

引用格式: 陈溪, Magdeline Laba, Robertson Morgan, 等. 美国湿地保护制度变迁研究[J]. 资源科学, 2016, 38(4): 777-789.
[Chen X, Magdeline L, Robertson M, et al. Study on US wetland protection institution change[J]. *Resources Science*, 2016, 38(4): 777-789]. DOI: 10.18402/resci.2016.04.19

美国湿地保护制度变迁研究

陈溪¹, Magdeline Laba², Robertson Morgan³, Barbara Cosens⁴, 王子彦¹,

陈雪⁵, James Anderson⁶, Marinus Otte⁷, Christopher Craft⁸,

David Feldman⁹, 李杨帆¹⁰, 刘晶岚¹¹, Patrick Sullivan², 吕宪国¹²

(1. 大连理工大学人文与社会科学学院, 大连 116024; 2. 康奈尔大学自然资源系, 美国 Ithaca 14853;

3. 威斯康辛大学地理系, 美国 Madison 53706; 4. 爱荷华大学法学院, 美国 Moscow 83844;

5. 深圳大学管理学院, 深圳 518060; 6. 西佛吉尼亚大学环境研究中心, 美国 Morgantown 26506;

7. 北达科他州立大学生物科学系, 美国 Fargo 58108;

8. 印第安纳大学布鲁明顿分校公共与环境管理学院, 美国 Bloomington 47405;

9. 加州大学尔湾分校规划系, 美国 Irvine 92697; 10. 厦门大学环境与生态学院, 厦门 361005;

11. 北京林业大学自然保护区学院, 北京 100083; 12. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130102)

摘要: 本文提出了分析湿地保护制度变迁的理论框架, 使不同国家的湿地保护制度研究能在统一语境下比较。首先基于科学计量学和系统研究方法筛选出公众、科学、政府和法律为影响湿地保护制度变迁的四个关键要素, 并依赖博弈论工具建立了分析美国湿地保护制度的理论架构。基于这一架构, 本文对包括关键利益相关者、政策执行路径、政策工具和管理挑战等内容的美国湿地政策史进行了讨论。对美国湿地保护制度的演化进行了四阶段之划分: “西进运动”与全民开垦(1900年之前)、“水鸟保护”与公众参与(1900-1970年)、核心法律与科学研究(1971-1980年)和完善制度与新的挑战(1980年至今)。分析得出如下结论: 在湿地保护制度中, 公众是源头、科学是前提、有效的政府管治和将湿地保护的规则与政策制度化是关键。通过借鉴美国湿地保护制度变迁研究, 本文构建了湿地保护制度变迁的“竹节模式”经验性模型, 揭示了各动因之间的作用机理。虽然美国湿地保护制度也面临着公众教育、科学定义和政府管辖权等挑战, 但中国的湿地管理者与政策制定者仍可从美国湿地政策执行的历史背景中吸取经验。同时本文的理论分析结构也可为自然资源及管理策略的研究提供参考。

关键词: 湿地; 美国; 湿地保护; 制度变迁; 竹节模式

DOI: 10.18402/resci.2016.04.19

1 引言

19世纪中期, 出于扩大粮食供给和扩张城市面积的需求, 美国政府对湿地开垦和排水等活动提供资金补贴, 造成湿地面积大范围退化。20世纪70年代之后, 美国湿地科学研究(例如20世纪90年代以来的多次全国普查)、湿地监管机构(例如美国环保署和陆军工程兵团等)、湿地公众教育(例如众多

地方政府所实施的教育项目)及湿地法律体系(例如以《清洁水法》等为核心的系列法律)共同协作, 虽然无法在绝对数量上阻止湿地面积的下降, 但有效地遏制了湿地面积的减少速率。在湿地保护过程中, 政府的依法行政和管理起到了重要作用。《清洁水法》(Clean Water Act)等一系列联邦和州政府法律的出台, 成为美国湿地保护制度中的重要纽

收稿日期: 2015-08-24; 修订日期: 2015-12-15

基金项目: 国家公派留学基金项目(2011-2013); 康奈尔大学 Jeffrey Sean Lehman 基金项目(2012-2013)。

作者简介: 陈溪, 男, 湖南湘潭人, 博士, 主要从事湿地政策、城市发展研究。E-mail: chenxi840615@126.com

通讯作者: Patrick Sullivan, E-mail: pjs31@cornell.edu; 吕宪国, E-mail: luxg@neigae.ac.cn

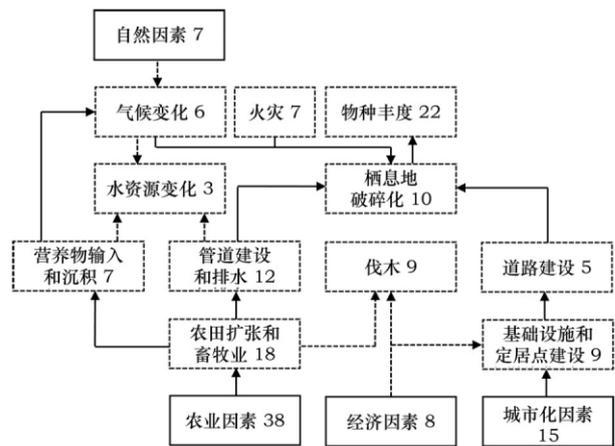
带,将行政机构、科研机构及公众联系起来¹⁾。中美两国土地所有权的不同,使得美国湿地保护的经验和不能直接复制。在美国60.2%以上的土地是私有的,只有不到40%土地公有。公有土地中的28%属于联邦政府,剩下的则为州政府或市政府所有^{11,2)}。中国的土地所有权则归于国家和集体,从这个角度看,中国的湿地保护制度不可能照搬美国经验。看似中国湿地保护制度的推广易于美国(由于土地所有权归于国家),但中国一块保护区内的湿地却由渔业、水利、农业、牧业等多部门经营管理,使得湿地保护与管理难以有效展开。从美国的湿地保护制度进化过程来看,湿地保护制度必须不断进化以应对新的挑战,依靠制度创新完善自身。虽然美国花费了一个多世纪才达到目前的保护水平,但也仍面临着尚未解决的挑战,例如公众教育的普及和公众保护意识的提高、明晰的湿地科学定义、保障政府管辖权和监管权的有效性等。虽然无法简单复制美国的经验,但分析美国湿地保护制度的制约要素、进化过程并讨论美国湿地保护制度当下所面临的挑战,可以为中国湿地保护制度的完善和未来发展提供预判机会,有利于中国湿地保护制度的跨越式发展,减少政策的试错成本。因此本文构建了不同国家背景下湿地保护制度研究的统一语境,以期从美国湿地保护制度变迁研究中得到对中国的启示。

2 湿地保护制度变迁的动因要素选择

影响湿地保护制度的因素众多,且重要性不尽相同,需要从因素集合中筛选出影响湿地保护制度变迁的关键因素,以下将这些关键因素称之为要素(Key Elements)。筛选方法是基于一定案例样本量所进行的,从不同研究者对同一研究对象(湿地变迁)的研究结论中,找到影响湿地变迁的关键路径,这条关键路径上的驱动因素构成了湿地变迁的要素。这里运用关键路径法可从61个案例中发现支持农业活动为主导影响作用的有38个,支持农田扩张与畜牧业影响作用的因素有18个,这一层次的关系可被视为根本驱动因素(Underlying Causes),即

