

围填海影响下海岸带生态服务价值损益评估

——以宁波杭州湾新区为例^{*1}

姜忆湄¹ 李加林^{*1, 2} 龚虹波³ 叶梦姚¹ 冯佰香¹ 何改丽¹ 黄日鹏¹

(1. 宁波大学地理与空间信息技术系, 中国浙江宁波 315211;

2. 浙江省海洋文化与经济研究中心, 中国浙江宁波 315211;

3. 宁波大学公共管理系, 中国浙江宁波 315211)

【摘要】: 运用 RS 和 GIS 技术, 提取 2005、2010 和 2015 年宁波杭州湾新区土地利用信息, 构建生态系统服务功能经济价值评估模型, 定量分析了 2005—2015 年围填海影响下宁波杭州湾新区生态系统服务功能经济价值损益变化, 并在计算围填海强度指数的基础上, 利用相关分析法刻画了围填海强度与生态系统服务价值之间的关系。结果表明: ①2005—2015 年, 宁波杭州湾新区生态系统服务价值总量呈下降趋势, 且价值损失趋于加速。②10 年间, 研究区绝大部分生态系统类型各项服务的总价值以及单项生态系统服务类型的价值量缩减, 且 2010 年后生态系统服务功能衰退速度加快。③研究区生态系统服务价值分布总体呈现出由中部高南北两侧低向北高南低演变趋势, 中部地区的生态优势逐渐减弱并消失。④研究期间, 围填海是引起研究区生态系统服务价值损益及其空间分异变化的主要原因, 围填海强度对生态系统服务价值存在显著负效应。

【关键词】: 围填海; 生态系统服务价值; 生态损益; 宁波杭州湾新区

【中图分类号】: F062.2; X171.1 **【文献标志码】:** A **【文章编号】:** 1000 - 8462 (2017) 11 - 0181 - 10

DOI: 10.15957/j.cnki.jjdl.2017.11.022

围填海是指通过人工修筑堤坝、填埋土石方等工程措施将天然海域空间改变成陆地的人类活动^[1], 用于农用地或城镇建设^[2], 它是当前我国海岸开发利用的主要形式, 也是沿海地区缓解土地供求矛盾、拓展生存和发展空间的有效手段^[3], 具有显著的社会经济效益。作为一种彻底改变海域自然属性的用海方式^[4], 围填海将对海岸带生态系统产生深刻影响, 如改变近岸海域水动力条件^[5-6]、加速沿海滩涂湿地生态系统功能退化^[7-8], 引发围填海附近海域生物多样性降低、优势种演替和群落结构变

¹ 收稿时间: 2017 - 03 - 22; 修回时间: 2017 - 07 - 05

基金项目: NSFC-浙江两化融合联合基金(U1609203); 国家自然科学基金项目(41471004); 国家社会科学基金重大项目(16ZDA050); 宁波市重大科技计划项目(2015C110001); 宁波市自然科学基金项目(2017A610300)

作者简介: 姜忆湄(1993—), 女, 浙江江山人, 硕士。主要研究方向为海岸带环境与生态。E-mail: 18815280741@163.com。

***通讯作者:** 李加林(1973—), 男, 浙江台州人, 博士, 教授, 博士生导师。主要研究方向为海岸带环境与资源开发。E-mail: nbnj2001@163.com。

化^[9-10]以及水质恶化^[11-12]等,影响其正常提供生境、调节、生产和信息等生态系统服务^[13]。

生态系统服务是指生态系统与生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用^[14]。1970年代“生态系统服务”提出至今^[15],国内外学者在不同尺度生态系统服务价值(Ecosystem Service Value, ESV)研究方面取得了大量成果^[16-21],为协调区域社会经济发展和生态环境保护提供了决策依据。围填海工程作为向海要地的重要手段,在全球沿海国家与地区不同程度地存在。围填海工程对海岸带ESV的影响也引起了学界的普遍关注,并成为生态经济学和环境经济学等学科的研究热点。国内也十分重视围填海工程的ESV损益评估,但大多是基于某个时间点对某一围填海工程的评估^[3, 22],缺乏动态评估,更鲜见围填海强度与区域ESV之间的相关性研究。

围填海强度是指一定区域范围内围填海的规模与强度^[23],围填海强度指数是其数值体现,相关研究成果数量不多,主要有两个方向,一是服务于围填海潜力评估^[24-25],二是用于围填海生态环境效应评价^[26-27]。因此,可引入围填海强度指数用于围填海强度与ESV相关性的定量验证,科学探究两者之间的内在联系。基于以上背景,本文采用RS和GIS技术,提取2005、2010和2015年宁波杭州湾新区土地覆盖信息,分析2005—2015年围填海影响下宁波杭州湾新区生态系统服务的数量和空间变化,并利用相关分析法揭示围填海强度与生态系统服务价值变化之间的关系,以期围填海区域发展规划的制定和合理开发利用滩涂资源提供基础数据和决策参考。

1 研究区域与方法

1.1 研究区概况

宁波杭州湾新区前身是慈溪经济开发区,于2001年由慈溪市城区迁入。2009年,设立宁波杭州湾新区开发建设管委会,作为宁波市政派出机构,在辖区内履行市级经济管理权限和县级社会行政管理职能。宁波杭州湾新区位于浙江省宁波市域北部(图1),衔接宁波杭州湾跨海大桥南岸,下辖庵东镇,常住人口约18万^[28]。区内平原和滩涂呈南北向分布,地势自西向东略有倾斜,北面淤涨型滩涂平坦开阔,呈扇形向北凸出,南部平原土壤肥沃、水系发达。宁波杭州湾新区地处中纬度亚热带季节性气候区,雨季、旱季分明,气候温暖湿润,光热条件良好,且为长三角经济圈南翼三大中心城市经济金三角的几何中心,2小时交通圈覆盖沪、杭、甬等大都市,交通和区位优势突出。宁波杭州湾新区所在陆域主要为18世纪中期以来海涂淤涨而成,根据《宁波杭州湾新区总体规划(2010—2030)》,未来十几年内宁波杭州湾新区仍有大面积滩涂将被围垦用于开发建设^[29]。因此,有必要对宁波杭州湾新区海岸带生态服务价值进行货币化评估,将围填海造成的生态损害纳入宁波杭州湾新区社会经济发展成本之中,提高海岸带生态资源的利用率。



图1 研究区地理位置
Fig.1 Location of the study area

宁波杭州湾新区总面积约为 353.59 km²，区内的主要土地利用类型自南向北呈条带状分布。2005 年，滩涂是区内最主要的土地类，约占 52.30%，其次是旱地约占 19.8%，草滩湿地约占 12.73%。2015 年，旱地、建设用地、滩涂、水体（包括养殖水面）和滩涂为区内的主要地类。其中，水体面积最大，约占 31.13%，滩涂次之，约占 23.36%，建设用地约占 19.27%，旱地约占 18.51%。其他地类面积较小，呈块状散布于研究区内。10 年间，草滩湿地与滩涂在围填海工程的作用下不断向其他地类转出，面积锐减。2005—2010 年，宁波杭州湾新区围填面积为 28.87 km²，其中 55.11% 转为建设用地，42.05% 转为水体；2010—2015 年间围填面积为 96.49 km²，其中有 19.23 km² 转为建设用地，74.25 km² 转为水体。而规划显示，由滩涂和草滩湿地转化而来的这部分水体未来将大幅转为建设用地，用于新区发展建设。可见，宁波杭州湾新区围填海的土地利用方向已由农业转向城市发展建设，其围填海强度也逐渐增强，对其生态系统的影响也随之加深。围填海换取的大量土地资源为宁波杭州湾新区人口不断扩张、工业生产规模不断扩大以及新兴产业加速聚集提供了保障，也是近年来宁波杭州湾新区 GDP 基本保持大于 25% 的超高速增长、综合实力快速增强的重要推动力。

1.2 数据来源与预处理

本文选取了美国地质勘探局 (United States Geological Survey, USGS) 提供的 2005、2010 和 2015 年三个时期的 Landsat TM/OLI 遥感影像数据作为主要数据源，并以浙江省 1:10 万地形图为准，利用 ENVI5.2 软件对 3 期遥感影像数据进行预处理，主要包括波段合成、几何纠正和图像增强等。在 e Cognition 8.7 软件的支持下，建立分类信息知识库以提取研究区土地利用信息，提取方法与技术要求参考《海岛海岸带卫星遥感调查技术规程》^[30]。再根据研究区 GPS 野外调查数据以及其他背景资料

