

滨海围垦区替代传统农业的生态产业效益研究 ——以江苏东台条子泥垦区为例

尚 辉¹, 苏伟霞², 姚宇阆³, 张 弛⁴, 郑金海⁴, 孟天竹², 陈立华²

(1. 江苏省沿海开发(东台)有限公司, 江苏 盐城 224237; 2. 河海大学农业科学与工程学院, 江苏 南京 210098;
3. 江苏省沿海开发集团有限公司, 江苏 南京 210019; 4. 河海大学港口海岸与近海工程学院, 江苏 南京 210098)

摘要:依据滨海新围垦区——江苏条子泥垦区内产业模式的规划和建设,从直接经济利益、环境污染成本、生态效益方面进行研究,探讨滨海围垦区传统农业产业模式和生态产业模式的效益。研究表明,在相同土地利用规模下,相较于传统农业产业模式,生态产业模式的直接经济利益、生态效益和综合效益分别增加了 1.37、1.65 和 2.05 倍,同时环境污染成本减少了 100%。通过生态产业模式替代传统农业产业模式,显著提升了滨海围垦区直接经济利益和生态效益,研究成果可以为滨海围垦区传统农业产业模式转型和生态建设提供理论和实践参考。

关键词:传统产业模式;生态产业模式;效益评估;滨海围垦区

中图分类号:X826 文献标志码:A 文章编号:1003-9511(2020)04-0021-07

2013 年 7 月起,国家提出全力遏制海洋生态环境不断恶化趋势;2018 年 7 月国务院出台《关于加强滨海湿地保护严格管控围填海的通知》^[1],要求“除国家重大战略项目外,全面停止新增围填海项目审批;已经完成围填海的,进行必要的生态修复”。滨海围垦区是与海洋系统连接最紧密的区域,其生态建设成效事关海岸带生态建设的成败。

滨海围垦区源于高涂匡围,匡围后形成的土地主要用于种植和养殖。农田排放的氮、磷、钾、有机质、农药等是重要的面源污染物^[2-3],围垦区域地下水普遍埋深浅,一旦降水较多需要及时排水。由于农田排水进入海洋距离较短,无法通过沟渠、植被等有效拦截面源污染物。沿海水产养殖,一直都是重要陆源海洋污染物输入源,并导致沿海地下水富营养化^[4]。因此,滨海围垦区农业产业模式的生态化转变是海岸带生态建设的重要保障。如经生态稻田处理的水产养殖废水中氨态氮、总磷、总氮浓度最高分别为 0.27 mg/L、0.43 mg/L、0.67 mg/L^[5],基本满足地表水Ⅲ类水水质标准。海岸带植被建设除了增加食物供给外,在生物多样性调节、大气净化、水文调节、消浪促淤、固持土壤肥力、旅游等方面显示出

较高的价值^[6-8]。

滨海围垦区的产业转型、升级,在实现生态效益的前提下需要能够保证经济效益。已有的关于滩涂围垦的研究多集中于围垦对土壤的理化性质^[9]以及对当地环境的影响^[10-12]等方面,鲜有研究围垦区不同产业模式的价值量评估比较,尤其是生态环境效益的研究。本文基于江苏条子泥围垦区现状研究围垦区实施不同产业模式所产生的效益价值以及效益贡献率,为滨海围垦区由传统低效高污染农业产业模式向高值高效生态产业模式转变提供理论依据和实践指导。

1 研究区概况

条子泥围垦区位于江苏省东台市弼港,面积为 6 746 hm²,地理位置为 120°93'E ~ 120°96'E,32°76'N ~ 32°85'N。围垦区土壤属粉砂质潮盐土,土壤颗粒组成以粉砂和极细砂为主。

围垦区内以前农业产业模式规划,主要为稻麦轮作种植业、海水和淡水水产养殖,其稻田与海、淡水养殖塘规划面积分别为 2 854 hm²和 453 hm²、1 289 hm²。基于国家海洋生态建设战略,围垦区内

基金项目:江苏省重点研发计划(BE2018736);中央高校基本科研业务费专项(2018B49114,2019B08614);南京市科技计划(201805047)

作者简介:尚辉(1984—),男,副研究员,硕士,主要从事海岸带生态建设。E-mail:642254995@qq.com

通信作者:陈立华(1982—),男,副教授,博士,主要从事海岸带生态建设、水环境生物修复研究。E-mail:chenlihua@hhu.edu.cn

现阶段重新进行产业模式规划,传统农业产业模式转型为稻虾种养结合模式、稻田-养殖塘综合体模式、人工湿地和林地建设结合的生态产业模式,其稻田、海水和淡水养殖塘、湿地、林地规划面积分别为 1 395 hm²、453 hm²、1 289 hm²、1 309 hm²、150 hm²。