湿地演化的根本原因。进一步影响发生在管道基建及排水工程,此类工程导致栖息地的破碎化等,其结果表现为物种丰度的下降,这一层联系可被视为直接驱动因素(Proximate Causes),即湿地演化的直接原因³⁾(见图1)。另一项以滨海湿地为对象的研究中也能得到类似结论,该研究将尺度从全球湿地缩小到全球滨海淡水湿地(Tidal Freshwater Wetlands)时,在54个案例中发现26个案例支持农业活动起主导影响,23个案例支持城市化起次要影响,这两个因素为滨海淡水湿地变化的根本驱动因素(Underlying Causes)⁴⁾。关键路径法已经表明,气候变化不是湿地演化首要因素,人类活动(农业、城市化)才是最重要因素。“过去、现在和将来的CO₂排放会产生显著的、长达多个世纪的持续气候变化”,这意味着气候变化的尺度以世纪为单位计量,而湿地保护制度的时间尺度则要小得多⁵⁾。本文并非认为气候是不变的,只是其变化进程远长于湿地保护政策发挥作用的时效期。作者认为应将其视为影响湿地保护制度变迁诸的因素之一,而不是影响湿地保护制度变迁的要素。

接下来讨论“经济”是否是影响湿地保护制度变迁的要素。关键路径法里的经济指的是具体的经济活动,如与生产相关的劳动行为。柏林自由大



图例 虚线框 直接原因 实线框 根本原因 实线箭头 一般路径 虚线箭头 关键路径
注:图中数字代表支持所在框内因素的案例数目。

图1 基于动因分析的全球湿地损失关键路径

Figure 1 Critical path of global wetland loss based on driving forces

1)关于清洁水法404条款的项目定义及例外,参见美国环保署和陆军工程兵团之阐述:Section 404 State Program Regulations, 53 Fed. Reg. 20, 764, 20, 765 (June 6, 1988) (to be codified at 40 C.F.R. §§ 232-233) (EPA clarification); Final Rule for Regulatory Programs of the Corps of Engineers, 51 Fed. Reg. 41, 206 - 217 (Nov. 13, 1986) (to be codified at 33 C.F.R. pts. 320 - 330) (Corps clarification).

2016年4月

学 Reichel 在印尼的一个案例中描述了泻湖中捕鱼者和湿地开垦种田者之间的利益冲突,这种经济上的冲突就是具体的生产行为^[6]。这一具体的“经济”因素对湿地演化产生着直接影响,它和国家尺度的湿地保护制度变迁相比不在同一维度。因此“经济”也不会被接纳为湿地保护制度变迁的要素。

将湿地演化归结为气候或经济因素,在自然湿地的研究结论中是常见且合理的。然而,人类无法在短期内阻止气候变化,或是改变经济发展的模式,这可能会推导出气候变化和经济发展必然会带来湿地演化或制度变迁的结论之中。本文更看重湿地保护制度变迁中的特殊性,以及特殊性因素的作用机制。

再讨论农业和城市化因素是否是湿地制度变迁的要素。王如松院士从历史角度审视了华北平原湿地退化或消失的动因,认为开垦湿地在内的自然资源以发展农业生产、解决吃饭问题是中国历朝历代政府的中心任务,20世纪80年代农村土地改革之后更是调动了人民开垦湿地的积极性^[7]。Kosamu 在非洲马拉维湖的案例中表示若中央政府不能调动各部落或公众群体的积极性,当地人将因贫困而侵占湿地以开垦^[8]。Postigo 通过与安第斯山脉民众交流,以了解这些生活于山区的公众对于气候变化下他们对自身赖以生存的农业和环境(包括湿地变化)的感知,他认为这种自下而上的认知强化了当地自然-社会系统可持续发展的弹性^[9]。Clare 在研究北美湿地时指出湿地政策必须依赖于精确的湿地科学,政府所制定的湿地保护决策必须依赖于可度量的指标。比如加拿大阿尔伯塔省因缺乏湿地历史清单数据,政府无法获知湿地增减信息以制定政策^[10]。Gao 以加勒以加勒比海波多黎各的湿地为例指出,湿地是否能得到发展(例如聚集成团)取决于城市和农业活动所导致的土地破碎化,而土地破碎化则直接受到湿地保护法律执行结果的影响(如《清洁水法》)^[11]。在中国和马拉维的研究案例中,研究者展示了因农业需求而导致的湿地减少,进而对政府角色的要求。在安第斯山区、加拿大阿尔伯塔地区以及波多黎各的研究案例中,研究者强调的是发挥公众、科学、政府和法律的角色。公众、科学、政府和法律因素发挥作用的时空

环境,就是农业和城市化不断深化的进程。由此可见,不论是中国还是世界案例,均可见研究者将农业、城市化进程对湿地的影响与公众、科学、政府和法律中的至少一个因素紧密结合。据此将湿地保护制度变迁的关键影响因素(即要素)确定为公众、科学、政府和法律。

3 湿地保护制度变迁的驱动机制

在湿地保护制度的确立过程中,湿地开发和保护群体仅以自身利益最大化为出发点,由此形成的决策判断必然是不完美的。双方不断调整 and 选择自己的策略,最终找到最优策略,且当影响双方决策者的其他经济社会因素发生改变时,会使原有制度安排从不稳定状态向稳定状态再次进行调整。因此,运用基于进化博弈论的方法研究湿地开发和保护的群体之间的博弈过程,来说明湿地保护制度的发展路径是合理的。

这两类群体都是追求自身利益最大化的有限理性博弈方,会根据对方的策略选择并考虑自身策略的适应性。只有当湿地开发受益群体实施保护策略,且湿地保护受益群体得到补偿时的状态是理想的合作状态,此时湿地资源能够得到有效保护,这也是湿地保护制度设计安排的期望达成目标。基于以上内容,现假定湿地开发受益群体若放弃开发湿地而选择保护湿地需要承担两类成本:一是直接投入成本 C_1 ,二是因保护湿地而丧失的经济利益,即机会成本 C_2 。

湿地开发受益群体和湿地保护受益群体之间的进化博弈支付矩阵如表1所示。两个群体分别具有保护、不保护,以及补偿、不补偿的策略,每一栏展示了不同合作策略下的两个群体的成本公式。进入合作状态时,湿地开发受益群体保护湿地,湿地保护受益群体支付补偿。假设湿地开发受益群体和湿地保护受益群体为开展合作分别投入的初始成本为 C_s 和 C_x ,初始成本包括信息搜集、整理、谈判等成本。并建立约束机制,如果湿地开发受益群体的投入没有有效保护湿地,会受到的惩罚为 F_1 。而湿地保护受益群体没有进行补偿时,受到的惩罚为 F_2 。湿地开发受益群体采取保护措施时的综合收益是 B' (包括经济效益和社会效益)。湿地得到有效保护时湿地保护受益群体得到的生态收益是

表1 湿地开发受益群体和湿地保护受益群体的支付矩阵

Table 1 Payment matrix of wetlands development-driven and protection-driven population

湿地开发受益群体	湿地保护受益群体			
	补偿		不补偿	
保护	$R + B' - (C_1 + C_2) - C_s$	$B_1 - R - C_s$	$B' - (C_1 + C_2) - C_s$	$B_1 - F_2$
不保护	$R - F_1$	$B_2 - R - L - C_x$	0	$B_2 - L$

