生物多样性经济价值评估的基本方法^{*}

郭中伟 李典谟

(中国科学院动物研究所 , 北京 100080)

摘 要 目前 ,生物多样性经济价值的基本评价方法包括三种类型 ,一种是基于个人支付意愿(WTP)的直接经济价值评估方法 ,再一种是利用实际或替代市场的间接经济价值评估方法 ,第三种是针对生物多样性价值在空间上流动的现象 ,基于定量分析的过程 - 效益评价法。

关键词 生物多样性 ,经济价值 ,评价方法

The basic approaches for valuation of biodiversity/GUO Zhong-Wei ,LI Dian-Mo

Abstract The approaches of economic valuation for biodiversity include three types. The first is direct economic valuation based on Willingness to Pay (WTP) , the second is indirect economic valuation by means of surrogate and conventional market , and the third is the valuation approach of process benefit for the economic value based on quantitative analysis , which pays particular attention to the economic value of biodiversity transfers spatially and realizes in other areas.

Key words biodiversity , economic value , approach of valuation

Author 's address Institute of Zoology , Chinese Academy of Sciences , Beijing 100080

1 引言

生物多样性经济价值的评价提供了一种帮助人们了解自然资源的有效方法。1989 年 , Charles 等人^[1]在巴西对亚马逊热带雨林进行了经济价值评估 ,并且据此提出了该地区热带雨林的利用对策。Pearce 等人^[1]曾经讨论了生物多样性经济价值评估的意义和方法 ,并且列举了一些热带雨林、湿地、台地和海洋系统的价值。McNeely 等^[2~8]分别报道了关于这一方面的研究工作。

由于缺少对生物多样性整体功能的研究 ,特别是定量的研究 ,所以关于生物多样性经济价值的评估 ,实际上主要是对某一种或几种生物资源经济价值的评估^[9]。但是 ,由于讨论的主要是系统中占主体地位的生物 ,所以得到的一种或几种自然资源的价值与生物多样性在同一方面的价值不会有大的差异。再者 ,系统中某一种作为资源的生物 ,其生存及其功能 ,也离不开系统中生物多样性的辅助和支撑 ,评价该生物资源的价值 ,基本上反映了系统中生物多样性的价值。

2 支付意愿与经济价值评估

以支付意愿 (willingness to pay , WTP)作为指标来衡量生物多样性的价值 ,是目前国际上较为通行的方式^[9~13]。经济评价的基本原则是个人对环境服务或资源的支付意愿 (WTP)^[14]。这种意愿是根据 Hicksian 需求曲线下的面积来确定的 ,该需求曲线表明了当保持使用者的使用水平为常数时 ,需求是怎样随价格变化的^[9]。

支付意愿可以表示一切商品的价值。众所周知 ,商品的价格不能表示商品的价值 ,那么商品的价值用什么来表示呢 ?西方经济学认为 :价值是人们对事物的态度、观念、信仰和偏好 ,是人的主观思想对客观事物认识的结果 ;支付意愿是“ 人们一切行为价值表达的自动指示器”^[15] ,因而可以判定一切商品和效益的价值。商品的价值可以用如下公式表示 :

任何商品的价值 = 人们对该商品的支付意愿

支付意愿(WTP)又由实际支出和消费者剩余(consumer surplus , CS)两部分组成 :

支付意愿 = 实际支出(商品价格) + 消费者剩余

由于私有商品有市场交换和市场价格 ,其支付意愿的两部分都可以求出 :实际支出的本质是商品价格 ,消费者剩余可以根据私有商品的价格资料用公式求出。因此 ,私有商品的价格可以根据其市场价格资料求出。理论和实践证明 :对于有类似替代品的私有商品 ,其消费者剩余很小 ,可以直接以其价格表示商品价值。

对于公共所有物而言 ,由于其没有市场交换和市场价格 ,因此 ,支付意愿的两部分(实际支出和消费者剩余)都无法求出 ,因此公共所有物的价值也无法求出。如何获得人们对某种公共所有物的支付意愿就成为评价生物或环境资源经济价值的关键问题。

