



ENVIRONMENT
DEPARTMENT
PAPERS

TOWARD ENVIRONMENTALLY AND SOCIALLY SUSTAINABLE DEVELOPMENT

ESTIMATING THE COST OF
ENVIRONMENTAL DEGRADATION

A Training Manual in English, French and Arabic

EVALUER LES COÛTS DE LA
DEGRADATION DE L'ENVIRONNEMENT

Un Manuel de Formation en Anglais, Français et Arabe

Katherine Bolt
Giovanni Ruta
Maria Sarraf

September/Septembre 2005

Acknowledgments

This report was prepared by a team consisting of Maria Sarraf, Giovanni Ruta and Katharine Bolt. John Dixon and Anil Markandya were peer reviewers and provided valuable feedback. The report also benefited from input from Dan Biller, Maureen Cropper, Marian Delos Angeles, Bjorn Larsen, Marwan Owaygen and Nathalie Simon. The authors gratefully acknowledge the support provided by Sherif Arif and Kirk Hamilton for making this report possible. They would also like to thank Nelly Baroudy and Katia Nader for translating the report into French and Arabic and Jim Cantrell for publishing it.

This manual is the result of several studies undertaken by the Middle East and North Africa Department. The work focused on estimating the monetary value of environmental degradation in eight countries in the region. The manual was used to deliver training courses in Cairo (2002), Beirut (2003) and Marrakech (2004). The decision to translate the manual into Arabic was taken to help compensate for the relative lack of environmental economics literature in that language. It is hoped that this manual will contribute to build capacity in environmental valuation.

This report would not have been possible without the financial support of the Swiss Agency for Development and Cooperation through a grant to the Mediterranean Environmental Technical Assistance Program.





THE WORLD BANK ENVIRONMENT DEPARTMENT

ESTIMATING THE COST OF ENVIRONMENTAL DEGRADATION

A Training Manual in **English, French and Arabic**

**Katharine Bolt
Giovanni Ruta
Maria Sarraf**

September 2005

CONTENTS

Chapter 1

Overview

Environmental Economics and Valuation – A Basic Toolkit	E-1
The Object of these Guidelines: Environmental and Natural Resources Values	
What is this Guide Likely to Tell You?	
Using the Guide	

Chapter 2

Values and Decisions

Making Good Decisions – the Art of Setting Priorities	E-5
<i>Balancing winners and losers</i>	
<i>Discounting the future</i>	
Economic Costs and Benefits	
Measuring Benefits (or Damages)	
<i>Methods based on dose-response functions</i>	
<i>Methods based on people's behavior</i>	
Total Economic Value (TEV)	

Chapter 3

Valuing Changes in Production

Applications of the Productivity Method	E-15
Theory Behind the Productivity Approach	
Steps in the Practical Application of the Productivity Approach	
<i>Determine the physical impact</i>	
<i>Attaching market values to the losses</i>	
An Application of the Productivity Approach: Soil Erosion in Morocco	
<i>Determine the physical impacts</i>	
<i>Attach a market value to the losses</i>	

Chapter 4

Averting and Mitigating Behavior

Applications of Averting Behavior Approach	E-22
Theory of Averting Behavior	
The Averting and Mitigating Behavior Method in Practice	
<i>Step 1 – Identification of the environmental hazard and population affected</i>	
<i>Step 2 – Observation of individuals' actions</i>	
<i>Step 3 - Measuring costs of taking actions</i>	
Example: Valuing the Impacts of a Giardiasis Outbreak	

Chapter 5

Travel Cost Method

A Bit of History	E-29
From Theory to Practice	
Basic Methodology for a Zonal Travel Cost Model	
<i>Step 1 – Gathering information on travel cost, number of visits and other variables</i>	
<i>Step 2 – Estimate the trip generating function</i>	
<i>Step 3 – Derive the demand curve for each zone</i>	
<i>Step 4 - Derive the 'willingness to pay' for the site</i>	
Measuring Damages from Pollution	
Problems Associated with the TCM	
<i>Time cost</i>	
<i>Multiple visit journeys</i>	
<i>Substitute sites</i>	
<i>House purchase decision and non-paying visitors</i>	

Case Study: Coastal Water Quality in Davao, Philippines	
<i>Step 1 – Gathering information on travel cost, number of visits and other variables</i>	
<i>Step 2 – Estimate the trip generating function</i>	
<i>Step 3 – Derive the demand curve for each zone</i>	
<i>Step 4 – Derive the ‘willingness to pay’ for the site</i>	
<i>Step 5 – Calculate the welfare loss due to water pollution</i>	
Chapter 6	
Hedonic Prices Method	
When is the Hedonic Price Method Appropriate?	E-38
Valuing Environmental Quality Using the Hedonic Price Method	
<i>Step 1 – Specify the hedonic price function</i>	
<i>Step 2 – Data collection</i>	
<i>Step 3 – Estimate the implicit price of air quality</i>	
<i>Step 4 – Derive a demand curve for environmental quality</i>	
Welfare Effects of Large Changes in Environmental Quality	
Example 1: Air Pollution in Los Angeles (USA)	
Example 2: Wages and Environmental Risks to Health	
Chapter 7	
Contingent Valuation Method	
The Contingent Valuation Method	E-51
Steps for Designing a Contingent Valuation Study	
<i>Setting up the hypothetical market</i>	
<i>Obtaining bids</i>	
<i>The results of the analysis</i>	
<i>Evaluating the CVM exercise</i>	
Case Study: the Environmental and Financial Sustainability of the Machu Picchu Sanctuary	
<i>Setting up the hypothetical market</i>	
<i>Obtaining bids</i>	
<i>The results of the analysis</i>	
<i>Estimating demand and maximizing revenues from the site’s entrance fee</i>	
Annex 7.1 Advantages and Disadvantages of Different Questionnaire’s Formats	
Chapter 8	
Quantifying Health Effects	
Steps in the Quantification of Health Effects	E-61
Empirical Approaches to Estimating Health Impacts	
<i>Aggregation of study results</i>	
Calculating Health Impacts in Practice	
Issues of Benefit Transfer	
<i>Study design and methodology: desirable characteristics</i>	
<i>Minimize the differences between scenarios characteristics</i>	
Chapter 9	
Valuing Health Effects	
Valuation Methods	E-69
<i>Valuing mortality with the human capital approach</i>	
<i>Valuing morbidity through the cost of illness approach</i>	
<i>Willingness to pay (revealed and stated approaches)</i>	
<i>Revealed preferences</i>	
<i>Stated preference approaches: contingent valuation method</i>	
<i>Cost-effectiveness analysis</i>	
NOTES	E-78
REFERENCES	E-79

1 OVERVIEW

Environmental Economics and Valuation – A Basic Toolkit

Environmental management needs economic theory and the economy needs the environment. This very simple principle underpins the realm of Environmental Economics. Long before the environmental revolution in the 1960s, the “world” of economics was generating analytic tools, which would become relevant for environmental management.

For our purposes, perhaps the most important contributions of economic theory can be synthesized into two elements:

- The concepts of externalities and public goods
- The economics of welfare

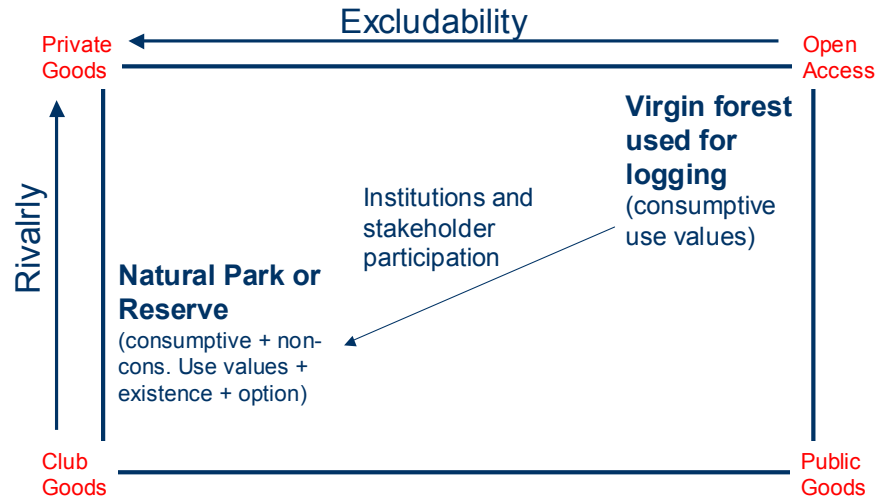
The theory of externalities dates back to the seminal work of Pigou in 1920. An externality occurs when a benefit or a cost incurred by a party is caused by somebody who does not take this effect into account in his or her decisions. While externalities were originally thought to be a theoretical curiosity, only occurring in very specific instances—such as the proverbial case of the bee-keeper and the orchard or the case of the smoker in the room—, environmental science has shown that environmental externalities can be pervasive and affect individuals across space and time dimensions. One of the objectives of economists has been to analyze solutions to the externality problem such as through the use of taxes – named Pigouvian taxes after the economist who proposed them – and regulations. Often governments need to intervene in the case of externalities. However, this perception was modified after the publication of the 1960 paper by Ronald Coase, who suggested that parties could negotiate a solution to externalities in the absence of government intervention. However, such negotiation is unlikely when there are many individuals affected by the externality, as in the case of many pollution externalities.

The concept of a Public Good is intimately related to the concept of an externality. Public goods, such as clear air, coastal views and broadcast radio waves, have two main characteristics (see Figure 1.1):

1. Everybody can use them without depleting their availability for others (economists call this ‘non-rivalry’) and
2. It is very difficult, technically, to prevent people from using them. In other words, public goods are ‘non-excludable’.

The problem with public goods is that everyone has a relatively small incentive to provide the good. Therefore people will tend to free-ride on others providing it and enjoy it for free! As a consequence, public goods are under-provided or, reversing the argument, there will be an over-provision of public bads (such as air pollution or ozone layer depletion). As in the case of externalities, state action is usually required to solve the problem. The question is whether such action is justified or, in other words, whether the benefits balance the necessary costs of publicly providing the good.

Figure 1.1 Public goods and private goods - Rivalry and excludability



Benefit Cost Analysis (BCA) was used for a long time before environmental issues appeared at the top of the public policy agenda. But, the advent of environmental economics led to an increased use of BCA. To understand BCA we need to discuss the theory of Welfare Economics. Developed by economists, such as Hicks and Kaldor, in the 1930s and 1940s, it provided a clear criterion for decision-making in virtually all cases where a public policy action would benefit somebody and cause costs to others. The ‘compensation criterion’ – as it came to be known – established that an action was justified on efficiency grounds if the winners from the policy could potentially compensate the losers and still be better off compared to the initial situation. This was the case even if no real compensation took place.

At the same time, welfare economics provided the theoretical foundations for considering the environment and natural resources as goods for which society and individuals’ willingness to pay could be measured. Along with the historical development of the environmental applications of economic theory, the use of valuation became more and more important. A famous example is that of the Exxon-Valdez oil spill in Alaska in 1989 where the compensation to affected individuals was estimated by placing values on the externalities. Balancing winners and losers of a policy would eventually be made easier by the use of valuation techniques.

The Object of these Guidelines: Environmental and Natural Resources Values

The expression ‘valuing the environment’ is a contentious one. The main debatable issue is whether it is actually possible to put a monetary value on natural resources and the environment. This is not a major problem when one prices fish resources, oil reserves or tin exports whose use is excludable. However, is it technically possible or ethically sound to place a value on ‘clean air’ or ‘migratory birds’?

Environmental economists are interested in the concept of value from a strictly anthropocentric point of view. What is being examined is the willingness of individuals to spend scarce resources on the environment that could very well be used for alternative purposes. This means that if individuals consider migratory birds as very important, their propensity to spend money for bird conservation will be high. But what is being valued is not the ‘intrinsic’ worth of birds, which is totally independent of the existence of man, but rather, the importance that man attaches to such birds. Yet another form of

positive ‘economic value’ arises even when the good in question is consumed, exhausted or even seen. Individuals in fact may have a propensity to pay for a good they will never see, just to ensure somebody in the future will.

Economists define ‘economic value’ as the maximum willingness to pay for an environmental or natural resource. This is defined as the area below the demand curve for the resource. Again, assuming that the environmental good has some importance to individuals, a demand for the good must exist even if no explicit market transaction takes place. No markets for clean air can be observed in the real world, but if we look into individuals’ behavior we may notice that they actually give up other resources to mitigate the effects of dirty air around them. For example individuals spend money on air filters to avoid exposure to air pollution or on asthma treatments to ameliorate its effects. This information is what allows economists to measure ‘economic values’ and will be the object of our attention.

What is this Guide Likely to Tell You?

The following chapters describe a wide range of economic valuation techniques used to estimate the benefits of policies or projects yielding environmental improvements. It keeps technical jargon to a minimum and is intended as an introduction to the subject for project task managers, policy makers, businessmen, and NGO officials dealing with environmental management issues.

The guide addresses the following questions:

- When is a valuation technique a useful tool for decision-making?
- What is the theoretical basis of economic valuation?
- What are the technical and human resources needed to engage in a valuation process?
- How is valuation used in practice?

Economic valuation of environmental and natural resources has benefited from a growing body of academic literature, but the use of such valuation in policy making is far from pervasive, particularly in developing countries where the difficult tradeoff between growth and the environment creates opportunities for its use.

It should always be remembered that an economic valuation study is only as good as the data that underlies it. Environmental information underpins good decision making, and in the real world data gaps can be a significant constraint. This guide identifies the data requirements for each technique, thus contributing to understanding the statistical challenges of good environmental management.

Using the Guide

The next chapter of the guide formally introduces benefit-cost analysis (BCA) and continues the discussion of valuation techniques. A given valuation method can be used to value more than one environmental impacts. The table that follows presents a ‘roadmap’ that identifies various environmental problems, the impacts associated with them, and possible techniques to value these impacts (although others may also be used). For a broader discussion of environmental economics techniques and their applications the reader may refer to Pearce & Turner (1990), Kolstad (2000), Cropper and Oates (1992), Freeman (1992).

Table 1.1 Environmental degradation and economic valuation – A ‘roadmap’		
Pollution	Impacts	
Air pollution	<ul style="list-style-type: none"> Health impacts Infrastructure damages Amenity impacts 	<ul style="list-style-type: none"> Medical cost Human capital method Averting behavior Hedonic wages Contingent valuation Cost of replacement Hedonic prices
Water pollution	<ul style="list-style-type: none"> Health impacts Loss of ecosystems 	<ul style="list-style-type: none"> Medical cost Human capital Averting behavior Contingent valuation Change in productivity Cost of replacement Hedonic prices Contingent valuation
Soil degradation	<ul style="list-style-type: none"> Agricultural losses Increase in vulnerability to disasters 	<ul style="list-style-type: none"> Change in production Cost of replacement Averting behavior Human capital Averting behavior Hedonic prices
Noise pollution	<ul style="list-style-type: none"> Discomfort Health impacts 	<ul style="list-style-type: none"> Hedonic prices Averting behavior
Natural resources	Impacts	
Forests and protected areas	→ Loss of green areas (deforestation)	<ul style="list-style-type: none"> Changes in production Replacement cost Hedonic prices Travel cost Contingent valuation
Coastal ecosystems	→ Loss of ecosystems (coral reef eutrofication, mangroves destruction, beach erosion)	<ul style="list-style-type: none"> Changes in production Hedonic prices Travel cost Contingent valuation
Water resources	→ Water resources depletion	<ul style="list-style-type: none"> Changes in production Cost of replacement Hedonic prices Contingent valuation
Biodiversity	→ Biodiversity loss	<ul style="list-style-type: none"> Hedonic prices Travel cost Contingent valuation

2 VALUES AND DECISIONS

Everyday decisions require information. For example, entrepreneurs decide whether to invest in new machinery; workers decide whether to accept a job; and families decide where to go on vacation. In the same way, governments have to decide whether to spend more money on defense, hospitals, or protecting the environment. Ideally, implementing such decisions should mean trading off the net benefit of the action with the net benefits of alternative actions.

Environmental management does not escape this simple rule. Pollution control and regulation are not cost-free activities; they use financial resources that could be spent elsewhere. In order to make an informed decision about whether to undertake the activity, it must be known if the benefits of doing so exceed the costs.

Information is crucial to making good decisions. The first step is to analyze what the elements of a good decision making process are. We will do so from an economic point of view. This will require understanding the principles of benefit cost analysis (BCA) and its advantages and limitations.

The second step is to identify the costs and benefits of controlling environmental degradation. Costs are often relatively easy to identify and calculate although not without the help of scientists, engineers, doctors, geographers, and ecologists amongst others. However, once we have decided how much it costs, say, to phase out diesel engines, we have only half the answer. We still need to know what the benefits are.