B_1 。不保护时的生态效益是 B_2 ,并由此造成的损失为 L ,在得到生态收益时,湿地保护受益群体的补偿支付是 R 。

从表1所列的湿地开发受益群体和湿地保护受益群体的合作模式可得到如下湿地保护制度变迁的驱动机理:

(1)文化传统、信息成本、可支配收入等综合性的社会经济因素可以导致公众保护湿地的主观因素发生改变,使其从自然资源的使用性诉求向保护性诉求转变,影响对湿地实施保护和提供湿地保护补偿的合作成本。对于公众而言,湿地开发受益群体与湿地保护受益群体对湿地采取保护措施时选择合作状态付出的成本 C_s 和 C_x 越小,选择合作的概率越大。

(2)科学进步改变了湿地保护、湿地补偿的机会成本,同时也降低了湿地开发的综合收益。主要体现在以下几个方面:①湿地开发受益群体对湿地功能的理解及开发手段的进步,能有效提高湿地开发受益群体因湿地保护而获得的综合效应 B' ;②技术进步能促使湿地开发受益群体采用更有效的手段实施湿地保护,进而有效地提高保护湿地所需的资金、资源及人员使用效率,降低保护湿地的直接投入成本 C_1 ;③技术进步能降低湿地开发受益群体实施湿地保护时失去的机会成本,在农业化或者城市化进程中拥有更多选择,相对降低保护湿地的机会成本 C_2 ,从而降低湿地开发受益群体选择破坏湿地的意愿。

(3)政府通过其执政能力对不同利益群体权利进行界定及调整,从而改变湿地保护受益群体与湿地开发受益群体之间利益的对比,这直接体现为变量 R 所揭示的湿地保护受益群体对湿地开发受益群体保护湿地补偿额度的大小。政府在这种博弈关系中,确定双方可接受的合理补偿额度,促使达成合作。

(4)法律可为湿地保护提供强制性保障。法律的作用体现在湿地开发受益群体和湿地保护受益群体违反合作模式时受到的惩罚 F_1 、 F_2 越大,选择合作的概率越大。

4 美国湿地保护制度变迁分析

4.1 “西进运动”与全民开垦阶段:1900年之前

由于美国政府鼓励湿地开垦行为,提高了农业开发所收获的经济和社会收益 B 以及保护湿地而失去的机会成本 C_2 。与保护湿地时产生的生态收益 B_1 及损失成本 L 相比较,实施湿地开发更吸引公众,这种情况下就不存在政府协调下产生的湿地保护受益群体所提供的补偿成本 R 。且该时期基本不存在法律强制条例下(无湿地法律保护)所规定的湿地保护不得力产生的惩罚成本 F_1 和 F_2 。湿地科学此时没有登上历史舞台,无法为公众、政府和法律提供客观湿地保护的依据,使得湿地开发受益群体的直接投入成本 C_1 很低。相反由于科学进步为湿地排干、开垦等活动提供了更高效的技术手段,进一步降低了 C_1 。因此这一阶段美国湿地开发受益群体和湿地保护受益群体采用“不保护-不补偿”的合作模式,这也使得这一时期湿地开发受益群体和湿地保护受益群体 C_s 和 C_x 较低。湿地开发受益群体的成本为零,湿地保护受益群体成本是不保护时的生态效益与由此造成的损失之差(B_2-L)。

4.2 “水鸟保护”与公众参与阶段:1900-1970年

这个阶段公众对于湿地秉持使用和保护双重诉求,在不同时间段有不同的侧重点。一种情况是湿地开发受益群体与湿地保护受益群体采用“不保护-不补偿”的合作模式,此时湿地开发受益群体和湿地保护受益群体的合作成本 C_s 和 C_x 均较低。另一种情况是湿地开发受益群体与湿地保护受益群体采用“保护-补偿”的合作模式,此时湿地开发受益群体的合作成本 C_x 较高,湿地保护受益群体的合作成本 C_s 较低。1900-1970年,在美国的多数情境

2016年4月

下,以“不保护-不补偿”合作模式为主。由于开垦农田和城市建设能得到很大的收益,因此这个阶段农业开发和城市建设所收获的经济和社会收益 B' 大于保护湿地的收益,湿地开发受益群体若选择保护湿地失去的机会成本 C_2 依然很高。一系列间接保护湿地的自然资源或环境类法律的出台,使得湿地保护与开发之间形成了矛盾,政府需要协调双方的利益,产生了湿地保护受益群体所提供的补偿成本 R 。这些间接性的保护法律也催生了法律强制条例下的惩罚成本,即保护不得力产生的成本 F_1 和 F_2 。当然,由于没有明确的湿地保护法律,这几种成本并不高。但由于这些成本的诞生,湿地开发受益群体的直接投入成本 C_1 提高。因此这一阶段的美国湿地开发受益群体和湿地保护受益群体的合作模式介于“不保护-不补偿”和“保护-补偿”之间的过渡模式。在20世纪初湿地开发成本较低之时,以“不保护-不补偿”合作模式为主,另一种情景则是由于科学和部分间接性法律体系的出台,导致合作模式向“保护-补偿”倾斜。湿地开发受益群体的支付成本为 $[R+B'-(C_1+C_2)-C_s]$ (即湿地开发受益群体支付补偿 R 与湿地开发的综合收益 B' 之和与投入 C_1 、机会 C_2 及其它成本 C_s 之差)。湿地保护受益群体的支付成本为 (B_1-R-C_x) (即湿地得到有效保护之时的生态收益 B_1 与补偿成本 R 和其他成本 C_x 之差)。

4.3 核心法律与科学研究阶段:1971-1980年

虽然人口、经济、城市建设等因素仍然在不可避免地改变着美国湿地,但1971-1980年间美国湿地进入了制度化保护的阶段。这个阶段公众对于湿地秉持保护性诉求,但湿地开垦依然能得到很大的收益,因此这个阶段农业开发和城市建设所获得的经济和社会收益 B' 大于保护湿地的收益,湿地开发受益群体若选择保护湿地失去的机会成本 C_2 依然很高。最重要的法律体系(如《清洁水法》等)终于在这个时期登上了历史舞台,这催生了法律强制条例下的惩罚成本,即保护不得力产生的成本 F_1 和 F_2 。政府依据法律协调利益相关者的利益,但湿地保护受益群体并不需支付高昂的补偿成本 R ,湿地开发受益群体的直接投入成本 C_1 很高。这当然是法律所产生的效用。这一阶段的美国湿地开发受

益群体和湿地保护受益群体的合作模式为“保护-补偿”模式,湿地开发受益群体的支付成本为 $[R+B'-(C_1+C_2)-C_s]$,湿地保护受益群体的支付成本为 (B_1-R-C_x) 。

4.4 完善制度与新的挑战阶段:1980年至今

整体来说,虽然美国湿地仍然在减少,但1980年之后美国湿地完全进入了制度化的保护阶段,一切开发行为必须以法理基础为依据。在这个阶段之后,气候变化的影响也开始吸引科学家、政策制定者和公众的注意力。

