



经济分析与环境评价

经济的成功发展有赖于对自然资源的合理利用,以及尽可能减少开发项目的不利环境影响。环境评价(EA)能够将重要的环境信息综合到项目确认、准备与实施的过程中去,因此已经成为实现上述目标的一项重要工具。利用经济分析,可以通过比较来确定项目的总体经济效益是否会超过其成本,并有助于对项目的实施方式进行设计,以产生良好的资本收益率。对一个项目而言,不利的环境影响将是其成本的一部分,而有利的环境影响则是其效益的一部分。因此,在项目的经济分析中,对环境影响的关注应当尽可能地同其他方面相结合。这份《环境评价资源手册更新》讨论了环境评价与经济分析的关系,并针对如何在经济分析中体现环境成本与效益提供了指导。这一《更新》用于取代《环境评价资源手册》中第四章所提供的指南。

世界银行的要求

世界银行有关环境评价的运行政策(OP 4.01)指出,“应当尽可能地对环境成本与效益进行量化,并在可行的情况下赋予经济价值。”这一点应同时针对备选的项目设计与备选的缓解方案加以实施。此外,有关投资运作的经济评估的运行政策(OP 10.04)指出,在项目评价与辅助性的成本效益分析中,应当对环境评价的结果与建议加以重视。

环境评价、经济分析与项目循环

环境评价是一个信息收集与分析的过程,有助于避免对环境不利的开发项目。其重点在于环境外部性——开发项目无意中对环境造成的不利影响。例如,为一个水产项目所进行的土地清理有可能对湿地进行改造,导致鸟类栖息地减少及水质退化。环境评价寻求对这些环境影响进行定性的确认与评估,并在可行的情况下加以量化(例如,以ppm表示的空气污

染，或者，侵蚀所造成的土壤损失量)。然而，环境评价过程中所确认的影响通常并没有被转化成货币价值。环境评价与经济分析之间的联系之所以薄弱，一个主要的原因就是缺乏实用的方法来把物质影响转化成货币值。然而，近期环境经济学的发展已经取得了长足的进步，比较容易应用于具体的项目领域。这一《更新》的目的就在于说明如何使用这些方法。

表 1 对环境评价与环境经济分析在世界银行的项目循环中的作用进行了简单的描述。环境经济分析在 3 个重要阶段发挥作用：1) 在对所提议的项目及其他替代方案的影响所做的评价中；2) 在对预防或者缓解的方案所做的评价中；3) 在某一个具体的备选方案得到确定之后，对项目所作的评估中。对于经济分析与环境评价而言，重要的是区分实施项目与不实施项目的情况下所出现的情况之间的差异，而不是随时间流逝而出现的其他变化。这一点有时候会被疏漏，因为有时可能出现一些重要的长期趋势，而这些趋势与项目本身是无关的。

表 1 环境评价、经济分析与项目循环

项目阶段	环境评价 (EA) 活动	相关经济分析活动
准备	环境筛选	初步考虑可能的环境成本与效益
	EA TORs 的准备	明确阐述量化环境影响与分配货币价值时的需求
	EA 小组的选择	在适宜情况下，EA 小组中包括资源或健康经济学家
	EA 准备	EA 小组对备选项目的影响加以分析比较，在可行的情况下在其成本与效益上应用货币价值
	对 EA 进行审核	世界银行对 EA 的报告进行审核，其中包括经济分析
评估	将 EA 综合到项目设计与文档编制中去	将 EA 的成果，包括环境成本与效益，综合到项目经济分析以及对投资收益率的估算中去
协商	根据 EA 的成果，就所要采取的行动达成一致	
实施	环境监督	监督包括对项目的实际环境成本与收益的监控

在第一阶段，经济分析通常包括：利用各种评估手段，针对环境评价中所确认的各种环境影响，估算其货币成本与效益（评估）。在第二阶段，将分析扩展到考虑预防性措施与缓

解措施的成本与效益，从而可以与最初的项目影响进行比较。在第三阶段，将选定方案的货币价值综合到所提议的项目的总体经济评估中去。这份《更新》的最后部分将对这些基本的评估技术加以简要的讨论。

为了成功地把环境评价与经济分析结合起来，对这两者进行设计与实施时都需要考虑到另一方面的需求。环境损害的各种指标对于经济分析而言未必都具有同样的效果。例如，侵蚀所引起的土壤损失面积作为指标就不如侵蚀所引起的农业生产力变化这样的指标有效。类似地，对于濒危的的经济效益所进行的考虑，将有助于把用于环境评价的资源投入到最重要的领域中去。这些可能的内在联系必须在 TORs 发展的最初阶段、环境评价小组的选择以及环境评价与项目准备过程的其他阶段中加以综合（参见表 1）。自不待言，这需要经过训练的经济学家的参与。

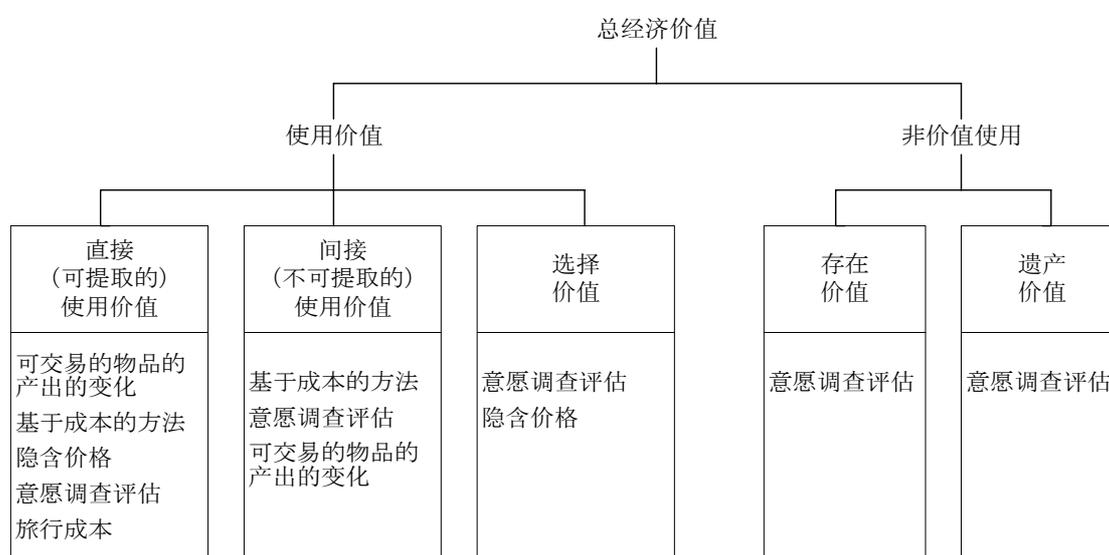
对环境影响进行评价

为了对一个项目的环境影响进行评价，首先需要对其环境影响加以确认与度量。这并不是那么简单易行的。在很多情况下，环境影响在时间和空间上都是错位的，因此，很难在起因与影响之间建立联系。环境影响的严重程度通常取决于问题的逐步积累（时间上的积累，空间上的积累，或同时包含两者）。许多环境物品与服务并不进入市场，或者，进入市场但不符合完美市场的规律。除了这些问题给评估带来的困难之外，可得数据太少或质量不高所造成的经验上的局限性，也使这些问题更为复杂。

