671	每个安装的资本成本
Cml	20	系泊缆绳的成本
Cul	101609	水下传输线的成本
Col	64499	陆上传输线的成本
Omc	0.042	操作与维护成本
P	0.200	电力价格
R	0.080	贴现率
Smlpm	3.0	松弛停泊（例如要求3*深度的长度）；要求每个机器的3条松弛索

✧ 机器单位的数量（可选，但需要经济估算）。在运行经济分析时，用户必须针对每个波能设施输入设备数量的整数值。这个值是用来确定波能转换设备的使用寿命（25年）中的总计生成能量的。

为了确定向机器输入一个合理的数量，我们建议用户将机器的最大容量（参考输入#5）除以所需的已捕获的能量数量。例如，如果用户希望捕获21000千瓦的波能，那么波浪能源场将会有28个Pelamis(最大容量为750千瓦)、或84个AquaBuoy(最大容量为250千瓦)、或3个 WaveDragon(最大容量为7000千瓦)

### 5.11.6 运行模型

该模型可作为Windows开始菜单中的一个独立的应用程序。对于Windows 7或更早的版本，我们可以按照以下步骤找到该模型：所有程序-> InVEST +版本+ ->波能。Windows 8用户可以通过按下Windows启动键来找到应用程序，并输入“波”来优化应用程序的列表。对于单机电脑，也可以在子目录invest-3\_x86 / invest\_scenic\_quality.exe的InVEST安装目录中直接找到。

#### 查看模型输出

在成功完成模型之后，文件资源管理器窗口就会打开运行模型中指定的输出工作区。这个目录包含保存该模型生成文件的输出文件夹。可以在任何GIS工具中查看这些文件，例如ArcGIS或QGIS。在解释结果一节中会对这些文件进行以下描述。

## 5.11.7 解释结果

### 模型输出

以下是对波能模型的每个输出的一个简短说明。每个输出文件均保存在用户特定的工作区目录内的“输出”或“中间”文件夹中：

#### 输出文件夹

- Output\wp\_kw & Output\wp\_rc

这些栅格层描述了用户特定程度的潜在波能发电，单位为千瓦/米。后者(“\_rc”)是对前者按照分位数进行的重新分类(1 = < 25%, 2 = 25 - 50%, 3 = 50 - 75%, 4 = 75 - 90%, 5 = > 90%)。 (“\_rc”)栅格也随附着一个csv文件，其中显示了每个分位数组的值域范围以及每组的像素数量。

潜在的波能发电地图基于波的条件显示了波能发电资源。这些通常提供了波能项目的选址过程中的首个剪辑。

- Output\capwe\_mwh & Output\capwe\_rc

这些栅格层描述了指定程度的每个WEC设备的已捕获的波能，单位为兆瓦/年。后者(“\_rc”)是对前者按照分位数进行的重新分类(1 = < 25%, 2 = 25 - 50%, 3 = 50 - 75%, 4 = 75 - 90%, 5 = > 90%)。 (“\_rc”)栅格也随附着一个csv文件，其中显示了每个分位数组的值域范围以及每组的像素数量。

捕获的波能地图提供了用于比较作为场地特定波浪条件函数的不同WEC设备的性能的有效信息。

- Output\npv\_usd & Output\npv\_rc

这些栅格层描述了用户指定程度的WEC设施在25年寿命期内的净现值，单位为千美元。后者(“\_rc”)是对前者按照分位数进行的重新分类(1 = < 25%, 2 = 25 - 50%, 3 = 50 - 75%, 4 = 75 - 90%, 5 = > 90%)。 (“\_rc”)栅格也随附着一个csv文件，其中显示了每个分位数组的值域范围以及每组的像素数量。

净现值地图显示的是由多个设备组成的WEC设施的经济价值。正值表示净效益；负值表示净亏损。这些信息可以用来确定波浪能源设施可能是经济可行的潜在区域。

如果您已经选择运行经济估算，那么仅产生一项输出

- Output\LandPts\_prj.shp and GridPt\_prj.shp

这些特征层包含水下电缆降落点位置和电网连接点的信息。

降落点和电网连接点针对净现值地图的解释提供了有用信息。

如果用户选择运行经济估算，那么仅产生一项输出。

- Parameters\_[yr-mon-day-min-sec].txt

每次模型运行，均将在工作区文件夹显现文本文件。文件会列出该运行的参数值，同时会根据日期和时间对文件进行命名。

参数日志信息可以用来识别每个模拟情景的详细配置。

### 中间文件夹

- intermediate\WEM\_InputOutput\_Pts.shp

这些来自于选中的波数据网格的点层是基于输入# 2 – 4的。

它们包含多种输入和输出信息，其中包括：

- \* I和J -波输入网格点的指标值
- \* 经度和纬度 - 经度和纬度的网格点
- \* HSAVG\_M - 平均波高[米]
- \* TPAVG\_S - 平均波周期[秒]
- \* DEPTH\_M -深度[米]
- \* WE\_KWM -潜在波能 (千瓦/米)
- \* CAPWE\_MWHY –已捕获的波能[千瓦时/年/WEC设备]
- \* W2L\_MDIST——与最近的着陆连接点之间的欧几里得距离 [米]
- \* LAND\_ID - 最近的着陆连接点接近的编号
- \* L2G\_MDIST – LAND\_ID与最近的电网连接点之间的欧几里得距离 [米]
- \* UNITS-被认为是在这个WEC设施上的WEC设备的数量
- \* CAPWE\_ALL – 场地上的所有机器的已捕获的总波能（千瓦时/年/WEC设施）
- \* NPV\_25Y - 25年的净现值[千美元]

栅格格式下的模型格式是根据这些点数据进行插值的结果。因此，您可以利用这个信息来探索波输出数据点位置的必要输入和输出的确切值。

- intermediate\GridPt.txt and LandPts.txt +这些文本文件日志记录了网格和着陆点的坐标。

+如果您选择运行经济估算，这只是一个中间输出。

### 5.11.8 说明结果的案例

下面的例子说明了温哥华岛西海岸(WCVI)的波能模型的应用。这些数据和地图仅作为示例，并不一定是对WCVI的精确描述。在这个例子中,我们使用输入数据层,其中包括:

- ◇ 波基本数据=北美西海岸, 4分钟的分辨率。
- ◇ 感兴趣区域= AOI\_WCVI.shp
- ◇ WEC设备= Pelamis
- ◇ 数字高程模型= global\_dem
- ◇ 着陆和电网连接点= LandGridPts\_WCVI
- ◇ 机器单位的数量= 28 7
- ◇ 投影 = WGS 1984 UTM Zone 10N.prj

为了生成一个电网电力生产设施, 需要捕获至少10 kW / m的波浪发电(波斯尔丁和格雷利2010)。沿着WCVI, 通常会达到这个阈值, 大部分地区的年平均波浪发电大于10 kW / m。波浪发电逐渐向海面扩大。在10公里的海岸处, 大约有20千瓦/米的波能是可用的, 但是, 在深度大于150米的位置的20公里的海面处, 最大波浪发电30 - 40千瓦/米是可用的。

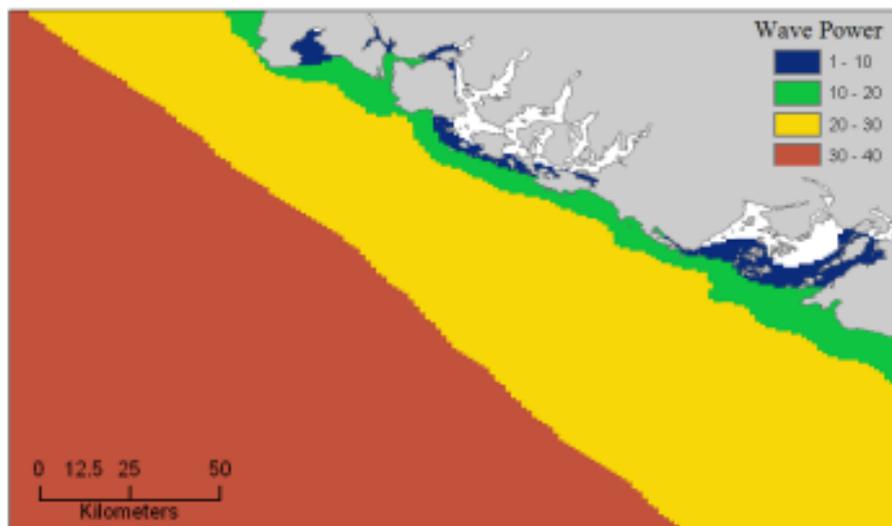


图5.28: 温哥华岛的西海岸的波浪发电潜力(千瓦/ m)

在这个例子中, 已捕获的波能是基于750千瓦的额定功率的Pelamis设备下计算得出的。已捕获的波浪能量的总体模式类似于潜在的波浪发电。Pelamis设备位于50 - 70米等深线处, 产生了大约2000 - 2300千瓦时/年的能量。假设在WCVI, 每户能源使用量为

15兆瓦/年的(日尔曼2003), 那么每个Pelamis设备产生的能量足以用来支持133 - 153户家庭。

对于已捕获的波能的经济估算, 我们计算并绘制了WEC设施在25年寿命期内的净现值。对于这个示例模型的运行, 每个WEC设施均由28个 Pelamis设备组成。我们在估计时假定水下电缆成本为100000美元, 电力价格为20美分/千瓦。净现值为正出现在5 - 10公里离岸的海岸线上。它会向海面扩大, 并且在距离海岸的25 - 90公里的位置出现最大的净现值(所有净现值计算值(4668 k - 7307 k美元)的前20%)。

因为到目前为止并没有商业规模的波浪能源设施, 因此在经济参数方面存在较大的不确定性。特别是, 水下传输电缆具有高度不确定的成本, 范围在每公里100000美元到1000000美元。对于电缆成本, 净现值使用每公里100000美元的成本下限。当我们使用水下传输电缆成本的中位数时(每公里500000美元), 如果净现值为正, 则表明该区域正在显著缩减。

在这个例子中, 净现值为仅出现在托菲诺和尤克卢利特的两个水下电缆接地点附近的50公里范围内。前20%的净现值落在两个接地点的10-40公里距离范围内。当传输电缆成本使用上限(1000000美元/公里)时, 在WCVI中不存在正的净现值。基于经济参数的不确定性, 用户在解释净现值大小时, 应该十分谨慎。我们建议使用默认值的波浪能源设施的净现值计算仅用于不同站点之间的相对比较。

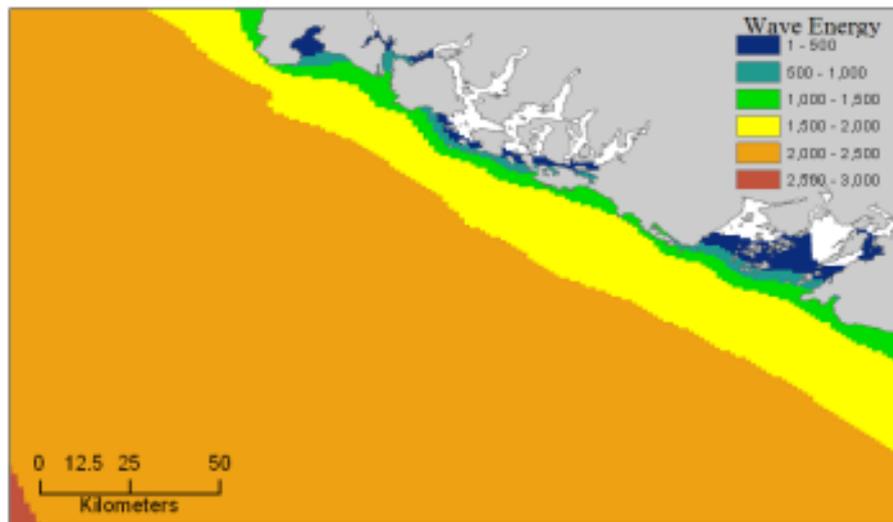


图5.29: 使用750千瓦额定功率的Pelamis设备的已捕获的波浪能源(千瓦时/年)。

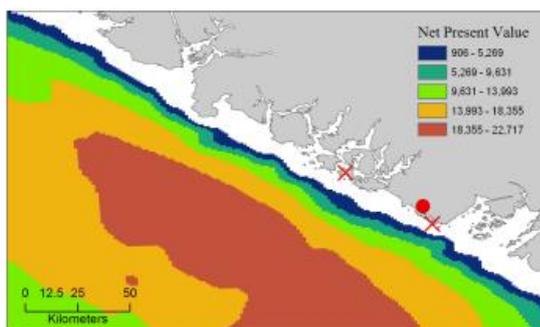


图5.30: 25年寿命周期的净现值(千美元), 水下传输电缆的成本为每公里100000美元。两个水下电缆着陆点位于托菲诺和尤克卢利特(x), 电网连接点位于尤克卢利特(o)。每个WEC设施均由28个Pelamis设备组成, 电力价格设定在每千瓦20美分。

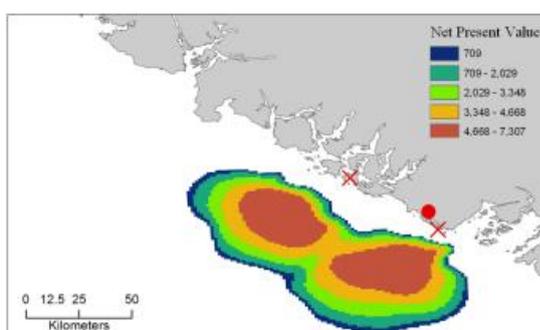


图5.31: 25年寿命周期的净现值(千美元), 水下传输电缆的成本为每公里50000美元。两个水下电缆着陆点位于托菲诺和尤克卢利特(x), 电网连接点位于尤克卢利特(o)。每个WEC设施均由28个Pelamis设备组成, 电力价格设定在每千瓦20美分。

### 5.11.9 附录 A

#### 数据来源

这是一个粗略的数据来源编译, 并未寻找、编辑和格式化数据提供了相应建议。本节只应作为意见和建议。我们将在学习新的数据源和方法的过程中继续更新这一节。

- 波数据: 有效波高 (H2) 和波周期峰值(Tp)

全球海洋波浪浮标数据可从美国国家海洋和大气管理局的国家数据浮标中心 (<http://www.ndbc.noaa.gov/>) 中查询。虽然海浪浮标提供了最准确的波时间序列数据, 但是其空间分辨率是很粗略的, 它可能不适合用于当地的规模分析。

美国国家海洋和大气管理局的国家气象服务提供了WAVEWATCH III模型追算再分析结果(<http://polar.ncep.noaa.gov/waves/index2.shtml>)。该模型的空间分辨率结果范围为4 - 60分钟, 取决于全球和区域电网系统。已经将1999年至今的模型输出按照每三个小时为一个时间区间的形式进行保存。已经通过海洋浮标数据在多数地方验证了模型结果, 同时模型结果提供了优质波浪信息。

- 水深

美国国家海洋和大气管理局的国家地球物理数据中心(NGDC) 提供了带有不同空间分辨率的全球水深测量数据<http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/bathymetry/relief.html>。

ETOPO1指的是地球表面的1弧分全球地势模型, 它汇集了陆地地形和海洋深度测量法。它是由众多的全球和区域数据集组成的, 并可在“冰表面”(南极和格陵兰冰盖)和“基石”(冰盖底部)版本中查询。NGDC还提供了区域和全球的其他水深数据集。

- 波能吸收性能

EPRI 波能转换项目提供了数个 WEC 设备的审查功能：  
<http://oceanenergy.epri.com/waveenergy.html>

最新的技术更新可以从WEC设备制造中查询。

- \* PWP-Pelamis: <http://www.pelamiswave.com/>

- \* AquaBuOY: <http://www.finavera.com/>

- \* WaveDragon: <http://www.wavedragon.net/>

- \* DEXAWAVE: <http://www.dexawave.com/>

### 5.11.10 参考文献

- Amante, C., and B. W. Eakins. 2009. ETOPO1 1 Arc-minute global relief model: procedures, data sources and analysis, p. 19. NOAA Technical Memorandum NESDIS NGDC-24.
- Barstow, S., G. Mørk, D. Mollison, and J. Cruz. 2008. The wave energy resource, p. 94-131. In J. Cruz [ed.], *Ocean Wave Energy: current status and future prepectives*. Springer.
- Bedard, R., G. Hagerman, M. Previsic, O. Siddiqui, R. Thresher, and B. Ram. 2005. Offshore wave power feasibility demonstration project: final summary report, p. 34. Electric Power Research Institute Inc.
- Boehlert, G. W., G. R. McMurray, and C. E. Tortorici. 2007. Ecological effects of wave energy development in the Pacific Northwest, p. 174. U.S. Dept. Commerce, NOAA Tech. Memo.
- Cornett, A., and J. Zhang. 2008. Nearshore wave energy resources, Western Vancouver Island, B.C., p. 68. Canadian Hydraulics Centre.
- Cornett, A. M. 2008. A global wave energy resource assessment. Proc. ISOPE 2008.
- Dunnett, D., and J. S. Wallace. 2009. Electricity generation from wave power in Canada. *Renewable Energy* 34: 179-195.
- Germain, L. A. S. 2003. A case study of wave power integration into the Ucluelet area electrical grid. Master Thesis. University of Victoria.
- Iglesias, G., and R. Carballo. 2010. Wave energy and nearshore hot spots: the case of the SE Bay of Biscay. *Renewable Energy* 35: 2490-2500.
- Nelson, P. A. and others 2008. Developing wave energy in coastal California: potential socio-economic and environmental effects, p. 182. California Energy Commission, PIER Energy-Related Environmental Research Program, and California Ocean Protection Council.
- Pelamis Wave Power Ltd. 2010. Pelamis Wave Power. <http://www.pelamiswave.com/>.
- Previsic, M. 2004a. System level design, performance and costs - San Francisco California Energetech offshore wave power plant. EPRI.
- . 2004b. System level design, performance and costs for San Francisco California Pelamis offshore

wave power plant, p. 73. EPRI.

Spaulding, M. L., and A. Grilli. 2010. Application of technology development index and principal component analysis and cluster methods to ocean renewable energy facility siting. *Marine Technology Society Journal* 44: 8-23.

Thorpe, T. W. 1999. A brief review of wave energy, p. 186. The UK department of trade and industry.

Wilson, J. H., and A. Beyene. 2007. California wave energy resource evaluation. *Journal of coastal research* 23: 679-690.

## 5.12 海上风能生产

### 5.12.1 摘要

离岸风能正在全球获得关注，截至2013年1月全球总共安装了5400兆瓦(MW)，每年的增长率在25%左右(GWEC,2013)。持续较高的离岸风能以及靠近沿海负荷中心成为风能开发人员持续关注离岸海域的两个主要原因。InVEST离岸风能模型的目的是提供能源资源可用性的空间分布、能源发电潜力、以及(可选)允许用户评估选址决策、使用利弊、以及一系列其他海洋空间规划问题的能源生产价值。该模型的开发主要用于向用户提供最大的灵活性，因为它可以通过默认数据和参数运行，但它也可以很容易地更新新的涡轮和基础信息、电网连接信息以及符合用户情境的参数值。模型输出包括风力发电潜力、能源生产、碳排放抵消、净现值、以及平均化的能源成本，所有均属于发射场的级别。

### 5.12.2 简介

这种风能模型提供了一个可以轻易复制的界面，进而在您的地区的不同风电场的设计情景中评估风能的可行性。输出的是栅格地图，其中的点值代表的是以该点为中心的风电场的合计价值。这允许对选址选择进行精细、详细的分析，尽管它假定条件围绕中心充分对称，中心点代表所有涡轮机的平均条件。由于用户可以选择风能长的涡轮机的数量，因此栅格地图并不会指出风电场的规模，该模型还会输出随机选定的风能数据点的代表性多线交叉多边形，这个数据点表明了风电场的大小。

运行模型，您需要向绘图用户界面提供信息。其中包括涡轮机的类型、涡轮机的数量、感兴趣区域等等。为了减少所需的输入，该模型将两个常见的海上风力涡轮机的默认数据纳入了.csv表格中：3.6兆瓦和5.0兆瓦。此外，该模型还包括较为不常见的、已更改的默认值表格，用于将模型的各个部分进行参数化，被称为“全球风能参数”文件。这些.csv文件属于必要输入，如果可以通过文本编辑器或Microsoft Excel直接编辑文件来获得替代值，那么这些文件便可能会被修改修改这些文件时，建议用户复制默认.csv文件，进而不会丢掉原来的默认值。

### 5.12.3 模型

#### 风能潜力

风能模型可以预估风电密度(风能潜力),从而识别近海区域较高的能源潜力。特定位置的风电密度 $PD(Wm^{-2})$ 可以近似为风能统计的函数(Elliott et al., 1986)

$$\frac{1}{2}\rho\sum_{j=1}^c f(V_j)V_j^3 \quad (5.71)$$

其中,  $\rho$ 是平均空气密度 ( $kgm^{-3}$ ),  $j$ 是风速等级的标记,  $c$ 是风速等级的数量,  $V_j$ 是第 $j$ 个等级的风速( $ms^{-1}$ ),  $f(V_j)$ 是 $V_j$ 的概率密度函数。通常用于风力数据分析的主要有两个概率分布: 1)瑞利和2)威布尔分布(Manwell et al. 2009)。威布尔分布能更好地代表一个更为广泛的多种的风况(Celik 2003; Manwell et al. 2009), 并且表示为:

$$f(V_j) = \frac{k}{\lambda} \left(\frac{V_j}{\lambda}\right)^{k-1} e^{-\left(\frac{V_j}{\lambda}\right)^k} \quad (5.72)$$

其中 $k$ 和 $\lambda$ 分别为形状和比例因子。形状因子 $k$ 可以确定威布尔概率密度函数的形状(图5.32)。随着 $k$ 的不断增长, 概率密度函数的波峰更为突出, 这表明在平均风速附近存在一致的风速。另一方面, 如果 $k$ 不断减小, 函数曲线会变得比较光滑, 这表明风速变化变大, 出现更为频繁的低风速和高风速。我们使用MATLAB函数wblfit来估计 $k$ 和 $\lambda$ , 其中返回的是在给定风能时间序列数据的条件下, 威布尔分布参数的最大似然估计。关于wblfit函数的更多详情请参阅<http://www.mathworks.co.kr/kr/help/stats/wblfit.html>。

风电密度的计算需要风力涡轮机的轮毂高度 $Z$  (m) (图5.32), 这意味着(5.71) 和 (5.72)中的所有变量均需要被转换为近似的轮毂高度值。平均空气密度 $\rho$ 可以如下估计:  $\rho = 1.225 - (1.194 \cdot 10^{-4})Z$ , 近似于美国标准大气剖面的空气密度(美国国家海洋与大气管理局, 1976)。我们在估计轮毂高度 $Z$ 下的风速 ( $V$ ) 的时候, 需要应用风速轮廓线幂律(Elliott et al., 1986)。

$$\frac{V}{V_r} = \left(\frac{Z}{Z_r}\right)^\alpha \quad (5.73)$$

其中 $V$ 为风力涡轮机的轮毂高度为 $Z$ (m)下的风速( $ms^{-1}$ ),  $V_r$ 是获得风能数据的参考高度 $Z_r$  (m)时的风速( $ms^{-1}$ )。  $\alpha$ 是幂律指数, 它是一个经验系数, 并随着大气的稳定性而不断变化。对于中性稳定条件, 陆地表面的 $\alpha$ 大约为1/7 (0.143), 这个值可以广泛用于调整陆地的风速(Elliott et al., 1986)。不同的海洋表面具有不同的幂律指数。Hsu等人(1994)发现, 在近似中性大气稳定的条件下, 海洋表面的 $\alpha=0.11 \pm 0.03$ 。风能模型使用的默认值为 $\alpha=0.11$ , 用于调整海洋表面的风速。大气边界层的风剖面可以通过使用日志风速剖面方程得到更为准确的近似值, 该方程考虑了表面粗糙度和大气稳定性(Manwell et al. 2009)。

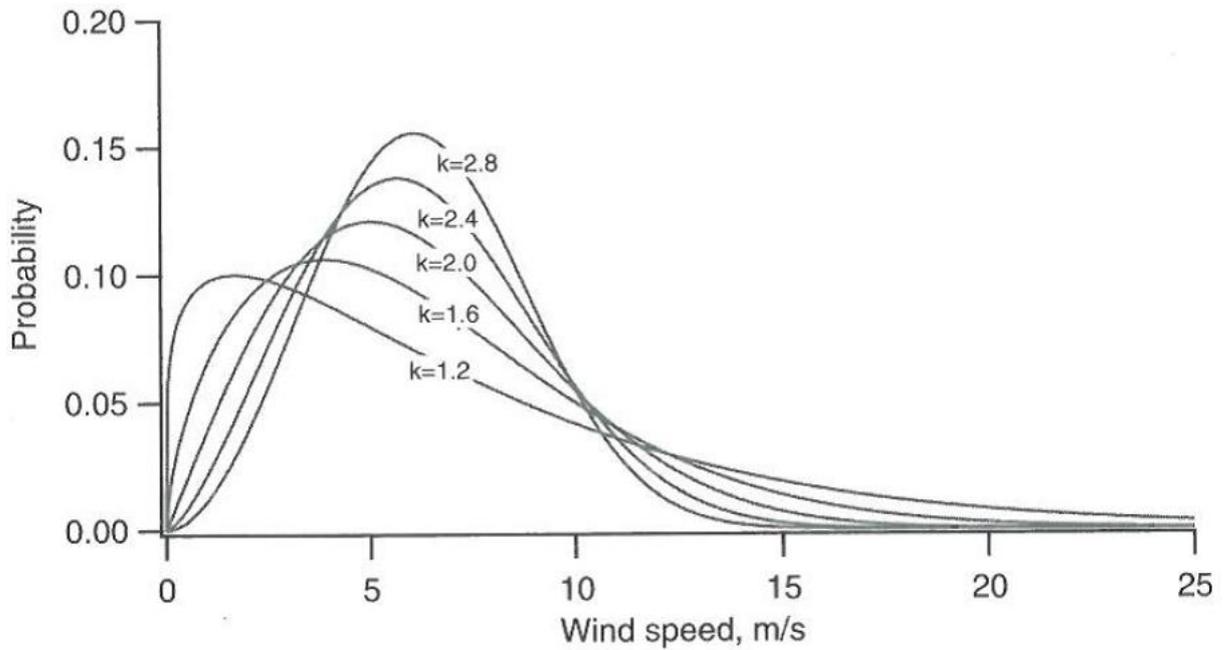
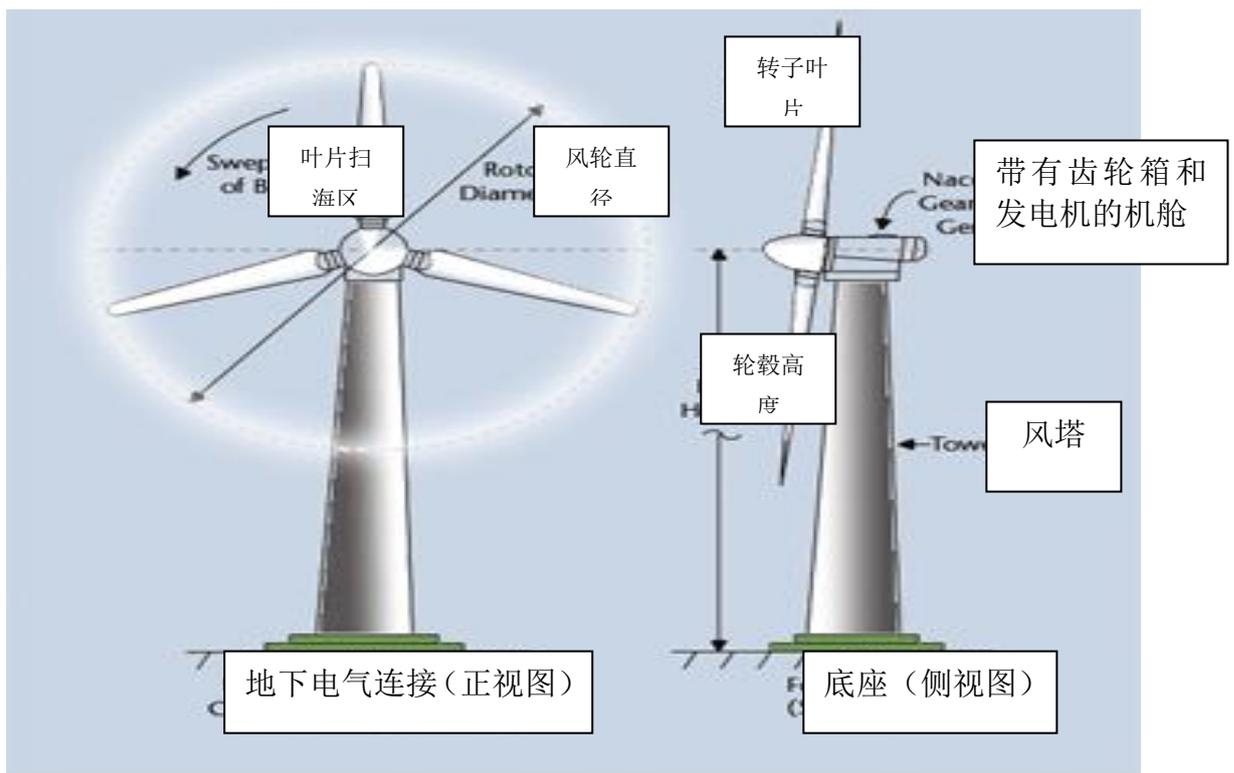


图5.32: 包含各种形状因子(k)的威布尔概率密度函数的示例, 其中平均风速= 6 ms<sup>-1</sup>(Manwell et al., 2009)。



Drawing of the rotor and blades of a wind turbine, courtesy of ESN.

图5.33: 风力涡轮机的原理图([http://www.daviddarling.info/encyclopedia/H/AE\\_hub\\_height.html](http://www.daviddarling.info/encyclopedia/H/AE_hub_height.html))

风电密度(PD)输出为风电开发项目在风力资源方面提供了相应的信息。太平洋西

北实验室基于美国风能分布图将风电密度和风速分为七类 (图5.34) (Manwell et al., 2009)。四级及其以上的区域被认为是适合大多数风能开发的区域。如果使用大型涡轮机, 三级区域适合风能开发。一级和二级区域很少被认为是在能源潜力方面适合风能发展的区域。风力资源在空间上的差异很大, 而欧洲开发了一种更为详细的风电密度分类, 其中包括五种地形条件: 遮蔽地形、开放平原、海岸、大海、山和山脊(图5.34) (Manwell et al., 2009)。海岸和大海的风力资源分类在海上风能项目的适用性方面可以提供更好的信息。

**表5.34: 基于欧洲风能分布图 (根据表2.6修改, Manwell等人, 2009) 的风电密度(PD)和风速级别**

地图颜色	海岸 (50米高)		开放海岸	
	风电密度 (W/m <sup>2</sup> )	风速(ms <sup>-1</sup> )	风电密度 (W/m <sup>2</sup> )	风速(ms <sup>-1</sup> )
蓝色	0-150	0.0-5.0	0-200	0.0-5.5
绿色	150-250	5.0-6.0	200-400	5.5-7.0
橘色	250-400	6.0-7.0	400-600	7.0-8.0
红色	400-700	7.0-8.5	600-800	8.0-9.0
紫色	>700	>8.5	>800	>9.0

### 能源产生

从特定位置的风力涡轮机中获取能量的数量取决于风力发电机的特点以及风力条件 (Pallabazzer Jafarian & Ranjbar 2003;2003)。风电模型根据风力发电机的输出功率曲线和风速统计数据, 量化了已捕获的能量。图5.35显示的是风力发电机输出功率曲线 (行距控制型)。风力涡轮机开始以插入风速 ( $V_{cin}$ ) 进行发电。输出功率增加到额定功率( $P_{rate}$ ), 同时风速增加到额定风速 ( $V_{rate}$ )。风力涡轮机持续产生最大功率(即,  $P_{rate}$ ), 直到风速达到断路器风速 ( $V_{cout}$ )。如果风速增加超出了断路器风速, 风力发电机将处于安全目的停止发电。目前, 全球范围内运转的离岸风力发电场超过74个, 每个风电场的风力涡轮机在技术方面的具体信息均可以在LORC知识上查询(2012)。

为了确保各种不同的涡轮机类型的灵活性，且不需要用户手动输入功率曲线，我们通过多项式逼近建模估计了风力涡轮机的输出功率 $P$  (kW) (Jafarian & Ranjbar 2010):

$$P(V) = \begin{cases} 0 & V < V_{cin} \text{ or } V > V_{cout} \\ P_{rate} & V_{rate} < V < V_{cout} \\ (V^m - V_{cin}^m)/(V_{rate}^m - V_{cin}^m) & V_{cin} \leq V \leq V_{rate} \end{cases} \quad (5.74)$$

其中， $m$ 是输出功率曲线（通常为1或2）的指数。使用这种方法，风力涡轮机生成的能量输出 $O$  (MWh)可以通过下式计算：

$$O = nday \cdot \frac{\rho}{\rho_0} P_{rate} \left( \int_{V_{cin}}^{V_{rate}} \frac{V^m - V_{cin}^m}{V_{rate}^m - V_{cin}^m} f(V) dV + \int_{V_{rate}}^{V_{cout}} f(V) dV \right) (1 - lossrate). \quad (5.75)$$

其中， $nday$ 是能量输出的天数（例如：对于年度能量输出， $nday=365$ 天）， $\rho_0$ 是标准大气的空气密度（例如：在海平面上，美国标准大气空气密度为 $1.225\text{kgm}^{-3}$ ），同时损失率是一个十进制值，代表了停机、能量转化效率和电网损失综合情况下的能量损失（默认值为0）。所有这些参数均包含在全球参数.csv文件中，用户可以改变相应的默认值。总计风电场能量输出等同于单个涡轮机输出乘以涡轮机的数量， $n$ ,

$$E = nO \quad (5.76)$$

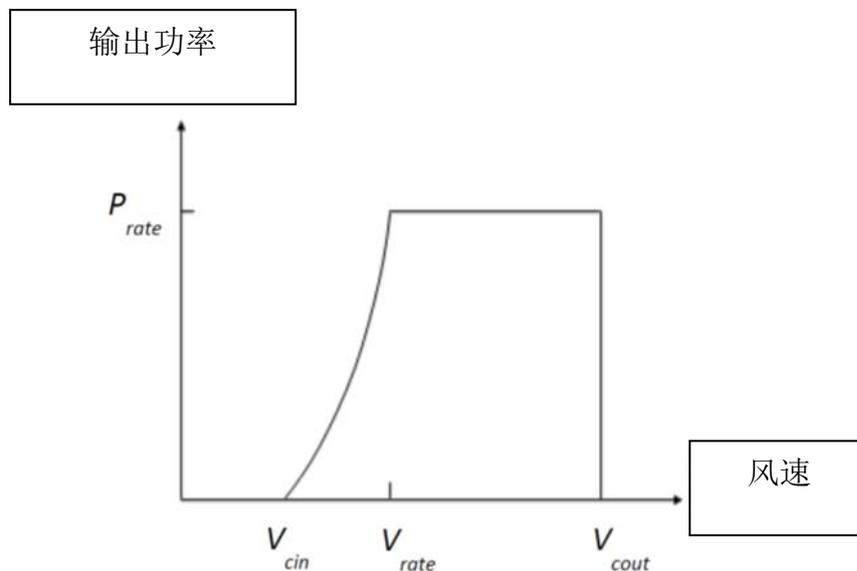


图5.35: 风力发电机的输出功率( $P$ )曲线(行距控制型)是风速( $V$ )的函数(修改于2003年Pallabazzer 图1)

InVEST软件带有两种常见涡轮机大小的默认技术和财务信息：3.6兆瓦和5.0兆瓦的风力涡轮机。每个涡轮机的信息均在输入目录的.csv文件中给出，并且要求需要输入

到模型中。用户可以使用默认数据，编辑文件、或者创建一个新文件来评估不同的涡轮机大小或更新特定特征。这些文件必须保留相同的格式，只有安全参数值可能会被修改。建议将编辑内容保存为新的.csv文件，而不是重写默认数据。

### 碳补偿

因为风力涡轮机在发电时不会产生温室气体，因此用户可能会对风力发电厂与传统能源发电装置的二氧化碳排放的减少的评估感兴趣。为了将无碳风电转化为每年减少的二氧化碳排放的代表数量，我们使用以下默认转换因子： $6.8956 / \text{k} \cdot 10^{-4}$ 吨二氧化碳/kWh。

该数值是从美国环保署 (<http://www.epa.gov/cleanenergy/energy-resources/refs.html>) 中获取的，并且是基于2007年的数据。请参考他们的网站来查询这种方法的局限性。美国能源组合的代表碳排放参数可能并不适合您的环境。这个值可以在全球参数.csv文件中进行更改。

### 电能价值

风力发电的价值可以通过发电的贴现税前净收入进行衡量，其中风电场的预期寿命期内的风能开发人员/运营商可以进行评估。对于一个给定的风电场，能量的净现值(NPV) ([http://en.wikipedia.org/wiki/Net\\_present\\_value](http://en.wikipedia.org/wiki/Net_present_value))为：

$$NPV = \sum_{t=1}^T (R_t - C_t)(1 + i)^{-t} \quad (5.77)$$

其中 $R_t$ 是年份 $t$ 中累积的收入总额， $C_t$ 是年份 $t$ 中的费用总额， $T$ 代表的是设备的预期寿命， $i$ 代表的是贴现率([http://en.wikipedia.org/wiki/Discount\\_rate](http://en.wikipedia.org/wiki/Discount_rate))或资本的加权平均成本(WACC, [http://en.wikipedia.org/wiki/Weighted\\_average\\_cost\\_of\\_capital](http://en.wikipedia.org/wiki/Weighted_average_cost_of_capital))。  $T$ 和 $i$ 均可由用户更改；可以在全球参数.csv文件中查找 $T$ ，而 $i$ 可以在用户界面的估值部分进行输入。对于通过债券和股票融资的项目以及在建立和维护项目收入流的过程中伴有大量风险的项目，WACC是一种更好的计算资金的时间价值的方法。由于该参数是以与折现率相同的方式输入至计算中，如果您希望，您可以输入一个适当的折现率，并解释相应的结果。我们不会提供一个默认值，但是Levitt等人(2011)建议使用的加权平均值，这个值是基于行业特定折现率的综合分析以及欧洲和美国的债务/股本结构得到的。它要高于其他地方普遍使用的贴现率，例如在标准成本效益分析中使用的贴现率，因此您可能会发现您的应用程序在以不同的速度进行调整。

年度收入总额可以通过将每kWh、s的价格乘以风电场向电网供应的kWh的年度数量 $E_t$ 来计算，即为： $R_t = sE_t$ 。其中假设在建设阶段的第一年并未收集电能。

成本可以分为一次性资本成本以及持续运营和管理成本。在建设阶段，支出主要来自于涡轮机、底座、电力传输设备、以及其他与开发、采购、工程相关的杂项费用。在风电场可用生命周期结束时，公司必须移除他们的设备。默认提供的信息是基于同行评议的出版物、行业报告、新闻稿等广泛审查得到的。这些信息总结如下。

### 涡轮机

涡轮机和底座均已单位成本建模。我们已经提供了3.6兆瓦和5.0兆瓦级别的风力涡轮机以及单桩底座和夹套底座的成本数据，虽然您可输入自己的涡轮机或底座特定信息。注意以下给出的所有违约成本均以2012年的美元计价。假设每个涡轮机有一个底座，涡轮和底座的总成本便是风力发电机的数量乘以单位成本。表1总结了现有涡轮机的成本。

表1: 涡轮机成本

风电场	地点	容量	涡轮机数量	总计兆瓦	单位成本（百万美元）
Riffgat	英国	3.6	30	108	6.3
Sheringham Shoal	英国	3.6	88	317	5.65
Greater Gabbard	英国	3.6	140	504	6.03
Butendiek	德国	3.6	80	288	5.54
London Array	英国	3.6	175	630	6.29
Amrumbank	德国	3.6	80	288	6.41
Global Tech 1	德国	5	80	400	10.4
Borkum 2	德国	5	40	200	10.6

### 底座

这个模型可以比较灵活地包括针对底座和浮式风机设计的估值。这可以通过让用户输入他们的风电场设计的适当单位成本信息来实现。输出会受到用户可编辑的深度和距离参数的限制，所以重要的是要调整这些数值来反映您的设计选择的适当技术限制。带有底座的涡轮机的深度通常限定在60米左右。

底座成本信息的获得是相对困难的。单桩底座是最为常见的底座类型，一般是与3.6兆瓦的风力涡轮机成对匹配。Ramboll是主要的底座制造商，它估计3.6兆瓦的汽轮机的底座大约在200万美元左右。英国的Burbo和Rhyl Flats的单桩成本在新闻发布中给出的价格分别为190万美元190万美元。夹套底座比单桩底座更为牢固，通常用于5.0兆瓦发电机和/或深水环境中。Nordsee Ost(德国)和Ormonde(英国)在新闻发布中对这种类

型底座的单位成本设定分别为274万美元和243万美元。欧洲能源回收计划在2012年的新闻稿中发布，全球科技1(德国)的深水重力(40米)底座成本为665万美元。

所有底座的成本均会随深度增加而增加，因为如果深度增加，材料成本也必然会更高；然而，由于缺乏评估这种关系的项目成本数据，目前在这个模型中并未抓住这一点。Jacquemin等人(2011)用现场数据来估算底座重量，将其作为水深的函数；但是给出的数据和函数无法复制它们的工作。尽管如此，上述资料确实提供了一种近似计算不同底座技术成本的方法，其中包括浮动底座技术。Samoteskul 等人(2014)说明了如何以这种方式使用Jacquemin等人(2011)的数据。

### 电力传输

电力传输设备时很难以组建级别来建模的，因为最优的传输系统设计会根据当地条件和风电场设计而产生很大的差别。根据风电场的大小以及它与海岸之间的距离，可能需要带有电压变压器、转换器和开关设备的近海平台。此外，风电场与电网之间的距离上存在一个临界点，在这个临界点上需要从交流电(AC)电源切换至直流(DC)电力，进而克服导致传递能量数量减少的线路损失。鉴于在不同背景下的设计变化，我们在传输成本方面使用自上而下的建模方法，使模型可以广泛应用，而无需详尽的系统建模和单位成本信息。我们从20个风力发电场中收集了输电成本(包括安装)信息，并用它来估计总成本和风电场之间的关系特征。这些数据均是从英国Ofgem招标流程中收集得到的(<http://www.ofgem.gov.uk/Networks/offtrans/Pages/Offshoretransmission.aspx>)，如表2所示。