The third step is to explore the range of techniques that are available to calculate the monetary value of benefits. This manual is intended to be a guide through the mechanics and practicalities of 'environmental valuation'.

Making Good Decisions – the Art of Setting Priorities

Balancing winners and losers

Setting priorities is not an easy task. The impacts of a decision will often favor some sectors of society more than others. Economics can help to weigh up the costs and benefits to help inform decision-making. In particular, the benefit-cost framework is designed to capture the balance between winners and losers by measuring the flow of costs and benefits over time of a given policy or project. While financial analysis often considers only market costs and revenues, a full benefit cost analysis (BCA) includes two additional and very important aspects:

1. The *valuation of environmental benefits*. This allows the non-financial *benefits* of improved environmental quality, such as health and recreation, to be taken into account.
2. The *consideration of costs to society as opposed to costs to private individuals*. A typical case is that of subsidies. For example, the cost of fertilizers to the farmer may be less than the cost to society if there are subsidies.

Box 2.1 Benefits and damage costs

The reader will notice that the expressions ‘damage costs’ and ‘benefits’ are often used interchangeably in environmental economics discussions. For example, we said that our objective is to present the techniques for evaluating environmental BENEFITS. Sometimes however we read the expression “Evaluating the COSTS of environmental degradation”. This just refers to whether we are valuing a negative (cost) or positive (benefit) impact. For example, ‘damage costs’ of say air pollution refer to the negative consequences of environmental degradation. In an equivalent way we can refer to the ‘benefit’ of the corresponding clean up. For this reason we invite the reader, especially when going through the material that follows for the first time, to carefully question the impact that the words ‘benefits’ or ‘costs’ are referring to.

One way to do so is by considering whether the environmental impact referred to constitutes a ‘good’ or a ‘bad’. ‘Goods’ are those commodities for which more is better. Clean air is a ‘good’. Moreover it is a public good in the sense that everybody can enjoy it. Valuation techniques can be used to estimate society’s willingness-to-pay for clean air’s benefits. On the other hand, pollution is a ‘bad’. Analogously it can become a public ‘bad’ if all individuals are affected by it. Also in this case, valuation techniques measure society’s willingness-to-pay to avoid the damages from pollution. Bads and goods are opposite sides of the same coin.

The mathematics of BCA is very simple. The ultimate goal is to calculate the sum of the discounted flow of net benefits (benefits minus costs) over time arising from the project. This is known as the Net Present Value (NPV).

$$NPV = \sum_i \frac{B_i - C_i}{(1+r)^i} = \sum_i \frac{B_i}{(1+r)^i} - \sum_i \frac{C_i}{(1+r)^i}$$

Where:
 B_i = Benefits of the project in year i
 C_i = Costs of the project in year i
 r = discount rate
 i = year

The main advantage of BCA is that it includes costs and benefits that are not necessarily reflected in market transactions (i.e. the benefit of reducing air pollution). At the same time, it provides a common framework and language for analyzing all policies in all sectors.

Consider the air pollution problem. In 1994, the World Bank conducted a study to evaluate different policy options to control air pollution in Santiago, Chile. One option was to reduce emissions from fixed sources: these can be relatively easy to identify and monitor, so costs of control are not very high. Alternative control options considered interventions on mobile sources. Table 2.1 presents the costs and benefits for the different options considered. In this example, the best option (the one providing highest net benefits) is to control emissions from gasoline vehicles.

Table 2.1 Benefit-cost analysis in Santiago, Chile

Annualized benefits and costs of air pollution control in Santiago, Chile (US\$ mn)			
Program Component	Benefits	Costs	Net Benefits
Fixed Sources	27	11	16
Gasoline Vehicles	33	14	19
Buses	37	30	7
Trucks	8	4	4
Total	105	59	46

Source: World Bank (1994)

The most difficult component of the analysis is on the benefits side. Reducing air pollution can produce some financial returns (i.e. avoided damages to buildings or avoided costs of window

cleaning!), but it also causes other benefits, principally improved human health. No price exists for health, but there are techniques available to measure individuals' willingness to pay for it, as we will see in the following sessions.

Benefit-cost analysis may not be feasible or even desirable in some cases. This is due to the fact that benefits are often difficult—or impossible—to calculate (i.e. a unique park or a wilderness area that might be lost forever). In addition laws often set a given standard for environmental quality, specifying a threshold beyond which serious losses may occur. This may prevent a project with the greatest net benefits from being implemented as its implementation would break the law. A final, and politically very important issue, is that of equity. If a project's impacts fall disproportionately on one segment of society, it may be deemed inappropriate.

Discounting the futureⁱ

We have observed that BCA aims to calculate the sum of all discounted benefits and costs of a project over time. This requires an 'appropriate' discount rate. The effect of the discount rate is that costs and benefits far into the future are given a lower weight than current cost and benefits. But why do economists discount the future?

Suppose that an individual is offered the following choice: either to accept US\$1,000 now or wait and be given the same US\$1,000 ten years from now. The answer will certainly depend on the individual's characteristics, but in general one can answer that most people asked such a question would choose to receive the US\$1,000 now. There are several reasons for doing so:

- First, the individual might be able to invest the amount received today in a productive activity that could yield a **rate of return** (r). For example, \$1,000 invested today at a rate of 5 percent would be worth \$1,050 the following year.
- Human beings are **impatient**. Even if investing was not possible, individuals may show preference to consume something today rather than tomorrow.
- Related to the 'impatience' argument, is the fact that the individual might not be alive in 10 years. The **risk of death** might thus be another reason to prefer the US\$1,000 today.
- The individual cannot be certain that the US\$1,000 will be there in 10 years' time! Anything could happen in the meantime. In other words there is **uncertainty** about the future.
- A slightly more complex argument relates to the **diminishing marginal utility** of money. Suppose the individual is a young student. Her wealth today is nearly zero as she is investing in her education and not receiving any income. In 10 years she can expect to have a job with a good salary. In this situation, US\$1,000 is likely to be worth more to the today's 'poor' student than to tomorrow's 'rich' professional. Thus, another reason to prefer the payment today.

The bottom line is that individuals may have several reasons to prefer the US\$1,000 today rather than in 10 years. This preference is the basic justification for the use of a discount rate.

When applied to environmental issues, there have been a number of interesting critiques of the use of discounting. The main reason is that discounting tends to favor present benefits over future environmental benefits. Consider the case of using the risk of death as a justification for the use of a positive rate of time preference. It has been argued that this should not be a reason for discounting in BCA, since the benefits will not accrue to a particular individual but rather to society as a whole. Moreover, this consideration would implicitly reflect the interest of future generations. This is in fact one of the reasons to distinguish between the *private* and *social rate of discount*.

A second critique of discounting relates to irreversible investments. The development of some resources is irreversible. Developing a new area (i.e. building a dam) to obtain some finite benefits may not be desirable due to the loss of a wilderness area forever. Environmental critiques of the

discount rate suggest that the discount rate used in BCA should be lower than the market rate of discount. It is generally accepted that both the consideration of future generations and uncertainty need to be taken into account in the choice of discount rate; however, this argument applies equally to environmental and non-environmental projects.

Indeed, there are compelling reasons why the discount rate should not be lower for environmental projects than for other projects (e.g. capital investments of a non-environmental nature). One of them is the fact that any correction would result in an *ad hoc* decision. For example, why choose a lower discount rate and not a zero discount rate? Which projects would qualify for a lower discount rate, and under what criterion? But even if an environmental project could be easily differentiated from non-environmental projects and a different discount rate applied, there are alternative ways to deal with many of the environmental concerns. A more attractive way to take into account factors such as uncertainty is to consider the actual risk of a cost arising and include that risk factor in the actual stream of costs and benefits. Concern for future generations can be reflected in current preferences (this is called bequest value). The real issue is to measure such preferences. Finally, remember that BCA is only one criterion to use in making choices. A government may consider other criteria as important, for example using a more comprehensive sustainability criterion for planning.

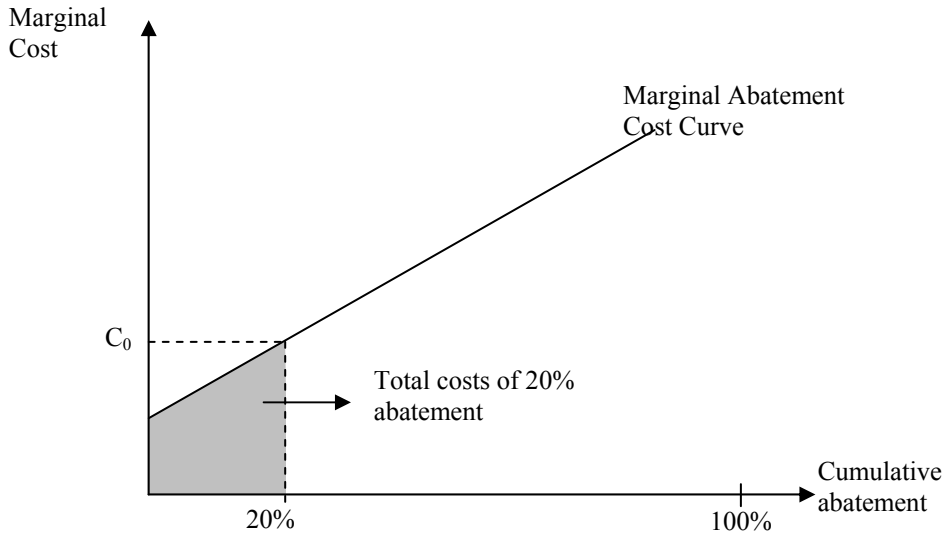
The bottom line is that, given the difficulties of using lower discount rates, there is a strong rationale to strengthen efforts to include environmental considerations into all economic decisions (mainstreaming). This requires the identification of the types of values involved and the use of valuation techniques to measure all environmental values affected by a project, including those values linked to uncertainty (option values) and the existence of the resource.

Economic Costs and Benefits

The underpinnings of BCA can be grasped without much difficulty. It is important to understand what ‘costs’ and ‘benefits’ mean in economic terms. Let’s start from the cost concept. It refers to the necessary expenses to obtain some outcome. Think of an outcome as the improvement of air quality, and its costs being the installation of monitoring stations, the installation of clean fuel engines, and so on.

Graphically, costs are represented by a *marginal cost curve*. Consider the case of air pollution. The word ‘marginal’ means that the cost (measured on the vertical axis) refers to the last unit of abatement achieved. For example, if we are already abating air pollution by 20 percent, then a small increment in air quality will cost C_0 , as indicated in the Figure 2.1. The fact that the marginal abatement cost curve is increasing follows from the assumption that cheapest control alternatives are implemented first. The cost curve is the equivalent of the standard supply curve usually found in economics textbooks. In this case we are referring to the ‘supply’ of clean air!

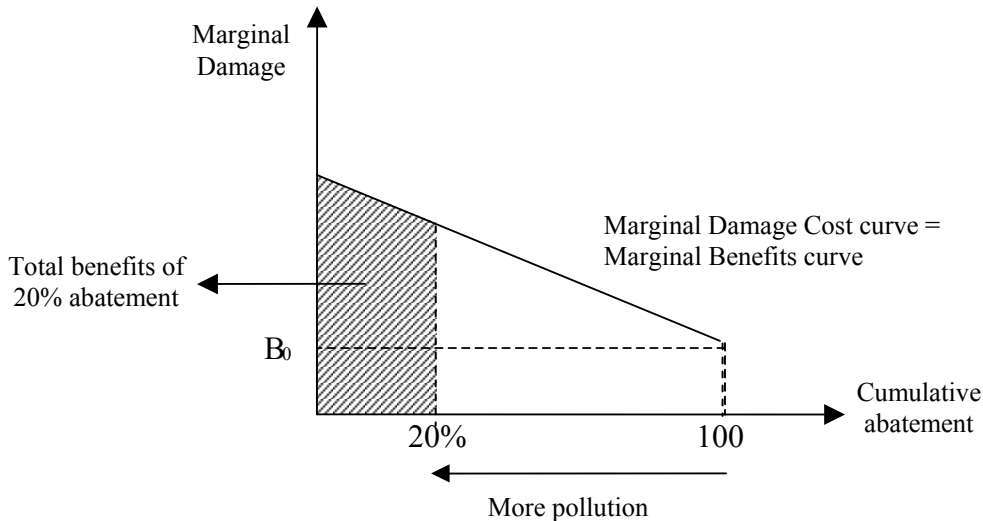
Figure 2.1 Marginal cost of abatement



The marginal abatement cost framework is often used in environmental management, even if not always spelled out graphically. For example, in a cost-effectiveness analysis the cost of implementing alternative management options is usually considered. Here the options available are implicitly being ranked from the cheapest to the more expensive.

Another feature of the marginal abatement cost curve is that the area below the curve is a measure of the *total cost* of any given level of abatement. In Figure 2.2, the shaded area below the curve gives the total cost necessary to reduce air pollution by 20 percent.

Figure 2.2 Marginal benefits



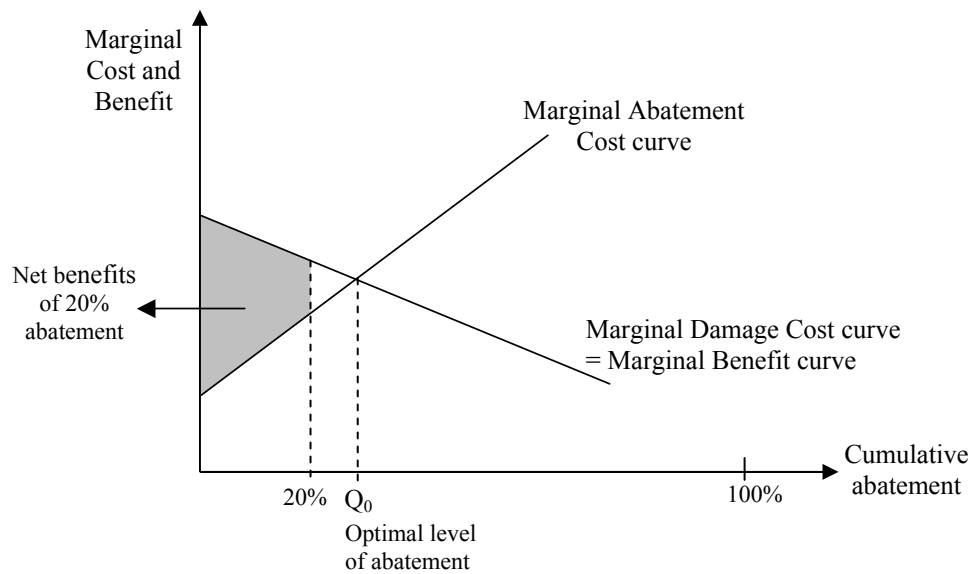
Let's now consider the benefits side. Benefits can be defined as an individual's willingness-to-pay for an environmental improvement or a natural resource. Consider the case of air pollution, again. Lower emissions improve people's quality of life in terms of better health, visibility, and less damage to property etc. People may indeed be willing to pay for better air quality because it would save them other kinds of costs. This is captured by the marginal benefit curve in Figure 2.2. In the pollution

case, this is often called marginal damage cost. This duality follows from the fact that better air quality produces “benefits” and worse air quality produces “damage costs”. The reader should be aware that this is in fact the same thing.

Assume that air is 100 percent clean. If air quality goes down by a small amount, then society would be willing to pay a certain amount B_0 (presumably very low) to avoid the resulting damages. If air quality is already very poor, then further increases in pollution can start causing some serious health problems. In this case the willingness to pay to avoid that further increase in pollution may be higher. This is captured by the fact that the marginal benefit is decreasing with the level of abatement. The area below the marginal benefits curve measures the total benefits of reaching a given level of abatement and willingness to pay for it.

We can use the information about costs and benefits to identify an optimal level of pollution abatement. In Figure 2.3 it can be seen that abating pollution by 20 percent would produce total benefits that are higher than the total costs. Graphically, the area below the benefits curve is bigger than the area below the costs curve. Further improvements in air quality increase the net benefits. This is true until abatement reaches Q_0 . At that level, any further abatement is no longer worthwhile, since society would not be willing to pay the cost of additional abatement.

Figure 2.3 Comparing costs and benefits



BCA essentially compares costs and benefits and tries to assess whether the benefits of a policy or a project is worth its costs. The representation in Figure 2.3 is useful to understand the link between BCA and environmental valuation. BCA answers to the question: if a policy reduces air pollution by 20 percent, are benefits from the policy higher than the total costs of implementing it? In other words, is the area below the benefits curve bigger than the area below the costs curve? Valuation is the tool that allows to measure in monetary terms the benefits: i.e. the size of the area below the marginal benefit curve.