总经济价值。经济评价这门学问依然处于发展之中。对于某些物品与服务（例如，1 公斤稻米或鱼，或者 1 立方米木材），市场价格可以较好地反映社会赋予这些物品或服务的价值。对另一些物品或服务而言，市场价格或者不存在，或者只能反映总价值中的一小部分。这类物品与服务的例子包括濒危物种和景观等。因此，为了降低分析的难度，可以把任何环境影响都分解成为其总价值的组成部分。用来实现这一目标的方法之一被称为总价值（Total Economic Value, TEV）法，通过这种方法，某种影响被分解为不同类型的价值（参见图 1）。TEV 法所体现的思想在于，任何物品或服务都是由不同的特性所构成的，其中一些特性是具体的、易于度量的，而另一些特性则难于量化。然而，总价值是所有这些元素的总和，而并不仅仅是那些易于度量的部分的总和。不同经济学家对于 TEV 中各组成部分的划分与命名略有不同，但基本上都包括：1) 直接使用价值；2) 间接使用价值；3) 非使用价值。前两项通常又并称为使用价值。每一项各自都可以进一步划分为不同的类别。

直接使用价值。直接使用价值，也称为可提取的使用价值、消费性使用价值或结构性使用价值，产生于可以被提取、消费或者直接享用的物品。以森林为例，可提取的使用价值可以来自于木材，来自于对林业副产品的收获，例如果实、草药或者蘑菇，以及来自于捕猎或捕鱼。除这些可以直接消费的物品之外，直接使用价值也有可能是非消费性的。例如，喜爱在同一片森林中徒步旅行或野营的人也获得了一种直接使用价值，虽然他们实际上并没有“消费”任何森林资源。类似地，对于一片珊瑚礁而言，直接使用价值可以包括对贝壳或鱼类的采集，也可以包括潜水员对于珊瑚的非消费性使用。

图 1 总经济价值与选择的评估技术



所有这些效益都是实际的、可以度量的，并且拥有价值，虽然某一个体的消费并不减少其他人的消费（经济学家将此称为非竞争性消费，这些物品被定义为公共品）。消费性使用通常是最容易估价的，因为往往涉及可以观察到的物品数量，而这些物品的价格也是可以获得的。非消费性使用则往往较难估价，因为数量与价格都可能无法观察得到。

间接使用价值。间接使用价值，也称为不可提取的使用价值或功能性价值，来自于环境所提供的服务。例如，湿地对水进行过滤，从而改善了下游用户的用水质量，国家公园则可以提供娱乐的机会。这些服务都是有价值的，但并不要求对任何物品进行收获，虽然它们可能要求某个人在自然形态上的出现。一般认为，对间接使用价值的度量比对直接使用价值的度量更难，因为所提供的服务“数量”往往很难测量。此外，在这些服务中，有很多根本就没有进入市场，因此也极难为其制定“价格”。例如，一片风景带给视觉上的美感效益在消

费上是属于非竞争性的，这意味着它们可以为很多人所享用，同时并不损害其他人的愉悦。

选择价值。对于某些物品的使用价值（无论是可提取的，还是不可提取的）而言，可以将利用这些价值的机会留待未来的某个时候，通过维持这一机会所获得的价值就是选择价值。因此，它是使用价值的一种特例，类似于某种保险政策。（**准选择价值**是一个相关的概念，它来自于这样一种可能性：虽然某种物品目前似乎并不重要，但未来的信息也许会使我们对其重新加以估价）。

存在价值与遗产价值。与使用价值形成对照的是，非使用价值来自于环境可能提供的某些效益，然而其中并不涉及对这种价值的任何使用，无论是直接使用还是间接使用。在很多情况下，这类效益中最重要的就是**存在价值**：人们单纯从某种东西的存在中所获得的价值，哪怕他们从来没有打算去使用这种东西。因此，人们对蓝鲸或者熊猫的存在赋予某种价值，虽然他们并没有看到这一价值，甚至永远不会看到这一价值；然而，如果蓝鲸绝种了，一定有很多人会感到遭受了损失。**遗产价值**是从人们希望将某些价值留给后代的渴望中所得到的价值。非使用价值是最难估量的一类价值，因为在大多数情况下，它们在本质上就没有从人们的行为中得到反映，因此完全无法观察。

效益成本还是成本有效性。对环境影响进行经济分析时有两种可能的方法。第一种是应用标准的效益成本原则，对某种行动的效益与成本加以比较，从而决定这一行动是否值得。这一方法通常用于对不同备选方案的比较，要求确认各种方案的环境影响并对结果赋予货币价值。一个例子是对不同的空气污染控制措施以及相关的预期健康效益所进行的分析。

然而，在某些情况下，传统的效益成本分析有可能并不可行，或者并不理想。有可能无法估算某种效益的货币价值。例如，某些自然区域极为独特，人们可能会认为应当不惜一切代价来保护这一区域。在另一些情况下，对环境物品和服务所提供的效益而言，无论是现在还是未来，都有可能存在很大的不确定性，或者，很难确定出适当的货币价值。如果这些物品或服务的损失有可能不可逆时，理想的情况是采取某种策略，使环境损害所造成的最大可能损失最小化，除非这样做的社会成本大到无法接受的程度；这被称为**安全最小标准法**。在这些情况下，适宜的分析方法就是**成本有效性法**，而不是成本效益法；也就是说，问题变成了寻求最廉价、最有效的途径来实现自然保护的目或或其他目标。应当注意的是，成本有效性法的确可以识别实现某一目标的最有效率的途径，但它并没有说明预期的效益是否能证明

所耗费的成本是值得的。对后一问题的回答必须依赖于知情决策与常识。

评价技术

将环境评价所确认的环境影响综合到项目分析中去，这一过程需要两个步骤。首先必须了解影响是什么。这一信息是通过传统的环境评价所得出的。其次，（在可行的、适宜的情况下）必须以货币的形式估算出这些影响的价值，以便确认其在经济上的相对重要性，并对不同备选方案的效益与成本做出评价。这一部分的焦点在于各种**评价技术**及其在项目分析中的应用¹。多数情况下，这些技术包含两个部分：对物质影响的度量以及对这一影响赋予货币价值。

如图 1 所示，对于每一类价值而言，都存在一系列评估技术有可能加以应用。图 2 提供了一个简化的流程，可以为某种给定的情况选择一项适宜的技术。这一流程图由一种环境影响开始，询问是否在产量上出现了某种可度量的变化，或者，环境质量的某种变化。根据对上述问题的回答，该流程图描绘了不同的可能情景及其潜在的影响。其中说明了估算每一类影响的货币价值时最常用的技术。例如，考虑一个水产开发项目，这一项目有可能减少红树林的面积。环境评价所确认的不利影响可能包括因红树林滤水功能的损失而造成的水质恶化以及鸟类栖息地的减少。除非红树林是可以直接收割的，否则，生产力变化等技术显然是不适用的。为了对水质下降的成本进行估算，有可能应用如下的技术；其中一些技术是基于利用其他方法获取洁净水的成本（例如，替代成本或重新安置成本），另一些技术则是基于水质退化的后果（疾病或死亡的增加）。最终选择哪一种技术将取决于具体的情况与数据的可得性。类似地，栖息地的减少也可以通过一系列方法来估价。图 2 只是一个示意性的指南；根据所遇到的具体情况以及可得的数据，在特定情况下有可能存在其他更为理想的技术。