表2：海上能源传输基础设施

风电场	成本(2012, 百万美元)	兆瓦	深度(米)	DC	地面电缆(千米)	深海光缆(千米)	合计电缆(千米)
Barrow	52.73	90	14	0	3	27	30
Robin Rigg	93.25	180	6	0	1.8	12.5	14.3
Gunfleet Sands 1 & 2	75.8	173	6.5	0	3.8	9.3	13.1
Sheringham Shoal	285.08	315	18.5	0	21.5	22.4	43.9
Ormonde	158.27	150	19	0	2.8	43	45.8
Greater Gabbard	495.64	504	20.5	0	0.6	45.5	46.1

Thanet	255.34	300	18.5	0	2.4	26.3	28.7
Walney 1	173.56	183	21	0	2.7	45.3	48
Walney 2	164.38	183	27	0	5	43.7	48.7
Gwynt y Mor	449.38	576	27.5	0	11	41.4	52.4
Lincs	456.44	250	9.5	0	12	48	60
London Array Phase 1	699.28	630	11.5	0	0.8	54	54.8
Nordergrunde	89.82	111	7	0	4	28	32
Dolwin 1	1221.81	800	30.5	1	90	75	165
Dolwin 2	1021.5	900	29	1	90	45	135
Helwin 2	817.51	690	28.5	1	45	85	130
Sylwin 1	1393.38	864	26	1	45	160	205
Helwin 1	718.71	576	23	1	45	85	130
Borwin 2	718.71	800	40	1	75	120	195
Borwin 1	598.83	400	40	1	75	125	200

使用普通最小二乘回归，我们可以估计下面的方程，该方程涉及的是风电场容量的总传输成本以及总传输电缆的距离

$$TransCost = \beta_0 MW + \beta_1 TotCable + \epsilon \quad (5.78)$$

为了获得阻力带来的传输损失的影响，我们针对每个当前类型（交流和直流）进行了分别估计。由于我们的数据显示出在直流传动方面，存在一个大于54.8公里的关键阈值，因此我们采用60公里作为过渡点。这也符合与交流到直流输电过渡的成本效益的相关公开数字（碳信托基金，2008；UMaine,2008）；请参考表3

表3，交流直流输电成本。

	小于60千米（交流）的成本	小于60千米（直流）的成本
兆瓦	0.81***	1.09**
	-0.15	-0.37
电缆（千米）	1.36	0.89
	-1.19	-1.61
调整后的R2	0.937	0.951

\*p<.10, \*\*p<.05, \*\*\*p<.01

这些结果提供了一个传输成本的预测模型，可作为电流类型、以兆瓦为单位的总计风电场容量、以及以千米为单位的输电电缆总长度的函数。为了计算从任何给定的

海上位置的传输电缆的总长度，该模型需要一些陆上电网的信息。提供的选项是为了向用户提供基于数据可用性的灵活性以及普遍分析问题。用户有两种选择：

- 创建一个.csv表，其中包括所有感兴趣区域的电网连接点的经度和纬度详情。
- 使用固定参数来对电网位置建模

该表格选项能够使得用户显示海岸线和电网连接点的两个着陆点。针对每个潜在风电场站点（每个符合模型的其他约束的海洋像素，且位于感兴趣区域内），该模型确定最接近的指定陆地点，并计算点与点之间的直线距离。然后找到最近的电网连接点，并计算与该点的直线距离。将这两个距离加总，得到输电电缆的总长度，用于表3的输电成本计算。从表中，用户可以选择忽略着陆点，只包括电网连接点：在这种情况下，该模型只是计算了输电电缆的总长度，也就是每个潜在的风电场与最近的电网连接点之间的直线距离。

固定参数选项指定了沿着整个海岸线的平均内陆距离，代表了陆上电缆到达电网连接的预期距离。因为大型风电场的电网连接点是具有机会主义特点的，它只是资本成本的一个相对较小的部分，如果缺少详细的电网连接方案，这种方式是无法实现电网连接建模的。包含的默认的参数，即5.5公里，是上述输电基础设施表格中的英国平均陆地电缆距离。

超出向海岸传送能量的成本，风力发电场还需要使用电缆连接发电机，称为方阵电缆。我们基于下表数据，对方阵电缆与涡轮机数量之间的简单线性关系进行了估计。

**表4 方阵电缆**

风电场	地点	涡轮机数量	电缆长度（千米）	总成本 (\$mil)
Nordsee Ost	德国	48	63	14.3
Amrumbank	德国	80	86	27.1
Gwynt y Mor	英国	160	148	34.7
Anholt	丹麦	111	160	41.4
Baltic 2	德国	80	80	32.5
Sheringham Shoal	英国	88	88	17.7

上面的数据显示0.91公里的电缆需要的每个涡轮机每公里的成本为260000美元。这样就建立了一种方阵电缆与风力涡轮机之间的关系，可以仅基于风电场的涡轮机的数量来查看方阵电缆的总成本。

### 其他成本

有很多与建设阶段有关的额外成本，比如开发、工程、采购以及版税。AWS

Truewind(2010)估计这些成本将占到总资本支出的2%；布兰科(2009)表明，它可能会高达8%。我们采用资本成本率的方法来计算这些成本，并使用5%作为默认的平均值。

底座、涡轮机和传动装置(电缆、变电站)的安装由其本身的成本类别构成。凯撒和斯奈德(2012)对安装成本进行了全面的考量，发现安装成本大约占到欧洲海上风力发电场的资本支出的20%。因此，这个模型将安装成本视为总资本成本的一个固定比例，并使用由凯泽和斯奈德(2012)建议使用的默认值。

设施使用寿命结束时( $t=T$ )的停运需要以与安装成本类似的方式输入到模型中，因为它属于资本支出的一个固定的部分。斯奈德和凯瑟(2012)使用复杂的停运模型，将这个一次性成本设为海角风电场的初始支出(净残值)的2.6%到3.7%。在这个模型中使用的默认值是3.7%。

大部分的离岸风电场的成本均与初始资本成本相关；然而，也存在与维护和操作相关的持续成本(运营管理)。Boccard(2010)使用一种符合我们建模的其余部分要求的方法，计算年度管理运营成本与原始资本成本之间的百分比，并将成本介于3和3.5之间。在这个模型中，使用的默认值为3.5%，并且可以通过编辑全球参数.csv文件，与本节中所有的其他费用一起，改变这个默认值。

### 能源价格

这个模型目前用于接受在风电场的生命周期内的能量的固定单价，单位为千瓦时(kWh)。在一些地方，风电场运营商会收到固定价格政策的补贴费用，这样可以保证他们在一些时间范围设定一组能源价格。在其他地方，风电场运营商必须与能源供应商和公用事业委员会协商，以确保电力购买协议。这些合同明确了所供应的能源的单价。我们并未提供能源的默认单价，因为能源价格会随着空间和政府政策广泛波动，进而可能会对不同国家的价格产生显著影响。

### 能源成本平均化

能源成本平均化 ([http://en.wikipedia.org/wiki/Cost\\_of\\_electricity\\_by\\_source](http://en.wikipedia.org/wiki/Cost_of_electricity_by_source)) (LCOE) 指的是使得项目现值为0的、可以获得能源而需要支付的单价。因此，它给出了风电场开发商可以接受的每千瓦时的最低价格。模型输出是以美元/千瓦时计算的，其计算式为：

$$LCOE = \frac{\sum_{t=1}^T \frac{O\&M \cdot CAPEX}{(1+i)^t} + \frac{D \cdot CAPEX}{(1+i)^T} + CAPEX}{\sum_{t=1}^T \frac{E_t}{(1+i)^t}}$$

其中，CAPEX属于初始资本支出，O&M是运营与管理参数，D是停运参数， $E_t$ 是年电能，单位为kWh， $i$ 是折现率或者是加权平均资金成本率， $t$ 是年时间长度，其中 $t=\{1 \dots T\}$ 。

## 验证

### 资本成本模型

由于资本支出在成本中所占的比例最大，大部分的辅助成本是资本成本的固定部分，因此基于全球海上风电场设定成本进行模型验证是至关重要的。为此，我们从<http://www.4coffshore.com/>和<http://www.lorc.dk/offshore-wind-farms-map/statistics>上收集了在建或正在运营的风电场的设定资本成本和设计的相关数据。我们在数据收集时，仅使用了3.6兆瓦和5.0兆瓦的涡轮机，其中我们使用InVEST模型来提供默认数据。对于离库的设定资本成本，已经通过他们提供的成本预估收集时的金融相关信息，将其按照相应的物价指数调整为2012年的美元水平。为了生成预测，使用针对所有部分的适当违约成本参数，在InVEST模型中输入每个风电场的设计。为了预测这些风电场的电力传输成本，首先需要做的就是评估整个海上变电站的成本，然后根据它们对能源输出能力的相对贡献，将按比例分配的资本成本分配到每个风电场上。例如，连接到风电场A(200 MW)和风电场B(600 MW)的、具有800兆瓦出口能力的离岸变电站将向A贡献25%的资本成本，向B贡献75%的资本成本。使用默认数据，验证结果表现出3.6兆瓦和5.0兆瓦风力发电机的预测和设定资本成本之间很强的相关性（见图5.3.6）。

因为这个模型是在2013年初发布的，因此已经基于其他建模方法进行了测试。其中指出了如下参考：

将InVEST模型与国家可再生能源实验室(NREL)的模型估计相比较，同时与来自于加州大学圣芭芭拉分校的咨询公司的报告中给出的模型估计相比较，该报告衡量了百慕大风能的平均化成本。InVEST处于NREL估计的3%范围内，处于咨询公司估计的12%的范围内

[http://www.bren.ucsb.edu/research/2014group\\_projects/documents/bermudawind\\_final\\_report\\_2014 - 05 - 07. - pdf](http://www.bren.ucsb.edu/research/2014group_projects/documents/bermudawind_final_report_2014-05-07.-pdf)

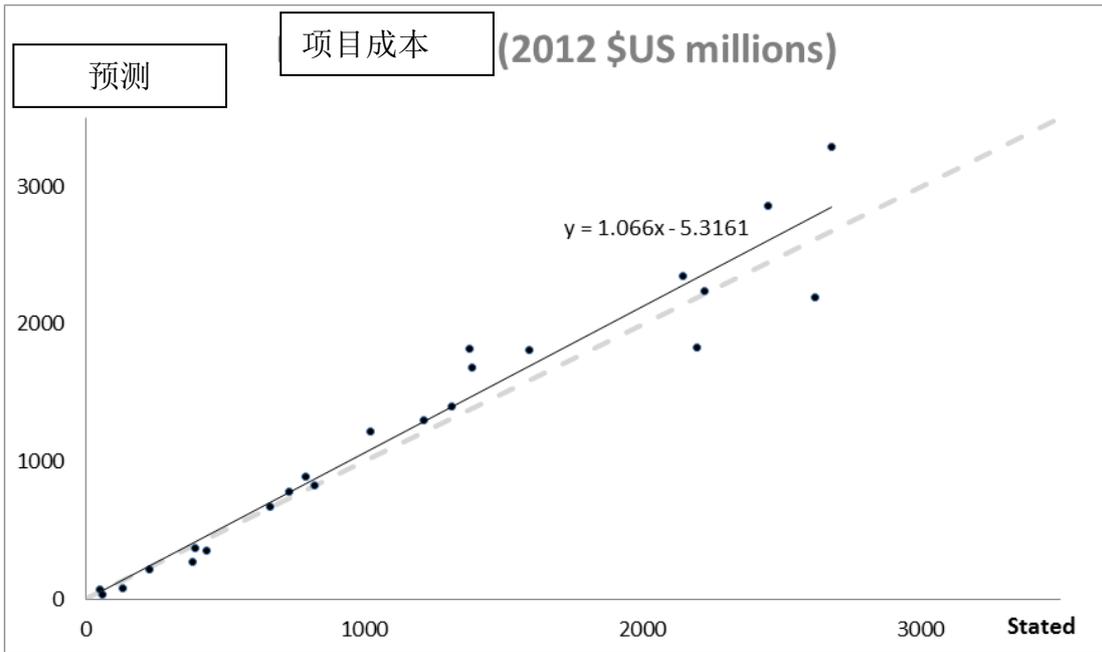


图5.36: 预测的资本成本与设定的资本成本的比较

## 限制和简化

### 能源生产

风能输入数据的质量决定了模型结果的准确性。因此，用户需要了解用于适当解释模型结果的风能输入数据的质量。默认的风能输入数据更适用于全球和区域范围内基于4或60分钟的空间分辨率的应用。

已捕获的风能显示了一个给定的时期内，根据风力发电机的输出功率曲线得出的平均能量输出。用户可能需要考虑额外的技术特定型信息，例如设备的可用性、能量转化效率以及通过调整因素来获得能量输出的定向因素

### 能源评估

根据验证一节的证明，模型和默认数据能够使用提供的输入来可靠地预测资本成本。收入与能源生产和用户输入的价格相联系。目前，该模型不能处理带有时变能源价格的定价。通货膨胀可以被纳入折现率参数，但是目前，更为详细的价格变化尚处于模型的能力范围以外。

可能可以通过以下几点来实现空间上的更可靠的成本预测：

- 创建一个底座成本函数，在深水领域，所占的成本要更高。
- 将安装成本变化作为底部地质学的函数

这些是之后的模型更新需要探索的特性。

该模型能够为浮式风机生成验证输出，但并不是专门只针对这一项任务。为了生

成输出，用户需要输入深度和距离限制的合理值以及等同于浮式风机所需设备的单位成本的“底座”成本。电力传输模型是使用适合约60米深、距离海岸200公里外的技术衍生得出的，可能会生成这些边界的精度较差的成本预测。

#### 5.12.4 数据需求

##### 所需输入

- ✧ 工作区(必要)。选择一个文件夹作为您的工作区。如果您选择的文件夹不存在，需要创建一个新的文件夹。这个文件夹将包含该模型产生的栅格。如果数据集已经存在在这个文件夹中，它们将被覆盖。输出将包含在工作区目录中一个命名为输出的文件夹内。
- ✧ 风能数据点(必要)。一个二进制文件，代表了风能输入数据(威布尔参数)。这个参数框应该指向一个我们模型提供的两个文件中的一个。这些文件可以在WindEnergy中查找——在InVEST安装目录内输入方向。
  - 全球数据：GGlobal\_EEZ\_WEBPAR\_90pct\_100ms.bin
  - 美国东海岸：ECNA\_EEZ\_WEBPAR\_Aug27\_2012.bin，该地区的更好的解决方案。
- ✧ 感兴趣区域(AOI)。一个可选的多边形shapefile，定义了感兴趣的区域。AOI必须通过以米为单位的线性单位进行投影。如果提供了AOI，那么将会剪辑和投影AOI的输出。距离输入与AOI之间是独立的，只有在选定AOI之后，才能进行距离输入。如果已经选择了AOI和距离参数，那么AOI也应该覆盖部分土地多边形，来计算正确的距离。AOI需要估值。
- ✧ 数字高程模型(DEM)。感兴趣区域的、以米为单位的高程值的栅格数据集。如果没有提供AOI，DEM至少应覆盖感兴趣区域的整个跨度，然后应该使用默认的全球DEM。
- ✧ 陆地多边形的距离计算。表示感兴趣的陆地和海岸线的多边形shapefile。这个输入是可选择，因此必须选择AOI。AOI还应该覆盖部分土地多边形，来计算正确的距离。这个沿海多边形以及AOI所覆盖的区域形成了风电场电力传输的距离计算的基础。这个输入要求距离值和估值。
- ✧ 全球风能参数。一个CSV文件，其中包括生物物理和估值模块的风能模型参数。这些参数是默认值，在本指南的模型部分有所介绍。我们建议在改变这些值之前，请仔细考虑。
- ✧ 结果后缀。被添加到输出文件的路径末尾处的字符串。
- ✧ 涡轮类型。一个CSV文件，其中包含对应于特定涡轮类型的参数。InVEST包

中有两种涡轮模型以供选择：3.6兆瓦和5.0兆瓦。您可以通过使用现有的文件格式约定、填写自己的参数，来创建一个新的涡轮类别（或修改现有的类别）。建议您不要覆盖现有的默认CSV文件。这些文件可以在在InVEST安装目录内的WindEnergyinput方向下找到，名称为：

- 3.6 MW: 3\_6\_turbine.csv
- 5.0 MW: 5\_0\_turbine.csv

- ◇ 海上风电场安装的最小深度，单位为米(m)。一个以米为单位的浮点值，也是海上风电场安装的最小深度值。
- ◇ 海上风电场安装的最大深度，单位为米(m)。一个以米为单位的浮点值，也是海上风电场安装的最大深度值。
- ◇ 海上风电场安装的最小距离，单位为米(m)。一个浮点值，代表了海上风电场安装与海岸之间的最小距离。需要估值。
- ◇ 海上风电场安装的最大距离，单位为米(m)。一个浮点值，代表了海上风电场安装与海岸之间的最大距离。需要估值。

### 估值

- ◇ 底座类型的成本（百万美元）。一个浮点数，是底座类型的单位成本（百万美元）。底座的成本将取决于底座类型的选择，这本身取决于多种因素，包括深度和涡轮机的选择。
- ◇ 涡轮机的数量。一个整数值，表示每个风电场的风力涡轮机的数量。
- ◇ 每千瓦时的能源价格（美元/千瓦时）。每千瓦时的能源价格。
- ◇ 折现率。折现率反映了未来收益相对于直接收益的偏好。输入格式为十进制（例如：1%，0.01，1.0 100%）。
- ◇ 电网连接点。一个可选的CSV文件以及电网和陆地点，可以确定能源传输电缆距离。每个点的位置均表示为单行以及包含编号、类型、纬度和经度的列。维度和经度列显示的是该点的坐标。类型一列显示的是陆地点还是电网点。编号列是一个简单的、唯一的整数。各个点之间的最短距离可用于计算。示例：

编号	类型	纬度	经度
1	电网	42.957	-70.786
2	陆地	42.632	-71.143
3	陆地	41.839	-70.394

- ✧ 海岸与电网之间的平均距离(公里)。单位为公里，如果电网点未用于估值，那么仅使用这个距离值。在使用陆地多边形运行估值来计算距离时，该模型使用了陆上电网与沿海电缆着陆点之间的平均距离，而不是具体的电网连接点。

### 5.12.5 解释结果

所有输出分辨率均是基于提供的数字高程模型栅格的分辨率。当DEM的分辨率超过风能数据层的分辨率时，像素值可以通过使用双线性插值来确定。

- carbon\_emissions\_tons.tif : GeoTIFF栅格文件，代表每年以一个像元为中心建设的风电场的碳排放量的抵消吨数。
- density\_W\_per\_m2.tif : GeoTIFF栅格文件，代表以一个像元为中心( $W/m^2$ )的能量密度。
- example\_size\_and\_orientation\_of\_a\_possible\_wind\_farm.shp: 一个ESRI shapefile，代表样本风电场的外边界。这个多边形的位置是随机的，是为了帮助用户感知潜在的风电场的规模。
- harvested\_energy\_MWhr\_per\_yr.tif : GeoTIFF栅格文件，代表以一个像元为中心的风电场每年获得的能量。
- levelized\_cost\_price\_per\_kWh.tif : GeoTIFF栅格文件，代表以像元为中心的风电场的现值等同于0的设置所要求的能源的单价。
- npv\_US\_millions.tif : GeoTIFF 栅格文件，代表以该像元为中心的风电场的净现值。
- wind\_energy\_points.shp: ESRI Shapefile，总结了每个点的上述输出。

### 5.12.6 数据来源

#### 能量输出数据

- 风能时间序列数据：美国国家海洋和大气管理局的国家气象服务提供了追算再分析结果(<http://polar.ncep.noaa.gov/waves/index2.shtml>)。该模型的空间分辨率结果范围为4 - 60分钟，取决于全球和区域电网系统。已经将1999年至今的模型输出按照每三个小时为一个时间区间的形式进行保存。已经通过海洋浮标数据在多数地方验证了模型结果，同时模型结果提供了优质波浪信息。
- 水深：美国国家海洋和大气管理局的国家地球物理数据中心(NGDC) 提供了带有不同空间分辨率的全球水深测量数据 <http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/bathymetry/relief.html>。
  - ETOPO1指的是地球表面的1弧分全球地势模型，它汇集了陆地地形和海洋

深度测量法。它是由众多的全球和区域数据集组成的，并可在“冰表面”(南极和格陵兰冰盖)和“基石”(冰盖底部)版本中查询。NGDC还提供了区域和全球的其他水深数据集。

- LORC 知识提供目前世界上运行的离岸风力涡轮机的参数信息。  
<http://www.lorc.dk/offshore-wind-farmsmap/list?sortby=InstalledCapacity&sortby2=&sortorder=desc>

- 估值

数据来源主要是引用的，除了来源于新闻稿的数据之外。可以在谷歌上输入与“海上风力能源”合同和一些变化主题相关的详尽的关键词来检索新闻稿。所有成本均以其原始货币记录，并进行了通货膨胀的调整，同时按照2012年3月30日的即期汇率将其转换为美元。

这个文件([http://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/Wind\\_Sources.zip](http://ncp-dev.stanford.edu/~dataportal/Wind_Sources.zip))包含了选址资源成本和电子表格的档案文件，该表格将每个成本图链接到了相关的新闻稿、会议事项等等文件上。

### 5.12.7 运行模型

为了运行风能模型，找到“风能”应用程序，它在windows开始菜单中，找到所有程序->InVEST { version } ->海洋。用户界面将显示在数据需求中介绍的必要的和可选的输入参数。单击Run按钮启动模型。窗口上将显示运行是否成功，包含结果的文件浏览器将会打开。

如果您遇到任何问题，请将其发布到用户支持论坛  
<http://ncp-yamato.stanford.edu/natcapforums>。

### 5.12.8 参考文献

- AWS Truewind. 2010. New York's Offshore Wind Energy Development Potential in the Great Lakes. Feasibility Study for New York State Energy Research and Development Authority.
- Blanco, M. 2009. The Economics of Wind Energy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13, 1372-82.
- Boccard, N. 2010. Economic Properties of Wind Power: A European Assessment. *Energy Policy*, 38, 3232-3244.
- Carbon Trust. 2008. Offshore Wind Power: Big Challenge, Big Opportunity. Report on behalf of the Government of the United Kingdom.
- Celik, A. N. 2003. A statistical analysis of wind power density based on the Weibull and Rayleigh models at the southern of Turkey. *Renewable Energy* 29:509-604.
- Elliott, D. L., C. G. Holladay, W. R. Barchet, H. P. Foote, and W. F. Sandusky. 1986. Wind energy resource atlas of the United States. DOE/CH 10093-4. Solar Technical Information Program, Richland, Washington.
- Global Wind Energy Council (GWEC). 2013. Global Wind Statistics, 2012. Accessed at: [http://www.gwec.net/wpcontent/uploads/2013/02/GWEC-PRstats-2012\\_english.pdf](http://www.gwec.net/wpcontent/uploads/2013/02/GWEC-PRstats-2012_english.pdf)

- Hsu, S. A., E. A. Meindl, and D. B. Gilhousen. 1994. Determining the power-law wind-profile exponent under near-neutral stability conditions at sea. *Journal of applied meteorology* 33:757-765.
- Jacquemin, J., Butterworth, D., Garret, C., Baldock, N., and A. Henderson. 2011. Inventory of location specific wind energy cost. WP2 Report D2.2. Spatial deployment of offshore wind energy in Europe (Wind-Speed). Garrad Hassan & Partners Ltd. Supported by Intelligent Energy Europe. Available at: [http://www.windspeed.eu/media/publications/WINDSPEED\\_D2\\_2\\_revised\\_May\\_2011.pdf](http://www.windspeed.eu/media/publications/WINDSPEED_D2_2_revised_May_2011.pdf)
- Jafarian, M., and A. M. Ranjbar. 2010. Fuzzy modeling techniques and artificial neural networks to estimate annual energy output of a wind turbine. *Renewable Energy* 35:2008-2014.
- Kaiser, M. and B. Snyder. 2012. Offshore wind capital cost estimation in the U.S. Outer Continental Shelf: A reference class approach. *Marine Policy*, 36, 1112-1122
- Levitt, A., Kempton, W., Smith, A., Musial, W., and J. Firestone. 2011. Pricing offshore wind energy. *Energy Policy*, 39, 6408-6421.
- Lorc Knowledge. 2012. List of offshore wind farms. <http://www.lorc.dk/offshore-wind-farms-map/list> Accessed at December 31, 2012.
- Manwell, J. F., J. G. Mcgowan, and A. L. Rogers. 2009. *Wind energy explained: Theory, design and application*. John Wiley & Sons Ltd., West Sussex, United Kingdom.
- National Oceanic and Atmospheric Administration. 1976. U. S. Standard Atmosphere. NOAA-S/T76-1562, Washington, DC.
- Pallabazzer, R. 2003. Provisional estimation of the energy output of wind generators. *Renewable Energy*, 29, 413-420.
- Samoteskul, K., Firestone, J., Corbett, J., and J. Callahan. 2014. Changing vessel routes could significantly reduce the cost of future offshore wind projects. *Journal of Environmental Management*, 141, 146-154.
- UMaine. 2011. Maine deepwater offshore wind report. <http://www.deepwind.org/docs/OfficialOffshoreWindReport-22311.pdf>

## 5.13 海洋长须鲸水产养殖生产

### 5.13.1 摘要

支持水产养殖鱼类和贝类的生产是沿海和海洋环境提供的一项重要服务。因为三文鱼是全球水产养殖种最重要的两个长须鲸，因此InVEST水产养殖模型的当前版本基于农业实践、水的温度、以及经济因素，分析了生长在网箱水产养殖设施中的大西洋鲑鱼的数量和经济价值(大西洋鲑)。目前模型的输入包括养殖场位置、设施管理实践、水温、经济数据估值、以及对结果感兴趣的时期。这个模型对于评估人类活动(例如：新增或减少养殖场或改变捕获管理实践)和气候变化(例如：海洋表面温度的变化)将会如何影响大西洋鲑鱼的水产养殖的生产和经济价值是最有效的。模型的局限性包括假设捕获实践、价格以及水产养殖鱼类的生产成本在选定的时间周期内是一个常数。此外，疾病暴发的风险以及在一个养殖场中的个体大马哈鱼之间的差异未包含在模型中。这个模型的未来版本将包括以下功能：

1) 指导针对其他水产养殖的海洋鱼类修改大西洋鲑鱼模型, 2) 量化在水产养殖设施上产生的废物, 3) 针对量化体积、经济价值、过滤以及水产养殖贝类(例如：牡蛎、

虾) 的废物生产的单独模块 4) 评估寄生海虱对大西洋养殖鲑鱼的影响。

### 5.13.2 简介

人类对海洋蛋白质的需求迅速增加, 预计将在未来几十年里还会持续增加(Delgado et al. 2003, Halwart et al. 2007, Soto et al. 2008)。近年来, 之前倾向于从捕捞鱼类来提供蛋白质的规模已经转向水产养殖。特别是, 长须鲸的水产养殖, 主要是针对大西洋鲑鱼, 在过去的二十年里, 在沿海地区显著扩大(FAO 2004, Goldberg and Naylor 2004, Naylor and Burke 2005)。2002年, 鲑鱼养殖生产比野生捕获的数量高出了68%, 其中90%以上均是大西洋鲑鱼(FAO 2004)。在低能量、近岸地区的浮动网箱中进行的大西洋鲑鱼养殖是一个成熟的、统一的行业, 主要是在挪威、智利、英国和加拿大的温带水域。

大西洋鲑鱼的商业运作是使用海洋环境生产有价值的商品, 它带来了收入, 也提供了就业来源。然而鲑鱼养殖存在争议是因为会对海洋生态系统产生潜在的不利影响, 从而危害自身生计与生态系统息息相关的人类的利益(例如: 商业渔夫、旅游运营商)。对大西洋鲑鱼水产业对海洋生态系统的影响的担心涉及到溶解氧和固体废物的排放对水质和生活的栖息地的影响的争论, 以及由于使用抗生素导致的水质退化、逃脱的养殖鲑鱼与当地鲑鱼的混合和竞争(例如: 太平洋鲑鱼)、寄生和疾病的风险、还有从其他生态系统捕获饲料鱼作为大西洋鲑鱼饲料使用而引起的资源消耗问题。

大西洋鲑鱼养殖行业法规变化会随着区域的不同而有所改变, 其中包括在挪威水域对设施选址和操作的最严格的要求, 以及在智利海域对养殖场的较少约束。对于所有的相关操作, 均对在哪里、如何开展养殖设有监管限制, 同时对监测以及调节不同的设施上产生的垃圾数量也有所要求, 以及在哪些情况下可以降低要求。

相对于环境成本来评估大西洋鲑鱼养殖的经济效益包括量化这两个方面。这里给出的InVEST模型通过量化商品的体积和经济价值来完成该项评估。未来的输出将包括溶解和大西洋鲑鱼生产产生的、可作为副产品的颗粒废物。这些输出可以在其他InVEST模型中找到(例如: 水质、栖息地质量、渔业), 进而评估大西洋鲑鱼养殖对其他沿海和海洋生态系统服务的影响。通过全套的模型输出, InVEST用户可以探索大西洋鲑鱼养殖场地区的不同空间配置将如何影响其他生态系统效益, 并缓解或加剧经济效益和下游环境成本之间的利弊得失。

### 5.13.3 模型

该模型旨在解决个人养殖设施和用户自定义研究区域内的大西洋鲑鱼养殖的生产 and 经济价值如何根据养殖场操作和水温的变化而变化。价格、成本或捕获管理实践方面的时间变化不是动态建模, 但可以通过按顺序运行模型来实现, 其中每次运行时均使用不同的价格、成本和农业操作信息。疾病暴发的风险和个体养殖场鲑鱼之间的可变性不包括在模型中。模型将特定场地的温度和养殖场操作数据参数化之后, 将产生

最精确的输出结果。如果特定场地的数据不可用，那么可以使用所提供的默认值，进而产生第一近似的结果（参见数据需求部分）。

该模型可同时运行所有用户确定的大西洋鲑鱼养殖场。每一个养殖场都有一组用户定义的操作和管理实践。养殖场生产的鱼的数量取决于水温（影响生长）、养殖场内鱼的数量、目标捕获重量范围、以及死亡率。鱼的生长可以按每日时间间隔来建模，直至鱼达到目标体重范围，这之后便开始捕获它们。在一个用户定义的休耕制时期之后，养殖场开始重新进货，启动下一个生产周期。每个养殖场的生产周期开始消耗，直到该兴趣的时间周期的结束（例如：2年，10年）。输出包括鱼的捕获重量和每个单独的养殖场的每周期内的净收入。此外，该模型生成了总计捕获重量、总净营收、兴趣周期内的净现值的示意图。

### 作用原理

该模型在一个矢量GIS数据集上运行，该数据集映射了在一个用户定义的时间段内的大西洋鲑鱼的个体养殖设施。示意图可以基于当前农业（“现状”或“基线”情景），或行业的投影扩张或收缩情景，或预测水温变化。

在每个养殖场，我们通过三个步骤对鱼的生产建模。(1)我们将个体鱼生长至捕获体重的过程进行建模。(2)我们计算每个养殖场生产的鱼的总重量，同时鱼停留在捕获期，然后乘以捕获重量，减去在加工过程中被除去的重量（去内脏等）以及自然死亡的鱼的重量。(3)最后，在一个养殖场中的所有的鱼均被同时捕获，养殖场在用户自定义的休耕期之后重新进货。已处理的捕获估值属于该模型的可选的第四步。

### 单个鱼成长至捕获体重的过程

大西洋鲑鱼的体重(公斤)可以从出圃大小至目标捕获重量来建模。体重是生长速度和温度的函数(Stigebrandt 1999)。出圃指的是大西洋鲑鱼已经超出它们的淡水饲养生活阶段。模型以每天的时间间隔来运行，因为下一个版本的模型(2011年5月发布)将量化水产养殖场废物，以用作海洋InVEST水质模型的输入。高分辨率时态数据更适合季节性环境影响评价（例如季节性的富营养化）。

包含重量 $W_{t,y,f}$ 、时间 $t$ (天)、年 $y$ 、养殖场 $f$ 的模型为：

$$W_{t,y,f} = (\alpha W \beta t^{-1,y,f} \cdot e^{T t^{-1,f} \tau}) + W_{t^{-1},y,f} \quad (5.79)$$

其中 $\alpha$  ( $g^{1-b} day^{-1}$ ) 和 $\beta$ 是生长参数， $T_{t,f}$ 是养殖场 $f$ 的每日水温（C）， $\tau$  (C-1)代表的是随着水温增加鱼的生化变化速率。大西洋鲑鱼的值(0.08)表明温度增加8至9度，鱼会增长一倍。每日水温可以从月度或季节性温度中插入。每个养殖场的生长周期开始于用户定义の出圃日期( $t=0$ )。这个日期用于标记温度时间序列的开始。每个养殖场的出圃鱼类的初始重量均是由用户定义的。大西洋鲑鱼的个体生长会直到达到目标体重范

围，这是由用户定义的，作为目标捕获重量。

### 每个养殖场生产的鱼的总重量

为了计算每个养殖场生产的鱼的总重量，我们假设养殖场的所有的鱼均是同质的，忽略个别鱼的增长变异性。当然这种假设是不正确的，但是不太可能会对结果产生显著影响，因为1) 使用网箱，可以避免密度依赖的影响，以及2) 水产养殖者将相同重量的出圃鱼放入网箱中，易于喂养和处理。我们还假设当鱼达到一定规模时，将捕获养殖场内所有的鱼。在实践中，养殖场由几个单独的网箱构成，可能会同时捕获，也可能不会同时捕获。如果用户了解出圃日期和捕获实践将如何在养殖场的不同网箱中变化，那么用户可以定义每个每个网箱作为单独的“养殖场”

捕获周期 $c$ 内，在养殖场 $f$ 的加工鱼TPW的总重量：

$$TPW_{f,c} = W_{th,h,f} \cdot d \cdot n_f e^{-M \cdot (th-t^0)} \quad (5.80)$$

其中 $W_{th, h, f}$ 是方程(5.79)的农场 $f$ 的 $th,y$ 捕获日期时的重量， $d$ 是处理标量，也是养殖场中处理之后剩余的鱼的比例（例如：相对于捕获重量的去头的鱼/去脏鱼或切成片的鱼的重量）， $n_f$ 是用户定义的养殖场 $f$ 内鱼的数量， $e^{-M \cdot (th-t^0)}$ 是养殖场从出圃( $t^0$ )至捕获期( $th$ )之间的日常自然死亡率 $M$ 。

### 补充库存

前面的第2步描述了如何在一个生产周期内对鱼的增长进行建模。然而，用户可能希望在一系列的生产周期内评估鱼的生产。确定何时需要对多个捕获周期进行建模就是考虑养殖场是否（如果是这样的话，那是多久）在捕获之后、在下一个生产周期开始之前处于休息期。

如果使用，休耕制时期被认为是模型的硬约束，进而养殖场不能重新进货，直到处于用户定义的修整天数。这是因为休耕时期常常被用于满足监管要求，它可用于决定允许情况，因此可以为合规提供动力。一旦从养殖场捕获鱼后，用户便可定义休耕时期，新的鱼类便被移动到农场。该模型针对每个养殖场在每个生产周期，估计了大西洋鲑鱼的捕获重量。每个养殖场在整个模型运行周期内的捕获总重量是每个生产周期内捕获重量的综合。

### 已处理的鱼的估值 (可选)

水产养殖模式还会为每个养殖场估计每个周期内捕获的价值、净营收以及捕获的净现值(NPV)。净收入是每个周期的捕获重量乘以市场价格，其中成本作为已加工鱼的市场价格的一小部分。固定和可变成本，包括淡水饲养成本、饲料、加工将会在该模型的下一次迭代中更为明确地加以考虑。在给定周期内的养殖场的已处理鱼的NPV相当于对净营收进行贴现：

$$NPV_{f,c} = TPW_{f,c} [p(1-C)] \cdot \frac{1}{(1+r)^t} \quad (5.81)$$

其中 $TPW_{f,c}$ 是农场 $f$ 在捕获周期 $c$ 内的已处理的鱼的总重量, $p$ 是加工过的鱼类的每单位重量的市场价格, $c$ 是 $p$ 的可归为成本的部分, $r^4$ 是每日市场贴现率, $t$ 是模型运行开始以来的天数。

注意:模型运行的开始是首个养殖场(在研究区内的所有养殖场)接收鱼的初始出圃日期。因此,在每个捕获周期内,每个养殖场的净收入按照天数折现,因为首个养殖场已经被初始使用了。在模型运行期间,每个养殖场的总净现值是在所有捕获周期 $c$ 汇总的基础上的每个捕获周期的贴现净营收。

贴现率反映了社会对直接收益和未来收益的偏好(例如:你愿意今天接受10美元还是五年后接受10美元?)。默认年度贴现率为每年7%,这是美国政府推荐的、用于环境评估项目的利率(另一种是3%)。然而,这个利率可以在设置时反映当地条件或可以设置为0%。

### 不确定性分析(可选)

作为可选之一,如果鱼生长参数还不是很明确,模型可以进行不确定性分析。这种不确定性分析主要是使用蒙特卡洛模拟。在这个模拟中,生长参数( $a$ 和 $b$ )是从一个给定的正态分布中重复采样得到的,该模型会针对每个随机抽样运行一次。

每个模拟运行的结果(捕获的重量、净现值和每个养殖场完成的周期数)均会被收集并加以分析。不确定性结果以两种方式输出:第一,模型输出数值结果,它显示了所有运行的所有结果的平均值和标准偏差。第二,模型创建直方图来帮助不同结果的相对概率的可视化。

### 5.13.4 限制和简化

模型的局限性包括对捕获实践、价格和水产养殖鱼类的生产成本在选定时间周期内为常数等一系列假设。此外,疾病暴发的风险和养殖场内个体鲑鱼的可变性不包括在模型中。

当前模型是以每天时间间隔来运行的(要求每日温度数据)。

对于输入数据的不确定性,目前只支持鱼类生长参数。目前不支持水温等输入数据的不确定性。

经济增长被认为是捕获点的指数。生存和发展不依赖于密度。假设水产养殖者一直在优化放养密度,从而没有由于过度饱和的超额死亡率。

---

<sup>4</sup> 每日折现率可以通过年度折现率除以 365 来计算得出。对于每年 7% 的贴现率,每日折现率就是 0.00019178。

## 5.13.5 数据需求

### 数据源

这里我们对模型使用的具体数据和输入进行简单说明，并确定潜在的数据源和默认值。四个数据层是必需的，一个是可选的（但需要估值）。

- ✧ 工作区位置(必要)。用户需要指定一个工作区文件夹路径。建议用户为每个模型运行创建一个新文件夹。例如，通过在“水产养殖”文件夹中创建一个名为“runBC”的文件夹，该模型将在这个“runBC”工作区创建“中间”和“输出”文件夹。“中间”文件夹将从中间流程中划分数据。模型的最终输出将被存储在“输出”文件夹中：

名称：工作区文件夹路径。字段中无空格。

示例路径：\InVEST\Aquaculture\runBC

- ✧ 长须鲸养殖场位置(必要)。GIS多边形或点数据集，包括纬度和经度值和每个养殖场的数字标识符：

名称：文件名称没有限制，但中间不得出现空格。

文件类型：polygon shapefile or .gdb

行：每行是一个特定的网箱或整个水产养殖场

列：包含每个网箱属性的列（面积、位置等等）

示例数据集：

\InVEST\Aquaculture\Input\Finfish\_Netpens.shp

---

注意：用户必须确保字段内包含独特的整数。这个字段名称（例如样本数据中的“FarmID”）必须由用户在输入# 3中选择，作为“养殖场标识符名称”。

---

注意：检查该模型，以确保长须鲸养殖场位置以米为单位进行投影。如果不是，用户必须在运行模型之前重新投影。

- ✧ 养殖场标识符名称(必要)。列标题的名称用于识别每个养殖场，并将GIS特征的空间信息（输入# 2）与后续表格输入数据（养殖场操作和日常水温表，输入# 6-7）连接起来。此外，养殖场标识名称的下标数字必须是所有输入的整数中唯一的（# 2, 6和7）。

名称：识别长须鲸养殖场位置shapefile文件属性列的一串文本

文件类型：下拉选项

示例：FarmID

- ✧ 鱼类生长参数（必要，默认提供）。默认的a (0.038克/天)、b (0.6667，无因次单位)、 $\tau$  ( $0.08C^{-1}$ ) 均针对的是大西洋鲑鱼，但可以由用户根据需要进行调整。如果用户选择调整这些参数，我们建议在简单的增长模型中使用它们（方程(5.79)），以便确定特定区域的鱼达到目标捕获重量所花费的时间是否是准确的。

名称：数字文本字符串（浮点数）

文件类型：文本串（直接输入至ArcGIS界面）

示例（默认）：0.038 的a/ 0.6667 的b

- ✧ 不确定性分析数据(可选)。只有在不确定性分析中，这些参数是必需的。用户必须直接通过工具界面提供三个数字。

- 鱼类生长参数a的标准差。这代表了a值估计的不确定性。
- 鱼类生长参数b的标准差。这代表了b值估计的不确定性。
- 蒙特卡罗模拟运行的次数。这个控制了参数采样和模型运行的次数，也是蒙特卡罗模拟的一部分。数值较大将会增加结果的可靠性，而且还会增加模型的运行时间。蒙特卡罗模拟通常需要1000次左右。
- ✧ 养殖场表格的每日水温（必要）。用户必须在数据输入#1中提供每个养殖场的每日水温（C）的时间序列数据。当每日气温并不可用时，用户可以在每日分辨率中插入季节性或月度温度。在现有水产养殖设施上收集水温是可取的，但如果不可用，用户可以在线咨询，例如如NOAA AVHRR的4公里AVHRR探路者数据以及加拿大渔业和海洋部海洋数据库。最合适的使用温度是水柱上部分的温度，也是鱼在网箱中的生存温度。

表格名称：名称没有限制，但是中间不得出现空格。

文件类型：\*.xls or .xlsx (如果用户使用MS Office 2007或新版)