和上一个阶段一样,这个阶段公众对于湿地秉持保护性诉求,但城市化和农业活动并没有停下脚步,对土地的开发和建设依然能得到较大的收益 B' 。一系列直接和间接保护湿地的法律对保护不得力的行为构建了高昂的惩罚成本 F_1 和 F_2 ,也使湿地开发受益群体的直接投入成本 C_1 高企。政府努力平衡着开发与保护之间的利益,但也有新的问题出现,由于这一时期科学和法律无法为政府和公众提供更准确的科学及相应的法理依据,使得湿地保护受益群体需提供的补偿成本 R 难以被政府准确界定。这一阶段美国湿地开发受益群体和湿地保护受益群体的合作模式包括“保护-补偿”和“不保护-不补偿”两种模式。在能够被清晰界定的湿地面前,严格的法律规定使所有湿地开发行为必须向政府申请许可证,在法律的支持下湿地保护受益群体只需支付较低的补偿成本 R 就可以避免湿地开发收益群体施行开发行为。这种情况下处于“保护-补偿”模式,湿地开发受益群体的支付成本为 $[R+B'-(C_1+C_2)-C_s]$,湿地保护受益群体的支付成本为 $[B_1-R-C_x]$ 。但在不能被界定的湿地面前,湿地将得不到法律的保护。这种情况下处于“不保护-不补偿”的合作模式,即湿地开发受益群体的成本为零,湿地保护受益群体成本是不保护时的生态效益与由此造成的损失之差 (B_2-L) 。

5 美国湿地保护制度变迁的动因分析和“竹节模式”讨论

5.1 公众:制度保护的源头

基于湿地保护制度的百年制度变迁及运行机制可知,美国湿地保护受益群体是否与湿地开发受

益群体合作,取决于二者之间的合作成本 C_x 和 C_s 的博弈,及湿地保护受益群体对湿地的需求。虽然土地开发总是能为湿地保护受益群体带来社会和经济收益 B' ,若湿地保护受益群体持有的需求不是使用性而是保护性,则湿地保护受益群体倾向于采取保护决策。公众对湿地的使用性需求转向保护性需求经历了漫长的过程(19世纪到20世纪中期),几乎整个时期湿地开发受益群体的合作成本 C_x 都较低,湿地保护受益群体的合作成本 C_s 较高,局面有利于湿地开发受益群体。另一方面,漫长的“不保护-不补偿”模式使得公众行为模式具有一定惯性,正如埃克斯罗德(Robert Axelrod)对“囚徒困境”优胜战略的描述:“若对方在较早比赛中是合作的,则采用合作态度;如对方以前不予合作,则采用拒绝态度。”^[12]因此始于19世纪中叶的湿地大开发的主体不仅是美国政府,美国民众在国家政策鼓励下也积极实施着湿地开垦计划,这种局面直到20世纪中叶也没有得到改变。《美国土地法》¹⁾(Land Act)、《湿地开垦法》²⁾(Swamp Land Act)以及《宅地法》³⁾(Homestead Act)等一大批具有时代特色的法律是当时人民群众行事的指南,在法律引导和经济刺激下,美国人民纷纷跨越阿巴拉契亚山脉,通过开垦原始的森林、草原和湿地获得粮食。

随着社会的进步,公众对湿地利益的诉求从单纯的使用性诉求转向保护性诉求(“不保护-不补偿”和“保护-补偿”的过渡模式),20世纪70年代之后则完全转向了保护性诉求(“保护-补偿”模式)。

科学、政府和法律的发展也促使公众更关注湿地保护。公众参与成为了美国湿地保护制度变迁的源头,随着公众对自然界理解与认识的深入,公众对湿地的态度逐渐从使用性需求转向保护性需求,这提升了公众对湿地功能更深理解以及湿地定义的需求。任何一个时代的湿地开发收益 B' 和放弃湿地开发的机会成本 C_2 均保持高位,这是由土地的稀缺所决定的。但科学、政府和法律这三个动因的存在,使得直接投入的开发成本 C_1 这一变量随其他变量的变化而变化,具体反映为19世纪末20世

纪初技术进步导致湿地开发成本下降,但20世纪末的技术进步又可能提升了湿地的生态效益 B' 或是提供了替代性开发选择。同时发生作用的还有湿地开发受益群体和湿地保护受益群体之间的补偿成本 R 及湿地保护不力的惩罚成本 F_1 和 F_2 。当法律可以清晰界定湿地的时候,较低的补偿成本就可以阻止湿地损失。但20世纪80年代之后,当科学无法提供更精确的湿地定义时,政府和法律自然无力为湿地提供更多的保护措施,湿地保护受益群体需要支付较高的补偿成本 R 才可以起到保护作用。

5.2 科学:制度保护的前提

公众与科学之间发挥作用的机制在于公众通过科学定义、全国普查以及系统化研究提升或降低直接投入的开发成本 C_1 ,并且为湿地立法和政府执法提供依据。对于科学这一动因而言,挑战在于如何通过科学进步为其他三个动因提供更多的知识支持,正如奥尔森所论述的:“公众获得关于公共产品的额外知识的话,他们就可以收到丰厚的私人产品回报^[13]。”科学进步将为利益相关者提供更完全的信息以便其决策,决策结果也将更符合其利益,这适用于任何公共产品所面临的利益博弈。

科学需要为公众和政府提供湿地生态系统的量化价值,增进其对湿地的理解并有利于其决策。在美国沿海的一个面积较小的州新泽西州,湿地提供了生态系统服务中最大的经济价值,其淡水湿地系统提供的生态服务价值达平均每年94亿美元,其中包括洪水缓冲区、水过滤和供给等生态系统服务价值,其咸水湿地系统每年也提供12亿美元的生态系统服务价值,如废水处理价值等^[14]。湿地生态系统服务价值可以进行计算,也意味着可以据此量化那些对湿地有负面影响项目所造成湿地生态系统服务损失^[15,16]。

科学对法律的支持作用也是一个渐进的过程,甚至是面临着与法理基础正面的博弈。在下两节中本文也会展示这一点。

5.3 政府:制度保护的管理者

美国湿地保护制度中十分重要的一环是“许可

1) 参见美国土地管理局对系列美国土地法的描述:<http://www.blm.gov/style/medialib/blm/national.Par.38689.File.dat/legislation.pdf>.

2) 参见美国土地管理局对19世纪的系列湿地开垦法的描述:http://www.blm.gov/cadastral/Manual/73man/id286_m.htm.

3) 参见美国国会图书馆对系列宅地法的描述:<http://www.loc.gov/rr/program/bib/ourdocs/Homestead.html>.