建立各土地利用类型的解译标志，并在 ArcGIS10.2 环境下利用人工目视解译对分类结果进行校正，最终获得研究区 2005、2010 和 2015 年的土地利用类型矢量数据，解译精度均达 90%以上，达到本研究所需。本文土地利用分类为草地、旱地、建设用地、林地、草滩湿地、水体、水田和滩涂（光滩）等 8 种。本文所涉及的其他数据主要来源于《慈溪统计年鉴》《宁波水资源公报》（2005—2015 年）、《慈溪土壤志》《宁波杭州湾新区总体规划（2010—2030）》等。

1.3 生态系统服务分类及其价值评估方法

至今，生态系统服务分类尚存分歧，其价值定量评估的指标体系和方法仍未统一^[17, 20]，因此借鉴已经被主流认可的指标体系以及评估方法和数值将有益于研究。千年生态系统评估将生态系统服务分为供给、调节、支持和文化服务四类的方式^[31]在相关研究中应用最广^[17-19]，本文以之为参考，利用频度分析法，统计分析并筛选出国内外相关研究成果中应用使用频率较高的指标，并结合研究区实际细化出 10 项子服务，最终确定了研究区 ESV 评价指标体系（表 1）。其中供给服务对应食品生产和原材料生产服务，调节服务对应气体调节、干扰调节、净化环境和水文调节服务，支持服务对应土壤保持、养分循环和维持生物多样性服务，文化服务对应提供美学景观服务。

表 1 宁波杭州湾新区 ESV 评估指标体系及方法

表 1 宁波杭州湾新区 ESV 评估指标体系及方法
Tab.1 Evaluation indicator system and method of ESV in Ningbo Hangzhou Bay New Zone

生态服务	子服务	计算方法	模型与数据
供给服务	食品生产	市场价值法	$V_1 = R \cdot \sum (Y_i \cdot P_i)$; V_1 为食品供给服务价值(元); R 为食品销售平均利润率,取 20% ^[32] ; Y_i 为研究区各年份各类食品的产量(kg) ^[34] ; P_i 为慈溪市 2005 年各类食品的平均市场价格(元/kg) ^[34]
	原材料生产	市场价值法	$V_2 = R \cdot \sum (Y_i \cdot P_i) + S \cdot P_i$; V_2 为原材料供给服务价值(元); R 为食品销售平均利润率,取 20% ^[32] ; Y_i 为研究区各年份棉花的产量(kg) ^[34] ; P_i 为慈溪市 2005 年棉花的平均市场价格,为 9.019 元/kg ^[34] ; S 为研究区林地的面积(hm ²); P_i 为 2005 年研究区单位面积的林业产值(元/hm ²),取 1 275.371 元/hm ^[35-35]
	气体调节	造林成本法、碳税法、工业制氧法	$V_3 = \sum P_i \cdot S_i \cdot (1.63C_{CO_2} + 1.19C_{O_2})$; V_3 为固碳释氧服务价值(元); P_i 表示研究区不同植被和浮游植物净初级生产力(t/hm ² a),取 6.810t/hm ² a(2005 旱地)、5.006t/hm ² a(2010 旱地)、4.722t/hm ² a(2015 旱地) ^[34, 34-35] , 5.847t/hm ² a(2015 水田) ^[34, 34-35] , 9.402t/hm ² a(草地) ^[36] , 5.8t/hm ² a(滩涂) ^[37] , 29.686t/hm ² a(草滩湿地) ^[38] , 11.64t/hm ² a(林地) ^[39] ; S_i 为研究区当年旱地、水田、草地、滩涂、草滩湿地和林地的面积(hm ²); C_{CO_2} 为固定 CO ₂ 的成本,取 771.2 元/tC(均值) ^[40-41] ; C_{O_2} 为人工制氧的成本,取 400 元/t ^[40]
调节服务	干扰调节	影子工程法	$V_4 = \sum S_j \cdot E_j \cdot P_j$; V_4 为 N ₂ O 排放造成的损失(元); S_j 为研究区当年 N ₂ O 排放量较大的作物面积(hm ²); E_j 为各作物单位面积 N ₂ O 排放量(kg/hm ²),取 2.602(棉花) ^[39] 、2.64(豆类) ^[42] 、0.4(小麦) ^[43] 、7.1(玉米) ^[42] ; P_j 为单位质量 N ₂ O 排放造成的损失,取 24.079 元/kg ^[38]
			$V_5 = V_3 - V_4$; V_5 为固碳释氧服务价值(元); V_5 为 N ₂ O 排放造成的损失(元)
			$V_6 = \sum (P \cdot S_i \cdot V_i / \alpha)$; V_6 为保滩促淤服务价值(元); P 为研究区 2005 年粮食自然产出的平均收益,为 798.906 元/hm ² ^[24] ; S_i 为研究区当年滩涂或草滩湿地的面积(hm ²); V_i 表示研究区滩涂和草滩湿地的促淤速度(cm/a),取 3(草滩湿地) ^[39] 、1.5(滩涂) ^[39] ; α 表示我国耕作土壤的平均厚度,取 0.5m ^[40]
调节服务	净化环境	大气污染治理成本法、污水治理成本法	$V_7 = L \cdot W \cdot H \cdot V \cdot P$; V_7 为消浪护岸服务价值(元); L 为研究区当年海堤长度(m); W 为研究区海堤的宽度,为 15m ^[38] ; H 表示研究区草滩湿地消浪护岸效果使海堤(20 年一遇)安全高度可降低值,取 2m ^[38] ; P 表示石方价格,取 15 元/m ³ ^[38]
			$V_8 = V_6 + V_7$; V_8 为研究区干扰调节价值(元); V_6 为保滩促淤服务价值(元); V_7 为消浪护岸服务价值(元)
			$V_9 = \sum S_i \cdot C_i \cdot [(H_N/T_N + H_P/T_P) \cdot 1000 + P_{BOD} + P_{COD}]$; V_9 为研究区水质净化服务价值(元); S_i 为第 i 种生态系统的面积(hm ²); C_i 表示污水厂人工处理成本(元/t),取值 1.38(滩涂、草滩湿地、水体) ^[44] 、0.0467(水田) ^[45] ; H_N 和 H_P 分别代表草滩湿地和滩涂单位面积截留 N、P 的能力(kg/hm ²),取值 189.245(草滩湿地 H _N) ^[46] 、0.385(滩涂 H _N) ^[46] 、39.8(水体 H _N) ^[47] 、34.066(草滩湿地 H _P) ^[46] 、0.042(滩涂 H _P) ^[46] 、18.6(水体 H _P) ^[47] ; T_N 和 T_P 分别代表污水厂单位体积去除 N、P 的浓度(mg/L),取值 32(除 N) ^[48] 、4(除 P) ^[48] ; P_{BOD} 和 P_{COD} 分别代表水田单位面积消纳 BOD 和 COD 的能力(kg/hm ²),取值 17.07(BOD) ^[49] 、26.34(COD) ^[49]
调节服务	净化环境	水治理成本法	$V_{10} = \sum S_i \cdot (A_i \cdot C_i + A_{SO_2} \cdot C_{SO_2} + A_{NO_2} \cdot C_{NO_2})$; V_{10} 为研究区空气净化服务价值(元); S_i 为研究区森林、水田或旱地面积(hm ²); A_i 、 A_{SO_2} 和 A_{NO_2} 分别代表不同生态系统每年单位面积吸收粉尘、SO ₂ 和氮氧化物的能力(vhm ²),取值 33.2(森林、水田滞尘) ^[40] 、0.1176(森林 SO ₂) ^[40] 、0.045(水田 SO ₂) ^[40] 、0.033(水田 NO ₂) ^[40] 、30(旱地滞尘) ^[40] 、0.040(旱地 SO ₂) ^[40] 、0.030(水田 NO ₂) ^[40] ; C_i 、 C_{SO_2} 和 A_{NO_2} 分别代表人工处理粉尘、SO ₂ 和氮氧化物的成本(元/t),170(滞尘)、600(SO ₂ 、NO ₂) ^[40]
			$V_{11} = V_9 + V_{10}$; V_{11} 为研究区净化环境价值(元); V_9 为研究区水质净化服务价值(元); V_{10} 为研究区空气净化服务价值(元)