2 数据与方法

2.1 数据来源

本文数据来源于围垦区发展规划、实地调研、盐城市年鉴、市场价格以及文献等。土壤理化性质来

自于实地取样并采用鲁如坤^[13]提出的方法测定。利用 excel 2018 处理数据与作图。具体社会公共数据内容及来源见表 1。

2.2 评价指标体系构建

以围垦区为研究对象,在综合分析围垦区当地社会经济情况的基础上,分别从直接经济利益、环境污染成本以及生态效益 3 个方面进行价值研究,并相应地构建不同模式的价值评价指标体系(表 2)。

2.2.1 直接经济利益

直接经济利益包括稻、麦、虾以及海(淡)水养

表 1 社会公共数据内容及来源

名称	数值	数据来源依据
磷酸二铵含氮量	14.00%	化肥产品实际含量
磷酸二铵含磷量	15.01%	
氯化钾含钾量	50.00%	
有机肥中有机质含量	50.00%	
磷酸二铵化肥价格	3 000 元/t	市场价格
氯化钾化肥价格	2 800 元/t	
有机肥价格	500 元/t	
固碳价格	1 281 元/t	按瑞典碳税标准税率
氧气价格	1 299.7 元/t	采用中华人民共和国卫生部网站氧气平均价格
单位体积土壤挖取运输成本	100 元/m ³	市场价格
通货膨胀率	472.8%	根据国家统计局网站 1985—2016 年农村居民消费价格指数
美元兑人民币汇率	1:6.7	市场汇率
小麦单位面积产量	3.00 t/hm ²	根据盐城年鉴与预估数据
水稻(稻麦)单位面积产量	4.50 t/hm ²	
水稻(稻虾)单位面积产量	3.75 t/hm ²	
传统养殖塘单位面积成本	90 000 元/hm ²	
稻田-养殖塘单位面积成本	75 000 元/hm ²	
稻麦轮作单位面积成本	13 500 元/hm ²	
稻虾共作单位面积经济效益	44 250 元/hm ²	
淡水鱼单位面积价值	194 015 元/hm ²	
海水鱼单位面积价值	150 874 元/hm ²	
小麦价格	2 400 元/t	
大米(稻麦)价格	3 000 元/t	
水稻与稻草重量比值	1:0.90	一般农作经验
小麦与麦秆重量比值	1:1.10	
污水处理成本	2.5 元/m ³	市场平均价格

表 2 两种不同产业模式价值评价指标体系

价值分类	评价指标	传统农业产业模式		生态产业模式			
		稻麦轮作	养殖塘	稻虾种养结合	稻田-养殖塘	湿地	林地
直接经济利益	粮食	✓		✓			
	鱼类		✓		✓		
环境污染成本	农田面源污染	✓					
	养殖污水排放		✓				
生态效益	调蓄洪水	✓	✓	✓	✓	✓	
	涵养水源					✓	✓
	保育土壤	✓		✓		✓	✓
	固碳释氧	✓		✓		✓	✓
	净化大气						✓
	防风增产						✓
	净化污水			✓		✓	
	保护生物多样性	✓		✓	✓	✓	✓
	科教旅游					✓	

殖塘的养殖收益,可直接用市场价值计量:

$$U_{nw} = (V_n P_n - P_a) A \quad (1)$$

$$U_{nf} = (P_r - P_a) A \quad (2)$$

$$U_{nr} = P_u A \quad (3)$$

式中: U_{nw} 、 U_{nf} 、 U_{nr} 分别为稻麦轮作、养殖塘(稻田-养殖塘)、稻虾共养效益,元/a; V_n 为农产品的市场价格,元/t; P_n 为农产品单位面积产量,t/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$); P_a 为农产品成本,元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$); P_r 为农产品单位面积市场价格,元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$); P_u 为稻虾共养单位面积效益,元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$); A 为土地面积, hm^2 。

2.2.2 环境污染成本

围垦区环境污染主要为传统种植业的农业面源污染和水产养殖业废水污染。

2.2.2.1 农业面源污染环境成本

农业面源污染成本计算公式为

$$U_p = V_p P_p A_p \quad (4)$$

式中: U_p 为农业面源污染成本,元/a; V_p 为化肥环境成本,1140元/t^[14]; P_p 为农田化肥用量,0.3t/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$)^[14]; A_p 为稻田面积, hm^2 。

