

垦殖后洲滩湿地生态恢复的景观设计途径 ——以长江新济洲滩为例

俞孔坚¹, 陈义勇^{1,2}, 王春连¹, 李迪华¹

(1. 北京大学建筑与景观设计学院, 北京 100871; 2. 北京大学城市与环境学院, 北京 100871)

摘要: 长江南京段新济洲滩是一处由心滩不断扩大形成的洲滩湿地, 由于人类长期垦殖、修筑垸堤等活动, 导致洲滩湿地的景观格局和过程发生根本性改变, 湿地生态系统服务退化。从景观生态学的角度出发, 参照 Steinitz 景观设计六步骤模式, 构建了描述、过程、评价、改变、评估和决策模型, 探讨洲滩湿地的生态恢复途径, 指出拆除垸堤、去除人类过分干扰是新济洲滩生态恢复的关键, 恢复自然洪水过程、让自然做功、恢复季节性湿地及生境是其基本途径。模拟维持现状、拆除圩堤、拆除防洪堤 3 种情景, 分析不同情景洲滩湿地面积、生物栖息地面积变化, 结果表明拆除防洪堤将使洲滩季节性、洪水泛滥湿地面积所占比重分别将由 5%、4% 增加到 56%、24%, 长江鱼类、龟鳖类、涉禽类栖息地面积所占比重由 7%、11%、5% 分别增加到 21%、75%、56%。湿地是重要的景观生态系统, 利用 Steinitz 六步骤模式进行生态恢复途径的探讨, 对其他湿地生态恢复的规划和设计也有重要的借鉴意义。

关键词: 洲滩湿地; 生态恢复; 景观设计; Steinitz 六步骤模式; 长江新济洲滩

中图分类号: X171.4; TU986.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-8227(2011)10-1255-07

湿地是重要的生命支持系统, 具有持续为人类提供食物、原材料和水资源等生态系统服务的潜力^[1], 并在防洪抗旱、保持水土、保护生物多样性及休闲旅游等方面发挥重要作用^[2,3]。随着 18 世纪以来湿地的大规模开发利用, 不论西方发达国家, 还是发展中国家, 天然河流和滨水湿地都急剧减少, 湿地生态系统的消失和退化趋势十分严重^{[4],①}。洲滩系指河流高低水位之间的广阔地域, 在不同的湿地类型中, 洲滩湿地最易受自然和人类的干扰, 洪水、沉积、污染、树木残片等, 都能对洲滩生态系统带来重要影响^[5]。

生态恢复——使生态系统回到原始状态, 被经常用来遏制湿地生态系统的退化趋势。在过去几十年国内外出现了大量湿地恢复的典型案例, 如基西米河(Kissimmee River)生态恢复工程、科罗拉多河(Colorado River)生态恢复工程、阳澄湖湿地保护恢复工程、洪湖湿地保护与恢复示范工程等, 湿地生态恢复和重建已成为国际湿地科学研究的热点。然而, 广泛认可的生态恢复的案例很少, 由于人类干扰继续存在, 完全的生态恢复很难完成, 大部分案例只

是采用环境无害管理的方式减轻人类干扰的影响^[6,7]。相关的恢复工作显示, 大多缺乏有效地恢复和改善流域或区域的生态条件^[8,9], 多数恢复工作并没有考虑到对恢复效果的跟踪监测^[7]。已有湿地生态恢复的研究聚焦于大坝、水库、河湖滨水区、土地利用变化等^[6,10,11], 较少涉及河流中的洲滩岛屿生态恢复的研究。

本研究以垦殖后的长江新济洲滩为例, 探讨洲滩湿地生态恢复的景观设计途径。新济洲滩是一处由心滩不断扩大形成的洲滩湿地, 由于人类长期垦殖、修筑垸堤等活动, 导致湿地生态系统服务退化, 近年来湿地恢复工程效果有限。本研究从景观设计的角度, 探讨洲滩湿地的生态恢复。

1 研究区域和研究方法

1.1 研究区域

长江新济洲滩(31°50'~53'N, 118°30'~33'E)位于长江下游南京市江宁区段(图 2)。洲滩总面积枯水期约 9.0 km²(LANDSAT 7 ETM+20070107 影

收稿日期: 2011-01-26; 修回日期: 2011-05-03

基金项目: 国家自然科学基金项目“南京长江新济洲群发展策划与概念规划项目”(批准号 51078004)资助。

作者简介: 俞孔坚(1963~), 男, 浙江省金华人, 教授, 博导, 研究方向为景观规划与景观生态等。E-mail: kj@turedscape.com

① 国家林业局. 中国湿地保护行动计划. 2000.