一、对产出与直接成本的变化进行估价

可交易物品的产出的变化

在很多情况下，项目的环境影响（至少其中一部分）表现为可交易物品的产出的变化：例如，森林的损失导致木材产品、薪柴、饲料（无论其被采集还是被放养在森林中的家畜当场食用）的损失，以及各种非木材产品的损失，例如果实、草药与蘑菇。在这些情况下，上述预期之外的效益与成本的价值可以通过如下的简单技术加以估算，即：评估项目所造成的

产出的变化。这一方法通常被称为**生产力变化法**。例如，在**克罗地亚**，估计在沿海森林重建与保护项目下开展的森林再造活动将会增加木材产量，这些木材在今后可以持续加以采伐。利用增加的木材产量（同时包括数量与质量）、预期采伐时的木材价格以及 10% 的贴现率，可以估算得出，在不同场所，木材产量增长的现值介于 2.5 美元/公顷到 80 美元/公顷之间。下面的专栏 1 中提供了应用这一技术的另一个案例，其中评估了**海地**因水域退化而导致的洪水与灌溉系统破坏所造成的农业损失。即使在无法获得价格的情况下（例如，收割后用于家庭消费的物品），依然存在一些广为接受的、可信的方法来估算这些产品的价值（例如，利用某种近似替代物的价值，或者，开采的成本）。

在评估上述影响时，最大的困难往往来自于如何测量所生产的产品数量以及如何预测在实施/不实施项目的情况下产品数量的变化。环境评价非常有助于估算上述变化量。而一旦得到这些估算结果，对变化量的估价相对就很容易了。

疾病成本与人力资本

很多环境影响，例如空气污染和水污染，都对人体健康有不利影响。对与污染相关的发病率（疾病）的成本进行评估时，需要有关的损害方程的信息（通常是某种形式的剂量——反应方程），这些方程可以把污染的程度（曝露）同健康影响的程度以及有关项目将如何影响污染程度的信息联系起来。因污染程度加重而造成的发病率增高的成本可以利用同发病率增高相关的各种成本来估算，例如：疾病所导致的任何收入上的损失，看病、住院、吃药等的医疗成本，以及任何相关的支出。这种方法是对称的：对于任何可以降低污染程度并因之降低发病率的行动，其效益都可以依照同样的方式来估算。

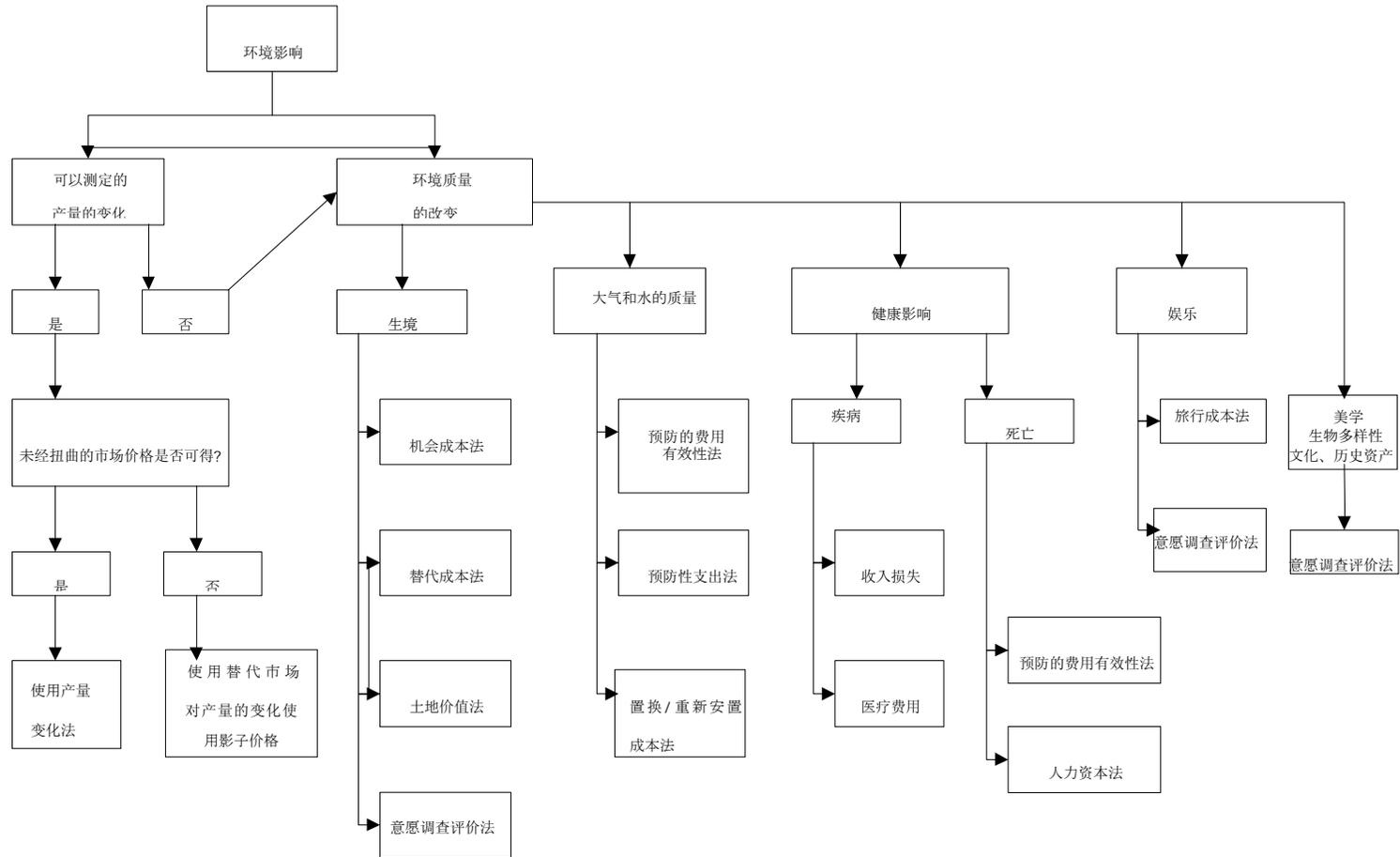
这种方法曾经应用于**智利**的圣地亚哥，用来估算一揽子空气污染控制投资通过减少城市中颗粒物、挥发性有机物（VOC）与氮氧化物（NO_x）的浓度而带来的健康收益。如表 2 所示，分析结果表明，总体战略的效益比成本高约 70%，而其中各组成部分的效益分别比其成本高 20% 到 140%（World Bank, 1994; Ostro and others, 1996）。开展这种研究的成本是很可观的，无论是资金还是时间。然而，在圣地亚哥的案例中，由于很多变量的数据都是可得的，因此，很快可以得出满意的成果。这一分析的细节可参见上述的文献。