2.2.2.2 养殖废水污染环境成本

养殖废水污染环境成本根据每年排放的污水量与污水处理成本来计算。预估养殖塘干塘1年1次,水深为3m,养殖污水排放成本计算公式为

$$U_y = 10^4 V_y h_y A_f \quad (5)$$

式中: U_y 为养殖污水排放成本,元/a; V_y 为污水处理成本,元/ m^3 ; h_y 为水深,m; A_f 为养殖塘面积, hm^2 。

2.2.3 生态效益

2.2.3.1 调蓄洪水价值

围垦区内调蓄洪水作用主要考虑稻田、养殖塘与湿地。稻田调蓄洪水包括地下水位以上的土壤蓄水与地上蓄水。3种农业产业采用不同的计算方法,其计算公式为

$$U_{wrw} = A_w V_{wr} \quad (6)$$

$$U_{wrp} = 10^2 A_p V_{\text{库}} [h_1 (\omega_{\text{饱}} - \omega) \rho_p + h_2] \quad (7)$$

$$U_{wrf} = 10^2 A_f V_{\text{库}} h_3 \quad (8)$$

式中: U_{wrw} 、 U_{wrp} 、 U_{wrf} 分别为湿地、稻田与养殖塘调蓄洪水价值,元/a; A_w 为湿地面积, hm^2 ; V_{wr} 为单位湿地面积调蓄洪水价值^[15],元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$); $V_{\text{库}}$ 为单位蓄水量库容成本,元/ m^3 ; h_1 为稻田地下水平均高度,为80cm; h_2 为水稻拔节孕穗期可淹水层厚度,为20cm; h_3 为养殖塘平均水位与最高水位的高度差,150cm; ρ_p 为稻田土壤密度, g/cm^3 ; $\omega_{\text{饱}}$ 、 ω 分别为稻田土壤饱和含水量和自然含水量,%。

2.2.3.2 涵养水源价值

植物的枯枝落叶能拦截降雨,从而实现涵养水

源功能,其对水分循环有重要影响^[15],其价值采用专家评估法计算,计算公式为

$$U_{wc} = AV_{wc} \quad (9)$$

式中: U_{wc} 为涵养水源价值,元/a; V_{wc} 为单位面积涵养水源价值^[16],元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$)。

2.2.3.3 保育土壤价值

a. 固土价值。围垦区固土价值即减少土壤侵蚀的价值,其计算公式为

$$U_{sc} = V_s A (X - Y) / \rho \quad (10)$$

式中: U_{sc} 为每年植被区减少土壤侵蚀价值,元/a; X 为光滩土壤侵蚀模数,t/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$); Y 为不同植被建设区土壤侵蚀模数,t/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$); V_s 为单位体积土壤挖取运输成本,元/ m^3 ; ρ 为土壤密度, g/cm^3 。根据实地调研,围垦区土壤主要受夏秋台风季节的暴雨侵蚀,具体侵蚀强度与侵蚀类型数值见表3。

表3 围垦区不同产业模式土地土壤侵蚀强度

不同产业模式	侵蚀类型 ^[17]	侵蚀强度 ^[18] /($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)
稻田	轻度	7.65
湿地	轻度	8.30
光滩	极强烈	98.04
林地	微度	1.89

b. 固肥价值。围垦区土壤固肥价值来自两个方面,包括截留土壤中的肥力和因植被建设导致土壤中增加的肥力。固肥价值计算公式如下:

$$G_P = 10^{-3} AP(X - Y) \quad (11)$$

$$G_N = 10^{-3} AN(X - Y) \quad (12)$$

$$G_K = 10^{-3} AK(X - Y) \quad (13)$$

$$G_M = 10^{-3} AM(X - Y) \quad (14)$$

$$U_f = 10^2 [G_P V_1 / R_1 + G_N V_1 / R_2 + G_K V_2 / R_3 + (G_M + G) V_3 / R_4] \quad (15)$$

式中: U_f 为植被区增加土壤肥力价值,元/a; G_P 、 G_N 、 G_K 、 G_M 分别为土壤中增加的磷、氮、钾、有机质物质的量,t; P 、 N 、 K 、 M 分别为光滩土壤中磷、氮、钾以及有机质的含量, g/kg ; V_1 、 V_2 、 V_3 分别为磷酸二铵、氯化钾化肥和有机肥价格,元/t; R_1 、 R_2 、 R_3 、 R_4 分别为磷酸二铵化肥含磷、含氮量,氯化钾化肥含钾量以及有机肥中有机质质量分数,%; G 为秸秆中的有机质,t。围垦区不同产业模式土壤的理化性质表4。