像解译),丰水期约 8.5 km^2 (20060731)。属北亚热带季风气候区,四季分明,雨量充沛,多年平均降水量约 $1\,000 \text{ mm}$ 。洲滩现有森林植被以人工林为主,主要树种有杨树、垂柳和旱柳等。

2001 年起,为遏制新济洲湿地退化趋势、恢复湿地生态系统,南京市政府开始实施生态工程,居民被迁出,村庄建设用地复垦为园地或林地,耕地转为林地、苗圃和水域等,同时完成了水系疏浚和人工绿化等工程^[12,13]。虽然人口压力减少,但人类干扰依然存在。岛上植被严重人工化、园林化,湿地生态系

统未见明显改善,出现大面积采用观赏园艺植物、破坏原生态景观和乡土植被等一系列问题。

1.2 研究方法

从景观生态学的角度,把由江滩和河流组成的湿地生态系统视为一处湿地景观,将湿地的生态恢复视为一个景观设计的过程。Steinitz 提出的景观设计 6 步骤模式(图 1)为本研究提供了一个适合的操作框架。以该框架问题为导向,提出问题,采集数据,进而分析问题。该框架还提出,一个恰当的景观设计研究,必须对 6 个层次的框架流程至少反复 3 次^[14,15]。

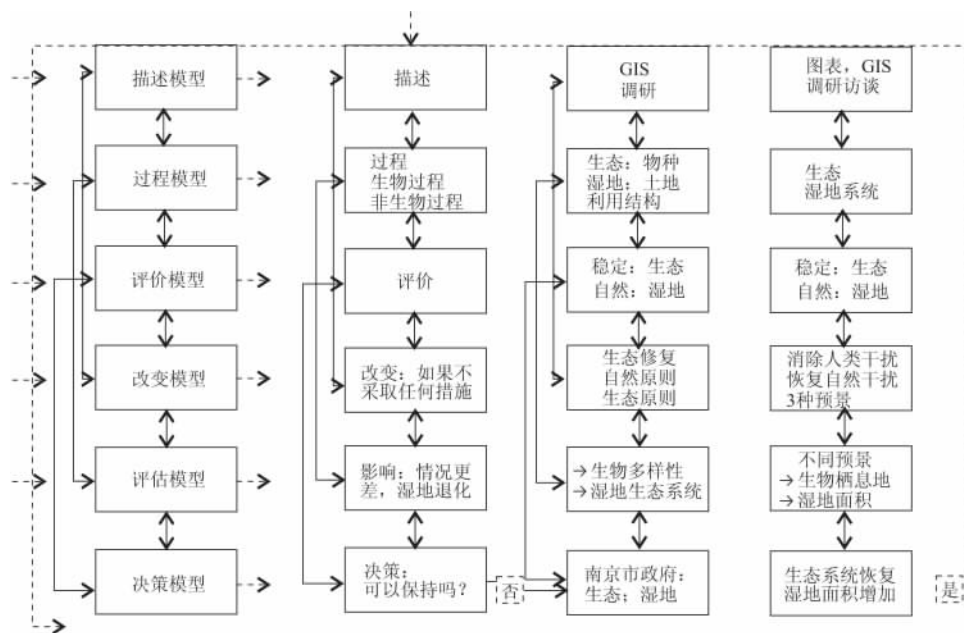


图 1 基于 Steinitz 六步骤模式的新济洲江滩景观设计框架

Fig. 1 Xinji Wetland Landscape Architecture Framework Based on Steinitz Model

GIS 与景观模型的分析近年来被广泛应用于生态规划和管理框架中,为规划决策提供了大量有价值的参考。GIS 空间分析的方法贯彻了本研究六步骤分析的全过程,包括土地利用、生物栖息地、洪水淹没等分析,及 3 种景观结构变化的情景。

2 湿地生态恢复研究

2.1 描述模型——环境表述

新济洲形成于清代乾隆、嘉庆年间^[16],是由洪水期长江沙洲和沙滩淤积成长的陆地^[17],近年来仍在缓慢发育中,民国以来被逐渐垦殖。岛上筑成内外两重堤岸,内堤防洪标准为百年一遇,堤高 11 m (吴淞高程,下同),堤内面积约 5.8 km^2 ,主要为苗圃、乔木林、水域(图 2);外堤大致沿岛屿边缘修筑,可抵御五年一遇洪水,两堤之间形成的圩区面积约