表 2 空气污染控制战略的年收益与成本，智利圣地亚哥（百万美元）

项目构成	效益	成本	净效益
固定源	27	11	16
汽油车	33	14	19
汽车	37	30	7
货车	8	4	7
控制战略	108	60	48

来源：World Bank, 1994

图 2 评估技术的选择



资料来源: Dixon and Bojo in Dixon et al., 1994

通过这种方法得到的估算结果可以看做引起发病率变化的行动的预期成本或效益的下限，因为这种方法没有考虑到人们更喜欢健康而不是生病，他们愿意为此而有所付出。此外，这种方法假设人们认为疾病是外生的，并没有意识到他们可以采取预防性措施（例如使用特殊的空气或水过滤系统来减少对污染的曝露），虽然相应的会产生为减少健康风险而付出的成本。此外，这种方法排除了同疾病相关的非市场性损失，例如个人所经受的痛苦以及对工作之外的活动的限制。同时，这种方法还忽略了降低污染程度、生产力损失与生态系统影响可以带来的其他非健康效益，例如舒畅的价值（更好的视野）。

当这种方法被扩展到用于估算同污染有关的死亡率（死亡）的成本时，一般称为**人力资本法**。它与生产力变化法的类似之处在于，这种方法同样是基于将污染同生产力联系起来的某种损害方程，其不同之处在于，这种情况下所测量的是人类的生产力。人力资本法是对标准的人力资本理论的一种延伸，这一理论将对教育的需求与其潜在的补偿关联起来，其中的补偿是以预期今后生活中可能获得的收入来表示的。人力资本法把生命的价值缩减到某个人未来收入流的现值上，因此，在应用于死亡时引起了极大的争议。所以，我们建议不要使用这种方法。在很多情况下，影响死亡率的种种活动的成本与效益可以通过死亡数量（不赋予货币价值）的改变来表示，可以使用成本有效性方法。或者，可以应用 US/OECD 类型的、对一个统计生命的价值所作的估算，并依据人均 GNP 加以调整，上述估算的基础是支付意愿（其中所包括的远远超出生产力损失，往往是单纯的人力资本法估算值的 5 到 10 倍）（有关估算结果参见 World Bank, 1996c）。一般而言，估算死亡的货币价值是一个复杂的、非常主观的过程，应用时必须非常谨慎和透明。

基于成本的方法

如果不能直接估算某种环境影响的效益的话，那么，可以利用有关成本的信息来得出一些有用的结果。例如，考虑某种环境问题的变化对社会带来的潜在成本（或收获）时，利用减少或避免这种影响的成本，或者取代这种环境资源所提供的服务时所需的成本，可以对上述成本（或收获）的量级进行估算。这些方法所隐含的假设为：1）预期自然损害的特性与程度是可以预测的（存在一个准确的损害方程），2）取代或者恢复这种被损害的资产的成本可以在某种合理的程度上加以估算。这种方法还进一步假设这些成本可以有效地做为环境损害成本的替代值。就是说，假设替代成本或恢复成本不会超过该资产的经济价值。这些都是

很强的假设，未必对所有的案例都成立。首先，替代或者恢复某种资产的成本很可能比其本身的价值还高。例如，在山坡上耕作很可能会产生侵蚀，可以采用一些方法来减少或预防侵蚀的出现（修梯田，改变耕作模式）。然而，这些预防性措施都有一定的成本，分析家的职责在于确定预防的总成本究竟是大于还是小于预防侵蚀所带来的效益。在某些情况下，控制侵蚀的成本有可能很高（和/或通过控制侵蚀所获得的收益太少），反而使侵蚀控制措施成了某种对稀缺资源的不当使用。

在某些情况下，与替代原始的环境资产或者将其恢复到原始的状态相比，可能还存在其他更为成本有效的途径来对环境损害加以补偿，然而，使用这一技术时有可能会忽略这些方案的可能性。如果存在其他方案的话，这种方法很可能会高估被破坏的环境资产的价值。考虑到这一点，一般认为这些方法所得出的结果是为预防环境资产遭受破坏时所采取措施的收益的上限。

替代成本。替代成本法通常用来对污染的成本进行估算。这一方法的重点在于通过预先的工程估算或财务估算来计算可能的环境损害成本，这些估算结果所考虑的是，当污染的确造成损害时所需要的替代或恢复成本。例如，对于空气污染在城市地区造成的酸沉降的成本，可以通过恢复或取代被损坏的基础设置的成本来近似计算。类似地，恢复一条河流或一片湿地的成本也可以作为这些自然资源遭受环境损害的成本。需要注意的是，这一方法只是对污染造成损害的一部分进行了估算。

例如，替代成本技术可以用于估算饮用水供给系统污染的成本。在很多国家，农用化学品对水源的污染都很普遍，使得饮用水质量低于可接受的健康标准。想要对总的健康影响进行量化，或者对这一类型的水污染估算其损害方程，这都是非常困难的，因为环境质量、污染物暴露程度与疾病之间的关系非常复杂。然而，通常有可能估算提供替代性安全供水方案所需成本的量级。替代性供水的增量投资成本通常可以通过提议中的供水投资项目得出，这些项目包含有总投资与增量供水的数据。应用替代成本技术，可以估算出饮用水污染的年成本。例如，假设替代性供水方案的预期投资成本为 0.5-10 美元/立方米水，而目前每年饮用水供应总量一般约为 1 亿立方米，那么，以目前的用水水平，饮用水污染的成本约为每年 0.5-1 亿美元。专栏 1 提供了一个案例，使用替代成本法来估算在海地通过流域保护而减少洪水所获得的收益。

在评价有形资产的损害所导致的成本时，替代成本技术特别有用，因为有形资产的修复与替代成本很容易测量。然后，可以利用这一信息来判断，究竟是允许这一损害发生并支付

替代成本更有效率呢，还是投资来预防这一损害更有效率。然而，这一技术对于一些独特的资产，例如历史文化遗迹或独特的自然景观，作用就不是很大，因为这些资源无法进行替代，也很难恢复，其恢复成本是不确定的。

专栏 1 海地 Pic Macaya 国家公园的成本与效益

本专栏是有关海地共和国森林与公园保护技术援助项目中自然保护区管理部分的经济分析，专栏中提供了在缺乏数据的情况下应用一些评估技术的例子（World Bank, 1996d）。这一项目的主要目标是保护海地森林生态系统中的重点残留部分，包括 Pic Macaya 国家公园。通过保护这一地区，预期可以获得如下的重要收益：1) 保护伊斯帕尼奥拉潮湿林（Hispaniolan moist forest）生态系统的最后一些残余部分，它具有地区一级的重要性，在这一地区属于优先保护对象；2) 保护旅游开发的潜力；3) 保护下游地区免受洪水与沉积的影响，该国主要的灌溉田都位于那一地区；4) 帮助调整下游水量。