一个与支付意愿相关的经济度量方式是人们对环境损害补偿的接受意愿(willingness to accept , WTA) ,支付意愿和接受意愿可能有差异^[16]。在实际工作中 ,两者都被用于经济评价。

表 1 相关的价值评估技术的分类
Table 1 Taxonomy of relevant valuation techniques

	常规的市场 Conventional market	替代的市场 Implicit Market	构造的市场 Constructed market
基于实际行为 Based on actual behavior	生产的效果 健康的效果 预防和保护的 成本	旅游的成本 工资差别 财产估价 替代商品	人工市场
基于可能行为 Based on potential behavior	替换成本 影子项目		条件价值法

表1 根据所依赖的市场类型和考虑对它们实际和可能行为的使用 ,列出了经济评价的方法。在对实际问题的研究中 ,我们可以使用基于直接市场的技术 ,包括由于自然栖息地恶化而减少的产品 ,由于疾病和死亡而失去的收入 ,或者对维护保护区实际成本的度量。用于估计环境资源经济价值的更复杂的间接方式方式也是可用的。在其中 ,享受工资(hedonic wage)和享受价格(hedonic price)技术寻求在环境上恶化的地区 ,比较工资率和财产价值 ,来对比环境未恶化地区的相同指标。存在于这些市场指示器间的差异归结于人们所认定的未被损害的环境价值。另一个间接方法利用了旅游成本(travel cost)。在这种情况下 ,旅游者所承受到达风景或娱乐地的交通和其它方面的成本增长 ,就成为该地区的内在价值的指示物。

我们也可以利用恢复被损害环境财产的假定成本 ,包括影子项目(shadow project)或恢复成本来评价环境价值。人工市场被用来指导对新的环境产品或服务支付愿意的测试。最后 ,条件评价(contingent valuation)技术使用了调查和假定问题来确定消费者对于保护或改善环境质量的支付愿意。

3 直接经济价值评估方法

在直接评估方法中,需要通过试验或问询调查来作出选择。

所谓试验就是通过人们对所评价内容的实际经历,来获得其支付意愿。如果一个分析者需要知道人们对一个计划建设的新娱乐场所的评价,那么这个娱乐场所将被建立并且收取入场费。然后分析者观测多少人实际使用了娱乐场所,用钱换得参观这个场所获得的美学上的和娱乐上的经历。同样,如果分析者要知道多少人为生活在一个具有改进水质的城市的支付意愿,那么就一些城市公布水的质量和财产税,然后看看有多少人打算为改进的水质和较高的税收而迁入该城市。在实践中,尽管小规模试验曾成功地进行,但实施这类大规模的试验是很困难的和不现实的。

问询调查包括了两种方式,分别是以得到分级为目的和以得到价值为目的。以得到分级为目的的方式相似于条件评价法,是对提问者希望获得的喜好所进行的分级,这个分级随后能够被分析者根据市场的实践价格来定位。这就是所谓的条件分级法(contingent ranking method, CRM)。以得到价值为目的的方式通过直接对人们问询,来描述或表明其对于一些在商品或服务供给上的变化或者避免变化的支付意愿(WTP),或者是对于放弃或忍受变化的认付意愿(WTA)。条件市场包含了商品自身、提供商品体制的前后关系和为商品提供资金的方式。回答者被讯问的定价情形是假定的,并且回答者的行为被假定相同于在实际市场中的方式。该方法设计了结构化的问题和各种形式的出价对策,其中包含了对于最大支付意愿问题的“是/否”的回答。然后,一些经济上的技术被用到调查结果中,来确定支付意愿的平均出价价值。这就是所谓的条件价值评估方法(contingent valuation method, CVM)。