Measuring Benefits (or Damages)

The benefits from an environmental project are often difficult to identify and measure. Sometimes, environmental goods and services are traded (this is usually the case with commercial natural resources, such as timber, iron ore, and gold). In such cases, prices can be used to infer people’s

willingness-to-pay for the resourceⁱⁱ. In other cases it may not be so easy. Better air quality is not sold or bought in any market, so no price exists for it. Likewise, there is no explicit trade in landscape beauty. One of the reasons some environmental goods are not traded is that they are public goods meaning that it is not possible, or it is technologically very difficult to charge a price for their consumption.

This manual is intended to provide an introduction to the techniques to measure people's preferences for the environment. Valuation techniques answer questions such as: if markets for air quality existed, how much would society be willing-to-pay to buy air quality? The answer is relevant because it would then justify having to pay, often very high costs, for providing better air quality. Moreover, it would give guidance on how much abatement would be justified, given that a 100 percent clean up might be prohibitively expensive.

Several techniques have been developed that allow the measurement of environmental benefits. A simple diagram can be used to link environmental degradation to valuation techniques. Figure 2.4 focuses on the distinction between those methods that rely on the scientific measurement of an impact (dose-response functions) and those methods that are based on human behavior. The figure should be read as a flow diagram where the starting point is 'Environmental degradation'.

Methods based on dose-response functions

Regardless of the technique used to value environmental amenities, economists usually employ a damage function approach to valuing environmental damages. The dose-response function approach separates the valuation of environmental effects into two parts. First is the estimation of the impacts of the environmental change in quantitative terms (for example, cases of illness avoided, improvements in visibility, or changes in agricultural yield). Second, is the valuation of these changes. This separates the "hard science" of estimating the impacts of environmental degradation on health, ecosystems, and production, from the valuation of these effects. Valuation usually proceeds by multiplying the impact by a price or unit monetary value (such as hourly wage in the case of illness avoided, crop price in the case of changes in yield). A limitation of these methods, is that they do not question how much people are 'willing-to-pay' for avoiding the damage. WTP, or a lower bound of it, is rather inferred by existing prices. The alternative approach—asking people to value environmental damages directly—would require people to understand the epidemiology or atmospheric chemistry linking damage to physical effect.

Methods based on people's behavior

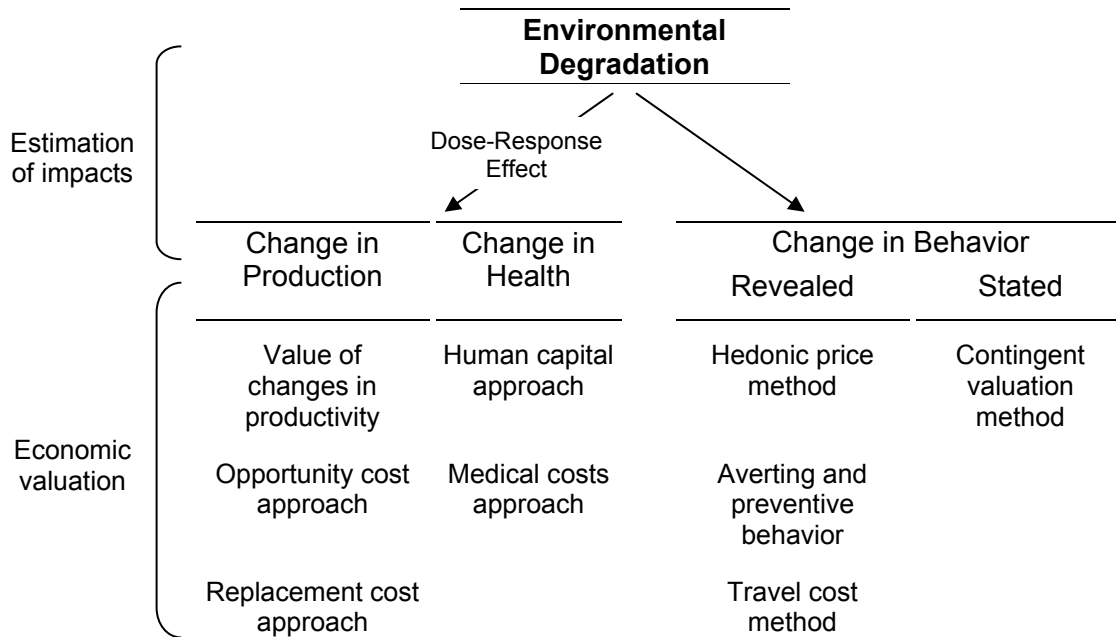
In some occasions, willingness to pay to avoid degradation is inferred directly from people's behavioral reaction to the environmental change, regardless of the existence of an impact, such as a change in health or productivity. For example, water quality changes may not result directly into changes in health. The response in this case can be observed in individuals buying more bottled water for drinking purposes or individuals purchasing houses in 'cleaner' neighborhoods. When environmental degradation is 'revealed' in an observable change in people's behavior, we refer to revealed preferences techniques.

In some cases, environmental preferences are not evident from people's choices. Some categories of values cannot be observed either in the market place nor through some implicit price of related marketed goods. Imagine the value of the 'panda bear': no markets exist to buy or sell panda bears and few people go all the way to China to see one. Still, conservation NGOs have been raising funds for their protection. People are indeed willing-to-pay simply for the existence of an environmental good or service or a natural resource, regardless of being able to ever use or directly enjoy it. The contingent valuation method (CVM) elicits these types of value through the application of surveys.

The CVM can be also used for consumed environmental goods (i.e. water) when no market prices exist and data on observed behavior is difficult to obtain.

Finally notice that revealed and stated preferences methods can be also useful to value environmental degradation's impacts on health and production. For example, a contingent valuation study can ask for people's WTP for a reduction in sick days. We can then link the values obtained to the amount of degradation using the dose-response framework.

Figure 2.4 Choosing a valuation method

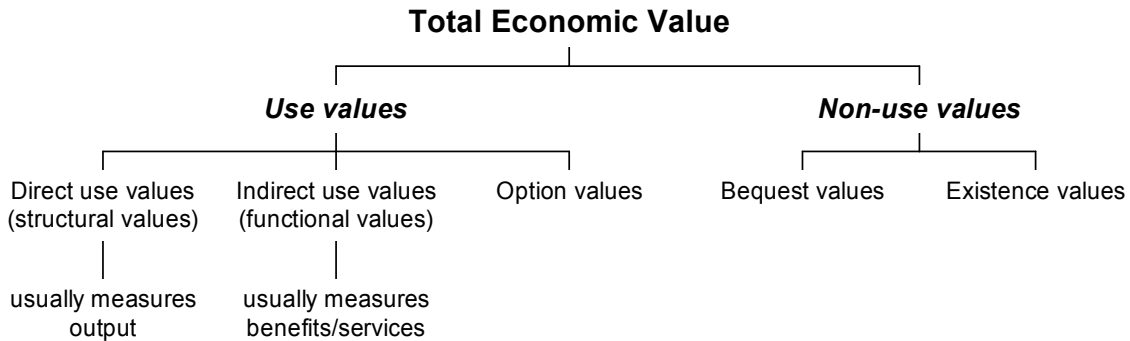


Total Economic Value (TEV)

It is evident that more than one valuation technique can be used to put a monetary value on the same resource. For example, the cost of illness approach captures the health benefits of clean air, while a travel cost method can be used to measure also the recreation value of air quality. Since each method measures different aspects of air quality the estimates will be different.

The growing variety of valuation techniques is a consequence of the fact that the environment can be a source of welfare for different reasons and different individuals. A forest can simultaneously provide timber for loggers, ecosystems services for local communities, water filtration for hydroelectric plants, genetic resources for multinational pharmaceutical companies, and carbon sinks for global CO₂ emissions. The sum of all the types of values associated with a resource is called total economic value (TEV), a term that appeared in the 1980s. There is now a consensus on the categories of environmental values and Figure 2.5 shows their classification.

Figure 2.5 Total economic value



The first important distinction is between use values and non-use values. Use values are those that originate from the society's gains from using, or potentially using, a given environmental resource or its services. Use values include direct, indirect, and option values. Non-use values include bequest and existence values. Figure 2.6 presents an example of the total economic value of a tropical forest.

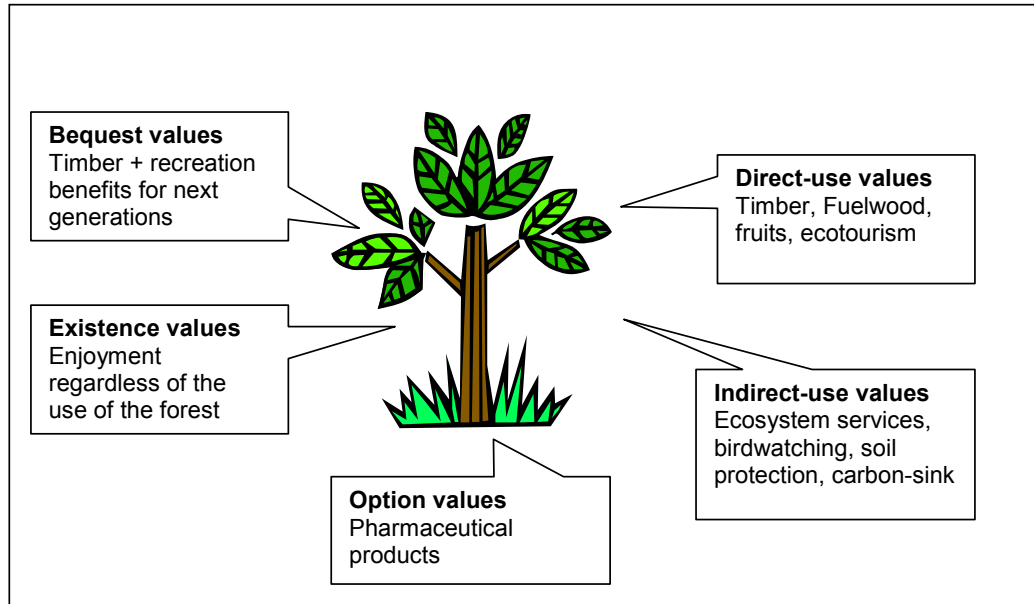
Direct use values derive from the consumptive or non-consumptive *use of the resource*. The individual directly enjoys the resource either by consuming it (i.e., logging the forest to obtain fuel wood or fishing for subsistence) or by gaining enjoyment from the resource stock itself (i.e., recreation value of a park or the scenic vista of a coastal area).

Indirect use values are those resulting from the *use of a resource's services*. For example, a forest provides watershed protection, and the ozone layer protects the Earth from ultraviolet (UV) radiation. The distinction between direct and indirect use values is not always clear.

Option values derive from the *potential future use of a good*, if the need arises. The concept is very popular in finance where options are sold for the right to sell a stock-market commodity at a specified price at a specified time in the future. The value of options derives from the fact that present time information is not perfect. Time will tell us if holding the asset is worthwhile, and keeping that option will make it possible to take advantage of any new information. The concept applies to natural resources as well. For example, the conservation of a natural area is an option, giving us the possibility of transforming the area in the future, or keeping it, according to the new information gathered on the relative value of the natural area.

In 1967, in a very influential essay, John Krutilla identified another category of values, which were to become an important area of research in environmental economics: non-use or passive use values. These values are the manifestation of people's willingness to pay for a resource regardless of their ability to make any use of it now, or in the future. Such values may arise because of altruism towards future generations (bequest value) or because of the simple knowledge that something exists (existence value) even if individuals never plan to use it.

Figure 2.6 Total economic value of a tropical forest



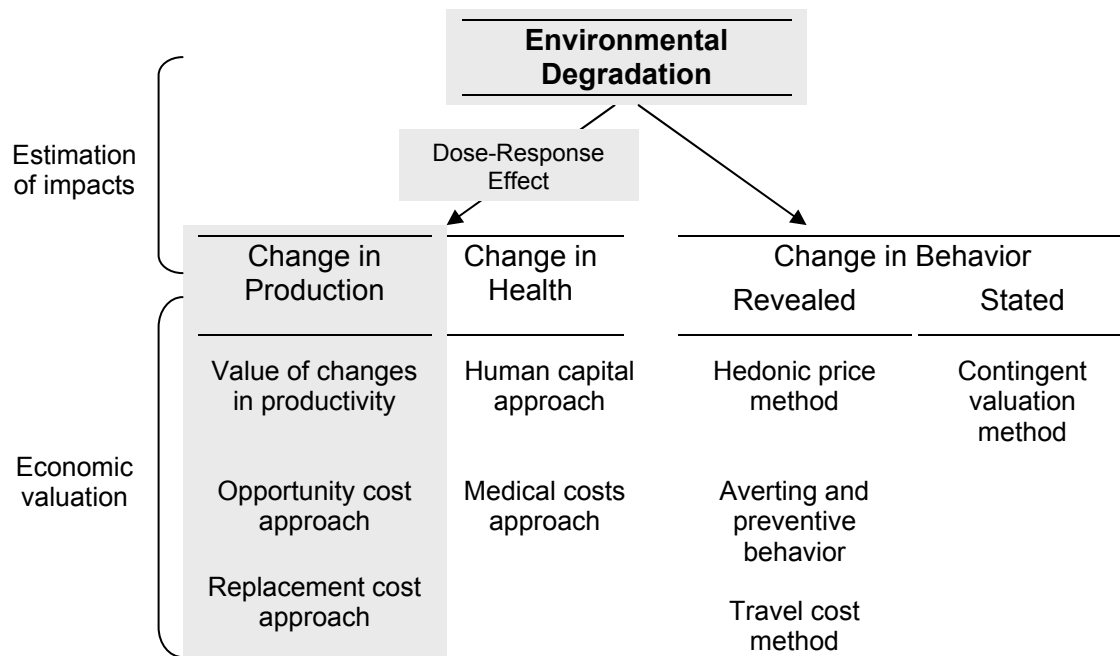
Non-use values pose a special challenge to valuation given that, by definition, existence value need not be revealed in any type of behavior. The contingent valuation method, which directly asks willingness to pay through the use of surveys, is the only way to elicit such values.

3

VALUING CHANGES IN PRODUCTION

Figure 3.1 summarizes the different impacts that can arise from a change in environmental quality and provides suggestions of valuation techniques that are most commonly used to value impacts. This chapter will introduce the productivity approach, which, as its name suggests, values losses in production. The productivity approach is one of the most widely used valuation techniques with an easily understood rationale behind its theory (see Bojo 1995 and Cesar 2000). The technique focuses on environmental resources as an input to the production of goods or services. When an input is degraded, this leads to a reduction in the services provided to production with a resulting loss in profit for the producer. Figure 3.2 provides an example of this relationship. In this case, overgrazing has led to soil erosion. As the grass becomes patchy and the soil is washed away, it reduces the soils capacity to sustain grass on which the animals graze. In turn this reduces the income of the farmer. It is by

Figure 3.1 Choosing a valuation method



focusing on this final impact—of reduced farming income—that the productivity approach can be used to value environmental degradation.

Figure 3.2 Linking environmental degradation to changes in production

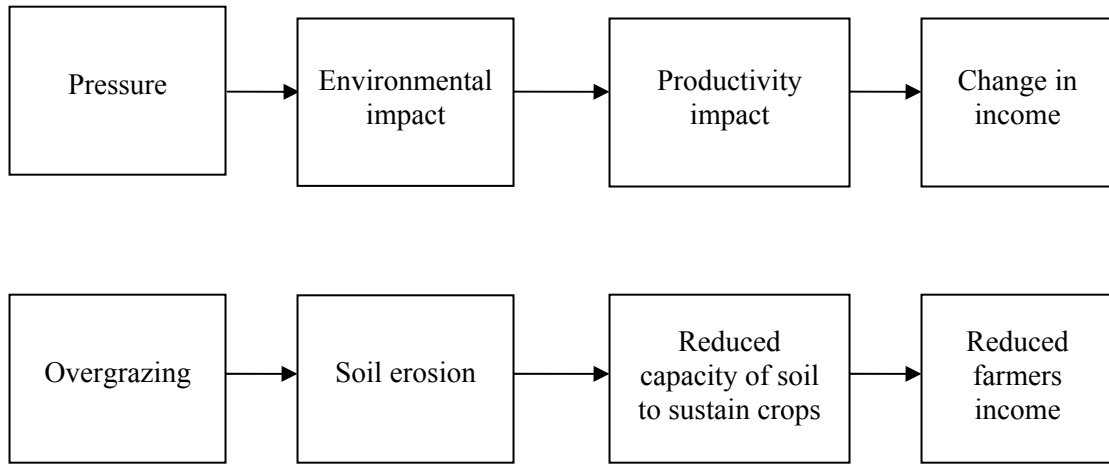


Figure 3.2 can be used to analyze any type of productivity impact. First a pressure (over-grazing) leads to an environmental impact (soil erosion). This in turn leads to a productivity impact (reduced capacity of soil to sustain crops). This alters farmers' income. This framework is commonly used to analyze cause and effect relationships. Another typical example is that of health. For example, increased vehicle use (behavior), leads to air pollution (environmental impact). This in turn results in an increased number of workers with respiratory infections caused by the air pollution (productivity impact). The loss of workdays leads to a loss in wages for the workers.