表4 不同产业模式土地土壤的理化性质

不同产业模式	质量比/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)			有机质	密度/ ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)
	全氮	速效钾	速效磷		
稻田	1.77	0.104	0.033	11.257	1.420
湿地	0.998	0.097	0.031	10.533	1.491
林地	0.615	0.091	0.024	6.790	1.510
光滩	0.102	0.065	0.015	3.975	1.615

注:稻虾结合稻田中营养元素含量采用稻麦轮作农田数据。

2.2.3.4 固碳释氧价值

围垦区域内固碳释氧价值包括植被的固碳释氧

价值和土壤的固碳价值,林地植物固碳与释氧计算参考《森林生态系统服务功能评估规范》^[19],综合考虑围垦区气候条件,选取杉木林年净生产力 $800 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ ^[20],湿地植物固碳量根据 Kay 等^[21]的湿地植物年净生产力计算(湿地植物以芦苇(*Scirpusfluvialis*)、香蒲(*Typhaspp*)为主)。围垦区域内不同产业模式下植被固碳释氧价值计算公式如下:

$$G_{cs} = A[1.63RB(1+S) + 10^4hp(O_s - O)] / (100 \times 1.724) \quad (16)$$

$$U_{cs} = V_{cs}G_{cs} \quad (17)$$

$$G_{or} = 1.19AB(1+S) \quad (18)$$

$$U_{or} = V_{or}G_{or} \quad (19)$$

$$U_{co} = U_{sc} + U_{or} \quad (20)$$

式中: U_{co} 为不同植被建设区固碳释氧价值,元/a; G_{cs} 、 G_{or} 分别为固碳、释氧量,t/a; R 为二氧化碳中碳的含量,0.2727;1.724为有机质与有机碳之间质量换算关系; B 为植物生产力,t/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$); S 为不同作物秸秆与籽粒质量比; h 为表层土深度,0.2 m; O_s 、 O 分别为光滩与植被区土壤中有有机质含量,%; V_{cs} 、 V_{or} 分别为单位质量碳与氧气的价格,元/t。土壤中增加的有机质一方面提高土壤肥力,促进植物生长,另一方面则体现对温室气体的吸收作用,调节气候环境。

2.2.3.5 净化大气价值

在净化大气方面,主要考虑林地对二氧化硫、氟化物、氮化物以及滞纳粉尘的能力。农田在使用化肥时会导致温室气体的排放,污染空气,其对净化空气的影响有正有负,并且因化肥使用量和种类而有区别^[22]。湿地植被矮小,在滞纳粉尘等方面贡献小,其他单独计算湿地生态效益的文献多采用控制温室气体排放的“大气调节价值”^[23]指标。林地年净化大气能力以杉木类^[24]单位面积年净化大气价值为依据。净化大气价值计算公式为:

$$U_a = AV_a \quad (21)$$

式中: U_a 为净化大气价值,元/a; V_a 为单位面积净化大气价值,元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$)。

2.2.3.6 保护生物多样性价值

在保护生物多样性方面,湿地保护生物多样性价值计算参考 Costanza 等^[16]的方法,考虑到盐碱地以及黄土高原的特殊环境和作物种类的不同,在 Costanza 等^[16,24]的研究基础上预估稻麦保护生物多样性价值为 $500 \text{ 元}/\text{hm}^2$,稻虾价值为 $550 \text{ 元}/\text{hm}^2$,林地由于面积较小,初期规划树种单一,按 Shannon-Wiener 指数小于 1 时的单位面积生物多样性保持价值^[25],取 $3000 \text{ 元}/\text{hm}^2$ 。有研究表明,国家一级保护鸟类生物市场价格为每只 135072.5 元 ^[26],IUCN

(International Union for Conservation of Natural) 红色目录中被列为极危的勺嘴鹬(*Eurynorhynchuspygmeus*) 在围垦区内最大记录数量为 100 只^[27]。围垦区内保护生物多样性价值计算公式为

$$U_b = AV_b + U_{\text{鸟}} \quad (22)$$

式中: U_b 为生物多样性总价值,元/a; V_b 为单位面积生物多样性保持价值量,元/ hm^2 ; $U_{\text{鸟}}$ 为鸟类总保护价值(生态产业模式),元/a。