1.9 km^2 ,主要为鱼塘水域、森林沼泽和芦苇沼泽。圩区之外为长江滩涂,面积约 1.5 km^2 ,主要为森林沼泽和芦苇沼泽、滩涂。

2.2 过程模型——生态过程分析

自然非生物过程。新济洲滩最初为长江洪水期形成的较大的心滩,经多次洪水作用逐渐形成狭长洲滩。近年来,洲滩主体发育已进入晚期,总面积稳中有降,1979、1995、2008 年枯水期洲滩面积分别为 10.3 、 9.7 、 9.0 km^2 (见图 3)。边界仍不稳定,东岸冲刷为主,最强处达 $5 \sim 10 \text{ m/a}$;西岸堆积、冲刷兼有,堆积为主,最强处达 $4 \sim 5 \text{ m/a}$;洲头冲刷为主。

据南京下关水文站,长江水位季节变化明显,一般 $5 \sim 9$ 月为丰水期,水位 $6 \sim 7 \text{ m}$,近年最高约 9 m ; 10 月~次年 4 月为枯水期,水位 $3 \sim 4 \text{ m}$ 。防洪工程修筑前,据图 4 的模拟分析,汛期水位为 7 m 时淹没 41% 的面积,水位为 9 m 的洪水淹没 93% 的洲滩,

即使百年一遇的洪水仍有 1.5% 的洲滩未被淹没,可作为洪水期生物避难场所。修建防洪堤后,堤内可免去洪水威胁,但季节性湿地减少 70% 以上。

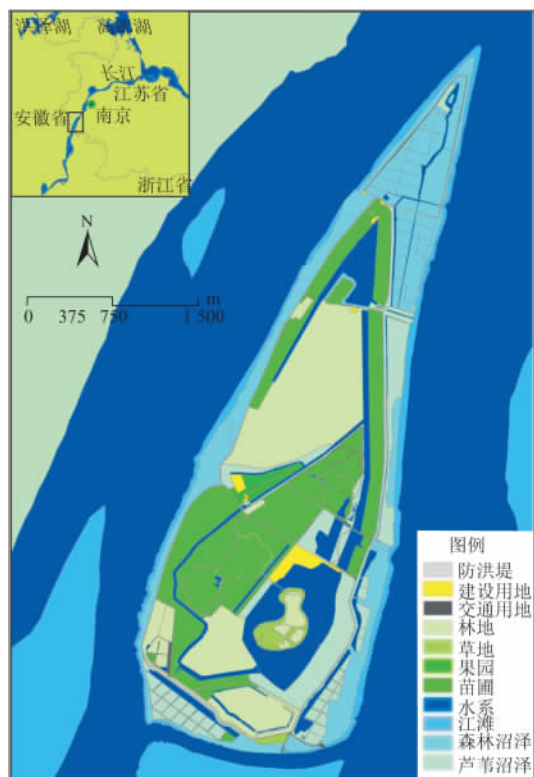


图 2 研究区区位与土地利用现状

Fig. 2 Location and Land Use Pattern of the Study Area

生物过程。河流洲滩湿地具有丰富的生物多样性。新济洲滩现有森林沼泽、草丛沼泽、漂浮植物、浮叶植物、沉水植物 5 个植被类型,芦苇等 27 个群系,约 360 种植物。新济洲滩还是重要的鸟类栖息地,常见鸟类赤腹鹰等 20 余种;是中华鲟等长江鱼类洄游和繁殖水域,其生态恢复对稀有物种的保护具有重要意义。