行：总共有365行（行6-370），每行均对应每年的天数。

列：前两列包含年(1-365)-月-日的数字

示例：\InVEST\Aquaculture\Input\Temp\_Daily.xls\WCVIS

---

注意：对于行的解释，请参阅InVEST包(Temp\_Daily.xls)中的样本温度数据集。

---

注：列“C”以及其右侧的所有列均包含特定养殖场的日常温度数据，其中第五行的数字

---

---

必须对应输入# 2的属性表中的养殖场识别名称的下标数字。

---

◇ 养殖场操作表(必要)。通用和养殖场特定操作参数表格。请参阅示例数据表，以供参考，进而确保模型数据正确性。如果您想使用自己的数据集，您可以修改养殖场操作值（适用于所有养殖场）和/或添加新的养殖场(第32行开始)。然而，不得修改这个模板内的单元的位置。例如，如果您选择只针对三个养殖场运行模型，它们应该在第10、11和12行中有所列出（分别为养殖场1、2和3）。一些默认值适用于不列颠哥伦比亚省的大西洋鲑鱼养殖，也应包含在示例数据表中。这些值的大部分均可以通过与研究区的水产养殖人士交流找到，或者可以通过主要水产养殖公司的区域产业报告找到(例如，Panfish, 峡湾海鲜(Fjord Seafood)，Cermaq, 海洋捕获(Marine Harvest)，主流加拿大(Mainstream Canada)，以及格里格(Grieg))。

输入表的通用操作参数包括适用于所有养殖场的以下输入：+处理后剩余的鱼体重的分数(在养殖场内)（例如：相对于捕获重量的去头的鱼/去脏鱼或切成片的鱼的重量）+ 养殖场上的自然死亡率(每日)+ 模拟时间(年)

输入表的养殖场特定的操作参数包括以下输入：

- 行：表中的每一行（表开始于行# 10）均包含特定养殖场的输入数据。
- 列：每列均包含值，应该命名如下：

农场#：一系列的连续整数（在第10行从“1”开始）的行标识每个农场,农场下面必须对应唯一的整数标识符名称中输入# 2的属性表。

开始时鱼的重量(公斤)：这是鱼在出圃时的重量，出现在大西洋鲑鱼已经超出他们的淡水饲养生活阶段。

在捕获期鱼的目标重量(公斤)

在养殖场的鱼的数量(绝对值)

生长的开始日(今年儒略日)：这是模型开始运行的初始出圃日期。出圃日期将在随后的周期内根据不同长度的生长和休耕时间有所不同。

休耕时期的长度(天数)：如果没有休耕时期，这一列中的值设置为“0”。

文件名称：名称没有限制，但是中间不得出现空格

文件类型：\*.xls or .xlsx (如果用户使用 MS Office 2007 或更新的版本)

示例：\InVEST\Aquaculture\Input\Farm\_Operations.xls\WCVIS

◇ 运行验证（可选）。通过勾选可选项，用户可以请求验证分析。

◇ 验证参数（需要估值，默认已提供）；

名称：数值文本字符串（正的整数值或浮动值）

文件类型：文本字符（直接输入至ArcGIS界面）

示例（默认）：

a. 已处理的鱼的每公斤的市场价格

b. 默认值为2.25 \$/kilogram

(每月Urner-Berry的最新报表报告养殖大西洋鲑鱼的价格)

c. 市场价格占成本的比例，而不是占利润的比例

默认值为0.3 (30%).

d. 每日市场贴现率

我们使用7%的年贴现率，并将其调整为0.00192的日率或0.0192% (7%/365)

---

注意：如果您改变每公斤的市场价格，您也应该改变市场价格占成本的比例来反映特定系统中的成本。

---

### 5.13.6 运行模型

该模型可作为一个独立的应用程序，可以从Windows开始菜单中查找。对于Windows 7或更早的版本，可以按下列步骤查找：所有程序->InVEST+版本+>景区质量。对于单机电脑，也可以在子目录invest-3\_x86 / invest\_scenic\_quality.exe的InVEST安装目录中直接找到。

#### 查看模型输出

在成功完成模型之后，文件资源管理器窗口就会打开运行模型中指定的输出工作区。这个目录包含保存该模型生成文件的输出文件夹。可以在任何GIS工具中查看这些文件，例如ArcGIS或QGIS。在解释结果一节中会对这些文件进行以下描述。

### 5.13.7 解释结果

#### 模型输出

下面是对水产养殖工具的每个输出的一个简短描述。每个输出文件均将自动保存在用户指定的工作区目录内的“输出”文件夹中：

最终结果可以在该模型的工作区的输出文件夹中找到。该模型主要产生两个输出文件：

- Output\Finfish\_Harvest.shp: 特征类（输入2的复制）包含属性数据的三个

额外的字段(列)

- Tot\_Cycles -在模拟阶段, 每个养殖场已完成的捕获周期的数量(年)
- Hrvwght\_kg - 在模型总计时间内, 每个养殖场的总计已处理的重量(kg, Eqn. 2.)
- NPV\_USD\_1k -在所有捕获周期内汇总的每个捕获周期的贴现净营收(千美元)。如果您没有运行估值分析, 这个值将为“0”。

- Output(HarvestResults\_[date and time].html): 一个html文档,其中包含总结模型的输入和输出的表格

**Farm Operations** -用户提供的输入数据的总结, 包括: 养殖场编号、开始时的鱼的重量、捕获期的鱼的重量、养殖场的鱼的数量、生长开始日和休耕时期的长度。

**Farm Harvesting** - 每个养殖场的每个捕获周期的总结表, 包括: 养殖场编号、周期数、出圃日之后的天数、捕获的重量、净营收、净现值、出圃日、年。

**Farm Result Totals** - 每个养殖场的模型输出的总结表, 包括: 养殖场编号、净现值、已完成的捕获周期的数量、总计捕获量。

不确定性分析结果 - 只有在进行不确定性分析时, 这部分才会被包含。它由两部分组成:

\* 数值结果--总结模型输出的平均值和标准偏差的表格, 例如已捕获的重量、净现值、已完成的捕获周期数。

\*直方图——一系列直方图来帮助不同结果的相对概率的可视化。

### 参数日志

每次运行模型, 文本文件均会出现在工作区文件夹中。文件将列出每次运行的参数值, 并根据日期和时间被命名。

## 5.13.8 参考文献

- Delgado, C., N. Wada, M. Rosegrant, S. Meijer, and M. Ahmed. 2003. Outlook for Fish to 2020: Meeting Global Demand. Washington, DC: Int. Food Policy Res. Inst.
- FAO. 2004. Fishstat Plus. Universal software for fishery statistical series. Capture production 1950 - 2004. FAO Fish. Aqua. Dept., Fish. Inf., Data, Stat. Dep.
- Goldburg R., and R. Naylor. 2004. Future seascapes, fishing, and fish farming. *Front. Ecol.* 3:21- 28.
- Halwart, M., D. Soto, and J.R. Arthur, J.R. (eds.) 2007. Cage aquaculture – Regional reviews and global overview. FAO Fisheries Technical Paper. No. 498. Rome, FAO. 241 pp.
- Naylor, R., and M. Burke. 2005. Aquaculture and Ocean Resources: Raising Tigers of the Sea. *Ann. Rev. Envntl. Res.*30:185-218.
- Soto, D., J. Aguilar-Manjarrez, and N. Hishamunda (eds). 2008. Building an ecosystem approach to aquaculture.FAO/Universitat de les Illes Balears Expert Workshop. 7–11 May 2007, Palma de

Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings. No. 14. Rome, FAO. 221p.

Stigebrandt, A., 1999. Turnover of energy and matter by fish—a general model with application to salmon. Fisken and Havet No. 5, Institute of Marine Research, Norway. 26 pp.

表5.37 以HTML输出的养殖场操作示例的前几行

养殖场操作（输入）					
养殖场编号	开始时的鱼的重量	捕获时的鱼的重量	养殖场中的鱼的重量	生长开始日期	休耕期间的长度（天）
1	0.06	5.4	600000	60	0
2	0.06	5.4	600000	60	0
3	0.06	5.4	590000	50	90
4	0.06	5.4	730000	60	90

表5.38 以HTML输出的养殖场捕获示例的前几行

养殖场捕获（输出）								
养殖场编号	周期数	出圃日之后的天数（包括休耕阶段）	给定周期的长度	处理之后已捕获的重量（千克/周期）	净收入（千美元）	净现值（千美元）	出圃日（儒略日）	出圃年
1	1	512	452	2597703.28318	4091.38267101	3708.35510461	60	1
1	2	1240	453	2599987.46964	4094.38267101	3227.49001717	57	3
2	1	512	452	2597703.28318	4091.38267101	3708.35510461	60	1
2	2	1240	453	2599987.46964	4094.98026468	3227.49001717	57	3
3	1	486	436	2661950.95991	4019.32276186	3661.27108478	50	1
3	2	1214	437	2557467.14914	4028.01075989	3190.59372354	47	3

表5.39 以HTML输出的养殖场结果总计表示例的前几行

养殖场结果汇总（输出）			
下表中的所有数值也可在网箱特征分类的属性表中找到			
养殖场编号	净现值（千美元）（模型运行期间）	已完成的捕获周期的数量	总计捕获量（千克）（处理发生之后）
1	6935.8451	2	5197690.7528
2	6935.8451	2	5197690.7528
3	6851.8648	2	5109418.109
4	8498.7201	2	6333350.2645

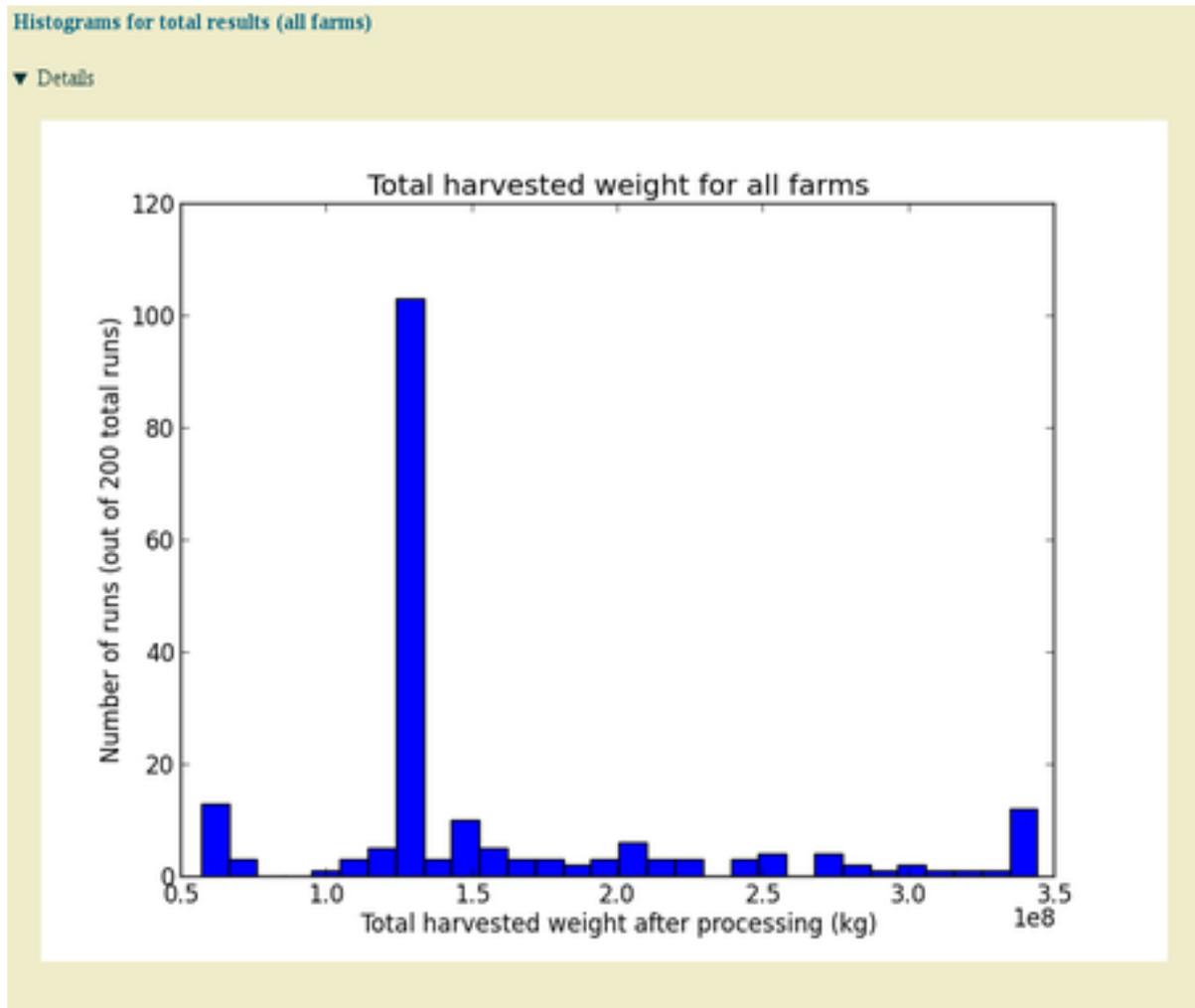


图5.40 以HTML输出的不确定性分析部分的直方图示例

FAO. 2004. Fishstat Plus. Universal software for fishery statistical series. Capture production 1950 - 2004. FAO Fish. Aqua. Dept., Fish. Inf., Data, Stat. Dep.

Goldburg R., and R. Naylor. 2004. Future seascapes, fishing, and fish farming. *Front. Ecol.* 3:21–28.

Halwart, M., D. Soto, and J.R. Arthur, J.R. (eds.) 2007. Cage aquaculture – Regional reviews and global overview. FAO Fisheries Technical Paper. No. 498. Rome, FAO. 241 pp.

Naylor, R., and M. Burke. 2005. Aquaculture and Ocean Resources: Raising Tigers of the Sea. *Ann. Rev. Envntl. Res.*30:185-218.

Soto, D., J. Aguilar-Manjarrez, and N. Hishamunda (eds). 2008. Building an ecosystem approach to aquaculture.FAO/Universitat de les Illes Balears ExpertWorkshop. 7–11 May 2007, Palma de Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings. No. 14. Rome, FAO. 221p.

Stigebrandt, A., 1999. Turnover of energy and matter by fish—a general model with application to salmon. *Fisken and Havet* No. 5, Institute of Marine Research, Norway. 26 pp.

## 5.14 渔业

### 5.14.1 摘要

野生捕捞渔业为人类消费提供了重要的蛋白质来源，在世界范围内直接产生了将近4000万名渔民(FAO 2014)。然而，可怜的捕捞实践和栖息地能的丧失或退化会降低生态系统支持健康、高效渔业发展的能力。InVEST渔业生产模型对单一物种渔业的捕捞量 and 经济价值进行了估算。该模型是一个年龄结果型或阶段结构型人口模型，并以一种可以适应于大多数物种和地理位置的通用模型显示。模型输入包括生命周期特征参数（例如：成熟年龄、补充、迁徙和自然死亡率）、渔业行为（例如：渔获压力）、栖息地的依赖关系（例如：幼崽栖息地的重要性和可用性）、以及作为可选项的经济估算（例如：单位面积的价格）。模型输出了用户指定的区域内的捕获的数量和经济价值。最好将多个运行模型的输出进行比较，其中每个运行代表了不同的情景栖息地的程度、环境条件和/或渔获压力。提供了四个样本模型库，用户可以根据自己的物种或地区来调整，或者用户可以选择重新开始建立一个模型。

### 5.14.2 简介

海洋和水生生态系统为鱼类和甲壳类动物提供了栖息地，进而为全球数以百万计的人提供了食物和生计保障(FAO 2014)。生态系统支持渔业的能力取决于是否拥有完整的鱼类栖息地以及是否能够维持捕获的可持续水平。因此，在海洋或水生生态系统影响的权衡决策时，考虑栖息地或捕捞实践的变化将如何影响野生鱼的生产是非常重要的。

鱼类自愿的状态和生态通常可以将多个类型的数据编译到一个单独的模型中进行估计，该模型给出了在不同的情景下的生产估计。不幸的是，由于缺乏数据和/或资源，这种复杂的存量评估通常是不可能的。此外，传统存量评估通常不考虑生境依赖性 or 空间动态，但这两者对于理解地方或区域渔业生产将如何回应不同的情景都是必不可少的。因此，需要一个足够灵活的工具，可以适应不同的物种、地方和质量数据，进而用于评估野生捕捞渔业的生产决策的潜在后果。

### 5.14.3 模型

渔业生态系统服务的InVEST模型是一个针对个体物种的年龄结构型或阶段结构型、确定性、种群动态模型。该模型使用了生命周期信息和用户提供的生存参数来估计捕获数量。进而，该模型可以用于探索捕获量（可选项，价值）将如何响应栖息地（例如海草、红树林、珊瑚礁）、环境条件（例如：温度、盐度）、和/或渔获压力的变化。最好将多个运行模型的输出进行比较，其中每个运行代表不同的栖息地程度的情景、环境条件和/或渔获压力。鱼类种群动态是众所周知的难以预测的变量。该模型并

不打算精确地预测捕获量，而是作为一个工具来探索不同的决定带来可能会影响渔业生产的后果。

提供四个样本模型的参数设置，可以代表如下物种和地理位置：(1) 在伯利兹的加勒比海大螯虾(眼斑龙虾)；(2) 华盛顿胡德运河的邓杰内斯蟹(首长黄道蟹)；(3) 德州加尔维斯顿湾的蓝蟹(青美蟹)；(4) 德克萨斯州加尔维斯顿湾的白虾(白滨对虾)。我们选择这些物种和地域的组合，是因为我们的合作伙伴对它们很感兴趣。在开发时会将现有模型和其他模型一同加入，捕捉一系列的生命周期类型和开发模式，以使用户可以选择一个现有模型，并根据自己的区域和物种修改它（例如：针对南大西洋的褐虾修改加尔维斯顿湾的白虾模型虾）。另外，该模型的设计可以满足拥有高级渔业科学知识和技术的用户删除和参数化通用模型，以适用任何相关物种（或群体）。

### 作用原理

模型的基本原理是一种年龄结构型或阶段结构型的种群动态模型。该模型界面会通过一系列模型结构决策来引导用户：

- 种群具有年龄结构或阶段结构吗？
- 雌性和雄性应该单独建模(性别)或一起建模吗？
- 有多个亚区吗？
- 亚区之间存在迁徙吗？
- 补充(即生产后代)是如何确定的？
- 模型运行的步骤有多少？

用户提供必要的参数，其中描述了存活率、成熟时间表、补充功能、迁徙模式和捕获脆弱性。然后，该模型按照用户指定数量的时间步长进行运行，直至种群达到一种平衡的状态。主要的模型输出是在运行的最后步骤估计捕获和价值(可选)。估算是可选的，反映了加工渔获物的销售收入。

生成一个基准模型运行后，用户可以改变模型的不同要素，来比较不同情景下的渔业生产。可以通过修改在特定的生命阶段或在特定的位置下的存活率来更换情景，比如对于栖息地程度的变化的反应、环境变量和/或钓鱼。提供了一个可选的栖息地情景工具，用来帮助用户基于栖息地面积的变化生成新的生存参数，例如大叶藻栖息地的数量减少或珊瑚栖息地数量的增加。

用户有许多选项，可以选择根据他们特定的物种或问题来自定义模型。我们会指导如何自定义模型、同时提供模型校准和验证的示例，均在建模框架之外。

## 年龄结构型群体

年龄结构型群体建模如下：

$$N_{a,s,x,t} = \begin{cases} Rec_{s,x,t} & \text{if } a = 0 \\ \left( N_{a-1,s,x,t-1} Mig_{a-1,s,x}^x + \sum_{x' \neq x} N_{a-1,s,x',t-1} Mig_{a-1,s,x'}^x \right) S_{a-1,s,x} & \text{if } 1 \leq a < A \\ \left( N_{A-1,s,x,t-1} Mig_{A-1,s,x}^x + \sum_{x' \neq x} N_{A-1,s,x',t-1} Mig_{A-1,s,x'}^x \right) S_{A-1,s,x} \\ \quad + \left( N_{A,s,x,t-1} Mig_{A,s,x}^x + \sum_{x' \neq x} N_{A,s,x',t-1} Mig_{A,s,x'}^x \right) S_{A,s,x} & \text{if } a = A \end{cases}$$

其中  $N_{a,s,x,t}$  是在时间步长  $t$  时，在区域  $x$  内，性别为  $s$ ，年龄为  $a$  ( $A$ =最大年龄) 的个体数量； $S_{a-1,s,x}$  是每个性别和区域内，年龄为  $a-1$  到  $a$  的，从自然和捕捞死亡中存活下来的； $Rec_{s,x,t}$  是新个体的补充或后代数量； $Mig_{a,s,x'}^x$  是从区域  $x'$  迁徙到区域  $x$  的年龄为  $a$ 、性别为  $s$  的个体比例（或者，如果  $x'=x$ ，则为保留在该区域的比例）。

从自然和捕捞死亡中存活下来的可以定义为：

$$S_{a,s,x} = surv_{a,s,x} (1 - Ex_x * Va,s)$$

其中  $surv_{a,s,x}$  是每个性别和区域内的、年龄在  $a$  到  $a+1$  范围的、从自然和捕捞死亡中存活下来的数量； $Ex_x$  是开发数，指的是易于捕获与实际捕获之间的比例； $Va,s$  是按照年龄和性别得出的捕获容易性。捕获被假定为发生在年初，在自然死亡之前。

## 阶段结构型群体

阶段结构型群体模型是年龄结构型模型的一个更为复杂的版本，因为我们必须考虑阶段的可变长度（例如：第一阶段可能持续超过1年，而第二阶段持续不到一年）。该模型如下：

$$N_{a,s,x,t} = \begin{cases} \left( N_{a,s,x,t-1} Mig_{a,s,x}^x + \sum_{x' \neq x} N_{a,s,x',t-1} Mig_{a,s,x'}^x \right) P_{a,s,x} + Rec_{s,x,t} & \text{if } a = 0 \\ \left( N_{a-1,s,x,t-1} Mig_{a-1,s,x}^x + \sum_{x' \neq x} N_{a-1,s,x',t-1} Mig_{a-1,s,x'}^x \right) G_{a-1,s,x} \\ \quad + \left( N_{a,s,x,t-1} Mig_{a,s,x}^x + \sum_{x' \neq x} N_{a,s,x',t-1} Mig_{a,s,x'}^x \right) P_{a,s,x} & \text{if } 1 \leq a \end{cases}$$

其中  $N_{a,s,x,t}$ 、 $Rec_{s,x,t}$ 、 $Mig_{a,s,x'}^x$  与年龄结构型模型中的意义相同。请注意，阶段结构型模型没有  $A$ （最大年龄），因为模型是用于捕捉所有的生命阶段。 $G_{a,s,x}$  是每个性别和区域内从自然和捕获死亡中存活并生长至下个阶段的概率； $P_{a,s,x}$  是每个性别和区域内从自然和捕获死亡中存活并维持在当前阶段的概率。

$G_{a,s,x}$  是自然和捕获死亡的存活率和持续期  $D_a$  的函数（ $S_{a,s,x}$  如上定义，但此处以每单位时间标识（例如：天），而不是以每年表示）：

$$G_{a,s,x} = \frac{S_{a,s,x}^{D_a} (1 - S_{a,s,x})}{1 - S_{a,s,x}^{D_a}}$$

$P_{a,s,x}$ 也是自然和捕获死亡的存活率和持续期的函数；定义为：

$$P_{a,s,x} = S_{a,s,x} \frac{1 - S_{a,s,x}^{D_a-1}}{1 - S_{a,s,x}^{D_a}}$$

### 补充

补充（即生产后代）可以四种不同的建模方法。**Beverton-Holt**和**Rickr**函数假设补充函数中密度依赖型的不同形式（即每个成年增加或生物减少的后代数量）。繁殖力函数假设成年繁殖率是一个常数(即没有密度依赖)。固定补充函数假定补充是常数，不依赖于成年的数量。每个函数的参数如下所示。关于如何选择和对补充函数参数化，请参考指导部分。

#### Beverton-Holt

$$Rec_{s,x,t} = \frac{LarvalDispersal_x}{SexSpecific} \cdot \frac{(\alpha \cdot Sp_t)}{(\beta + Sp_t)}$$

#### Rickr

$$Rec_{s,x,t} = \frac{LarvalDispersal_x}{SexSpecific} \cdot (\alpha \cdot Sp_t \cdot e^{-\beta \cdot Sp_t})$$

$$Rec_{s,x,t} = \frac{LarvalDispersal_x}{SexSpecific} \cdot \left( \sum_{a,s,x} N_{a,s,x,t-1} Maturity_{a,s} Fecundity_{a,s} \right)$$

#### 固定补充

$$Rec_{s,x} = \frac{LarvalDispersal_x}{SexSpecific} \cdot Recruitment$$

如果该模型是性别特定的，那么**SexSpecific**=2，或者如果性别是整合的，那么**SexSpecific** =1。对于性别特定的模型，补充是在雌性和雄性之间均匀分布的。**LarvalDispersal<sub>x</sub>**是针对带有亚区的模型、居住在区域**x**的幼体的比例。已成熟的雌鱼(**Sp<sub>t</sub>**)可以以数值表示也可以以单位面积或体积内的生物量表示。已成熟的雌鱼的数量是在整个研究地区的每个年龄（阶段）层中个体的数量以及按年龄（阶段）得出的成熟的比例之间的乘积之和：

$$Sp_t = \sum_{a,s,x} N_{a,s,x,t-1} Maturity_{a,s}$$

已成熟的雌鱼的单位面积或体积内的生物量是整个研究地区的每个年龄（阶段）层中个体的数量以及每个年龄（阶段）和给定年龄（或阶段）的成熟比例之间的乘积之和。

$$Sp_t = \sum_{a,s,x} N_{a,s,x,t-1} Maturity_{a,s} W_{a,s}$$

其中 $W_{a,s}$ 是按年龄或按性别得出的单位面积或体积内的生物量。

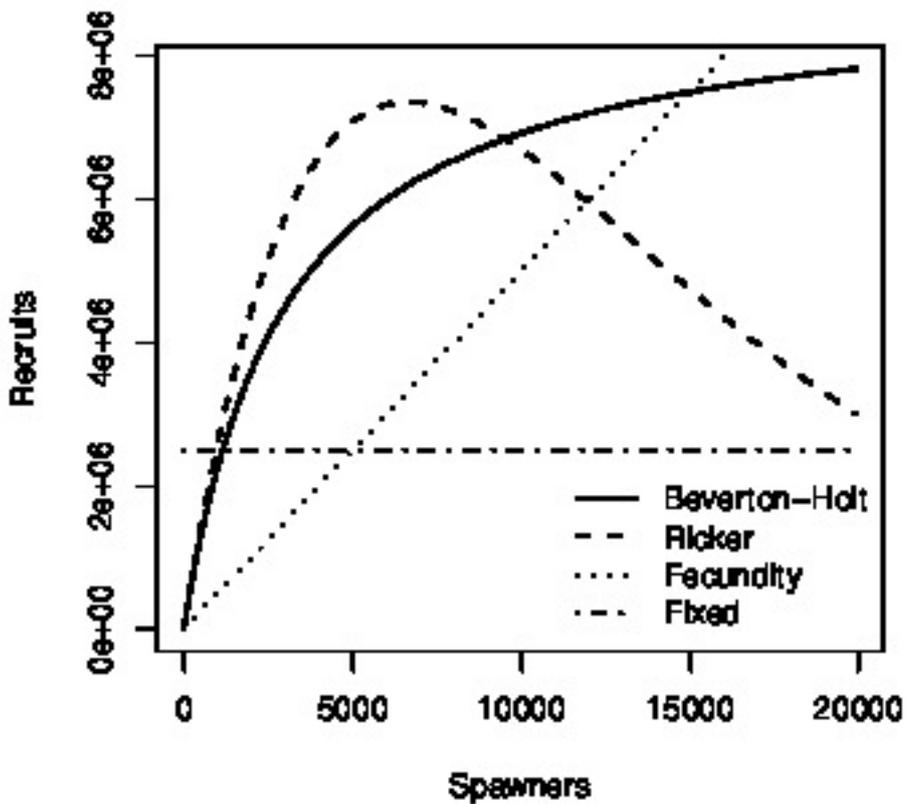


图5.41: InVEST渔业模型中可用的四个补充函数的图形

### 迁徙

如果确定了多个亚区，那么用户可以选择包含从一个亚区到另一个亚区的迁徙。迁徙可以出现在一个或多个年龄/阶段，对于每个出现迁徙的年龄或阶段，用户应确定从一个亚区迁徙到每个另一个亚区的鱼类比例。这些比例取决于栖息地的质量、栖息地的数量、已知的海洋传播模式等等。亚区内的迁徙（例如：从一种类型的栖息地迁徙到另一种类型的栖息地）均应按此方式确定。关于更多信息，请参考指导部分的迁徙一节。

## 捕获

在最终时间步长（平衡的）的每个亚区的捕获（ $H_{x,t}$ ）可以根据用户自定义的开发率和易损性来计算。捕获输出可以是数值，也可以是权重。合适的输出标准的选择取决于通常如何捕获以及如何销售。

数值型（例如：太平洋大蟹： $H_{t,x} = \sum_{a,s,x} N_{a,s,x,t} Ex_x V_{a,s}$ ）

权重型（例如：大螯虾，白虾）： $\sum_{a,s,x} N_{a,s,x,t} Ex_x V_{a,s} W_{a,s}$

其中 $Ex_x$ 是开发率，也就是易于捕获与实际捕获之间的比例， $V_{a,s}$ 是年龄为 $a$ 、性别为 $s$ 的捕获易损性， $w_{a,s}$ 是按年龄和性别得出的重量。

## 估值

估值， $V_{x,t}$ 是可选的，反映了捕获后的销售收入。它是根据用户自定义的价格参数，给出了平衡群体下的当前市场价值的粗略估计。可以简单地表示为：

$$V_{t,x} = H_{t,x} * FractionProcessed * Price$$

其中 $Price$ 是每单位（单位与 $H_{x,t}$ 相匹配）的价格， $FractionProcessed$ 是在处理之后用于销售的每个捕获单位的比例。

## 初始条件

用户需要向年龄结构模型和阶段结构模型提供补充的初始数值。为了将年龄结构模型初始化，需要完成以下步骤（例如， $t=0$ 时）：

$$N_{a,s,x,t=0} = \left\{ \begin{array}{ll} Rec_{s,x,t=0} & \text{if } a = 0 \\ N_{a-1,s,x,t=0} S_{a,s,x} & \text{if } 1 \leq a < A \\ \frac{N_{A-1,s,x,t=0} S_{A-1,s,x}}{(1-S_{A,s,x})} & \text{if } a = A \end{array} \right\}$$

对于阶段结构模型，我们将最初的阶段设为初始补充，然后所有其他阶段均为1（如下所示）。这是一种近似方法，因为每个阶段均有不同的时长，因此我们允许模型重新分配初始捕获（例如：最初阶段的数量），而不是像年龄结构模型那样确定相关值。

$$N_{a,s,x,t=0} = \left\{ \begin{array}{ll} Rec_{s,x,t=0} & \text{if } a = 0 \\ 1 & \text{if } 1 \leq a \end{array} \right\}$$

因为群体模型平衡运行，补充的初始数量不会影响模型的结果，但可能会影响在群体达到平衡之前的时间步长的数量。

#### 5.14.4 情景

InVEST渔业模型非常适合比较不同情景下的渔业生产。情景可以改变幼体的栖息地、以及特定亚区的捕获率、或者是由于其他原因诸如气候变化导致的生存情况的变动。运行情景的结果可以基于基准模型运行来比较，进而评估这些变化对渔业生产的影响。为了便于情景分析，我们提供了一个预处理器，用于计算栖息地程度的变化将如何转化为年龄/阶段特定的生存变化。

##### 栖息地的依赖

年龄/阶段取决于特定栖息地(例如,红树林),栖息地的改变覆盖区域内可能导致改变的存活率年龄/阶段依赖于此的栖息地。这种依赖性选择模型作为一个栖息地情景与投资工具,即新的生存参数生成基于基线参数和生存栖息地的数量变化。用户可以选择使用提供的函数形式工具,或者使用自己的方法来计算存活率的变化。

使用栖息地情景工具,关键栖息地的面积变化与生存的变化如下:

$$S_{a,x} = surv_{a,x} \left( \frac{\sum_{d_{a,h} > 0} \left( 1 + \frac{H_{h,x,SCEN} - H_{h,x,BL}}{H_{h,x,BL}} \right)^{d_{a,h}\gamma}}{n_a} \right)^{T_a}$$

其中 $surv_{a,x}$ 是在亚区 $a$ 、年龄为 $a-1$ 到 $a$ 之间的从自然死亡中存活下来的基准线:当 $a > 0$ 时,  $surv_0 = 1$ ,  $surv_a = e^{-M}$ ,  $M$ 是年龄为 $a-1$ 到 $a$ 之间的自然死亡率。 $T_a$ 表示,如果年龄为 $a-1$ 到 $a$ 的条件下转换到了一个新的栖息地,其中年龄限制可以使得栖息地范围的变化在迁徙过程中仅影响存活率。 $H_{h,x}$ 是基线系统(BL;例如:现状)区域内或评估情景条件(SCEN)下的栖息地 $h$ 的数量(例如:珊瑚、红树林、海草)。 $D_{a,h}$ 是在年龄为 $a-1$ 到 $a$ 的条件下,迁徙过程中的存活率对 $h,y$ 的依赖程度,这是一个描述栖息地变化与存活率变化的关系的形状参数, $n_a$ 是年龄为 $a$ 的非零栖息地依赖值。如果 $n_a = 0$ ,  $S_{a,x} = surv_{a,x}$   $S_{a,x}$ 的最大值为1。

#### 5.14.5 限制和简化

InVEST渔业模型非常适合探索栖息变化的不同情景、捕获、或改变环境将如何导致渔业生产的变化。它并不打算成为一个存量评估工具,输出也不应被解释为预测未来的捕获情况。鱼类种群是众所周知的变量,可以以每年为周期,也可以以长时间尺度为周期。在InVEST渔业模型中,如同其他模型一样,输出的质量将取决于提供的参数的质量。模型的关键假设包括:

- 假定渔获发生在今年年初,在自然死亡之前。
- 补充后,生存不再依赖于密度(即不依赖于种群规模)。

- 捕获率和选择性是通过时间是固定的，这样，技术改进或捕鱼实践的变化均不会在模型中有所包含。
- 市场操作是固定的，这样，它们不会因为捕获数量、市场变动或消费者偏好而有所不同。

#### 栖息地情景工具的关键假设包括：

- 栖息地依赖是必须的（即没有明确表示栖息地的可置换性）。
- 种群会响应栖息地的数量变化（例如：红树林、海草、或珊瑚礁的面积范围），但不会对栖息地的质量有所响应。
- 栖息地面积的变化仅会影响依赖于栖息地的第一生命阶段内的生存情况。
- 栖息地的可用性是生存情况的一个限制因素。这意味着栖息地的数量的增加或减少会导致依赖于栖息地的第一生命阶段内的生存增加或减少。
- 栖息地变化对存活情况的影响不依赖于种群密度。换句话说，幼鱼栖息地减少50%对存活率的影响是相同的，无关幼鱼的数量。

### 5.14.6 模型详情和指导

#### 自定义模型

在InVEST渔业模型中包含了四个样本模型，用户可以输入参数设置。然而，我们预计，用户会自定义模型，以适应他们自己的物种或地区。以下部分提供了如何自定义模型的指导，并给出四个样本模型的示例。关于珍宝蟹模型参数化以及模型的应用程序的更多信息，请参考Toft 等人2013。对于在伯利兹案例研究中的大螯虾模型，请参考Arkema等人的回顾以及Toft 等人2013 的准备(根据客户要求提供)。

定制模型所需的大多数参数均可在科学文献或报告中找到、或者是基于当地的知识的获得（例如：成熟年龄或迁徙模式）。然而，一些参数可能需要预估数据(如：补充参数)。例如，会通过拟合捕获的时间序列以及伯利兹的每单位捕获情况(CPUE)来对龙虾模型参数化（请参考Arkema等人的回顾）。这必须在InVEST以外完成，需要用户熟悉数据拟合模型，进而估计参数。一些渔业科学专业知识也是必要的。

作为针对特定的应用程序开发的额外的模型，参数集和相关文件应向公众公开，并在NatCap论坛中有所展示。可能会以相同的方式共享用户开发的模型，从而在世界范围内汇总InVEST渔业模型的观点和意见。

#### 指导

#### 年龄或阶段结构

年龄结构型模型是阶段结构型模型的简化，其中所有的阶段的长度相同（主要为1年）。如果在一年内发生多个重要的、需要模型捕捉的生命史转化（例如：从一个栖息地转移至另一个栖息地，或在不同的地区内的多个迁徙事件），那么阶段结构型模型是更为合适的。

所有的示例模型均为年龄结构型模型，除了大虾的阶段结构型模型之外。阶段结构型模型考虑了阶段长度的变化（例如：第一阶段可能会长于一年，第二阶段却可能少于一年）。阶段长度 $D_a$ 必须要针对每个阶段进行确定，但是年龄结构型模型中在应假定为常数（而且通常为1年）。

### 时间步长单位

对于年龄结构型模型，时间步长被假定为1年，因此参数是基于年度比率的，模型增长也为年度增量。对于阶段结构型模型，用户确定时间步长。例如，在白虾模型中，时间步长为天数，因为在`population_params.csv`中，“持续期”的值是天数。时间步长单位（天数、月数、年数）与由用户确定的“模型运行的时间步长数量”的使用相同。

### 模型运行的时间步长的数量

时间步长的数量应足够大，从而使得种群达到平衡。对于年龄结构模型，一个合理的开始应为100-300时间步长，但是会根据种群参数而有所不同。对于阶段结构模型，需要更多的时间步长。我们建议用户在开始时使用中等程度的时间步长，然后检查模型输出，确定是否需要更多的时间步长，以便达到平衡。

### 年龄或阶段分层的数量

该模型应通过成年-产卵、幼年/饲养、成年期、捕获期来捕捉主要点。对于阶段结构模型，这是相对简单的，因为阶段会从产卵夸至成年阶段，中间也会有一些。例如，对于白虾而言，中间阶段为后产卵期、沼泽和海湾。对于年龄结构模型，最大年龄的设置应使得年龄很大的物种足以达到完全成熟，同时受制于最大捕获情况。最大年龄层属于附加层，意味着它包括年龄和所有较高的年龄。对于阶段结构模型，没有最高年龄，因为模型是用来捕获所有的生命阶段的。

大螯虾(8岁类): 0(幼鱼),1,2,3,4,5,6,7 +

珍宝蟹(5岁类): 0(幼鱼),1,2,3,4 +

青蟹(4岁类): 0(幼鱼),1,2,3 +

白虾(5岁类): 卵/幼鱼、幼鱼后期、沼泽、海湾、成年（基于贝克等人，2008）

### 性别特定或非特定

如果生物特性（例如：年龄、迁徙、大小）或捕获捕获差异显著，可以使用性别特定模型。可以给每个性别赋予不同的参数。在样本模型中，珍宝蟹是唯一一个性别

特定模型的例子。珍宝蟹模型中的雄性和雌性是相互独立的，因为法规禁止捕获母蟹。种群模型可能是两种性别相结合，但我们认为这样更为容易地保持性别分开，进而反映捕获实践。

### 感兴趣区域

该模型包含一个区域 – 即，可以完全空间聚合（即整个研究区域的种群被认为是同质的）— 或者该地区可分成亚区。在示例模型中，根据政策问题和参数化模型的数据可用性，我们已经决定如何在每个模型中包含空间。

大螯虾：项目合作伙伴将伯利兹沿海和海洋水域分为9个大小不同的计划区域，其中我们使用了龙虾模型(Clarke et al. 2013)。

珍宝蟹：六箱形状不规则/大小不一的珍宝蟹来匹配生态系统模型的输出(Toft et al. 2013)。

蓝白蟹和虾：单个宽海湾区域(Guannel et al. 2014)。

### 幼鱼分散

对于带有亚区的模型来说（例如：大螯虾，珍宝蟹），我们假设每个亚区的成年鱼均会贡献于同一个幼鱼池。然后幼鱼跨亚区分布。幼鱼在每个亚区的比例由用户在主要参数.csv文件中自定义。在大螯虾的默认模型中，幼鱼根据亚区的合适的栖息地的分布(例如红树林、海草)在各亚区分布(Arkema et al. in review)。珍宝蟹默认模型中，幼鱼的分布与每个亚区的表面积成正比(Toft et al. 2013)。种群模型表示闭合种群，这意味着我们不允许任何来自于研究区域以外的幼虫补充。然而，如果使用固定补充函数进行补充情况的建模，这是隐性代表来自于外源的幼鱼。

### 迁徙

如果在模型中有多个亚区，那么用户可以定义亚区和迁徙发生的年龄/阶段之间的迁徙条件。在决定如何在一个模型中包含迁徙时，用户应该回答这样的问题：每个年龄层内的一部分在每年均会迁徙吗？或者迁徙只发生在特定分层的栖息地迁徙中吗？每个分层迁徙的比例是多大？（例如，10%或50%）它们将迁徙到哪里？（例如：平均分配到所有其他亚区，不考虑与原始亚区之间的距离？还是根据与原始亚区之间的距离递减来分布？）

为了指定迁徙，在迁徙发生时，用户需要针对每个年龄（或阶段）纳入一个单独的矩阵。（例如：龙虾模型中，只有年龄在2和3岁之间的龙虾才会迁徙，所以只纳入1个迁徙矩阵）。对于这些存储在一个文件夹中的矩阵，可以在模型界面中的“迁徙矩阵CSV文件夹”中进行选择。请注意，可以通过改变年龄特定的生存率来隐含地在模型中纳入亚区内的移动（例如，不同栖息地类型之间的个体移动），这样可以反映出接受者栖息地的可用性（参考栖息地依赖部分）。在亚区内的移动不需要迁徙矩阵。

大螯虾是唯一一个包括迁徙的示例模型，其中的迁徙发生在2岁和3岁之间的龙虾从红树林、海草向珊瑚礁移动。年龄为2岁的龙虾从一个亚区迁徙到另一个亚区是由距离递减函数决定的，这个函数可以通过每个分区的珊瑚礁栖息地的数量来得到。例如，如果有两个亚区，其中一个充满了珊瑚礁，那么更多的2岁的龙虾会迁徙到这个亚区（详情参考Arkema等人，在检查中）。

### 自然死亡存活情况

每年，每个年龄段或阶段的一定比例的鱼类均会由于多种原因自然死亡，包括捕食、疾病、或竞争。自然死亡存活指的是能够持续进入下一个年龄/阶段的个体比例。通常，自然死亡存活率通过自然死亡率（ $M_a$ ）计算得出， $M_a$ 可以通过同龄参考文献和/或存量评估得出： $S_a = e^{-M_a t}$ ，其中 $t$ 是计算存活情况期间的时间步长的长度（对于年龄结构种群，通常为1年）。

