

# 基于生产可能性边界的黄河三角洲湿地 生态系统服务权衡强度

杨 薇, 靳宇弯, 孙立鑫, 孙 涛, 邵冬冬

(北京师范大学环境学院, 水环境模拟国家重点实验室, 北京 100875)

**摘要:** 提出了一种基于生产可能性边界(PPF)的湿地生态系统服务权衡强度计算方法, 包括湿地生态系统服务定量评估、权衡关系判定、PPF 曲线绘制和权衡强度计算四个步骤。以黄河三角洲湿地为研究对象, 对保护情景、现状发展情景及开发情景三种土地利用发展模式下的主导生态系统服务进行了定量化权衡分析。结果表明: 各生态系统服务间呈现显著相关关系( $R^2 \geq 0.9, P < 0.01$ ), 各发展情景下, 栖息地质量与碳储量之间均为协同关系; 物质生产与栖息地质量间均为权衡关系, 排序为保护情景 < 基期 < 现状发展情景 < 开发情景; 而对于物质生产与碳储量之间, 在保护及现状发展情景下存在协同关系; 而开发情景下转变为权衡关系。该模型通过灵活比较不同生态服务间权衡关系分析进行系列管理规划的方案优选, 为实现区域可持续发展提供科学依据。

**关键词:** 权衡强度; 生态系统服务; 生产可能性边界; 黄河三角洲湿地

湿地系统提供着物质生产、涵养水源、土壤保持及生物栖息地等重要生态系统服务与功能。然而伴随着对湿地开发利用的加剧, 湿地的类型、数量及生态系统服务也发生着相应的变化<sup>[1]</sup>。当一种服务以减少另一种服务为代价而得到加强时, 就产生了生态系统服务权衡<sup>[2-4]</sup>。生态系统服务间的权衡问题成为生态学领域研究热点之一, 越来越多的学者致力于该方面研究<sup>[5-7]</sup>, 并多关注时间权衡、空间权衡、可逆权衡等。权衡分析是探索多生态系统服务间相互作用、趋势和驱动力的方法, 有助于深入了解作用机理及生态系统管理动态<sup>[8]</sup>。当前的研究工作多通过相关分析或聚类分析对多重生态系统服务关系进行定性分析或空间叠加识别, 明确了诸如物质生产与固碳, 生物量和生物多样性之间的权衡; 调节服务与支撑服务之间的协同等<sup>[9-11]</sup>。然而定量化多种生态系统服务之间关系的研究尚不多<sup>[3]</sup>。Bradford 等<sup>[12]</sup>采用均方根误差法评估了多重收益之间的权衡, 将权衡大小量化为不同的收益与平均收益之间的距离。McCarthy 等<sup>[13]</sup>采用水的利用效率定量化不同树种用水灌溉与减少碳排放之间的权衡。饶胜等<sup>[14]</sup>以生物量为关键变量, 采用不同草地生物量利用率带来经济价值的极值点来构建草地生态系统服务权衡模型。现有的生态系统服务间的定量化权衡方法, 多针对特定生态系统开展<sup>[14]</sup>, 其普适性与推广性有一定局限性; 同时也缺乏变化的权衡关系分析, 已有研究和实践证明, 权衡可以通过一些管理手段的改进减小或消除, 甚至转变为协同。

生产可能性边界 (Production-Possibility Frontiers, PPF) 为权衡关系的定量化提供了

收稿日期: 2019-07-10; 修订日期: 2019-10-20

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2017YFC0404505, 2018YFC1406404); 国家自然科学基金项目 (51579012); 中国工程院咨询研究项目 (2018-XZ-14)

作者简介: 杨薇 (1979-), 女, 河北辛集人, 副教授, 主要从事滨海湿地生态系统研究。E-mail: yangwei@bnu.edu.cn

一种新的思路,它是经济学概念,用来表示经济社会在既定资源和技术条件下所能产生的各种商品最大数量的组合<sup>[15]</sup>,基于此方法可以定量地描述不同组合之间的权衡强度<sup>[16-17]</sup>。PPF可以直观显示不同服务之间的权衡,但不能直接量化权衡强度。本文在量化评估湿地主导生态系统服务时空变化的基础上,分析各服务两两间的相关关系及权衡模式,得到两两权衡的PPF曲线,构建生态系统服务间权衡强度指数,计算两两服务间的权衡强度,并以黄河三角洲为例,分析该区域在不同土地利用情景下主导生态系统服务的权衡强度,为区域协调发展提供科学依据。

1 研究方法 with 数据来源

1.1 湿地生态系统服务间权衡强度模型的构建

本文提出的不同生态系统间权衡强度计算框架如图1所示。首先利用GIS平台,采用InVEST模型或市场价值法等定量计算研究区域的生态系统服务,可以为物质量、价值量或能值等;其次通过典型相关分析确定各生态系统服务两两之间是否存在权衡;然后对于存在权衡关系的生态系统服务,绘制其生态系统服务间的PPF关系曲线;最后构建基于PPF曲线的权衡强度指数,定量化计算各生态系统服务间的权衡强度。

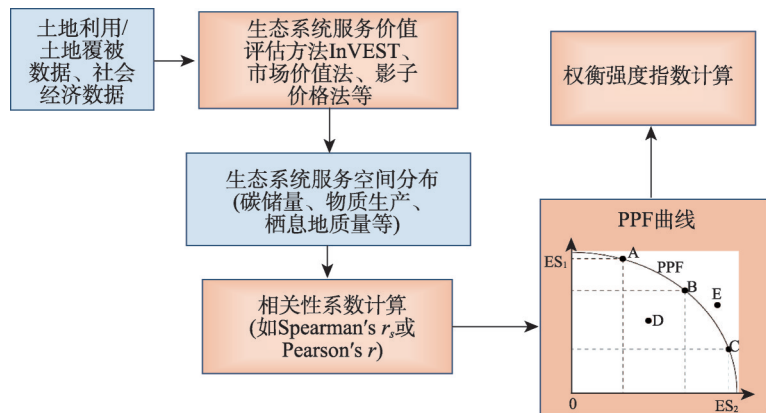


图1 不同生态系统间生态系统服务权衡强度计算框架  
Fig. 1 Framework for evaluation of the trade-off intensity among pairs of ecosystem services