调节服务	净化环境	大气污染治理成本法、污水治理成本法	$V_{s_3} = \sum S_i \cdot C_i \cdot [(H_N/T_N + H_P/T_P) \cdot 1000 + P_{\text{BOD}} + P_{\text{COD}}]$; V_{s_3} 为研究区水质净化服务价值(元); S_i 为第 i 种生态系统的面积(hm^2); C_i 表示污水人工处理成本(元/t), 取值 1.38(滩涂、草滩湿地、水体) ^[46] , 0.0467(水田) ^[47] ; H_N 和 H_P 分别代表草滩湿地和滩涂单位面积截留 N 、 P 的能力(kg/hm^2), 取值 189.245(草滩湿地 H_N) ^[46] , 0.385(滩涂 H_N) ^[46] , 39.8(水体 H_N) ^[47] , 34.066(草滩湿地 H_P) ^[46] , 0.042(滩涂 H_P) ^[46] , 18.6(水体 H_P) ^[47] ; T_N 和 T_P 分别代表污水厂单位体积去除 N 、 P 的浓度(mg/L), 取值 32(除 N) ^[48] , 4(除 P) ^[48] ; P_{BOD} 和 P_{COD} 分别代表水田单位面积消纳 BOD 和 COD 的能力(kg/hm^2), 取值 17.07(BOD) ^[49] , 26.34(COD) ^[49]
			$V_{s_4} = \sum S_i \cdot (A_i \cdot C_d + A_{s_2} \cdot C_{s_2} + A_{s_3} \cdot C_{s_3})$; V_{s_4} 为研究区空气净化服务价值(元); S_i 为研究区森林、水田或旱地面积(hm^2); A_i 、 A_{s_2} 和 A_{s_3} 分别代表不同生态系统每年单位面积吸收粉尘、 SO_2 和氮氧化物的能力(t/hm^2), 取值 33.2(森林、水田滞尘) ^[50] , 0.1176(森林 SO_2) ^[50] , 0.045(水田 SO_2) ^[50] , 0.033(水田 NO_x) ^[50] , 30(旱地滞尘) ^[50] , 0.040(旱地 SO_2) ^[50] , 0.030(水田 NO_x) ^[50] ; C_d 、 C_{s_2} 和 C_{s_3} 分别代表人工处理粉尘、 SO_2 和氮氧化物的成本(元/t), 170(滞尘), 600(SO_2 、 NO_x) ^[50]
			$V_s = V_{s_3} + V_{s_4}$; V_s 为研究区水质净化服务价值(元); V_{s_3} 为研究区空气净化服务价值(元)
			$V_{s_5} = S_f \cdot C_f \cdot (P - E)$; V_{s_5} 为研究区生态系统涵养水源的价值(元); S_f 为研究区林地面积; C_f 表示水库工程成本, 取 0.67 元/ m^3 ^[50] ; P 为研究区多年平均降水量, 取 1250mm/a ^[51] ; E 为研究区多年平均蒸发量, 取 950mm/a ^[51]
支持服务	水文调节	影子工程法	$V_{s_6} = \sum C_i \cdot S_i \cdot (D + V)$; V_{s_6} 为研究区生态系统调蓄洪水的价值; S_i 为研究区水田、草滩湿地、滩涂和水体面积(hm^2); C_i 表示水库工程成本, 取 0.67 元/ m^3 ^[50] ; D 为水田、滩涂和草滩湿地的最大蓄水差额, 取 2m ^[51] ; V 表示研究区单位正常水位水面蓄水量, 取 24 852.033m ³ /hm ² ^[54]
			$V_s = V_{s_5} + V_{s_6}$; V_s 为研究区水文调节价值(元); V_{s_5} 为研究区林地涵养水源的价值(元); V_{s_6} 为研究区生态系统调蓄洪水的价值(元)
			$V_s = \sum P_i \cdot S_i \cdot d_i / (\rho \cdot \alpha \cdot 10^4) + d_j \cdot S_j \cdot 0.24 \cdot C_j / \rho$; V_s 为研究区土壤保持价值(元); i 为土壤类型, P_i 为第 i 类土壤单位面积经济价值(元/ hm^2), 取值 1 275.371(林地) ^[52-53] , 99.829(草滩湿地) ^[52] , 5 722.996(旱地) ^[40] , 8 398.531(水田) ^[40] , 99.837(草地) ^[52] ; S_i 为第 i 类土壤类型的面积(hm^2); d_i 为第 i 类土壤的土壤保持量(t/hm^2), 取值 793.96(林地), 224.03(草滩湿地), 645.37(旱地), 521.27(水田), 757.86(草地) ^[52] ; ρ 为土壤容重(t/m^3), 取 1.25(林地), 1.2(旱地), 1.2(水田), 1.2(草地) ^[54] , 1.34(草滩湿地) ^[54] , α 为我国耕作土壤平均厚度, 取 0.5m ^[40] ; C_j 表示水库工程成本, 取 0.67 元/ m^3 ^[50]
			$V_s = \sum S_i \cdot P_{i_1} \cdot P_{i_2} \cdot D_i$; V_s 为研究区生态系统养分循环价值; i 为土壤类型(元), S_i 为第 i 类土壤面积(hm^2); P_{i_1} 为第 i 类土壤中的氮、磷、钾含量, 取 0.16%、0.03%、3.46%(林地) ^[58] , 1.36%、0.14%、0.54%(草滩湿地) ^[58] , 0.12%、0.02%、2.25%(旱地) ^[58] , 0.17%、0.07%、1.98%(水田) ^[58] , 0.49%、0.46%、0.57%(草地) ^[58] ; P_{i_2} 为各类化肥售价(元/t), 取 2005 年中国化肥平均市场价格, 为 2 175.673 元/ t ^[56-57] ; D_i 表示研究区不同植被和浮游植物净初级生产力(t/hm^2), 取 6.810/ t/hm^2 a(2005 旱地), 5.006/ t/hm^2 a(2010 旱地), 4.722/ t/hm^2 a(2015 旱地) ^[24,34-35] , 5.847/ t/hm^2 a(2015 水田) ^[24,34-35] , 9.402/ t/hm^2 a(草地) ^[56] , 5.8/ t/hm^2 a(滩涂) ^[37] , 29.686/ t/hm^2 a(草滩湿地) ^[58] , 11.64/ t/hm^2 a(林地) ^[56]
文化服务	生物多样性维持	替代价格法	$V_s = \sum A_i \cdot S_i \cdot R \cdot P_s \cdot P_i$; V_s 为研究区生物多样性维持价值(元); A_i 表示研究区第 i 种生态系统提供生物多样性维持功能服务的单位面积价值当量因子, 取 0.13(旱地), 0.21(水田), 1.88(林地), 1.27(草地), 7.87(草滩湿地、滩涂), 0.02(盐田), 2.55(水体) ^[57] ; S_i 为研究区当年第 i 种生态系统的面积(hm^2); R 为生态服务价值当量系数, 取 1/7 ^[58] ; P_s 为 2005 年庵东镇粮食的市场均价(元/kg), 取 1.373 元/kg ^[24] ; P_i 为庵东镇 2003—2013 年的平均粮食单产(kg/hm^2), 取 4 074.111kg/hm ² ^[24]
			$V_{10} = \sum A_i \cdot S_i \cdot R \cdot P_s \cdot P_i$; V_{10} 为研究区美学景观价值(元); A_i 表示研究区第 i 种生态系统提供美学景观功能服务的单位面积价值当量因子, 取 0.06(旱地), 0.09(水田), 0.82(林地), 0.56(草地), 4.73(草滩湿地、滩涂), 0.01(盐田), 1.89(水体) ^[57] ; S_i 为研究区当年第 i 种生态系统的面积(hm^2); R 为生态服务价值当量系数, 取 1/7 ^[58] ; P_s 为 2005 年庵东镇粮食的市场均价(元/kg), 取 1.373 元/kg ^[24] ; P_i 为庵东镇 2003—2013 年的平均粮食单产(kg/hm^2), 取 4 074.111kg/hm ² ^[24]
			$V_{10} = \sum A_i \cdot S_i \cdot R \cdot P_s \cdot P_i$; V_{10} 为研究区美学景观价值(元); A_i 表示研究区第 i 种生态系统提供美学景观功能服务的单位面积价值当量因子, 取 0.06(旱地), 0.09(水田), 0.82(林地), 0.56(草地), 4.73(草滩湿地、滩涂), 0.01(盐田), 1.89(水体) ^[57] ; S_i 为研究区当年第 i 种生态系统的面积(hm^2); R 为生态服务价值当量系数, 取 1/7 ^[58] ; P_s 为 2005 年庵东镇粮食的市场均价(元/kg), 取 1.373 元/kg ^[24] ; P_i 为庵东镇 2003—2013 年的平均粮食单产(kg/hm^2), 取 4 074.111kg/hm ² ^[24]
			$V_{10} = \sum A_i \cdot S_i \cdot R \cdot P_s \cdot P_i$; V_{10} 为研究区美学景观价值(元); A_i 表示研究区第 i 种生态系统提供美学景观功能服务的单位面积价值当量因子, 取 0.06(旱地), 0.09(水田), 0.82(林地), 0.56(草地), 4.73(草滩湿地、滩涂), 0.01(盐田), 1.89(水体) ^[57] ; S_i 为研究区当年第 i 种生态系统的面积(hm^2); R 为生态服务价值当量系数, 取 1/7 ^[58] ; P_s 为 2005 年庵东镇粮食的市场均价(元/kg), 取 1.373 元/kg ^[24] ; P_i 为庵东镇 2003—2013 年的平均粮食单产(kg/hm^2), 取 4 074.111kg/hm ² ^[24]