- **生产力的变化。**对 Pic Macaya 流域的保护有助于减少淤积和旱季流量下降对下游灌溉系统造成的损害，这些损害迫使农业转向旱作并种植低价值的作物。依据所种植的不同作物，估算可得，旱作生产的收益通常为每公顷每年 200-800 美元，低于灌溉生产的收益。再加上破坏灌区基础设施的影响，与不实施项目的情况相比，通过避免生产力缩减所取得的收益其现值估计为 2 百万到 7 百万美元（数据范围很大是因为基础数据很差）。
- **替代成本。**利用替代成本法可以估算出对灌溉系统与其他基础设施的损害的成本（对灌溉沟渠是 2500-5000 美元/公里，对道路是 3500-7000 美元/公里）。相应地，与不实施项目的情况相比，通过避免损失所获得的收益约为 2.5-5 百万美元。
- **机会成本。**对 Pic Mayaca 地区进行保护也意味着放弃对其作为农田的使用以及对木材的定期砍伐。利用对周围地区所制定的农业生产预算，可以估算出 Pic Mayaca 地区在农业方面的潜力。假设 Pic Macaya 的森林覆盖区中有一半（约 3500 公顷）适于农业用途（其他地区坡度太大或不易接近），那么，所放弃的农业生产的现值大约是 17.5 万美元。这个估算值相对较低，主要是因为 Pic Macaya 地区的条件造成了农业的不可持续性。由于缺乏长期的木材数据，无法估算所放弃的开采木材的利润，不过考虑到在该地区采伐木材时的高额运费，预计利润相对较低。

表 2 汇总了森林与公园保护技术援助项目的经济分析的结果，其中包含了 Pic Macaya 以及其它两个国家公园。

重新安置的成本。类似于替代成本法，重新安置成本法可以用来估算因环境损害而被迫对某一自然资产或物质资产进行重新安置的成本。例如，在泰国沿海地区修建的一个咸水池

造成盐水入侵淡水水域，而这些淡水在传统上是用于灌溉与家庭用水的。在与此相关的环境成本中，有一部分是灌溉设施与家用供水的取水口都需要重新安置。因此，可以将重新安置这些取水口的成本同重新设计并将咸水池的出水直接排入大海以避免入侵附近淡水水域的成本进行比较。

近期应用**重新安置成本法**的另一个案例在中国：上海市政府决定重新安置当地的取水口。上海是一个拥有 1400 万人口的城市，在保证安全饮用水方面面临着严重的困难。黄浦江下游受到工业与船只排放的废水以及生活污水的严重污染。将城市取水口向上游移动可以利用较为清洁的水源、减少预处理成本并降低大型污染事故的风险，研究中对这一举动的成本进行了估算。然后，将这一结果同彻底清理向黄浦江排放污水的工厂——即彻底清理现有污染——成本的主观估算结果进行了比较。然而，分析中没有考虑一个洁净、安全的供水系统的效益。研究确定重新安置取水口的成本低于彻底清理的成本，因此选择了重新安置的方案。

机会成本。在某些情况下，人们决定保护某种特殊的资源并放弃其他的开发方案。**机会成本**这一术语指的就是因保护环境资源而损失的经济机会。因此，可以利用因放弃开发项目而损失的收益来衡量环境保护的成本。专栏 1 提供了这一方法在海地的一个应用案例。然而，这种方法没有给出有关从环境保护中获得收益的信息，因此，依然必须由社会来决定究竟是否可以接受自然保护的机会成本。不过这是一种非常有力的技术，因为它明确识别了环境保护对社会造成的经济代价。在很多情况下，这一代价很小；在另一些情况下，可以利用这一信息来调动其他的资金来源，对个人或社会因自然保护而招致的成本加以补偿。全球环境基金（Global Environment Facility, GEF）以及其他一些援助机构可能愿意提供赠款以补偿这类成本，特别是当所产生的效益具有全球性重要意义时。

二、对环境舒适性（娱乐、自然与生物多样性）进行估价

多数情况下，需要估价的环境物品与服务通常并没有在市场上进行交易。这些有关舒适性的服务包括娱乐场所与生物多样性的保护。有一些评估技术可以用来对这些资源赋予货币价值，而这一信息又可以被综合到较为传统的成本效益分析中去。

隐含价值分析 (Hedonic analysis)

众所周知，环境质量会影响到人们为特定物品或服务所支付的费用。例如，海边的酒店根据景观而收取不同的费用（面向大海的客房其房价高于面向花园的客房，其中所谓花园往往不过是对停车场的一种动人说法！）。隐含价值模型已经得到了广泛的应用，用于判断不同的特性对于房价和收入水平的贡献，其中包括环境质量的贡献²。日常所观察到的商品的价格都是根据各种不同的特性来确定的价格。例如，房地产的价格取决于房屋的自然特性（例如房间的数量与大小、水管等设备、条件等）；取决于就业、购物与教育的机会等；还取决于各种不那么有形的因素，例如环境质量。每一所房屋同其他房屋多少都会有点不同，不同因此，如果可以获得充足的观察资料的话，各种因素对价格的影响从统计的角度而言是可以分解开来的。

这种方法之所以会引起人们的兴趣是因为很多环境影响因素都有可能在房地产的价值中得到体现。例如，位于空气质量较高的地区的房屋其售价就应当高于位于空气污染较重的地区的类似房屋。在其他因素（例如房屋大小与设备等）相同的情况下，利用隐含价值法可以对这种影响进行衡量。本质上，这一技术估算了各种特性所隐含的价格，而这些特性合起来就形成了销售价。

这一方法在使用住房数据时常常被称为**房产价值法**，而在使用工资数据时则被称为**工资差别法**。例如，在**克罗地亚**，为了估算森林再造对于景观的效益，在沿海森林重建与保护项目中使用了隐含价值分析。对酒店客房价格的分析表明，可以看到森林风景的客房其房价一般比看不到如此风景的客房的价格高 3-6 美元/天。这两种技术所共同面临的挑战在于，如何正确地指定相关变量以及函数形式。

隐含价值法要求对物品的价格与物品的特点都进行观察。为了能够对各种不同因素的影响加以区分，通常需要大量的数据组。由于数据需求量大，并且要求公开价格数据，这些技术在发展中国家的应用比较有限（但通常都很成功）。

旅行成本

旅行成本 (TC) 法是这样一种技术，它试图根据所观察到的行为来对价值进行推断³。这种方法利用旅游者访问某一景点时所需的总支出来确定他们对这一景点的服务的需求曲线。旅行成本技术假设旅行总成本的变化等价于门票的变化。旅游者所获得的总效益可以通

过这一需求曲线来计算得出⁴。

旅行成本法最初曾被广泛用于评价娱乐的效益。旅行成本法中需要大量的假设，其中很多假设在应用于国际旅行时都是不适宜的。这种基本的技术通常假设旅行成本同旅游者的出发点与风景点之间的距离是成比例的，同时，与该风景点距离相同的旅游者其偏好也都是相同的。这些假设在国内旅行（在某个国家境内的旅行）的情况下往往是成立的，然而，对于国际旅行而言却未必合理。这种技术还假设旅行的目的是单一的，因此在多功能旅行的案例中遇到了困难。还应当注意到，旅行成本法所得到的估算结果只适用于具体的景点。旅行成本法在发展中国家的主要应用是评估旅游者对于国家公园的支付意愿。在津巴布韦，对旅游者开展的一项旅行成本分析发现，他们从旅行中获得了约 610 美元/人的收益（消费者剩余），其中约有 275 美元来自于对国家公园的游览（Brown, Ward, and Jason, 1995）。在哥斯达黎加，旅游者通过游览国家公园与自然保护区所得到的效益是 1150 美元/人（Mekhaus and Lober, 1996）。