1.1.1 生态系统服务评估模型

土地利用/覆被变化是生态系统服务功能发生改变的重要驱动因素。在研究区域土地利用/覆被分类的基础上,分析湿地土壤保持能力、蒸散量、植物类型、总生物量和净初级生产力,采用InVEST模型定量化模拟各生态系统服务<sup>[11]</sup>。InVEST模型是由斯坦福大学、大自然保护协会、世界自然基金会等机构共同开发的可以定量化评估当前状态和未来情景下生态系统服务的量 and 价值,可提供空间化模拟结果。具体可以模拟陆地、水域及海洋系统的诸如碳储量、栖息地质量、渔业、滨海蓝碳、滨海脆弱性及海洋水质等各类服务,也可用于模拟大尺度的生态系统服务<sup>[18]</sup>。对于InVEST模型无法计算的服务类型,可采用市场价值法、条件价值法、影子价格法等进行量化分析,并ArcGIS的空间分析工具进行相关服务的空间化分布。

### 1.1.2 生态系统服务两两之间权衡关系分析

在特定分辨率要求下,提取研究区域每个栅格的各类生态系统服务数值,以获得足够的数据样本来分析两两生态系统服务间的权衡关系。当待分析的两类生态系统服务价值(生物量、价值量或能值等)服从正态分布(可选用Kolmogorov-Smirnov检验)时,计算其Pearson相关系数( $r$ );当其中一类不符合正态分布时,计算其Spearman秩相关系数( $\rho$ );若两种生态系统服务之间存在显著的负相关关系( $r$ 或 $\rho < 0$ ,  $P < 0.05$ )时,表明它们之间存在权衡。相反,当两个服务呈显著正相关关系时,则表现出协同作用。对于表现出权衡的两种生态系统服务,进一步量化其权衡强度。

### 1.1.3 PPF曲线的绘制

对上述提取的每个栅格生态系统服务值按照式(1)进行标准化处理,公式如下:

$$X_s = X/X_{\max} \quad (1)$$

式中: $X_s$ 为给定栅格中某一类生态系统服务的标准化值,该值介于0到1之间; $X$ 为该栅格中某一类生态系统服务评估值; $X_{\max}$ 为所有栅格中某一类生态系统服务的最大值。

进一步对所有类型生态系统服务的标准化值进行叠加汇总,得到该栅格对应的总生态系统服务价值;将总服务价值按升序排列,利用排序结果确定能提供最大值的生态系统服务组合;选用数据组合绘制PPF曲线,该曲线可表示两类生态系统服务的最佳权衡价值。

### 1.1.4 权衡强度指数的计算

假定权衡移动的最终方向是达到两种服务的最优组合值,那么这种最优状态就可以认为是平衡状态,而且给定条件下只存在一种平衡状态,即只能获得一条PPF曲线。基于此假设,采用两种生态系统服务均值对应的点到PPF曲线的最短距离来代表权衡强度指数的值,即权衡强度指数。这里, $P$ 代表两种生态系统服务均值对应的点,坐标为 $(x_0, y_0)$ ,如果PPF曲线的表达式为 $y=f(x)$ ,那么该曲线上任意一点的坐标为 $(x, f(x))$ ,如图1中所示。因此, $P, Q$ 之间的距离为:

$$D_{PQ} = |P(x_0, y_0) - Q(x, f(x))| = \sqrt{(x_0 - x)^2 + (y_0 - y)^2} \quad (2)$$

因此,权衡强度指数计算公式为:

$$D_{PQ\min} = \min\{|P(x_0, y_0) - Q(x, f(x))|\} = \min\{\sqrt{(x_0 - x)^2 + (y_0 - y)^2}\} \quad (3)$$

式中: $D_{PQ\min}$ 的值越大,权衡强度就越大; $D_{PQ\min}$ 的值越小,权衡强度就越弱。类似的,如果面对同时考虑三种生态系统服务的情况,权衡强度指数可以用三种生态系统服务均值对应的点与最优状态对应的三维曲面的最短距离来计算,但本文仅计算两两之间权衡。

## 1.2 研究区概况

黄河三角洲位于山东省东营市的黄河入海口处,北邻渤海,东靠莱州湾。地理坐标为 $118^{\circ}60' \sim 119^{\circ}3'E$ 、 $37^{\circ}60' \sim 38^{\circ}20'N$ 。黄河三角洲是中国最大最年轻的河口湿地,是世界上大型三角洲地区最活跃的陆—海交互区之一(图2)。黄河三角洲在1976年黄河改道后由携带的泥沙冲淤而成,随着大量泥沙的运输,三角洲每年以2~3 km的速度向渤海推进,形成大片新增陆地,尤其是在渤海与黄河相会处形成了大面积浅海滩涂和湿地。

黄河三角洲国家自然保护区属温带大陆性季风气候,季节分明,雨热同期,年平均降水量和年平均蒸发量分别为551.6 mm和1962 mm。区内生态景观别具一格,生物资源

颇为丰饶,仅水生生物就有大约800多种,植物400余种<sup>[19]</sup>。区内自然植被覆盖率达55.1%,是中国沿海最大的新生湿地自然植被区。自然植被类型丰富,包括盐生灌丛、典型草甸、盐生草甸、草本沼泽、落叶阔叶林及水生植被<sup>[20]</sup>。

黄河三角洲自然保护区自90年代建立以来,在保护新生湿地生态环境和珍稀濒危生物等方向上贡献显著,是丹顶鹤在中国越冬的最北界和世界稀有鸟类黑嘴鸥的重要繁殖地,并且成为东北亚内陆和环西太平洋鸟类迁徙的重要“中转站”和越冬、繁殖地<sup>[21]</sup>。然而,由于气候变化和人为影响,黄河泥沙年淤积量在过去几十年逐渐下降<sup>[22]</sup>,黄河三角洲的淡水湿地退化,生物多样性和土壤质量都受到缺水 and 盐分胁迫加剧的威胁,表现为植被逆向演替,水鸟栖息地遭到严重破坏。