Applications of the Productivity Method

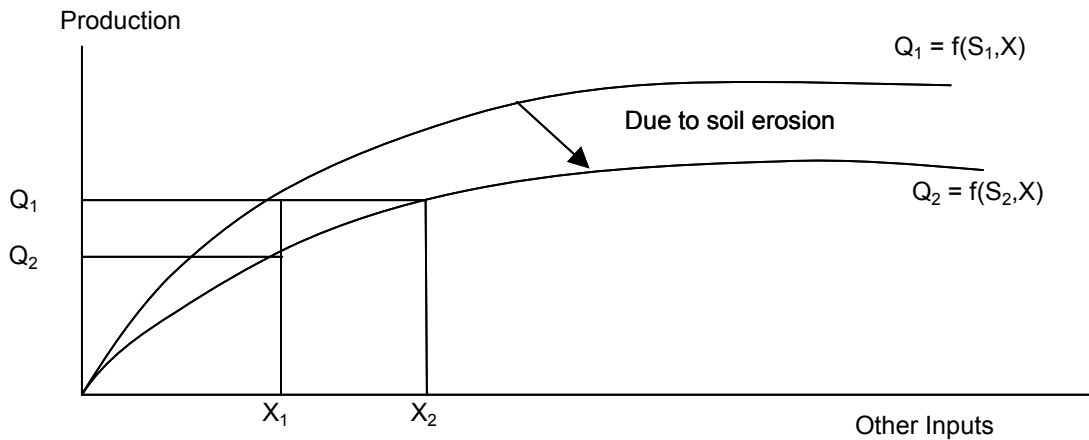
The approach can be used for a wide range of valuation problems. It has been widely used due to its ease of explanation and justification. This can be an important characteristic as will be seen in the following modules as other techniques can be controversial. Below is a limited list of potential scenarios in which the approach may be useful:

- **Soil Erosion.** It can be used to measure the decline in on-site crop yields, and the resulting downstream effects such as blockage of irrigation systems and sedimentation of reservoirs.
- **Air Pollution.** The damage on human health resulting from air pollution and its impact on workdays.
- **Acid Rain.** The resulting damage to trees can be valued using the lost value of production.
- **Pollution of Fisheries.** As waters are polluted, it reduces its capacity to sustain fish stocks. This has an effect on the income of fishermen.
- **Salinity of Croplands.** This results in declining yields and at its most serious eliminates the ability of soil to sustain crops.

Theory Behind the Productivity Approach

When there is a change in an environmental input, this can lead to a change in the quantity produced. For example, in the case of soil erosion there may be an accompanying decline in the volume of crops harvested. However, it may be possible for the farmer to replace the loss of one input (soil) for a substitute input (in this case perhaps fertilizer). Figure 3.3 shows a production function, where production is a function of soil (S), and other inputs (X). As the quality of the soil declines from S_1 to S_2 due to soil erosion, the production function shifts down to Q_2 . The farmer faces two options. First, he can do nothing and produce at Q_2 instead of Q_1 , using the same level of other inputs. The second option is to keep production at Q_1 , by increasing other inputs, such as fertilizer, from X_1 to X_2 . In reality, the farmer is likely to respond somewhere in between, by letting production fall a little and increasing inputs somewhere between X_1 to X_2 . Either way, the farmer suffers an economic loss in the form of decreased profits. Under the first option he loses the value of lost output. In the second option, the costs of production increase as a result of having to increase other inputs.

Figure 3.3 Graphic representation of production change



This provides us with two measures for valuing the degradation of land: the value of lost output, or the cost of additional resource inputs. Both affect profit.

$$\pi = PQ - c(Q)$$

Where, π = profit

P = price (which is assumed to be fixed by the market)

Q = production

c = cost of inputs (which depends on the production, Q)

Steps in the Practical Application of the Productivity Approach

The productivity approach is often very appealing due to its ease of explanation and justification. However, in practice it can be one of the most challenging exercises. Presented below is a summary of the two steps that need to be undertaken, and the issues that accompany them.

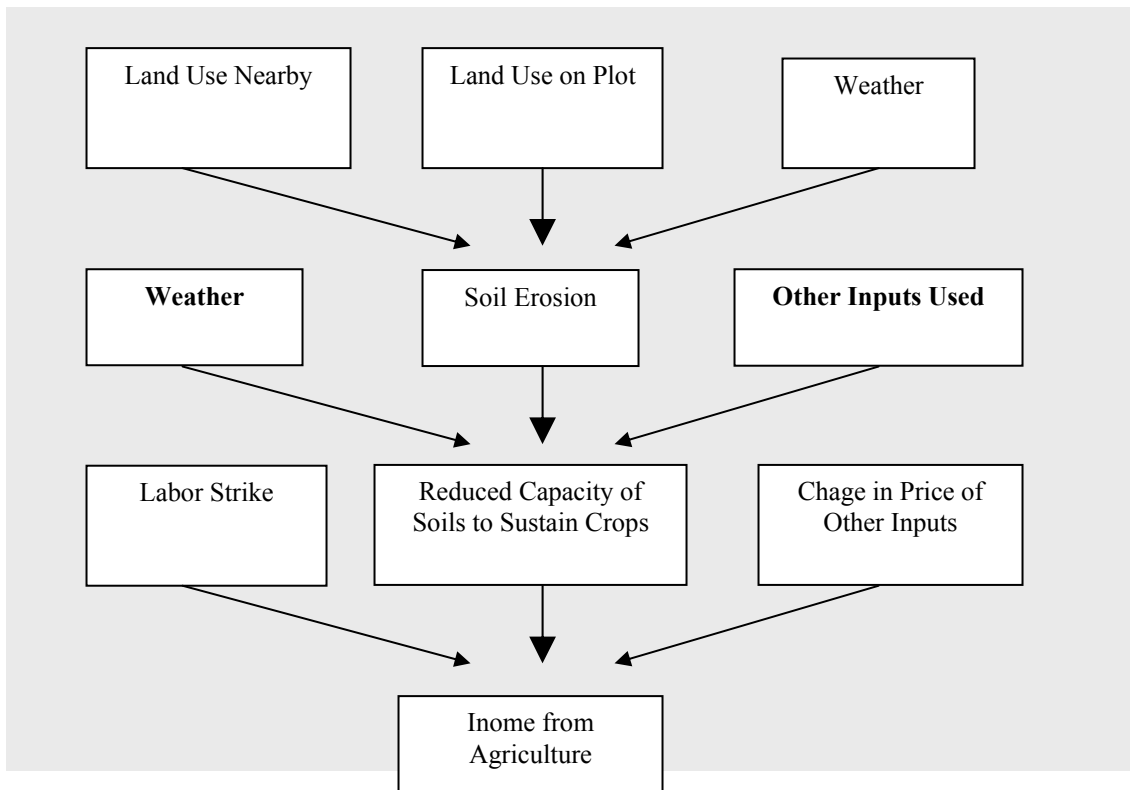
Determine the physical impact

Arguably the most significant problem with the productivity approach is determining the physical impact arising solely from the driving force or behavior we are interested in. In this example, we are

only interested in valuing the impacts on income from *soil erosion caused by human mismanagement*, but this can be hard to differentiate from other causes.

An example of this complex linkage is that of soil erosion and farming income. Assume that farming incomes are observed to have fallen last year and it is suspected that this is due to overgrazing. However, this link is hard to prove as shown in Figure 3.4. For example, reduced income in agriculture can be due to a multitude of things such as a labor strike, change in the price of inputs, or the capacity of the soil to maintain crops. Even if we can prove it was due to a decline in crop yields, this decline may not have been caused by soil erosion. It may have been caused by a weather event that damaged the crop, or a decline in the number of other inputs used. The final linkage is to show that soil erosion is responsible for the decline in crop yields, as it may have been caused by many other factors, such as increased rain.

Figure 3.4 Linkages between environmental degradation and income in agriculture



What this example shows us is that it can be very difficult to differentiate impacts associated with a particular source. This is due to a series of complex biological relationships and in order to understand them economists rely on scientists. This information can be obtained from a number of different sources:

1. Experimental (using field trials). In this case the cause is deliberately imitated and its effect observed. For example, the decline in crop yields is observed from imitating soil erosion. This approach has the advantage of being in controlled conditions so it is easy to eliminate compounding factors. For example, the weather has a very large influence on crop productivity whereas you may only be interested in measuring that part of the reduction in production that comes from soil erosion. However, frequently these field trials do not take account of the role of the natural resources leading to a lack of quality

studies in the area. In addition, the management of crops in field trials does not represent management practices, which are carried out by the local farmer. It is difficult to extrapolate the findings of the trials as they are in such a controlled environment. In “real” situations, other factors will come into play and these synergies between factors are not accounted for.

2. Statistical (using cross-section, or time series data). This approach attempts to isolate the effect from other effects by using regression techniques. For example, the effects of soil erosion from other effects such as weather. The good thing about this approach is that it looks at real data in a real life situation. However, there are also difficulties with this approach. For example, the data is often only available for a short time horizon. It can be difficult to control for all other factors and this may influence the result. There is also the problem of self-selection.

Once the relationship has been estimated, there is still the second step, which is to value the impacts.

Attaching market values to the losses

One of the benefits of using the productivity approach is that the valuation of impacts is often less controversial than other methods. The rationale behind it is simple and can easily be explained and justified. The most straightforward approach is to use market prices to value the loss in production, or the cost of increased inputs. However, there are several issues that need to be considered.

In some cases, the use of market values can be misleading. Many prices are distorted due to government interventions, such as subsidies, taxes, import protection etc., or due to the presence of a monopoly. When considering the social cost it is necessary to look at the “real” cost to society, i.e. the price excluding the tax, or subsidy. Where possible, prices should be adjusted to reflect their competitive level. This is where a social analysis, such as this, differs from a financial analysis.

In many cases the change in productivity that is being considered is not large enough to change the market price. However, if the changes are large enough, changing market prices can make the analysis more difficult. This would occur if a large proportion of national supply comes from one area that is badly affected by a change in environmental quality. It could also occur if local markets are badly affected and are differentiated from national markets, such as local fish catch. If this is the case, then the market price should be adjusted to reflect the forecasted price in the absence of the environmental change.

One aspect that is often ignored in the analysis is that a change in production may alter costs. For example, if increased salinity reduces yields, there will be a corresponding reduction in harvesting costs. The opposite may happen in the case of a chemical spill killing off a large proportion of the fish population. In this case, costs may go up as it takes more time to catch the same number of fish.

Another issue that may complicate the analysis is that many products are not marketed and this can make it difficult to observe a market price. When this is the case, a number of alternatives can be used, such as valuing the:

- Benefits of the product. For example, medicinal plants could be measured as the benefit of avoiding a health outcome.
- Cost of substitutes. For example, the value of the loss of the availability of firewood could be valued by considering the costs of an alternative.
- Cost of increased labor time. Again in the case of reduced availability of firewood, cost could be valued as that of the increased time taken to collect the same amount of firewood.

The use of market prices generally only reflects use values and does not take account of non-use values such as existence, non-use, and bequest values. In some cases these can be substantial and considerably higher than use-values. Therefore, the productivity approach only provides a lower bound estimate of the opportunity costs foregone.

An Application of the Productivity Approach: Soil Erosion in Morocco

Pagiola and Bendaoud (1995) study the long run effects of soil erosion on wheat production in a semi-arid region of Morocco. It is thought that population growth in this area has led to the expansion of agricultural practices with increasingly lower rainfall and shallower soils. This in turn is thought to lead to erosion and the loss of productivity

The study area lies in the commune of Bouguergouh, in Settat province, along the escarpment that divides the plains of the Lower Chaouia from the plateau of the Upper Chaouia. The region is characterized by low and erratic rainfall. The main agricultural activities in this area include cereal production, and extensive livestock. Karim and the very similar Marzak are the most frequently planted varieties.

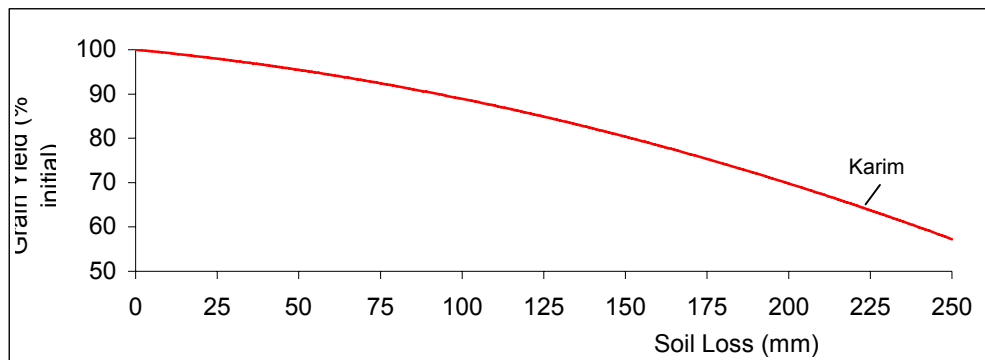
The following describes how the two main steps (determining the physical impacts and attaching values to them) were undertaken and the assumptions that were made in estimating the cost of soil erosion in Bouguergouh. In addition, the results of the study are also presentedⁱⁱⁱ.

Determine the physical impacts

The first step in this analysis is to estimate the level of soil erosion. As there was no concrete data on erosion rates, a simulation analysis was used. A range of plausible erosion rates was assumed, and the estimates of production trends made for each of these rates.

The analysis then uses a crop growth simulation model to simulate the relationship between soil conditions and wheat production. The model requires information on soil characteristics, climatic conditions, and cultural practices. Data on soil characteristics were obtained by collecting and analyzing the soil. Climatic data was taken from daily observations at a nearby market for the period 1983-1992. Information on cultivating practices was obtained from research by INRA (French Institute for Agronomy Research).

Figure 3.5 Determination of physical impacts: soil loss and grain yield in Morocco



As shown in Figure 3.5, as soil loss increases, the grain yield declines. Soil erosion is cumulative as each year when soil is lost; it is lost forever and will affect production for as long as crops are produced there. This means that a 2mm/year soil loss is equivalent to 20mm of soil over 10 years.

Attach a market value to the losses

Once the impacts of soil erosion on production have been estimated, the next step is to attach a market value to these losses. The socioeconomic data required for the analysis of the value of the losses was obtained from a survey of farmers in the area. Prices for most inputs were observed in the area.

The long-run economic effect of a given erosion rate can be calculated by the net present value of losses due to erosion; that is, the sum of the discounted differences between returns in any given year and initial returns over a specified time period. In the case of soil erosion, the losses continue over time. The true cost of soil erosion is not just the decline in yields from a single year's erosion, but the value of the decline in yields over the entire time horizon that the soil would have been used for agriculture. It is common practice in economics to discount these costs using the present value technique described in chapter 2.