意愿调查评估 (Contingent valuation)

与很多利用观察数据的评估技术不同，意愿调查评估（Contingent Valuation, CV，也称为或有价值评估——译者注）法依赖于对（实际的或者潜在的）消费者的直接询问，以确定他们对获得某一环境物品的支付意愿⁵。这一方法对所涉及的物品以及如何提供这种物品进行细致的描述。实际的评估可以通过多种途径实现，例如要求被调查的人给出一个数值，或者让他们在一系列数值中进行选择，或者询问他们是否愿意支付某一特定的数额（在这种情况下，通常会继续就某一个较高或较低的数额进行询问）。

原则上，CV 可以用于评估任何一种环境效益。此外，由于这种方法并不限于从可得的数据中对偏好加以推断，因此，通过这种方法，可以非常准确地询问所提议的项目将会使效益产生的具体改变。这也意味着，利用精心设计的问题，CV 可以对环境变化使人们感受到的成本与效益进行非常全面的估算，而如上所述，其他评估技术往往只能对环境成本与效益进行部分的估算。因为需要对所评估的物品进行细致的描述，因此，CV 调查中的会谈往往很费时间。还有一个非常重要的问题是，调查问卷必须预先得到广泛的测试，以避免各种可能的偏见。CV 曾经受到一些分析家的严厉批评（例如，参见 Hausman, 1993）。美国内务部曾经组织了一个“蓝丝带”委员会，对围绕应用 CV 法来评估 1998 年 Exxon Valdez 油轮泄漏事件的环境损害的有关争议进行了研究。该委员会的报告（NOAA, 1993）认为，如果

加以谨慎应用的话，CV 法可以提供有用的、可靠的信息，该委员会还针对如何谨慎应用 CV 法提供了指南。一般认为这一报告对于 CV 技术的适宜应用给出了权威的意见。

在一些情况下，可以对某个问题同时展开 CV 分析与旅行成本分析。这使分析家可以对两种估计值进行“交叉校验”，并判断结果是否有力。分析人员曾经多次利用这种方法来确定去东非狩猎公园的旅行者的消费者剩余，其结果出奇的一致。由于上述的一种方法是基于所观察到的行为（旅行成本法），而另一种是基于假设的调查信息（CV 法），因此这种一致性就显得格外有力。专栏 2 提供了 CV 法在世界银行运作中的一些应用。

专栏 2 意愿调查评估在世界银行运作中的应用

近年来，无论是发达国家还是发展中国家，意愿调查评估（CV）技术在评估环境物品与服务时都得到了越来越多的应用。世界银行近期开展的一些案例包括：

- 在马达加斯加，世界银行援助的森林管理与保护项目建立了 Mantadia 国家公园，因此当地居民不能继续在该地区采集各种林产品，研究人员使用 CV 法对当地居民因此而付出的代价进行了评估（Kramer and others, 1995）。研究中询问当地居民，他们是否愿意接受一定量的补偿（用当地主要的粮食——稻米——的数量来表示）以放弃对国家公园中森林的使用。根据他们的回答可以得出，其平均价值约为每户 108 美元，这与其他方法得到的结果非常接近。对国际旅游者进行的一项独立 CV 调查表明，每位旅游者愿意为游览这一新公园支付 65 美元。
- 在克罗地亚，做为沿海森林再造与保护项目的经济分析中的一部分，利用 CV 法估算了旅行者对于恢复沿海地区在战争中遭到破坏的森林景观的支付意愿（World Bank, 1996b）。研究中开展了两项并行的调查，一项面向克罗地亚自身的旅游者，另一项面向在意大利类似地区游览的国际旅游者。两项调查都表明对森林景观的支付意愿约为 3 美元/人/天。
- 在摩洛哥，利用 CV 法估算了旅游者对于保护与恢复在 Fès 的一个历史性阿拉伯聚居区的支付意愿，该地区是一处由联合国教科文组织评定的世界遗产，然而正在迅速遭到破坏。调查中对游览这一景点的游客（他们从游览中得到了**使用价值**）对改善这一景点的支付意愿与其他游览摩洛哥的游客的支付意愿（仅仅包含**存在价值**和**选择价值**）进行了区分。结果表明，游览了这一景点的旅游者每人愿意通过增加旅游税或门票的形式支付 70 美元，以便保护和改善该聚居区的条件，而其他没有游览这一景点的旅游者的支付意愿约为每人 30 美元。

成果参照

成果参照（Benefit Transfer）本身并不是一种方法学，而是指利用从某个案例中（通过任何方式）得到的估算结果来对另一案例中的价值进行计算。⁶例如，考虑旅游者在某个公园欣赏野生动物时所得效益的估算值，这一结果有可能被用来估算在另一个公园观赏野生动物所得到的效益。实际上，这一方法已经在东非得到了应用，去某个国家进行捕猎旅行的消费者剩余已经被用于估算去邻近国家另一个公园进行狩猎旅行的效益了。成果参照法最主要的吸引力在于，如果时间与资源不允许开展更为全面的评估时，或者，在所需评估的物品或

服务尚未出现（例如，一个新的用于狩猎旅行的国家公园）因而没有使用者可以调研时，这是一种低成本地进行价值估算的方式。然而，这种方法的风险也很大。由于各种原因，从某一种情况下得出的结果未必适用于另一种情况。因此，在经济学文献中对成果参照法尚有很大的争议。不过，研究人员似乎已经达成共识，在某些特定条件下，成果参照的结果在量级上是合理而且可靠的，上述条件包括：

- 在得到估算结果的地点与需要应用估算结果的地点，用于评估的物品或服务必须非常近似；
- 受到影响的人口必须非常近似。

当然，如果希望这种参照有实际意义的话，用来参照的原始结果其自身必须是可靠的。上文引述过在克罗地亚对通过森林再造所生产的木材产品的价值进行了估算，其结果表明了成果参照法的局限性：即使是在看上去完全相同的区域，环境效益依然有可能差一个量级。因此，用另一个地区的成果进行参照的可靠性必然很低。相反地，在利用 CV 法评估旅游者对森林风景的支付意愿时，其结果表明，在这种情况下成果参照法的应用是较为可靠的。因为游览克罗地亚的旅游者是从游览其他地中海旅游区的旅游者中抽出的，而且森林风景相对而言都很近似，因此，从某个地方得出的旅游者的支付意愿可以应用于另一个地方。综上所述，运用成果参照技术时必须非常谨慎，只有不针对具体景点的估算才是可能的。

将环境成本与效益综合到经济分析中

对评估技术的选择取决于所研究的具体问题。然而，除了非常简单的情况之外，一般可能需要利用多种技术才能对各种效益做出全面估算。此外，在涉及大宗投资的情况下，应当通过不同方法进行估算并加以交叉检验。