### 1.3 生态系统服务评估

#### 1.3.1 生态系统服务评估方法

黄河三角洲湿地提供了广泛的生态系统服务,如物质生产、碳储量、栖息地质量、气候调节、洪水削减和旅游业等<sup>[23]</sup>。参考以往关于黄河三角洲生态系统服务评估的研究成果<sup>[24]</sup>和资料收集情况,本文选择三个主要的生态系统服务(物质生产、碳储量及栖息地质量)进行评价,并探究它们之间的权衡。

利用InVEST 3.1.1平台构建了黄河三角洲湿地栖息地质量和碳储量的时空模拟模型。InVEST模型的carbon模块<sup>[25]</sup>用来评价黄河三角洲不同地类上一定时间跨度内的碳总存储量,模型的输入数据包括不同年代的土地利用/覆被栅格图(Raster格式)以及研究区域不同地类对应的四种碳库(地上生物量、地下生物量、土壤碳库及死亡有机质)的碳密度( $t/hm^2$ ),碳储量由四种碳库的平均碳密度乘以各土地利用/覆被类型的面积计算所得。栖息地质量模块<sup>[26]</sup>输入的数据包括土地利用/覆被栅格图、威胁图层、威胁因子得分表及不同地类对威胁因子的敏感性。

物质生产价值是指研究区域内产生的物质生产服务价值,主要包括粮棉价值、芦苇价值、水产品价值、原盐价值及经济林价值,采用市场价值法获得。

#### 1.3.2 数据来源

土地利用数据由1989年8月、1998年4月、2008年5月、2015年5月四期SPOT 5卫星图像,采用面向对象法和目视解译相结合的方法获得,解译精度为20 m。碳模块的输入数据参考相关文献获得,包括植物地上和地下部分碳密度数据<sup>[27-31]</sup>,土壤碳密度数据<sup>[31-33]</sup>和凋落物有机碳密度<sup>[27,31]</sup>,汇总后得到研究区域湿地碳库表。栖息地评价模块的输入数据栖息地威胁因子和敏感性分析表来自调查问卷数据(问卷共发放30份,回收23份,调查对象为黄河三角洲国家自然保护区工作人和国内湿地及鸟类专家)。相关经济社会数据此部分数据来源于国家及山东省、东营市统计年鉴及政府网站数据以及相关文献数据,经过处

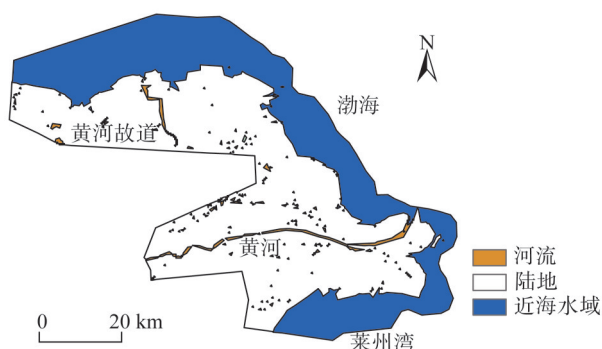


图2 研究区域示意图

Fig. 2 Study area



理后得到各类物质生产服务产品的单产量及市场均价。

#### 1.4 情景设置

土地利用/覆被类型的改变可以导致生态系统服务的改变,管理规划方案的科学性会极大的影响土地利用情况。在进行情景设置之前,根据相关文献<sup>[34]</sup>及专家讨论意见,确定了研究区域关于未来土地利用发生变化的利益相关者的选择偏好,结合黄河三角洲地区发展现状及相关规划,以2015年为基期,设置了2020年的三种发展情景。

##### 情景一:保护情景

该情景下研究区域湿地景观得到充分的保护,人类活动不会加强,只允许生态系统向更自然的状态转化(如退耕还湿)的情况。保护情景下,不同地类的优先顺序为:植被覆盖区域、湿地、水体,其次是裸地、人类活动区域,因而部分围垦耕地将转化为植被,部分淡水养殖区将转化为植被,部分海水养殖区将转化为滩涂。

##### 情景二:现状发展情景

该情景也称为Business-as-Usual (BaU)情景,在该情景下研究区域的土地利用处于当前的开发与保护程度下,一直延续到2020年。以边保护边发展为原则,加强可持续发展能力建设,例如,适度的城市化建设,增加林地,而严格保护区域包括核心区和实验区不受影响,不发生变化。

##### 情景三:开发情景

在开发情景下研究区域关注社会发展需求,应利益相关者要求主导围填海活动强度增强。在该情景下,不同地类的优先顺序为:主导围填海活动(防潮堤建设、港口建设、围垦养殖)、其他人类活动、植被、水域等,并根据相关规划要求设定围填海活动面积。需要指出的是,即使在开发情景下,黄河三角洲国家自然保护区最重要的核心区域仍然应该得到保护,不纳入开发范围。

## 2 结果分析

### 2.1 不同发展情景下土地利用/覆被类型空间分布

图3分析了三个不同发展情景下,基期(2015年)和未来(2020年)土地利用/覆被类型的分布情况。BaU情景与基期(2015年)相比,裸地面积增幅最大为76.5%,其次是盐产田和居住区,增幅分别为53.1%和39.2%;而滩涂面积减少最多为97.7%,其次是水库坑塘(72.5%)、油田(54.6%)和翅碱蓬(54.1%)。在保护情景下,养殖塘和农田的面积几乎为0,芦苇、滩涂、林地的面积分别是基期的2.43倍、7.60倍、3.70倍,其他地类的面积变化极小或不变。开发情景下,裸地、农田、翅碱蓬、怪柳的面积较基期减少了51.34%、70.68%、22.92%、32.45%、98.72%,其他地类面积变化极小或不变。具体对比见图4。