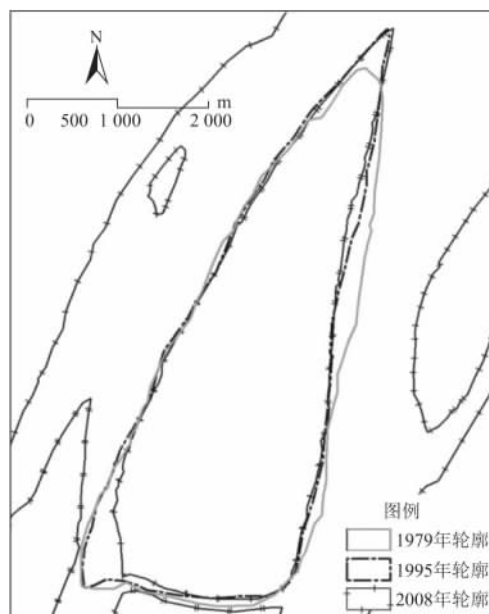
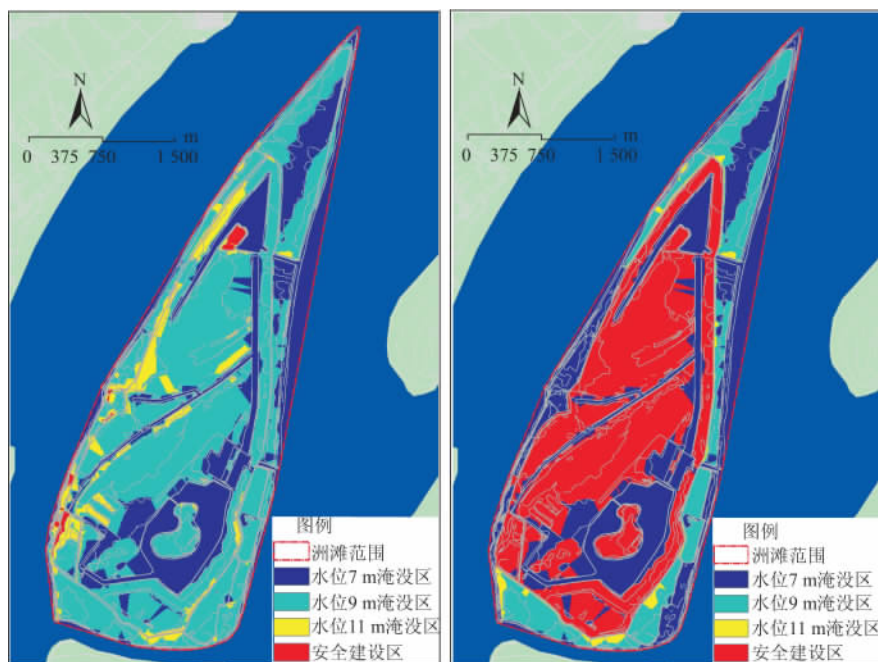


图 3 近 30 年新济洲滩轮廓变化

Fig. 3 Evolution of the Xinji Riverine Island Profile



左:无防洪堤;右:修筑百年一遇防洪堤

图 4 修建防洪堤前后洲滩洪水淹没区变化

Fig. 4 Change of the Flooded Area since the Construction of the Dam

2.3 评价模型——生态系统服务评价

地球是一个生命系统,活的“女神”,为人类社会经济系统提供生态系统服务,包括产品服务、调节服务、生命支持服务、文化服务四个方面。湿地生态系统被誉为地球之肾,是生物栖息地多样性、物种多样性的重要来源^[3,7]。流动的水体有着较高的生物多样性,尤其是大河的干流^[18]。新济洲滩位于长江中,群落自然演替和生物多样性是湿地自然过程的重要特点,湿地植被产品服务、洪水调节服务、生命支持服务是生态系统服务评价模型的主要标准。

然而,过去几十年强烈的人类干扰,使新济洲滩自然湿地生态系统转为人工农地生态系统。人类活动带来大量外来物种,以芦苇为主的湿地植物群落被速生经济林、苗圃、果木林取代,群落类型趋于单一。土地覆被剧烈变化,63%的自然湿地植被完全转为人工植被,21%被部分干扰,仅 16%保持原生状态。动物的栖息地受到破坏,作为湿地动物觅食、产卵场所的滩涂退化,生物多样性降低。长江行洪也受到影响,河道泄洪能力降低(表 1)。

表 1 垦殖前后洲滩生态系统服务评价

Tab. 1 An Evaluation on the Ecosystem Service Before and After the Reclamation

生态系统服务内容	垦殖前	垦殖后
产品服务	27 个植物群落, 原生产苇群落为主	玉米等农作物和速生经济林、苗圃、果木林, 原生自然植被退化
调节服务	洪水调节, 水体净化	泄洪能力下降, 净化功能丧失
生命支持服务	提供长江淡水鱼类、爬行类、两栖类、涉禽类鸟类生境	滩涂退化, 生物多样性降低
文化服务	湿地为主的自然生态系统, 具有独特的美学价值、科学启智和游憩价值	旱地为主的人工农地系统, 丰富的自然审美体验和关于自然的科学与艺术教育服务丧失

2.4 改变模型——生态恢复途径分析

中等尺度景观的改变模型中,重点是景观的功能定位^[19]。对洲滩湿地景观的生态恢复,其定位决定于恢复的目标状态。目前还没有形成生态学意义的河流湿地恢复的统一标准^[20]。恢复的目标是恢复生态系统服务,达到受破坏前相似的结构和功能^[21,22]。自然状态常被定为生态恢复的目标状态,一般选取较早期的或历史的状态,本研究选取垦殖前为目标状态。