条件价值评估法,也叫调查法(survey method)或假设评价法(hypothetical valuation method)。在过去的10年中,该方法引起广泛的兴趣。因为,首先它被认为是唯一可用于非利用价值评价的方式,其次从被完好设计、恰当实施的调查中得到的估计与从其它方法得到的一样好,再者随着科学取样理论、利益估计理论、计算机化的数据管理和公众问卷调查方式的改进,调查的设计、分析和解释已经被大大地改善。该方法是目前生态(环境)经济学中最重要的和应用最广泛的公共所有物价值评估方法。CVM适用于那些缺乏实际市场和替代市场交换的商品的价值评估,因而是“公共所有物”价值评估的一种重要方法。

CVM调查的手段通常包括三部分^[17]:1)给回答者一个提供产品和服务的假定条件的描述(脚本)。它将包括这样几方面信息——服务在什么时候是被需要的,回答者将希望怎样为它支付,其他人将愿意为它支付多少,什么体制负责提供这种服务,服务的质量和可行性等;2)询问被调查若干问题来确定当在一个特定的条件和情形下,他若有机会获得这种服务或商品,他将如何为其定价;3)通过把WTP与回答者的社会经济和人口统计上的特性相联系的方式来检验回答的合法性。

在CVM方法的实施中,可能会出现一些偏差。这些偏差包括:1)策略的偏差,即当回答者察觉自己的回答结果将会影响到自身利益时,他常常会故意提高或降低其WTP^[18];2)假设的偏差,即当提问者提供给回答者的投标假设,使回答者无法得到实在的事实描述时(受到误导),他所提供的WTP将偏离其实际的愿意^[19];3)一些更深层的问题所造成的偏差,如:回答者对所提问题的理解取决于他们对自己的感觉或对某一事件或感觉的回忆的体味。当环境问题可能涉及到他们的道德、哲学和宗教的利益时,这个问题就更明显^[20];4)信息的偏差,即在所提供的假设场景中的信息质量一定影响着回答者的选择^[21];5)汇集的偏差,这种偏差存

在于汇集个别的价值评价反映中^[9] ;6) 支付媒介的偏差 ,WTP 的变化依赖于是否把增加收入税或以入场费作为支付媒介^[9] ;7) 面谈者和回答者的偏差 ,面谈者的指导和面谈的方式能够影响回答者的反映和起点而造成的偏差 ,回答者可能会受到提问者提出的投标起点的影响^[22]。

为了避免上述偏差所导致的结果失真 ,通常进行 CVM 可靠性的检验 ,其中包括 :内容可靠性检验 ,它着眼于在一个 CVM 的研究中 ,被估算的 WTP 的度量是否准确地关联于被关注的目的^[23] ;标准可靠性检验 ,将从 CVM 方法得到的 WTP 与通过模拟市场使用真货币支付所得到的“真的”WTP 相比较 ;结构可靠性(包括条件和理论的可靠性)检验。其中 ,理论的可靠性测试 CVM 的方法是否与理论所期望的相一致 ,条件的可靠性测试 CVM 的方法是否与商品使用的其它价值评价技术方法紧密相关^[9]。

CVM 信息的分析方式主要是 :WTP 反映的频率分布分析 ;WTP 反映与回答者的社会经济特性 ,对环境的态度的交叉列表和 WTP 反映的限定因子的多元分析。

CVM 属于模拟市场技术的方法 ,它的核心是直接调查询问人们对环境产品的支付愿意 ,并以支付愿意来表达环境产品的经济价值。该方法从消费者的角度出发 ,在一系列的假设问题下 ,通过调查、问卷、投标的方式来获得消费者的 WTP 或 NWTP(net willingness to pay , NWTP) ,还需要知道消费者的实际支出 ,综合所有消费者的 WTP 或 NWTP ,即得到环境产品的经济价值。

目前 ,CVM 按调查方式的不同可分为四类 :1) 报价法 ,它先假设环境产品的一定供给水平 ,再要求回答者回答其 WTP ;2) 取舍试验法 ,它把回答者分为几个子样本 ,向每一个样本提出同样的问题 ,但开价不同 ,然后要求回答者作出取舍 ;3) 交易法 ,它给回答者两种不同的选择 ,一种是一定数量的钱 ,另一种是一种环境产品 ,然后要求回答者挑选其一 ;4) 专家调查法 ,它的调查范围只限于该领域的专家。