Table 3.1 Economic valuation of agricultural losses from soil erosion in Morocco

	Annual Value*	Present Value (no erosion)*	Present Value (erosion at 5mm per year)*
Revenues	4,740	51,600	49,000
Cost of Inputs (inc. fertilizer, seed, herbicide, labor, harvesting costs)	1,610	17,500	17,500
Returns	3,130	34,100	31,500

*all values are in Moroccan dirhams

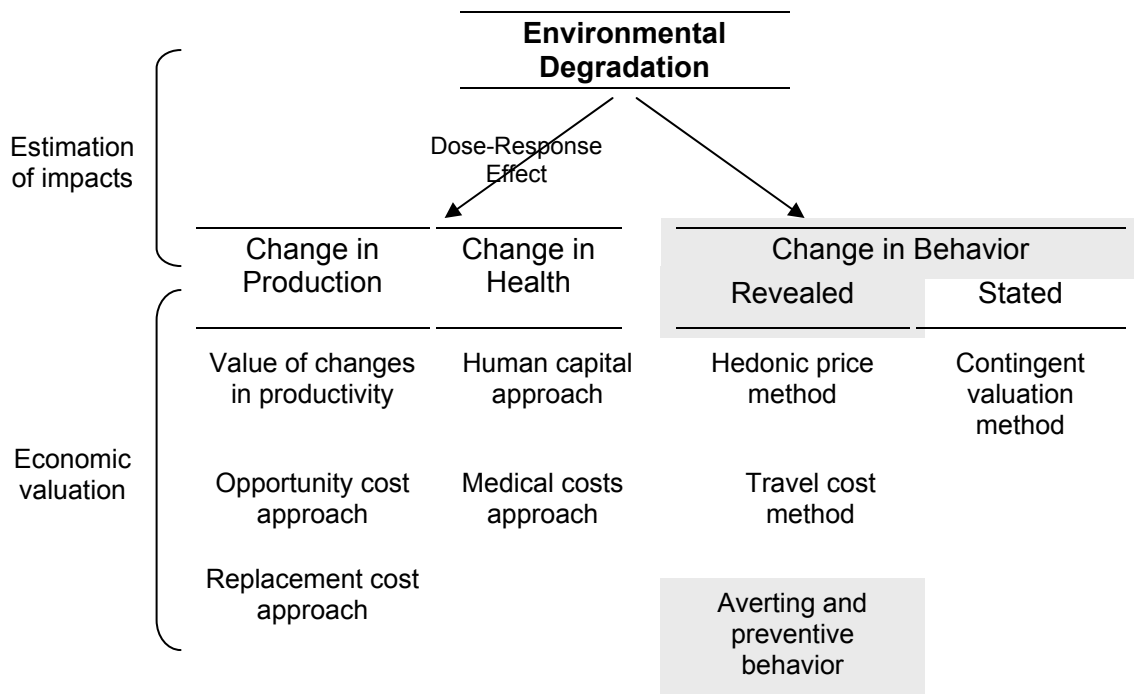
Table 3.1 presents the annual returns to Karim production, using a 50-year time horizon, and 5mm of soil loss per year. This means that in the fiftieth year, 250mm of soil will have been lost. This loss will have reduced initial yields of DH4,740 to DH2,714 in the fiftieth year. The present value (PV) of revenues, discounted at 10 percent, is DH49,000. Assuming that costs are DH1,610 per year and don't decline with declining yields, the PV of costs of production is DH17,500. This gives a PV of net revenues of DH31,500. If there was no soil loss, then yields would not decline annually and would be DH4,740 every year. Again, assuming costs remain constant at DH1,610 per year, the PV of net revenues is DH34,100. The net present value of losses resulting from annual soil loss of 5mm per year on wheat production, using Karim, as an example, is 2,600DH/ha.

4 AVERTING AND MITIGATING BEHAVIOR

The averting and mitigating behavior methods are an example of revealed preferences approach to valuation (see Figure 4.1). This chapter will introduce the topic with an example.

In late 1983, an outbreak of a waterborne disease affected a small county in Pennsylvania, USA.

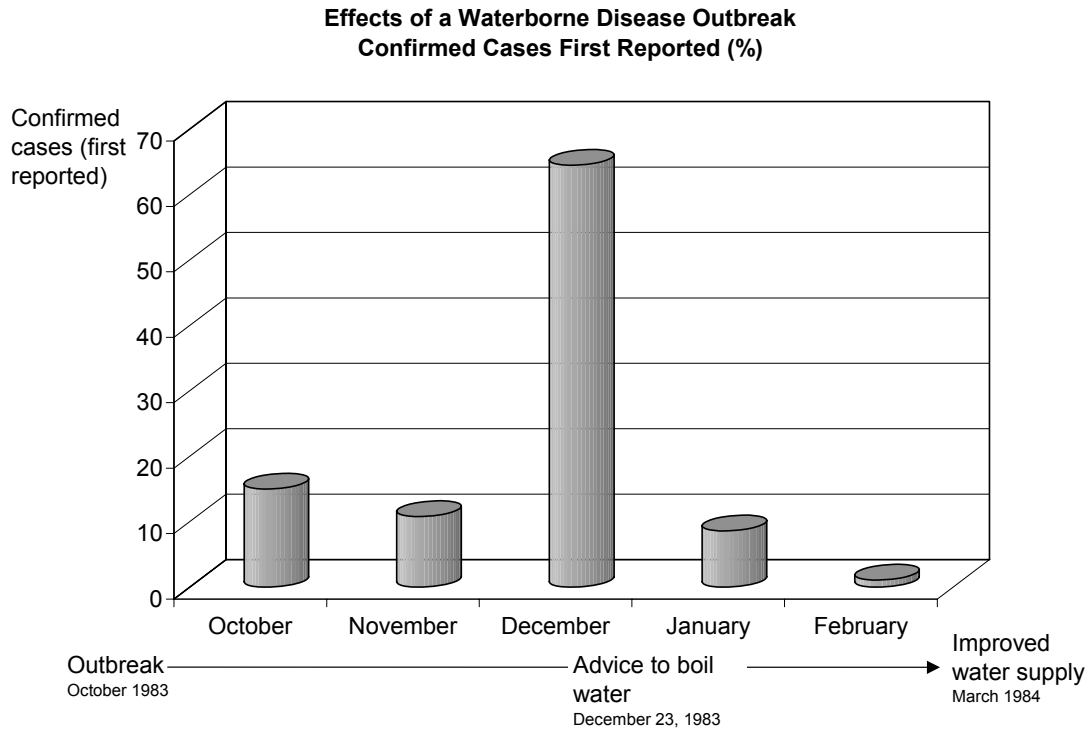
Figure 4.1 Choosing a valuation method



Research conducted on a sample of individuals, revealed that most of the cases of infection took place between October and December, and dropped to almost zero in January and February (see Figure 4.2). A new water supply line providing clean water was completed at the end of March 1994. So, how and why did the number of diseases fall after December, before the pipeline providing clean water was built?

In December 1983, the county authorities had announced the disease outbreak and advised people to boil water until a safe drinking water supply could be provided. After this announcement the population started taking defensive actions to avoid their vulnerability to the disease^{iv}.

Figure 4.2 Effects of a waterborne disease outbreak



The health literature often measures the cost of illness as the opportunity cost of staying at home sick: i.e. the income lost while ill or injured. Benefits from environmental improvement are then measured as the value of the ill-days avoided. A shortcoming of this approach is that individuals can take preventive or remedial measures that reduce the effects of the environmental degradation. Ignoring the capacity of individuals to mitigate the effects of poor environmental quality could lead to wrong conclusions.

Applications of Averting Behavior Approach

In the example above, the number of cases of waterborne disease can be thought of as a function of the level of pollution and the degree of defensive or mitigating activity. This is shown in equation 1 below.

$$S = S(P,D) \quad (1)$$

Where:

S: incidence of impact from environmental hazard (i.e. work days lost)

P: level of environmental hazard (i.e. level of water pollution)

D: level of defensive or mitigating behavior (i.e. expenditure on bottled water)

This relationship, linking an impact to its causes and the behavior of the individuals, is known as *household production function*. It can be applied to many different situations. For example, the number of cases of respiratory infections (S) is dependent on the level of air pollution (P) and expenditure of air purifiers (D).

This relationship does not only have to be applied to environmental hazards. It can also apply to an environmental good. For example, the level of enjoyment an individual gets from their leisure time

(S) depends on the natural qualities of a national park (P), and the time spent traveling there (D). Table 4.1 describes some of the common applications of the averting behavior framework.

Table 4.1 Uses of the household production function framework

Environmental factor P	Associated activity D	Final effect S = S(P,D)
Water pollution	Boil water / Buy bottled water	Health
Recreational qualities of a natural resource	Travel and time spent visiting	Recreation
Air pollution	Window cleaning	Clean windows
Air pollution	Use of air purifier	Health
Plant attacked by pests	Integrated pest management	Agricultural yields

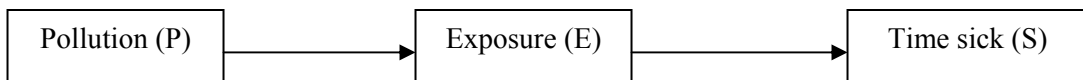
The existence of a ‘household production’ situation can provide important information about the economic value of environmental quality (i.e. air, water and natural resources) by observing the choices individuals make with respect to a related traded commodity (i.e. medicines, bottled water and park visits).

It is however important to keep in mind that the use of the averting behavior method is recommended when (i) people understand the environmental hazards to which they are exposed; (ii) they take action to protect themselves; (iii) the actions taken can be observed and their cost measured.

Theory of Averting Behavior

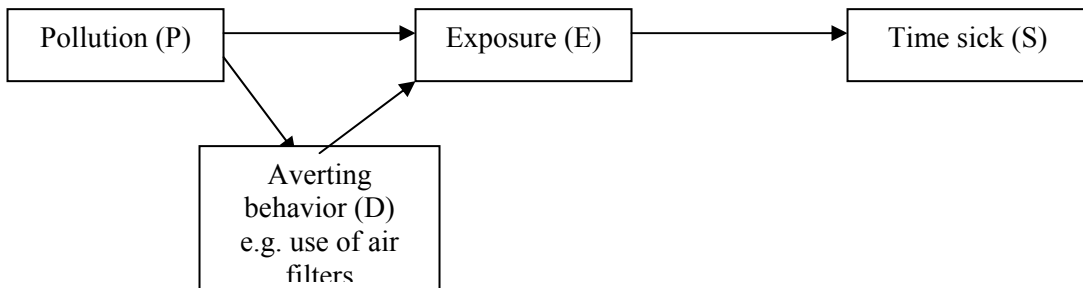
Often the valuation of health impacts from pollution considers only the actual number of cases of sickness as shown in Figure 4.3.

Figure 4.3 Dose-response relationship



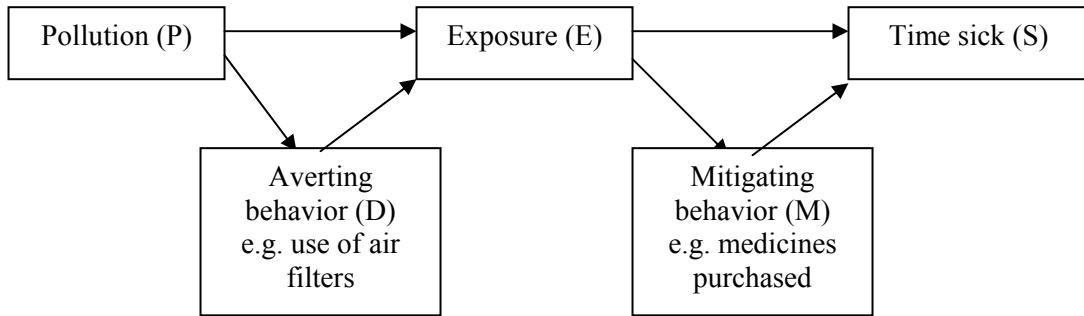
However, when defensive actions are possible, the framework becomes more complex. The researcher must now consider how individuals respond to avoid (increase) exposure to an environmental hazard (or to an environmental good) as shown in Figure 4.4. This is known as **averting** or **defensive behavior**. The effect of pollution is not only sickness, but also the amount of resources spent to avoid it! The valuation should now include not only the value of discomfort of illness and the value of time spent sick, but also the value of defensive behavior.

Figure 4.4 Dose-response relationship with defensive expenditures



However, sometimes defensive behavior will not avoid sick days. This may be because it is too expensive to undertake. For example, an individual may prefer to endure a day of sickness if the defensive behavior costs two weeks wages. It may also be the case that defensive behaviors are not available to completely avoid sickness. Once an individual is sick, they can chose to undertake **mitigating behavior** to reduce the impacts of the sickness or the time spent sick (see Figure 4.5). For example, an individual may get the flu. Without medicine he will be sick for two weeks, but with the medicine he will be sick for one week. The value of this medicine should also be included in the valuation exercise.

Figure 4.5 Dose-response relationship with defensive and mitigating expenditures



The Averting and Mitigating Behavior Method in Practice

For a more throughout review of this valuation method the reader can refer to Freeman (1992), especially chapter 10 “Valuing Longevity and Health”.

The application of this approach to valuation is based on the assumption that individuals recognize the existence of a hazard and take actions to avoid it. The steps to be followed in the analysis are the following:

- Identification of the environmental hazard and the affected population
- Observation of the responses of individuals
- Measurement of the cost of taking actions

Step 1 – Identification of the environmental hazard and population affected

Typical environmental hazards that result in averting and mitigating actions include water pollution (as in the example above), noise from airports or roads, the extent of soil degradation in a rural area, and air pollution. Monitoring equipment is important to measure such variables and check whether certain critical levels are being reached.

It is also important to define the population at risk. This is a delicate aspect of the analysis. The averting behavior approach is based on observed actions and fully relies on data about the affected population. If observations are taken from individuals only marginally affected by the hazard, the analysis will underestimate the values. If observations are taken only from individuals who are significantly affected by the hazard, and this is then applied to all individuals who are marginally affected, then the analysis will overestimate the values. Practical considerations and common sense have to be adopted. In the case of waterborne diseases, the relevant population will be the one in the proximity of the water body and the population downstream. In the case of air pollution, the population can be harder to ascertain, depending on seasonal and climatic conditions among others.

Step 2 – Observation of individuals' actions

There are various ways to collect information on the actions taken by individuals. One can ask all potential victims, when their number is limited. Alternatively, one can choose a representative sample of the affected population and carry out a survey. The survey method needs to be carefully designed in order to avoid common problems such as biased samples, strategic bias, and self-selection.

In addition, consider the case in which out-of-pocket expenses, such as the purchase of medicines, are being paid by the government through the national health system. Would these expenses be recorded by observing averting behavior? The answer is no, but they should be! If individuals are compensated, or do not have to pay for their medical expenditure, these costs will not be reflected in their expenditures. But this does not mean they are not willing to pay for it, just that someone else is paying for it. A researcher will then try to estimate the public expenditure in defensive expenditures and include it in the WTP calculations. If not, estimates should be treated as an underestimate of the true WTP.

Step 3 – Measuring costs of taking actions

As a final step, actions have to be valued in monetary terms. Prices are usually available for environmental substitutes such as bottled water, double glazing, air purifiers and so on. However, the purchase of environmental substitutes may not be perfectly related to the level of the hazard. For example, a certain level of the hazard may be tolerated before taking action. Only when the environmental threat reaches a certain level, will defensive expenditures start.

In every case it is important to understand *why* the individual is taking his chosen course of action and whether this action is enough to avoid the hazard. The analysis is complicated by two things in particular:

- Some goods are only partial substitutes for the environment. For example, air conditioners only partially reduce exposure to hazardous air pollutants. The researcher must be aware that sickness and discomfort may still occur and this should be included in the analysis.
- Some goods provide additional non-environmental benefits. For example, air conditioning also ameliorates the room temperatures making it more pleasant. Also, in the case of bottled water, while it may reduce the risk of contracting a disease it also tastes better. This additional benefit should be taken into account in order to avoid overestimating the benefits.

Example: Valuing the Impacts of a Giardiasis Outbreak

The availability of a clean and safe water supply is often a key concern for people in developing countries. Yet, reducing or eliminating contamination is often very costly and therefore has an opportunity cost that other goods cannot be bought. The decision on whether or not to invest in uncontaminated water can be assisted by economic analysis.

Individuals spend resources on boiling, hauling, and buying water in order to obtain this very necessary resource. Analyzing the decisions of individuals regarding the availability of clean water can provide useful information on the benefits derived from an investment in clean water supply. A comparison of the present and future costs of supply with an estimate of the flow of present and future benefits could ideally be done in order to make a decision.

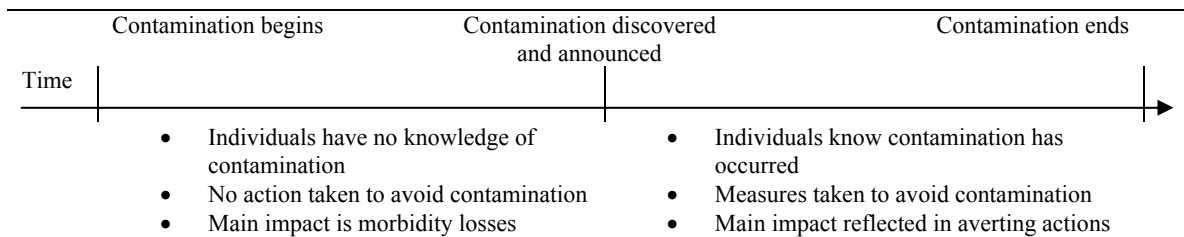
Techniques to calculate the benefits of clean water exist. This section describes an example in which expenditures in defensive activities constitute an important element of the valuation of waterborne disease losses. The example refers to a giardiasis outbreak that took place in Luzerne County,

Pennsylvania (USA) in 1983 (see Harrington *et al*, 1989). In general, an outbreak of a waterborne disease results in two categories of damage:

1. Morbidity and mortality losses – Although seldom fatal, giardiasis can be an unpleasant and temporarily debilitating diarrheal disease. Valuation of morbidity raises difficult issues regarding the valuation of time and direct disutility of illness.
2. Losses associated with the actions taken by individuals to reduce their exposure to environmental contaminants – Averting activities can be observed in a wide variety of situations, but it is particularly important for drinking water contamination, where the availability of close substitutes gives people an option to avoid the illness.