### 2.2 不同情景下主导生态系统服务的空间分布

#### 2.2.1 碳储量

不同情景下的碳密度分布变化如图5所示,碳密度的最高值均为769.02 t/hm<sup>2</sup>,所属地类均为林地;保护情景下,碳密度次高值为523 t/hm<sup>2</sup>,所属地类为互花米草;BaU情景及开发情景下,碳密度次高值均为318 t/hm<sup>2</sup>,所属地类为芦苇;不同情景下的碳密度最低值均为59.72 t/hm<sup>2</sup>,所属地类均为港口。

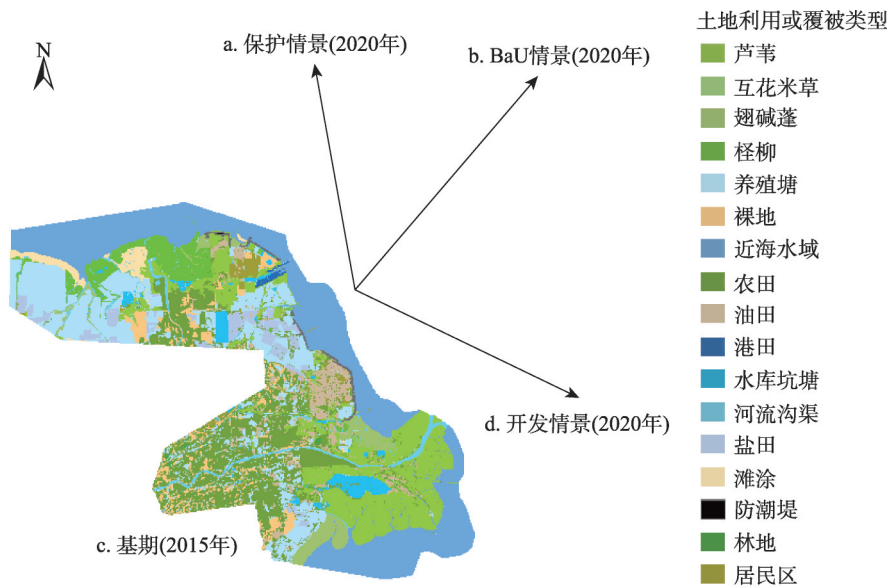


图3 基期（2015年）与2020年不同情景下的土地利用类型图

Fig. 3 Original landscape in 2015 and the new land use/land cover in 2020 under the three scenarios

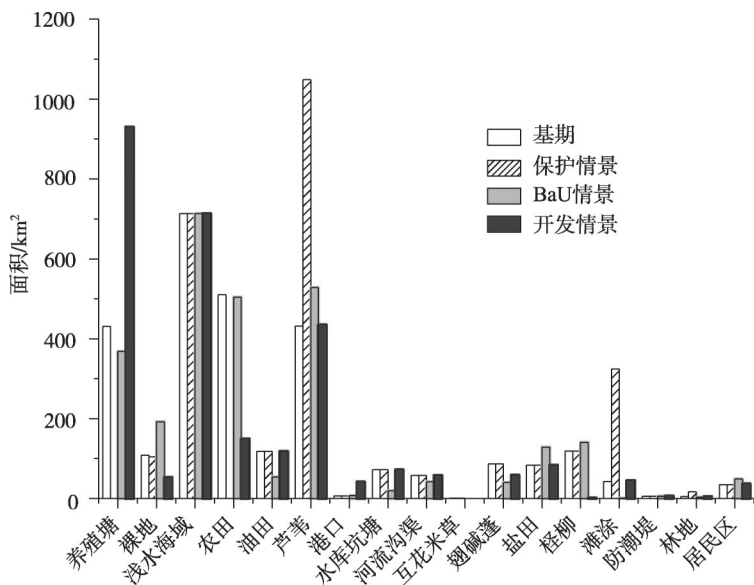


图4 不同情景下较基期（2015年）的土地利用面积变化

Fig. 4 Changes in the area of each land use/land cover under the three scenarios compared with the year 2015

进一步统计了研究区域不同情景下的平均碳密度和总碳储量，如表1所示。研究区域在保护情景和BaU情景下的平均碳密度值较基期均有增长，增长率分别为10.39%、2.46%，开发情景下则较基期减小15.28%；总碳储量在保护情景和BaU情景下较基期均有增长，增长率分别为10.33%、2.42%，开发情景下则较基期减小15.31%。

2.2.2 栖息地质量

根据研究区土地利用和覆盖类型分类结果，选择水库坑塘、河流沟渠、近海水域、

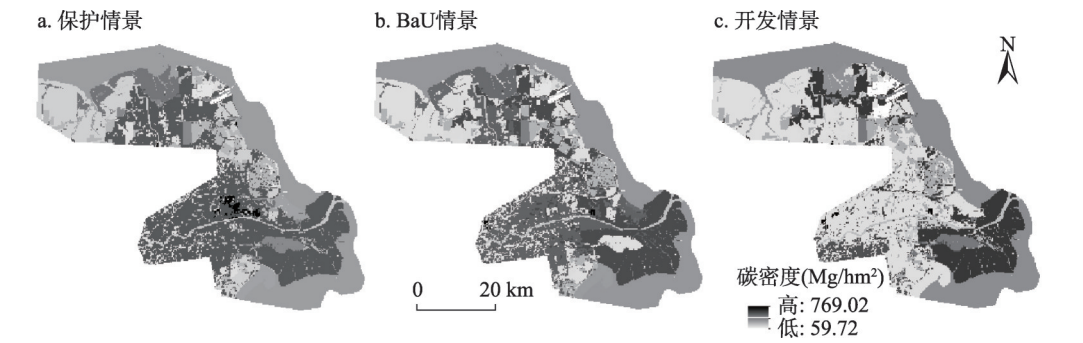


图5 不同情景下的碳密度分布

Fig. 5 Spatial distribution of carbon density values under the three scenarios

表1 研究区域不同情景下的平均碳密度及总碳储量

Table 1 Average carbon density and total carbon storage under the three scenarios

	基期	保护情景	BaU 情景	开发情景
平均碳密度/(t/hm <sup>2</sup> )	209.63	231.42	214.79	177.60
总碳储量/10 <sup>6</sup> t	7.84	8.65	8.03	6.64