CVM 是使用构造的市场进行价值评估的 ,该方法的谨慎和严密地应用所提供的价值的粗略估计有助于环境决策的制定 ,特别是当其它方法不可行的情况下^[14]。

4 间接经济价值评估方法

间接经济价值评估方法是关于寻求从实际的和被观察的市场 ,根据信息导出偏好的技术。当每个人购买一个市场化的商品 ,这个商品与环境商品以某些方式相关时 ,对环境商品的偏好被间接地揭示。有关的技术包括了享受价值与工资技术、旅游成本方法、预防行为与剂量 - 反应及替换成本等技术。它们都属于间接的方法 ,因为它们不依赖于人们对他们愿意为环境质量的改变支付多少的问题的直接回答。这类方法主要强调了对自然资源的价值评价而不是针对生物多样性本身的^[1]。间接的技术可以分为两组 :替代市场方法和常规市场方法。

4.1 替代市场方法

该方法涉及到 ,为那些与被关注的环境产品有关的私有商品和服务确定市场的问题。在这些替代市场上 ,买与卖的商品或服务将常常作为所关注的环境产品的替代物。当购买这些私有商品时 ,每个人就表明了对市场化的私有商品和环境产品的偏好。替代市场方法包括了享受技术和常用产品函数技术。后者包括了旅游成本方法 ,该方法被广泛用于探测对生物资源偏好的“行为痕迹”。

居民户生产函数(household production function ,HPF)方法通过特化一些环境服务和私有商品之间熟悉的结构关系给环境资源确定价值。在这种方法中 ,作为环境特征替代物的常用

品的消费被用来评价发生在环境特性上的变化^[9]。

旅游成本法 (travel cost) 试图确定对娱乐场所的需求 , 作为诸如消费者的收入 , 价格和各种社会经济特性等变量的函数。价格通常是被看到的成本元素如 : 进入场所的价格、旅行到娱乐场所的成本和放弃赚的钱或所花时间的机会成本等。与需求曲线相结合的消费者剩余提供了对所关注的娱乐场所的价值估计^[24]。

预防行为技术 (averting behavior technique) 方法涉及到防御和预防的成本。为了减缓或更正负面的环境影响所造成的危害 , 社会或个人承担了防御和预防的成本。这个成本就可以用来估计被损害的那部分环境利益的价值^[25]。

享受价值法 (hedonic pricing method , HPM) 试图估计环境属性的内含价值 , 通过确定一个真实市场 , 在这个市场上那些相关的特性能够有效地交易。从而 “ 干净空气 ” 和 “ 平静与安宁 ” 在财产市场上被有效地成交 , 由于购买房产和土地时 , 肯定会将环境因素作为财产的特性加以考虑。风险的属性在劳务市场上成交。高风险的职位将会在工资中有 “ 风险补贴 ” 来作为对风险的补偿。由此就形成了享受房产价值——关于空气质量、噪音和周围环境的价值 , 和工资风险加价——关于由环境灾害所造成的发病率和死亡率变化的价值。

费用支出法 (expenditure method) 是从消费者的角度来评价环境效益的价值。该方法是一种古老又简单的方法 , 它以人们对某种环境效益的支出费用来表示该效益的经济价值。费用支出法通常有三种形式 : 1) 总支出法 , 以游客的费用总支出作为游憩价值 ; 2) 区内支出法 , 仅以游客在游憩区内的支出的费用作为游憩价值 ; 3) 部分费用法 , 以游客支出的部分费用作为游憩的价值。

市场价值法 (market method) 与费用支出法类似 , 但它可适用于没有费用支出的 , 但有市场价格的环境效益的价值评估。市场价值法先定量被评价的某种环境效益的效果 , 再根据这些效果的市场价格来评价环境效益的经济价值 , 其方法可用如下公式表示 :

$$L = \sum P_i \Delta R_i$$

式中 : L 表示环境效益的经济价值 ; P_i 表示某种环境效益的某种效果的市场价格 ; ΔR_i 表示某种环境效益引起的某种效果的定量值。

根据环境效果的正负来分 , 市场价值法可分为两类 : 1) 环境效果评价法。它可分为三个步骤 : 先根据环境提供的公益效果 , 计算效果的定量值 , 再求出公益效果的 “ 影子价格 ” , 最后计算公益效益的年总经济价值 ; 2) 环境损失评价法。该方法与环境效果评价法是一个问题的两个方面 : 一个从公益效益的效果上考虑 , 一个从失去公益效益的损失上考虑。