2016年4月

证制度”,它强调的并不仅仅是《清洁水法》要求下的递交对湿地进行改造的申请,更重要的是美国政府基于联邦法律对美国土地上任何可能对湿地产生影响的行为都具有的强制性约束和管制的权力,而这一法律恰好是数10年公众和科学的共同作用的结果。“许可证”制度是一种政府主持下的利益平衡的制度安排,包括对湿地各种利益相关方(包括公众和利益团体等)的利益协调。其动因源于20世纪初美国公众的努力,由于公众的努力以及早期的法理基础,一些美国官方、半官方或民间组织相继成立,它们多数行动得到了法律的授权,例如20世纪早期成立的“野鸭无限”组织。1972年通过的《清洁水法404条款》(Section 404 of Clean Water Act)规定了因疏浚或填满而产生的垃圾和废弃物必须要经过处理,因为这些废料可能会被排入河道或湿地。这一类疏浚或填满活动包括修建大坝和水渠一类的水资源项目,或是高速公路和机场一类的基础设施,或是采矿项目。除非是《清洁水法404条款》允许的豁免项目(例如一些特定的农业和林业项目),其他项目都要求疏浚和填满废弃物进入河道之前都必须得到许可证。申请许可证的三个前提是,该项目必须有具体措施避免对湿地的影响,有具体措施最小化对湿地存在的潜在影响,以及对任何存在的不可避免的影响提供补偿措施。

许可证制度不仅仅是用来约束机构,如果潜在的影响很大,则个人也需要申请许可证。特殊许可证(Individual Permit)由美国陆军工程兵团审核颁发,评估其是否对公共利益有影响,但对于影响非常小的项目,则可以申请一般许可证(General Permit)。如果没有陆军工程兵团的许可证,不论何种排放源,法庭都将会针对每项违法行动,处以每天2.5万美元的罚款。

不同的政府机构行使的行政监管角色不同。《清洁水法》下的美国陆军工程兵团的主要职责为:管理和授予特殊和一般许可证、实施和核实司法管辖权、提供政策指导和执行《清洁水法404条款》的要求。美国环保署的主要职责为:对许可证评估申

请提供指导及解释、决定司法管辖权的地理范围及应用特例、核实与评估特殊许可证的申请、管理废弃物堆放站点。鱼与野生动物服务组织和国家海洋渔业服务组织(National Marine Fisheries Service)的主要职责为:评估所有对鱼与野生动物产生影响的新联邦项目等¹⁾。对湿地进行工程施工的机构必须向陆军工程兵团递交申请,且需要召开听证会听取各方意见,主要利益相关方为机构代表、工业代表及公众等。其评价的标准为:美学、娱乐、渔业、土地利用、野生动物价值、经济、食物提供、安全、保护区、环保及历史因素等。如果项目可能会对城市水供给、贝类和鱼类的栖息地、野生动物或公众娱乐资源产生负面影响,则美国环保署可以否决该项目。虽然美国环保署并不常常行使该权力(1972-1991年间仅否决过十一个许可证的申请),但其仍然具有权力上的平衡作用。此外鱼与野生动物管理局和国家海洋和大气管理局(NOAA)可以向陆军工程兵团审核的施工项目提出意见,如果鱼与野生动物局和国家海洋和大气管理局提出反对意见,可要求上一级陆军工程兵团进行审核,但陆军工程兵团有权拒绝该复核要求(1985-1992年的数十万个申请中仅有18次复核申请,其中陆军工程兵团仅拒绝了两次)。并非所有的针对湿地的工程活动都需要许可证,例如一般农场、林业、牧场活动,大坝、沟渠和水利运输设备的维护,矿业生产中的临时性道路建设等。

5.4 法律:制度化保障与“竹节模式”

法律引导着资金向公众、科学和政府流动,从而对这几个动因的发展施加影响。美国湿地保护制度通过立法保障、项目、资金和技术支持的发展模式在20世纪70年代之后十分广泛。1972年《滨海区域管理法》²⁾(Coastal Zone Management Act)鼓励并资助(甚至达80%)滨海各州(包括大湖区各州)建立滨海保护区,国家海洋和大气管理局提供技术支持,各州的项目对湿地保护的要求甚至较联邦层面更加严格。1982年《岸堤资源法》³⁾(Coastal Barriers Resources Act)则拒绝向针对未开发、未保

1) 参见美国环保署对其湿地管辖权的描述:http://water.epa.gov/lawsregs/lawsguidance/cwa/wetlands/upload/reg_authority_pr.pdf.

2) 参见美国鱼与野生动物管理局对1972年《滨海区域管理法》的描述:<http://www.fws.gov/laws/lawsdigest/COASZON.HTML>.

3) 参见美国鱼与野生动物管理局对1982年《岸堤资源法》的描述:<https://www.fws.gov/laws/lawsdigest/COASBAR.HTML>.

护的岸堤区域(包括湿地)的开发行为提供补贴。并且这些区域也不再符合联邦洪水保险(Federal Flood Insurance)的资格。鱼与野生动物管理局则负责对该区域进行绘图,规定法律保护的范围。岸堤资源法的颁布实现了人类和自然对滨海湿地的损害概率,也减少了联邦资金的浪费。通过鱼与野生动物管理局的努力,大西洋和墨西哥湾大量土地被划入其内,这一系列举措都使得滨海湿地的开发受到了更为严格的限制和管理。作为1985年《食品安全法》¹⁾(Food Security Act)的一部分,湿地破坏者条款(Swampbuster)试图清除美国农业部对开垦湿地建农田给予财政补贴所带来的影响。通过该条款,美国国会指导美国农业部放缓开垦湿地的行为,因为根据该条例美国农民将不被允许湿地开垦土地上发展农业活动。之后,该条款被1990年的《食品、农业保护区和贸易法令》²⁾(Food, Agriculture, Conservation and Trade Act of 1990)修订,从而推出了湿地保护项目(Wetland Reserve Program),该项目通过给农民提供湿地恢复和保护的财政刺激,扭转了湿地向农业用地转变的趋势,该项目同时得到美国农业部和国会的资助和技术支持,由于美国境内74%的湿地土地私有,故该项目的效果十分明显。

法律将公众和政府所实施的湿地保护行为制度化。公众意识先于美国湿地保护制度而存在,政府则在法律的授权下开展其执法行为。美国湿地保护制度的演化就像竹节的生长一样,不同历史阶段公众、科学、政府和法律之间相互影响及制约,共同克服新出现的挑战,再推出新的法律并将之固化形成社会规则。例如法律通过施加对湿地开发和湿地保护受益群体的惩罚成本 F_1 和 F_2 ,将公众、科学和政府行为及相应的保护措施固化。显然在这个机制之中,法律是湿地保护制度进化的中枢关节,或谓之竹节(Bamboo Node)。这个位居中枢的关键动因与其他动因一道推动着湿地保护系统(竹子)向上发展,每一个竹节可以被视为一个时段的关键法理基础,与公众、科学和政府共同进化到下一个稳定系统状态,进而促成了当今美国较为完整

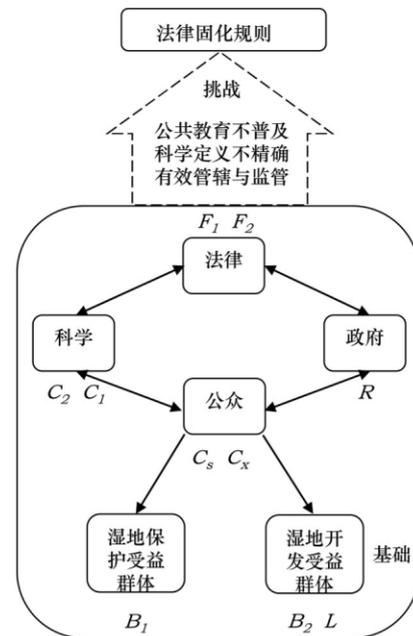


图2 湿地保护制度的进化机制“竹节模式”

Figure 2 Wetlands protection institution's evolution mechanism "bamboo node model"

的湿地保护制度。本文将这个过程命名为竹节模式(Bamboo Node Model,图2)。竹子生长中的痕迹就是竹节,竹身也必须基于竹节而继续生长。与此类似的是湿地保护制度,四个动因的持续向上发展,基于新的重要法律节点(竹节)予以固化,克服系统所面临的制度挑战并继续向新的竹节实施进化。

由图3可以看到“竹节模式”各动因的作用路径。4个动因之间相互作用,公众的行为方向取决于湿地开发受益群体和湿地保护受益群体的合作成本 C_x 和 C_s 。当合作成本较低时,这两类利益主体将采取合作模式,并促使公众从使用性需求转向保护性需求,获得生态效益 B_1 。反之,则博弈主体难以采取合作模式,公众将接受湿地开发行为,获得生态效益 B_2 且生态效应的损失为 L 。科学通过地理普查以及系统化的湿地科学研究提供更准确的定义,为其他动因提供决策依据,随着制度成本的提高将抬高湿地开发受益群体的直接投入成本 C_1 ,降低不实施开发行为的机会成本 C_2 ,从而延缓湿地开

1) 参见美国农业部对1985年《食品安全法》的描述: <http://www.ers.usda.gov/publications/aib-agricultural-information-bulletin/aib498.aspx>.