一旦确认了不同的环境影响，评估了不同备选方案的效益与成本，就可以将这些信息综合到更广泛的项目经济分析中去。通常，这是通过成本效益分析完成的，其中对于所提议项目在一段时期内的效益流与成本流（包括直接的项目投入与产出，以及能够确认并货币化的那些环境影响）进行了比较。成本效益分析中所使用的 3 项主要标准是：净现值（net present value, NPV），内部收益率（internal rate of return, IRR）以及效益成本比率（benefit-cost ratio, BCR）。所有上述标准都依赖于下面这样一个概念：在所评估的项目的实施期间，将收益流与成本流对时间进行贴现。贴现使所有这些成本与效益都处于共同的时间框架内，从而可以进行更为准确的比较。增加环境成本与效益时并不对分析方法做出改变，世界银行的很多出

出版物如《投资投资运作的经济分析手册》(World Bank, 1996a)等都对此提供了指南。然而,当涉及环境问题时,必须对项目分析的某些方面加以特别的注意。很多环境变化所带来的影响,无论是有利的还是不利的,都只会在很久以后才显现出来,那时候引起这些变化的活动早都已经停止了。类似地,项目的**影响范围**通常也会远远超过项目自身的地理边界。因此,必须对分析的**时间界限**与**空间界限**加以特别的关注。

时间界限。因为环境影响存在的时间往往远远超过常规的项目周期,因此,重要的是要将分析的时间界限扩展到可以将与环境影响有关的所有收益与成本都包含进来,哪怕这些影响会远远超过常规的项目周期。分析的有效时间界限是由分析中所包含的实际年份与所使用的贴现率来同时决定的。如果时间区间太短,就会忽略很多环境影响,无论是有利的还是不利的。例如,如果一项活动导致了渔业的永久性损失,分析中就应当包含这一资源在未来所有损失的现值,即使这项活动本身只会延续几年。

选择适当的**贴现率**也是一个重要的决策问题,因为如果贴现率很高的话,实际上就会使多年以后出现的效益或成果的现值为零。这并不意味着如果有重要环境影响的话就需要使用不同的贴现率;实际上,如果在一项分析中混用不同贴现率的话,那往往是错误的。然而,考虑到贴现率的重要性,应当使用不同的贴现率进行灵敏度分析。这可以为决策者提供重要的信息,以便在各种备选方案的效益与成本(包括环境效益与成本)随时间的变化情况不同时进行比较。

有两种可能的方法能够将长期的环境影响考虑在内。一种方法是将整个分析的时间框架扩展到一个足够容纳所有环境影响的时段(在给定某一贴现率的情况下,这一时段至少应延续到额外的环境影响不会对分析产生进一步影响的时间,通常为50-100年)。或者,可以计算出未来的整个环境影响流(效益与成本)的现值,然后将其综合到常规的项目分析框架中去,所使用的方法同估算长期资本品的剩余价值时的方法相同。

空间界限。在出现环境问题时,还需要对分析的**空间界限**仔细加以考虑。分析家的观察范围通常会远远超出项目自身的地理范围,特别是涉及水污染或空气污染时。在其他情况下,全球观念可能是很重要的,需要对分析的“会计立场”进一步加以扩展。

考虑到空间外部性与时间外部性,在做出各种假设时,其中的重要原则必须是透明的,需要明确阐述在定义项目的分析界限时所做的任何调整——无论是空间上的还是时间上的。

无论实际中用来估算环境效益或损害的价值时使用了哪些技术,应当牢记存在对其做出**低估**的可能性。无法避免的是,某些类型的价值是使用任何可得的评估技术都无法做出估算

的，其原因或者是缺乏数据，或者是从现有数据中提取有用信息的难度太大。在这种情况下，对于价值所做的任何估算都会低估其总价值；因此，对项目收益的估算会过于保守，而对项目成本的估算会过于乐观。然而，某些环境效益无法加以定量并不意味着它们应当被忽略。相反地，任何无法量化的效益都应当尽可能定性地进行描述。表 3 显示了如何在一个表格内同时表示出可量化的效益与不可量化的效益。在这个案例中，一些没有量化的效益实际上是有可能利用指定的评估技术加以量化的，然而数据与预算的限制使得这种量化无法开展下去。实际上，由于可以量化的效益本身已经很大，足以证明投资的合理性，因此，没有必要投入更多的资源来量化剩余的效益。

此外，还有一个必须经常考虑的问题就是出现“重复计算（double-counting）”的风险。研究人员已经广泛认识到，由于某些效益无法进行测量，因此可能低估总的效益。然而，人们并没有充分认识到另一个极端的问题：由于某些效益可能被计算了两次，因此总的效益（即便得到了精确的计算）有可能会被高估。可以用一个实例来说明这种问题。假设有这样一个项目，其目标是通过改变污染设施的位置或干脆关闭这一设施来减少当地的空气污染。削减空气污染的效益可以通过预测呼吸道疾病感染率的减少并利用削减的医疗成本来加以评估。同时，假设研究中还使用了某种隐含价值技术来估算总体环境质量的价值。由于空气污染是环境质量的一部分，如果将这两个估算结果当作相互独立的问题来考虑，并将相应得出的效益进行相加的话，结果就是不准确的。

最后一点。不能忽视任何项目所涉及的受益人以及有利害关系的人。考虑到外部性的存在，不同活动对于每个个体的成本与效益有可能会大相径庭。对社会而言是理想的某种成果或行动对于某一个人而言未必是有益的。因此，为了更好地理解个人的观点，通常最好对私人收益也进行适当的分析（“财务分析”）。只有进行财务分析之后，才有可能确认必要的政策或措施，同时满足个人与社会的需求。

表 3 在海地保护国家公园时可量化的效益与不可量化的效益

效益	数额	注释	评估技术
	百万美元		
成本			
项目费用	6		来自 PAD

所放弃的农业收入	2		机会成本
所放弃的伐木收入	?	因为运输成本很高，因此不可能很大	机会成本
总计	8		
当地的效益			
生物多样性保护	?	具有地区级重要性的生态系统，有很多地方性物种	CV
旅游潜力	?	潜力很大，但需要额外投资	CV, TC
木材的可持续开采	?	由于运输成本高昂，潜力有限	生产力变化
非木材产品	?	潜力很大，但没有数据可用来估算递增收益	生产力变化
小计			
当地之外的效益			
减少对灌溉系统的破坏	6-24	淤积与旱季流量下降减少了产出与水灌田的数量	生产力变化
减少洪水造成的灾害	4-6	洪水危害到作物与基础设施	替代成本
增加水的可得性	?	旱季流量的下降威胁到生活用水	替代成本
小计	10-30		
总的可量化成本	10-30		

注：所有数字都是以现值表示的，贴现率为 10%

来源：摘自 World Bank, 1996b

参考书目

ADB. 1996. *Economic Evaluation of Environmental Impacts: A Workbook*. Manila: Asian Development Bank.

Braden, J.B. and C.D. Kolstad (eds). 1991. *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Contributions to Economic Analysis No.198. Amsterdam: North-Holland.

Brookshire, D.S., and H.R. Nell. 1992. "Benefit Transfers: Conceptual and Empirical Issues." *Water Resources Research*, Vol.28 No.3, March, pp.651-655.