2.2.3.7 净化污水价值

水产养殖塘水体含有氮磷等水体面源污染物、致病微生物等^[28],生态种养结合稻田以及人工湿地可以有效净化此类污染物,减轻水产养殖业排污对近海的污染。根据 Costanza 等^[16,29]的研究,湿地净化污水价值采用单位面积污水净化价值 $3000 \text{ 元}/\text{hm}^2$ 。稻虾农田相比稻麦轮作可以避免农业面源污染的问题,因此直接使用稻麦轮作的污染物排放成本作为计算净化污水价值。净化污水价值计算公式为

$$U_{wp} = AV_{wp} \quad (23)$$

式中: U_{wp} 为净化污水价值,元/a; V_{wp} 为单位面积净化价值,元/ hm^2 。

2.2.3.8 防风增产价值

海堤林地降低围垦区内台风强度,减少农业损失,其防风增产价值计算公式为

$$U_d = FU_r \quad (24)$$

式中: U_d 为林地防风增产价值,元/a; F 为作物增产率,%; U_r 为水稻产值,元。

2.2.3.9 科教旅游价值

围垦区科教价值表现在因土壤生态改良、盐碱地生态产业模式而催生的科研、专利等成果。围垦区内建设有观赏价值的人工景观生态湿地,为候鸟提供优良的觅食环境,吸引大批珍稀动物如勺嘴鹬、红鹳等到此停留觅食,每年会吸引大量游客。科教旅游价值计算公式为:

$$U_c = AV_{we} \quad (25)$$

式中: U_c 为科教旅游价值,元/a; V_{we} 为湿地单位面积科教旅游价值^[16],元/($\text{hm}^2 \cdot \text{a}$)。

3 结果与讨论

3.1 条子泥围垦区传统产业模式和生态产业模式的效益

基于条子泥围垦区内不同农业产业模式计算的效益价值量如表 5 所示。传统农业产业模式直接经济利益、环境污染成本、生态效益以及综合效益分别为 $18220.13 \text{ 万元}/\text{a}$ 、 $13162.88 \text{ 万元}/\text{a}$ 、 $37003.22 \text{ 万元}/\text{a}$ 和 $42060.48 \text{ 万元}/\text{a}$;生态产业模式直接经济

表 5 不同产业模式效益价值量

单位:万元/a

价值分类	评价指标	传统农业产业模式		生态产业模式			
		稻麦轮作	养殖塘	稻虾种养结合	稻田-养殖塘系统	湿地	林地
直接经济利益	粮食	2054.78		6172.29			
	鱼类		16165.35		18778.40		
生态效益	调蓄洪水	4109.41	15965.77		15965.77	62.20	
	涵养水源					15757.07	1.43
	保育土壤	3432.10		3188.08		1176.47	125.74
	固碳释氧	13353.25		4246.47		8840.71	348.68
	净化大气						94.21
	防风增产						2092.30
	净化污水			97.60		392.7	
	保护生物多样性	142.69		486.67	511.98	1645.28	89.08
环境污染成本	科教旅游					6033.30	
	农田面源污染	97.60					
	养殖污水排放		13065.28				

利益、环境污染成本、生态效益以及综合效益分别为 24950.69 万元/a、无、61155.73 万元/a 和 86106.40 万元/a。相较于传统农业产业模式,生态产业模式的直接经济利益和生态效益分别增加了 1.37 倍和 1.65 倍,并减少环境污染成本 100%,其综合效益增加 2.05 倍。

从整体看,传统农业产业模式与生态产业模式的垦区可利用土地面积相同,后者在直接农业生产用地面积大大减少的情况下,其直接经济效益总量反而升高,说明传统依靠稻麦轮作与养殖塘养殖来实现直接经济利益的效率较低,生态产业模式实现了土地的高效利用。

3.2 条子泥围垦区单一产业内部不同方面价值量

从表 5 可以看出不同单一产业发挥的主要作用。以往认知中,产业产生直接的经济利益是为社会做出正向的贡献,产业的生态效益对社会的贡献往往不被认可或者认可度较低^[30]。围垦区内传统农业产业是直接经济利益的 2 个贡献者之一,稻麦轮作产业内部粮食供给价值量占直接经济利益与生态效益总值的 9.77%,作为围垦区重要直接的经济利益贡献者,普通稻麦轮作价值量占比显然偏低。传统养殖塘养殖中养殖污水排放环境污染成本价值量占直接经济利益与生态效益总值的 40.66%,环境成本显然过高,其对水体环境的污染、对本身脆弱的滨海垦区生态系统带来的破坏成本偏高。