2) 参见美国农业部对1990年《食品、农业保护区和贸易法令》的描述: <http://www.ers.usda.gov/publications/aib-agricultural-information-bulletin/aib624.aspx>.

2016年4月



图3 美国湿地保护制度中的重要法律节点

Figure 3 Important law nodes of U.S. wetlands protection institution

发行为。此外,科学进步也可以提供生态恢复技术或湿地开发的替代性方案,使湿地保护受益群体得利。政府基于法律授权、科学指引促使利益相关者走向“保护-补偿”合作模式,降低湿地保护受益群体所支付的补偿成本 R ,有利于湿地保护受益群体得利,反之亦然。法律通过将湿地保护的各種措施制度化(对湿地开发和保护群体施加湿地保护不力的惩罚成本 F_1 和 F_2)以及实行资金引导等措施发挥对其他动因的影响力,从而实现湿地保护受益群体得利。

这里对美国湿地保护制度变迁中最重要的几个法律节点进行总结性论述,以展示法律是如何扮演湿地保护制度历史进程中的强有力推手之角色(图3)。“竹节”在这里指代着重要的法律,美国湿地保护制度自发生成了一个法律竹节,从上述研究可知,在每一个阶段中四要素都在相互作用,但正是依靠“竹节”促使湿地保护制度更快的向上发展,促使制度升级。整个19世纪当然是毫无法律可言的,可以看到美国通过国家意志推出《湿地开垦法》等系列法律,积极鼓励湿地开垦,直到19世纪末期《河流和港口法》¹⁾(Rivers and Harbors Act)的出台,美国陆军工程兵团有权行使管理“疏浚和填充可航行水道(Navigable Waters)”的权力,由于在这个时期大量湿地与可航行水道紧密相连,这为日后湿地保护埋下了法理萌芽。时间推进到20世纪初期,当美国公众为了积极保护野生动物而促使相关法律(如《候鸟协定法案》)出台时,使得这些野生动物的栖息地(例如湿地)也“顺路”被保护了起来,在这个时期一系列法律间接的保护了湿地。实质性的转折出现在1972年,在《清洁水法》的管制之下“可航行水域”被定义为“美国的水域,包括领海”,其“404

条款”更是将湿地直接纳入法律明文保护伞之下。再到1985年《粮食安全法“Swampbuster”条款》²⁾(Food Security Act)被用于限制湿地转化为农田项目的联邦农业贷款、支付和收益,意味着公众和政府合作,利用国家意志从法律上减少了对开垦湿地实施经济补偿的措施,从19世纪中叶的国家鼓励到这个阶段,美国足足花费了一个多世纪的时间来建立一套完善的湿地保护制度。

在常规逻辑中,法律的确立满足湿地变迁的被保护需求,法律的确立是湿地保护的“结果”。但在竹节模式中可见法律的确立变成了湿地保护制度变迁的“原因”。湿地保护制度既包含了静态的制度阐述,也包含了动态的制度变迁,本文对于两个状态均有阐述。根据图3可知19世纪中期湿地开垦是得到政府和法律鼓励的,此时所出台法律的主要功能是破坏湿地。由于自由贸易和公众环境意识觉醒等原因,在19世纪末和20世纪初,一批以非保护湿地为目标的法律出台,虽然这是为了保护航行自由和野鸭,但间接保护了与可航水域相联系的水体,以及野鸭的栖息地。从这个角度来看,法律不是湿地保护制度变迁的“结果”,而是间接湿地保护的“原因”。再根据图2可知,公众的觉醒、法律的出台、政府的依法行使促进了科学的发展(事实上四者无法完全割裂),这个过程对更严谨的法律提出了要求。这是20世纪70年代直接保护湿地的法律《清洁水法404条款》出台的“原因”。由于20世纪70年代法律强制性约束导致全社会遵守湿地保护规则,助推了1985年食品安全法确立湿地破坏者条款(Swampbuster)以消除美国农业部对湿地开垦给予补贴所带来的负面影响。从这个角度来看,建立法律也非湿地保护制度变迁“结果”,而是湿地保

1) 参见美国鱼与野生动物管理局对1899年《河流和港口法》的描述:<http://www.fws.gov/laws/lawsdigest/RIV1899.HTML>。

2) 参见美国鱼与野生动物管理局对1985年《粮食安全法》的描述:<http://www.fws.gov/policy/504fw4.html>。

护制度变迁的直接“原因”。政府行政力量的施展同样如此,而成为扮演湿地保护制度历史进程中的强有力之推手。

6 美国湿地保护制度的不足

上面对湿地保护制度在进化前的状态下各动因之间相互博弈的过程进行了描述,由于湿地保护制度不断受到自身不足的制约,使其必须应对新局面下的几个挑战以完成进化。之所以美国湿地保护制度并非是完美的,仍然需要依靠制度创新来完善,是因为法律条文不会包含全部的可能性^[17]。此外好的法律意图也可能产生不可预料的后果,这些后果对湿地保护可能并非完全有益^[18]。这意味着法律的发展是一个长期进化的过程,法律也在随着社会需求的变化而持续进化,即便是美国也花费了一个多世纪才达到目前的水平。

第一个挑战是推进公众教育的普及性。美国大多数州已经建立了湿地保护的“法律-政府-科学”联动机制,为公众提供湿地保护的服务。但当笔者在德拉维尔州环境保护部沟通的时候,当地官员表示60%的工作时间仍然是教育公众。可见他们将湿地的公众教育视为第一工作要务,并长期化执行。如前述之公共教育是湿地保护的逻辑起点,同样也是湿地保护的主体之一。只有在湿地保护受益群体获得更多湿地功能的信息,才会做出更有利于自己利益的决策,在法律框架之下与湿地开发受益群体展开合作。

第二个挑战是明晰湿地的科学定义。对湿地能量流、物质流运行机理及其生存状况的监测,将同时影响行政机构(政府)执法的可行性以及立法机构(法律)颁布法理的科学性。例如,湿地的面积和形状随时间和季节、降水量、蒸发量和洪水的变化而变化,有些湿地还特别依赖于地表水量。因此科学的管辖权应建立在具体化的水文、含水湿土、生长季水生植被的原则上。如前所述一些湿地小于法规所规定的最小治理面积,因此没有法规来保护它们^[19-21]。