2.4.1 生态恢复途径——去除人类干扰

许多因素可能会影响到生态恢复的效果^[20,23,24],当人类干扰压力依旧继续时,很难恢复到自然状态。去除人类干扰压力后,只要湿地没有发

生永久的、不可逆转的扰动,都可能恢复^[6]。Nehlsen^[25]提出一种生态恢复的途径,去除所有的人类引起的干扰,让自然做功,进行长期的自然恢复。自然恢复速度太慢时,可以采取适当的人工措施。

依据描述模型、过程模型,过去几十年中,人类对新济洲滩的最大干扰是环岛防洪堤的修筑。修筑堤坝可抵御洪水,但它对滨水区的负面影响显著,严重影响湿地生态系统^[26]。我国古人很早就指出筑堤圩田引起水旱灾害的加剧,其弊远大于利^[27]。新济洲环岛防洪堤的影响包括:非生物过程方面,控制了洪水,限制了洲滩湿地的周期性泛滥过程,降低洲滩的湿度,季节性湿地转为旱地等;生物过程方面,湿地植被转为旱地植被,动物栖息地也随之变化。

近 10 年新济洲滩生态工程将岛上居民迁出,人类干扰大为降低,但自然生态恢复成效甚微,重要原因就在于未能去除环岛防洪堤。新济洲滩生态恢复的关键步骤是拆除防洪堤、圩堤、水坝等,去除几十年来人类干扰导致的水过程改变。去除人类干扰后再进行自然恢复,即通过生态演替,让自然做功,实现生态系统的自然恢复。

2.4.2 自然非生物过程的恢复

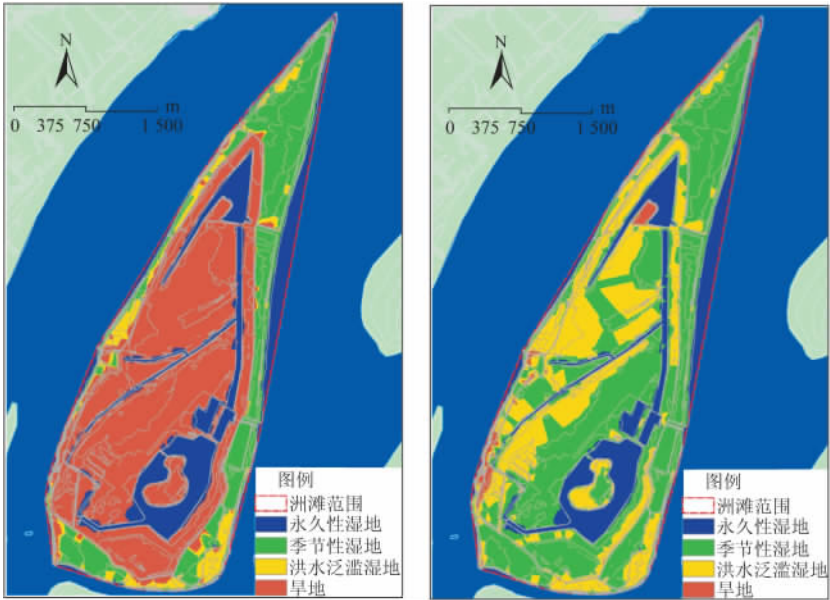
洪水干扰是洲滩地形成和植被演化过程中的核心自然干扰。对 Hassayampa 河的研究曾发现,十年一遇的洪水可以产生大量的冲蚀和堆积,从而为一些滨水物种提供新的栖息地^[28]。正因为滨水湿地依赖于各种干扰洪泛平原的要素,较大的洪水正是这种必要的干扰^[5]。对于洲滩,洪水还可促进非生物过程演化,尤其在河道冲淤演变、植被群落演化方面。新济洲滩中,湿地植被发育最好的是防洪堤外江滩区,植被类型最为丰富。经历十年一遇洪水后,受地下水位上升的影响,防洪堤内不少人工种植的樟树、构树被“淹死”。恢复洲滩地自然过程,恢复季节性洪水的淹没,是新济洲生态恢复的重要过程,这一过程可通过拆除各种堤坝、联通水体、疏浚水系等对地形的简单改造。图 5 显示,拆除大堤后,季节性湿地和洪水泛滥湿地面积明显增加,旱地大幅减少。