在该模型中，自然死亡率可能会根据年龄/阶段、性别和亚区有所变动，但是不会随着时间步长变动。

大螯虾：在所有年龄段，自然死亡存活率是相同的（0.698），其中的自然死亡率为 $M=0.36y^{-1}$  (Puga等人，2005)。

珍宝蟹：我们使用4个生存参数，它们对于雌性和雄性均是相同的（参考Higgins等人，1997，Toft等人，2013，以及此处的参考）。年龄为1的珍宝蟹的生存情况包括两个阶段：珍宝蟹生长-蛋，大眼幼体-其中我们均有生存估计值（分别为 $5.41 \times 10^{-6}$ 和0.29）。我们将这些相乘，得出从蛋到大眼幼体到1岁期间的生存估计。雌性和雄性的、年龄为2岁和3岁的珍宝蟹具有相同的存活率，四岁雌性的为0.725；四岁雄性的会被捕获，并且已经表明存活的雄性珍宝蟹比其他成年珍宝蟹（0.526）的比例要低。

### 渔获死亡生存情况

渔获死亡生存情况取决于开发比例以及年龄特定和阶段特定的分类对捕获的易损性。（见下文）

#### 开发比例

它指的是易损种群与实际捕获种群之间的比例。会根据亚区而有所不同。

#### 捕获易损性

并不是所有年龄段或阶段的鱼类均有相同的可能性会被捕获。捕获易损性（也称为选择性）可能会与大小、生命阶段行为（例如产卵群集）、栖息地使用、或管理规定相关，同时可能会由于捕捞政策有所改变。值为1.0表示该年龄段或阶段的捕获易损性很大，比1小则表明易损性要小。例如，如果所有年龄为4岁的个体均完全易损，而3岁个体仅有一半可能会在相同的捕捞压力下被捕获，那么3岁的易损性为0.5。大多数易损的年龄/阶段的值均为1.0。假定在各个亚区，易损性相同。

可以使用不同的函数公式来描述易损性。在示例中，我们希望帮助用户创建种群参数csv文件，但是其他的函数公式也是可以的（例如，圆顶函数可以用于中等年龄段的个体的最大易损度）。

**二元式：**每个年龄或阶段或者是不易损或者是完全易损（0或1）

**逻辑函数：**假定易损性会随着年龄/阶段而增加，其中a50是个体具有50%的捕获易损性时的年龄，而 $\delta$ 确定了逻辑函数的斜率。

**大螯虾：**我们通过使用上述逻辑函数来对年龄型的易损性进行建模，其中a50等于2.5岁， $\delta$ 设置为10。 $\Delta$ 为10表明逻辑函数的形状近似刃状，表明极少的小于2.5岁的大螯虾易于被捕获，而大于2.5岁的所有大螯虾均容易被捕获。这个临界点的选取是由于大螯虾仔这一点上达到最小合法捕获尺寸，即为75毫米。较小的 $\delta$ 会使得刃状选择性变得较为圆滑，导致年龄较小的大螯虾具有较高的易损性（和捕获性）。基于历史捕获率，该模型的开发率（Exx）设为31%。

**珍宝蟹：**在该模型中的易损性和开发率较为简单。只有4岁雄性被假定为易于捕获（4岁雄性的V=1，其他所有年龄和性别的，V=0）。EX设置为0.7，表示有47%的四岁的雄性在每个区域均易于被捕获。这是通过调整俄勒冈州加利福尼亚、华盛顿的平均捕获率得出的，其中只包含了集体捕获和休闲捕获，因为商业捕获并不会出现在华盛顿特区胡德海峡（详情请参考Toft等人，2013）。

## 补充

**Beverton-Holt：**该模型表示的是总计幼鱼数量随着已成熟的雌鱼的丰度增长至渐近线的条件。该函数有两个参数： $\alpha$ 和 $\beta$ 。其中，阿尔法代表生产的幼鱼的最大数量（例如：渐近线），而贝塔表示已成熟的雌鱼生产最大值的一半的幼鱼时所需的数量（阿尔法/2）。在这个表达式中，阿尔法/贝塔表示在最低的成熟雌鱼的水平下，每个成熟雌鱼的幼鱼数。

**Ricker：**该模型表示的总计幼鱼数量增加至中等成熟雌鱼水平，然后再非常高的成熟雌鱼水平上下降的条件。该函数有两个参数：阿尔法和贝塔。其中， $\alpha$ 表示在较低的成熟雌鱼的水平下，每个成熟雌鱼生产的最大幼鱼数（例如：存量-幼鱼曲线的初始斜率），而 $\beta$ 表示随着成熟雌鱼增多，幼鱼下降的速度，或者是随着成熟雌鱼丰度增加，曲线向下弯曲的程度。

对于以上两种函数来说，成熟雌鱼的数量可以用个体数量表示，也可以用生物量来表示，参数应单独确认。

**繁殖力：**对于以繁殖力为基础的补充函数来说，只需要年龄特定或阶段特定的繁殖力值，它代表每个成熟个体的后代数量。当选择这种方法时需要十分谨慎，因为必须仔细对模型进行参数化，以达到平衡。大多数参数设置将导致持续增加或减少种群。

我们不建议在阶段型模型中使用这种方法。

**固定的：**在固定补充函数中，补充是不随着时间改变的。固定数量的幼鱼的值必须给出。因此，补充不会依赖于成熟个体的丰度。

---

**请注意：**选择哪种函数取决于数据易损性以及物种和地区相关的生态知识。密度依赖型补充函数，例如Ricker和Beverton-Holt是最为常用的渔业模型，因为它们认识到种群依赖于有限资源，不会无限增大。对于繁殖力函数模型，必须谨慎指数化，或者它未保证达到平衡。固定补充对于感兴趣区域相对于鱼类种群范围或分布较小的情况下，是可以使用的，例如，当幼鱼可能会从附近的成熟雌鱼区域进入感兴趣区域。

---

Ricker函数用于蓝蟹模型。龙虾模型使用了Beverton-Holt函数。白虾模型假定了固定补充。在所有情况下，存量-补充参数军事通过模型与可用数据的整合加以估计的。例如，大螯虾模型适合单位捕捞力量渔获量的三次时序数据，它允许对阿尔法和贝塔进行估计。对于白虾模型，可以通过将捕捞量数据带入模型中进行估计。

如果用户想要为渔业模型创建自己的补充函数，InVEST渔业python模块（但是不在用户界面）中的可选函数可以满足这个需求。请参考InVEST API参考的渔业模型页面。

### 初始补充

因为模型是一个平衡模型，对于初始补充的价值选择不是至关重要的。它应该在一个合理的范围内，以确保模型达到平衡，且无需太多的时间步长。

### 成熟-年龄/阶段

如果您选择Beverton-Holt或Ricker作为补充函数，成熟年龄和阶段便可用来确定已成熟的雌鱼的数量。这些参数可能来自于其他研究，或者是通过下述方程使用的数据估计得出。如果本地数据是不可用的，那么可以登录[www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)查询许多物种的鱼的基本的生命周期信息。

成熟年龄 $m_a$ ，可以通过下列逻辑函数的成熟累计曲线计算得出：

$$m_a = (1 + \exp(-\phi(L_a - L_{50})))^{-1}$$

其中：

- $\phi$  确定了逻辑函数的斜率
- $L_{50}$ 是50%的成熟度的长度
- $L_a$ 是年龄长度，根据本拖兰菲的成长方程确定

参考下面章节的长度/重量内容。

### 重量-年龄（可选）

可以选择在模型中纳入程度-重量的关系。我们在龙虾模型中已经纳入了这种关系，因为龙虾的捕获和销售是按龙虾肉记录的，而不是龙虾的数量，这意味着任何模型验证均需要比较重量，而不仅仅是比较数量的龙虾。但是，对于珍宝蟹，我们根据进入陆地的珍宝蟹的数量进行验证，无需将珍宝蟹的数量转化为的珍宝蟹的体积。当补充强烈依赖于已成熟的雌鱼的总生物量，而不是已成熟的雌鱼的总数量时，纳入重量可能也是有用的。

对于龙虾，我们使用本拖兰菲的成长方程和长度-重量关系来将年龄-数量转化为年龄-重量， $w_a$ ：

$$w_a = eL_a^f$$

其中：

- $e, f$ 是本拖兰菲成长方程的参数
- $L_a$ 是年龄-长度

$L_a$ 可以如下确定：

$$L_a = l_{\infty} (1 - \exp(-\kappa (a - t_0)))$$

其中：

- $I_{\infty}$ 是渐进最大长度
- $K$ 是曲率参数，它与达到  $I_{\infty}$  时的比率是成正比的
- $t_0$ 是长度为0时的年龄，因此没有负数或0

这些方程的参数可以在运行 InVEST 之前根据数据进行估计，或者是通过 [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org) 的多种鱼的数据中获得。另外，重量-年龄的估计可能直接取自鱼测量量，无需使用模型。

### 估值(可选)

评估的目的是反映捕获的销售情况。单价指的是渔民从买家那里收到的每单位的捕获量(重量或数量)。可以从报告、国家统计局、或对渔民和买家的调查中获得这个信息。处理后的比例保持指的是在处理之后仍有待出售的每个单位的捕获量的比例，或者是如果确定了捕获量的数值，那么就是已经出售的个体的比例。

目前，大螯虾模型是唯一一个估值的样本模型。参考Arkema等人（在检查中）和Toft等人（在准备中）对如何估计估值参数的说明。

### 栖息地依赖和栖息地情景工具（可选）

栖息地依赖型并未明确地包含在InVEST渔业生产模型中。但是，包含了栖息地情景工具，它可用于根据栖息地的变化生成最新的生存参数。为了使用这个工具，用户必须已经拥有一组基准种群参数，尤其是存活率。该工具使用了栖息地面积的变化信息（表示为相对于基准栖息地面积的变化比例）、年龄/阶段特定的栖息地依赖信息（例如：年龄为0的龙虾依赖于红树林和海草）、以及用于描述相对响应率的用户自定义的形状参数、或者是用于描述栖息地变化与生存变化的关系的形状参数。该工具输出新的种群参数文件以及最新的存活率。请注意，这个工具不能用于生成初始生存参数，只能用于更新基于栖息地变化情景的基准生存参数。

在使用这个工具时，用户应了解哪个生命阶段依赖于哪种栖息地类型。

用户需要确认：

- ◇ 栖息地的改变,表现为按照亚区，每种栖息地情景类型的面积的变化百分比(如果适用)。栖息地面积的变化可以代表保护、修复、或开发的不同情景，例如栖息地风险评估模型的输出。
- ◇ 年龄特定或者阶段特定的栖息地依赖关系，范围从0(无依赖性)到1(完全依赖)。如果年龄或阶段的类别依赖于多个栖息地，那么每个栖息地-阶段的依赖值的范围可以从0到1。然而，如果栖息地相对于物种独立性是可交换的(换句话说，一个物种是否可以使用该栖息地类型，或者增加一个栖息地是否可以弥补其他的减少)，那么我们建议在栖息地情景工具中将它们作为单一的栖息地类型建模。关于栖息地依赖型的信息，通常可以在科学文献中找到。
- ◇  $\gamma$  值。 $\gamma$ 值等于1意味着如果栖息地面积增加50%，存活率也会相应增加50%。 $\gamma$ 值等于2意味着如果栖息地面积增加50%，存活率会相应增加10%。

### 5.14.7 数据需求

许多类型的数据可能和应该被用来估计模型参数的输入。例如，在给定年龄/阶段的条件下，一个物种的长度、重量、成熟度或繁殖力的数据对于确定种群繁殖方式是十分重要的。价格的历史数据可以用来估计捕获的价值。存活率可以从数据或文献中得出估计值。由于可用于每个渔业的数据类型可能会出现巨大差异，因此该模型的目的是允许用户在选择这些输入的估计方法方面拥有充分的灵活性。在参数是高度不确定的情况下，我们建议用户使用多个参数值来多次运行模型，进而确定模型结果对于参数的不确定性的敏感性。关于输入数据的定义的更多详情，请参阅作用原理和指导部分。

## 5.14.8 运行模型

### 核心模型

打开渔业程序之后,用户会看见包含一组参数的界面,用户可以通过其提交输入。每个参数的信息提供如下。如果用户已经输入了所有的输入信息,那么用户可以通过按下“Run”开始运行模型。如果显示错误,InVEST会停止模型运行,并通过屏幕信息向用户提供导致错误的原因。

### 通用参数

- ◇ 工作区(必要)。选定的文件夹用作工作区,在这里将写入所有的中间和输出文件。如果没有选定的文件夹,那么需要创建一个。如果在选定文件夹中已经存在数据集,那么它们将会被覆盖。

命名约定:任何字母数字字符串。最好不好使用空格字符。

示例文件路径: \InVEST\Fisheries\

- ◇ 感兴趣区域(可选)。提供的shapefile文件用于显示兴趣亚区内的输出。该层应包含每个兴趣亚区的一个特征,每个特征应拥有一个“名称”属性(区分大小写),来匹配种群参数CSV文件中相应的亚区。“名称”属性值应为数字或字母,但是必须在相应文件中是唯一的。

文件类型:多边形Shapefile(SHP)

示例路径: \InVEST\Fisheries\Input\lobster\_subregions.shp

要求:必须在shapefile的属性表中有一个“名称”属性。

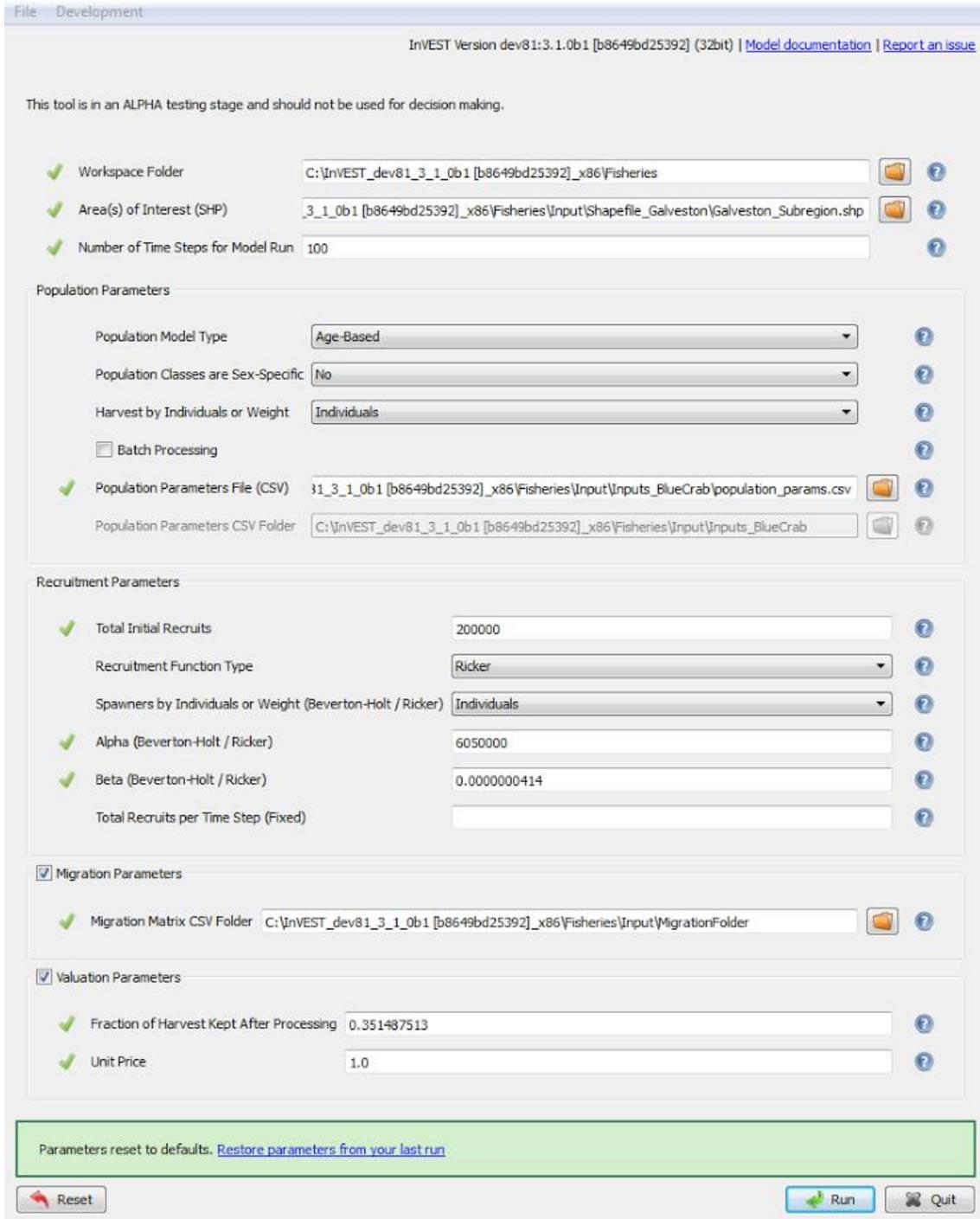


图5.42:核心模型的用户界面示例

- ✧ 模型运行的时间步长得数量(必要)。模拟在完成之前执行的时间步长的数量。必须是正整数。时间步长可以使用与种群有关的任何单位。可以咨询时间步长单位，选择时间步长持续时间。

### 种群参数

- ✧ 种群模型类型(必要)。确定种群参数CSV文件中提供的分类代表年龄还是代表

阶段。年龄型的模型（例如大螯虾、珍宝蟹）由统一的、固定长度的时间步长（通常代表一年）分开。阶段型模型（例如白虾）基于提供的步长的假设分辨率，允许阶段具有非均匀的持续时间。如果选择阶段型模型，在包含每个阶段持续的时间步长的数量的生存矩阵旁边，种群参数CSV文件必须包含一个“持续时间”向量。

- ✧ 性别特定的种群分类(必要)。确定种群参数文件中提供的种群分类是否按性别区分。
- ✧ 个体或重量的捕获(必要)。确定捕获输出值是根据个体数量计算得出、还是基于生物量(重量)计算得出。如果选择了“重量”，种群参数CSV文件必须在包含每个年龄/阶段的重量的生存矩阵旁边，包含一个“重量”向量，同时，如果该模型是性别特定的，还需要包含性别。
- ✧ 批处理。确定程序是执行单个模型运行还是一批(组)模式运行。针对单一模型运行，用户需要提交指向单个种群参数CSV文件的文件路径。批处理模式运行时，用户需要提交一个指向一组群体参数CSV文件的文件夹路径。每个CSV文件的名称将作为模型运行创建的输出的前缀。
- ✧ 种群参数CSV文件。提供的CSV文件应基于年龄/阶段、性别和亚区包含种群组的所有必要的参数。不包含可能的迁徙参数。

命名约定：任何字母数字字符串。避免空格字符。

文件类型：逗号分隔值的数据文件(CSV)

示例文件类型：\InVEST\Fisheries\Inputs\_Lobster\population\_params.csv

- 分类（必要）——最左边的列，应该包含按时间顺序列出的给定种类的年龄/阶段名称。每个名称可以是一个字母数字字符串。如果种群分类是性别特定的，那么必须首先列出一种性别的所有的年龄/阶段名称，随后是其他性别的年龄/阶段名称。
- 亚区(必要)——最上面的行，应该包含该模型考虑的亚区名称。每个名称可以是一个字母数字字符串。如果提供了AOI shapefile文件，亚区内容必须与AOI shapefile文件中相应的“名称”属性值相匹配。即使模型仅考虑了一个亚区，也必须输入内容。
- 自然死亡存活率矩阵(必要)——单独的每对年龄/阶段和亚区，应该包含自然死亡存活，用小数表。
- 亚区特定属性：在生存矩阵下面的行，中间至少有一行空白，作为隔离缓冲。
- 开发比例（必要）-从第一列开始的标记为“开发-比例”。开发比例是每个已捕

获的亚区内易损种群的比例 (0 = 捕获0%, 1 = 捕获100%)。每个亚区独立处理 (即, 在每个亚区, 可能最高可捕获100%的易损种群)。

- 幼鱼散布(需要)——从第一列开始的、标记“LarvalDispersal”的行。幼鱼散布是散布在每个亚区内的累计幼鱼的比例。每个亚区列应该使用小数来表示。在所有亚区散布的幼鱼加总之和应等于1。如果未提供幼虫散布, 幼鱼将会均匀地散布在所有的亚区内。
- 分类特定属性: 在生存矩阵的右侧的列, 其中至少有一列放在中间作为间隔缓冲。
- VulnFishing(必要)——标注“VulnFishing”的一列, 即每类相对于捕获的易损性。要求在该列中列出每类的十进制数值。易损性最大的年龄/阶段的价值应为1.0, 表示完全易损。
- 成熟度——标记为“成熟”的一列。只有在使用Ricker、Beverton-Holt或繁殖力的补充函数时需要这一列。它代表了已经成熟并且构成繁殖群体的年龄或阶段的比例。如果包含了成熟度, 那么每个年龄/阶段的十进制数值/阶段便是必须的。对于不繁殖的类别, 该值为零。
- 持续时间。标注“持续时间”的一列。这一列对于阶段型模型是必须的。它代表了个体在移动到下一个阶段之前在该阶段停留的平均时间步长。
- 重量。如果选择了“已成熟的雌鱼-重量”或“捕获-重量”, 那么该列是必需的。这是每个年龄/阶段的种群的个体生物量的平均值, 无单位, 同时对于分类列中列出的每个年龄/阶段的分类均是必要的。
- 繁殖力——如果在补充函数中使用了反之咧, 那么必须包含。它代表了每个成熟个体的补充数量。

示例: 性别整合的种群参数CSV文件

分类	亚区_1	亚区_2	.....	亚区_N		易损性	成熟度	持续时间	重量	繁殖力
类_1	<浮点数>	<浮点数>	.....	<浮点数>		<浮点数>	<浮点数>	<整数>	<浮点数>	<浮点数>
类_2	<浮点数>	<浮点数>	.....	<浮点数>		<浮点数>	<浮点数>	<整数>	<浮点数>	<浮点数>
.....	.....	.....	.....	.....		.....	.....	.....	.....	.....
类_N	<浮点数>	<浮点数>	.....	<浮点数>		<浮点数>	<浮点数>	<整数>	<浮点数>	<浮点数>
开发比例	<浮点数>	<浮点数>	.....	<浮点数>						
幼鱼分布	<浮点数>	<浮点数>		<浮点数>						

示例：性别特定的种群参数CSV文件

分类	亚区_1	亚区_2	.....	亚区_N		易损性	成熟度	持续时间	重量	繁殖力
类_1 (雌性)	<浮点数>	<浮点数>	.....	<浮点数>		<浮点数>	<浮点数>	<整数>	<浮点数>	<浮点数>
类_2	<浮点数>	<浮点数>	.....	<浮点数>		<浮点数>	<浮点数>	<整数>	<浮点数>	<浮点数>
.....	.....	.....	.....	.....		.....	.....	.....	.....	.....
类_N	<浮点数>	<浮点数>	.....	<浮点数>		<浮点数>	<浮点数>	<整数>	<浮点数>	<浮点数>
类_1 (雄性)	<浮点数>	<浮点数>	.....	<浮点数>		<浮点数>	<浮点数>	<整数>	<浮点数>	<浮点数>
类_2	<浮点数>	<浮点数>	.....	<浮点数>		<浮点数>	<浮点数>	<整数>	<浮点数>	<浮点数>
.....	.....	.....	.....	.....		.....	.....	.....	.....	.....
类_N	<浮点数>	<浮点数>	.....	<浮点数>		<浮点数>	<浮点数>	<整数>	<浮点数>	<浮点数>
开发比例	<浮点数>	<浮点数>	.....	<浮点数>						
幼鱼分布	<浮点数>	<浮点数>		<浮点数>						

◇ 种群参数CSV文件夹。提供的CSV文件夹应该包含一组种群参数CSV文件，以及基于年龄/阶段、性别和亚区的种群分类的所有必要属性，不包括可能的迁徙信息。每个文件的名称将作为模型运行创建的输出前缀。

### 补充参数

◇ 补充的初始数量（必要）。种群模型中的补充的初始数值等于零。如果模型包含多个兴趣亚区或者是根据性别区分，那么这个值将首先通过LarvalDispersal向量被分为亚区，然后根据每个亚区的性别，进一步被平均划分。

◇ 补充功能函数（必要）。这个等式将用于计算感兴趣区域的每个亚区内的补充情况。关于每个等式的详细说明信息，请参考补充一节。每个等式均需要一组不同的补充函数。请针对所含等式确定所需的参数。

◇ 已成熟的雌鱼的个体或重量。明确在补充函数中使用的已成熟的雌鱼丰度是根据个体还是根据重量计算得出的。如果选择了“重量”，那么用户必须在种群参数CSV文件中的存活矩阵的旁边提供一个“重量”向量。用户提供的“阿尔法”和“贝塔”参数应对应于已选定的选项。

◇  $\alpha$ 。确定存量-补充曲线的形状。只能用于Beverton-Holt和Ricker补充函数。

◇  $\beta$ 。确定存量-补充曲线的形状。只能用于Beverton-Holt和Ricker补充函数。

- ◇ 补充的循环数。确定在每个时间步长上进入种群的补充的总数量(固定数量)。仅用于固定补充函数。

### 迁徙参数

对于物种的迁徙，这个选项将在模型中包括起点/终点种群动态。迁徙是在分类的基础上完成的，所以每个年龄/阶段均具有单独的迁徙模式。

- ◇ 迁徙矩阵CSV文件夹(可选)。如果选择了迁徙，所选文件夹应该包含CSV迁徙矩阵，以便用于模拟。每个CSV文件均应包含一个与迁徙年龄/阶段对应的迁徙矩阵。并不是所有的年龄/阶段均需要迁徙矩阵，只有那些迁徙的年龄/阶段部分。

命名约定：任何字母数字字符串。避免空格字符。

示例文件路径：\InVEST\Fisheries\Inputs\_Lobster\Migrations\

**迁徙矩阵CSV文件。**对于每个出现迁徙的年龄/阶段，均应该在迁徙目录内有一个单独的CSV文件。CSV文件的名称不受限制，但是必须在结尾处带有下列划线，紧随其后的是年龄或阶段名称。这个必须对应于种群参数CSV文件内的年龄或阶段。例如，对于“成年”类的迁徙，那么迁徙文件可能名为“migration\_adult.csv”。CSV中只应包含亚区名称和迁徙值。第一行和第一列应该为种群参数CSV文件中的亚区的名称，按照相同的数据列出。列表示起点——是哪个亚区发生了迁徙；因此，列加总之后，和应为1。行代表终点——向哪里迁徙。矩阵内的单元应该是从起点向终点迁徙的总群的比例，以十进制表示。

命名约定：任何字母数字字符串。避免空格字符。必须在末尾处加上年龄/阶段名称，例如‘\_ageName.csv

文件类型：逗号分隔形式的数值文件（CSV）

示例文件路径：\InVEST\Fisheries\Inputs\_Lobster\Migrations\migration\_adult.csv

### 迁徙CSV文件示例

迁徙	亚区_1 (Src)	亚区_2	...	亚区_N
亚区_1 (Sink)	<浮点数>	<浮点数>	...	<浮点数>
亚区_2	<浮点数>	<浮点数>	...	<浮点数>
...	...	...	...	...
亚区_N	<浮点数>	<浮点数>	...	<浮点数>

### 估值参数

- ◇ 处理后的捕获保留比例（必要）。这是在后捕获处理完成之后，保留的捕获量的比例，以十进制表示。（或者是按照重量，或者是按照个体数量表示，如同

补充参数设置)。

- ◇ 单价(必要)。确定每个捕获单位的价格。估值的目的是为了根据用户自定义价格参数,来对已达到平衡的种群的当前市场价值给出一个大致的估计。如果“按个体或重量捕获”被设置为“个体”,那么这应该是每个个体的价格。如果设置为“重量”,那么这应该是每个单位重量的价格。重量单位应与种群参数CSV文件的重量一列中使用的单位相一致。

### 栖息地情景工具

栖息地情景工具的目标是,在给定某些栖息地的依赖性的条件下以及给定某些亚区的栖息地的面积变化的条件下,估计基准种群的自然死亡存活率。

打开栖息地情景工具后,用户会看见包含一组参数的界面,用户可以通过其提交输入。每个参数的信息提供如下。如果用户已经输入了所有的输入信息,那么用户可以通过按下“Run”开始运行模型。如果显示错误,InVEST会停止模型运行,并通过屏幕信息向用户提供导致错误的原因。

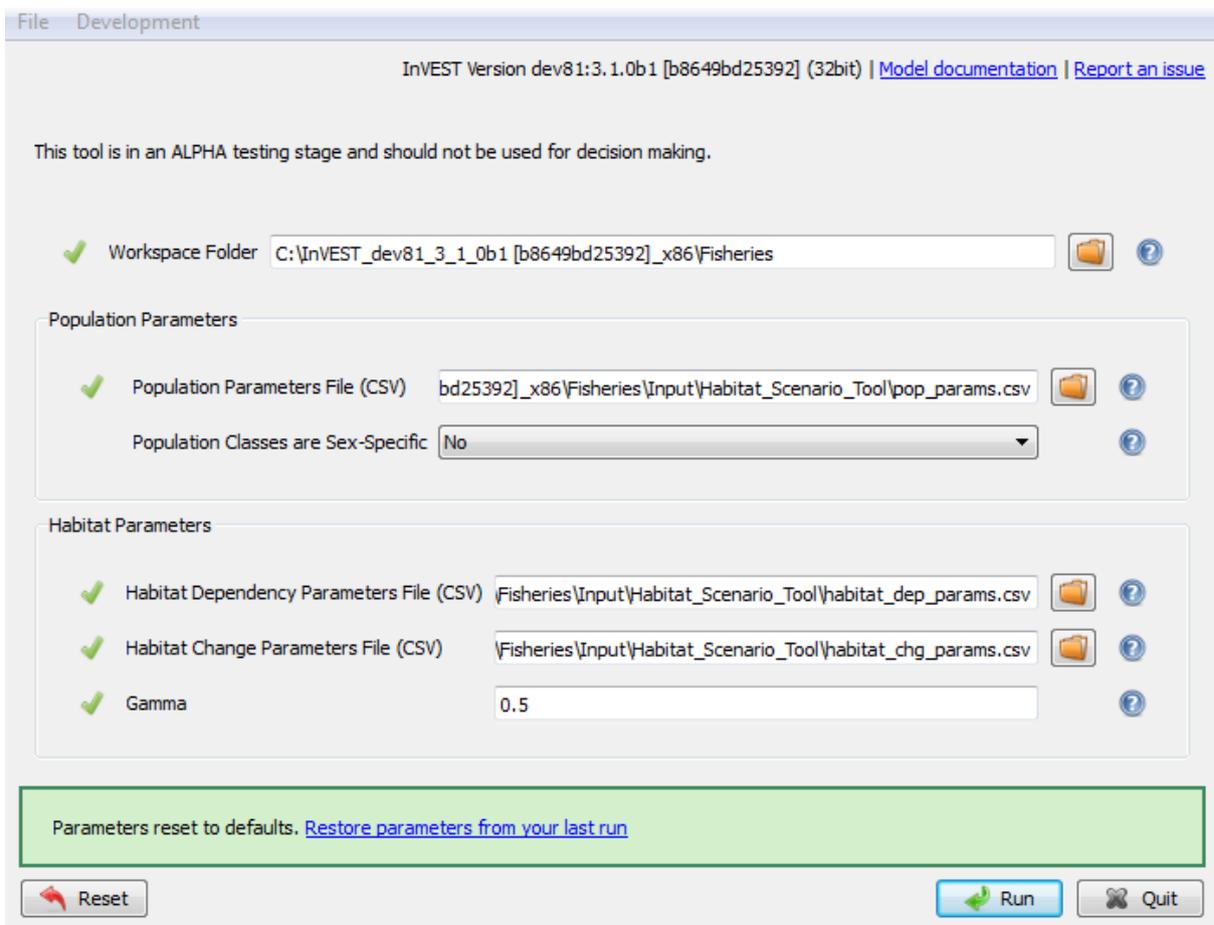


图5.43: 栖息地情景工具的用户界面示例

### 通用参数

◇ 工作区（必要）。选定的文件夹用作工作区，在这里将写入所有的中间和输出文件。如果没有选定的文件夹，那么需要创建一个。如果在选定文件夹中已经存在数据集，那么它们将会被覆盖。

命名约定：任何字母数字字符串。不好使用空格字符。

示例文件路径：\InVEST\Fisheries\

◇ 种群参数文件（CSV）（必要）。提供的CSV文件需要根据年龄/阶段、性别和亚区包含所有种群分类必要的参数，不包括可能的迁徙参数。关于文件格式，请参考核心模型一节中对于种群参数CSV文件的说明。

命名约定：任何字母数字字符串。不好使用空格字符。

示例文件路径：\InVEST\Fisheries\Input\Habitat\_Scenario\_Tool\pop\_params.csv

◇ 种群分类是性别特定的（必要）。确认种群参数CSV文件中的种群分类是否是根据性别区分的。

### 栖息地参数

◇ 栖息地依赖参数文件（CSV）。提供的CSV文件应包含针对栖息地改变CSV文件中提供的每种栖息地的栖息地依赖（0-1）信息。

命名约定：任何字母数字字符串。不好使用空格字符。

示 例 文 件 路 径：  
 \InVEST\Fisheries\Input\Habitat\_Scenario\_Tool\habitat\_dep\_params.csv

栖息地依赖参数CSV文件示例

栖息地	类_1	类_2	...	类_N
栖息地_1	<浮点数>	<浮点数>	...	<浮点数>
栖息地_2	<浮点数>	<浮点数>	...	<浮点数>
...	...	...	...	...
栖息地_N	<浮点数>	<浮点数>	...	<浮点数>

◇ 栖息地面积改变文件（CSV）。提供的CSV文件应包含每个亚区的栖息地面积的变化比例（如果适用）。包含的栖息地中的种群依赖于任何年龄/阶段。

名称：任何字母数字字符串，不得出现空格。

文件类型：逗号分隔形式的数值文件（CSV）

栖息地面积变化文件示例（CSV）

栖息地	亚区_1	亚区_2	...	亚区_N
栖息地_1	<浮点数>	<浮点数>	...	<浮点数>
栖息地_2	<浮点数>	<浮点数>	...	<浮点数>
...	...	...	...	...

栖息地_N	<浮点数>	<浮点数>	...	<浮点数>
-------	-------	-------	-----	-------

- ◇  $\gamma$ 。描述了栖息地面积的变化与依赖于栖息地的年龄/阶段的变化之间的关系。确定值介于0和1之间。

## 5.14.9 解释结果

### 核心模型结果

模型成功运行完成之后，工作区文件夹将包含“中间”和“输出”子文件夹。这两个文件夹包含了模型生成的数据。大多数用户主要对“输出”文件夹内包含的数据感兴趣。

### 中间输出文件夹

中间输出文件夹包含了用于最终计算的信息。中间输出为最终输出是如何生成的提供了更为全面的信息。

- ◇ 种群分解。输出CSV文件详细说明了每个时间步长下、在每个亚区内的每个分类里个体数量。

示例文件路径：`\intermediate\<pop_params_name>_population_by_time_step.csv`

### 最终输出文件夹

- ◇ HTML结果总结。显示达到平衡后的最终捕获情况的页面，同时还显示了从每个时间步长到达到平衡的时间步长期间，整个感兴趣区域的累积捕获量。第二个表，“XX时间步长之后的亚区的最终捕获情况”，显示了每个亚区的最终捕获情况（按照个体或重量，取决于输入）。如果在输入中选择了捕获估值，那么这也将包括每个亚区捕获的估值列（在输入货币中）。表格底部，“时间步长分解”，显示了模型在达到平衡之前，针对每个时间步长的所有亚区内的累积捕获量。如果在输入中选中捕获估值，那么这也将通过输入货币包括每个亚区捕获的估值列。“平衡？”列显示了模型在每个给定的时间步长下是否达到平衡（N=否,Y=是）。

示例文件路径：`\output\<pop_params_name>_results_page.html`

- ◇ CSV结果总结。结果总结，格式化为CSV文件。

示例文件路径：`\output\<pop_param_name>_results_table.csv`

- ◇ 修改后的AOI。AOI层的副本，但是带有一个或两个额外的属性。该层总是包含“Hrv\_Total”，它是最终时间步长下的亚区内的最终捕获（个体数量或重量，取决于输入）。此外，如果选择了估值，该层还将包含‘Val\_Total’，也就是使用输入货币的、亚区内的捕获的总价值。

示例文件路径：`\output\<aoi_name>_results_aoi.shp`

## 栖息地情景工具结果

在成功完成模型运行之后，工作区文件夹将包含一个“输出”子文件夹。不会创建中间文件。

### 最终输出文件夹

◇ 已修改的种群参数CSV文件。是一个新的种群参数文件，包含基于栖息地情景方程调整的生存矩阵。

示例文件路径：`\output\<>pop_params>_modified.csv`

## 5.14.10 参考文献

- Arkema, K.K., G. Verutes, S.A. Wood, C. Clarke, S. Rosado, M. Canto, A. Rosenthal, M. Ruckelshaus, G. Guannel, J. Toft, J. Fariesa, J.M. Silver, R. Griffin, A.D. Guerry. Improving the margins: Modeling ecosystem services leads to better coastal plans. In review
- Baker, R., P. Levin, and T. Minello. 2008. The link between coastal wetlands and white shrimp fishery production in the northern Gulf of Mexico. ICES CM 2008/M:11
- Clarke, C., M. Canto, and S. Rosado. 2013. Belize Integrated Coastal Zone Management Plan. Coastal Zone Management Authority and Institute, Belize City. 423 p.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2014a. The State of World Fisheries and Aquaculture 2014: Opportunities and Challenges. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome
- Guannel, G., A. Guerry, J. Brenner, J. Faries, M. Thompson, J. Silver, R. Griffin, J. Proft, M. Carey, J. Toft, G. Verutes. 2014. Changes in the delivery of ecosystem services in Galveston Bay, TX, under a sea-level rise scenario. Report available upon request.
- Higgins, K., A. Hastings, J.N. Sarvela, and L.W. Botsford. 1997. Stochastic dynamics and deterministic skeletons: population behavior of Dungeness crab. *Science* 276: 1431-1435
- Puga, R., S. Hernández, J. López and M.E. de León. 2005. Bioeconomic modeling and risk assessment of the Cuban fishery for spiny lobster *Panulirus argus*. *Fisheries Research* 75: 149-163
- Toft, J.E., J.L. Burke, M.P. Carey, C.K. Kim, M. Marsik, D.A. Sutherland, K.K. Arkema, A.D. Guerry, P.S. Levin, T.J. Minello, M. Plummer, M.H. Ruckelshaus and H.M. Townsend. 2013. From mountains to sound: modelling the sensitivity of Dungeness crab and Pacific oyster to land-sea interactions in Hood Canal, WA. *ICES J. Mar. Sci.* 71(3): 725-738

## 5.15 作物生产模型

### 5.15.1 摘要

注意事项：作物生产工具的状态是初级的/不稳定的。不能应用于决策报告中，直到模型调试稳定后正式推出时才可推广使用。

### 5.15.2 简介

扩大农业生产和填补产量差距是许多致力于扶贫和实现粮食安全的政府和开发机构的关键战略。然而，从自然栖息地到农业生产基地的转换影响着其他生态系统服务、

它们对于维持农业提供给当地社区的经济利益起到关键作用。集约型农业的做法可能增加了水源污染负荷，这常常也迫使不得不在未来使用昂贵的净水方法。过度用水威胁着提供水力发电和其他服务的供应。然而，作物生产对于人类福祉和生计而言仍然是必不可少的。借助InVEST作物生产模型能够详细描述这个重要的人类活动的成本和收益，有利于以下几类问题的探讨：

- 针对总产量，相比目前的系统，如何安排或选择不同的作物种植系统？可以将对作物产量的要求转换到更高的经济收益或营养价值吗？
- 作物集约化生产在生态系统服务方面的影响是什么？如果较少的土地通过增加集约化生产等量的粮食，那么净生态系统服务的最终结果是正面的还是负面的？
- 我们如何评估不同策略，为满足不断增长的粮食需求，同时最大限度地减少对生态系统服务的影响？

### 5.15.3 模型

InVEST作物生产模型将给出作物产量的估算值，它从现有的数据，百分数汇总，以及模拟的预测结果中得出。对于现有的或模拟作物产量，该模型还可以生成作物价值的估计。

**观测数据：**作物产量模型提供观测产量，在联合国粮农组织和次国家一级数据集的基础上得到175种作物的产量，单位为吨/公顷(Monfreda et al. 2008)。如果由用户提交的一个作物种类并非该区域原生种类，该模型将不会反馈那些象素值；作物可在它们所生长的区域内被到处移动，但新的种植制度无法在最简模式下被导入。该模型也将返回现有该作物的物质投入量（该区域内的），如灌溉土地的百分比（有数据的15种农作物的量），以及氮磷和钾的每公顷施用量（有数据的140种农作物的量）。该模型可以为所有作物和经济生产提供营养信息、如果之前提供了额外成本信息、如肥料，营养物，劳工，种子和机械（这个信息已经包括2012年在模型内的12种粮食作物：大麦，玉米，油棕，马铃薯，油菜籽，稻，黑麦，大豆，甜菜，甘蔗，向日葵，和小麦）。

**百分比概述：**这个选项允许用户在不同的管理情景下探索产量，从一系列的“增压”水平中挑选。用户可以提供一个百分点的栅格网数据，这个栅格网代表的每个像素与农业用地编码25，50，75，或95表示为生产力的低，中，高，或最大值，在相应的集约化程度下大致可以实现。这将为相似气候和收入的所有地区的作物分别返回25%，50%，75%，或95%个百分点收益率。用户也可以选择世界银行的收入分级标准去了解不同收入状况下可能出现的不同生产率水平，这伴随一个对这个世界如何改变其技术或其他资本进入的假设。此功能是可选的，并应该谨慎地被诠释出来（即从一个收入类别转移到另一个类别的可行性），如果用户不进行选择的话，模型将为该区域使用实际收入分类标准。由于没有关于肥料的实际数量，以及实现生产这种不同百分比需要

的灌溉信息，此选项不允许提供生产的经济价值，但如果需要的话可以提供养分的生产信息。

**模拟收益率：**对于12种其产量已经在全球范围被Mueller等（2012）建模的主产粮食作物，该模型可以同时提供产量和投入（化肥和灌溉）的估算值，并保持在上述同一个单位内。这些农作物包括大麦，玉米，油棕，马铃薯，油菜籽，稻，黑麦，大豆，甜菜，甘蔗，向日葵，和小麦。要运行该模型，用户必须提供氮，磷，钾肥的施用量（公斤/公顷）和灌溉栅格栅格（像素0代表没有灌溉，1为灌溉），其覆盖了所有项目相关的作物种植区域。该模型将回馈作物产量，经济和营养价值等信息。