注: *数据来源于研究区遥感影像解译成果。

目前, ESV 评估法主要包括参数法^[59]、经济学评价法^[22]、能值分析法^[60]和模型法^[61]四种。经济学评价法以生态经济学为理论基础, 简便易行, 其结果精度优于参数法、数据可获得性和可行性优于能值分析法和模型法^[62], 且更能反映生态系统提供的各项服务对满足人类需求的价值, 适用于生态系统服务经济价值的评估^[63]。故本文以经济学方法为主, 辅以参数法评估出宁波杭州湾新区各时期不同土地利用类型的 ESV, 并采用 2005 年不变价以消除各时期价格变动的影响, 见表 1。由此可计算出宁波杭州湾新区单位面积上各土地利用类型的 ESV, 则各年份宁波杭州湾新区 ESV 总量的计算公式如下:

$$V = \sum_{i=1}^n S_i \times V_i \quad (1)$$

式中: V 为研究区生态系统服务总价值(元); S_i 表示研究区第 i 种地类的面积(hm^2); V_i 表示研究区单位面积第 i 种土地利用类型的 ESV(元/ hm^2)。

1.4 围填海强度

围填海强度指数即单位长度海岸线上的围填海面积^[23], 可定量反映区域围填海的规模与强度, 有利于探究围填海活动与生态服务价值变化之间的关联。可用下式表示:

$$PD = S/L \quad (2)$$

式中： PD 为围填海强度指数； S 表示研究区累计围填海面积（ hm^2 ）； L 表示研究区基准年内的海岸线总长度（ km ）。

1.5 相关性分析方法

相关分析是研究随机变量（ x ， y ）之间是否存在某种依存关系，并探讨其依存关系的相关方向以及相关程度的一种常用统计方法^[64]。本文利用 Pearson 简单相关系数来计算围填海强度与 ESV 之间的相关系数，计算公式如下：

$$r_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \tag{3}$$

式中： x 为围填海强度； y 为 ESV ； r_{xy} 是围填海强度与 ESV 的相关系数； $\bar{x}$ 、 $\bar{y}$ 分别是 x 、 y 的均值； x_i 、 y_i 分别是 x 、 y 的第 i 个值； n 为样本数量。

2 结果与分析

2.1 生态系统服务价值演变时空特征分析

以宁波杭州湾新区 2005—2015 年每隔五年的土地利用数据为基础（表 2），根据上述生态系统服务价值计算方法，结合宁波杭州湾新区的自然、社会经济条件，估算出宁波杭州湾新区各生态系统服务的总价值和单位面积价值（表 3）。

表 2 宁波杭州湾新区土地覆被类型

土地利用类型	2005		2010		2015	
	面积 (km^2)	百分比 (%)	面积 (km^2)	百分比 (%)	面积 (km^2)	百分比 (%)
草地	0.00	0.00	8.95	2.53	3.76	1.06
草滩湿地	45.01	12.73	58.88	16.65	21.54	6.09
旱地	70.33	19.89	66.92	18.93	65.46	18.51
建设用地	25.63	7.25	42.88	12.13	68.15	19.27
林地	0.54	0.15	0.54	0.15	0.52	0.15
水田	0.00	0.00	0.00	0.00	1.49	0.42
水体	27.14	7.68	39.76	11.24	110.08	31.13

滩涂	184.94	52.3	135.66	38.37	82.59	23.36
----	--------	------	--------	-------	-------	-------

表 3 杭州湾宁波杭州湾新区 2005、2010、2015 年生态系统服务价值 (10⁶ 元)

生态系统	年份	供给服务		调节服务				支持服务			文化服务		总价值
		食品生产	原材料生产	气体调节	干扰调节	净化环境	水文调节	土壤保持	养分循环	维持生物多样性	提供美学景观	单价 (元/m ²)	
草地	2010			14.58				0.10	0.28	0.91	0.40	1.82	16.26
	2015			6.13				0.04	0.12	0.38	0.17	1.82	6.84
草滩湿地	2005			231.55	14.41	76.77	60.31		5.94	28.30	17.01	9.65	434.28
	2010			302.93	16.41	100.43	78.90		7.77	37.02	22.25	9.61	565.72
	2015			110.82	22.50	36.74	28.86		2.84	13.54	8.14	10.1	223.45
旱地	2005	9.11	1.63	82.87		0.33		4.94	2.49	0.73	0.34	1.46	102.44
	2010	24.43	3.47	57.79		0.31		4.70	1.74	0.69	0.32	1.40	93.46
	2015	18.75	3.08	53.31		0.31		4.60	1.61	0.68	0.31	1.26	82.65
建设用地	2005	1.34										0.05	1.34
	2010	3.92										0.09	3.92
	2015	2.19										0.03	2.19
林地	2005		0.07	1.10		0.00	0.11	0.01	0.05	0.08	0.04	2.69	1.46
	2010		0.07	1.10		0.00	0.11	0.01	0.05	0.08	0.04	2.69	1.46
	2015		0.07	1.05		0.00	0.1	0.01	0.05	0.08	0.03	2.69	1.40
水田	2015	0.37		1.51		0.31	0.2	0.12	0.04	0.03	0.01	1.74	2.59
水体	2005	34.03				22.07	45.19			5.53	4.10	4.09	110.91
	2010	49.85				32.33	66.2			8.10	6.00	4.09	162.49

	2015	138.04			89.53	183.29		22.42	16.62	4.09	449.9
滩涂	2005	243.08	185.9	0.44	0.58	247.82		116.28	69.89	4.67	863.98
	2010	178.30	136.36	0.33	0.42	181.78		85.29	51.26	4.67	633.74
	2015	108.55	83.01	0.20	0.26	110.67		51.93	31.21	4.67	385.81

注：建设用地的食品生产服务仅包括禽畜等产品；表中空白表示无该项服务功能或不明显。

2005—2015 年间，研究区生态系统服务总价值持续下降，且前五年研究区 ESV 降幅显著低于后五年（表 4），说明宁波杭州湾新区生态系统不断退化且程度逐渐加深。各土地利用类型中，以滩涂、草滩湿地以及水体 3 者的价值变动最为剧烈。由于研究时段内宁波杭州湾新区城市化发展需求主导型的大规模围填海活动的实施，造成区内滩涂和草滩湿地面积急剧萎缩而水体面积迅速扩张（表 2），进而引发滩涂和草滩湿地总体价值大幅衰减、水体总价值大幅增长。以 2010 年为界将研究期分为两个时间段，草滩湿地总价值先增后减；滩涂总价值持续下降，且后期的降幅明显高于前期，水体总价值持续上升，且前期增幅远小于后期。这与两个时间段内，宁波杭州湾新区围填海活动的强度大小关系密切。前五年，宁波杭州湾新区围填海仅为慈溪经济开发区服务，围填海规模、强度均较小，2009 年，宁波市委、市政府作出《关于加快开发建设宁波杭州湾宁波杭州湾新区的决定》后，宁波杭州湾新区围填海规模和强度大幅上升，故除水田和水体外，其他生态系统服务的价值在研究前期有升有降，但在研究后期均有不同程度的下降。虽然研究期间水体价值的上升大幅减缓了滩涂和草滩湿地面积萎缩引起的研究区生态系统服务价值衰减程度，但这种上升只是滩涂围垦过程中短暂出现的中间产物，一旦过渡阶段结束，研究区 ESV 必将出现更大比例的下降。