4.2 常规市场方法

这种方法对被影响的环境服务使用市场价格 , 或者如果市场价格不够精确的话 , 可以用影子价格调整。这一类包括了剂量 - 反应技术和替换成本方法。

剂量 - 反应技术 (the dose-response technique) 法的目的是要在环境的受害 (反应) 和一些受害原因如污染 (剂量) 之间建立关系 , 一个给定的污染程度与一个改变了的输出相联系 , 然后在市场中对这个输出做价值评估 , 通过揭示 , 推导或影子价格。当个人不了解所造成的环境质量的变化时 , 直接的 WTP/ WTA 不能被恰当地度量 , 这时剂量 - 反应技术就可以发挥作用 , 因为它不依赖于个人的偏好。这个方法主要用于对可市场化的商品产生影响的环境变化 , 所以它不适宜用于非利用价值的评价。

为害的作用可以用剂量 - 反应函数来描述 , 该函数把发生在大范围环境内的物理/生物变化与变化的原因与程度相联系。然后 , 剂量反应函数乘以单位价格或每一个单位物理危害的

价值 ,给出一个“ 货币受害函数 ”。假定关于单一输出 y 的产出函数为下面的形式 :

$$y = F(X , Z)$$

这里 : X 是一组输入 , Z 是无价格的环境资源的输入。假定我们能够度量输出 y 并且这个输出在市场上论价出售。输入 X 的价格通过价格向量 F 给出。现在 ,如果当环境资源供给改变时价格不希望改变的话 ,那么关于资源供给改变的经济价值就是产出改变的价值 ,而当其它因子的输入为常数时 ,产出的改变将伴随着资源可利用性的改变。

如果一个被损害的环境资源有可能在未来被能够提供相同服务的其它财产所替换 ,那么替换的成本可以作为环境损害的替代 ,这就是所谓的替换成本技术(the replacement cost technique)。该方法表明来自环境资源的利益应当至少像替代的花费一样可以确定价值^[14]。

影子项目(shadow project)通常被专门用来补偿其它项目所造成的环境损害。原项目和影子项目一同形成一个可证实的名目 ,来帮助维持一些有益的环境资源储备不被减少。例如 ,若一个原项目是一个大坝 ,它的建设将造成一些林地被淹没 ,那么影子项目可能就是关于在其它地区重建森林。然而完全的相同是很难实现的 ,在其它地区可以重建具有相同生物量的森林 ,但在生物多样性方面将会存在很大差异。影子项目的成本就可用来估算被淹没的森林的价值。

5 过程 – 效益经济价值评价法

生物多样性所提供的利益 ,由于形成和可利用方式的不同 ,因而所产生的使用价值的实现方式上也有所不同。一部分利益所产生的使用价值可以就地实现 ,而另外一些利益 ,它们所产生的使用价值(主要是间接利用价值) ,往往会通过某种通道 ,在空间上的流动 ,到达一个具备适当外部条件的地区 ,实现其使用价值。这就是所谓的生物多样性价值在空间上的流动。

生物多样性价值在空间上的流动是造成所谓生物多样性价值“ 全局占有的失误 ”的重要原因。其表现为资源的占有与使用上的分离 ,这种现象已成为有效保护生物多样性的障碍 ,由于无法从保护中获得利益 ,资源拥有地区的居民对保护生物多样性失去积极性 ,最终导致保护的落空。如何协调这类问题目前正在困扰着保护学家和政府部门的决策者。