更重要的是如果科学都无法给予准确定义时,

法官只能依据法理来进行判决,这可能带来负面的影响。美国最高法院在 *Riverside Bayview (United States vs. Riverside Bayview 1985)* 中的仲裁决议决定保护孤立湿地(Isolated Wetlands),与可航水域相连的湿地被明确规定在《清洁水法404条款》的保护之下,但是孤立湿地(非直接与可航水域表面相连或毗邻的湿地)并没有处于法律的保护之下。虽然湿地保护制度在20世纪80年代继续进化,但第十修正案的权力也同样在增长(原文为:宪法未授予合众国、也未禁止各州行使的权力,由各州各自保留,或由人民保留。据此可以理解为权力并不会全部给予联邦政府,也应归属于州政府),并对联邦环境条例给予了反击。最终,不幸的是候鸟法令被2001年最高法院的 *SWANCC v. US Army Corps of Engineers* 案例击倒¹⁾,如前文所述孤立湿地被排除于美国水体概念定义内,不会得到法律保护。

第三个挑战是保障政府管辖权和监管权的有效性。管辖权的有效性意味着湿地保护制度的管理者必须拥有清晰的权限,避免出现令出多门或九龙治水之困惑。如上所述这一点主要反映在陆军工程兵团和美国环保署等机构的权限重叠这一挑战上。关于监管权的有效性则是考虑到现实生活中湿地开发行为难以避免,如何为这种情景树立有效原则是政府行政执法能力的考验。例如多数案例下工程项目无法完全绕过湿地,或是考虑到巨大的工程成本支出,使得湿地被破坏形成不可避免的局面。因此问题就不再是能否破坏湿地,而是如何使得新建项目避免(Avoid)、最小化(Minimize)或补偿(Compensate)对湿地带来的负面影响。为支持“没有净损失”(No Net Loss)的政策²⁾,2008年美国环保署和陆军工程兵团颁布法令使得湿地保护和恢复行为标准化。这个已颁布的规定十分清楚的表明,虽然行动指南将避免、最小化或补偿列为保护湿地的优先选择,但只有在采用了避免和最小化这两个阶段的努力之后,才能考虑补偿这一阶段的措施。在这里“补偿恢复”行为将是基于流域过程的补偿,目的在于通过补偿使湿地恢复满足全流域

1) 参见美国野鸭无限组织对2001年 *SWANCC v. US Army Corps of Engineers* 法律案例的描述: <http://www.ducks.org/conservation/public-policy/swancc-report>.

2) 参见美国农业部对无净损失(No Net Loss)政策的描述: <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/national/water/wetlands/>.

2016年4月

的需要。根据法律规定,补偿重建的湿地必须被监测长达5年之久,确保这些湿地能在结构和功能上替代之前被破坏的湿地。这类监测涉及到的方法包括湿地水文、水生植被、本土植被群落的保持与排除物种入侵等。现有政策的有效性仍然存在争议,因为科学家暂时无法在短期内判断人工恢复的湿地能否适应水文和气候变化。

需要认识到美国湿地保护制度当下所面临的挑战为中国湿地保护制度的未来发展提供了预判机会。美国湿地保护制度虽然经历了百年的发展历程,其仍然面临着尚未解决的挑战。虽然中国湿地保护制度的发展程度尚未如此深入,但洞悉美国湿地保护制度当下所面临的挑战,有利于中国湿地保护制度的跨越式发展,减少政策的试错成本。

7 对中国的启示

首先,让公众了解湿地的功能并积极参与到湿地保护中来,是湿地保护制度可持续发展的动力。通过公众教育让更多的人加入到湿地保护受益群体中来,让公众了解到湿地能给人类提供生态系统服务,包括那些人类不能自行生产的生态系统服务功能,例如生产食物、净化水源、洪水的缓冲、旱季的储水等等。降低湿地保护受益群体的合作成本,对湿地开发受益群体形成制约效果。不能指望公众对于湿地保护的良好愿望能自发形成,这需要四个动因共同协作。这里必须认识到,在本文所建立的框架之下,收集公众调查数据并展示湿地保护制度研究的现实案例,将使得本研究更为完整,既考虑了普遍性,又考虑了特殊性,将能为决策者提供更直观的案例。

其次,湿地保护制度的科学研究具有全球普遍性意义。最近美国政策制定者和科学家们积极建议利用湿地来应对更大层面的挑战。例如水存储(Water Storage)、气候变化、保护冲积平原和河岸地区、促进地下水渗透和补给、过滤强降水导致的水体表面和地下水污染物等。这些目标普遍受气候变化威胁,因此基于湿地淡水所采取的各种精明的适应性管理策略是湿地保护的社会和科学动力之一。由于破坏湿地为代价换来的湿地开发收益 B' 以及放弃湿地开垦活动的机会成本 C_2 很高,希望完全杜绝湿地开发行为是不现实也是不理性的,在某

些基础设施建设情境下实施的湿地填埋是不可避免的。但湿地科学的发展可以为其他三个要素提供更准确的湿地定义、运行机理和功能,为利益相关者制定出更符合其利益的理性决策,提高湿地开发受益群体的直接投入成本 C_1 ,增大湿地得到保护的机会。

第三,相对于美国,中国对湿地保护的政府组织架构存在不合理的方面。政府角色在于基于法律规则下,协调湿地开发受益群体和湿地保护受益群体的利益。当存在法律管制的前提下,通过降低湿地保护受益群体所需要支付的补偿成本 R ,提高湿地保护的概率。湿地是土地、水体、动植物等综合性资源的载体,在中国湿地的监管、保护和恢复职责归属林业部门,然而农业、渔业、海洋、水利等各部门在湿地管理职能上交叉并存,导致各部门一方面回避湿地保护的责任和管理成本,另一方面又受湿地开发回报和监管权力所诱惑,这种责权不明确的情况有可能会阻碍中国湿地保护制度发展的速度。例如地方环境保护局负责监管地区工业发展造成的水污染(这原本是中国可以从美国经验中得到的借鉴经验),但中国的地方环保局却有可能在当地政府的要求下履行经济发展的职能,而不是保护环境。尽管湿地变化受诸多自然规律的影响,例如降水变化、洪水以及气候变化等,但是中国各种发展工业、农业的方针却发挥着最重要的作用,直接影响着湿地的生存。加上剧烈的人类活动,最终导致中国湿地持续减少、湿地功能的严重退化。

最后,中国湿地保护法律的失位是其湿地保护制度发展不完善的核心原因。法律的存在不仅仅可以增加对湿地开发受益群体和湿地保护受益群体的惩罚成本 F_1 和 F_2 ,更重要的是全国性湿地保护法律的缺失将导致政府面临无法可依或地区执法差异的困难,同时无法正向引导公众和科学。经济的发展对于当前中国而言,仍然是政府的首要目标。如何在湿地保护和经济发展之间建立平衡,是中国政府所需要面对的问题。

致谢:本项目受国家公派留学基金(2011-2013年)和康奈尔大学 Jeffrey Sean Lehman 基金(2012-2013年)资助。本论文获得众多学者贡献,因期刊

对作者人数之限制,无法全列于作者列表,在此列示其他作者(贡献者):美国阿贡国家实验室 John R. Gasper Robert 和 A. Van Lonkhuizen、德拉维尔州环境保护部前湿地专员 Rebecca Rothweiler、美国湿地管理者协会 Jon Kusler 博士、密歇根州立大学系统综合与可持续发展研究中心刘建国教授、澳大利亚国立大学公共政策学院 Robert Costanza 教授,清华大学环境学院贾海峰教授,北京林业大学自然保护区学院刘俊国教授,中国海洋大学法学院徐祥民教授、梅宏教授,香港大学生物科学学院 Brian Morton、地理系 Cho-Nam Ng 教授,以及本研究的最早期贡献者康奈尔大学自然资源系 Mark Bain 教授(1955–2013年)。