表 4 宁波杭州湾新区 2005、2010、2015 年土地利用生态系统价值变化

土地利用类型	总价值变化（106 元）			总价值年均变化率（%）		
	2005— 2010 年	2010— 2015 年	2005— 2015 年	2005— 2010 年	2010— 2015 年	2005— 2015 年
草地	16.26	-9.43	6.84		-11.59	0.00
草滩湿地	131.44	-342.28	-210.84	6.05	-12.10	-4.85
旱地	-8.98	-10.82	-19.80	-1.75	-2.31	-1.93
建设用地		-1.73	0.84	38.42	-8.84	6.29
林地		-0.06	-0.06	0.00	-0.88	-0.44
水田	2.58	2.59	2.59			
水体	51.57	287.42	338.99	9.30	35.38	30.56

滩涂	-230.24	-247.93	-478.16	-5.33	-7.82	-5.53
合计	-37.36	-322.24	-359.60	-0.49	-4.36	-2.37

研究区内旱地、水体、滩涂和草滩湿地的覆盖面积广，因此研究区生态系统的主要服务类型有食物生产、气体调节和水文调节服务（表5），但上述三种服务的价值在2005—2015年间均有所下降，其中气体调节在研究区所有与生态系统服务类型中的价值减少总量与降幅最大，分别为2.46亿元和4.9%。在整个研究期间，宁波杭州湾新区生态系统服务价值总体呈下降趋势，除原材料生产、干扰调节和净化环境三项服务价值量上升外，其他服务类型价值量均有不同比例的下降，其中维持生物多样性服务的价值量减少仅次于气体调节服务。这主要是因为草滩湿地和滩涂生态系统具有丰富的生态系统服务类型，且各项服务的经济价值相对较高，而围填海活动直接作用于草滩湿地和滩涂生态系统，迫使上述两种生态系统转为价值量较低且服务类型较少的其他生态系统类型，造成宁波杭州湾新区生态系统服务的种类和数量减少、质量下降。

表5 2005—2015年宁波杭州湾新区生态系统服务价值量及其变化

生态系统服务功能	生态系统服务功能价值（10 ⁶ 元）			2005—2010年		2010—2015年		2005—2015年	
	2005年	2010年	2015年	价值变化 (10 ⁶ 元)	变化率 (%)	价值变化 (10 ⁶ 元)	变化率 (%)	价值变化 (10 ⁶ 元)	变化率 (%)
食物生产	287.56	256.5	267.89	-31.06	-2.16	11.39	0.89	-19.67	-0.68
原材料生产	1.7	3.54	3.15	1.84	21.57	-0.39	-2.2	1.45	8.49
气体调节	501.41	512.76	255.83	11.35	0.45	-256.93	-10.02	-245.58	-4.9
干扰调节	14.86	16.74	22.7	1.88	2.53	5.96	7.13	7.84	5.28
净化环境	99.75	133.51	127.15	33.76	6.77	-6.36	-0.95	27.4	2.75
水文调节	353.42	326.99	323.12	-26.44	-1.5	-3.87	-0.24	-30.3	-0.86
土壤保持	4.95	4.81	4.77	-0.14	-0.57	-0.04	-0.17	-0.18	-0.37
养分循环	8.48	9.84	4.66	1.36	3.21	-5.19	-10.54	-3.83	-4.51
维持生物多样性	150.92	132.1	89.06	-18.82	-2.49	-43.04	-6.52	-61.86	-4.1
提供美学景观	91.36	80.27	56.49	-11.09	-2.43	-23.78	-5.92	-34.87	-3.82
合计	1 514.42	1 477.06	1 154.82	-37.36	-0.49	-322.24	-4.36	-359.6	-2.37

2.1.2 ESV 空间分异特征

Kriging 插值法可以很好地反映 ESV 的空间分异规律^[65]。在 ArcGIS10.2 环境下构建 800 m×800 m 的渔网，根据宁波杭州湾新区不同土地覆被的生态系统的单位面积 ESV 计算出单个网格的 ESV 平均值，并运用普通 Kriging 法进行插值预测和模拟，选用的内插模型及其相关参数值见表 6。选取模型预测误差的平均值、均方根、标准平均值、标准均方根以及平均标准误差五项参数对模型的精度进行评价，结果表明各年份模型预测误差的平均值与标准平均值均接近于 0，均方根预测误差均很小，平均标准误差接近均方根预测误差，标准均方根预测误差均接近 1，说明本文选取的模型比较理想。由此，对生成的插值图进行分级，从低到高依次代表生态服务价值：低、较低、中、较高和高，获得宁波杭州湾新区 2005、2010 和 2015 年的 ESV 空间分异图（图 2）。

表 6 2005、2010、2015 年 Kriging 插值模型及其参数值

年份	内插模型	模型参数值			模型预测误差				
		块金值 C0	偏基台值 C	基台值 C+C0	平均值	均方根	标准平 均值	标准均 方根	平均标 准误差
2005	0.30142*Nugget+5.1233*Stable	0.301	5.123	5.424	0.0073 5	0.7	0.00995	0.984	0.719
2010	0.52871*Nugget+6.3724*Stable	0.529	6.372	6.901	0.0017 4	0.852	0.00135	0.931	0.919
2015	0.38388*Nugget+4.4222*Stable	0.384	4.422	4.806	0.0012 3	0.788	0.00143	0.889	0.888

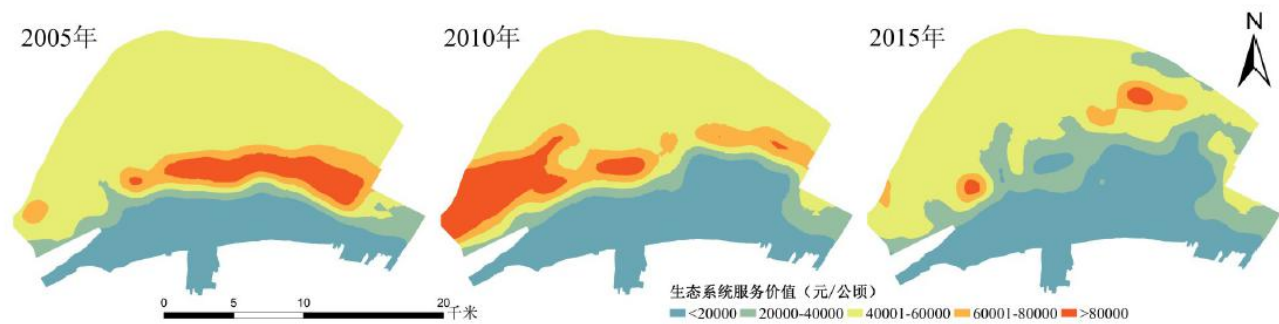


图 2 2005、2010、2015 年宁波杭州湾新区 ESV 的空间分异
Fig.2 Spatial differentiation of ESV of Ningbo Hangzhou Bay New Zone in 2005, 2010, 2015

块金值 C_0 主要表示实验误差引起的变异，偏基台值 C 主要表示有空间自相关引起的变异，两者之和为基台值，可表示系统内总体的变异^[66]。块金值与基台值之比可以表明系统变量的空间相关性程度，比值越小则系统的空间相关性越强，反之则越弱。表 6 显示，宁波杭州湾新区三个时期 ESV 均值的块金值与基台值之比均小于 25%，表明各时期宁波杭州湾新区 ESV 均值具有强烈的空间相关性。