生物多样性价值的过程 – 效益评价法正是针对由于资源的占有与使用上的分离所造成的利益无法共享而提出来的。过程 – 效益评价法正如它本身的名称一样 ,着重分析价值形成的过程和所产生的效益。整个分析过程是在系统的、客观的、量化的基础上进行的 ,包括了 : 1) 定性地辨识被评价的生物多样性资源所产生的某种效益。其中有 :判定所要评价的生物多样性的一个使用价值 ;判定该价值所产生的一个效益 ;判定价值的流动通道。2) 定量地分析生物多样性资源产生该效益的过程。在明确了所要评估的效益的基础上 ,分析价值在通道上的行为 ,模拟价值形成与流动及实现效益的过程 ;对过程进行定量分析 ,确定价值在不同时间和空间上对效益形成的贡献。3) 定量地评价生物多样性的经济价值。在过程分析的基础上 ,定量地确定效益的量值 ;利用常规市场价值法或替代市场价值法 ,先定量被评价的某种环境效益的效果 ;再根据这些效果的市场价格来评价环境效益的经济价值 ;最后 ,以效益的这一价值作为生物多样性所提供的一个环境服务的经济价值 ,实现对生物多样性一个方面经济价值的评估。

过程 – 效益评价法不同于其它经济价值评价方法之处在于 :它定量地分析了生物多样性资源使用价值的实现过程 ,这有助于客观地评价这些资源的实际价值。因为不论是被提问的普通市民还是具有决策权的政府官员 ,如果他们不知道究竟是哪一种资源 ,从哪里 ,怎样提供

了他们目前所享用的利益,如清洁的空气、充足和优质的水和电能,那么对于哪些对他们的生活至关重要的环境资源,就很难正确地确定自己的 WTP 或恰当地制定保护决策。所以准确地描述生物多样性使用价值的实现的过程对于评价其经济价值是重要的。不论是对于生物多样性保护区地的居民,还是对于那些远离保护区,却享受着资源所提供的利益的人们,了解生物多样性价值的实现过程和产生的效益都具有不可忽视的意义。

过程-效益评价法在评价间接利用价值方面,是目前较为有效的方法。该方法把对生物多样性经济价值的评价定量化和客观化,依据试验和实地调查的数据,系统地分析了价值形成的过程,可以回答“谁是受益者,受益多少”,这一关键问题。这就为最终实现对资源直接占有者或维护者的经济补偿,提供了可靠的、定量化的依据。为实现资源利益共享奠定了基础。

6 结束语

《生物多样性公约》把“生物多样性的共享”作为其原则之一。强调了共享的重要性。从一定程度上讲,没有共享就没有保护,因为在许多情况下,生物多样性资源的直接拥有者,无法享受其带来的利益。他们或对保护生物多样性失去兴趣,或以忍受贫困作为保护的代价。然而,通过对生物多样性的经济价值评价,我们就有可能确定生物多样性的保护-利用系统,即:谁在保护,谁在享用,并且使结果定量化。据此,我们可以进而建立生物多样性共享体系,即通过一定的机制,使保护者能够得到享用者的经济补偿,实现资源共享,提高保护者的积极性,促进生物多样性的保护。

生物多样性经济价值的评估还可以为受害生态系统中生物多样性恢复与改建和生态规划提供依据^[26]。并且为生物资源的管理和持续利用提供参考。

生物多样性经济价值的评估以现行社会通行的和被人们所熟知的经济价值形式描述了生物多样性的程度,它使得生物多样性从生涩科学术语变成了易于被人们所接受的事物,它告诉人们生物多样性并不是很遥远的事情,它与我们生活息息相关。每个人都从中受益。因此,生物多样性经济价值的评估在普及生物多样性的知识,提高全民的保护意识,有着不可替代的作用。