The episode of giardiasis outbreak in Luzerne County, took place between the end of 1983 and 1984. Information that the outbreak had occurred and availability of substitutes for publicly provided water, are key in understanding the effects of the outbreak. Figure 4.6 shows that (i) the outbreak, (ii) the announcement of contamination, and (iii) the end of the contamination episode define two intervals in which individuals have different information and hence behave differently. In the time between the start of the contamination episode and the announcement by the authorities, individuals were not taking any actions to prevent exposure and the effects of the outbreak were essentially an increase in illness, workday losses and hospitalizations. During the second period, when individuals knew contamination had occurred, measures were privately taken to avoid exposure and fewer cases of illness were registered.

Figure 4.6 The giardiasis outbreak in Luzerne County, Pennsylvania



The authors of the study undertake a two-step valuation. In the first step they calculate the first period's damage by valuing the morbidity costs of the outbreak. In the second step, they assume a negligible impact in terms of morbidity in the second interval, and measure the cost of the averting activities undertaken to reduce exposure to the contaminant. In order to estimate losses due to averting actions, fifty telephone interviews were undertaken with households chosen at random from the telephone book.

The valuation exercise required information on:

- (i) How much time individuals spent on average to get water; and
- (ii) An estimate of the value of time.

The survey showed that individuals chose a variety of strategies to ensure safe drinking water. Households were then classified according to the strategy for obtaining water:

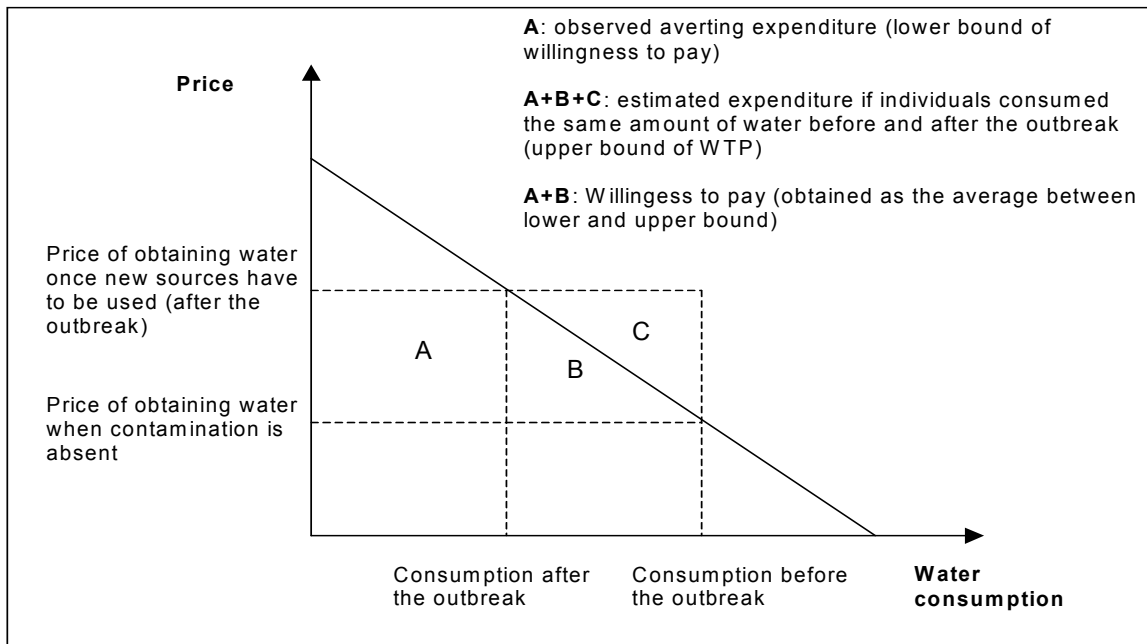
- Haul water (22% of households)
- Boil water (24%)
- Purchase bottled water only (2%)
- Haul and boil water (6%)
- Haul and purchase bottled water (18%)
- Boil and purchase bottled water (18%)
- Haul, boil and purchase bottled water (8%)
- None of the above (2%)

Very few households purchased bottled water only; most of them either hauled or boiled water and purchased bottled water in combination with hauling and boiling. A difficulty arises when averting activities are performed jointly with ordinary activities: i.e. while coming back from work, visiting relatives or friends, and so on. In such cases the valuation of time spent specifically in averting activities is difficult to estimate.

In general, the valuation of time spent obtaining water is a very delicate step in the analysis. In this study, individuals are categorized according to their working status: working adults, homemakers, retirees, disabled, unemployed and students. In the case of working adults, time is valued at the average after-tax wage rate in the outbreak area with confirmed cases of giardiasis. Valuing time for the other categories is more difficult. The authors use three scenarios according to the value of time of homemakers, retirees and disabled, and unemployed and students.

Using data on the method of obtaining water, the time spent collecting water and the value of time, calculations can be made to estimate the averting expenditures. However averting expenditures are not equivalent to willingness to pay, which is the object of valuation. Actual averting expenditures constitute a lower bound for WTP. After the disease outbreak, the cost of obtaining water increased as people had to obtain safe drinking water from alternative sources. As an effect of the higher price individuals reduced their consumption of water^v. Multiplying the quantity of water originally consumed by the new cost of obtaining water provides an upper bound of WTP. The two measures obtained, are then averaged to obtain a ‘best estimate’ of the WTP for avoiding water pollution^{vi}. See Figure 4.7.

Figure 4.7 Willingness to pay to avoid giardiasis in Luzerne County, Pennsylvania

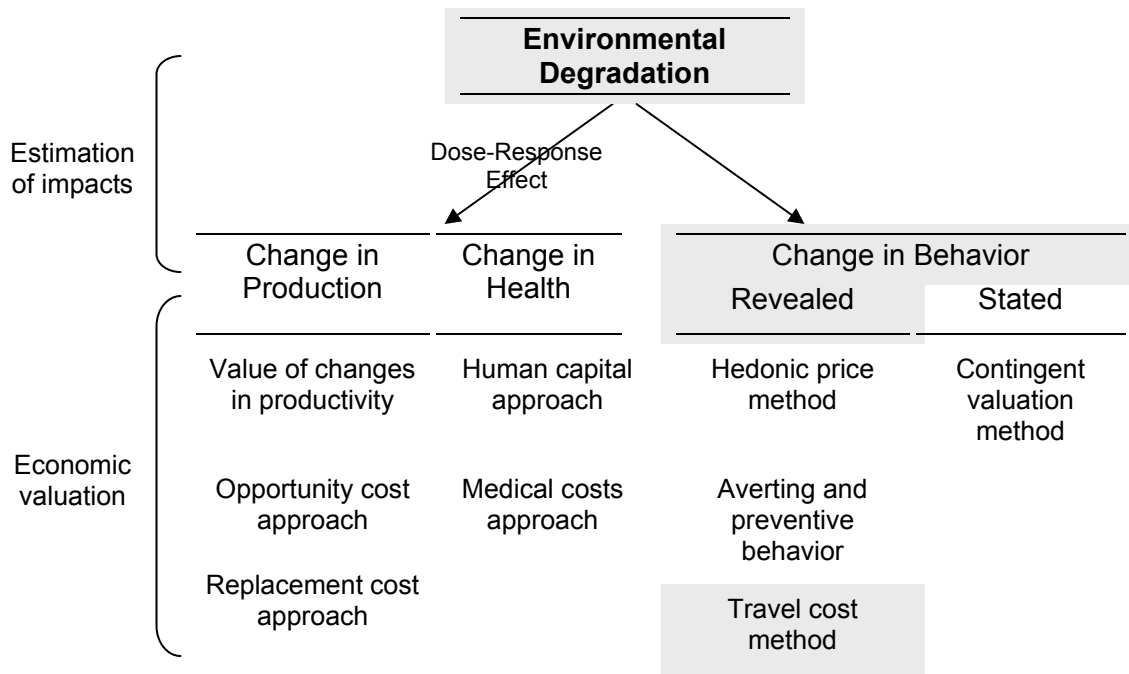


Depending on the hypothesis regarding the value of time for non-working individuals, three different estimates are obtained for the losses due to actions taken by individuals to avoid contaminated water. The study concluded that the losses linked to averting actions ranged from \$12.10 to \$38.50 millions. Morbidity losses (in the period of time between the beginning of the outbreak and the announcement of the county authorities) ranged from \$4.60 to \$7.00 million. Summing up the losses from morbidity and averting actions, the total losses of the outbreak ranged from \$16.70 to \$45.50 million. Ignoring averting expenditures would lead to a serious underestimation of damages.

5 TRAVEL COST METHOD

The underlying assumption of the travel cost method (TCM) is that if an individual is willing to pay (WTP) the cost of visiting a recreational site then he should value that site at least as much as what he paid to visit it. The underpinning of this approach is that the effect of increasing travel cost is considered the same as increasing the price of admission. Since many natural areas have either low or no admission prices, this approach uses travel cost as a proxy for estimating consumer's surplus and extracting it via changes in admission fees. Data is usually collected through surveys in which an individual states the amount of time and money he spent traveling to a park, tourist center, fishing spot, and so on. The travel cost approach is different from the contingent valuation method in that the behavior of subjects is observed in real markets rather than in hypothetical circumstances. The TCM is a 'revealed preferences' approach to valuation (see Figure 5.1). If a person travels to a recreation site that can be entered free of charge, then this person values the site at least as much as the cost of getting there. If there is an admission charge this must be added on to the cost of travel to obtain the willingness to pay for the experience. Since travel cost varies from person to person it is then possible

Figure 5.1 Travel cost method as a revealed preferences approach to valuation



to construct a demand function for recreation.

A Bit of History

In 1947, the US National Parks Service needed to prioritize park areas that would qualify to be declared 'protected'. It then solicited the advice of experts about the value of the country's national parks and methods to elicit such values. Harold Hotelling responded with a very original representation of how the recreational value of a park could be measured, setting the stage for the 'travel cost method'.

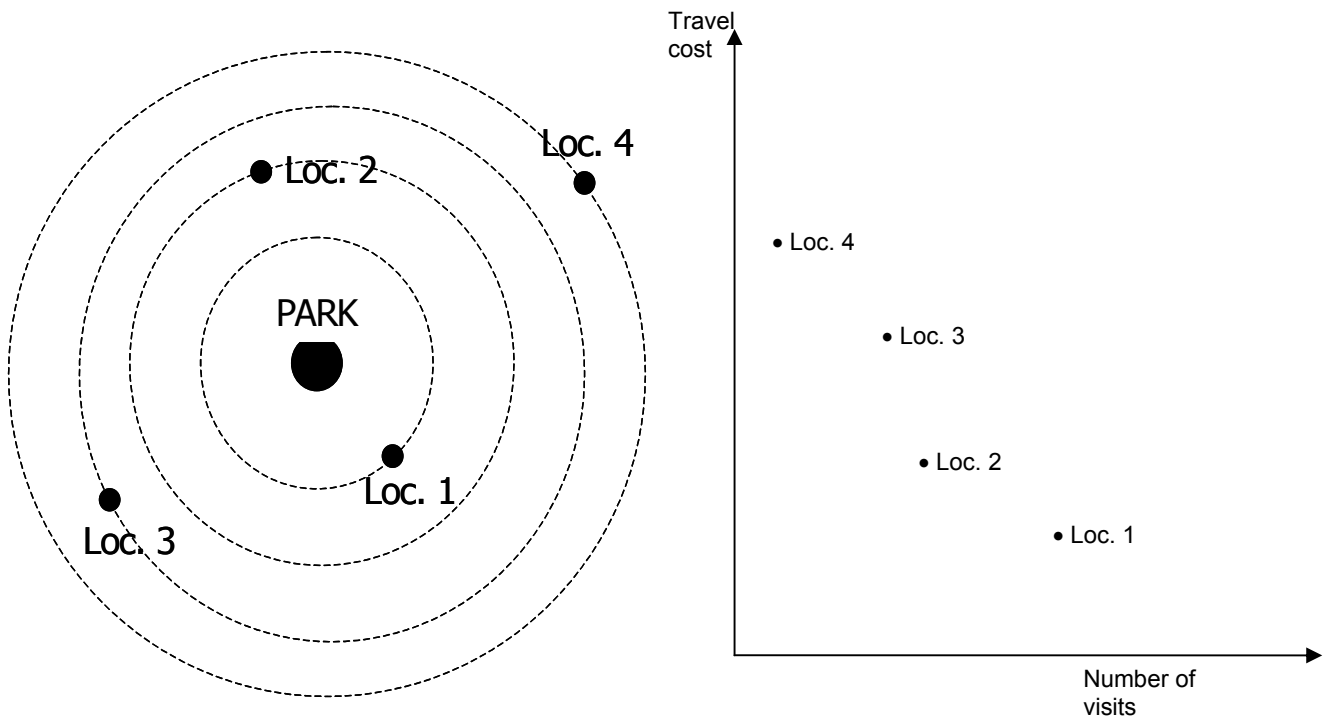
Hotelling's idea is based on the fact that people pay to visit the park, notably the cost of traveling. Since people come from different locations, they incur variable costs for enjoying the park. This information can be linked to the number of visits that people make to obtain a demand curve for recreation (see Figure 5.2)

Hotelling suggested defining concentric zones around the park, so that the cost of traveling from any point of the same zone is constant. For each zone, it is then necessary to accurately measure the cost of traveling, the number of visits to the park in a period (i.e. month or year), and the population of the zone. With this information it is possible to plot a demand curve, where the price is akin to the travel cost and where the level of demand corresponds to the number of visits.

“Hotelling's response was ignored by the National Parks Service since other respondents had expressed a consensus view that the problem could not be solved [...]. Ten years later it resurfaced” through the works of Trice and Wood (1958), Clawson (1959), and Clawson and Knetsch (1966) (reported in Pearce, 2002). There are now hundreds of travel cost studies implemented not only in the US but all around the world. There are two main applications of the method:

1. *Valuation of natural resources* (i.e. parks, beaches) that people visit for recreational purposes
2. *Valuation of the damages from pollution* by observing the change in visitation to a natural area (i.e. damage of an oil spill to a marine park)

Figure 5.2 Hotelling's idea - From the cost of traveling to the demand for recreation

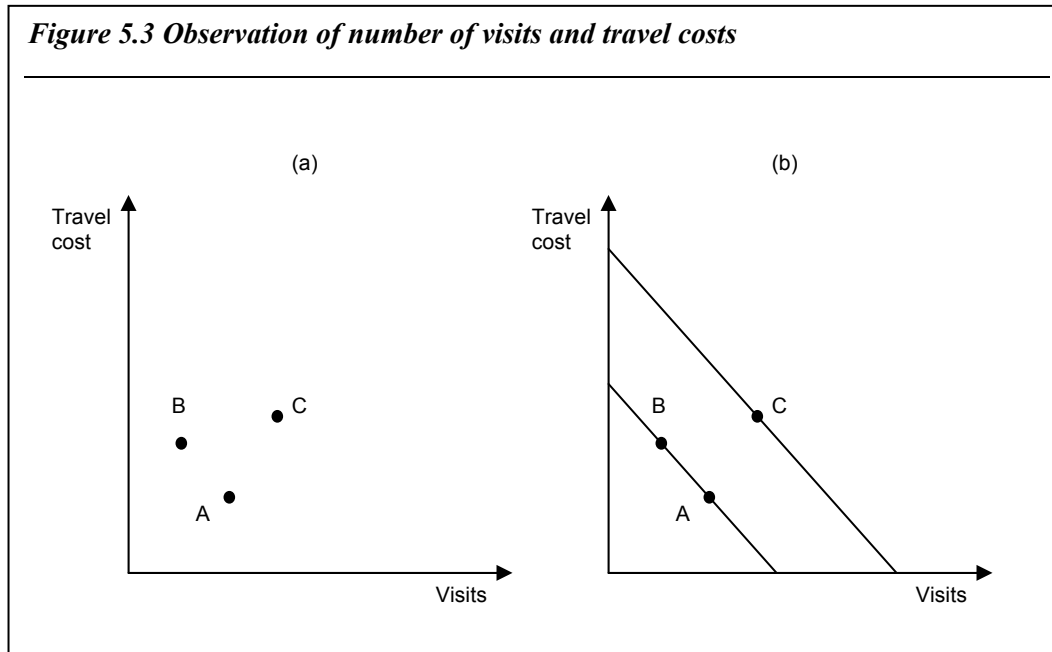


From Theory to Practice

The basic principle of a travel cost is very simple. However, linking the aggregate number of visits and the travel cost might not be enough. It is important to consider also all the variables that influence the visitation rate, other than travel cost. These variables may include income, age, personal interests, and so on. The following example is taken from Pearce et al. (1989).