2.4.3 生物过程的恢复

植被在自然状态下向上演替,而在人为不利干扰下则向下演替,如果停止人为干扰,植被将长期缓慢地向上演替^[29]。利用乡土植物来恢复植被群落十分重要^[30,31],通过观察湿地中生长最好的植物,作为优先考虑的植物;合理选择植物种类,与栽培植物组成多层次的植物群落,形成多结构的生态系统。

新济洲滩乡土物种的选择,不仅要适合本地的气候特点,还要符合洲滩湿地植被群落的自然演替,引导群落向更高的阶段演化。可选的物种滩涂区主要有菰、蔺草、藼草、看麦娘、水田碎米荠等,芦苇沼泽

区有藼草、看麦娘、石龙芮、沼泽蔺菜、弯曲碎米荠等,森林沼泽区有池杉、落雨杉、水杉等。去除和减少单一的苗圃林、防护林,依据湿地植物群落发育阶段,适当引入乡土物种。



左:现状;右:拆除大坝后

图 5 拆除大坝前后湿地范围模拟

Fig. 5 Two Scenerios on the Wetland Area Before and After the Construction of the Dam

新济洲滩地是鸟类的天堂,长江淡水、两栖类和爬行类重要栖息地。自然非生物过程、植物过程的恢复成为动物过程恢复的基础。长江鱼类、两栖类、爬行类得以重新进入洲滩内部,静水环境为它们创造了良好的栖息和觅食环境。结合鸟类保护站、野生动物保护等相关部门的调查与研究成果,按照相关动物的生活习性设计合适的生境。具体措施包括水边产卵场所及静水环境的构建、丰富的乡土植被群落形成多样的觅食地、通过微地形的改造构建洪水期动物避难场所等。

2.5 评估和决策模型——生态恢复的环境影响与决策

如改变模型所述,新济洲滩湿地生态恢复的关键要素在于去除圩堤和防洪堤。至少有下列 3 种预案:预案 1——维持现状;预案 2——拆除圩堤;预案 3——拆除防洪堤。针对每种预案下洲滩湿地面积及主要生物栖息地面积评估如表 2 和表 3。

现状防洪堤外的圩区面积约 1.9 km²,按预案 2,圩区水系与长江连通,洲滩季节性湿地及主要生物栖息地面积大幅增加。按预案 3,洲滩所有水系与长江连通,洲滩湿地和主要生物栖息地面积进一步增加,与预案 1 相比,季节性、洪水泛滥湿地所占

比重将由 5%、4% 增加到 56%、24%,长江鱼类、龟鳖类、涉禽类栖息地面积所占比重由 7%、11%、5% 增加到 21%、75%、56%。长江过水横截面将有所增加,汛期本区段两岸的防洪压力将减轻。

表 2 不同预案下洲滩湿地面积评估(km²)

Tab. 2 Impact on the Wetland Area Through Different Scenerios

湿地类型	范围	预案 1 维持现状	预案 2 拆除圩堤	预案 3 拆除防洪堤
永久性湿地	≤4 m	1. 73	1. 73	1. 73
季节性湿地	堤外 5~8 m	0. 44	2. 15	5. 19
洪水泛滥湿地	堤外 9~10 m	0. 36	0. 56	2. 18
旱地	堤外 11 m 及堤内 ≥5 m	6. 71	4. 8	0. 14

表 3 不同预案下洲滩生物栖息地面积评估(km²)

Tab. 3 Impact on the Habitat Through Different Scenerios

栖息地类型	范围	预案 1 维持现状	预案 2 拆除圩堤	预案 3 拆除防洪堤
长江鱼类栖息地	堤外水面及浅水; ≤5 m	0. 68	0. 69	1. 96
龟鳖类栖息地	堤外水面及季节性湿地及近岸; ≤8 m	1. 03	2. 74	6. 92
涉禽类栖息地	季节性湿地,不含深水区水面; 5~8 m	0. 44	2. 15	5. 19

依当地政府将洲滩湿地景观逐步恢复到原生自然状态的目标,决策的核心问题为洲滩的自然过程和生物过程,而非人文过程。通过洲滩湿地生态过程分析及预景评估,决策者可以选择合适的实施方案,作为未来湿地生态系统的恢复途径。

3 结论与讨论

本研究从景观生态学的角度,将洲滩湿地视为一个景观生态系统,用 Steinitz 六步骤模式,构建了描述、过程、评价、改变、评估和决策模型,探讨垦殖后洲滩湿地恢复的景观设计途径,并提出 3 种预景方案供决策者参考。