滩涂、芦苇、翅碱蓬、互花米草、柾柳作为水鸟潜在栖息地，其他为非栖息地。非栖息地的土地类型中，居民区、农田、油田、盐田、养殖塘、防潮堤、港口会对栖息地产生威胁。

图6为不同情景水鸟下栖息地质量分布。其中，栖息地质量得分最高为1，出现在近海水域和植被覆盖区域；在保护情景下，所有栅格得分平均值为0.87，较基期（2015年）得到明显的改善；在BaU情景与开发情景下，所有栅格平均值分别为0.53和0.50，与基期（2015年）相比，均有轻微下降（<10%）；在开发情景下，大规模的围垦养殖活动将形成强烈的人为干扰，还将波及到周边的栖息地，影响水鸟的觅食和栖息，可以预见栖息地质量得分将会进一步明显下降。

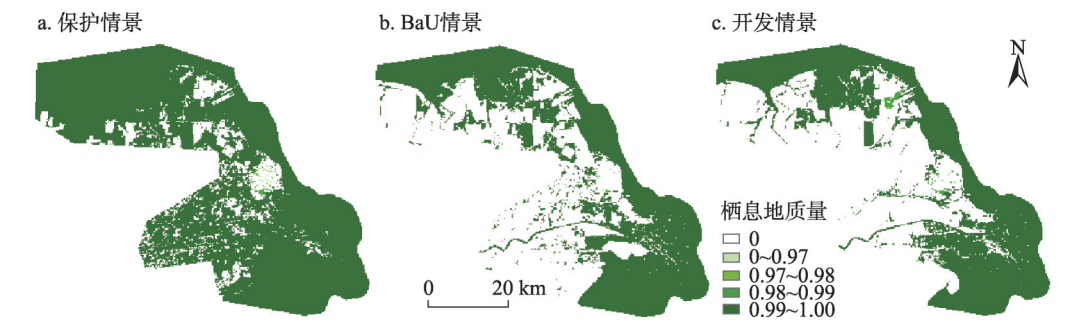


图6 不同情景下的栖息地质量分布

Fig. 6 Spatial distribution of the habitat quality scores under the three scenarios

2.2.3 物质生产服务

不同情景下的物质生产服务价值分布如图7所示。不同情景下的物质生产服务单位面积价值最低值均为0，所属地类为非物质生产地类；最高值均为6.64万元/hm<sup>2</sup>，与

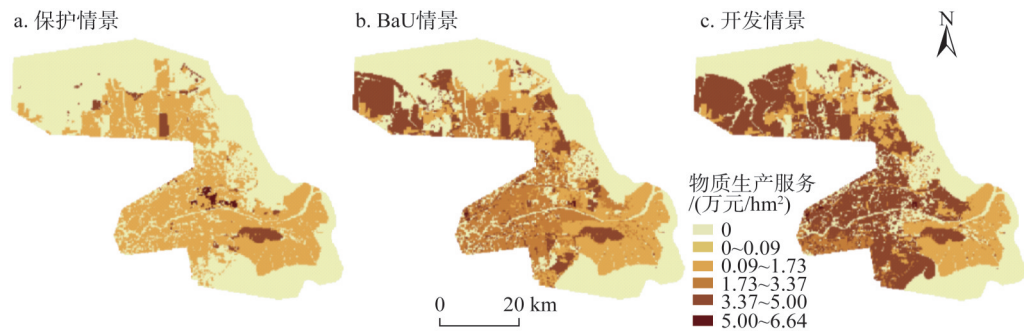


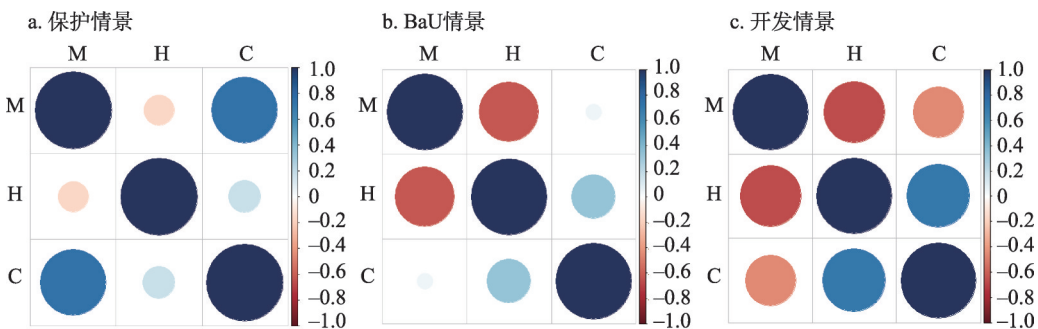
图7 不同情景下的物质生产服务价值分布

Fig. 7 Spatial distribution of material production values under the three scenarios

2015年的最低值和最高值相同。2015年研究区物质生产服务单位面积价值的平均值为1.30万元/hm<sup>2</sup>，保护情景下为0.43万元/hm<sup>2</sup>，BaU情景下为1.19万元/hm<sup>2</sup>，均低于或略低于基期；开发情景下为1.86万元/hm<sup>2</sup>，显著高于基期。

2.3 各类生态系统服务之间的相关性分析

分别对物质生产服务、栖息地质量和碳储量的生态系统服务价值进行非参数检验，发现三个数据系列均不服从正态分布，因而采用Spearman秩相关性分析来识别两两生态系统服务间是否存在权衡，分析结果如下图8所示。



注：M：物质生产；H：栖息地质量；C：碳储量。

图8 不同情景下研究区域3种生态系统服务的相关性

Fig. 8 The correlations (Spearman's  $r_s$ ) among the three ecosystem services under the three scenarios

结果表明，三种情景下生态系统服务之间存在显著相关性 ( $P<0.01$ ；双侧检验)；三种情景下物质生产服务和栖息地质量之间的相关性系数 $|\rho|>0.16$ （呈负相关），表明这些服务之间存在权衡关系，但在保护情景下相关性较弱；栖息地质量和碳储量之间的相关性系数 $\rho>0.17$ ，存在显著的正相关关系，表明两者之间具有协同作用；保护情景和BaU情景下，物质生产服务和碳储量之间为正相关，相关系数 $\rho$ 分别为0.74、0.04，表示两者之间具有协同作用；开发情景下物质生产服务和碳储量之间为负相关 ( $\rho=-0.46$ )，说明开发情景下两者已转变为权衡关系。