生态产业稻虾种养结合模式内部价值量主要以营养物质(水稻和水产品)产出为主,保证了垦区合理的经济利益,养殖虾对水质要求高,施用有机肥等低环境污染肥料,可以减少近海水体污染。稻田是重要的人工湿地,能够有效同化没有充分利用的虾饲料以及虾排泄物,通过水稻和土壤微生物的同化作用,固定氮磷钾等元素,有效净化养殖水体。湿地

涵养水源功能内部价值量占比 46.47%,为后续的涉及植物的生态系统建设增加了可能。林地防风增产功能内部价值量占比 76.04%,间接增加了围垦区的直接经济利益。湿地与林地的固碳释氧功能在各自的内部价值量分别占比 26.07% 与 12.67%,说明垦区合理生态模式的选择能一定程度上调节局部小气候,为居民提供天然氧吧,是潜在的生态旅游场所。生态产业模式比传统农业产业模式增加了保护生物多样性生态功能,包含了鸟类保育价值。

3.3 条子泥围垦区单一产业的单位面积效益

不同单一产业单位面积效益比较如图 1 所示。稻虾种养结合与稻麦轮作相比,前者的单位面积生态效益为后者的 77.99%,其中有部分原因是稻虾共养对水位要求严格,因此没有调蓄洪水的功能,而在稻麦轮作的生态效益中,调蓄洪水价值量占比 19.53%。而前者的商品虾与有机稻的价值量高,其单位面积直接经济效益远大于后者,因此稻虾种养结合单位面积综合效益大于稻麦轮作。同时在生态效益方面,传统养殖塘养殖与稻田-养殖塘生态养殖的价值量无较大出入,而前者由于与稻田的物质能量分隔,养殖废水无法经过有效净化,产生环境污染,后者的养殖塘水循环利用进稻田,经稻田的滞留实现水的高效利用,同时截留废水中富余的营养物质,净化污水,后者环境污染成本较小。另一方面,由于稻虾共养对水质要求严格,因此稻虾-养殖塘生态养殖使用青草等绿肥作为肥料,减小了养殖成本,间接增大了直接经济利益。

3.4 生态产业模式替代传统农业产业模式的适宜条件和保障措施

生态产业模式替代传统农业产业模式的直接经济利益与生态效益均显著提高,同时降低了环境成本,未来应加快产业模式替代转型。在当前土地资

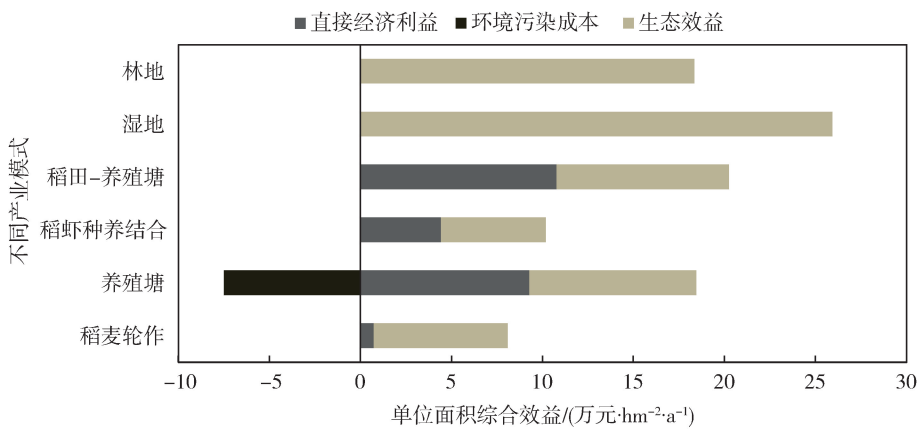


图1 不同产业单位面积综合效益

源紧缺的社会背景下,滨海滩涂作为重要的后备土地资源应得到合理的利用,最大程度地发挥其经济、生态效益,并基于产业模式转型为其他滨海滩涂地区提供良好的借鉴。另外,从国家层面制定了一系列的关于海洋生态文明建设规划,如“蓝色海湾”“生态海堤”“南红北柳”“生态红线”计划,积极促进海岸带生态修复和建设^[31],条子泥垦区生态产业模式的发展可作为海岸带生态修复和建设的典型案例来推广,并在实施过程中对政府政策的推行进行修正,为更好地发展沿海经济带来积极作用。