作物价值模型可以使用由产量模型所产生的收益和/或输入等信息，也可以使用其他模型或数据源（例如，SSURGO）衍生的产量图进行运行。作物产量可以在经济收益方面或是在营养方面被估价。要计算经济效益，该模型需要产量图，以及化肥图和对应产量的灌溉率，然后结合这些信息与作物价格和成本数据集来计算预期总回报率（产量×面积×价格结合- 输入×投入成本 - 面积×其他费用）。要计算营养，该模型只要求所有粮食作物的产量图，同时用户可以从33种大量和微量营养元素的图谱或总结中选择。该模型可以与我们的营养需求模型相结合，它以每日推荐的同一营养元素乘以人口密度，通过当地粮食生产量从而确定哪种营养比例可以满足需求。

### 模型运行原理

计算单产和总产

方法1：观测到的区域产量（观察）

$$ProductionPerCell_{crop,x,y} = ObservedLocalYieldPerHectare_{crop,x,y} * HectaresPerCell$$

$$ProductionTotal_{crop} = \sum_{x,y} ProductionPerCell_{crop,x,y}$$

方法2：观测收益率的特定气候分布（百分比）

$$YieldPerHectare_{crop,percentile,x,y} = (ObservedClimateBinYield_{crop,percentile,climatebin} | ClimateBin_{x,y})$$

$$ProductionPerCell_{crop,percentile,x,y} = YieldPerHectare_{crop,percentile,x,y} * HectaresPerCell$$

$$ProductionTotal_{crop,percentile} = \sum_{x,y} ProductionPerCell_{crop,percentile,x,y}$$

方法3：特定气候参数下收益率回归模型（建模）

$$PercentMaxYieldNitrogen_{x,y} = (1 - Bnp_{crop,climatebin} * e^{-Cn_{crop,climatebin} * NitrogenAppRate_{x,y}} | ClimateBin_{x,y})$$

$$PercentMaxYieldPhosphorous_{x,y} = (1 - Bnp_{crop,climatebin} * e^{-Cn_{crop,climatebin} * PhosphorusAppRate_{x,y}} | ClimateBin_{x,y})$$

$$PercentMaxYieldPotassium_{x,y} = (1 - Bnp_{crop,climatebin} * e^{-Cn_{crop,climatebin} * PotassiumAppRate_{x,y}} | ClimateBin_{x,y})$$

$$MaxYieldNitrogen_{x,y} = MaxYield_{crop,climatebin} * PercentMaxYieldNitrogen_{x,y}$$

$$MaxYieldPhosphorous_{x,y} = MaxYield_{crop,climatebin} * PercentMaxYieldPhosphorous_{x,y}$$

$$MaxYieldPotassium_{x,y} = MaxYield_{crop,climatebin} * PercentMaxYieldPotassium_{x,y}$$

$$YieldPerHectare_{crop,x,y} =$$

$$\begin{cases} \min(MaxYieldNitrogen, MaxYieldPhosphorous, MaxYieldPotassium) \\ \min(MaxYieldNitrogen, MaxYieldPhosphorous, MaxYieldPotassium, MaxYieldRain) \end{cases}$$

$$ProductionPerCell_{crop,x,y} = YieldPerHectare_{crop,x,y} * HectaresPerCell_{x,y}$$

$$ProductionTotal_{crop} = \sum_{x,y} ProductionPerCell_{crop,x,y}$$

计算产品中的营养成分

$$NutrientAmount_{crop,nutrient} = NutrientAmountPerTonneCrop_{crop,nutrient} * ProductionTotal_{crop} * (1 - FractionRefuse)$$

$$NutrientAmountTotal_{nutrient} = \sum_{crops} NutrientAmount_{crop,nutrient}$$

计算经济收益

$$KilogramInputTotalCosts_{crop,x,y} =$$

$$\sum_{fertilizer} FertKgPerHectare_{fertilizer,x,y} * CostPerKg_{crop,fertilizer} * Hectares$$

$$HectareInputTotalCosts_{crop,x,y} = \sum_{inputs} CostPerHectare_{input,x,y} * HectaresPerCell$$

$$Cost_{crop,x,y} = KilogramInputTotalCosts_{crop,x,y} + HectareInputTotalCosts_{crop,x,y}$$

$$Revenue_{crop,x,y} = Production_{crop,x,y} * Price_{crop}$$

$$Returns_{crop,x,y} = Revenue_{crop,x,y} - Cost_{crop,x,y}$$

$$ReturnsTotal_{crop} = \sum_{x,y} Returns_{crop,x,y}$$

### 模型局限和简化

该模型的当前版本主要是受气候和可选管理层驱动的一个粗糙的全球模型。因此，这种模型是不能够捕捉生产力在异质景观上发生的变化。一个多岩石的山坡和一个肥沃的河谷，如果他们气候相似，将在当前模型中分配相同的产量。这将产生一个问题，如果所关注在于：哪里可以优先考虑未来的栖息地转换；或者哪里的农业开发是最有生产力和最具破坏性的。

需要对当前粗略的全球模型进行空间降尺度，以使粮食模型在当地土地使用决策中更为有用。我们的方法将是获取可比较回归模型产量的本地产量数据，来确定模型哪里高估了产量以及哪里低估了产量。所得到的差可以与其它变量如坡度，剖面，标高，土壤肥力，和土壤深度等变量相关，同时任何显著关系都可以用于细化当前模型。

粗糙模型依然会被用于给定的气候和集约化水平下到达总体幅度，同时按照精度差异上下调整粗糙模型。要做到这一点，我们需要：

- 能够广泛代表当地土壤，地形和气候条件的野外田间水平（或以上）的产量数据
- 产量数据与土壤，地形数据分辨率相同

如果你已有或准备采用此类数据，并有兴趣与我们合作，请联系 **Becky Chaplin-Kramer**，联系方式 [bchaplin@stanford.edu](mailto:bchaplin@stanford.edu)。

#### 5.15.4 数据需求

- **Monfreda**数据集
  - 观察作物产量
- **Foley**实验室数据集
  - 气候带参考表格
  - 回归模型参数

#### 5.15.5 模型运行

##### 一般参数

- ◇ 工作区文件夹 所选文件夹被用作所有中间和最终输出文件可被写入式中的工作区。如果所选文件夹不存在，它将被创建。如果数据库中的选定文件夹中已经存在，将被覆盖。
- ◇ 结果后缀（可选） 该文本将被追加到产量函数输出文件夹的末尾，以帮助其从多个运行中独立地输出。请参阅输出的一个例证文件夹结构的解释结果部分。
- ◇ 作物查找表（CSV） 一个用于转换作物代码的CSV表，在土地利用/覆被图中被提供给那些可用于通过输入和输出的格式搜索的作物名称。所提供的CSV文件应包含一个有两列的表格：一个“作物”列和一个“代码”列。“作物”列包含在模型中使用每种作物的名称，而“代码”列包含表示该作物在土地利用/覆被图中相关的代码。

code	crop
1	maize
2	soybean
3	rice
...	...

- ◇ 土地利用/覆被图（栅格）表示作物管理情景的GDAL支持栅格数据。在栅格

中每个单元的值应该是对应于作物查找表文件中作物的一个有效整数代码。所述的NoData值应设置为不存在于作物查找表中的一个数字。

int	int
int	int

- ✧ 化肥施用率图（栅格）表示表氮（N），磷（P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>），和碳酸钾（K<sub>2</sub>O）量的GDAL支持栅格数据，施加到土地每个区域中。这些地图需要回归模型产量功能，以及当计算经济收益时一个为所有产量函数可选的输入。在栅格中每个单元的值应该是一个非负的小数点、表示肥料以每公顷多少公斤（公斤/公顷）的单为施用量。每个文件都应当预先考虑化肥（氮，磷，钾）的小写首字母，后加下划线，这样便于帮助该程序搜索相匹配的文件。肥料图应具有相同的尺寸和投影用来提供土地利用/覆被图。

float	float
float	float

文件夹结构

```

.
|-- fertilizer_maps_folder
    |-- nitrogen_application_map.tif
    |-- phosphorous_application_map.tif
    |-- potash_application_map.tif

```

- ✧ 作物生产模型空间数据集文件夹

文件夹结构

```

.
|-- spatial_database_folder
    |-- climate_bin_map
    |   |-- [crop]_climate_bin_map(*.tif)
    |-- climate_percentile_yield
    |   |-- [crop]_climate_percentile_yield_table.csv
    |-- climate_regression_yield
    |   |-- [crop]_climate_regression_yield_table.csv
    |-- observed_yield
    |   |-- [crop]_yield_map(*.tif)

```

基于气候函数的嵌入式数据（百分与回归函数）

作物气候带图（栅格）表示气候带的GDAL支持栅格数据，每个特定作物的种植区域都保证落在给定气候带上。每个栅格取值为0到100之间的一组值。取值为0表示不在任何一个气候带中，如海洋。1到100的取值对应特定气候带。气候带图保存在提供空间数据集的“climate\_bin\_maps”文件夹中。

int	int
int	int

对于观察到的区域产量嵌入式数据

观察作物产量图（栅格）表示所观察到的区域作物产量的GDAL支持栅格数据。在栅格中每个单元的值应该是一个非负的小数点、表示作物以每公顷多少吨（吨/公顷）为单位的生成量。所观察到的产量图保存在提供空间数据集的“observed\_yield”文件夹中。

float	float
float	float

田间观测产量的特定气候分布嵌入式数据

百分收益表（CSV）提供的CSV表应当包含每个气候带内产生的，不同收入水平的每种作物平均产量相关信息，单位：吨/公顷。该表必须包含“climate\_bin”一列，取值0-100。该表必须另外包含一列表示特定植物在给定气候带内的产量百分比- 比如，示例数据的列为：“yield\_25<sup>th</sup>”，“yield\_50<sup>th</sup>”，“yield\_75<sup>th</sup>”，“yield\_95<sup>th</sup>”。因此，这个列表将有以下的列：“climate\_bin”，“yield\_25<sup>th</sup>”，“yield\_50<sup>th</sup>”，“ yield\_75<sup>th</sup>”，“yield\_95<sup>th</sup>”。每个文件都应预先考虑作物名称的首字母小写，后面跟着一个下划线，便以帮助该程序解析文件。

climate_bin	yield_25th	yield_50th	yield_75th	yield_95th	...
1	<float>	<float>	<float>	<float>	...
2	<float>	<float>	<float>	<float>	...
3	<float>	<float>	<float>	<float>	...
...	...	...	...	...	...

例如“maize\_percentile\_yield\_table.csv”

特定气候参数下收益率回归模型嵌入式数据

回归模型产量表（CSV）提供的CSV表应当包含：计算生产要素信息较少特定气候带的某种作物产量所需的可用信息。该表格必须包含以下列：“climate\_bin”，“yield\_ceiling”，“yield\_ceiling”，“b\_nut”，“b\_K2O”，“c\_N”，“c\_P2O5”和“c\_K2O ”。每个文件的命名最好用作物名字的首字母小写加下划线的形式，以便该程序搜索匹配的文件。目前，在回归模型产量的功能对于在数据集提供的作物的一小部分是有益的。该表保存在提供空间数据集的“climate\_regression\_yield”文件夹中。

climate_bin	yield_ceiling	yield_ceiling	b_nut	b_K2O	c_N	c_P2O5	c_K2O
1	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>
2	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>
3	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>
...	...	...	...	...	...	...	...

例如“maize\_percentile\_yield\_table.csv”

- ◇ 创建粮食生产图 表示一组GDAL支持栅格能否在空间上表示研究区每种作物产量的复选框，创建作为结果输出。详见“结果分析”部分。

特定气候参数下收益率回归模型相关参数

- ◇ 灌溉图(栅格) 表示灌溉是否发生的GDAL支持栅格图。取值为0表示未灌溉。取值为1表示灌溉。灌溉栅格图应当与所用土地利用/覆被图具有相同比例尺和投影参数。

int	int
int	int

注意：回归产量函数也需要“化肥施用量图”作为输入。

计算作物生产营养成分相关参数

- ◇ 营养成分表 (CSV) 一个包括每种作物营养含量信息的CSV表格。表示每吨收获作物生物量包含的营养物质。必须创建“crop”列和“fraction\_refuse”列。“fraction\_refuse”列取值范围0到1之间，表示那些被认为无用以及不含营养价值的收获作物百分比。

crop	fraction_refuse	protein	lipid	energy	ca	ph	...
maize	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	...
soybean	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	...
...	...	...	...	...	...	...	...

计算经济效益相关参数

- ◇ 经济表 (CSV) 一个包括给定一种作物的市场价格以及生产该作物所需成本等信息的CSV表格。

crop	price_per_tonne	cost_nitrogen_per_kg	cost_phosphorous_per_kg	cost_potash_per_kg	cost_labor_per_ha	cost_machinery_per_ha	cost_seed_per_ha	cost_irrigation_per_ha
maize	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>
soybean	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>
...	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>

## 5.15.6 结果分析

输出文件夹结构

每种产量功能生成特定模型输出结果集，模型运行的文件夹结构如下图所示：

.
---

```

|-- outputs
  |-- climate_percentile_yield_[results suffix]
  |   |-- results_table (.csv)
  |   |-- crop_production_maps
  |       |-- [crop]_production_map (*tif)
  |       |-- economic_returns_map (.tif)
  |-- climate_regression_yield_[results suffix]
  |   |-- results_table (.csv)
  |   |-- crop_production_maps
  |       |-- [crop]_production_map (*tif)
  |       |-- economic_returns_map (.tif)
  |-- observed_yield_[results suffix]
  |   |-- results_table (.csv)
  |   |-- crop_production_maps
  |       |-- [crop]_production_map (*tif)
  |       |-- economic_returns_map (.tif)

```

输出

◇ 结果表 (CSV)

crop	production	(percentile)	(return)	(revenue)	(cost)	(nutrient_a)	(nutrient_b)	(etc.)
maize	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	...
soybean	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	<float>	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...

◇ 作物生产图 (栅格) (可选) 一组GDAL支持的栅格、它在空间上代表了每种作物的生产。在栅格中每个单元格的值应为一个非负的浮点数、它表示了以吨为单位的给定情景下不同栅格单元的总生产量。用户界面显示“创建作物生产图” (Create Crop Production Maps) 检查或模型 Python API 中设定 “create\_crop\_production\_maps”为True时, 创建该栅格图。

float	float
float	float

◇ 经济收益图 (栅格) (可选) 一个GDAL支持的栅格、它代表了作物产生的经济收益。在栅格中每个单元格的值应为一个浮点值、它表示了来自用户提供的经济表中的货币单位在给定情景下所产生的收益 (收入减去成本)。如果在给定单元格的没有提供足够的的数据, 该单元格赋空值。

float	float
float	float

### 5.15.7 参考文献

Monfreda et al. 2008 Mueller et al. 2012

### 5.15.8 附件 I-元数据

作物

肥料

### 5.15.9 附件 II-统计学

气候带化肥施用

气候带相关系数

## 6 生态系统服务分析工具

### 6.1 叠加分析模型

#### 6.1.1 概述

绘制当前使用和总结各区域对特定活动的相对重要性是海洋空间规划的重要的第一步。InVEST叠加分析模型的目的是要生成可用于识别对人类使用最重要的海洋和海岸地区的地图。这个模型的雏形是作为休闲和渔业的两个独立的模型。然而，由于其基本方法在根本上是相似的，所以我们将其合并为一个模型，不仅用来绘制娱乐活动和渔业地图，还可以绘制其他活动的地图。虽然这个模型设想是为空间上普遍共享的海洋区域所使用，但它也适用于利用类型叠加出现的陆地上的区域。输入信息包括人类活动发生的位置（必需），反映不同人类使用的相对重要性的权重（可选），以及使用范围内空间差异信息（可填）。因为它只是绘制当前使用而并不对行为进行建模，所以这个模型并不能很好的用于评价人类使用将如何随着沿海和海洋环境的变化而变化。然而，它可用于对情景进行建模来反映不同活动引起的人类使用的变化，或者属性的变化，如总上岸量或用户衡量活动的形成的数量。

#### 6.1.2 简介

了解人们在何处以及如何使用沿海和海洋环境是海洋资源规划和管理的一个重要组成部分。海洋和沿海生态系统是进行包括捕鱼（商业，娱乐，生活和礼仪）和娱乐（如划船，独木舟，潜水，观鲸）等各种活动的必要的地方。当为新活动和基础设施选址或为特定目进行土地分区的一个关键步骤是对发生在重叠区域或地方的各种人类

使用进行识别和可视化（例如，GBRMPA 2003, CDFG 2008, Beck et al. 2009, CRMC 2010）。这使得可对人类使用热点进行识别，以及可以突出显示需调查各种活动兼容性的区域。

InVEST叠加分析模型为用户对海洋环境中绘制及识别人类使用的重要区域提供了一个简单的框架。该模型还允许用户使用沿海和海洋环境的各种信息（例如，商业性渔业工作日志或登陆报告数据，休闲娱乐活动的参与人数），来衡量不同的用途和地点的相对重要性。该模型使用简单，运行速度快，并且可用于世界上任何具有人类使用的明确空间信息的区域。该模型并不评价生态系统服务，也并不估计人类使用的经济价值，但其输出信息可用于识别可能会受到政策变化影像的区域和不同的用户群。该模型可产生横跨用户选择的多种人类使用的人类活动热点图（如捕鱼活动/渔场）。在本章中，我们将对娱乐和渔业进行举例。将该工具用于各种类别的人类使用在某些情况下可能是有意义的，但是权重的模式设计将很可能会很困难。输出值可用于帮助决策者衡量在可能涉及新活动或基础设施时各部门在明确空间管理选项之间存在的潜在的冲突。

叠加分析模型补充了更多的参与InVEST娱乐模型和正在开发中的渔业模型。InVEST海鱼养殖模型适用于单物种或物种群，并用于估计由商业渔业收获的鱼的数量和价值。此外，一个娱乐子模型可用来预测要达到由InVEST海鱼养殖模型输出的鱼量所需要的休闲渔业工作量。将来，更先进的渔业模型将包括加入生物栖息地对目标品种的不同生命阶段的生存和繁殖的影响的功能，以及环绕更复杂的食物网模型的输出的能力（例如，Ecopath with Ecosim and Atlantis）

### 6.1.3 模型

InVEST叠加分析模型旨在识别对人类使用最重要的海洋和沿海地区。该模型结合了人类使用的不同的输入层，并为每个网格单元或管理区计算其“重要性分数”。如果用户只知道活动发生位置，但没有附加的信息来衡量不同的活动的相对重要性，该默认模型则通过加和发生在任何特定区域的活动的数量来计算“重要性分数”。虽然不需要运行该模型，用户仍可以输入定性的（例如，指数，分数）或定量（例如，捕获，努力水平，营业收入，利润）信息，来衡量不同位置对某项活动的重要性，以及对不同活动进行衡量比较。该模型还允许用户调低用于不同活动的地区或区域，是距重要的陆上枢纽如港口，码头，或公共接入点的距离的函数。在指定的海景或管理区的沿海感兴趣区绘制模型输出值。默认的模式输出地图是一个shapefile数据，来显示出现在整个感兴趣区的活动的频率。如果包含附加的权重信息，该模型还生成一个显示各区域之间重要性等级图的shapefile数据。所得的地图可用于评估分析中包含的人类活动集在海景的不同区域的相对重要性。更多针对数据源的建议见附录A。

#### 工作原理

## 计算频率（默认模型）

用户输入多个人类活动的位置图。数据以多边形或点对象的矢量格式进行输入；输入后，对矢量数据进行栅格化。在最简单的（默认）模型中，所有的活动和位置权重相同，模型计算的重要性分数（IS）是对发生在每个网格单元或管理区域的活动数量的统计*i*：

$$IS_i = \sum_{ij} U_{ij} I_j \quad (6.1)$$

where  $U_{ij}$  = usage of activity  $j$  in grid cell or management zone  $i$ .  $U_{ij}$  is scored by the presence ( $U_{ij} = 1$ ) or absence ( $U_{ij} = 0$ ) of the activity in the cell or zone.

其中 $U_{ij}$ =活动*j*在格网或管理区*i*的使用率。 $U_{ij}$ 是通过在格网或区域内活动的存在（ $U_{ij}=1$ ）和不存在（ $U_{ij}=0$ ）计算的。

用户也可选择对每个活动应用不同的权重。用户提供这些权重的两种方式为活动间权重或活动内权重：

1.活动间权重：允许用户衡量各个活动彼此之间的重要性。用户可以选择在分析过程中给与某些活动更多的权重（例如，那些生成所有船队的最高利润的分析，或者是该地区主要的雇主），而给予其他活动较少的权重。例如，如果用户检查3项活动（1.商业捕捞鲑鱼，2.商业捕鱼蟹，和3.商业海带收割），并且商业捕捞鲑鱼被认为其重要性是商业螃蟹捕捞或商业海带收割活动的两倍，那么用户给予三项活动的权重将为（商业捕捞鲑鱼，商业捕捞螃蟹，海带商业收获）=（2,1,1）。活动间权重被包含在输入的.csv表中（请参见下面的“模型运行”一节）；和/或

2.活动内权重：针对一项特定活动的各种位置（地图上的点或面）的相对重要性的空间上的显式信息，可用于衡量模型计算中使用的分数。有多种方式测量重要性。对于渔业，权重可能是由捕捞的鱼的数量，赚取的利润，渔场的安全性和交通便利性，或该地区的文化价值来获知的。对于娱乐，权重可能是由游客的数量，或到不同区域的行程的数量确定的。例如，如果用户正在检查三项商业收获活动，并获得了代表这些活动的每个多边形的数据，这些活动内的权重可以通过在shapefile数据的属性表中添加一列来进行填写。该列的名字不应包含空格，而且需要输入列名，这样该模型便知道权重信息的存储位置。

如果添加了活动内或活动间权重，IS是通过衡量活动发生的一个格网（或区域）相对于其它格网（或区域）的重要性，以及/或是分析中包含的该活性相对于其他活动的重要性来计算的。请参阅附录A中关于使用定性（如，格网内渔业的高分或低分，娱乐活动的游客量或行程量）或定量（如，商业捕鱼产量，努力程度，收入，利润）数据来准备和添加活动内和活动间权重的指南。

在功能上，像素或管理区*i*的IS的值为：

$$IS_i = \frac{1}{n} \sum_{ij} U_{ij} I_j \quad (6.2)$$

其中：

$n$ =分析中人类使用活动的数量。

$U_{ij}$ =在像素或管理区*i*中活动*j*的使用率或活动内权重（可选）。如果用户不使用活动内权重（即，模型默认值）， $U_{ij}$ 代表使用率，并通过格网或区域中活动的存在（ $U_{ij}=1$ ）或不存在（ $U_{ij}=0$ ）来计数。当用户使用活动内权重， $U_{ij}$ 作为 $U_{ij}=X_{ij}/X_{maxj}$ 反映权重，其中 $X_{ij}$ 是在像素或管理区*i*内活动*j*的活动内权重， $X_{maxj}$ 是活动发生的所有格网和区域的最大活动内权重。

$I_j$ =包含在分析中的相对于其他活动的活动*j*的活动间权重（可选）。如果用户认为所有的活动同样重要（模型默认），则忽略 $I_j$ （即 $I_j=1$ ）。当用户使用活动间权重， $I_j$ 作为 $I_j=Y_j/Y_{MAX}$ 反映权重，其中 $Y_j$ 是活动*j*的活动间权重， $Y_{max}$ 是所有活动的最大活动间权重。

#### 6.1.4 局限和简化

这个模型是一个非常简单的框架，几乎不提供在不同沿海和海洋环境变化情景下人类活动可能会如何发生变化的洞察力。这种洞察力最好是从包括人类行为描述符的模型中获得。但是，添加或删除活动，或者改变各种活动和/或位置的权重的方案可以用来探索变化。

**警告：**该模型对活动内和活动间权重非常敏感。因此，当所做的假设包括这些可选的活动间和/或活动内权重时，将极大地影响模型的输出结果。如果你不确定如何适当地包括活动间或活动内权重，我们建议你运行多个模型来观察不同的权重方案如何影响模型的输出结果。

#### 6.1.5 需要的数据

该模型使用一个接口来输入所有必需和可选的模型数据。这里有两个选项：计算每个栅格像素使用强度的标准叠加分析模型，和通过较大的管理区计算强度的选项。每个选项都是InVEST中的一个独立的模型，但所需的输入值具有相同的描述和要求。这里，我们通过界面将选项，以及模型中使用的地图和数据表向用户说明。首先，描述必需的输入，之后描述可选的输入。

##### 必需的输入

必需的输入是要运行这个模型所需的最少的数据。最少的输入数据允许模型在没有重要性权重或距离衰减值得情况下运行，这两者都是可选参数。

- 1.工作空间位置（必需）。用户需要为工作空间指定一个文件夹路径。我们建议您

在每次运行模型时创建一个新的文件夹。例如，在“OverlapAnalysis\Recreation”文件夹下创建一个名为“runBC”的文件夹，模型将在这个“runBC”工作空间中创建“intermediate”和“output”文件夹。“intermediate”文件夹将从中间过程中划分数据。该模型的最终输出将被存储在“output”文件夹中。

```
Name: File can be named anything, but no spaces in the name
File type: Polygon shapefile (.shp)
Sample path: \InVEST\OverlapAnalysis\Input\AOI_WVCI.shp
```

2.分析区层（必需）。是一个为标准的分析定义感兴趣区的多边形shapefile数据。该AOI必须投影到等于米的线性单位。对于管理区模型，需要一个类似的shapefile数据，只是AOI应当被划分为合适的管理区。

```
Name: A numeric text string (positive integer)
File type: text string (direct input)
Sample (default): 1000
```

3.分析格网尺寸（必需）。这决定了模型运行以及结果合并的空间分辨率。例如，如果你想在分辨率为100m×100m像素大小的情况下运行模型和查看结果，则需输入“100”。

```
Name: Path to an activity data folder. Avoid spaces.
Sample path: \InVEST\OverlapAnalysis\Input\RecreationLayers_RIS\
```

4.叠加分析数据目录（必需）。用户要求在其系统上为仅包含叠加分析模型的输入数据的文件夹指定一个路径。输入数据可以表示人类使用活动（例如，观鲸，潜水，皮划艇，或在海洋环境）发生地点的点，线，面数据层。请注意，如下可选输入#1中所述，可选的活动内重要性的信息，可与每个层相关联。在InVEST3.1.0及更早版本，此目录中的层可能不可超过32层。

注：此文件夹中的所有数据都必须是shapefile格式，并投影到以米为单位的坐标系下。对于创建和编辑shapefile的一般的帮助，请参考由ArcGIS或QGIS提供的文档。欲了解更多具体的InVEST相关的GIS视频教程，可以考虑报名参加在线课程，Introduction to the Natural Capital Project Approach。

接下来的一系列的输入都是以增加模型功能的可选参数。

```
Names: Text string containing letters and/or numbers (must start with a letter).
Field name must correspond to an existing column name in each layer's attribute table
Sample: RIS
```

1.活动内属性名称（可选）。用户具有在人类使用数据层（例如，一个渔场可能比另一个更有价值；某些皮划艇路由可能比其它更受欢迎）内提供位置（如，多边形或点）的重要性信息的选项。这些活动内重要性分数可以是定性或定量的（参见附录以获得对数据输入的进一步描述），并且必须是叠加分析中每个数据层属性表中的新的一列。（见模型部分的活动内加权内容）。包含在由input#4中指定的目录中的所有图层的活

动内重要性分数的列名称必须相同。模型使用该信息来衡量每个输入层内各区域的重要性。

```
Names: File can be named anything, but no spaces in the name
File type: Comma-separated values file (.csv)
Sample path: \InVEST\OverlapAnalysis\Input\Recreation_Inputs.csv
```

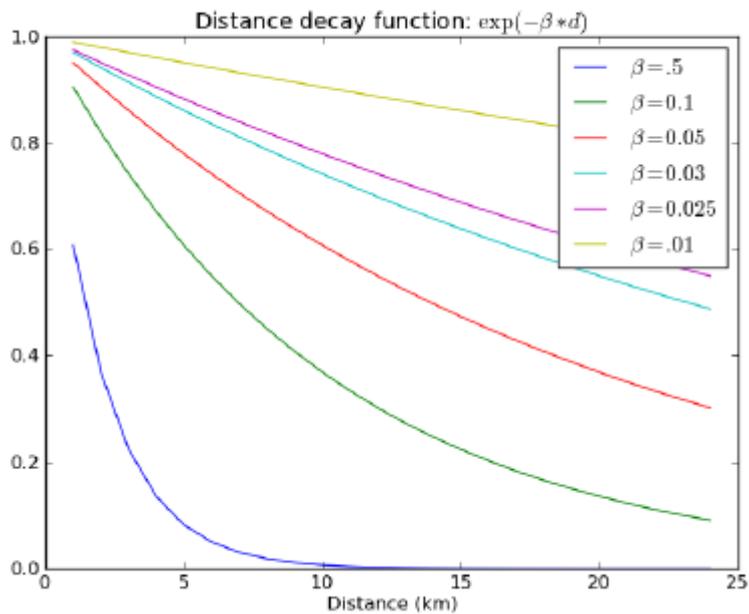
2.活动间权重表（可选）。该模型还允许用户提供使用的相对重要性的信息。**.csv**文件列出了活动，并给予每个活动一个相对重要性权重数值。默认文件说明了所需的结构；建议不要覆盖这些文件。在**.csv**表中，重要的是，每一个使用的名称完全对应于代表该使用的**shapefile**数据的名称。

```
Names: File can be named anything, but no spaces in the name
File type: Point shapefile (.shp)
Sample path: \InVEST\OverlapAnalysis\Input\PopulatedPlaces_WCVI.shp
```

3.人类使用中心的点图层（可选）。该模型还允许用户调低用于不同的活动的地区或区域，是距重要的陆上枢纽如港口，码头，或公共接入点的距离的函数。输入的**GIS**图层必须是一个点**shapefile**数据，并且投影坐标以米为单位。

```
Names: A string of numeric text with a value between 0 and 1
File type: Text string (direct input to the ArcGIS interface)
Sample (default): 0.025
```

4.距离衰减率（可选）。如果在可选输入#3指定了**GIS**层，该模型将默认使用衰变率 $\beta=0.025$ 。如果未指定此输入，则表示没有距离衰减发生，会忽略这个比率。图1表示了这个参数的改变将如何改变衰减率。当衰减率为0.025，距离最近的中心大约10km的位置，重要性分数将由1减少至~0.8。当使用此选项时，用户应该使用其自身的判断能力。下面的方案举例说明了用户可能如何使用距离衰减函数。假设你知道在相对靠近港口，码头等公共接入点的地方人类活动强度最大，但你没有构建空间上明确的权重系数来反映这方面知识的必要数据。在缺少这些数据的情况下，距离衰减函数可用来反映这种强度/距离折衷。你可以选择一个反映了你对活动的重要性（如强度）是如何随距离重要人口中心、游艇码头，或接入点的增加而下降的最好判断的衰减率。例如，如果大多数休闲渔场位于距离中央码头10公里范围内，你可以选择衰减参数 $\beta=0.01$ 来，反映距离越远的地点其重要性衰减的一个渐进的阈值，使用或 $\beta=0.5$ 来反映一个更陡的阈值。



基于距离陆上接入点的用于对活动重要性进行降权的指数衰减函数

### 模型的多次运行

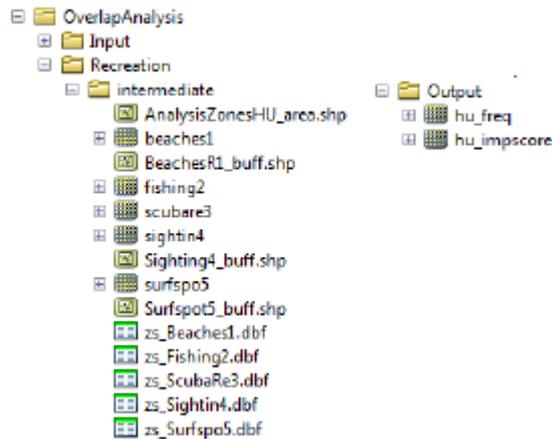
该工具的设置与单次运行是一样的，但你必须为每个新运行指定一个新的工作空间。确保每个新的工作空间（如上面例子中的叠加分析文件夹）都在主工作文件夹内。只要所有的数据都包含在主输入数据的文件夹内，你可以使用相同的输入文件夹来进行多次的运行。例如，使用样本数据时，如果你想基于两个不同的加权系统为捕鱼船队创建运行两个叠置分析模型，你可以使用主叠加分析文件夹下的输入数据文件夹，来创建两个新的工作空间文件夹，runFisheries1和runFisheries2。

### 6.1.6 运行叠置分析模型

该模型是一个单独应用程序，可通过Windows开始菜单访问。对于Windows7或更早的版本，可通过路径All Programs -> InVEST +VERSION+ -> Overlap Analysis找到该程序。Windows 8用户可以通过按Windows启动键，然后输入“overlap”，筛选应用程序列表来找到该应用程序。独立运行程序也可直接在InVEST安装目录中的子目录invest-3\_x86/invest\_overlap\_analysis.exe.下找到。

### 查看模型输出

在成功安装模型后，您会看到在您的工作空间中有“intermediate”和“Output”两个新文件夹。特别是“output”文件夹将包含多种类型的空间数据，这将在结果解译章节中进行描述。



您可以通过使用添加数据按钮  在ArcMap中查看输出的空间数据。

您可以通过右键单击内容列表中的图层名称来更改图层的符号，选择“Properties”，然后在“Symbology”选项卡下有很多选项来改变数据在地图中的显示方式。

您也可以通过右键单击图层，然后选择“打开属性表”查看输出文件的属性数据。

## 6.1.7 结果解释

### 模型输出

下面是对叠加分析模型的每个输出值的简短说明。所有这些输出文件被保存在用户指定的工作空间目录中的“Output”文件夹中：

### 输出文件夹

这个栅格图层是对研究区域内每个格网或管理区的活动频率的描述。不管该图层重叠格网中的特征数量为多少，每个输入层仅被统计一次。因此，如果在输入目录中指定三个图层，则该输出的最大值为3。

这是每次运行模型时将生成的默认模型输出。

这个栅格图层描述了研究区内每个格网或管理区的重要性分数。

这个输出文件是只有当用户在可选输入#1: “Importance Score Field Name”中指定活动内权重时才会输出。

模型每运行一次，将会在工作空间文件夹出现一个文本文件。该文本文件将列出可用于识别每个情景仿真的详细配置的日志信息。

## 6.1.8 附录 A

### 准备输入数据

## 渔场地图

用户应该创建一个面图层或点图层来定义个别的捕鱼船队的运营地点。船队可以按照你认为合适的方式定义。通常情况下，船队是通过他们所属部门（如，商业，娱乐，生活）、他们目标的种类或品种的组合（如虾，鲑鱼，延绳钓），以及他们所使用的齿轮（如拖网，围网，延绳钓）定义的。例如，船队可以是商业底栖拖网，生活鲑鱼围网，或娱乐金枪鱼钩和线。

对于每一个你决定要包括的船队，必须有该船队捕鱼的地点信息。位置可以是点或多边形。如果有可用的捕捞产量或工作的空间分布图，你可以生成这些图层。这些地图往往不是现成的，在这种情况下，你可以按管理区或统计区域总结产量，努力，或收入数据。这些数据的可用性不同区域有很大变化 - 大部分美国的区域管理委员会收集这些数据，并通过与区域管理委员会（例如，与太平洋渔业管理委员会相关的太平洋渔业信息网络）有关的数据交易中心公布这些数据。当管理区或统计区域的总结不可用时，可以通过利益相关者在地图上绘制多边形或点的操作中获得。如果这些选项都不适用于你，但你有可用的栖息地信息，也可以绘制生境物种齿轮联系图，并粗略估计船队活动可能出现的地点。

## 娱乐活动图层

娱乐活动的空间明确数据可以通过多种来源采集，包括当地的旅游经营者，政府机构，以及指南书。在大多数地区没有这种类型的交易中心，用户将很可能需要对从各种来源获得的数据进行合并。

## 重要性数据（可选）

船队内权重定量数据，或定性数据，或沿海和海洋环境中对人类使用（即，活动内权重）最重要或最不重要的位置数据，可以很容易准备并包括在叠加分析模型中。无论使用的数据是什么类型，都不需要与人类使用活动相一致。例如，当存在一个捕鱼船队的空间上明确的捕捞数据，而另一个捕捞船队只有不同的渔场重要排名的定性数据时，两组数据都可以使用。每个多边形图层或点图层的属性表中都输入船队内权重。如果在分析中缺少一个或多个数据层的船队内权重，用户必须包括一个占位符列（即，所有多边形的值为1），以便正确的运行该模型。

定量的数据很可能是渔业的产量，努力，利润或收入信息。对娱乐而言，建议使用出游次数或每个地点的游客数量来作为衡量活动的度量值。另外，用户可使用一个地区对特定活动开放的天数，或其它代表重要性或使用率的度量值。数值越大，应说明多边形或点的重要性较高，值越小，说明重要性越低。

定性打分对于没有定量输入数据的用户来说是一个很好的选择。低分应代表对该活动最不重要的位置，高分代表最重要的区域，并且应该允许多个区域具有相同的分数（即，给予区域的是分数，而非排名）。由于这些数据值对结果影像很大，因此我们

鼓励用户在为所有位置分配分值时认真考虑。例如，如果某一个渔区多边形分值为1，另一个渔区多边形分值为2，第二个多边形的重要性真的是第一个多边形的两倍吗？如果不是，而两个多边形在重要性上更多的是相似，那么用户可以考虑给予两个多边形相似的分数（例如，评分为1.75和2中，而不是1和2）或在更大的范围内评分（例如，4分和5分，而不是1分和2分）。用户有责任决定使用哪个权重范围。如果你不确定如何适当地使用这些权重，我们建议你进行多运行几次模型，来观察不同的加权方案如何影响模型的输出结果。一个获得某活动的重要性的定性信息的常用方法是通过询问该区域的利益相关者或决策者。InVEST很快将会包括一个绘图工具，帮助收集来自利益相关者的数据。该工具将包括输入活动内权重的功能。当询问利益相关者时，如果使用的是InVEST绘图工具（即将添加），重要性分数可在生成图层时输入。

一旦活动内权重被输入到模型中，他们将被活动发生的所有位置的最大权重值定标。例如，如果用户已经为一个船队确定了3个渔场，并分别赋值为2，4和5，那么它们将被5定标，结果为0.4，0.8和1.0。

**活动间权重** 用户可以选择包括一个活动对另一个活动的相对重要性，这样所有活动受到的对待各不相同。这个信息是空间上不明确的信息，是以每个活动一个值的形式。如果用户选择包括活动间权重，那么所有活动都需要包括进来。活动间权重可以是定性的（例如，利益相关者指定），也可以是定量的（如总渔获量，努力，利润或收入；每个捕鱼船队的社区稳定性或税基贡献社会经济评估），但衡量所有活动时应该使用同一度量单位。对娱乐而言，如果用户没有关于娱乐行程数量的空间明确的数据，但是有行程数量的总数或者每个活动的参与人数，这些数字也可以通过使用行程/人数的百分比作为活动间权重来构建每个活动的重要性排名。对于渔业，为三个捕鱼船队运行模型，可以利用在本章前面给出的例子中各船队赚取的总收入计算活动间权重。通过比较一个船队的捕捞数和其他船队的收入来确定权重是不恰当的。鉴于这种警告，当确定活动间权重时，用户应该选择一个共同的定量（例如，捕捞船队的渔获量，营收）或定性的（例如，利益相关者输入的分值）指标，以适用于所有的活动。类似于活动内权重，活动间权重不是排名（即，活动可以有相同的权重），并且必须包含在所有数据层内。一旦输入到模型，定量或定性的值由所有活动的最大值定标。

由于权重极大的影响模型的输出值，前面活动内部分有关定性加权活动的数字刻度的警告也适用于这里。要重申的是，对娱乐性数据运行假设模型时，如果赏鲸的活动间权重是1，皮划艇是2，那么赏鲸两倍“重要”于皮划艇吗？如果活动实际上更相似，彼此的权重值也应该更相近（例如，得分为1.75和2，而不是1和2），或在更大的范围内评分（例如，评分为4和5，而不是1和2）。用户负责选择权重值的范围，并且我们建议多运行几次模型，以观察加权方案如何影响模型的输出结果。

## 6.1.9 参考文献

Beck, M.W, Z. Ferdana, J. Kachmar, K. K. Morrison, P. Taylor and others. 2009. Best Practices for

- Marine Spatial Planning. The Nature Conservancy, Arlington, VA. 32 pp.
- CDFG (California Department of Fish and Game). 2008. California Marine Life Protection Act. Master Plan for Marine Protected Areas. 110 pp.
- CRMC (Coastal Resources Management Council). 2010. Rhode Island Ocean Special Area Management Plan: Adopted by the Rhode Island Coastal Resources Management Council October 2010. 993 pp.
- DFO (Department of Fisheries and Oceans). 2008. Canadian Fisheries Statistics 2006. Ottawa: Fisheries and Oceans Canada.
- GBRMPA (Great Barrier Reef Marine Park Authority). 2003. Great Barrier Reef Marine Park Zoning Plan 2003. Australian Government. 220 pp.