Assume we observe three individuals traveling to a park from three different locations (see Figure 5.3(a)). Individual A lives closest to the park so her travel cost is relatively low. Individual B lives

further away and his observed number of visits is less than those observed for A. The third individual who lives very far away from the park actually undertakes more visits than either A or B. This very typical situation may occur for several reasons. For example, individual C may be wealthier, thus being able to devote more resources to park visits. Or, he may have children that want to go to the park every weekend. There may be several reasons to justify this behavior. What this means, in economic terms, is that individual C has a different demand curve from individuals A and B (see Figure 5.3(b)).



In order to overcome this problem, we need to define a *trip generating function*^{vii} that links the visitation rate to its determinants including the cost of traveling plus any admission fees:

$$\text{VisitationRate}_i = f(\text{TravelCost}_i + \text{AdmissionFee}; \text{Income}_i; \text{No.Children}_i; \dots) \quad (1)$$

Notice that the visitation rate and the explanatory variables (on the right hand side of the equation) have a sub-index *i* indicating the unit of observation. According to the observation units used, there are two main approaches to estimation:

1. *Zonal travel cost method* – The area around a park is divided into zones. In this case, the sub-index *i* identifies zones. The visitation rate is obtained as the number of visits from any given zone divided by the population of that zone. The explanatory variables are the average values for the zone: average income, average age, number of fishing licenses, etc.
2. *Individual travel cost method* – In this case the observation units are the individuals (or a sample of them) visiting the park. The visitation rate refers to the number of trips made by any individual in a specified period. The explanatory variables refer to individual characteristics.

Basic Methodology for a Zonal Travel Cost Model

This section explicitly describes the zonal and not the individual travel cost method. Yet, the procedure described below can be easily applied to the individual travel cost method. Just keep in mind that the zonal travel cost method focuses on zones (e.g. cities, neighborhoods, regions) as the object of analysis, while the individual travel cost method focuses on human beings.

Step 1 – Gathering information on travel cost, number of visits and other variables

Questionnaires are used to ask visitors to the recreational sites where they have traveled from. From visitors' responses one can estimate their travel costs and relate this to the number of visits per year.

The 'travel cost' data should include all explicit and implicit costs related to visit a park. It is possible to identify at least the following categories:

- Explicit costs necessary to reach the site, e.g. gasoline and vehicle maintenance relative to a particular trip, train or bus ticket.
- Time cost of travel. The time spent traveling cannot be used for other activities (e.g. work) thus representing an opportunity cost. A common problem is how to value time. Many studies use the wage rate as an approximation.
- Cost of time spent on site. The time necessary to visit the site has also an opportunity cost. This variable is however not necessary under the assumption that all visitors choose visits of the same duration and have the same opportunity cost of time.

Compounding factors should be considered. For example, if the travel to the site is associated with some other beneficial activity, e.g. visiting a relative en route, then the travel cost cannot be totally associated with the park attributes. Ignoring this information can overstate the park's value.

It is important to include any variable that might help account for differences in the behavior of individuals from different cities. Other variables may include age, income, number of fishing licenses etc.

In a typical study, this information might be collected by surveys sent to all—or a random sample of—individuals living in each city.

Step 2 – Estimate the trip generating function

After collecting the relevant data, a trip generating function is estimated. Each zone represents an observational unit. The estimation gives parameters for each of the explanatory variable. The parameters obtained tell us how much a change in the correspondent variable affects the visitation rate.

Step 3 – Derive the demand curve for each zone

Once the trip generating function has been estimated, it is then possible to draw zone-specific individual demand curves, in which the visitation rate depends on a hypothetical entrance fee. Notice that each zone is in principle characterized by a different demand curve. This is because each zone will have different characteristics such as: income, percentage of young people, travel cost, vicinity to alternative sites, and so on.

Step 4 – Derive the 'willingness to pay' for the site

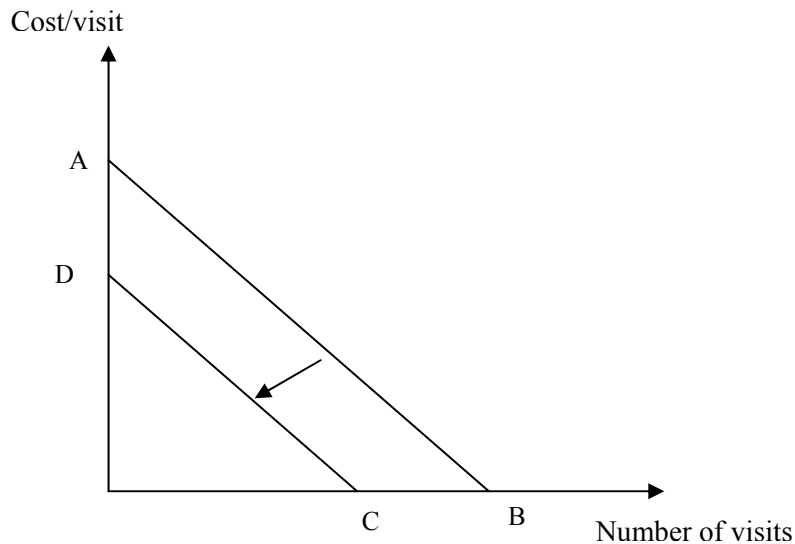
The area below the demand curve is the *consumer surplus* and it is this that we want to measure as it approximates an individual's willingness-to pay for the site. By multiplying the individual's consumer surplus by the population of each zone and summing up across the different zones one finds the aggregate *willingness to pay* for the recreational site.

Measuring Damages from Pollution

The methodology explained above can be used to estimate the damages caused by environmental degradation, such as pollution. Assume that the quality of the water is one of the main attributes of a marine reserve. A change in the park's qualities would result in a change in the observed number of visits to the park. If data regarding the new visitation rate is available, it is possible to calculate the new parameters and obtain a new demand curve for park visits.

In figure 5.4, AB is the curve prior to the change and CD is the curve after the change. The lost benefits are given by the area ABCD, corresponding to the decrease in consumer surplus.

Figure 5.4 *Measuring damages from pollution using the travel cost method*



Problems Associated with the TCM

When dealing with the travel cost method, there are mostly two sources of problems. One of them is the difficulty of being able to account for hidden costs and benefits, such as the cost of time and the benefits of visiting multiple sites in one visit. Another difficulty arises because the travel cost method may still represent a lower bound of an individual's willingness to pay. Such is the case when a person has moved his residence near a recreation site. In such cases, the travel cost became very low, and underestimates WTP.

Time cost

The underlying assumption of the TCM is that travel costs reflect the recreational value of visiting a site. A simple TCM might assume that the only travel cost is related to gasoline expenses, however time is also valuable to people in that time spent during a long car journey cannot be spent doing anything else. Therefore the value of time should be added to the travel cost as a reflection of the true recreational value, which the visitor gets from visiting a site. Ignoring time costs is generally believed to lead to a significant underestimate of the recreational value that people obtain from visiting a site. No real consensus has yet been achieved on how to estimate a value of time.

Multiple visit journeys

Often individuals visit several sites in a single journey. When administering a TCM questionnaire, how should analysts apportion the visitor's travel costs? During the day the visitor may have incurred high travel costs, however only a portion of these reflect the recreational site in question.

A further complication is that many people enjoy traveling. For them the journey to a recreational site is not a cost and may even be a benefit^{viii}. In such cases we should subtract the time benefit of the journey from its travel costs. In such cases a simple TCM may be overestimating the recreational value of sites.

Substitute sites

One visitor may travel 80 km to visit a site which he/she particularly enjoys whereas another who has comparatively little enthusiasm for the site may travel the same distance from another direction simply because there is no other available site near his/her home. Using the simple TCM approach would yield the result that both visitors held the same recreational value for the site, which is clearly incorrect.

House purchase decision and non-paying visitors

It may well be that those who most value the recreational attributes of various sites will choose to buy houses near those sites. In such cases, they will incur relatively low travel costs to visit the sites that they value so highly. In this case the travel cost method will grossly underestimate of the true recreational value of the site. In general, TCM studies often omit visitors who have not incurred travel costs to reach the site (for example, those who have walked from nearby homes). However, this group may well put a very high value on the site.

Case Study: Coastal Water Quality in Davao, Philippines

Davao is the second largest urban area in the Philippines and is located on the island of Mindanao. The urbanized portion of the city is primarily located on the coastal plain alongside the Gulf of Davao. Until 1992, most of the residents of Davao who used local beaches for recreation went to beaches very near the urban area, the most popular of which was Times Beach. However, in early 1992 the city health department found very high levels of fecal coliforms and pathogens in the water and issued a series of warnings to the public about the health risks of swimming at Times Beach. As a result, most people stopped using it for recreation.

A study by Choe et. al. (1996) uses the information on how much people spend on visiting Times Beach to build a demand curve for its recreation services. The ultimate objective of this example is to see how the travel cost method can be used to estimate the welfare loss caused by the pollution of coastal water.

Step 1 – Gathering information on travel cost, number of visits and other variables

As with most travel cost analyses, the basic information for this study was collected through a survey in which respondents were asked about their household's income, age, education level and travel habits. In this specific example, households were also asked about their willingness to pay for a city-wide plan to clean up the rivers and sea to make Times Beach safe again. This information was used to carry out a contingent valuation analysis (see chapter 7). Notice that using more than one valuation

method at a time enables a test for what is technically known as ‘convergence validity’, that is, the robustness of valuation results obtained from different valuation methods.

A total of 777 interviews were completed, of which 447 could be used for the travel cost study. Most surveys are very good at gathering personal information, but can be poor sources of information with respect to environmental and location variables. This is due to the difficulties that many individuals face with providing precise estimates of these types of goods. For example, it may be very difficult for an individual to precisely state the total cost of a journey including fuel, vehicle depreciation, and time costs. This type of information must then be obtained from alternative sources. In this case, the travel cost for each household to reach Times Beach was calculated using round-trip transportation costs, calculated using topographic distances from the household’s neighborhood to Times Beach, plus the opportunity cost of travel time, which was assumed to be equal to half the household hourly wage rate.

Step 2 – Estimate the trip generating function

The trip generating function used for the study is an additive function of travel cost, household income, household’s socioeconomic characteristics (which determine the preferences of a household), and the travel cost to substitute sites.

$$V_i = \alpha_0 + \alpha_1 TC_i + \alpha_2 Y_i + \alpha_3 Edu_i + \alpha_4 Age_i + \alpha_5 TCSub_i + error_i \quad (2)$$

Where:

V_i = number of visits made to Times Beach each year by household i .

α_0 = intercept

TC_i = travel cost to Times Beach by the household (expressed in pesos per visit)

Y_i = annual household income (expressed in 1,000 pesos)

Edu_i = head of household’s education level (years)

Age_i = respondent’s age (years)

$TCSub_i$ = travel cost to a substitute site by the household (expressed in pesos per visit)

$error_i$ = error term, which allows for any other factor that has not being included in the trip generating function, but which is expected not to affect the value of the coefficients.

There are a number of statistical methods available to estimate the coefficients of the trip generating functions. In this example, we will use the Ordinary Least Squares method. This method enables us to estimate the coefficients ($\alpha_0, \dots, \alpha_5$) that provide the best fit between the data and the assumed theoretical model represented by equation (2). The coefficients obtained from the estimation are key as they provide information on how much a change in each explanatory variable affects the number of visits by a given household.

The results obtained are consistent with common sense (see the estimated parameters in Table 5.1). For example, as household income increases, the number of trips increases. Furthermore, increases in travel costs result in a reduction in the number of visits to Times Beach. For the typical household, a 10 pesos increase in travel costs would cause the household to reduce its visits to Times Beach by one (e.g. from 6 to 5) each year. This can be obtained by multiplying the parameter for travel cost (i.e. $\alpha_1 = -0.104$) by the change in travel cost (e.g. 10 pesos). The last column of Table 5.1 shows the t-statistics for each parameter. These values provide an indication of the reliability of the coefficients. If the t-statistic is bigger than 1.96 (in absolute values) then the corresponding coefficient has a 95 percent chance of being different from zero. In this example, the coefficients for education and age are not statistically different from zero. A similar trip generating function was estimated using data on visits after the warning on water pollution had been circulated (see Table 5.2).

Table 5.1 Parameters of the trip generating function before the advisory

Variables	Parameter obtained from pre-advisory estimation	t-statistics
Intercept	$\alpha_0 = 9.762$	3.37
Travel cost	$\alpha_1 = -0.104$	-4.11
Income	$\alpha_2 = 0.026$	1.96
Education	$\alpha_3 = -0.163$	-0.93
Age	$\alpha_4 = -0.027$	-0.58
Substitute	$\alpha_5 = 0.019$	2.92

We now have enough information to calculate the loss in welfare due to water pollution.

Step 3 – Derive the demand curve for each zone

To obtain the household demand curve, we substitute the parameters ($\alpha_0, \dots, \alpha_5$) obtained in the estimation process and the values for travel cost, income, education, and substitute sites for each household into the following function:

$$D_i = (\alpha_0 + \alpha_1 TC_i + \alpha_2 Y_i + \alpha_3 Edu_i + \alpha_4 Age_i + \alpha_5 TCSub_i) + \alpha_1 P \quad (3)$$

The demand curve relates the number of beach visits (D_i) to the cost of visiting the beach (P) for each household. See Figure 5.5 for a typical household H’s demand curve.

There are two elements to the demand function. The intercept term (in this case equal to 5.163) is obtained by multiplying each coefficient with the value of the respective variable and summing up the results. The intercept term gives us the maximum number of visits a household would make in one year if there was no extra cost, other than travel cost, associated with going to Times Beach. The slope^x (in this case equal to -0.104) tells us how much the number of visits would decline if the cost of going to the beach increased by 1 peso per visit. Furthermore, the demand curve tells us that if there were an entrance fee of more than 49 pesos then nobody would go to Times Beach.

Step 4 – Derive the ‘willingness to pay’ for the site

The area below the demand curve is the household’s consumer surplus derived from a years worth of visits to Times Beach. In this case it amounts to 128 pesos (US\$5.12) per household. It is possible to compute a demand curve, and the consumer surplus, for each household. Summing up across households we obtain the total consumer surplus generated by the recreation services of Times Beach. However, if household H is representative of other households in Davao then we can simply multiply the households’ willingness to pay by the 100,000 households in Davao to obtain the total consumer surplus for Times Beach. In this case it would amount to 12,800,000 pesos (US\$512,000) per year. Table 5.2 presents the parameters for the demand curve before and after the advisory (obtained from the regression) and the values of the variables for a typical household.