4 结论与建议

4.1 结论

本文以江苏东台条子泥垦区为研究对象,评估了生态产业模式替代传统农业产业模式的直接经济利益、环境污染成本和生态效益等,并比较了不同土地利用方式的单位面积综合效益,结果表明:

a. 生态产业模式对传统农业产业模式的优势在于发挥了生态建设的作用,减少了传统稻麦轮作模式农业面源污染物和水产养殖业污水的排放,生态产业模式的稻田和养殖塘产生了主要的直接经济利益,同时实现了生态效益,而湿地和林地主要产生了生态效益。

b. 相较于传统农业产业模式,条子泥围垦区规划和实践生态模式的直接经济利益、生态效益和综合效益分别增加了 1.37、1.65 和 2.05 倍,其替代传统农业产业模式具备适宜的条件和保障措施,滨海围垦区实现生态建设的同时兼顾了经济利益的增长。

4.2 建议

a. 在进行滨海生态建设时,要充分考虑减少环境破坏,实现资源的循环利用,推进产业模式转型,在实现高效生态效益的同时也实现直接经济利益的增长。

b. 成熟的生态产业系统具有更高的生物多样性,对实现海岸带生态系统平衡具有更大的推动作

用。生态产业建设周期长,维护与投入多,在前期应重视生态产业系统组成结构的规划和管理。

参考文献:

- [1] 国务院. 加强滨海湿地保护严格管控围填海[J]. 湿地科学与管理, 2018, 14(4): 65.
- [2] FAN L C, YUAN Y M, YING Z C, et al. Decreasing farm number benefits the mitigation of agricultural non-point source pollution in China[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2019, 26(1): 464-472.
- [3] ZHANG B L, CUI B H, ZHANG S M, et al. Source apportionment of nitrogen and phosphorus from non-point source pollution in Nansi Lake Basin, China[J]. Environment Science and Pollution research, 2018, 25(19): 19101-19113.
- [4] KANG P P, XU S G. The impact of mariculture on nutrient dynamics and identification of the nitrate sources in coastal waters[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2016, 23(2): 1300-1311.
- [5] 田敏. 不同生态措施对鱼塘水的改善作用[D]. 荆州: 长江大学, 2015.
- [6] O'HIGGINS T, NOGUEIRA A A, LILLEBØ A I. A simple spatial typology for assessment of complex coastal ecosystem services across multiple scales[J]. Science of the Total Environment, 2019, 649: 1452-1466.
- [7] ZENG Y L, GOU M M, OUYANG S, et al. The impact of secondary forest restoration on multiple ecosystem services and their trade-offs[J]. Ecological Indicators, 2019, 104: 248-258.
- [8] 陈睿哲, 马骏. 骆马湖湿地生态服务功能价值评估研究[J]. 水利经济, 2018, 36(6): 62-65.
- [9] 周煜, 余夏杨, 周廷璋, 等. 采用高密度电法仪监测围垦区土壤盐分变化[J]. 水资源保护, 2018, 34(2): 96-101.
- [10] 龚堃, 鲍毅新, 任鹏, 等. 漩门湾围垦区外滩涂不同生境大型底栖动物功能群及其变化[J]. 生态学报, 2016, 36(24): 8214-8223.
- [11] 徐彩瑶, 濮励杰, 朱明. 沿海滩涂围垦对生态环境的影