## 6.2 海岸脆弱型模型

### 6.2.1 摘要

在面对人类活动的加剧和气候变化的影响时，海岸社区需要更好地去了解生物和物理环境的改变（即生境对海岸开发的直接和间接破坏）是如何来影响它们受到暴雨诱发的侵蚀和泛滥（淹没）的。InVEST海岸脆弱性模型可对其进行定性的估计，产生一个暴露脆弱性指数，在暴雨期它能区别出相对较高或较低的地区受到的侵蚀和淹没。通过与全球人口信息耦合这些结果，该模型可以显示一个沿着给定海岸线的区域，而此区域的人群是最容易受到风暴潮和浪涌的影响。模型没有考虑某一区域海岸过程的独特性，也没有预测海岸线位置或配置的长期或短期变化。

模型输入量，充当了各种复杂的、影响暴露在侵蚀和洪水中的海岸线过程的探针，它包括：沿着海岸线分布的地方性海岸地貌的属性多边形线段、代表生境位置的多边形面（如海草、海带、湿地等）、净海平面的变化率（可观察的）、可以作为浪涌电压水平指示因子的等深线（默认等深线在大陆架的边缘）、代表海岸域地势和（随意的）水深测量的数字高程模型（DEM）、包含有观测到的暴风速和波能值的点图形文件以及一个表示人口分布的栅格图。

输出可用于更好地理解这些不同模型变量对海岸暴露的一个相对贡献，同样也突出了这种生境给海岸人群提供的保护性服务。这种信息可以帮助海岸管理者、规划者、土地所有者和其他利益相关者来确定海岸风投的更大风险，以便更好地来报告发展战略和规划许可。结果表明的是一个侵蚀和洪水风险的定性表示而不是量化海岸线撤退或是洪水范围。

### 6.2.2 前言

海岸地区由于不断地遭受海浪和风暴作用，在不同时空尺度上自然经历着侵蚀和洪水泛滥。然而，海岸侵蚀和洪水泛滥对人口、人类活动以及人类生活基础设施构成威胁，特别是在气候变化和海岸人口正激增的大背景下。而且，这些人为增加的压力可能会导致海岸生态系统的损耗和退化，还可能导致生态系统在风暴期间对人类提供

保护自身能力的衰减。鉴于此，为了更好地规划未来的开发活动，去了解各种生物和地球物理因素在增加或减少构成海岸侵蚀和洪水的威胁中所起的作用是非常重要的。尤其重要的是要知道生境是如何来减缓引起海岸侵蚀和洪水的作用力，以便管理措施最好维持海岸生态系统所提供的保护性服务。

基于地球物理特性，许多模型估算海岸区对于长期海平面上升、海岸侵蚀和洪水泛滥的脆弱性(Gornitz et al. 1991, Hammar-Klose 和 Thieler 2001, Cooper 和 McLaughlin 1998)。也有不少方法是定性地估计生境在减少特定领域的侵蚀和洪水的风险中所起的相对作用(WRI 2009, Bush et al. 2001)。然而，几乎没有哪个模型基于海岸区的地球物理和生境特征来反映海岸区受侵蚀和洪水的相对脆弱性。我们的宗旨就是利用海岸脆弱性模型来填补这一空白。

海岸脆弱性模型能够产生一个定性的表示海岸暴露侵蚀和洪水的指标，同样也能产生一幅人类定居位置及大小的地图。该模型并不直接评价任何生态系统服务，而是按照一个相对较低/中等/或较高的等级顺序来评价侵蚀和洪水风险。模型使用相对简单，运行也很快速，它可以应用在有数据的大部分地区，而对于绝大部分的地区这些数据是很容易获得的。

模型输出很容易理解，并且为了给用户进行进一步分析，在他们认为合适的地方，结果的空间覆盖允许将这些输出结果覆盖于其它的空间信息。通过突出生境在减少暴露方面的相对作用和展示海岸种群受到威胁的区域，简单来说，该模型可以用于研究一些管理行为或土地利用变化是如何来影响人类在侵蚀和洪水方面的暴露。

### 6.2.3 模型介绍

InVEST海岸带脆弱性模型可产生一个曝光指数栅格图和一个海岸人口栅格图。在相同的海岸兴趣域，曝光指数栅格图包含了不同海岸段对于暴雨引起的侵蚀和洪水的相对等级。而在海岸兴趣域，海岸人口栅格图则显示了人类群体密度的分布。使用七个生物地球物理变量和一个种群栅格数据就可以绘制这种地图。这七个生物地球物理变量代表着一个地区自然生态和地貌特征、净海平面上升预期数量值以及与风暴有关的风力与波浪力。由于模型评估的是兴趣域内不同地区的相对暴露程度，在计算一个相对较大和较不均匀的海岸带时，该模型的输出结果是有重大作用的。把暴露指数和海岸种群栅格耦合在一起可用于创建地图，而此种地图可显示人类群体在海岸风暴中的相对脆弱性。

#### 作用原理

该模型通过运用种群的一个空间表征（栅格）和七种生物物理变量的空间表征（矢量和栅格）能够创建暴露指数和海岸种群图。

#### 1、地貌

- 2、地形
- 3、生境（生物和非生物）
- 4、净海平面变化
- 5、风暴露（风吹）
- 6、波暴露（浪洗）
- 7、巨浪潜在等深线(Surge potential depth contour)

模型的输出是一种可以覆盖兴趣域海岸线的栅格，具有由用户定义的空间分辨率（≥250米）。这些栅格包含了许多输入变量的指数和等级(如下所述)，也可以用来创建符合用户需求的地图。以下是模型变量的详细描述与怎样创建栅格输出图的过程。

### 暴露指数

表4.1 海岸暴露生物地球物理变量和等级系统列表

等级	很低	低	中等	高	很高
变量	1	2	3	4	5
地貌	多岩石； 高悬崖； 峡湾； 低浅峡湾； 海堤；	中等悬崖； 湾形海岸； 防水墙； 小型海堤；	低悬崖； 冰碛； 冲积平原； 护岸； 抛石墙；	鹅卵石； 海滩； 河口； 泻湖； 断崖；	滨外滩； 沙滩； 海岸泥滩； 三角洲；
地形	0-20 分位值	21-40 分位值	41-60 分位值	61-80 分位值	81-100 分位值
生境	珊瑚礁； 红树林； 海岸林；	高风积沙丘； 沼泽；	低风积沙丘；	海草； 海藻；	无
海平面变化	0-20 分位值	21-40 分位值	41-60 分位值	61-80 分位值	81-100 分位值
波暴露	0-20 分位值	21-40 分位值	41-60 分位值	61-80 分位值	81-100 分位值
风暴潮潜能	0-20 分位值	21-40 分位值	41-60 分位值	61-80 分位值	81-100 分位值

模型通过结合每一段海岸线的七种生物物理变量的等级来计算物理暴露指数。基于用户-模型定义标准的综合，级别变化从很低的暴露指数（等级为1）到很高的暴露指数（等级为5）（见表4.1）。该等级系统是基于由Gornitz et al .(1990)、Hammar-Klose和Thieler (2001)提出来的研究方法。

模型通过几何平均所有变量级别来计算每一个海岸线段的暴露指数EI:

$$EI = (R_{Geomorphology} R_{Relief} R_{Habitats} R_{SLR} R_{WindExposure} R_{WaveExposure} R_{Surge})^{1/7} \quad (6.3)$$

一般地:

$$EI = \left( \prod_{i=1}^n R_i \right)^{1/n} \quad (6.4)$$

这里的  $R_i$  代表的是由用户提供的为了计算EI的第*i*个生物地球物理变量级别。

除了计算暴露指数之外，该模型也计算侵蚀指数ErI:

$$ErI = (R_{Geomorphology} R_{Habitats} R_{WaveExposure})^{1/3} \quad (6.5)$$

我们设计这个额外的输出是为了邀请用户在模型中去摸索，用不同的方式其结果会有不同的变量组合。在这里，假定影响侵蚀的最主要因素有地貌、生境和波高或周期。侵蚀指数提供了一个例子，即用户如何通过对这些等级定义一个独一无二的组合来同样地创建他们自己的指数。在本节的其余部分中，我们将会对表4.1中所提到的变量提供一个更加详尽的描述。

此外，也提供了所有模型计算出来的中间和原始结果以便让用户使用不同的等级或计算方法得到输出。

## 地貌

岩石峭壁不比断崖、海滩或三角洲更易受到侵蚀和淹没。因此，一个相对暴露等级的方案已被采用，而此方案是基于地貌由Hammar-Klose和Thieler (2001)提出的地貌类似物。附录A提供了一种本分类中所使用术语的定义，这种分类主要适用于北美大陆。在这个模型的后期版本，这种分类将扩大覆盖到世界上更多的地区。

需要指出的是我们囊括了这个列表的特征结构，因为它们存在于发展最完善的海岸地区。

如果用户的地貌原始数据比表4.1中呈现的有更多的类型，为了与提供的等级系统相匹配，正如在数据需求部分和附录B中解释的那样，数据重新分类就留给用户来进行。然而，建议用户将海岸平行结构（海堤、舱壁等）在内的地貌囊括进这个类别，并根据它们的特点将其应用于一个低到中等等级（1-3）。例如，一个大型混凝土海堤应该分派一个1级，因为它们被设计出来，通常旨在风暴事件中抵御洪水和承受强风暴期间的损毁。建议低护岸或乱石墙壁分派成3级，因为它们不能抵御洪水或在极端事件中容易摧毁。

上面提到的等级只是一种建议。用户可以在他们认为适当的时候，通过遵循数据需求部分提到的方向，改变不同海岸线类型的等级。

模型需要一个沿着兴趣域海岸线的多边形线段矢量层。这个矢量层必须离散成不同的区段，且在此地貌等级发生着变化。其属性表需要一个被称为‘短整型’等级的领域，

将包含沿着每个特定部分地貌类型的数字等级(1-5)。正如上面提到的以及将在本文的后面作出的说明，与特定海岸线类型相关联的等级的值是留给用户的裁量权。

## 地形

一般地，在是否被淹没的问题上，平均海拔越高的地方要比低海拔地区有更低的风险。在该模型中，地形被定义为是一种海岸陆地区域的平均高程，而这种海岸陆地区域指的是一个开始于每个离散海岸线段且由用户定义的半径（默认值为5公里）。这个分辨率的选定是因为它相较于大部分的免费使用的地区性数字高程模型DEM来说相对宽泛。

对于这种变量，模型需要一个覆盖兴趣域的数字高程模型。作为InVEST下载包的一部分，全球数字高程模型已由模型提供。这个数据变量集的精度和质量不同。如果用户有更加准确的地方数据源，我们鼓励用户使用这种数据源而不去使用被提供的数字高程模型。

## 生境

生境(沼泽、海草床、红树林、海岸沙丘)在降低侵蚀海岸线、危害海岸社区的沿海灾害中起着至关重要的作用。例如，巨浪在到达海岸线之前就被珊瑚礁打散、红树林和沿海森林在浅水域大大减低海浪高度，并减轻波成和浪成流的强度、海草床和沼泽则稳定沉积物，且加强近岸河床沉积和消散波能。另一方面，没有生境或沙丘的海滩很难在侵蚀和洪水中提供保护作用。

在表4.1中提到的等级是基于这样一个事实的，即固定和僵化穿透水体（如珊瑚礁和红树林）的生境和沙丘是保护海岸社区最有效的方式。灵活而有季节性的生境，如海草，可以承受它们力量的同时减少流动，还可以加强吸积沉积物。因此，这些生境比固定生境具有更低的等级。对于将沙丘分为高和低的类型，模型留给用户自由裁量权。然而，由于4级飓风可以创建一个5m的涌浪高度，因此建议5米是一个合适的分离高（大于5m）和低（小于5m）沙丘的临界值。如果用户对他们的兴趣域具有关于生境和沙丘高度会提供它们一个更好保护的局部知识，那么为了使用这些数据，用户可以忽视这些建议。

重要的是要注意，这个等级是基于广泛的文献回顾的结果和作者的最佳判断得来的。用户可以根据合理性相应的作出自由地修改。

对给定的海岸线段计算其生境的暴露等级，模型会确定一个某个等级的生境（表4.1）是否在用户定义的搜索半径范围内。（见第2节和附录B中的关于模型如何处理生境输入层的描述）当所有海岸段前的N生境被确定时，模型会创建一个向量R，将包含所有与表4.1中定义的那些生境有关的等级R<sub>k</sub>，1≤K≤N。运用这些等级的值和下面的公式，模型可计算出最终那段海岸线的生境暴露等级：

$$R_{Hab} = 4.8 - 0.5 \sqrt{(1.5 \max_{k=1}^N (5 - R_k))^2 + (\sum_{k=1}^N (5 - R_k)^2 - \max_{k=1}^N (5 - R_k))^2} \quad (6.6)$$

这里最低等级的生境要比其他所有的生境都要高出1.5倍以上。最终等级值有所不同，变化在4之间是单纯的海藻和海草、降到最低为1.025时为红树林和沿海森林、海草床和珊瑚礁。这一公式允许我们将前一段海岸线内所有生境提供的保护性服务最大化。换句话说，它确保只有一种生境类型的段（如高高的沙丘）要比（如珊瑚礁和高高的沙丘）有多种类型的生境段更容易暴露。所有可能的最终等级值详细说明请参见附录B，得到方程(6.6)。

为了把这种变量纳入暴露指数计算中，模型需要代表兴趣域内每个自然生境类型的一种单独多边形数据，连同一个包含有每个数据的名称、等级和搜索半径的CSV文件。正如上面提到的，把它留给用户，用户根据他们认为的合理性来自行地修改生境层的等级。我们提出了一个关于此变量需求的完整描述，并在附录B中指示如何在模型准备这个变量。

### 净海平面变化

沿着某一给定区域海岸线的相对净海平面变化指的是全球海平面上升/地方海平面上升（理论上升）和地方土地运动(均衡上升)的总和。这就导致在一个特定的位置净海平面变化值可以是正值(海平面上升)也可以是负值(海平面下降)。为了在暴露指数计算中含有这个变量，该模型需要一个能够描述统一海平面变化范围的多边形矢量数据，或是一个记录了海平面变化的点矢量数据。在这两者中的任何一种情况下，该模型都将寻找一个名为“趋势”的领域，也就是每年的海平面变化率(通常给定毫米/年)。怎样创建这个输入请参考附录B的建议。

### 波暴露（浪洗）

可以到达海岸线的风暴波的相对暴露指数是潜在海岸线侵蚀的一个定性指标。一个给定可伸展的海岸线通常要么暴露于海洋，要么暴露在局部可产生风浪的地方。而且，对于一个给定的波高，长周期波比短周期波更有能量。暴露于大洋的海岸一般比处于庇护区的海岸会经历一种高波暴露，因为风会吹散从很远距离产生而来的巨大波浪。此外，暴露区域还会经历较远距离风暴产生的长周期波或浪涌的影响。

该模型通过分配加权海洋波动的最大平均能量值来估量一段海岸线在波浪中的相对暴露指数  $E_w$ ， $E_w^o$  与地方风产生的波，:数学:  $E_w^l$ :

$$E_w = \max(E_w^o, E_w^l) \quad (6.7)$$

对海洋波动加权平均能值计算:

$$E_w^o = \sum_{k=1}^{16} H[F_k] P_k^o O_k^o \quad (6.8)$$

其中 $H[F_k]$ 是一个针对所有16个风等角域 $k$ 的单位阶跃函数。如果在这个方向风区长度是小于60公里,其值为0,如果风区长度等于60公里(计算理由是我们获取的风区距离为60公里),其为1:

$$H[F_k] = \begin{cases} 0 & \text{if } F_k < 60km \\ 1 & \text{if } F_k = 60km \end{cases} \quad (6.9)$$

换句话说,这个函数只考虑角领域,即海洋波动(假设庇护水体的长度小于50km)在海洋波暴露的求值过程中有可能会达到海岸线。进一步来说,  $(P_k^o O_k^o)$ 是一个最高10%波能值  $(P_k^o)$ 的平均数,其中这个值是在角领域 $k$ 方向观察得来的,当这些波在这个方向观察时,时间百分比  $(O_k^o)$ 被加权。对于所有在每个角领域的波,波能值计算:

$$P = \frac{1}{2} H^2 T \quad (6.10)$$

其中 $P$  [kW/m]是一个波能值,而这个能值是在 $H$  [m]这个高度和 $T$  [s]这个期间内观察得来的。对于局部风产生的波,  $E_w^l$  计算:

$$E_w^l = \sum_{k=1}^{16} P_k^l O_k^l \quad (6.11)$$

它通过平均在 $k$ 方向产生的前10%的风速值  $P_k^l$  和加权此领域强风的发生率  $O_k^l$  来总计越过16个风领域的波能值。

局部风产生的波能值可以用(6.10)方程来估算,局部风产生波的高度和周期可以用每个16等角领域来计算:

$$\begin{cases} H = \tilde{H}_\infty \left[ \tanh \left( 0.343 \tilde{d}^{1.14} \right) \tanh \left( \frac{2.14 \cdot 10^{-4} \tilde{F}^{0.79}}{\tanh(0.343 \tilde{d}^{1.14})} \right) \right]^{0.572} \\ T = \tilde{T}_\infty \left[ \tanh \left( 0.1 \tilde{d}^{2.01} \right) \tanh \left( \frac{2.77 \cdot 10^{-7} \tilde{F}^{1.45}}{\tanh(0.1 \tilde{d}^{2.01})} \right) \right]^{0.187} \end{cases} \quad (6.12)$$

其中非空间性的波高和周期 $\tilde{H}_\infty$ 和 $\tilde{T}_\infty$ 是一个在某一个特定领域观察出来的前10%平均风速值  $U$  [m/s] 的函数:  $\tilde{H}_\infty = 0.24U^2/g$ ;  $\tilde{T}_\infty = 7.69U^2/g$ , 其中非空间性的广度和

深度  $\tilde{F}_\infty$  和  $\tilde{d}_\infty$  是一个在领域  $F[m]$  的风区距离和在兴趣域  $d[m]$  处平均水深的函数：  
 $\tilde{F}_\infty = gF/U^2$ ； $\tilde{T}_\infty = gd/U^2$ ，其中  $g[m/s^2]$  是重力加速度。

这个表达式的波高和周期是在假设风速是持续的条件下来得，：数学  $U$ ，且风在吹来方向上是稳定的，F(USACE, 2002；第2章第二部分)。因此，模型的结果可能高估某一个位置上风生波的特性。

处于庇护且不暴露于海洋波动的海岸区域（区域为内湾或是受海洋波浪保护的地貌特征）的相对波暴露是一种简单的  $E_w = E_w^i$ 。为了区别暴露区和庇护区，该模型使用一种风区过滤器；16个段中有两个或更多的段没超过用户定义的阈值距离，即认为是受到庇护。

作为 InVEST 下载包的一部分，它可以提供一个矢量风波数据，并且这种风波数据是一种系统默认的汇编了8年的 WAVEWATCH III (WW3, Tolman (2009)) 而得来的模型计算再分析结果。正如在前一节中所讨论的，对于平均风速最高为10%的16个等角域中的每个区域，它的波高和波能值都能计算。如果用户希望使用其它数据源，建议他们使用相同风和波的统计数据（前10%的平均风速、波高和波能），当然也可以使用其他统计数据。然而，这些数据必须包含与跟 WW3 提供的数据拥有相同属性表的一个点矢量。

该模型通过结合用户定义的风区距离阈值和深度阈值来区别暴露区和庇护区。如果风区向量或平均深度超过风区向量的数目大于用户输入的暴露比值，那么与那些广度和深度值相关联的海岸部分将会被视为庇护区（见数据需求部分）。我们在附录 B 中提供了一个怎样估算风区阈值距离的例子。这种深度阈值距离可以通过使用 GIS 里的“信息”工具和浏览浅滩和庇护区河口的平均深度来估算。注意：庇护区和暴露区之间的区别是定性的。

## 风暴潮潜能

风暴潮高程不仅是风速和风向的函数，而且也是相对较浅区域内风吹时间数量的函数。一般来说，在一个给定的周期的风暴中，对于一个给定的区域，海岸线与大陆架的距离越长，风暴潮就越高。除非用户决定指定一个确定适合他们兴趣域的等深线，该模型通过计算其大陆架前方一个兴趣域的长度来估算风暴潮的相对暴露（或者，计算海岸线与用户指定等深线之间的距离）。对于墨西哥湾的飓风，一个更好的近似值可能会通过考虑海岸线与30米等深线之间的距离来得到（Irish and Resio 2010）。

该模型给兴趣域的所有领域，甚至对一些看起来庇护的领域都赋予一个距离，因为它们太内陆，被明显的大陆块保护，或是处在没有暴露于大洋中岛屿的一侧。

## 风暴露（风吹）

如果强风持续长时间的吹一个地方则很容易形成波涛浪涌。风暴露变量是一个基

于相对强风暴露把海岸线段排列起来了的选择性输出。风暴露结果位于中间输出文件夹。通过计算和绘制相对暴露指数来计算等级(滨海湿地生态恢复成效评估指数; Keddy, 1982)。通过一个长期记录的测量风速且最高风速为10%的时间序列, 把罗盘刻度玫瑰图(或是360度的指南针)分成16个等角区域, 结合这些领域的风区(风吹过水面的距离)特性来计算这个指数:

$$REI = \sum_{n=1}^{16} U_n P_n F_n \quad (6.13)$$

其中:  $U_n$ 表示在第n个等角领域前10%的最高风速的平均值(米每秒)

$P_n$ 表示在感兴趣区第n个领域方向吹过的所有风速的百分比

$F_n$ 表示第n个领域的风区距离(米)

对于一个给定的海岸段, 模型通过获取风区k的平均值, 用下面公式来估算每个16等角领域的风区距离F(Keddy, 1982):

$$F = \frac{\sum_{n=1}^k f_n \cos \theta}{\sum_{n=1}^k \cos \theta} \quad (6.14)$$

其中  $f_n$ 是某一个等角领域的第n个辐射距, 且 $\theta=22.5\text{deg}/k$  ( $k \leq 9$ )

请注意, 在这个模型中, 风向是起风的方向, 而不是朝向。如果用户能够提供他们自己的数据, 那么请将这些数据应用到这个模型之前必须确保这些数据与条件是相匹配的。而且, 请再次注意, 出于计算的考量, 我们计算的风区距离最高60公里。

### 社会性暴露

在风暴期估算海岸线侵蚀和洪水的风险时, 考虑那些将受到海岸威胁的近海岸人群是很重要的。海岸脆弱性模型通过用户指定的空间分辨率来提取沿着离散海岸段分布的人口值。为了获得居住在海岸区人口估算数量的这种栅格图, 该模型覆盖了一个包含人口值的栅格图, 其中这种人口值是从用户在每个栅格化海岸线的网格单元中定义的半径中得来的(见海岸社区部分)。此外, 该模型通过从与海岸线部分重叠的网格单元中提取人口值来给每个离散海岸线段赋值。作为InVEST下载包的一部分, 它也会运用来自各个国家层面统计调查的人口数据值来给出一个全球人口栅格图。与所有输入数据一样, 如果用户有很准确的地方数据 (e.g., LandScan data <[http://web.ornl.gov/sci/landscan/landscan\\_data\\_avail.shtml](http://web.ornl.gov/sci/landscan/landscan_data_avail.shtml)>)也可以做出他们自己的人口栅格。

## 6.2.4 局限与简化

暴露指数除了技术上受到限制，理论上也有一定的局限性。一个主要的局限性在于，正发生在某一地区的复杂海岸的动态交互过程简化成了七个变量和暴露级别的几何平均。我们没有模拟近岸地区风暴潮和波场。更重要的是，模型并没有考虑到生境的数量和质量，它也没有量化生境正降低海岸灾害的过程。同时，模型也没有考虑任何水动力和泥沙输运过程：模型假设属于同一大类地貌的暴露种类是在用一种相似的方式运转。此外，在兴趣域暴露的分值到处都是相同的，模型没有考虑任何表4.1中的不同变量之间的相互作用。例如，无论其位置是处于一个沙滩上或是岩石峭壁上，相对波暴露和风暴暴露都有相同的权重。当计算最后的暴露指数时，应该考虑面向地区是否有较低地貌等级的生境影响。换句话说，假设此区域生境将得到保护，那么这类区域会因独特的地貌种类(如岩石峭壁)而免受侵蚀的伤害。这种人为地限制将会缩小这些区域的相对脆弱性，也会夸大那些拥有很高地貌指数区域的相对脆弱性。

模型局限的其它类型与风暴露和波暴露的计算结果相关。因为我们的目的是给世界大多数区域的用户提供默认数据，所有我们为了计算风暴露和波暴露而不得不简化所需输入的类型。例如，我们借助已有的WW3风力数据库和运用风速高于第90百分位值的平均值来计算风暴，而不是使用完整的风速时间序列。因为我们没有完全地考虑极端事件的影响。而且，通过给WW3网格点附近的海岸段赋给波统计值来估算大洋波动的暴露值。这种方法忽略了可能发生在近岸地区的所有二维过程，也可能会改变一个区域的暴露值。同样地，我们是通过结合附近某一领域有特定风速和风向段的平均深度，而不是模拟附近区域风波的激增和演化来计算出庇护区的暴露值。

因此，模型的输出不能被用来量化某一特定海岸域受到侵蚀和洪水时的暴露；模型只是一种定性输出，并且它适用于一个相对较大的尺度。更重要的是，该模型不能预测出某个地区在遇到特殊的风暴或波场时的反映，也没有考虑任何大规模的可能存在于某一兴趣域中的沉积物的运移途径。

## 6.2.5 数据需要

如本节所述，该模型使用一个界面来输入所有必需的和非必需的数据。它会输出一个模型上正运行区域图的HTML文件、三个显示居住在海岸带附近脆弱性区人群的直方图、‘城市中心’附近海岸段的暴露值和整个海岸的暴露值。为了计算暴露指数，用户有选择地上表4.1中任何或全部的变量，除了风浪输入层和深海测量：模型将不会运行，除非风浪输入层和DEM已上传。

下面，我们在这个界面中向用户提供的选项，以及该模型所使用的必需和可选择性输入数据的内容和格式。更多关于如何去填充输入界面或怎样在附录B中获取数据的相关信息，我们也已在附件A中给出。

**1.输出域**；指定是否所有的还是只有受庇护的海岸段出现在输出。这个选项对模型执行计算没有影响，它只影响出现在输出文件夹里的海岸段。

**2.工作区目录(必需)**；用户需要指定一个工作区目录路径。建议为每一个模型运行创建一个新目录。在该工作区，模型将创建一个“中间”目录和“输出”目录。“中间”目录将用于从中间过程划分数据。模型的最终输出将被存储在“输出”目录里。

Name: 工作区目录路径。字段中无空格  
Sample path : \InVEST\coastal\_vulnerability

**3.兴趣域(必需)**；用户必须创建一个定义为兴趣域的多边形矢量文件。为了来定义一个分析空间范围，兴趣域可指导模型去裁剪陆地多边形面输入数据(输入# 2 - 3)。模型用兴趣域的映射去给连续的中间和输出数据层设置投影。我们依旧建议他们采用WGS84基准面。为了分配来自WW3的风、波信息(其中WW3是Wave Watch 3 data的缩写)，这个兴趣域也必须与WW3提供的一个或多个点重叠。如果用户在计算暴露指数中包含了巨浪潜能变量，那么用在海岸脆弱性模型中的等深线必须指定，且兴趣域必须与等深线相交。一旦兴趣域与等深线不相交，该模型将会终止并提供反馈。

Name: 任意命名，字段中无空格  
File type: 多边形面矢量 (.shp)  
Sample path : \InVEST\CoastalProtection\Input\AOI\_BarkClay.shp

**4.陆地多边形(必需)**；这种输入给模型提供了一个海岸兴趣域的地形，并指示它作为陆地和海洋的界限。尽管有一个全球陆地多边形矢量层被设置为默认(Wessel and Smith, 1996)，但其它层是可以被替换的。如果用户有一个更准确、能代表大量陆地的局部多边形矢量层，鼓励他们使用这种矢量层而不使用被提供的数据。

Name: 任意命名，字段中无空格  
File type: 多边形面矢量 (.shp)  
Sample path (default): \InVEST\Base\_Data\Marine\Land\global polygon.shp

**5.测深层(必需)**；这种输入是用来计算沿着风区射线的平均深度以确定每个海岸段的暴露值(表4.1)以及对巨浪潜能的计算。它应该包括用陆地多边形矢量层做了标记的兴趣域水体的深度信息。

Name: 任意命名，字段中无空格  
File type: 栅格数据  
Sample path: \InVEST\Base\_Data\Marine\DEMs\claybark\_dem

**6. 路径被省略情况下的层值(选择)**；整数在1和5之间。如果水深被省略，用

海岸脆弱性指数计算结果中的一个常数等级值就可取代这层所有的支撑点。如果这层的文件和值被省略，这层就完全地跳过。

Name: 1-5 之间的正整数  
File type: 文本字符（直接输在界面）  
Sample (default):空

4.1)。它应该包括覆盖整个兴趣域陆地多边形内的高程信息。在被用户定义的范围输入数字高程模型可计算非常重要的统计资料（见高程平均辐射）。在这个范围内高程平均值被其他所有兴趣域海岸段内的值相对排列。尽管测深层的默认栅格是一样的，但是每个条目都可以引用一个单独的栅格，那儿只有一个是水面上计算高程的，其它的都在水下计算。

Name: 任意命名，字段中无空格  
File type: 栅格数据  
Sample path: \InVEST\Base\_Data\Marine\DEMs\claybark\_dem\hdr.adf

**8.层值：如果路径被省略（选择）；** 整数值在1和5之间。如果地形被省略，用海岸脆弱性指数计算结果中的一个常数等级值就可取代这层所有的支撑点。如果这层的文件和值被省略，这层就完全地跳过。

Name: 1-5 之间的正整数  
File type: 文本字符（直接输在界面）  
Sample (default):空

**9.高程平均辐射/米(必需)；** 为了计算平均高程，这种输入可确定地形周围的辐射。

Name: 用一个文本字符命名（正整数）  
File type: 文本字符（直接输在界面）  
Sample (default): 5000

**10.平均海平面/米(必需)；** 这个输入是平均海平面的高程相对于他们所提供的水深层的基准。该模型通过减去用户提供的水深测量值来转化所有平均海平面深处的数据。这个输入可用来运行模型，为了了解未来海平面上升情况。

Name: 用一个文本字符命名（正整数）  
File type: 文本字符（直接输在界面）  
Sample (default): 0

**11. 模型分辨率——岸段尺寸/米(必需)；** 这种输入决定了模型运行时的空间分辨率和输出栅格的分辨率。为了在250×250米的网格单元上运行该模型，用户应该键入“250”。一个更大的网格单元将产生一个较低的分辨率，但是有一个更快的计算时间[计

算的顺序是：数学：‘ $O(n^3)$ ’，其中n是栅格的行数或列数]

Name: 用一个文本字符命名（正整数）  
File type: 文本字符（直接输在界面）  
Sample (default): 250

**12.域辐射（必需）**；在每个16等角风区领域内，辐射的数量将用于抽样调查海洋深度和陆地距离。

Name: 用一个文本字符命名（正整数）  
File type: 文本字符（直接输在界面）  
Sample (default): 1（最大值=9）

**13.风区距离阈/米（必需）**；用于确定当前海岸段是否被陆地所包围。这个输入可以把海洋的平均深度和暴露比列相结合，旨在区分庇护海岸段与暴露海岸段。

Name: 用一个文本字符命名（正整数）  
File type: 文本字符（直接输在界面）  
Sample (default): 6000

**14.深度阈/米（必需）**；用于确定当前海岸段是否被陆地所包围。这个输入可以把风区距离阈值和暴露域相结合旨在区分庇护海岸段与暴露海岸段。

Name: 用一个文本字符命名（正整数）  
File type: 文本字符（直接输在界面）  
Sample (default): 0

**15.暴露比例/米（必需）**；该模型使用这种输入(在0.0和1.0之间)来确定海岸段是否是暴露或是庇护。用四个步骤来完成：

(a)计算风区辐射(N)的数量对应的比例N::数学:‘段超过水面\*暴露比例’

(b)确定当前段是否在深水中（至少在“深度阈值”处N领域辐射至少超过水面）

(c)确定当前段是否被陆地所包围（至少N风区辐射被陆地所阻断，即风区距离小于“海洋效应截点”）。

(d)确定段暴露：如果是在深水中，而不是在封闭的陆地（面临开放水域），海岸段就会被暴露；否则，它会被庇护。

换句话说，如果风区阈值是12公里、深度阈值为5米、暴露比例为0.8，该模型将这一段分类为庇护，即使不到80%的段有一个风区距离是低于12公里或是沿着每一个分区段的平均深度是小于5米。

**Name:** 用一个文本字符命名（数字 0-1）

**File type:** 文本字符（直接输在界面）

**Sample (default):** 0.8

**16.海洋效应截点/米(必需);** 用作一个阈值来确定海岸段是否被陆地所包围。见暴露比例部分步骤3。

**Name:** 用一个文本字符命名（正整数）

**File type:** 文本字符（直接输在界面）

**Sample (default):** 60000

**17.地貌：海岸线类型（选择）;** 这个输入是用来计算每个海岸段的地貌等级（表 4.1）。它没有匹配陆地多边形线矢量的输入，但必须尽可能相似。如果没有，该模型将利用海岸重叠参数来尝试匹配这种海岸线。此外，这种多线矢量必须有一个被称为“等级”（能够识别各种海岸线类型）的领域来用数字1-5排列。关于怎样填写这个表的更多信息已在附录B中提供。

**Name:** 任意命名，字段中无空格

**File type:** 多边形线矢量（.shp）

**Sample path:** \InVEST\CoastalProtection\Input\Geomorphology\_BarkClay.shp

**18.层值：如果路径被省略（选择）;** 整数值在1和5之间。如果地貌被省略，用海岸脆弱性指数计算结果中的一个常数等级值就可取代这层所有的支撑点。如果这层的文件和值被省略，这层就完全地跳过。

**Name:** 1-5 之间的正整数

**File type:** 文本字符（直接输在界面）

**Sample (default):**空

**19.海岸重叠/米（必需）;** 耐受阈值/米（这应该是单元格大小的倍数）可使2个非重叠的海岸线匹配。如果耐受阈值是单元格大小的两倍，该模型能够匹配的海岸线是2个像素。如果它是单元格大小的4倍，该模型能够匹配的海岸线是4个像素，以此类推。当来自地貌的海岸线没有完全地重叠来自陆地多边形矢量的海岸线时，它就会派上用场。

**Name:** 用一个文本字符命名（正整数）

**File type:** 文本字符（直接输在界面）

**Sample (default):**250

**20.生境（选择）;** 包含生境层的目录。用户必须储存所有的、具有特殊目录的生境输入图层。模型使用这些输入层来计算每个海岸段的生境等级。此目录中的所有数据

必须是描述生境位置的多边形线矢量或多边形面矢量，必须以米为单位投射。此外，每一层都必须结束于一个下划线紧随其后的是一个独特的字母数字。该模型使用这些数字来匹配生境层的信息，其中信息在CSV表中由用户提供（见下一个输入）。该模型允许在这个目录中最多为八个层。不存储非这个目录分析部分的任何额外文件。此层对海岸线有保护性作用的距离可以在生境CSV表格中做修改（输入8）。

**Name:** 文件夹任意命名，字段中无空格，生境为此文件菜单  
**File type:** 多边形面矢量 (.shp)  
**Sample path:** \InVEST\CoastalProtection\Input\NaturalHabitat

**21.生境层CSV/ 表 (选择);** 用户必须提供一个汇总表，用于指示模型的保护性作用（等级）和生境的距离。作为模板，使用提供的示例表来将模型预测值输进在这些特定的单元中。关于怎样填写这个表的更多信息已在附录B中提供。

**Table Names:** 文件任意命名，字段中无空格  
**File type:** \*.csv  
**Sample :** InVEST\CoastalProtection\Input\NaturalHabitat\_WCVI.csv

	A	B	C	D
1	HABITAT	ID	RANK	PROTECTION DISTANCE (m)
2	kelp	1	4	1500
3	eelgrass	2	4	500
4	high dune	3	2	300
5	low dune	4	3	300
6				

**22.层值: 如果路径被省略 (选择);** 整数值在1和5之间。如果生境被省略，用海岸脆弱性指数计算结果中的一个常数等级值就可取代这层所有的支撑点。如果这层的文件和值被省略，这层就完全地跳过。

**Name:** 1-5 之间的正整数  
**File type:** 文本字符（直接输在界面）  
**Sample (default):**空

**23.气候驱动力网格 (选择);** 这个输入是用来计算每个海岸线段的风暴露和波暴露等级（表4.1）。它由一个包含了网格点位置的点矢量和在该位置代表了风暴条件的波值和风值所组成。如果用户想从自己的数据创建这样一个文件，请看附录B的说明。

**Name:** 文件任意命名  
**Format:** 点矢量，这里每个点都有风与波测量值的信息  
**Sample data set (default):** \InVEST\CoastalProtection\Input\WaveWatchIII.shp

**24.层值：如果路径被省略（选择）；** 整数值在1和5之间。如果气候迫使网格被省略，用海岸脆弱性指数计算结果中的一个常数等级值就可取代这层所有的支撑点。如果这层的文件和值被省略，这层就完全地跳过。

Name: 1-5 之间的正整数  
File type: 文本字符（直接输在界面）  
Sample (default): 空  
Sample (default): 500

**25.大陆架（选择）；** 此输入是一个全球性的多边形数据集，该数据集描述的是大陆边缘的位置。它必须与兴趣域多边形相交（输入# 2）。

Name: 文件夹任意命名，字段中无空格  
File type: 多边形面矢量（.shp）  
Sample path: \InVEST\CoastalProtection\Input\continentalShelf.shp

**26. 等深线/米（选择）；** 如果没有指定大陆架，模型将使用测深数据去跟踪一个用户定义的等深线，且使用它代替大陆架的边缘。

Name: 用一个文本字符命名（正整数）  
File type: 文本字符（直接输在界面）  
Sample (default): 150

**27.海平面上升（选择）；** 多边形表示净上升或下降。这个输入必须是一个在经历着不同程度净海平面变化的兴趣域内划定的多边形区域。它必须有一个被称为“趋势”的领域，依据表4.1来代表某个特定域的海平面的增加速度(毫米/年)。关于如何创建这个多边形的更多信息已在附录B中提供。用 ArcGIS或QGIS提供的文件资料可创建和编辑矢量。

Name: 文件夹任意命名，字段中无空格  
File type: 多边形面矢量（.shp）或点矢量（.shp）  
Sample path: \InVEST\CoastalProtection\Input\SeaLevRise\_WCVI.shp

**28.层值：如果路径被省略（选择）；** 整数值在1和5之间。如果海平面上升被省略，用海岸脆弱性指数计算结果中的一个常数等级值就可取代这层所有的支撑点。如果这层的文件和值被省略，这层就完全地跳过。

Name: 1-5 之间的正整数  
File type: 文本字符（直接输在界面）  
Sample (default):空

**29.结构 (选择);** 包含沿着海岸刚性结构位置的多边形矢量。

**Name:** 文件夹任意命名, 字段中无空格

**File type:** 多边形面矢量 (.shp)

**Sample path:** \InVEST\CoastalProtection\Input\Structures\_BarkClay.shp

**30.层值: 如果路径被省略 (选择);** 整数值在1和5之间。如果结构层被省略, 用海岸脆弱性指数计算结果中的一个常数等级值就可取代这层所有的支撑点。如果这层的文件和值被省略, 这层就完全地跳过。

**Name:** 1-5 之间的正整数

**File type:** 文本字符 (直接输在界面)

**Sample (default):** 空

**31.人口栅格图 (选择);** 一旦提供, 人口栅格图可用于绘制沿着被指定海岸线的人口规模的地图 (输入#4)。尽管一个全球人口栅格文件被设置为默认, 但是其他人口栅格层也是可以取代的。

**Name:** 文件任意命名, 字段中无空格和至少 13 个特性

**Format:** 带有种群值的标准 GIS 栅格文件 (ESRI GRID)

**Sample data set (default):** \InVEST\Base Data\Marine\Population\global\_pop\hdr.adf

**32.“市中心”最小人口 (必需);** 这里所谓的“市中心”是指生活在一个海岸段附近的最小人口。在下一个输入中这个附近概念被定义为“海岸社区”。

**Name:** 用一个文本字符命名 (正整数)

**File type:** 文本字符 (直接输在界面)

**Sample (default):** 5000

**33.海岸社区 [辐射/米] (必需);** 这种定义为海岸段附近的辐射是用来计算生活在或接近海岸的人群。

**Name:** 用一个文本字符命名 (正整数)

**File type:** 文本字符 (直接输在界面)

**Sample (default):** 150

**34.附加层 (选择);** 此层含有任何用户想要添加到暴露指数的附加变量。例如它可以计算海岸线的长期变化值。这一层必须是一个附带有趋势列的多边形矢量, 其中将这种趋势列在它的属性表能够把不同的海岸区域特征分割出来。一旦所有的领域都有一个值, 我们将根据四分位数分布来排列。

Name: 文件任意命名，字段中无空格和至少 13 个特性

Format: 带有种群值的标准 GIS 栅格文件(ESRI GRID)

Sample data set (default): \InVEST\Base\_Data\Marine\Population\global\_pop

**35.层值：如果路径被省略（选择）；** 整数值在1和5之间。如果附加层被省略，用海岸脆弱性指数计算结果中的一个常数等级值就可取代这层所有的支撑点。如果这层的文件和值被省略，这层就完全地跳过。

Name: 1-5 之间的正整数

File type: 文本字符（直接输在界面）

Sample (default): 空

## 6.2.6 运行模型

### 设置工作区和输入目录

这些目录将包含模型的所有输入、中间和输出数据。

---

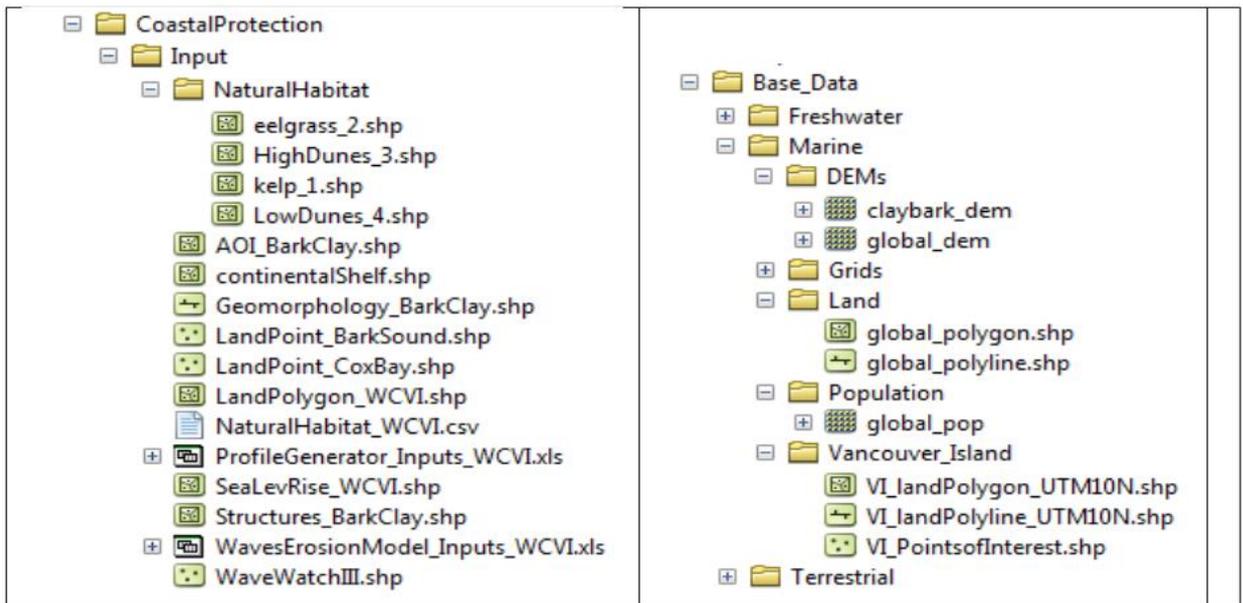
注意：‘路径’是指使用打开文件夹对话框来浏览或深入到目录的一个框架，为了给模型输入数据和参数，此窗口是用来选择 GIS 层或是 Excel 工作表的。