参考文献 (References):

- [1] Vincent C H, Hanson L A, Bjelopera J P. Federal Land Ownership: Overview and Data [EB/OL]. (2014–12–29)[2015–11–09]. <https://fas.org/sgp/crs/misc/R42346.pdf>.
- [2] Bureau of the Census. Statistical Abstract of the United States[M]. Washington D.C.: US Bureau of the Census, 1991.
- [3] Chen X, Bain M, Sullivan P J, et al. Wetland loss and research orientation[J]. *Challenges*, 2012, 3(2): 43–48.
- [4] Chen X, Bain M, Sullivan P J, et al. Bibliometrical study method on tidal freshwater marshes loss and research orientation[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(4): 237–240.
- [5] IPCC. 气候变化2013: 自然科学基础[M]. Cambridge: Cambridge Press, 2013. [IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.]
- [6] Reichel C, Fromming U U, Glaser M. Conflicts between stakeholder groups affecting the ecology and economy of the Segara Anakan region[J]. *Regional Environmental Change*, 2009, 9(4): 335–343.
- [7] Gao J, Wang R S, Huang J L. Ecological engineering for traditional Chinese agriculture— A case study of Beitang[J]. *Ecological Engineering*, 2015, 76: 7–13.
- [8] Kosamu I B M, Groot W T, Kambewa P S, et al. Institutions and ecosystem-based development potentials of the elephant marsh, Malawi[J]. *Sustainability*, 2012, 4(12): 3326–3345.
- [9] Postigo J C. Perception and resilience of Andean populations facing climate change[J]. *Journal of Ethnobiology*, 2014, 34(3): 383–400.
- [10] Clare S, Creed I F. Tracking wetland loss to improve evidence-based wetland policy learning and decision making[J]. *Wetlands Ecology and Management*, 2014, 22(3): 235–245.
- [11] Gao Q, Yu M. Discerning fragmentation dynamics of tropical forest and wetland during reforestation, urban sprawl, and policy shifts[J]. *Plos One*, 2014, 9(11): e113140–e113140.
- [12] 弗兰西斯·福山(著). 毛俊杰(译). 政治秩序的起源[M]. 桂林: 广西师范大学出版社, 2014. [Francis F (Write). Mao J J (Translate). *The Origins of Political Order from Prehuman Times to the French Revolution*[M]. Guilin: Guangxi Normal University Press, 2014.]
- [13] 曼瑟·奥尔森(著). 李增刚(译). 国家的兴衰[M]. 上海: 上海人民出版社, 2014. [Mancur O (Write). Li Z G (Translate). *The Rise and Decline of Nations*[M]. Shanghai: Shanghai People's Publishing House, 2014.]
- [14] Costanza R, Wilson M, Troy M, et al. The Value of New Jersey's Ecosystem Services and Natural Capital [EB/OL]. (2006– 07) [2015–08–24]. https://www.researchgate.net/publication/2662141139_The_Value_of_New_Jersey%27s_Ecosystem_Services_and_Natural_Capital.
- [15] Gleason R A, Laubhan M K, Euliss N H, et al. Ecosystem Services Derived from Wetland Conservation Practices in the United States Prairie Pothole Region with an Emphasis on the U.S. Department of Agriculture Conservation Reserve and Wetlands Reserve Programs[C]. U.S. Geological Professional Paper, 2008.
- [16] International Water Management Institute. Working Wetlands: A New Approach to Balancing Agricultural Development with Environmental Protection [EB/OL]. [2015– 08– 24]. http://www.iwmi.cgiar.org/publications/Water_Policy_Briefs/PDF/WPB21.pdf.
- [17] Leibowitz S G, Wigington P J, Rains M C, et al. Non-navigable streams and adjacent wetlands: Addressing science needs following the Supreme Court's Rapanos decision[J]. *Frontiers in ecology and the environment*, 2008, 6(7): 366–373.
- [18] Ecke F, Hellsten S, Mjelde M, et al. Potential conflicts between environmental legislation and conservation exemplified by aquatic macrophytes[J]. *Hydrobiologia*, 2010, 656(1): 107–115.
- [19] Leibowitz S G, Nadeau T L. Isolated wetlands: State-of-the-science and future directions[J]. *Wetlands*, 2003, 23(3): 663–684.
- [20] Tiner R W. Geographically isolated wetlands of the United States [J]. *Wetlands*, 2003, 23(3): 494–516.
- [21] USGS. National Water Summary on Wetland Resources[M]. Washington D C: U.S. Government Printing Office, 1996.

Study on US wetland protection institution change

CHEN Xi¹, Magdeline LABA², Robertson MORGAN³, Barbara COSENS⁴, WANG Ziyang¹, CHEN Xue⁵,
James ANDERSON⁶, Marinus OTTE⁷, Christopher CRAFT⁸, David FELDMAN⁹, LI Yangfan¹⁰,
LIU Jinglan¹¹, Patrick SULLIVAN², LV Xianguo¹²

(1. School of Humanity and Social Sciences, Dalian Univ. of Technology, Dalian 116024, China;

2. Department of Natural Resources, Cornell University, Ithaca 14853, USA;

3. Department of Geography, University of Wisconsin, Madison 53706, USA;

4. College of Law, University of Idaho, Moscow 83844, USA;

5. School of Management, Shenzhen University, Shenzhen 518060, China;

6. Environmental Research Center, West Virginia University, Morgantown 26506, USA;

7. Department of Biological Sciences, North Dakota State University, Fargo 58108, USA;

8. School of Public and Environmental Affairs, Indiana University, Bloomington 47405, USA;

9. Department of Planning, University of California, Irvine 92697, USA;

10. College of the Environment and Ecology, Xiamen University, Xiamen 361005, China;

11. School of Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;

12. Northeast Institute of Geography and Agroecology, China Academy of Sciences, Changchun 130102, China)

Abstract: The four key elements of public opinion, science, government and law were used to construct an empirical model built upon Game Theory. This theoretical framework, in which the wetland management policies of different countries can be compared, demonstrates the mechanism by which the four key elements interact to develop environmental policy and protect wetlands. Based on this empirical model, the history of wetland policies in the USA including key stakeholders, policy implementation approaches, policy instruments and management challenges were discussed. Evolution of the institution that protects American wetlands is broken down into four stages: Westward Movement and Reclamation (pre-1900), Waterfowl Protection and Public Participation (1900-1970), Core Laws and Scientific Research (1971-1980) and Improved Institutions and New Challenges (1980-present). Wetland policies originate with public opinions and beliefs, scientific knowledge is a prerequisite for policy implementation and, lastly, effective governmental jurisdiction and institutionalization of wetland protection regulation and policy are critical. Although public education, scientific definition and governmental jurisdiction are challenging, Chinese wetland managers and policy makers can learn from the implementation of USA wetland policies. The analysis outlined in this paper is a template that other natural resource studies can follow when developing natural resource strategies.

Key words: wetlands; USA; wetlands protection; institution change; Bamboo Node Model