-
- Brown, G., M. Ward, and D.J. Jansen. 1995. "Capturing the Value of National Parks in Zimbabwe." ZWLMEC Project. World Bank.
- Carson, R.T., 1991. "Constructed Markets." In J.B. Braden and C.D. Kolstad (eds), *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Contributions to Economic Analysis No.198. Amsterdam: North-Holland.
- Dixon, J.A., L.F. Scura, R.A. Carpenter, and P.B. Sherman. 1994. *Economic Analysis of Environmental Impacts*. London: Earthscan.
- Dixon, J.A., and P.B. Sherman. 1990. *Economics of Protected Areas: A New Look at Benefits and Costs*. Washington: Island Press.
- Gittinger, J.P. 1982. *Economic Analysis of Agricultural Projects*. Second edition. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Hanemann, W.M. 1992. "Preface." In S. Navrud (ed.), *Pricing the European Environment*. Oslo: Scandinavian University Press.
- Hausman, J.A. (ed.). 1993. *Contingent Valuation: A Critical Assessment*. Contributions to Economic Analysis No.220. Amsterdam: North-Holland.
- Hufschmidt, M.M., D.E. James, A.D. Meister, B.T. Bower, and J.A. Dixon. 1983. *Environment, Natural Systems, and Development: An Economic Valuation Guide*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Kramer, R.A., N. Sharma, and M. Munasinghe. 1995. "Valuing Tropical Forests: Methodology and Case Study of Madagascar. Environment Paper No.13. Washington: World Bank.
- Mekhaus, S., and D.J. Lober. 1996. "International Ecotourism and the Valuation of Tropical Rainforests in Costa Rica." *Journal of Environmental Management*, Vol.47, pp.1-10.
- Mitchell, R.C., and R.T. Carson. 1989. *Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method*. Washington: Resources for the Future.
- Navrud, S. (ed.). 1992. *Pricing the European Environment*. Oslo: Scandinavian University Press.
- NOAA, 1993. "Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation." *Federal Register*, Vol.58 No.10, Friday January 15, pp.4602-4614.
- Ostro, B., J.M. Sanchez, C. Aranda, and G.S Eskeland. 1996. "Air Pollution and Mortality: Results from a Study of Santiago, Chile." *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*. Vol.6 No.1, pp.97-114.

- Palmquist, R.B. 1991. "Hedonic Methods." In J.B. Braden and C.D. Kolstad (eds), *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Contributions to Economic Analysis No.198. Amsterdam: North-Holland.
- Pearce, D.W., and J.W. Warford. 1993. *World Without End: Economics, Environment, and Sustainable Development*. Oxford: Oxford University Press.
- Randall, A. 1991. "Total and Nonuse Values." In J.B. Braden and C.D. Kolstad (eds), *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Contributions to Economic Analysis No.198. Amsterdam: North-Holland.
- World Bank. 1994. "Chile: Managing Environmental Problems: Economic Analysis of Selected Issues." Report No.13061-CH. Washington: World Bank.
- World Bank. 1996a. "Handbook on Economic Analysis of Investment Operations." Washington: World Bank.
- World Bank. 1996b. "Staff Appraisal Report: Republic of Croatia Coastal Forest Reconstruction and Protection Project." Report No.15518-HR. Washington: World Bank.
- World Bank. 1996c. "Valuing the Health Effects of Air Pollution." DEC Note No.7. Washington: World Bank.
- World Bank. 1996d. "Technical Annex: Republic of Haiti Forest and Parks Protection Technical Assistance Project." Report No.T-6948-HA. Washington: World Bank.

¹ 关于评估环境效益时所用技术的一般性概述，参见 Dixon and others (1995)。关于上述许多技术的较为具体的描述，参见 Hufschmidt and others (1983)。有关这些技术在经济理论方面的技术性探讨，参见 Braden and Kolstad (1991)。Hanemann (1992)对主要的环境评估技术的历史发展进行了描述。

² Palmquist (1987)对隐含价值估算方法的理论基础进行了回顾。

³ Hufschmidt and others (1983)对旅行成本法的理论与应用进行了全面的描述。Navrud (1992)提供了很多旅行成本法在欧洲的应用案例，用于评价娱乐的效益。

⁴ 这些效益是以**消费者剩余**(consumer's surplus)的形式来体现的，也就是他们参加娱乐活动所获得的效益减去成本之后剩下的部分。一个基本的假设是，来自最远方的旅游者的消费者剩余为零，居住地更远的旅游者不会来到这个景点，因为旅行成本已经超过了游览所提供的效益（必须注意到，这一景点的价值并不由旅行的总成本来给出；这一信息只是用于产生需求曲线并由此来估算旅游者的消费者剩余）。

⁵ 有关意愿调查评估技术的文献很多。标准版本可以参加 Mitchell and Carson (1989)；关于较为详细的理论扩展，参见 Carson (1991)。

⁶ 《水资源研究(Water Resources Research)》有一期关于成果参照法的特刊，对所涉及的概念问题与经验问题提供了极好的综述；参见该期杂志中 Brookshire and Nell (1992)以及其他的一些论文。亚洲开发银行近期完成的一份报告中大量运用了成果参照法(ADB, 1996)其中有很多的应用实例。

EA 资源手册更新

编号与标题	日期	编号与标题	日期
1 世界银行与环境评价：综述	93 年 4 月	12 淘汰臭氧层耗竭物质	96 年 3 月
2 环境筛选	93 年 4 月	13 污水排海大纲及其它处 置与回用方案	96 年 3 月
3 环境评价的地理信息系统综述	93 年 4 月	14 环境行为监测与监督	96 年 6 月
4 部门环境评价	93 年 10 月	15 区域性环境评价	96 年 6 月
5 环境评价中的公共参与：需求、 机会与问题	93 年 10 月	16 管理环境评价过程的挑 战	96 年 12 月
6 私有化与环境评价：问题与方 法	94 年 3 月	17 在环境评价中对备选方 案的分析	96 年 12 月
7 沿海地区管理与环境评价（有 阿拉伯语版本）	94 年 3 月	18 环境评价中有关健康的 方面	97 年 7 月
8 环境评价中的文化遗产（有阿 拉伯语版本）	94 年 9 月	19 评价城市发展的环境影 响	97 年 10 月
9 在环境评价中实施地理信息系 统	95 年 1 月	20 生物多样性与环境评价	97 年 10 月
10 有关环境与自然资源的国际 协议：在环境评价中的相关性 及应用	96 年 3 月	21 环境公害与风险评价	97 年 12 月
11 环境审计	95 年 8 月	22 采矿项目的环境评价	98 年 3 月
		23 经济分析与环境评价	98 年 4 月

这一更新是由世界银行环境经济与指标处的 John Dixon 与 Stefano Pagiola 完成的。《环境评价资源手册更新》为开展项目环境评价（EAs）提供了指南，可以做为《环境评价资源手册》的附录。世界银行感谢挪威政府为《更新》的出版提供的资助。如有任何意见与询问，请联系 Colin Rees and Aidan Davy, Managing Editors, EA Sourcebook Updates, Environment Department, The World Bank, 1818 H St. NW, Washington, D.C., 20433, Room No.MC-5-105, (202) 458-2715。