2.4 各类生态系统服务之间的权衡及量化

按照本文构建的权衡强度量化方法，绘制了不同情景下的两两生态系统服务之间的权衡曲线，如图9所示。图中，P点代表两种生态系统服务均值对应的点，P1~P3则分



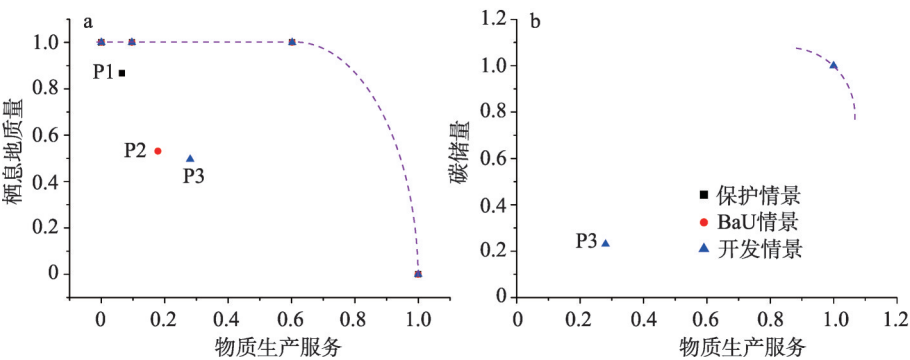


图9 不同情景下的多重生态系统服务间的权衡曲线

Fig. 9 The trade-offs curve between multiple ecosystem services under the three scenarios

别对应于保护情景、BaU情景、开发情景下的均值点。归一化的生态系统服务价值组合形成了下凹形状的权衡曲线。三种情景下物质生产服务和栖息地质量之间的权衡曲线基本重合，差异较小。图9a表明物质生产服务和栖息地质量之间的PPF曲线可以分为2个部分，靠上的部分是一条直线，因为每种服务归一化后的值最大为1，当权衡相对较小时，曲线变化很缓慢；当物质生产服务>0.6时，靠下的部分是凸起的，表明两种服务之间权衡迅速增大。物质生产服务与碳储量之间只有在开发情景下存在权衡关系。

进一步计算了三种情景的物质生产服务和栖息地质量之间的权衡强度指数，和开发情景下的物质生产服务和碳储量的权衡强度指数，结果如表2所示。

表2 不同情景下生态系统服务之间的权衡强度

权衡	权衡强度指数			
	2015年	保护情景	BaU情景	开发情景
物质生产与栖息地质量	21.8	6.4	22.5	24.3
物质生产与碳储量	60.3	—	—	59.9

可以得出，物质生产与栖息地质量之间的权衡强度排序为：保护情景（6.4）<2015年（21.8）<BaU情景（22.5）<开发情景（24.3）。只有在开发情景下，物质生产服务与碳储量之间存在权衡，且其权衡强度（59.9）与2015年的权衡强度（60.3）大致相当。

3 结论与讨论

3.1 结论

量化不同生态系统服务间的权衡强度对于生态系统修复与管理政策的制定具有重要意义，也是当前生态系统服务领域的研究热点与难点。本文提出的湿地不同生态系统服务间权衡强度量化计算方法，对于科学指导生态系统服务最优化管理和区域可持续发展战略具有一定支撑作用。

（1）本文提出的基于PPF曲线的权衡湿地不同生态系统服务间权衡强度的计算方法，包括湿地生态系统服务定量评估、权衡关系判定、PPF曲线绘制和权衡强度计算四个步骤。该方法相对于均方根误差法中，采用表征最优组合的PPF曲线替代了平均收益

的“1:1线”,更具有科学性和推广性。

(2)以黄河三角洲为案例区,对其现状发展情景、保护情景、开发情景等不同发展模式下的三种主导生态系统服务间的关系进行了权衡强度分析。结果表明,各发展模式下栖息地质量与碳储量之间存在协同关系和物质生产与栖息地质量之间存在权衡关系;但物质生产与碳储量之间关系在不同发展模式下存在协同与权衡关系的转换。

(3)量化了不同情景下的生态系统服务权衡强度及其变化,揭示了不同围填海活动强度对滨海湿地生态系统服务权衡关系的影响,为寻求滨海湿地生态系统服务综合保护与管理提供了新的思路和科学依据。

### 3.2 讨论

#### 3.2.1 基于PPF的权衡强度量化方法的科学性分析

基于PPF的权衡强度量化方法的提出,源于对Bradford等<sup>[12]</sup>提出的均方根误差法的深入理解与分析。在均方根误差法中,将两两收益之间的权衡强度大小量化为不同的收益与平均收益之间的距离,该方法被认为是一种简单有效的定量化权衡强度的量度,这里的平均收益就是两种功能的“1:1线”,但该线不一定代表权衡的最优状态。而本文选择PPF线替代“1:1线”,即采用不同组合与最优组合之间的距离来表征不同情景组合方案下两种服务间权衡关系的大小,具有科学性和推广性。此外,相对于薛慧采用伴随服务的变化率与目的服务的变化率的比值来评估二者间的相对敏感性计算权衡强度的方法<sup>[35]</sup>,基于PPF的方法在以寻求最优组合为目标的研究中更加有效。

#### 3.2.2 不同管理方案对权衡强度的影响

根据物质生产与栖息地质量之间的权衡强度的排序结果,可以看出在保护情景下,栖息地质量得到了最大程度的保护(如加强生态修复措施等),物质生产服务要让步于这一过程,因而经过恢复之后二者之间的冲突是最小的,也最趋于两种服务的最优状态。BaU情景下,以边保护边发展为原则,物质生产和栖息地质量之间的权衡不断出现。在开发情景下,大面积未利用的滩涂裸地均被用于围垦养殖,港区的扩建也占用了周边的养殖塘、裸地和居民区,物质生产服务价值极大提高;同时,大量的滩涂消失造成鹤类栖息地的迅速减少,强烈的人为干扰也导致已有的栖息地质量迅速退化,整个研究区域的栖息地质量得分平均值迅速下降,导致开发情景下对应的两种服务平均值对应点P3向右下方移动,距离最优状态(上部直线)更远,两种服务的权衡强度进一步增强。