---

### 探索项目工作区和输入数据目录

此目录‘/InVEST/海岸保护’是一个用来给模型与所有其它相关联的目录保存主要工作的目录。在‘海岸保护’目录内有个称之为‘输入’的子目录。这个目录保存了许多地理信息系统和所需的表格数据，为了建立和运行模型。

下图显示了样本输入（左）和基本数据（右）的目录结构和相应的地理信息系统数据。建议将此目录结构用作组织工作空间和数据的一个指南。参考屏幕截图下方的目录结构和数据集合的例子。



### 创建一个运行模型

下面设置海岸脆弱性模型的例子使用了从InVEST下载的样本数据。InVEST安装包提供了涉及有样本数据和结构目录的指示和屏幕截图。希望用户有指定区域具体的数据来用于更换样本数据。关于怎样详细说明单机3.0版本模型需要不同类型的数据和不代表任何指定位置的模型参数，这个指示仅提供了一个向导。对于下面指定数据的一个更加完整的描述，详见数据需求部分。

1.在Windows7系统中，点击‘开始’按钮然后展开开始菜单，在开始菜单底部点击‘所有程序’选项。

2.打开文件名为“InVEST”的文件夹开始，通过点击‘海岸脆弱性’选项建立一个模型。系统将会向用户展示一个如下页所示的界面。

3.指定输出中出现的区域：庇护区、或是庇护区和暴露区两者。

4.指定工作区域。手动输入工作区的路径（如果此路径不存在，则该模型就会产生相应的路径）或者点击浏览窗口（点击‘打开文件夹’按钮的右边，系统默认是‘InVEST/海岸保护’目录），当模型运行时，中间和最后的输出量将会储存在目录中。

5.指定兴趣域（AOI）。该模型需要一个兴趣域，是一个地理上的区域，将在其上运行此模型。这个例子适用于‘InVEST/海岸保护/输入’所提供的样本矢量AOI\_BarkClay.shp。为了帮助创建和编辑矢量，ArcGIS和QGIS提供了试验文档。对于更多详细的与InVEST相关的GIS视频教程，用户可以在线学习有关自然资本项目方法的介绍。

6.指定陆地多边形。模型需要一个陆地多边形矢量以方便来分析。模型窗口为用户提供了一个通往全球样本数据的默认路径。

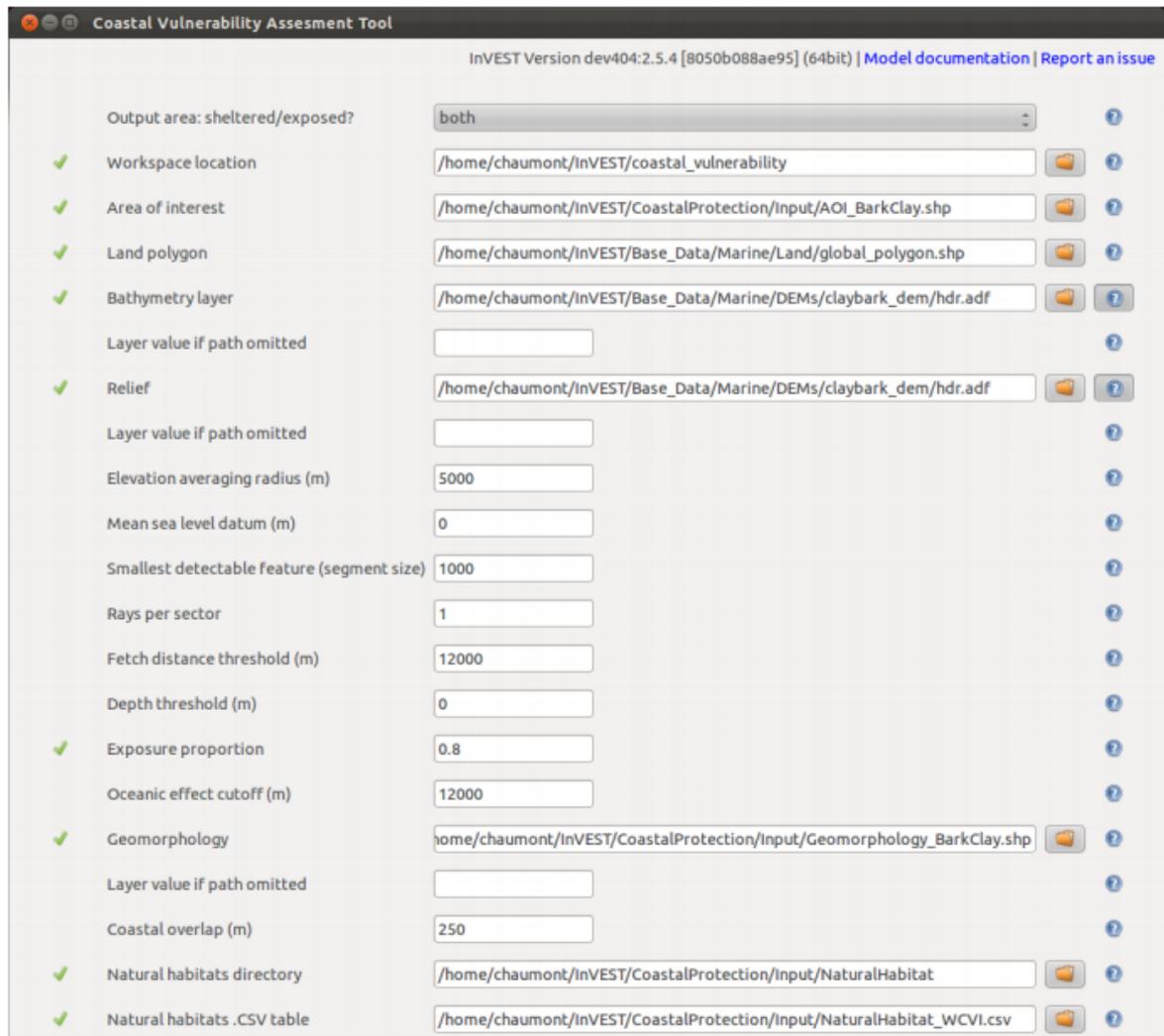
7. 指定兴趣域水体中的测深层（DEM栅格），为了计算波暴露。它将用于估算每一个16有角风区的波高和相关波周期。

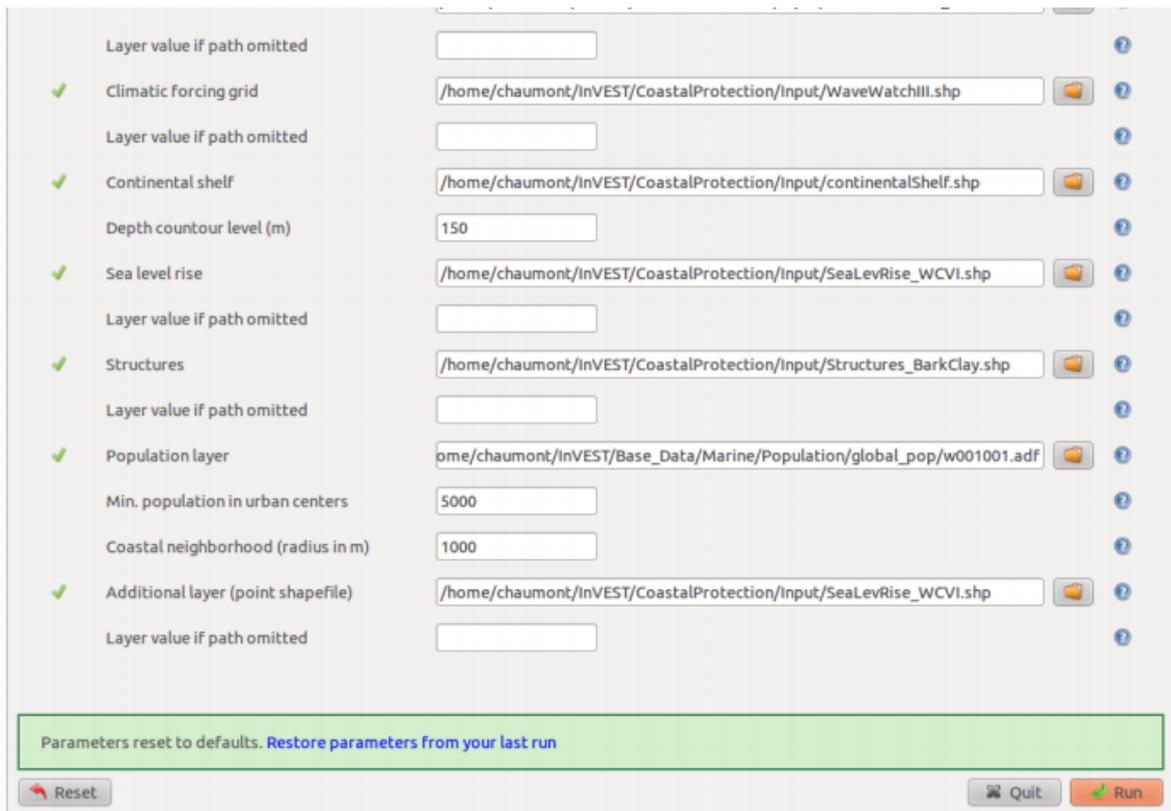
8.指定地形数字高程模型栅格。为了去估算向陆地海岸段的平均高程，模型需要一个 DEM 栅格文件。温哥华岛西海岸 DEM 文件的默认路径是 InVEST/Base\_Data/Marine/DEMs /claybark\_dem。

9.指定高程平均辐射（默认值是5000，即5公里）。该模型为了推断地形，将对此辐射范围内所有的陆地高程值进行平均。

10.指定平均海平面基准。该模型可以用相对深水测量基准来校准平均海平面。默认值为零，而正值表明平均海平面基准是高于深水测量基准的数据的。

11.指定最小可发觉特征（单元格尺寸）的大小。为了栅格分析该模型需要一个单元格的大小(默认是250m)。对于比指定单元格还小的栅格或矢量，该模型无法分辨出来其细节。





12.指定每个区域的射线数：它是模型辐射的数量，用于抽样调查每一个领域的水深和是否为路块。用户可以用直接输入文本框中的新值来改变这个值。

13.指定最大风区距离。模型计算此风区超过一个最大距离来分清庇护区和暴露区。默认值为12000米。距离越长，射线越长，计算就越慢。

14.指定一个深度阈值（正整数或0）。模型使用深度阈值来确定浅水域。它是用来隔离庇护海岸段中的暴露区。一个零值会取消此参数的效果。

15.指定暴露比例（实数0-1）。模型需要一个分区的百分比来越过或浅或封闭的水体，为了像“庇护区”一样来分类海岸。使用深度阈值确定浅水区。它是用来隔离庇护海岸段中的暴露区。一个零值会取消此参数的效果，随之所有的水体将会被认为是深的。

16.海洋效应截点是允许考虑封闭海岸段的最大距离。设置此值，以至于将其至少与所围区域的距离一样长。

17.指定地貌层（可选）。模型可以使用代表海岸地貌的一个随意的多边形矢量。

18.海岸重叠应该是一个单元格大小的倍数。在地貌程序时，此倍数是两个模型能够处理的非重叠海岸线像素的最大数。如果地貌数据是来自于地方数据，而海岸线是从全球数据集获取的，那么海岸线可能不完全重叠。要解决这种差异，需要增加海岸重叠为单元格大小的好几倍，另外，让其为零。

19.指定生境目录(可选)。模型可以使用代表不同生境位置的一个随意的多边形矢

量。

20.指定生境CSV表(可选)。如果上面输入生境的目录是指定的，那么模型需要将这个生境等级和防护距离的表存储于CSV中。有关创建和格式化该表的更多详细信息请参见数据需要部分。一个CSV示例将提供。

21.指定气候驱动力网格 (点矢量风波数据)。为了创建风暴露和波暴露的变量，模型需要风和波的统计资料。关于从其它资料源准备一个矢量数据的有关详情请参见数据需求部分。

22.指定大陆架层(可选)。为了计算巨浪潜能，模型使用一个大陆架多边形矢量。

23.指定海平面上升层 (可选)。模型可以使用表示可能海平面上升的一个随意的多边形矢量。

24.指定结构层。包含沿着海岸刚性结构位置的多边形矢量。

25.指定人口的层。这个文件是一个标记了每个单元格值的一个栅格人口。此层的默认数据是一个位于InVEST/Base\_Data/Marine/Population/global\_pop路径下的全球性栅格。如果用户有一个优越的栅格，他们会指示选择那些存于他们计算机上的地方数据。

26.设置“市中心”最小人口阈值 (默认为5000人)。模型将在用户定义的半径内总计人口 (见下面的海岸社区) 并报告超过阈值部分。

27.设置海岸社区 (默认为2000米)。模型将在指定半径内总计人口。重要的是要记住，在表面人口随着半径平方的增加是聚集的。

28.在这一点上，此模型对话框完成了一个完整的海岸脆弱性模型的运行 (使用所有可选的数据进行暴露分析)。

单击窗口右下角的“运行”按钮运行该模型。将出现一个新窗口并显示分析中的每一步进展。当预处理输入时，它将显示最跳跃的警告，同样地在计算各种指标的过程中也会有警告。一旦模型完成，进度窗口将显示所有已完成的步骤和模型运行的时间。

成功完成该模型时，两个被称为‘中间’和‘输出’的新目录将在工作区创建。对后续分析有用的主要输出部分存储在‘输出’子目录下的‘海岸\_脆弱性’和‘种群’中。本向导的其余部分将专注于这些输出。所产生的空间数据类型已在解译结果部分描述。

## 6.2.7 解译结果

### 模型输出

下面是一个对于海岸脆弱性模型输出的简短说明。文件都集中在子目录‘中间/’和‘输出/’目录中，除了‘run\_summary.html’直接位于‘输出/’以外。‘输出/’和‘中间/’目录保

存在由用户指定的工作区目录中。每一个子目录有一个用逗号分隔开来的文件(CSV)，它是一个用存在于每个海岸段子目录中的所有栅格文件汇编数据而成的文本。取决于模型用户界面的第一个选项，这些海岸段或者只覆盖庇护区，或者是覆盖庇护区和暴露区中的一个。

## 输出目录

### ● 输出\run\_summary.html

—— 该文件通过展示四个主要的信息来总结运行：

\*一副伴随有兴趣域经度和纬度的地图。

\*一个海岸段暴露指数的直方图（1和5之间）。

\*一个居住于海岸人群脆弱性的直方图。

\*一个海岸‘城市中心’脆弱性的直方图。

—— 输出\海岸\_暴露：包含了所有用于计算脆弱性指数的层。

\*1\_a\_shore\_exposure.tif - 栅格，其中网格大小对应于海岸线段，若是庇护区为0，若是暴露区为1。

\*1\_b\_geomorphology.tif - 栅格，其中根据地貌层中的地貌给海岸段赋值从1-5。较低的海岸值表示地貌类型不太容易被侵蚀，反之亦然。

\*1\_c\_relief.tif - 栅格，其中根据网格周围的平均高程给海岸段赋值从1-5。较低的值表示是低海拔。

\*1\_d\_natural\_habitats.tif - 栅格，其中按照所存在在那里的生境来给海岸段赋值。模型依据是否暴露于风而使用（6.6）方程和表4.1中指定的生境等级。

\*1\_f\_wave\_exposure.tif - 栅格，其中海岸段依据风暴露，而不是依据波暴露来用一种类似的方式排列。

\*1\_g\_surge\_potential.tif - 栅格，其中海岸段根据它们暴露于巨浪潜能来排列。第一，暴露的部分被分配了一个1-5之间的相同比例的等级，这取决于离大陆架边缘的距离。然后，这些值沿着庇护海岸来传播。隔绝式海岸段（如岛屿）被指派给一个最接近岸段（已排列）的等级。

\* 1\_h\_sea\_level\_rise.tif - 栅格，基于来自输入矢量的海平面上升值，来用一个1-5之间的相同比例给海岸段级别。

\* 1\_i\_coastal\_exposure.tif - 栅格，用（6.3）计算的海岸曝光指数。

\* 1\_j\_coastal\_exposure\_no\_habitats.tif - 栅格，包含跟海岸暴露栅格一样，用相同

公式计算出来的值，除了生境层已被常数5取代。

\*1\_k\_habitat\_role.tif – 栅格，coastal\_exposure\_no\_habitats和coastal\_exposure之间的差异。

\* 3\_2\_erodible\_shoreline.tif - 栅格，海岸段的值用公式（6.5）来计算。

\* coastal\_exposure.csv - 逗号分隔的文件，其中该文件汇总了每个海岸段目录中每个文件的数据。

—— 输出\人口：包含了所有用于计算海岸脆弱性指数的层。

\* 0\_structures\_edges.tif – 栅格，仅仅接壤海岸结构的海岸段。

\* 1\_a\_shore\_exposure.tif - 无异于“coastal\_vulnerability/”子目录。

\* 1\_i\_coastal\_vulnerability.tif - 无异于“coastal\_vulnerability/”子目录。

\* 1\_j\_coastal\_vulnerability\_no\_habitats.tif - 无异于“coastal\_vulnerability/”子目录中。

\* 1\_m\_coastal\_population.tif - 栅格，每一个海岸段都有生活在海岸的种群。

### 中间目录

模型当前在中间目录的子目录中已产生了成百上千个分类的文件。一个中间子目录每计算一步就要求在“输出/”目录中产生一个文件。每个子目录被前缀字母以便顺序反映该模型计算步骤的顺序。在子目录的内部，每个文件是一个计算步骤的结果，并且它通常编号以便能够遵循实施计算的顺序。如果有一个输出文件出现问题，用户可以返回到相应的子目录并单独考虑中间文件来推断计算期间发生了什么。

在不同的.csv文件中，中间文件还包含每一个变量的原始输出。用户也可以使用该.csv文件中的每个中间文件夹来进行后处理数据并产生新的输出，例如，使用一个不同的暴露指数的公式化或是用一个不同的每个变量的等级系统。

### 参数记录

模型每次运行一个文本文件时，将会出现在工作区目录。文件将列出此运行的参数值，并根据服务日期和时间来命名。

## 6.2.8 附录 A

在附录A中，存在于表4.1中的地貌类别的条款定义被提出。其中一些是来自Gornitz et al. (1997) 和美国陆军工程兵团 USACE (2002)。一些给定的地貌类别的照片可以在国家海洋和大气管理局的海洋服务响应和恢复办公室的网站中发现。

**冲积平原** 一个接壤河的平原，由来自高海拔地区的物质通过侵蚀、堆积沉积物而形成。

**离岸沙滩** 一个拥有单一脊和经常水边低沙丘的狭长海滩。在其一般的意义上，这个屏障指的是沿着海岸躺在高潮上面的沙子和砾石的累积。可能会有部分或全部脱离大陆。

**海滩** 海滩一般由砂子、鹅卵石、或大卵石组成，且被定义为是海岸区的一部分，其中这种海岸区直接受波浪作用的影响和终止内陆于一个海崖、一个沙丘场、或是一种永久植被的存在。

**断崖** 一个又高又陡峭的后滩或是悬崖。

**浪蚀海岸** 拥有海岸峭壁、在海洋-陆地交界面的斜坡处有切变的海岸。峭壁表明了海洋侵蚀很小，也暗示了给定海岸段的沉积物供给很少。峭壁的高度取决于腹地的地势、该区的岩性和气候。

**三角洲** 细粒的积累沉淀于河口。沉积物积累量要大于海浪侵蚀的量，并且地层下陷也可消除它。它与泥滩和盐沼有关。

**三角湾海岸** 河口的潮汐或淹没的河谷。通常被定义为包括任何半封闭的被淡水稀释了的海岸水体，因此包括大多数的港湾。河口随着沉积速率和潮汐范围而受到潮汐的影响，如此以致三角洲积累将不复存在。此外，河口与相对低洼的腹地、泥滩和盐沼有关。

**低峡湾** 冰川侵蚀位于低洼岩石海岸的入口（其它术语包括海洋水湾、低峡湾和峡湾）。

**峡湾** 一个即窄又深又陡的海洋入口，通常是因为海的入口进入到一个很深的冰川槽中而形成。

**冰碛** 一个总称，它包括在冰期因为冰河、厚流和风力作用堆积了大范围的沉积物。

**曲折海岸** 有岬和凹处的基岩海岸，它是有不同侵蚀度的岩石的差别侵蚀造成的后果。

**泻湖** 浅水域因为沙岛（如堰洲岛）或珊瑚礁而把开阔水域分隔造成的。

**潮沟** 一个平坦区，这里细粉砾和粘土沿着海岸被潮流交替覆盖或不覆盖或者是被浅水所覆盖。

## 6.2.9 附录 B

模型需要大规模的地球物理、生物、大气和种群数据。大多数此类信息可以从过去的调查、气象和海洋设备以及此模型提供的默认数据库中获悉。在本节中，拟建了模型所必需的不同数据层的各种来源，也描述了怎样填写数据输入接口的方法，这种

数据输入接口已在数据需求部分讨论过。建议用户在试图运行模型之前导入所有必需的和可选的数据层。熟悉数据层将有助于数据输入做准备。

## 人口数据

为了评估住在附近任何一段海岸线的人口，可以使用来自全球城乡测绘项目(GRUMP)的人口数据。这个数据集含有2000年全球人口在30弧秒(1公里)网格细胞内的估计。用户被鼓励使用他们自己的、更详细的和/或最近的人口普查数据，并鼓励使用甚至是在纸上的最近精细的人口地图，有助于暴露指数图的演绎。

## 地球物理数据层

为了估算兴趣域的暴露指数，模型需要海岸区的轮廓。正如在数据需求部分中提到过，我们提供了一个默认的全球陆地多边形文件。这个默认数据集是由美国国家海洋和大气管理局(NOAA)提供的，称之为GSHHS，或是一个全球自治的、有层次的、高分辨率的海岸线(有关更多信息，请访问<http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/shorelines/gshhs.html>)。它应足以代表世界大部分海岸地区的轮廓。然而，如果这个轮廓不够，我们鼓励用户用另一层替换它。

为了计算地貌等级，用户必须提供一个地貌层(数据需求部分，输入15)和一个相关的地貌分类地图。这张地图应该提供位于海岸兴趣域的地貌特征的位置和类型。在美国西海岸和加拿大的一些地方，这样的地图可以建立一个称为海滨带的数据库。对于美国其它地区，用户可以参考环境敏感指数网站。如果这样的一个数据库是不可用的，建议用区位实地调查信息、航空照片、地质图、甚至是卫星图像来构建它(如使用谷歌或必应地图)。州，县，或其他地方地理信息系统部门可能有这些数据，也可以免费使用。

除了地貌层，用户必须在其属性表有一个称之为“等级”的领域。基于不同地经鉴定的地貌分类，所使用的模型可以分配地貌暴露等级。基于4.1所呈现的分类去给暴露等级赋值。所有等级应该是数字从1到5。

## 生境数据层

生境图(在数据需求部分输入7和8)应提供在表4.1中所描述海岸生境的相关位置和类型的信息。该目录的潮下层已经建立了一个称之为海岸带的数据库。从海岸雨林应用生态学提供的未发表的数据中可取得沙丘数据集。如果这样的数据库是不可用的，建议用区位实地调查信息、航空照片、甚至是卫星图像来构建它(如使用谷歌或必应地图)。

生境CSV表输入要求用户提供存放在“生境”目录中的生境层类型信息。此表中的不同列是：

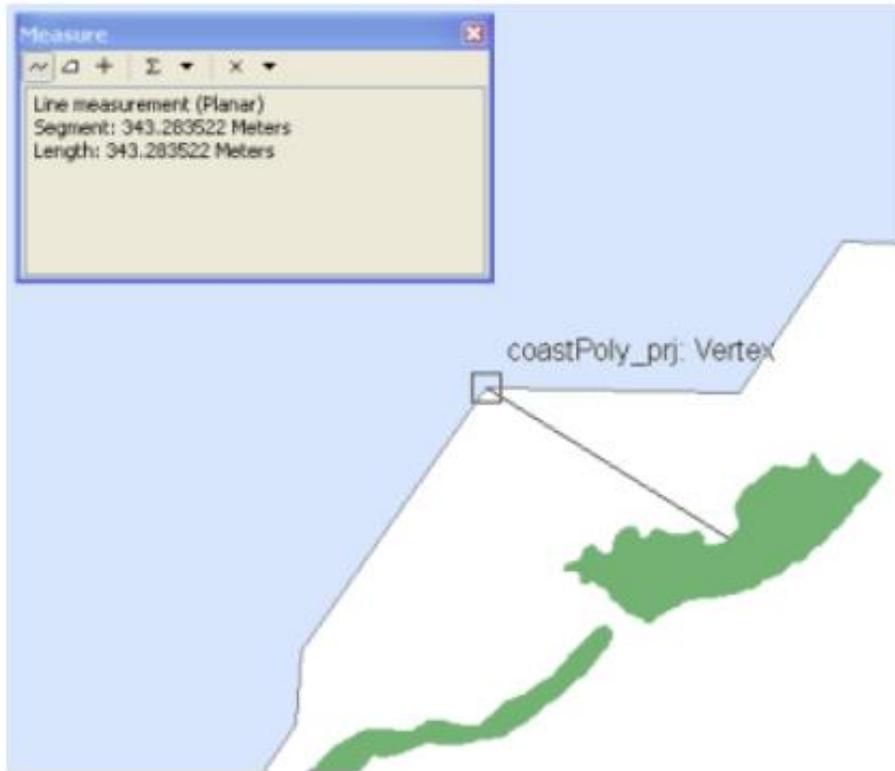
- 1.生境：生境的名称，用户层(如海带或大叶藻)

2.身份：与栖息地名称相关的身份号：下划线整数X，陈列在已经创建好的不同层名称的结尾，如“大叶藻\_2”。注意，这个号码是为了与用户在第一列中输入的名称关联等级和防护距离。换句话说，在第一列的名称可以不同于你文件的名称，但身份证号应该匹配。例如，在已经提供了默认的生境层目录里，大叶藻层的身份号为2（如大叶藻\_2）。一旦第二列的身份号是2，则模型会识别出定义为“大叶藻”的等级和防护距离值以便应用到eelgrass\_2.shp layer中。

3.等级：指的是与列表在第一列的生境相关联的脆弱等级。建议使用表4.1中所提供的等级系统。然而，如果用户想在没有表中列出生境的情况下来评估脆弱性指数是如何变化的，那么用户应该将等级改为5。举例来说，如果在高沙丘被移除的情况下来评估一个地区的脆弱性变化，用户可以改变高沙丘的等级值从2到5。

4.防护距离（m）：通过估算越过生境位置和海岸线之间16等角域的风区距离，模型可确定指定兴趣域内不同生境的存在或缺失。如果一片生境和一段海岸线之间的风区距离是个非零数，模型就会识别出海岸段前的小斑点。将考虑把一个生境等级指派给存在有益作用的生境，它会要求用户在生境CSV表中输入一个最大的距离（输入8）。假定有一个生境是近前置于海岸段而不是远离这个海岸段已超过用户定义的距离，那么这样的生境是对海岸段稳定没有好处的，并且不会计入这部分的生境等级。

为了计算这个距离，建议用户在“生境”目录里装载各种生境层以及代表兴趣域的多边形层。然后，使用ArcGIS的“距离”工具，测量海岸线和判断你足够接近海岸过程并对其产生影响的生境之间的距离。最好是采取多次测量和开发一种可接受的可以作为输入的平均距离。请记住，这个距离不仅反映的是当地的水深条件（海草床可以在浅水近岸区朝海方向扩展数公里），而且也反映输入层的空间参考的质量。下面给出了一个例子，即这样的测量对于海草床被认为是（绿色补丁）。



正如在生境中所提到的，该模型可运用以下的方程来计算海岸段的生境暴露等级：

$$R_{Hab} = 4.8 - 0.5 \sqrt{(1.5 \max_{k=1}^N (5 - R_k))^2 + (\sum_{k=1}^N (5 - R_k)^2 - \max_{k=1}^N (5 - R_k))^2}$$

此方程适用于生境的各种可能的组合，而这一使用的结果将在下面的表和图中呈现：

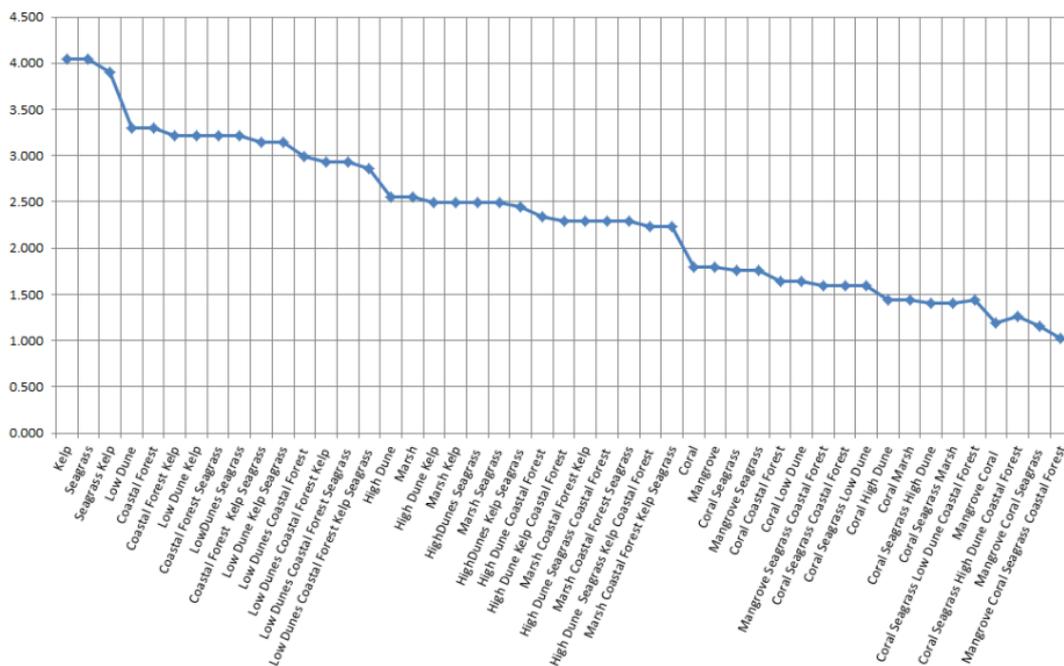
### 风力数据

为了估计风暴露和风引起波的重要性，在兴趣域附近测量风统计资料是必需的。至少5年的数据，模型通过需要在兴趣域附近观测到的每一个16等角域(0度、22.5度等)的平均风速是九十百分位数或者更大，来计算滨海湿地生态恢复成效评估指数(REI)。换句话说，对于滨海湿地生态恢复成效评估指数(REI)的计算，按照降调排序风速时间序列，并采取最高10%的值以及相关的方向。通过亚系列方向分类：有一个方向围绕着每一个16等角域的所有风速分配给这个领域。然后采取每个领域的平均风速。如果在一个特定的部门没有时间序列的记录，而只有来自这个方向的微弱风吹，那么该部门的平均风速将分配一个零值(0)。请注意，在模型中风方向是风吹的方向，而不是朝向。

Combination of Natural Habitats	Final Ranking
Kelp	4.050
Seagrass	4.050
Seagrass Kelp	3.899
Low Dune	3.300
Coastal Forest	3.300
Coastal Forest Kelp	3.219
Low Dune Kelp	3.219
Coastal Forest Seagrass	3.219
LowDunes Seagrass	3.219
Coastal Forest Kelp Seagrass	3.142
Low Dune Kelp Seagrass	3.142
Low Dunes Coastal Forest	2.997
Low Dunes Coastal Forest Kelp	2.929
Low Dunes Coastal Forest Seagrass	2.929
Low Dunes Coastal Forest Kelp Seagrass	2.864
High Dune	2.550
Marsh	2.550
High Dune Kelp	2.495
Marsh Kelp	2.495
HighDunes Seagrass	2.495
Marsh Seagrass	2.495
HighDunes Kelp Seagrass	2.442
High Dune Coastal Forest	2.338
High Dune Kelp Coastal Forest	2.288
Marsh Coastal Forest Kelp	2.288
High Dune Seagrass Coastal Forest	2.288
Marsh Coastal Forest Seagrass	2.288
High Dune Seagrass Kelp Coastal Forest	2.238
Marsh Coastal Forest Kelp Seagrass	2.238

Coral	1.800
Mangrove	1.800
Coral Seagrass	1.759
Mangrove Seagrass	1.759
Coral Coastal Forest	1.638
Coral Low Dune	1.638
Mangrove Seagrass Coastal Forest	1.598
Coral Seagrass Coastal Forest	1.598
Coral Seagrass Low Dune	1.598
Coral High Dune	1.446
Coral Marsh	1.446
Coral Seagrass High Dune	1.409
Coral Seagrass Marsh	1.409
Coral Seagrass Low Dune Coastal Forest	1.446
Mangrove Coral	1.194
Coral Seagrass High Dune Coastal Forest	1.264
Mangrove Coral Seagrass	1.160
Mangrove Coral Seagrass Coastal Forest	1.025

Ranking of a Combination of Natural Habitats



为了计算风波能和风区的特性，模型需要平均风速大于或等于在每个16等角域观察到的第九十百分位（0度、22.5度等）。换句话说，为了计算来自风区的波能，通过方向来观测风速的时间序列：有一个方向集中在每个16等角域的所有风速都分配给这个领域。然后，对于每一个部门，采取平均观测值最高的10%。再次，请注意，风方向是风吹的方向，而不是朝向。

如果用户愿意提供自己的风波统计数据，而不是依靠WW3数据，必须按以下顺序输入数据：

1.列1-2：占位符；无需信息

2.列3-4：纬度、经度值；这些值将用于显示分配了不同海岸线风浪信息网格点的纬度和经度。

3. 列 5-20 : REI\_VX , 其中 X=[0,22,45,67,90,112,135,157,180,202,225,247,270,292,315,337] (如REI\_V0)；风速值被计算是为了得到每个海岸线段的滨海湿地生态恢复成效评估指数 (REI)。这些值是最高10%风速的平均值，都被分配给集中于上面列出角度的16等角域。

4.列21-36: REI\_PCTX, 其中X与上述列出的值一样；这16%的值（加在一起时总和为1）对应集中于上述X主要领域最高10%风速的比例。

5.列21-36: WavP\_X, 其中X与上面列出的值一样；这些变量是用来估算直接曝光于大洋区域的波暴露。他们首先通过估算所有已记录波的波能来计算WW3数据，然后把波能值分配给早前定义的16个风区。对于每一个领域，然后通过平均最高10%的值去计算WavP (见模型章节)。

6.列53-68: WavPPCTX, 其中X与上面列出的值一样；这些变量通过与WavP\_X结合起来用于估算直接曝光于大洋区域的波暴露。它们对应集中在主要领域X方向最高10%波能值的比例（见模型章节）。

7.列69-84: V10PCT\_X, 其中X与上面列出的值一样；这些变量被用来估算来自风区的波能。它们对应集中在主要领域X方向的平均最高10%的风速。

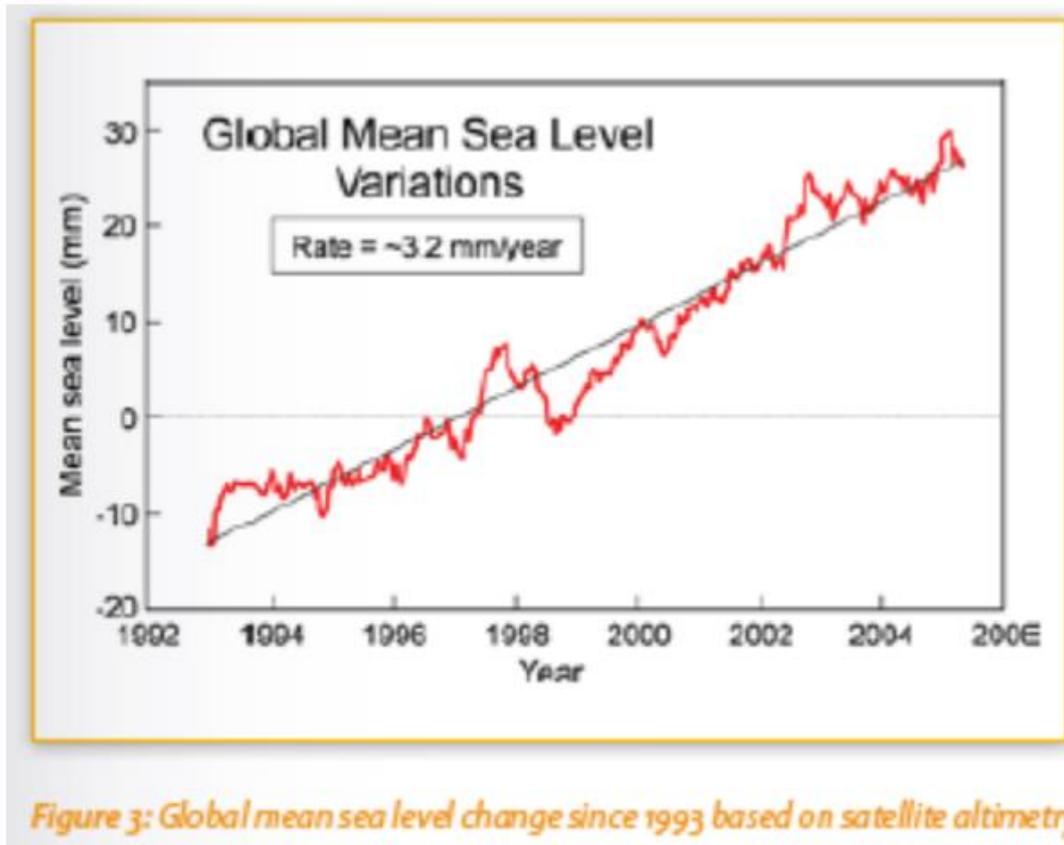
如果用户决定创建一个类似的层，建议在微软创建它，并在“图层”菜单中添加该表。为了绘制数据，在工作表名称上单击右键，并选择“显示XY数据”。选择显示X和Y字段分别为“经度”和“纬度”。如果用户满意结果，右键单击图层，选择“导出数据”并转化这个临时“活动层”为一个点矢量，即现在被称为运行时的海岸脆弱性模型。最后，建议使用WGS84基准。

正如在模型部分cv-winds的描述，模型提供了一个可选的暴露区或庇护区的地图。这纯粹是基于风区距离，并非考虑风速的测量。为了装备这张地图，该模型运用风区距离的中断来估算用户已经基于研究定义好的兴趣域。为了确定这个距离，建议“距离工具”将全球多边形层放大进兴趣域。

### 海平面改变

如前所述，一幅表示兴趣域海平面净上升率或净下降率的地图可以添加。这些资料可以在相关兴趣域海平面变化或海平面上升的报告或出版物中发现。否则，用户被建议从潮流计测量生成这些信息，或是基于从附近区域以假定为类似行为方式获得的

值。在海平面上升的背景下，一个很好的全球潮流计测量的数据源被用作是对海平面上升的永久性服务。本网站有修正的或未修正的世界许多地方的海平面变化数据。针对本网站提供的潮流计测量，建议用户通过把这些观测量拟合成线性回归来估计海平面变化的速率，正如下图所示。此图出自Bornhold(2008)。



### 创建一个海平面变化GIS层

用户可以创建自己的代表海平面变化的多边形面或点矢量输入进模型。如果创建一个多边形的特征类，模型将海平面变化等级分配给多边形海岸线重叠的部分。如果使用一个点的特征类，模型将海平面变化等级分配给基于点最接近的海岸线部分。在ArcMap中创建一个特征类，软件窗口必须在“数据视图”模式。选择“绘图”下拉选项，并开始创建一个类似于下面黑色特征的多边形。双击完成多边形。类似的，你可以在绘图工具条中选择创建一个‘93标记94’而不是‘93多边形94’。选择此选项，然后点击你想分派海平面变化值或等级的兴趣域。下一步，点击“绘图>>图形转换功能.....”指定输出矢量或特征类的路径和一个明确范围的名字。最后，打钩：“图形转换后自动删除”框并单击“确定”。一旦所有给明确区的多边形或点被创建，您必须创建一个称为“趋势”的属性域并根据表4.1中指示净海平面变化的值（毫米/年）来填充它。对于一般性的创建和编辑矢量请尝试用ArcGIS或QGIS提供的文档。对于更具体地与InVEST相关的GIS视频教程，可以考虑参加在线课程，有关自然资本项目方法的介绍。

## 风暴潮潜能

风暴潮潜能能够计算海岸段和大陆架边缘之间的距离，或是与任何其它兴趣域等深线之间的距离。这个输出通过使用一种模型来计算，而这种模型没有考虑一段海岸线与等深线之间壁垒的存在。

创建一个兴趣域时，建议加载全球多边形层和大陆架（或其它首选等深线，输入11）为指南。绘制一个兴趣域以便重叠你想包含在分析中的海岸线。另外，如果你想涵盖风暴潮潜能变量以确保兴趣域至少去重叠大陆架最边缘海岸线的一部分。这种模型是必要的，因为这样可以正确计算与大陆架的距离。

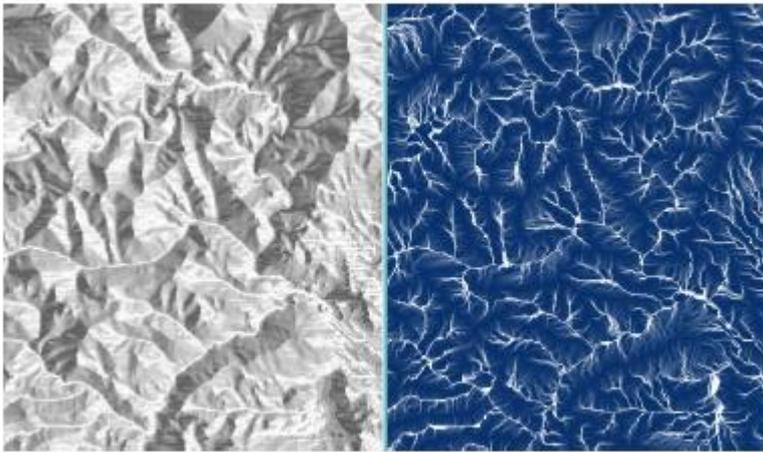
### 6.2.10 参考文献

- Bornhold, B.D., 2008, Projected sea level changes for British Columbia in the 21st century, report for the BC Ministry of Environment.
- Bush, D.M.; Neal, W.J.; Young, R.S., and Pilkey, O.H. (1999). Utilization of geoindicators for rapid assessment of coastal-hazard risk and mitigation. *Oc. and Coast. Manag.*, 42.
- Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), Columbia University; and Centro International de Agricultura Tropical (CIAT) (2005). Gridded Population of the World Version 3 (GPWv3). Palisades, NY: Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Columbia University.
- Cooper J., and McLaughlin S. (1998). Contemporary multidisciplinary approaches to coastal classification and environmental risk analysis. *J. Coastal Res.* 14(2):512-524
- Gornitz, V. (1990). Vulnerability of the east coast, U.S.A. to future sea level rise. *JCR*, 9.
- Gornitz, V. M., Beaty, T.W., and R.C. Daniels (1997). A coastal hazards database for the U.S. West Coast. ORNL/CDIAC-81, NDP-043C: Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
- Hammar-Klose and Thieler, E.R. (2001). Coastal Vulnerability to Sea-Level Rise: A Preliminary Database for the U.S. Atlantic, Pacific, and Gulf of Mexico Coasts. U.S. Geological Survey, Digital Data Series DDS-68, 1 CD-ROM
- Irish, J.L., and Resio, D.T., "A hydrodynamics-based surge scale for hurricanes," *Ocean Eng.*, Vol. 37(1), 69-81, 2010.
- Keddy, P. A. (1982). Quantifying within-lake gradients of wave energy: Interrelationships of wave energy, substrate particle size, and shoreline plants in Axe Lake, Ontario. *Aquatic Botany* 14, 41-58.
- Short AD, Hesp PA (1982). Wave, beach and dune interactions in south eastern Australia. *Mar Geol* 48:259-284
- Tolman, H.L. (2009). User manual and system documentation of WAVEWATCH III version 3.14, Technical Note, U. S. Department of Commerce Nat. Oceanic and Atmosph. Admin., Nat. Weather Service, Nat. Centers for Environmental Pred., Camp Springs, MD.
- U.S. Army Corps of Engineers (USACE). 2002. U.S. Army Corps of Engineers Coastal Engineering Manual (CEM) EM 1110-2-1100 Vicksburg, Mississippi.
- Wessel, P., and W. H. F. Smith (1996). A Global Self-consistent, Hierarchical, High-resolution Shoreline Database, *J. Geophys. Res.*, 101, #B4, pp. 8741-8743.
- World Resources Institute (WRI) (2009). "Value of Coral Reefs & Mangroves in the Caribbean, Economic Valuation Methodology V3.0".