- 响研究进展[J]. 生态学报, 2018, 38(3): 1148-1162.
- [12] KIM R H, KIM J H, RYU J S, et al. Hydrogeochemical characteristics of groundwater influenced by reclamation, sea water intrusion, and land use in the coastal area of Yeonggwang, Korea [J]. Geosciences Journal, 2019, 23(4): 603-619.
- [13] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [14] 吕悦风, 谢丽, 孙华, 等. 基于化肥施用控制的稻田生态补偿标准研究: 以南京市溧水区为例[J]. 生态学报, 2019, 39(1): 63-72.
- [15] 税伟, 白剑平, 简小枚, 等. 若尔盖沙化草地恢复过程中土壤特性及水源涵养功能[J]. 生态学报, 2017, 37(1): 277-285.
- [16] COSTANZA R, D'ARGE R, GROOT R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.
- [17] 水利部. 土壤侵蚀分类分级标准: SL 190—2007[S]. 北京: 中国水利水电出版社, 2007.
- [18] GUO Q K, HAO Y F, LIU B Y. Rates of soil erosion in China: a study based on runoff plot data [J]. Catena, 2015, 124: 68-76.
- [19] 国家林业局. 森林生态系统服务功能评估规范: LY/T 1721—2008[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [20] 黄兴召, 许崇华, 徐俊, 等. 利用结构方程解析杉木林生产力与环境因子及林分因子的关系[J]. 生态学报, 2017, 37(7): 2274-2281.
- [21] KAY C S, WILLIAM J M. Vegetation productivity of planted and unplanted created riverine wetlands in years 2015-2017[J]. Ecological Engineering, 2017, 108: 425-434.
- [22] 肖玉, 谢高地, 鲁春霞, 等. 稻田生态系统气体调节功能及其价值[J]. 自然资源学报, 2004(5): 617-623.
- [23] 马琼芳, 燕红, 李伟, 等. 吉林省湿地生态系统服务价值评估[J]. 水利经济, 2019, 37(3): 67-71.
- [24] 宋敏敏, 张青峰, 吴发启, 等. 黄土沟壑区小流域景观格局演变及生态服务价值响应[J]. 生态学报, 2018, 38(8): 2649-2659.
- [25] 张谷, 岳金平, 王奕, 等. 江苏省重点公益林生态服务功能及价值评估[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2017, 41(6): 205-210.
- [26] 龙娟, 宫兆宁, 赵文吉, 等. 北京市湿地珍稀鸟类特征与价值评估[J]. 资源科学, 2011, 33(7): 1278-1283.
- [27] PIERSMA P, TAMAR L, CHEN Y, et al. Simultaneous declines in summer survival of three shorebird species signals a flyway at risk [J]. Journal of Applied Ecology, 2016, 53(2): 479-490.
- [28] AKEEM B D, ABDULLATEEF A, ADENIKE S T F, et al. Waste production in aquaculture: sources, components and managements in different culture systems[J]. Aquaculture and Fisheries, 2019, 4(3): 81-88.
- [29] 张彪, 史芸婷, 李庆旭, 等. 北京湿地生态系统重要服务功能及其价值评估[J]. 自然资源学报, 2017, 32(8): 1311-13124.
- [30] 夏浩, 苑韶峰, 杨丽霞. 浙江县域土地经济效益空间格局演变及驱动因素研究[J]. 长江流域资源与环境, 2017, 26(3): 341-349.
- [31] 赵婧. 推动整治修复再现滩净湾美[N]. 中国海洋报, 2018-02-13(03).

(收稿日期: 2019-12-08 编辑: 胡新宇)

· 简讯 ·

水利部印发第一批重点河湖生态流量保障目标

为深入贯彻《中华人民共和国水法》《中华人民共和国水污染防治法》和水利部“三定”规定, 切实履行指导河湖生态流量水量管理职责, 合理配置和开发水资源, 加强河湖生态环境保护, 近日, 水利部印发了《第一批 41 条重点河湖生态流量保障目标》, 要求各有关省(自治区、直辖市)人民政府和各流域管理机构组织抓好落实。

生态流量是维系河湖生态功能、控制水资源开发强度的重要指标, 是统筹生活、生产和生态用水, 优化配置水资源的重要基础, 事关国家水安全保障和生态文明建设大局。水利部高度重视河湖生态流量保障工作, 2018 年以来, 组织有关管理、科研、设计单位开展河湖生态流量确定研究, 启动了长江干流、黄河干流、淮河干流、太湖等重点河湖生态流量保障目标制定。经深入研究论证、广泛征求各方面意见, 确定了第一批 41 条重点河湖生态流量保障目标, 包括 83 个主要控制断面的生态基流(或最低生态水位)、最小下泄流量(或敏感生态流量)。

河湖生态流量保障目标是相关江河湖泊流域水量分配、生态流量管理、水资源统一调度和取用水总量控制的重要依据。水利部要求, 各流域管理机构要抓紧组织制定重点河湖生态流量保障实施方案, 明确管控责任和管理措施, 加强流域水量统一调度, 建立河湖生态流量监测预警机制, 加强生态流量监管; 各有关省(自治区、直辖市)人民政府要组织有关职能部门抓好生态流量保障目标的落实。

下一步, 水利部将把河湖生态流量保障工作纳入全面推行河长制湖长制、实行最严格水资源管理制度的重要内容, 进一步加强监督检查, 强化跨省江河流域省界断面、重要控制断面和生态流量控制断面下泄流量水量考核, 定期通报河湖生态流量保障目标落实情况, 并将监督检查结果纳入最严格水资源管理制度年度考核。

(本刊编辑部 供稿)