只有在开发情景中,物质生产服务与碳储量之间存在权衡,其权衡强度略小于基期(2015年)权衡强度。这是由于物质生产服务与碳储量之间的最优状态是二者同时达到最大,各情景下的最优状态是一致的,即对应的权衡曲线位置保持不变;而开发情景下研究区域物质生产服务平均值增加,碳密度平均值下降,导致两种服务平均值对应点P3向右下方移动,距离最优状态(外凸曲线)更近,两种服务的权衡强度略有减弱。

#### 3.2.3 权衡强度指数的管理意义

本文通过评估生态系统服务、确定最优PPF曲线,进而建立并计算不同情景下的权衡强度指数,可以为湿地管理者和政策制定者提供未来规划与管理科学依据。构建的模型使用方便、定量计算,可灵活地用于一系列管理规划和目标。该模型可以与其他模型框架或决策系统整合,帮助管理者寻求生态系统服务的最佳配置,从而为改善湿地管理和生态恢复提供科学依据。虽然本文仅对两两生态系统服务价值进行了权衡强度的分

析, 由于在实际工程应用中, 三种或多种服务彼此之间相互作用, 未来可考虑扩展到分析更多的生态系统服务间的权衡。

### 参考文献(References):

- [1] FINLAYSON M, CRUZ R D, DAVIDSON N, et al. Millennium ecosystem assessment: Ecosystems and human well-being: Wetlands and water synthesis. *Data Fusion Concepts & Ideas*, 2005, 656(1): 87-98.
- [2] BENNETT E M, PETERSON G D, GORDON L J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 2009, 12(12): 1394-1404.
- [3] LU N, FU B, JIN T, et al. Trade-off analyses of multiple ecosystem services by plantations along a precipitation gradient across Loess Plateau landscapes. *Landscape Ecology*, 2014, 29(10): 1697-1708.
- [4] RODRÍGUEZ J P, JR BEARD T D, BENNETT E M, et al. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology & Society*, 2006, 11(1): 709-723.
- [5] CARREÑO L, FRANK F C, VIGLIZZO E F. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2012, 154(5): 68-77.
- [6] CHISHOLM R A. Trade-offs between ecosystem services: Water and carbon in a biodiversity hotspot. *Ecological Economics*, 2010, 69(10): 1973-1987.
- [7] BERTA M L, IRENE I A, MARINA G L, et al. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *Plos One*, 2012, 7(6): e38970.
- [8] BUTLER J R A, WONG G Y, METCALFE D J, et al. An analysis of trade-offs between multiple ecosystem services and stakeholders linked to land use and water quality management in the Great Barrier Reef, Australia. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2013, 180(6): 176-191.
- [9] SREFFAN-DEWENTER I, KESSLER M, BARKMANN J, et al. Tradeoffs between income, biodiversity, and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2007, 104: 4973-4978.
- [10] RAUDSEPP-HEARNE C, PETERSON G D, TENGÖ M, et al. Untangling the environmentalist's paradox: Why is human well-being increasing as ecosystem services degrade?. *Bioscience*, 2010, 60: 576-589.
- [11] JIA X Q, FU B J, FENG X M, et al. The tradeoff and synergy between ecosystem services in the Grain-for-Green areas in Northern Shanxi, China. *Ecological Indicators*, 2014, 43(1): 103-113.
- [12] BRADFORD J B, D'AMATO A W. Recognizing trade-offs in multi-objective land management. *Frontiers in Ecology & the Environment*, 2012, 10(4): 210-216.
- [13] MCCARTHY H R, PATAKI D E, JENERETEE G D. Plant water-use efficiency as metric of urban ecosystem services. *Ecological Application*, 2011, 21: 3115-3217.
- [14] 饶胜, 林泉, 王夏晖, 等. 正蓝旗草地生态系统服务权衡研究. *干旱区资源与环境*, 2015, 29(3): 81-86. [RAO S, LIN Q, WANG X H, et al. The trade-off between grassland ecosystem services in Zhenglan Banner. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2015, 29(3): 81-86.]
- [15] CAVENDER-BARES J, POLASKY S, KING E, et al. A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services. *Ecology & Society*, 2015, 20(1): 17.
- [16] NELSON E, POLASKY S, LEWIS D J, et al. Efficiency of incentives to jointly increase carbon sequestration and species conservation on a landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(28): 9471-9476.
- [17] POLASKY S, NELSON E, CAMM J, et al. Where to put things spatial land management to sustain biodiversity and economic returns. *Biological Conservation*, 2008, 141: 1505-1524.
- [18] TALLIS H T, RICKETTS T, GUERRY A D, et al. InVEST 2.5.3 User's Guide. The Natural Capital Project. Stanford, 2013.
- [19] CUI B S, YANG Q C, YANG Z F, et al. Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China. *Ecological Engineering*, 2009, 35(7): 1090-1103.