图2显示, 宁波杭州湾新区 ESV 的空间分异总体呈现出由中部高南北两侧低向北高南低演变趋势, 中部地区的生态优势逐渐减弱最终消失。研究区 ESV 的空间格局与其土地覆被的单位面积 ESV 的空间分布相对一致: ESV 中值区主要分布在宁波杭州湾新区北侧, 与滩涂和水体的分布基本一致; 南面是单位面积 ESV 较低的旱地和建设用地, 为全区 ESV 低值区; ESV 高值区所在区域多分布着单位面积 ESV 最高的草滩湿地。低值区沿东北方向不断蔓延与扩张, 逐渐对中值区与高值区形成包围态势; 高值区被低值区切断, 从条带状转为条块状再转为碎片状, 破碎度不断增加; 中值区局部向高值区转变, 但主要表现为被低值区侵占, 面积萎缩。低值区的扩展方向与宁波杭州湾新区围填海工程的实施区域基本吻合, 以城市化发展需求为主导的围填海工程人为改变了自然生态系统的演替方向和速度, 迫使高 ESV 的滩涂和草滩湿地大量转为 ESV 相对较低的其他地类, 尤其是 ESV 极低的建设用地, 造成研究区低值区不断扩张、高值区与中值区不断萎缩, 生态系统服务价值衰减, 生态系统功能退化。

2.2 围填海强度与生态服务价值损失的关系分析

2.2.1 围填海引起的直接生态服务价值损失

滩涂和草滩湿地是围填海活动的实施场所, 剖析滩涂和草滩湿地在围填海前后的 ESV 损益情况能够揭示围填海活动对海岸带生态系统的直接影响, 同时分析两者在 2005—2010 以及 2010—2015 年间的转移情况, 追踪两者的价值流向, 可深入研究围填海引起的海岸带生态系统服务价值的直接损失。

10 年间滩涂和草滩湿地主要向水体和建设用地集中转变 (图 3)。表 7 显示, 2005—2010 年间, 滩涂主体部分保留, 发生转移的滩涂主要位于研究区西北角, 这是因为宁波杭州湾新区总体规划将该处滩涂设定为湿地休闲板块。在自然作用和湿地保护项目的影响下^[23], 约 20.75% 的滩涂转为 ESV 单价更高的草滩湿地, 价值滩涂面积基数大, 因此滩涂转移后 ESV 不减反增, 其增量占全区 ESV 增量的 92.45%, 是研究区 ESV 增加的主要来源。草滩湿地位于滩涂南侧, 地理位置决定了草滩湿地是围填海活动的优先发生地, 五年间约 60% 的草滩湿地转出为其他 ESV 单价较低的其他地类, 其中 ESV 单价极低的建设用地占比最大, 草地次之。发生转移后, 草滩湿地 ESV 共损失 228.39×10^6 元, 几乎占全区 ESV 减量的 100%。2010—2015 年间, 东北部的滩涂大量转为水体, 约占滩涂转移量的 31.70%, 还有少部分转为草滩湿地。由于水体 ESV 单价与滩涂相差不大, 转移后滩涂 ESV 总体增加, 仍是此段期间研究区 ESV 总量增加的主要来源。但这部分新转入的水体是围填海后形成的围塘, 仅是围填海工程的初步形态, 根据宁波杭州湾新区总体规划最终将完全转为建设用地, 可以预见, 在未来十几年内此部分地区的 ESV 总量将大幅下降。草滩湿地大幅转出, 以水体为主, 建设用地次之, 转出的水体主要位于研究区西侧, 是围填后形成的围塘。草滩湿地发生转移后, ESV 共损失 306.12×10^6 元, 占全区 ESV 减量的 90% 以上。可见, 围填海活动导致滩涂和草滩湿地向其他地类的转变是引起宁波杭州湾新区在研究期间 ESV 总量损益变化的主要原因。

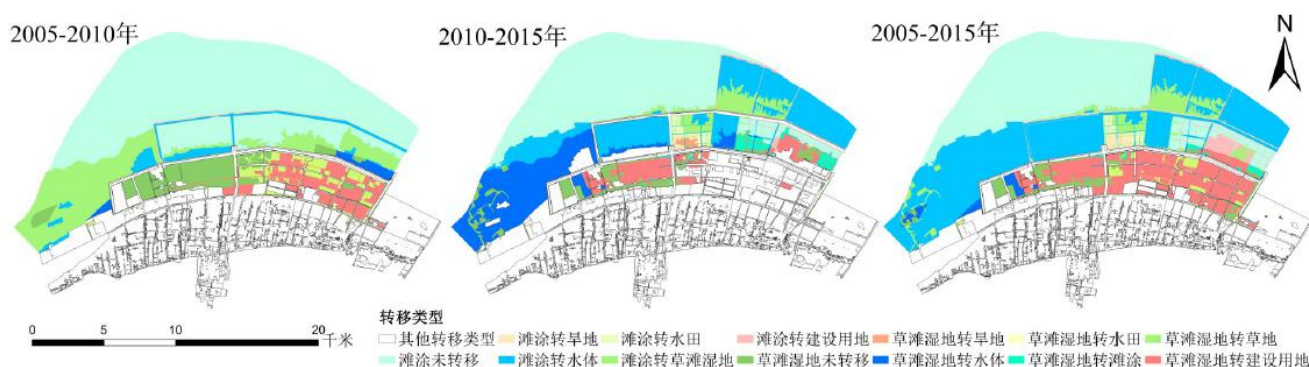


图3 宁波杭州湾新区围填海影响下滩涂和草滩湿地面积转移空间分布图

Fig.3 Spatial distribution map of mudflat and marsh wetland area transfer under reclamation in Ningbo Hangzhou Bay New Zone

表 7 宁波杭州湾新区滩涂与草滩湿地转移面积及其价值变化表

时期		草地	草滩 湿地	旱地	建设 用地	水田	水体	滩涂	合计
2005—2010 年	面积变化 (hm ²)	3 838.30	81.52	89.04		919.95	13565.3	18 494.12	
	转化率 (%)	20.75	0.44	0.48		4.97	73.35	100	
	滩涂 转化后的价值 (百万元)	368.78	1.14	0.08		37.6	633.72	1041.32	
	转化前后损益 (百万元)							177.34	
	占全区总损益之比 (%)							92.45	
	面积变化 (hm ²)	863.84	1 839.57		1502.18	294.38	0.36	4 500.33	
	转化率 (%)	19.2	40.88		33.38	6.54	0.01	100	
	草滩湿地 转化后的价值 (百万元)	15.7	176.74		1.37	12.03	0.02	205.86	
	转化前后损益 (百万元)							-228.39	
	占全区总损益之比 (%)							100	
2010—2015 年	面积变化 (hm ²)	1 003.89	81.19	207.45	137.91	4299.70	7835.53	13565.66	
	转化率 (%)	7.4	0.6	1.53	1.02	31.7	57.76	100	
	滩涂 转化后的价值 (百万元)	101.4	1.02	0.07	2.39	175.74	366.05	646.67	
	转化前后损益 (百万元)							12.93	
	占全区总损益之比 (%)							79.55	
	面积变化 (hm ²)	1 124.47	70.98	1196.92	11.32	3125.27	358.66	5 887.62	
	转化率 (%)	19.1	1.21	20.33	0.19	53.08	6.09	100	
	草滩湿地 转化后的价值 (百万元)	113.58	0.9	0.38	0.2	127.74	16.76	259.54	
	转化前后损益 (百万元)							-306.12	
	占全区总损益之比 (%)							90.45	

2.2.2 围填海强度与生态系统价值变化的关联

遥感解译结果表明,研究区围填海活动的覆盖区域不断蔓延,2010—2015 年新增围填海面积约 5 379.82 hm²,比 2005—2010 年多增长了 1 628.90hm²,研究区围填海强度呈增加趋势。同时,整个研究期间,宁波杭州湾新区生态系统服务总价值持续减少,定性来看,其与围填海强度呈现此消彼长的变化。为了定量验证并进一步分析两者间的相关性,首先根据公式(2)分别计算出宁波杭州湾新区三个时期的围填海强度,并利用公式(3)计算出宁波杭州湾新区围填海强度与 ESV 之间的相关系数。其次作围填海强度与生态系统服务价值的散点图,在此基础上用最小二乘法拟合函数曲线,如图 4。