(1)通过描述、过程和评价模型的分析,认为由于人类的长期农业垦殖、垸堤的修筑,新济洲滩景观格局和过程发生根本性改变,湿生生境大部分转为旱生生境,湿地生态系统服务退化,其调节服务、生命支持服务和和文化服务也都下降。近年实施的新济洲滩生态工程效果有限,原因是保留了江堤等关键人为影响因素,湿地自然生态过程没有恢复。

(2)通过改变、评估和决策模型的研究,针对洲滩湿地的具体问题提出,洲滩的进一步生态恢复的关键途径在于去除人类过分干扰,即拆除垸堤,恢复洪水过程,让自然做功,恢复季节性湿地及生境。充分发挥洲滩作为长江淡水鱼类和爬行类、鸟类栖息地和迁徙廊道的功能,恢复以乡土植物为主的湿地植物群落,营造多样的生境类型,促进生物多样性保护。

(3)我国河流中有成百上千的洲滩地,巨大人口压力下许多洲滩被垦殖。垦殖活动破坏了生物多样性,影响了湿地的生态系统服务,而这种干扰难以去除。近年来,不少洲滩实施湿地恢复,但效果有限。本文构建的恢复途径也可适用于其他垦殖后的洲滩湿地恢复。

文中重点论述去除人类过分干扰的途径,但也需辅以其他恢复途径,包括改变园林树种,人工选择乡土植物促进湿地生境恢复,调整洲滩内部水系创造合适的水生生境等,尚未详细探讨。去除人类过分干扰,仍可允许小部分干扰,促进生态系统服务的全面发挥,例如在生态过程中人类可采用的干扰模式,及如何建立人类干扰与湿地恢复力之间的平衡;如何建立接待和科研教育设施,发挥审美启智服务等,这些是需要进一步研究的。

另外,定义一种未受损的情境作为生态恢复的目标状态有着不少难题。这假定如果生态系统没有

受到破坏,那么它将一直保持“未受损”的状态。事实上,这是不可能达到的一种状态,因为一旦施加干扰后,希望它达到完全未收干扰的状态是不合理的^[22]。去除人类干扰后,如何定义洲滩湿地恢复的目标平衡状态,仍然需要进一步研究。

致谢 感谢共同参与研究工作的北京大学建筑与景观设计学院王果、王苑、徐希,和北京土人景观与建筑规划设计研究院朱峰等。本研究实地调研工作受到南京市江宁区规划局、新济洲管理办公室的支持,在此一并致谢。

参考文献:

- [1] POSTEL S, RICHTER B. Rivers for Life: Managing water for people and nature[M]. Washington D C: Island Press, 2003.
- [2] 陶思明. 湿地生态与保护[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2003: 1~5.
- [3] NAIMAN R J, DECAMPS H, POLLOCK M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity[J]. Ecological Applications, 1993(3): 209~212.
- [4] KENTULA M E. A step toward a landscape approach in riparian restoration[J]. Restoration Ecology, 1997, 5(4): 2~3.
- [5] O'NEILL M P, SCHMIDT J C, DOBROWOLSKIL J P, et al. Identifying sites for riparian wetland restoration: Application of a model to the Upper Arkansas River Basin[J]. Restoration Ecology, 1997, 5(4): 85~102.
- [6] GOODWIN C N, HAWKINS C P, KERSHNER J L. Riparian restoration in the western United States: Overview and perspective[J]. Restoration Ecology, 1997, 5(4): 4~14.
- [7] BERNHARDT E S, PALMER M A, ALLAN J D, et al. Synthesizing US river restoration efforts[J]. Science, 2010, 308: 636~637.
- [8] KAUFFMAN J B, BESCHTA R L, OTTING N, et al. An ecological perspective of riparian and stream restoration in the western United States[J]. Fisheries, 1977, 22: 12~24.
- [9] MOERKE A H, LAMBERT G A. Restoring stream ecosystems: Lessons from a Midwestern State[J]. Restoration Ecology, 2004(12): 327~334.
- [10] 曾 旭, 陈芳清, 许文年, 等. 大型水利水电工程扰动区植被的生态恢复——以向家坝水电工程为例[J]. 长江流域资源与环境, 2009(11): 1 074~1 079.
- [11] MARKS J C, HADEN G A, O'NEILL M, et al. Effects of flow restoration and exotic species removal on recovery of native fish: Lessons from a dam decommissioning[J]. Restoration Ecology, 2010, 18: 934~943.
- [12] 王保忠, 计家荣, 骆林川, 等. 南京新济洲湿地生态恢复研究[J]. 湿地科学, 2006, 4(3): 210~218.
- [13] 吴后建, 但新球, 舒 勇. 长江中下游洲滩湿地生态恢复研究[J]. 人民长江, 2007, 38(8): 53~55.