- [20] 刘剑. 东营市湿地景观格局动态变化与安全水平识别. 南京: 中国科学院大学, 2013. [LIU J. Landscape pattern dynamic change and safety level identification of wetland in Dongying city. Nanjing: University of Chinese Academy of Sciences, 2013.]
- [21] 李逸凡. 近32年黄河三角洲景观格局变化研究. 泰安: 山东农业大学, 2015. [LI Y F. Research on landscape change of the Yellow River Delta during the last 32 years. Taian: Shandong Agricultural University, 2015.]
- [22] WANG H J, YANG Z S, SAITO Y, et al. Interannual and seasonal variation of the Huanghe (Yellow River) water discharge over the past 50 years: Connections to impacts from ENSO events and dams. *Global & Planetary Change*, 2006, 50(3-4): 212-225.
- [23] 蔡冬梅. 黄河三角洲土地利用/覆被变化与生态系统健康评价研究. 南京: 东南大学, 2016. [CAI D M. The study on the change of land use/cover and ecosystem health assessment in Yellow River Delta. Nanjing: Dongnan University, 2016.]
- [24] 韩美, 张晓慧. 黄河三角洲湿地主导生态服务功能价值估算. 中国人口·资源与环境, 2009, 19(6): 37-43. [HAN M, ZHANG X H. Value estimates of the dominant ecosystem services in Yellow River Delta Wetland. *China Population Resources and Environment*, 2009, 19(6): 37-43.]
- [25] 孟士婷, 黄庆旭, 何春阳, 等. 区域碳固持服务供需关系动态分析: 以北京为例. 自然资源学报, 2018, 33(7): 1191-1203. [MENG S T, HUANG Q X, HE C Y, et al. Mapping the changes in supply and demand of carbon sequestration service: A case study in Beijing. *Journal of Natural Resources*, 2018, 33(7): 1191-1203.]
- [26] 谢余初, 巩杰, 齐姗姗, 等. 基于InVEST模型的白龙江流域水源供给服务时空分异. 自然资源学报, 2017, 32(8): 1337-1347. [XIE Y C, GONG J, QI S S, et al. Spatio-temporal variation of water supply service in Bailong River Watershed based on InVEST model. *Journal of Natural Resources*, 2017, 32(8): 1337-1347.]
- [27] 周方文, 马田田, 李晓文, 等. 黄河三角洲滨海湿地生态系统服务模拟及评估. 湿地科学, 2015, 13(6): 667-674. [ZHOU F W, MA T T, LI X W, et al. The simulation and assessment of the ecosystem services in the coastal wetlands of the Yellow River Delta based on InVEST model. *Wetland Science*, 2015, 13(6): 667-674.]
- [28] 董洪芳, 于君宝, 孙志高, 等. 黄河口滨岸潮滩湿地植物-土壤系统有机碳空间分布特征. 环境科学, 2010, 31(6): 1594-1599. [DONG H F, YU J B, SUN Z G, et al. Spatial distribution characteristics of organic carbon in the soil plant systems in the Yellow River Estuary tidal flat wetland. *Environmental Science*, 2010, 31(6): 1594-1599.]
- [29] 张绪良, 张朝晖, 徐宗军, 等. 黄河三角洲滨海湿地植被的碳储量和固碳能力. 安全与环境学报, 2012, (6): 145-149. [ZHANG X L, ZHANG C H, XU Z X, et al. On the relation between carbon storage and reinforced fixation of the coastal wetland vegetation in the Yellow River Delta Area. *Journal of Safety and Environment*, 2012, (6): 145-149.]
- [30] 许振, 左平, 王俊杰, 等. 6个时期盐城滨海湿地植物碳储量变化. 湿地科学, 2014, 12(6): 709-713. [XU Z, ZUO P, WANG J J, et al. Changes of vegetation carbon storage in Yancheng coastal wetlands for six periods. *Wetland Science*, 2014, 12(6): 709-713.]
- [31] 宋红丽. 围填海活动对黄河三角洲滨海湿地生态系统类型变化和碳汇功能的影响. 北京: 中国科学院大学, 2015. [SONG H L. Influence of reclamation activities on ecosystem type and carbon sink function of the coastal wetland in the Yellow River estuary. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2015.]
- [32] 曹磊, 宋金明, 李学刚, 等. 中国滨海盐沼湿地碳收支与碳循环过程研究进展. 生态学报, 2013, 33(17): 5141-5152. [CAO L, SONG J M, LI X G, et al. Research progresses in carbon budget and carbon cycle of the coastal salt marshes in China. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(17): 5141-5152.]
- [33] 于君宝, 王永丽, 董洪芳, 等. 基于景观格局的现代黄河三角洲滨海湿地土壤有机碳储量估算. 湿地科学, 2013, 11(1): 1-6. [YU J B, WANG Y L, DONG H F, et al. Estimation of soil organic carbon storage in coastal wetlands of modern Yellow River Delta based on landscape pattern. *Wetland Science*, 2013, 11(1): 1-6.]
- [34] XU X B, YANG G S, TAN Y, et al. Ecological risk assessment of ecosystem services in the Taihu Lake Basin of China from 1985 to 2020. *Science of the Total Environment*, 2016, 554-555: 7-16.
- [35] 薛慧. 人工系统生态服务研究. 杭州: 浙江大学, 2013. [XUE H. Studies on services from artificial ecosystems. Hangzhou: Zhejiang University, 2013.]



## **Determining the intensity of the trade-offs among ecosystem services based on production-possibility frontiers: Model development and a case study**

YANG Wei, JIN Yu-wan, SUN Li-xin, SUN Tao, SHAO Dong-dong

(State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University,  
Beijing 100875, China)

**Abstract:** We developed a four-step method to quantify trade-offs among ecosystem services: evaluate the targeted services at different spatial-temporal scales; identify whether a trade-off exists between pairs of ecosystem services; graph the production-possibility frontier curve; and use that curve to calculate the trade-off intensity between services. Using China's Yellow River Delta wetlands as a case study, we examined the potential trade-offs between material production, carbon storage, and habitat quality under three land-use scenarios (business-as-usual, protection, and exploitation). We found significant correlations between all pairs of the three ecosystem services. Trade-offs existed between material production and habitat quality in all scenarios, with the following order of intensity: protection (6.4) < 2015 status quo (21.8) < business as usual (22.5) < exploitation (24.3). Synergies always existed between habitat quality and carbon storage. The material production and carbon storage services were synergistic in the protection and business as usual scenarios, but they exhibited a trade-off in the exploitation scenario, with a trade-off intensity (59.9) comparable to that (60.3) in the 2015 status quo. The methodology can be flexibly used to analyze trade-offs and compare alternative management plans, thereby revealing the optimal management, which provides a scientific basis for achieving sustainable regional development and resource management.

**Keywords:** trade-offs intensity; ecosystem services; production-possibility frontier; Yellow River Delta wetlands