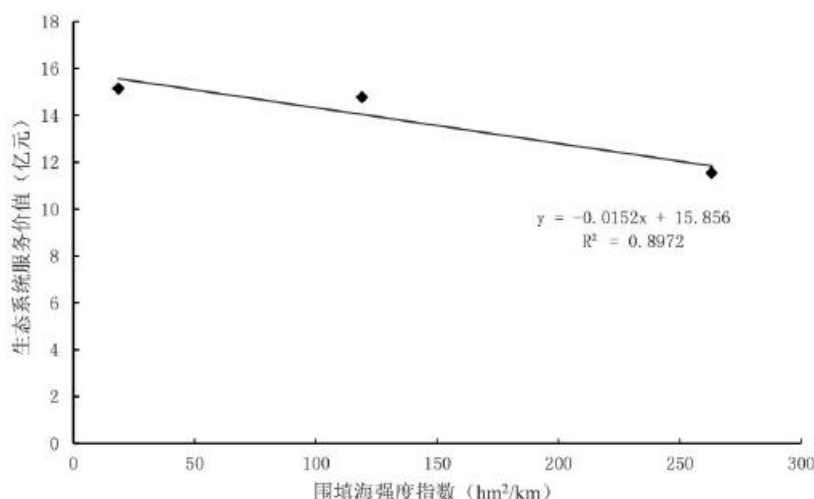


图4 宁波杭州湾新区围填海强度与ESV的关系
Fig.4 Relationship between the intensity of reclamation and ESV of Ningbo Hangzhou Bay New Zone

研究区围填海强度与 ESV 的相关系数为-0.9472,且两者拟合曲线显示研究区生态系统服务总价值随围填海强度的增大呈下降趋势(图4),表明两者之间存在显著的负相关关系,即围填海强度越大,研究区 ESV 越低。

围填海是彻底改变海域自然属性的一种用海方式,直接作用于滩涂和草滩湿地生态系统并将其转化为其他生态系统,而这两类生态系统在研究区所有土地覆被类型的生态系统中单位面积价值量最高,可见围填海工程总是将高 ESV 的生态系统替换为低 ESV 的生态系统,造成 ESV 总量下降。由于围填海活动对生态系统带来的负面影响是长期且滞后的,加之其带来的巨大经济效益在短期内大幅抵消了围填区域 ESV 的降低,故研究期前五年围填海强度指数激增而 ESV 降幅却不高。在研究期后五年,围填海强度指数提升同等幅度引起的 ESV 降幅明显上涨了。这是因为长期来看,围填海的积累性负面效应逐渐显现,如景观破碎化、资源耗竭、环境污染等,造成围填区域生态系统的脆弱性增加,对经济可持续发展的不利影响增大。因此,宁波杭州湾新区围填海时间越长、范围越广、强度越大,其 ESV 越低。但这并不能反向推导围填海强度越弱则 ESV 越高,因为围填海并非引起 ESV 变化的唯一因素。宁波杭州湾新区生态系统作为一个整体,其生态过程复杂,各项服务之间存在着此消彼长的权衡和相互增益的协同关系,故而具有高度的空间相关性,任何一种服务的变化都可能引起整个系统的变化。

3 结论

本研究构建了围填海区域 ESV 估算模型,据此定量分析了围填海工程影响下宁波杭州湾新区在 2005—2015 年间土地覆被的

生态系统服务价值的时空演变特征，并利用相关性分析法，揭示了围填海强度与 ESV 变化的内在关联。结果表明：

①整个研究期间，研究区 ESV 总量呈下降趋势，且价值损失趋于加速。绝大部分生态系统类型各项服务的总价值以及单项生态系统服务类型的价值量缩减，且 2010 年后生态系统服务功能衰退速度加快、程度加深。研究区 ESV 的空间分异总体呈现出由中部高南北两侧低向北高南低演变的趋势，中部地区的生态优势逐渐减弱最终消失。

②围填海活动是引起研究区 ESV 损益变化及其空间分异变化的主要原因。2005—2010 年和 2010—2015 年，围填海项目直接作用于草滩湿地造成的 ESV 减少均占同期研究区 ESV 减少总量的 90%以上，且研究区 ESV 低值区的蔓延方向与围填海工程实施区域的扩展方向基本吻合。鉴于围填海活动对生态系统的深刻影响，政府应加强生态保护意识，慎重决定围填海项目的实施地点、强度以及利用方向。

③围填海活动虽能在短期内能带来巨大的社会效益，减缓 ESV 降低速度，但其负面影响具有累积性和滞后性，长期来看会对经济可持续发展造成不利影响。在制定围填海规划时，不能只关注短期影响，应综合考虑围填海的社会经济效益、围填海对生态系统的累积性影响以及围填海集中区的生态环境的叠加效应，确定合理的围填海强度，并对生态系统受损部分设定人工修复预案，这对协调海岸带生态系统的保护和开发具有重要意义。

④研究期间，研究区 ESV 与围填海强度呈现显著的负相关关系，当围填海强度增强时，研究区 ESV 降低，且降幅不断增大。不能简单从 ESV 与围填海强度之间的负相关关系推论围填海的合理性，但可以从认识到围填海对生态系统的影响，更好地指导围填海项目的布局和强度选择。

参考文献：

- [1] 张明慧, 陈昌平, 索安宁, 等. 围填海的海洋环境影响国内外研究进展 [J]. 生态环境学报, 2012, 21(8): 1 509 - 1 513.
- [2] 李京梅, 刘铁鹰, 周罡. 我国围填海造地价值补偿现状及对策探讨 [J]. 海洋开发与管理, 2010, 27(7): 12 - 16, 46.
- [3] 孙永光. 典型河口：海湾围填海开发的生态环境效应评价方法与应用 [M]. 北京：海洋出版社, 2014.
- [4] 苗丰民, 杨新梅, 于永海. 海域使用论证技术研究与实践 [M]. 北京：海洋出版社, 2007.
- [5] 王勇智, 孙惠凤, 谷东起, 等. 罗源湾多年围填海工程对水动力环境的累积影响研究 [J]. 中国海洋大学学报自然科学版, 2015, 45(3): 16 - 24.
- [6] 张志飞, 诸裕良, 何杰. 多年围填海工程对湛江湾水动力环境的影响 [J]. 水利水运工程学报, 2016(3): 96 - 104.
- [7] 孟伟庆, 莫训强, 李洪远, 等. 天津地区湿地退化特征与驱动因素的多变量相关分析 [J]. 水土保持通报, 2016, 36(4): 326 - 332.
- [8] 马田田, 梁晨, 李晓文, 等. 围填海活动对中国滨海湿地影响的定量评估 [J]. 湿地科学, 2015, 13(6): 653 - 659.
- [9] 任鹏, 方平福, 鲍毅新, 等. 漩门湾不同类型湿地大型底栖动物群落特征比较研究 [J]. 生态学报, 2016, 36(18):