## 7 辅助工具

### 7.1 路径数字高程地图

#### 7.1.1 概述



#### 7.1.2 简介

InVEST内的淡水模型是由DEM确定路径的。在开发InVEST的过程中，我们发现缺少流动方向和流量累积算法的实现。为了满足这一需求，我们开发了我们自己的高性能实现的D-无限流向算法（Tarboton，1997年），再加上一个高原解析算法确定平坦区域的路径（Garbrecht先生和马茨），该算法优于TauDEM算法和GRASS的实现。我们觉得实现可以计算的一个独立的工具是足够有用的：

- 解决DEM平坦区域，使所有地区，除了坑，都排水到某个点。
- D-无限流向算法跨越任意DEM。
- D-无限流量累积算法跨越一个DEM。
- 流量累积算法的流阈值。

安装InVEST后，可以在InVEST文件夹下的开始菜单中一个名为RouteDEM的实用程序中找到此工具。

#### 7.1.3 输入参数

1.工作空间：这是存储运行后RouteDEM的输出数据的文件夹。

2. DEM：一个GIS DEM栅格的输入数据。作为一个好的路径，DEM数据首先应先填满坑。平坦的高原地区将被RouteDEM自动解析。

3.高原解析后的DEM文件名：这是在工作空间中保存高原解析DEM的输出文件名。

4.流向文件名：这是在工作空间中保存d-无限流向栅格的输出文件名。

5.流累积文件名：这是在工作空间中保存d-无限流量累积栅格的输出文件名。

6.阈流量累积：这是被用于阈值流量累积栅格以创建一个流图层的值。在工作空间中，输出值将被称为stream\_[threshold].tif，其中[threshold]将被此处的输入值代替。

7.计算多流阈值：如果选中，将生成多流阈值的栅格：

7a. 阈值流量累积上限是多流阈值集的上限值。

7b. 步长是栅格之间采用的阈值步骤的数量。如果原来的流量累积栅格为1000，阈值的上限为2000，步长为100，则RouteDEM将生成限值为1000，1100，1200，...，2000的10个流阈栅格。探索其他需要定义一个阈值流的InVEST输入的这个参数的空间可能是有用的。

8.计算坡度：如果选中，RouteDEM也将计算输入DEM的坡度。如果选择，还定义斜率的文件名作为被放置在工作空间中的输出的坡度栅格的名称。

#### 7.1.4 参考文献

Garbrecht, J., Martz, L. W., The assignment of drainage direction over flat surfaces in raster digital elevation models, *Journal of Hydrology*, Volume 193, Issues 1-4, 1 June 1997, Pages 204-213, ISSN 0022-1694, [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03138-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03138-1). (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169496031381>)

Tarboton, D. G. (1997), A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digitalelevation models, *Water Resour. Res.*, 33(2), 309-319, doi:10.1029/96WR03137.

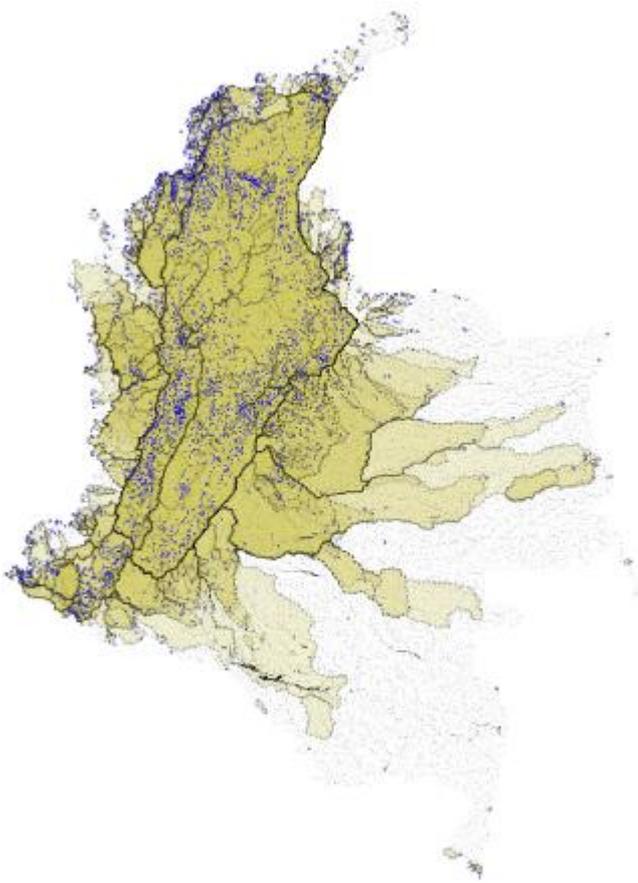
## 7.2 划定 IT

### 7.2.1 概述

### 7.2.2 简介

在InVEST中，许多淡水模型需要流域多边形来聚集提供给受益人的生态系统服务。然而，我们发现使用现有的工具建立流域是困难的，他往往需要特定的专业知识和/或专有工具集。为了满足这一需求，我们开发了在PyGeoprocessing GIS包中发布的流域划分算法，并包装成InVEST内部的一个UI。所有DEM路径都由PyGeoprocessing处理，这解析了高原，并使用D-无限算法规划流向的路径。

安装InVEST后，此工具可以在InVEST文件夹下的开始菜单中以名为DelinateIT的实用程序找到。



### 7.2.3 输入参数

- 1.工作空间：这是存储运行后RouteDEM的输出数据的文件夹。
2. DEM：一个GIS DEM栅格的输入。DEM数据应先填满坑。平坦的高原地区将被PyGeoprocessing自动解析。
- 3.出口点：这是一个用于指定应在周围构建流域的地段的点shapefile数据。这些可以是河流摄入点，人口中心，或其他兴趣点。任何与此数据集相关的字段将在构建流域时复制到流域的shapefile文件中。
- 4.阈值流量累积：DelineateIT可以捕捉距离河流最近的出口点，以生成比那些非像素中心更稳定的流域。要做到这一点，该工具构建了一个流图层，是由阈值的流量累积值超过此参数的所有像素构成。
- 5.像素距捕捉出口点：在流域构建过程中，DelineateIT将搜索这个尺寸大小的窗口以查找通过之前所给的阈值流量累积所分类的最近的流像素。

## 7.2.4 输出结果

所有输出均可在前面给出工作空间目录中找到。它们包括：

- **watersheds.shp**: 这是一个多边形的shapefile数据，定义了捕捉到的出口点上游的区域；上游是通过在PyGeoprocessing中执行d无限流算法定义的。
- **snapped\_outlets.shp**: 这是一个点的shapefile数据，表示了基于“域流量累积”和“像素距捕捉出口点”的值捕捉的出口点的位置。
- **stream.tif**: 这是用来捕捉出口点的栅格流图层。

## 7.2.5 参考文献

PyGeoprocessing <https://bitbucket.org/richpsharp/pygeoprocessing>

## 7.3 情景设置

### 7.3.1 概述

### 7.3.2 简介

情景是描绘未来事件和状态的故事情节。他们提供对未来的洞察力，帮助塑造对不确定的未来的事件的想象。为了使情景具有所希望的效果和实用性，它们必须是可信的，观众必须能够涉及到这样的事件发生，否则它们将冒着被撤销的风险。对情景有几种定义，但是在InVEST情景指南的描述中，情景描述了一个可能的未来，反映了重要的和不确定的未来发展或选择，是合理的，内在一致的，并且与强调的问题相关。情景被用于许多领域，并且有不同的形式，但在这种背景下，我们考虑可以以一个空间上明确的方式表示，并且和土地覆盖有关的情景。

其中的土地利用和变化是一个具有全球重要意义的问题。土地利用/土地覆盖变化是由提供食物和住所的需求，以及快速变化和日益复杂的许多其他因素中的经济发展的兴起所驱动的。土地覆盖变化情景对提高人们对受当今行为影响的土地覆盖变化可能造成的后果的意识是很重要的。在生态系统服务的背景下，在各种情况下提供生态系统服务的潜在变化是评估这些替代品的影响，并提醒决策者损失后果的一个重要途径。

虽然土地利用变化建模很重要，但它很复杂，需要结合驱动土地利用/土地覆盖变化的社会，政治和经济因素。而且，将这些因素进行结合在方法上存在困难，并且受到缺乏空间上明确的数据的阻拦 (Veldkamp and Lambin, 2001)。由于其复杂性，所以使用比较容易测量的代理变量（例如距道路的距离）来代替这些实际的驱动因素。这

种方法有混淆因果关系的风险，但它为理解这个复杂的问题提供了简单直接的途径。

这个情景生成工具提供了比较简单的基于土地适宜性的情景生成方法。它的工作原理是土地变化发生在那些相对来说更适合的地区。该工具结合了利益相关者输入的转变概率和确定是否适合生成描绘未来土地覆盖的简单地图的物理因素。其核心是土地适宜性分析。

土地适宜性分析已经发展多年，从早期的手绘地图发展到计算机辅助叠加制图，多标准评估和当前的人工智能方法（Collins，2001）。随着地理信息系统（GIS）的现代发展，叠加分析司空见惯，几乎包含在所有的GIS软件中。经典叠加制图和建模方法的主要限制之一是将价值判断，如决策者的偏好和基本政策驱动的影响（Malczewski，2004），进行合并的困难。GIS结合多标准评价 - 一种在决策制定中评估各种标准的方法 - 使得将专业知识纳入这种分析变得更加容易。另一些人青睐人工智能（AI）方法，它们在不声称理解了基本过程的情况下模仿人类的智慧（Malczewski，2004）。这种技术包括模糊逻辑，神经网络，遗传算法和元胞自动机。这些方法已经由于其分析过程的黑匣子性质而受到批评，使他们难以被决策制定者轻易接受。这个工具结合使用了叠加分析，多标准评价方法和直接将专家知识应用到绘制未来选择中。

### 7.3.3 模型

#### 工作原理

对不同的用途分配地块是一个多目标多标准的问题。有大量的驱动因素（目标）影响到土地覆盖变化。有些驱动因素非常明确，便于观察（如矿物勘探和开采），而另一些驱动因素则是微妙的，且难以辨认的（如社会价值观的改变）。作为一个参与的过程，这个情景构建工具依赖于利益相关者可以轻松地识别和估计其影响的驱动因素。同时，还有很多影响地块适宜性转换的因素。这可能包括因素或限制，如坡度，土壤类型，距道路的距离，距市场的距离，雨量分布和入口。多目标多标准的处理提出了一个挑战，这个工具试图解决此挑战。

该工具旨在使用通常参加讨论的专家/利益相关者的数据。输入的主要部分是：i) 转换的概率，ii) 影响变化的物理和环境因素，iii) 在给定情景下预期变化的数量。该工具工作的单个土地覆盖图使得它在数据不佳情况下非常有用。以下是运行该工具所需要元素的细节。

#### 变化量

变化的数量是由对土地的需求间接决定的，并被利益相关者所估计。这里提供的变化值是用作将所有合适的像素按优先顺序排列的目标和工具，直到对此覆盖的目标得到实现或直到所有可用的象素都被进行转换。对于那些在最初的土地覆盖中还不存在的覆盖类型，这个变化量应该以绝对面积单位（公顷）输入。虽然本指南没有给出

如何估计这个量的明确的指示，用户可以基于他们想要的复杂程度使用各种方法。举例如下，生产车间协助者或建模者可以运行过去土地覆被变化的分析，来提供景观上合理的变化幅度的基础。然而，工具中使用的最终值应该由利益相关者确定，而且可能不同于这样的经验数据。如果使用一个纯经验建模方法，可能其他的工具更合适。

### 转变概率

一个给定的地块从一种土地覆盖类型转变为另一种（转变概率）的概率是由利益相关者定义的。这个练习最好在团队背景下做。利益相关者应该选择一些容易理解的转变，并确定在考虑期间他们有多大可能。例如，它们可能认为草原向农业用地转变的可能性，如果以0至10为刻度，为8。在做这个练习时，利益相关者考虑影响这样改变的驱动因素，而不考虑如保护等制约因素是很重要的，因为这些是分开考虑的。

下面是转变概率矩阵的一个例子：

		To			
		Cover A	Cover B	Cover C	Change
From	Cover A	0	4	0	30%
	Cover B	0	0	0	0
	Cover C	10	2	0	-10%

在上面的矩阵中，数字的绝对值不是关键，因为它们使用时是相对的。即使在创建适宜性地图（后面讨论的使用因素）时，将这些值限制在一定范围内都是很重要的。在读列数据时，A土地覆盖类型将会增长，而且所有的增长都将来自C土地覆盖类型；B土地覆盖类型将会由于A覆盖类型的贡献，和B覆盖类型的很小的贡献而得到增长。正如当前所写，这种情况下，在所有A土地覆盖类型消失后，B土地覆盖类型将只会转变为C土地覆盖类型。

### 优先级

此工具要求利益相关者对土地覆盖类型进行排名，这样可以分配权重。当多个目标竞争一个地块（或此工具中使用的作为单位的像素）时，具有较高权值或优先级的目标获胜。对覆盖类型进行优先级排序是困难的，因此提供一个可选功能，即在一个层次分析法（AHP）中采用两两比较矩阵，这样利益相关者一次只能比较两个覆盖类型。层次分析法的使用是可选的。

举个例子，在下表中，使用9分作为连续刻度（见文档结尾），相对于A覆盖类型，C覆盖类型是“非常次要的”(1/9比1)。然而，相对于B覆盖类型，C覆盖类型是“更加非常重要的”。一旦表格被填充，该工具将使用特征向量来对每个覆盖类型分配权重。建议使用了9分作为连续刻度（Saaty, 1977）。另外，一个人可以通过使用任何其他工作得出权重，并直接输入这些值。具有最高权重的覆盖类型将在其他覆盖类型转变之前实现目标。值得注意的是，当计算优先级后，输入表将不被更新，但在这些工作在计算转变时会使用计算得到的值。

	Cover A	Cover B	Cover C
Cover A	1		
Cover B	1/2	1	
Cover C	1/9	5/1	1

## 因子

表1中给出的转变概率值是基于专家的意见和政策驱动因素的。不过，也有决定像素的适用性转变的物理和环境因素，从而确定土地覆盖变化可能发生在景观的何处。这些因素的一些例子便是距道路的距离，土壤类型，距城市的距离，海拔，坡度和坡向。该工具允许用户提供这些因素，并确定与土地适宜性的关系。不同目标（这里指覆盖类型）之间，这些因素的影响不同，因此允许用户根据需要为每个覆盖类型输入一组因素。在合并这些因素来确定最适合土地覆盖类型扩张的区域时，需要使用多标准评价。用户对每个因素创建一个栅格图层，带有从0（不适合）到10（非常合适的）的适宜值。有许多方法来得到这些图层，这留给用户自行决定。然后衡量各个因素（如上），并创建一个类似下图的矩阵。因素的选择对生成可信的情景地图是非常关键的。在工具中使用因素是可选的，建议使用良好的数据集，否则结果可能会不一致。由于情景开发的迭代性质，用户应该多运行该工具几次，使用和不使用这些因素，观察效果，并根据需要进行调整。

	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Factor 1	1		
Factor 2	1/2	1	
Factor 3	1/9	5/1	1

上面的矩阵被用于计算适宜性。有多少正考虑的覆盖类型（目标），就将有多少适宜性图层，其值越接近10，表示越可能最先发生转变。

## 邻近适宜性

距离该土地覆盖类型近的像素，更容易转换成该类型。例如，靠近农业用地的地块，如果适合农业，可能最有可能先被转换成农业用地。然而，这可能并不适用所有的覆盖类型，因此由于有邻近适宜性，用户可以选择标记一种覆盖类型。虽然这种邻近性可能在改进地块适应性时起重要作用，但此工具限制了其效果，这样便不能显著的驱动其适用性。要应用邻近性的影响，计算每个格网到被分析的类型之间的距离，并降低其值直到用户输入的最大距离。距离该类型最近的格网被赋予最大的值，超过最大距离的那些格网赋值为1。当与适宜性图层的其余部分相结合时，邻近距离的影响会稍微提高适宜性。

## 约束

约束是防止人为造成土地覆盖变化的独特的因素。约束的一个例子就是一个保护区。然而，保护区有不同的名称来确定其防止土地覆盖变化的能力。即使他们在宪报刊登的是“严格保护”，实际实施时，可能会有所不同。因此，该工具允许用户输入访问值来确定在何种程度上，该保护区将有效地防止所考虑的情景中生境的改变。访问值

为0，意味着该约束具有充分的效果，并且在该限制的范围内不会发生任何转变，而值为1时则意味着该约束不起作用。当应用到一个适宜性图层，限制值为0使与其重叠的所有地块具有值为0的适宜度，因此没有任何任何机会去吸引任何改变。另一类型的约束，尽管更复杂，的例子是一个要求，即只有在特定区域以外的地块可以被转变为大型的农业用地。如果应用这样的约束，任何不符合最低要求的合适区域（像素组）将被忽略。

### 变化覆盖

虽然上述方法使用计算方法来改变像素，并呈现一个可能的情景土地覆盖，仍然有些时候，用户宁愿有异常，并重写这些方法来改变像素。该工具允许用户输入一个覆盖GIS图层，这个图层如所述转变像素。最简单的，提供一个土地覆盖数据集和一个可用于改变特定定义的多边形覆盖图层，在此情况下，情景工具成为一个简单的GIS操作工具。目前只能接收一个矢量覆盖图层，因此，如果使用多个图层，需要将它们进行合并。

### 转变计算

该过程的最后一步是要转换像素（土地分配）。该工具通过将适宜性栅格转变为一个数组来执行土地覆盖转变，并基于其适宜性值转换处理每一个像素。从具有最高优先级的覆盖类型开始，读取目标（变化百分数），并从最高适宜性开始转变像素。在每个类型都被处理后，经转换的像素被遮蔽，使它们无法再次进行转变。虽然存在更多的相同适宜性的像素，该工具随机选择它遇到的第一组（区）可用像素。

举例说明该程序，考虑一个承受农业扩张压力的5×5像素的景观。这里有几个重要的土地类型之间的转换：

1. Forest -> Agriculture (very likely, 8)
2. Forest -> Urban (extremely likely, 10)
3. Grassland -> Agriculture (likely, 5)
4. Grassland -> Urban (very likely, 8)
5. Agriculture -> Urban (a little likely, 3)
6. Urban -> Agriculture (very seldom likely, 1)

在利益相关者研讨会（或其他专家论坛）上，对上述转变进行讨论，并考虑决定这些转变的驱动因素。上述利益相关者的概率值输入到如下的矩阵中：

	Forest	Ag	Urban	Grassland	Rock	Goal	Priority
Forest	0	8	10	0	0		
Ag	0	0	3	0	0	+40%	10
Urban	0	1	0	0	0	+100%	5
Grassland	0	5	0	0	0		
Rock	0	0	1	0	0		

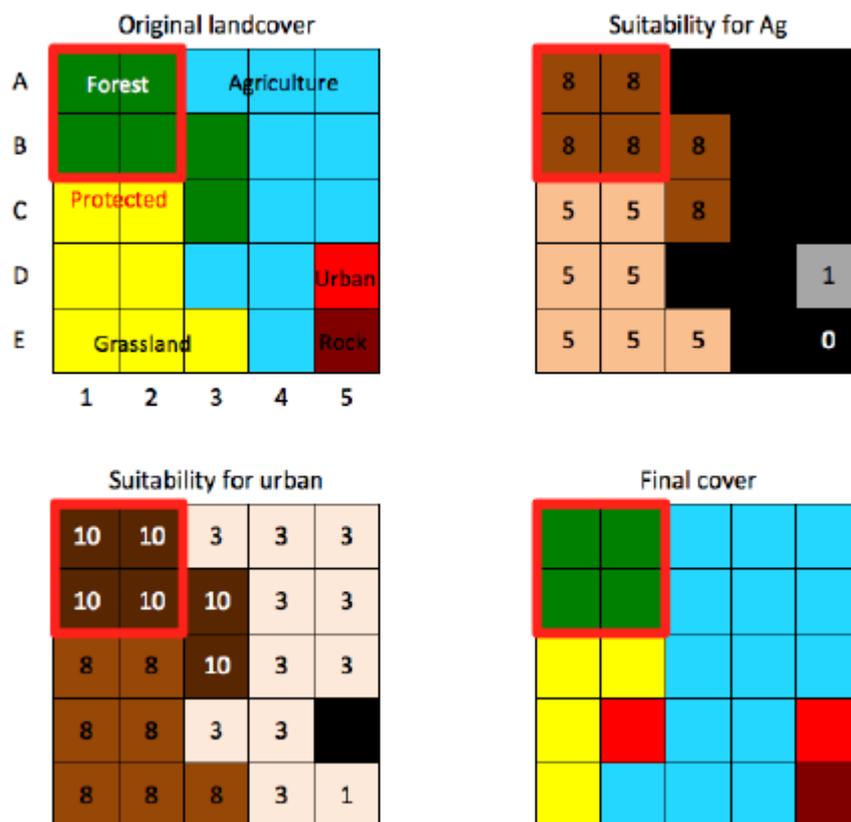
在考虑了驱动力（驱动因素）和需求后，利益相关者把农业用地增长40%，城市用地增长100%作为一个目标。进一步，他们确定农业比城市发展具有更高的优先级，因此它们被分别赋值为10和5。由于这些值是相对的，因此绝对值并不重要。当一个格

网（地块）对农业和城市发展两者都更适合，农业则由于具有较高的优先级胜出。

这个简单的例子只考虑概率矩阵，但该工具还提供了结合物理和环境的特点，这也决定了土地覆盖转换的概率。即使当使用概率矩阵和因子两者时，该工具允许调整用于转变的每个类型对最终适宜性格网的贡献值。

流程说明：

1.目标是农业用地增加40%（4个像素），城市用地增长100%（1个像素）



2.格网A1, A2, B1, B2受到保护，所以不发生任何更改。该工具允许输入保护中间值来控制转变的适宜度

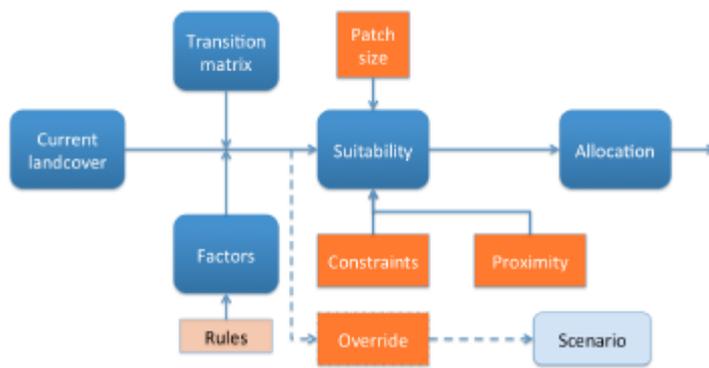
3.农业和城市格网被屏蔽，因为他们不转换

4.具有最高适宜性分数（8）的格网首先被转变，随后是具有较低适宜性分数的格网，直到实现目标或所有可能的格网都运行完。

5.应用邻近适宜性，即E3格网比C1格网先转变，即使他们有相同的适宜性

6.格网D2和E3具有相同的适用性和邻近性，因此随机选取其中一个

7.从最高优先级开始对每个覆盖类型（目标）重复这个过程，直到最低值。



## 局限与简化

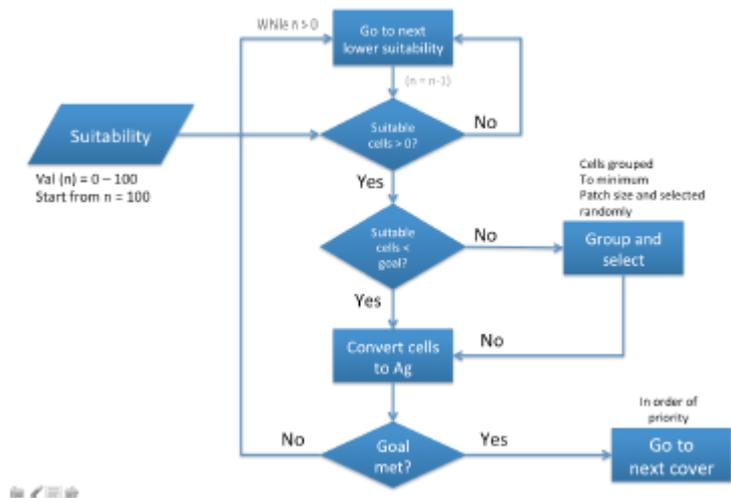
土地覆盖变化分析很复杂，大多数方法只能尽量接近可能的未来。该模型捕获专业知识，并试图尽可能真实的表示合理的土地覆盖变化，但不预测未来的土地覆盖。此工具的其中一个目的是让利益相关者更容易了解他们在构建情景时做的决策将如何在制作的地图中反映出来。

下面是一些局限性/假设：

1.该模型假设一个覆盖类型要么增大，要么缩小，不会同时增大或缩小。在现实中，转变在两个方向发生，但为了简单起见，这里假设仅有一个方向。

2.此工具假定从最初的土地覆盖到此情景的土地覆盖是一步转变过来的。实际上这些变化可能使逐步的，每个阶段都有不同的模式。

3.利益相关者的值对近期的将来可能更可靠，但不适合长期的。因此，建议停留在近期的将来。



目前该工具只处理那些不断增长的覆盖类型，无视收缩的类型。例如，即使一个百分比的变化可以输入-5%，不断增长的覆盖类型总是覆盖。未来的版本将解决这个问题。

题。

### 7.3.4 需要的数据

1.基础土地覆盖：栅格形式的土地覆盖数据。虽然土地覆盖类别的数量可以是无限的，但对于这种分析，数量过多，利益相关者将会变得混乱，并且处理大量土地覆盖类别也成问题。最好将类别保持在20类以内。利益相关者应能够描述每个覆盖类型，尤其是那些正在转变的。

2.土地覆盖转变表：土地覆盖转变表包含标度为0~10的转变概率，其中0表示没有改变的可能性，10表示全部转变的可能性。行表示土地覆盖类型。对于行中的每个土地覆盖类型，有一个名为<cover id>匹配字段，如下面的例子所示，其cover id与行中的ID相匹配。目前支持csv格式。这个表有两个附加字段：

1.优先级（权重）：如果用户对覆盖类型有优先级，应在此处输入，否则使用可选的计算优先级选项来填充此字段。具有较高权重的覆盖类型将在那些具有较低权重的之前被分配像素。

2.百分比变化：这显示变化量，而且应该是正或负的整数。面积减少的覆盖类型应为负值，而面积的增加为正值。负值只用于检查变化的平衡，不在计算转变时使用。这是一个限制。

3.邻近度：如果将邻近适宜性应用到该覆盖类型，则输入邻近距离，否则赋值为0。邻近距离是以米为单位的值，表示自邻近的影响有多达范围。例如，该字段为10公里以内的小规模农业，如果它们是适宜的，可能被转化成农业，但大于这一距离后，邻近性的效果消失。在这案例中，应输入10000。

4.面积变化（可选）：对于尚不存在覆盖类型，无法使用百分比变化，要引入一个新的覆盖类型，以公顷为单位输入新的数量。

5.地块公顷（可选）：这是一个可选值，表示要赋予一个适用于该覆盖类型的地块的最小尺寸。如果没有输入，默认使用1个像素。

	Cover	1	2	3	4	Percent Change	Priority	Proximity
1	Grassland	0	4	0	1	-5%	2	10000
2	Agriculture	0	0	0	1	25%	8	10000
3	Tropical Forest	5	8	0	1	-10%	5	0
4	Bare land	0	0	0	0	3%	6	0

在上表中，在以草原和热带森林为代价的情况下，农业和裸地有所增长。热带森林转变到农业的可能性被评为8，而草地到农业的可能性为4，因此当将像素转变为农业时，森林像素将先于草原像素被转变（见假设）。同样，像素转换时，农业的目标在裸地之前被满足，因为它具有更高的权重。

3.土地适宜性因素（可选）：此表列出了确定土地覆盖变化的适宜性的因素。每个

因子为一个图层，定义了其适宜性。由于相同因子对不同目标可以有不同的含义，用户可以为每个覆盖累心（目标）输入多个图层。如果没有提供该表，这些因素将不会被使用，而仅使用上面的转变概率表。强烈建议要包括因素。以下是必填字段：

1. **Factorname:** 因子的名称。这应该是一个单一的短名称，用于识别因子，并且对于该因子应该是独特的。不允许使用空格

2. **layer:** 具有因子特征的GIS要素类的名称。例如roads.shp。面（相对于线和点）数据集可以是一个要素（例如shape文件）或栅格。如果是要素（矢量），那么必须指定suitfield（取值范围为0到100）。如果是栅格，那么栅格值应说明适宜度（0-100，其中100表示非常适用于特定覆盖类型，0表示不适合）

3. **距离:** 因素的影响范围，例如距公路的距离。该工具对所有要素只使用一个距离。多边形要素不使用此字段。距离的单位应与土地覆盖数据集的单位（假定米）一样。

4. **Suitfield:** 标识面图层中的包含适宜度的字段。字段值应当是0到100之间的整数，其中0表示不合适，100表示非常合适。这不适用于非多边形数据集。

5. **wt:** 这是因子的权重。当合并因子时，使用该权重。

6. **Cover:** 适用于特定的土地覆盖类型的因素。此字段用于指明该因子所应用的覆盖类型。

ID	Factorname	Layer	Wt	Suitfield	Dist	Cover
2	roads	Roads.shp	5		10000	Smallsc1
3	majorroads	majorroads.shp	2		6000	Largescl
4	elevation	Elevation.shp	3	suit		Agric
5	Roads	Roads.shp	5			Largescl
6	elevation	Elevation.shp	8	suit		Largescl

4. 优先级（权重）矩阵（可选）：使用多标准评价方法计算要素的权重，在层次分析法中应用两两比较。这种方法可用于：

1. 对转换的覆盖类型进行排名
2. 对每个覆盖类型分配因子的权重

如果用户不希望使用这种方法，也可以手动输入优先级和权重到各自的表中。这个矩阵应遵循的下面的格式，矩阵值是从第三列开始输入的。前两列保留给描述值（记录数和项），最后一列保留给优先级或权重。该工具计算权重，并填充此列。只有对角线的下半部分应被填充，而且对角线格网应均为1。各项的名称并不重要，但它们必须与它们在该行的顺序相同。如果对因子使用这个表，这些都应该是单个覆盖类型（目标）的因素。例如，这些可以是确定农业生长的因素（一个覆盖类型，该工具的一个目标）。

Record	Item	DistRoads	DistTown	Slope	PRIORITY
1	DistRoads	1			
2	DistTowns	0.33	1		
3	Slope	0.1	5	1	

**5. Change override layer** (可选): 这是一个带有土地覆盖类型的矢量 (多边形) 图层, 与输入的土地覆盖有相同的比例和投影。这个图层是用来覆盖所有的变化, 并在规则转变完成后应用。

**6. Constraints Layer** (可选): 这是一个显示保护土地覆盖变化受限制的景观的矢量图层。该层应具有一个名为 'protlevel', 值为0和1之间的字段, 其中0意味着它受到充分保护, 1表示它是完全向变化开放的。

**7. Factor weight:** 因子权重是0和1之间的值, 它决定相对于专家意见概率栅格的因子权重值。例如, 如果输入的权重为0.3, 则最终适用性的30%是由这些因素贡献的, 而概率矩阵贡献70%。在工具界面上输入该值。

**8. Specify transitions:** 这是一个用于确定似然概率矩阵是否应当被使用的选项。如果未选中, 概率矩阵将被忽略。直接在界面上输入该值。

**9. Use factors:** 这是一个确定是否应使用因素的选项。如果未选中, 则因素将被忽略。直接在界面上输入该值。

**10. Result suffi** (可选): 此处输入的值将作为你的结果的一个后缀。只允许有一个字符。加入一个独特的后缀将避免覆盖以前的结果文件。

**11. Downsampling** (可选): 你喜欢该模型以何种分辨率运行。土地覆盖地图将有一个“原生”的分辨率 (即, 栅格内每个格网的大小, 如30米x30米)。如果你想使这个分辨率变得较粗 (即更大的格网), 以加快运行时间或使文件较小, 输入一个不同的 (较大) 格网尺寸, 此模型将自动重采样到新的分辨率。你不能定义一个比栅格数据集的原始分辨率更精细的新的分辨率。

### 7.3.5 结果解译

#### 最终结果

最终结果将保存在此模块工作空间中的“output”文件夹下。通常情况下, 改变该值以多次运行此工具, 直到生成可接受的情景地图。

scenario.tif - 这是新创建的土地覆盖数据。加载该数据, 并与原来的土地覆盖进行比较。

scenario-output-summary.html - 一个显示了土地覆盖转变, 并以图形表示该变化的html文件。

#### 中间结果

中间文件夹包含在模型中的运行中使用的中间文件。

### 7.3.6 参考文献

Carver, S. J. (1991) Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems International Journal of Information Systems 5 (3) 321-339

Collins, M.G., Steiner, F.R. and Rushman, M. J. (2001) Environmental Management 28 (5) 611-621

Malczewski, J. (2004) GIS-based land-use suitability analysis: a critical overview Progress in Planning 62 3-65

Saaty, T.L (1977) A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures Journal of Mathematical Psychology 15, 234-281

Saaty, T. L. (2008) Decision Making with the analytic hierarchy process International Journal of Services Sciences 1(1) 83-98

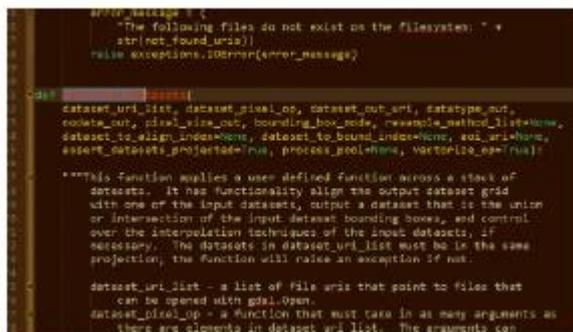
Veldkamp, A. and Lambin, E.F. (2001) Predicting Land-Use change Agriculture Ecosystems and Environment.

### 7.3.7 附录

1	Equal importance	Two activities contribute equally to the objective
2	Weak or slight	
3	Moderate importance	Experience and judgment slightly favor one activity over another
4	Moderate plus	
5	Strong importance	Experience and judgment strongly favor one activity over another
6	Strong plus	
7	Very strong or demonstrated importance	An activity is favored very strongly over another; its dominance demonstrated in practice
8	Very very strong	
9	Extreme importance	The evidence favoring one activity over another is of the highest possible order of affirmation

## 7.4 InVEST 脚本指南与应用程序编程接口

### 7.4.1 概述



```
"""error_message"""
"The following files do not exist on the filesystem: " +
str(not_found_uris))
raise exceptions.IDError(error_message)

def process(uris):
    dataset_uri_list, dataset_pickle_op, dataset_out_uri, datatype_out,
    colors_out, pickles_out, bounding_box_node, resample_method_list=None,
    dataset_to_align_index=None, dataset_to_bound_index=None, sdi_uri=None,
    assert_datasets_projected=True, process_pool=None, vectorize_op=True)

    """This function applies a user defined function across a stack of
    datasets. It has functionality align the output dataset grids
    with one of the input datasets, output a dataset that is the union
    or intersection of the input dataset bounding boxes, and control
    over the interpolation techniques of the input datasets, if
    necessary. The datasets in dataset_uri_list must be in the same
    projection; the function will raise an exception if not.

    dataset_uri_list - a list of file uris that point to files that
    can be opened with gdal.Open.
    dataset_pickle_op - a function that must take in as many arguments as
    there are elements in dataset and list. The arguments can
```

### 7.4.2 简介

虽然为所有InVEST模型提供了一个用户界面，我们还为其提供了一个Python应用程序编程接口（API）。他包括InVEST生态系统服务模型的主要入口点，我们的基础高性能的地理处理工具和路由管道。目前，这个文档是有限的，但我们支持通过我们的

(<https://code.google.com/p/investnatcap/wiki/ScriptingInVESTOnWindows>) 安装这个API的独立程序。

未来这个文档将会更新的更加详细。我们的论坛也提供编程支持。

## 第三部分：致谢

## 8 致谢

### 8.1 数据来源

海洋投资开发团队要感谢以下提供模型数据的各方：

来自美国国家海洋和大气管理局国家气象服务的WAVEWATCH III模型追算再分析结果

ETOPO1是由美国国家海洋和大气管理局国家地球物理数据中心(NGDC)开发的(Amante, C.和 B. W. Eakins, ETOPO1 1弧分全球地形模型：过程、数据资源与分析。美国国家海洋和大气管理局技术备忘录NESDIS NGDC-24, 19 pp, 2009年3月)。

全球条理型、层次型、高分辨率的海岸线数据库(GSHHS)是由Paul Wessel、SOEST、夏威夷大学、Walter H.F. Smith、美国国家海洋和大气管理局地球科学实验室、马里兰州银泉国家海洋服务共同开发和维护的。可以访问通过美国国家海洋和大气管理局国家地球物理数据中心(NGDC) 来获取数据(Wessel, P., 以及W. H. F. Smith, 全球条理型、层次型、高分辨率的海岸线数据, J. Geo-phys. Res., 101)

不列颠哥伦比亚省海滨带数据是由不列颠哥伦比亚省、自然资源运行部、GeoBC部共同提供的。该模型使用的数据是截取数据。关于目前大多数沿海资源和海滨带的的数据，请访问<http://www.geobc.gov.bc.ca>

第三版世界网格化人口(GPWv3)数据由国际地球科学信息网络(CIESIN)、哥伦比亚大学、以及国际热带农业中心提供。2005。第三版世界网格化人口(GPWv3)：人口网格。纽约州帕里塞茨：社会经济数据和应用中心(SEDAC)，CIESIN,哥伦比亚大学。可以在<http://sedac.ciesin.columbia.edu/gpw>上查找相关数据。

加拿大渔业和海洋部提供商业渔业数据层(底栖鱼拖网和长线、鲑鱼、和虾拖网)，其中通过采访不列颠哥伦比亚省温哥华岛西海岸的渔业工作人员，收集了1993年 -1995年的相关数据。数据通过GeoBC公开的，GeoBC指的是加拿大不列颠哥伦比亚省的地理信息交流中心。

栖息层可以通过英属哥伦比亚(BCMCA) 海洋保护分析和GeoBC来查看。

### 8.2 个人和组织

我们还要感谢以下个人和组织的支持、指导与合作！这不是一个详尽的清单。

戈登和贝蒂·摩尔基金会

西海岸水生管理委员会

美国海洋和大气局渔业公司、西北渔业科学中心

Gretchen Daily, Peter Kareiva, Taylor Ricketts, Steve Polasky, 以及Jon Foley

我们的技术工作组: Mary Ruckelshaus, Anne Guerry, Katie Arkema, Greg Guannel, CK Kim, Mike Papenfus, Jodie Toft, Gregg Verutes, Joey Bernhardt, Apollo Qi, Jeremy Davies, Heather Tallis, Steve Polasky, Mark Plummer, Phil Levin, Bill Labiosa, Francis Chan, Guy Gelfenbaum, Peter Ruggiero, Andre Punt, Melanie McField, Ben Halpern, Sarah Lester, Malin Pinsky, Mike Beck, Barry Gold, Kai Chan

其他相关人士: Matt Marsik, Spencer Wood, Dave Sutherland, Andrew Day, Laura Loucks, Trudy Warner, Kevin Head, Roger Bedard, Jim Regetz, Dan Holland, Jameal Samhuri

## **第四部分：用户使用手册的 PDF 版本**

下载pdf版本的InVEST文档。