参 考 文 献

- 1 Charles M P, Alwyn G H et al. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature*, 1989, **339**(29): 655 ~ 656
- 2 McNeely J A. Economic incentives for conserving biodiversity: lessons for Africa. *AMBIO*, 1993, **22**(2 ~ 3): 144 ~ 150
- 3 McNeely J A. The sinking ark: pollution and the worldwide loss of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 1992, **1**: 2 ~ 18
- 4 McNeely J A et al. Strategies of conserving biodiversity. *Environment*, 1990, **32**(3): 16 ~ 42
- 5 Cacha M D M. Starting resource accounting in protected areas, In: Munasinghe M, McNeely J A (eds.), *Protected Area Economics and Policy*, Cambridge: IUCN, 1994, 151 ~ 157
- 6 Groot R S. Functions and values of protected areas: a comprehensive framework. In: Munasinghe M, McNeely J A (eds.), *Protected Area Economics and Policy*, Cambridge: IUCN, 1994, 159 ~ 169
- 7 Hyde W F, Kanel K R et al. The marginal cost of endangered species management. In: Munasinghe M, McNeely J A (eds.), *Protected Area Economics and Policy*, Cambridge: IUCN, 1994
- 8 Piran C L W, Keith G W et al. Economic values of threatened mammals in Britain: a case study of the otter *Lutra lutra* and the water vole *Arvicola terrestris*. *Bio. Conserva.* 1997, **82**: 345 ~ 354
- 9 Pearce D, Moran D. The economic value of biodiversity. Cambridge: IUCN, 1994
- 10 Kalle S et al. Willingness to pay for environmental goods in Norway: a contingent valuation study with real payment. *Environmental Resource Economics*, 1992, **2**: 91 ~ 106
- 11 Bergstrom J et al. Economic value of wetlands-based recreation. *Ecological Economics*, 1990, **12**(2): 129 ~ 148

- 12 Bickmore C J , Williams A. Mersey barrage feasibility study : a practical application of environmental economics. In : Munasinghe M , McNeely J A (eds.) , *Protected Area Economics and Policy* , Cambridge : IUCN , 1994 , 221 ~ 227
- 13 Gren I M , Groth K H et al. Economic values of Danube floodplain. *J. Environ. Manage* , 1995 , **45**(4) : 333 ~ 345
- 14 Kerry V S. Non-market valuation and normative economics : implicaiton for valuing water resources. *Land Economics* , 1993 , **69**(1) : 1 ~ 26
- 15 Anthony C F et al. Quasi-option value : some misconceptions dispelled. *Journal of Environmental Economics and Management* , 1987 , **14** : 183 ~ 190
- 16 Cropper M L , Oates W E. Environmental economics : a survey. *Journal of Economic Literature* , 1992 , **XXX**(June) : 675 ~ 740
- 17 Daniel K et al. Valuing public goods : the purchase of moral satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management* , 1992 , **22** : 57 ~ 70
- 18 Brookshire D et al. The valuation of aesthetic preferences. *Journal of Environmental Economics and Management* , 1976 , **3**(3) : 325 ~ 346
- 19 Fishbein M , Azjen A. Belief , attitude , intention and behavior : an introduction to theory and research. Addison-Wesley , Reading , Mass , 1975
- 20 Willis K , Garrod G. Landscape values : a contingent valuation approach and case study of the Yorkshire Dales National Park. *Countryside Change Working Paper* 21. University of Newcastle upon Tyne , 1991
- 21 NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). Oil pollution act of 1990 : proposed regulations for natural resource damage assessments. US Department of Commerce , 1994
- 22 Bateman I et al. A contingent valuation study of the Norfolk Broads. *Report to the National Rivers Authority* , 1992
- 23 Cummings R G , Brookshire D S et al. Valuing environmental goods : an assessment of the contingent valuation method. Rowman & Allanheld , Totowa , NJ , 1986
- 24 Tobias R , Mendelsohn R. Valuing ecotourism in a tropical rainforest reserve. *Ambio* , 1991 , **20**(2) : 91 ~ 93
- 25 Harrington W , Krupnick A J , Spofford W O Jr. The economic losses of a waterborne disease outbreak. *Journal of Urban Economics* , 1989 , **25**(1) : 116 ~ 137
- 26 Urbanska K M. Biodiversity assessment in ecological restoration above the timberline. *Biodiversity & Conservation* , 1995 , **4**(7) : 679 ~ 695