- [10] 黄备, 邵君波, 周斌, 等. 椒江口围填海工程对浮游动物的影响 [J]. 生态科学, 2015, 34(4): 86 - 92.
- [11] 刘明, 席小慧, 雷利元, 等. 锦州湾围填海工程对海湾水交换能力的影响 [J]. 大连海洋大学学报, 2013, 28(1): 110 - 114.
- [12] 张一帆, 方秦华, 张珞平, 等. 开阔海域围填海规划的水质影响评价方法——以福建省湾外围填海为例 [J]. 海洋环境科学, 2012, 31(4): 586 - 590.
- [13] 林磊, 刘东艳, 刘哲, 等. 围填海对海洋水动力与生态环境的影响 [J]. 海洋学报, 2016, 38(8): 1 - 11.
- [14] Daily G C, et al. Nature's service: Societal dependence on natural ecosystems [M]. Washington DC: Island Press, 1997.
- [15] 蔡晓明. 生态系统生态学 [M]. 北京: 科学技术出版社, 2000.
- [16] Costanza R, d' Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. Nature, 1997, 387(15): 253 - 260.
- [17] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 等. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进 [J]. 自然资源学报, 2015, 30(8): 1243 - 1254.
- [18] 赵苗苗, 赵海凤, 李仁强, 等. 青海省 1998—2012 年草地生态系统服务功能价值评估 [J]. 自然资源学报, 2017, 32(3): 418- 433.
- [19] 江波, 陈媛媛, 肖洋, 等. 白洋淀湿地生态系统最终服务价值评估 [J]. 生态学报, 2017, 37(8): 2497 - 2505.
- [20] 傅伯杰, 于丹丹, 吕楠. 中国生物多样性与生态系统服务评估指标体系 [J]. 生态学报, 2017, 37(2): 341 - 348.
- [21] 肖强, 肖洋, 欧阳志云, 等. 重庆市森林生态系统服务功能价值评估 [J]. 生态学报, 2014, 34(1): 216 - 223.
- [22] 王衍, 孙士超. 海南洋浦围填海造地的海洋生态系统服务功能价值损失评估 [J]. 海洋开发与管理, 2015, 32(7): 74 - 80.
- [23] 付元宾, 曹可, 王飞, 等. 围填海强度与潜力定量评价方法初探 [J]. 海洋开发与管理, 2010, 27(1): 27 - 30.
- [24] 陈玮彤, 张东, 韩飞, 等. 江苏南通沿岸围填海强度与潜力定量评价研究 [J]. 海洋通报, 2015(4): 443 - 449.
- [25] 陈玮彤, 张东, 李弘毅, 等. 辐射沙洲陆岸岸段围填海强度与潜力定量评价 [J]. 海洋科学进展, 2017(2): 295 - 304.
- [26] 靳宇弯, 杨薇, 孙涛, 等. 围填海活动对黄河三角洲滨海湿地生态系统的影响评估 [J]. 湿地科学, 2015(6): 682

- [27] 黄发明, 于东生, 王初升. 海湾围填海强度指数的应用 [J]. 亚热带资源与环境学报, 2013(3): 10 - 14.
- [28] 慈溪市统计局, 慈溪市统计学会. 慈溪统计年鉴 [J]. 宁波: 宁波出版社, 2005—2015.
- [29] 慈溪市地方志编纂委员会. 慈溪市志 [M]. 杭州: 浙江人民出版社, 2015: 304 - 529.
- [30] 国家海洋局 908 专项办公室. 海岛海岸带卫星遥感调查技术规程 [M]. 北京: 海洋出版社, 2005.
- [31] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human- Well-being: Biodiversity Synthesis [M]. Washington, DC: World Resources Institute, 2005.
- [32] 国家统计局, 国家环境保护总局. 中国环境统计年鉴 [J]. 北京: 中国统计出版社, 2006.
- [33] 浙江省统计局. 浙江统计年鉴 [J]. 北京: 中国统计出版社, 2006.
- [34] 张树文, 张养贞, 李颖. 东北地区土地利用/覆被时空特征分析 [M]. 北京: 科学出版社, 2006.
- [35] 国志兴, 王宗明, 刘殿伟, 等. 三江平原农田生产力时空特征分析 [J]. 农业工程学报, 2009, 25(1): 249 - 254.
- [36] 孙成明, 陈瑛瑛, 武威, 等. 基于气候生产力模型的中国南方草地 NPP 空间分布格局研究 [J]. 扬州大学学报: 农业与生命科学版, 2013, 34(4): 56 - 61.
- [37] 肖笃宁. 景观生态学 [M]. 北京: 科学出版社, 2003.
- [38] 李加林. 杭州湾南岸滨海平原土地利用/覆被变化研究 [D]. 南京: 南京师范大学, 2004.
- [39] 方精云, 刘国华, 徐嵩龄. 我国森林植被的生物量和净生产量 [J]. 生态学报, 1996, 16(5): 497 - 508.
- [40] 中国生物多样性国情研究报告编写组. 中国生物多样性国情研究报告 [R]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998.
- [41] 薛达元. 生物多样性经济价值评估 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1997.
- [42] 黄国宏, 陈冠雄, 吴杰, 等. 东北典型旱作农田 N₂O 和 CH₄ 排放通量研究 [J]. 应用生态学报, 1995, 6(4): 383 - 386.
- [43] 于克伟, 陈冠雄, 杨思河, 等. 几种旱地农作物在农田 N₂O 释放中的作用及环境因素的影响 [J]. 应用生态学报, 1995, 6(4): 387 - 391.
- [44] 谭雪, 石磊, 马中, 等. 基于污水处理厂运营成本的污水处理费制度分析中国环境科学, 2015, 35(12): 3 833 - 3 840.

-
- [45] 刘利花, 尹昌斌, 钱小平. 稻田生态系统服务价值测算方法与应用 [J]. 地理科学进展, 2015, 34(1): 92 - 99.
- [46] 欧维新, 杨桂山, 高建华. 盐城潮滩湿地对 N、P 营养物质的截留效应研究 [J]. 湿地科学, 2006, 4(3): 179 - 186.
- [47] 赵同谦, 欧阳志云, 王效科, 等. 中国陆地地表水生态系统服务功能及其生态经济价值评价 [J]. 自然资源学报, 2003, 18(4): 443 - 452.
- [48] 王静, 徐敏, 张益民, 等. 围填海的滨海湿地生态服务功能价值损失的评估——以海门市滨海宁波杭州湾新区围填海为例 [J]. 南京师大学报: 自然科学版, 2009, 32(4): 134 - 138.
- [49] 马新辉, 任志远, 孙根年. 城市植被净化大气价值计量与评价 [J]. 中国生态农业学报, 2004, 12(2): 185 - 187.
- [50] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究 [J]. 生态学报, 1999, 19(5): 19 - 25.
- [51] 肖笃宁, 胡远满, 李秀珍, 等. 环渤海三角洲湿地的景观生态学研究 [M]. 北京: 科学出版社, 2001.
- [52] 刘敏超, 李迪强, 温琰茂, 等. 三江源地区土壤保持功能空间分析及其价值评估 [J]. 中国环境科学, 2005, 25(5): 627 - 631.
- [53] 王敏, 阮俊杰, 姚佳, 等. 基于 InVEST 模型的生态系统土壤保持功能研究——以福建宁德为例 [J]. 水土保持研究, 2014, 21(4): 184 - 189.
- [54] 卜晓燕, 米文宝, 许浩, 等. 基于多源数据融合的宁夏平原不同湿地类型生态服务功能价值评估 [J]. 浙江大学学报: 农业与生命科学版, 2016, 42(2): 228 - 244.
- [55] 陈龙, 谢高地, 裴厦, 等. 澜沧江流域生态系统土壤保持功能及其空间分布 [J]. 应用生态学报, 2012, 23(8): 249 - 256.
- [56] 夏栋. 杭州湾南岸湿地景观生态系统服务价值变化及其驱动力研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2012.
- [57] 中华人民共和国国家统计局编. 中国统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2011.
- [58] 刘桂林, 张落成, 张倩. 长三角地区土地利用时空变化对生态系统服务价值的影响 [J]. 生态学报, 2014, 34(12): 3311 - 3319.
- [59] 陈希, 王克林, 祁向坤, 等. 湘江流域景观格局变化及生态服务价值响应 [J]. 经济地理, 2016, 36(5): 175 - 181.
- [60] 李琳, 林慧龙, 高雅. 三江源草原生态系统生态服务价值的能值评价 [J]. 草业学报, 2016, 25(6): 34 - 41.
- [61] 黄博强, 黄金良, 李迅, 等. 基于 GIS 和 InVEST 模型的海岸带生态系统服务价值时空动态变化分析——以龙海市为例 [J]. 海洋环境科学, 2015, 34(6): 916 - 924.

-
- [62] 吕一河, 张立伟, 王江磊. 生态系统及服务保护评估: 指标与方法 [J]. 应用生态学报, 2013, 24(5): 1 237 - 1 243.
- [63] 程敏, 张丽云, 崔丽娟, 等. 滨海湿地生态系统服务及其价值评估研究进展 [J]. 生态学报, 2016, 36(23): 7 509 - 7 518.
- [64] 滕冲, 汪同庆. SPSS 统计分析 [M]. 武汉: 武汉大学出版社, 2014.
- [65] 彭保发, 陈端吕. 常德市土地覆被的生态服务价值空间变异分析 [J]. 经济地理, 2012, 32(1): 143 - 147.
- [66] 许倍慎, 周勇, 徐理, 等. 湖北省潜江市生态系统服务功能价值空间特征 [J]. 生态学报, 2011, 31(24): 7 379 - 7 387.