- [14] STEINITZ C. A framework for theory applicable to the education of landscape architects (and other environmental design professionals) [J]. *Landscape Journal*, 1990, 9(2): 136~143.
- [15] 俞孔坚, 李迪华, 刘海龙. “反规划”途径 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2005: 27~32.
- [16] 南京市地方志编纂委员会编. 南京市志丛书《自然地理志》 [M]. 南京: 南京出版社, 1992: 148~149.
- [17] 包中校. 长江新济洲河段的自然演变与整治设想 [J]. *水利水电技术*, 1995, 12: 2~7.
- [18] WARD J V. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation [J]. *Biological Conservation*, 1998, 83(3): 269~278.
- [19] STEINITZ C. From project to global: On landscape planning and scale [J]. *Landscape Review*, 2005, 9(2): 117~127.
- [20] PALMER M A, BERNHARDT E S, ALLEN J D, et al. Standards for ecologically successful river restoration [J]. *Journal of Applied Ecology*, 2005, 42: 208~217.
- [21] KUSLER J A, KENTULA M E. Executive summary [M]// KUSLER J A, KENTULA M E, eds. *Wetland creation and restoration: The status of the science*. Washington D C: Island Press, 1990.
- [22] GRAYSON J E, CHAPMAN M G, UNDERWOOD A J. The assessment of restoration of habitat in urban wetlands [J]. *Landscape and Urban Planning*, 1999, 43: 227~236.
- [23] RONI P, BEECHIE T J, BILBY R E, et al. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1999, 22: 1~20.
- [24] BOND N R, LAKE P S. Local habitat restoration in streams: constraints on the effectiveness of restoration for stream biota [J]. *Ecological Management and Restoration*, 2003(4): 193~198.
- [25] NEHLSEN W. Prioritizing watersheds in Oregon for salmon restoration [J]. *Restoration Ecology*, 1997, 5(S4): 25~33.
- [26] BROOKES A. Channelized rivers: Perspectives for environmental management [M]. Chichester, England: John Wiley and Sons, 1988.
- [27] 冀朝鼎著. 中国历史上的基本经济区与水利事业的发展 [M]. 朱诗鳌译. 北京: 中国社会科学出版社, 1981: 108~112.
- [28] STROMBERG J C, RICHTER B D, PATTEN D T, et al. Response of a Sonoran riparian forest to a 10-year return flood [J]. *Great Basin Naturalist*, 1993, 53: 118~130.
- [29] 刘海龙. 采矿废弃地的生态恢复与可持续景观设计 [J]. *生态学报*, 2004, 24, (2): 323~329.
- [30] 俞孔坚, 李迪华. 城市景观之路——与市长们交流 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2004: 183~186.
- [31] SHAFROTH P B, BRIGGS M K. Restoration ecology and invasive riparian plants: An introduction to the special section on *Tamarix* spp. in Western North America [J]. *Restoration Ecology*, 2008, 16: 94~96.

ECOLOGICAL RESTORATION OF A RECLAIMED ISLAND LANDSCAPE IN THE YANGTZE RIVER

YU Kong-jian¹, CHEN Yi-yong^{1,2}, WANG Chun-lian¹, LI Di-hua¹

(1. College of Architecture & Landscape Architecture, Peking University, Beijing 100871, China;

2. College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract: This paper discussed the ecological restoration of a reclaimed riparian wetland, using the example of Xinji Riverine Island located inside the Yangtze River, with GIS/RS tools and a six-level framework. The reclaimed island was strongly anthropogenically disturbed, resulting in a change of structure and process of the riverine island landscape as well as a decrease of its ecological services. The ecological approach considers the physical and biological factors to represent landscape's ability to support riparian wetland ecosystem services. Three scenarios, namely maintaining the status quo, removing the ponder dyke, and removing all flood embankments, were established to select the best solution. We estimate the impact of the different scenarios on the wetland area and the habitat, which points out that the extensive removal of all flood embankments would result in an increase of wetland area with 5% to 56% and an increase in the habitat for fishes, chelonians, limpkins with respectively 7%, 11%, 5% to 21%, 75%, 56%. We suggest the extensive removal of the anthropogenic disturbance, which would restore the natural flooding cycle, the temporary wetlands and habitat. The approach creates a precedent for the ecological restoration of other riverine wetland systems under anthropogenic disturbance.

Key words: riverine wetland; ecological restoration; landscape architecture; Steinitz landscape architecture framework; Xinji Island inside the Yangtze River