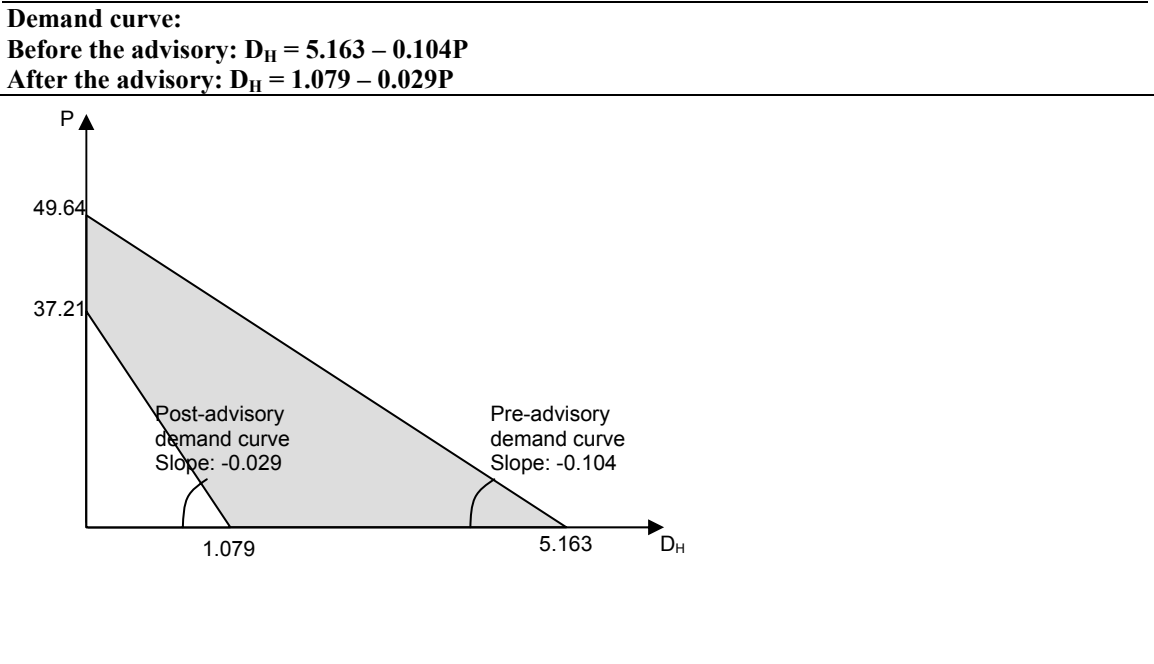
Table 5.2 Parameters for the trip generating functions before and after the advisory

Before the advisory		
Variables	Parameter values	Values of variables for a specific household H
Intercept	$\alpha_0 = 9.762$	
Travel cost	$\alpha_1 = -0.104$	50
Income	$\alpha_2 = 0.026$	60
Education	$\alpha_3 = -0.163$	10
Age	$\alpha_4 = -0.027$	42
Substitute	$\alpha_5 = 0.019$	95
After the advisory		
Variables	Parameter values	Values of variables for a specific household H
Intercept	$\alpha_0 = 4.892$	
Travel cost	$\alpha_1 = -0.029$	50
Income	$\alpha_2 = 0.019$	60
Education	$\alpha_3 = -0.276$	10
Age	$\alpha_4 = -0.029$	42
Substitute	$\alpha_5 = 0.005$	95

Step 5 – Calculate the welfare loss due to water pollution

We have already mentioned that after 1992 the government warned the public about the health risks of swimming at Times Beach. As a result, most people stopped using it for recreation. Steps 1 – 4 can be repeated to obtain a new post-advisory value for consumer surplus. This post-advisory consumer surplus amounted to approximately 2,000,000 pesos (US\$80,000). The total welfare loss caused by lost recreation benefits from Times Beach is the difference between 12,800,000 and 2,000,000 pesos: 10,800,000 pesos (US\$432,000). Thus, the average welfare benefit lost due to the pollution in Times Beach was about 10 pesos a month per household. (US\$0.40).

Figure 5.5 Household demand curve for beach visits by a typical household in Davao and welfare loss due to water pollution

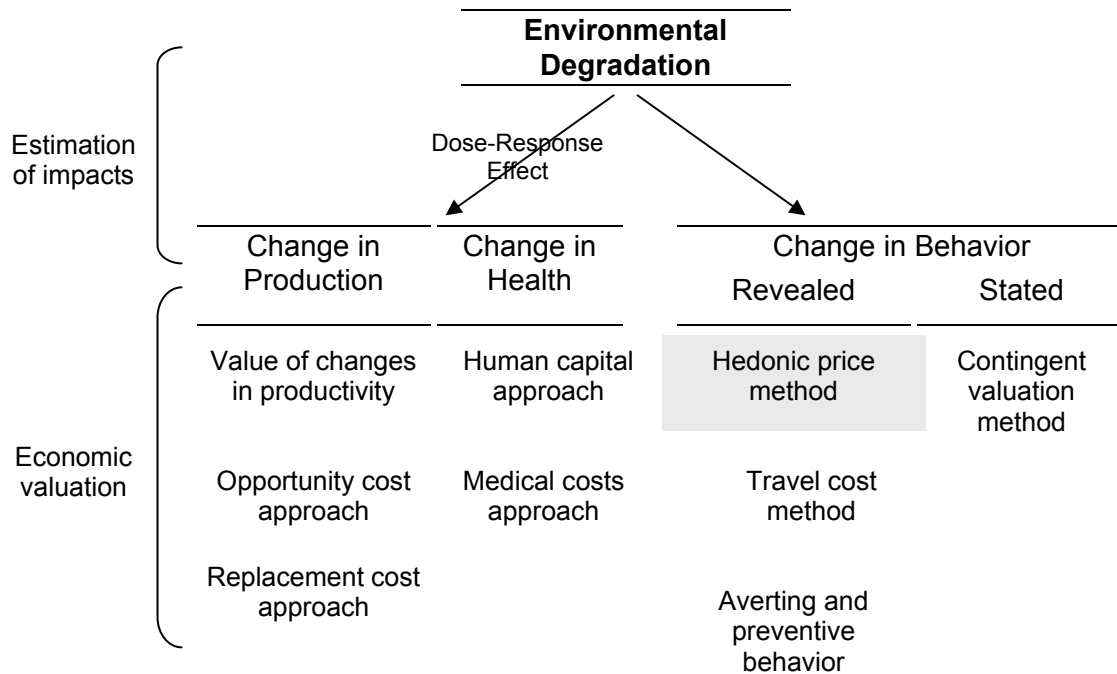


6 HEDONIC PRICES METHOD

When buying a good or service, it can be thought of as buying a bundle of characteristics that the good or service is comprised of. For example, when buying a car we are not interested in the car *per se* but in its features such as comfort, speed, power, color, shape, and so on. When renting or buying an apartment we will usually consider its size, number of rooms, neighborhood, distance from commercial centers, and distance from public schools. Consider two apartments that are identical in all respects (such as neighborhood, location, age, etc.), but one is larger than the other. The larger apartment will cost more than the smaller one because it is bigger. If we could hold all other characteristics constant, we could measure the price increase corresponding to increases in size only. In other words we could measure the implicit price of size. The same can be done for environmental aspects, such as the quality of the air around the apartment, or the level of noise.

Hedonic pricing is based on the idea that an individual’s decision to buy goods or services is based on this bundle of characteristics. It is a revealed preference method as shown in Figure 6.1. When

Figure 6.1 Choosing a valuation method



environmental quality is one of these characteristics the value people place on it can be inferred from what is paid for the good.

When is the Hedonic Price Method Appropriate?

The hedonic price method is commonly used in the context of property and labor markets. In the first case, the assumption is that environmental quality is an attribute of the real estate and its price reflects people’s preferences for environmental quality. In the case of labor markets, the assumption is that health risk is an attribute of a job and the wage rate should then reflect the willingness to be compensated for taking such risks.

The application to labor markets can be difficult, especially in less developed countries, because workers often do not know the true risk of certain jobs. In addition, alternative jobs might not be available and individuals have to accept riskier jobs in spite of lower wages.

This session focuses on housing prices. Important assumptions are: (i) active and well-functioning markets for housing, and (ii) that the individuals' perceived risk is similar to the actual risk. Examples of cases in which hedonic pricing can be useful to make decisions are:

- Changes in local air and water quality, i.e. by phasing out diesel engines.
- Reducing noise pollution from airport and road traffic
- Building a public area (i.e. park, sport ground) with recreational values
- Planning the location of an environmentally hazardous facility
- Evaluating the impact of neighborhood improvement schemes in poorer parts of cities.

All the cases above will affect property values. In the next section we describe how this information can be used to elicit values of environmental costs or benefits.

Valuing Environmental Quality Using the Hedonic Price Method

The hedonic price method essentially consists of estimating a *demand for environmental quality* by observing the value people place on environmental attributes when buying a good or service.

The methodology follows the following steps:

- Specify the hedonic price function
- Data collection
- Estimation of the correlation between environmental quality and market price for good
- Derivation of a demand curve for environmental quality

Step 1 - Specify the hedonic price function

We first need to identify those attributes that are likely to determine the price of housing in the market. It is important to bear in mind that all relevant variables should be included in the analysis as their omission could lead to under or over estimating the value of environmental benefits. However, the inclusion of irrelevant variables could lead to weaker results. There are mainly three groups of elements that can be expected to affect the price^x (see Figure 6.2):

- Physical characteristics of the property – These are the size of the apartment/house, the number of rooms, the availability of common areas (pool, gym, TV room), elevator, laundry services.
- Neighborhood characteristics – The existence of good public services, such as transport, waste disposal, water connections, can be an important factor in determining the price of a property. In the same way, the level of crime, proximity to commercial areas, local firehouse, school, office or work, can be very important.
- Environmental characteristics – When choosing a location for the apartment/house, individuals will consider the level of air quality, noise, smell and other environmental characteristics.

Figure 6.2 Determinants of housing prices



Price of the apartment determined by:

- Size
- Number of rooms
- Public services available
- Vicinity to job
- Vicinity to commercial area
- Vicinity to schools

And...

- AIR QUALITY
- NOISE
- SMELL

Mathematically:

$$\text{Price} = f(\text{Physical Qualities, Neighborhood Qualities, Environmental Qualities}) \quad (1)$$

This function is referred to as *hedonic price function* or simply *hedonic function*. It relates the price of a property to its attributes, including those attributes that have an effect on an individual’s welfare. The word *hedonic* comes from the Greek word for “pleasure”. Our objective is indeed to assess the value of “environmental pleasure” – or displeasure.

Step 2 - Data collection

A proper econometric analysis requires a large amount of data. By data we usually mean observations on price and characteristics of different properties in a given period (*cross-section data*). We may also use information on properties over time (*time series*) but this information may be more difficult to gather. Data may be collected using surveys and censuses.

The researcher needs to be sure that the market is well functioning and is not segmented. Moreover, people have to be aware of the differences in environmental variables across neighborhoods. This would guarantee that the property prices reflect the differences in environmental attributes.

Step 3 - Estimate the implicit price of air quality

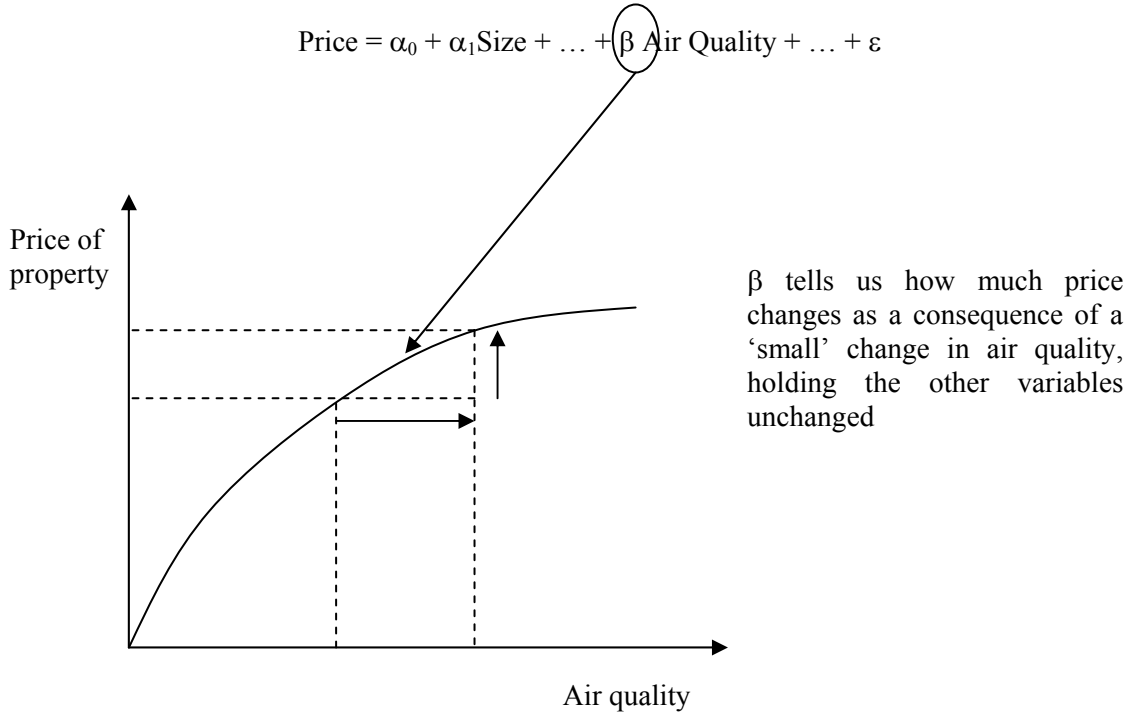
Once physical, neighborhood and environmental variables have been identified, the function relating such variables to the price of the property is estimated. Econometricians usually perform this operation and estimate the parameters that best fit the available data.

Each parameter relates a characteristic of the apartment to its price. Take for example the parameter for ‘air quality’. It is basically telling us how a change in air pollution changes the value of property^{xi}.

Notice that as air quality improves, the price increases, but at a decreasing rate (Figure 6.3). The regression is used to estimate the parameters that better fit the available data.

The function linking air quality to its implicit price (β) is referred to in the literature as an *implicit price function*. This brings us one step closer to estimating the willingness-to-pay for improved air quality.

Figure 6.3 The relationship of property prices and air quality



Step 4 - Derive a demand curve for environmental quality

The observed price of a property is usually the result of an interaction between the supply and demand for properties. However, we are interested in estimating the demand curve for air quality only. In step 3, we obtained an *implicit price for air quality* (β in Figure 6.3). This is an approximation of the welfare effects of improving air quality.

The estimation of a demand curve requires a second regression in which the implicit price for air quality is the dependent variable and the individuals' characteristics are the explanatory variables. The procedure is explained in the Annex.

Most studies do not take into account the second step in the analysis. This is due to econometric problems such as the 'identification' problem, described in Box A1 (see Annex). These shortcomings are difficult to solve without making very restrictive assumptions and without sufficient data on individuals' characteristics. *The best option to the researcher is to estimate welfare changes directly from the hedonic price function.* For small changes in air quality this is not a concern. In fact the 'implicit price' for air quality derived from the hedonic price function is equivalent to the 'marginal WTP' in the 'proximity' of the initial level of air quality. The following describes a typical case in which changes in air quality are not 'small'.

Welfare Effects of Large Changes in Environmental Quality

So far, we have dealt with the welfare effects caused by small improvements in air quality. However, governments are often faced with the decision to finance projects that affect a large number of people. The hedonic price principle can be used to value benefits by comparing property values. However, if the project is large enough, the consequent change in supply and demand for properties can alter the conclusions of the hedonic study. Let's see why.

Suppose a large environmental project is expected to improve air quality in an urban area. To start, the effect of the project will be captured by an increase in property values.

Table 6.1 Characteristics of two locations

Area A	Area B
Good air quality	Bad air quality
High price of land: p_A	Low price of land $p_B (<p_A)$

Assume that we have two areas of a city the characteristics of which are listed in Table 6.1. Assume both areas have the same size. The value of land per hectare in area A is higher than in area B (i.e. $P_A > P_B$). This follows from the fact that people will be willing to pay more to live where quality of environment is better. The project will improve the air quality in area B, for example by relocating industrial activities away from residential buildings. As a result, air quality in area B will be as good as in area A.

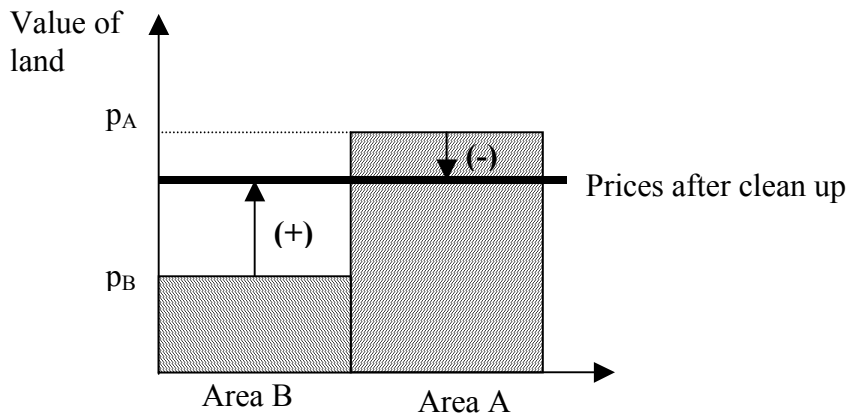
$$\text{Benefits of the project} = (p_A - p_B) (\text{Size of area B}) \quad (2)$$

A crude estimation of the benefits of improving air quality is shown by equation (2). The rationale is that area B will have the same value as area A after the project, because people in area B will be willing to pay what they are currently willing to pay to live in area A. Is this a correct estimate of benefits from improving air quality?

Kanemoto (1988) has shown that the right hand side of the equation (2) puts an upper bound on the value of the project's benefits (it overestimates benefits). This happens because prices will change after the project. As air quality improves in area B, people will start moving into area B and away from area A. This will cause an increase in the prices of land in area B.

Prices in area A, however, will fall because people are now moving away. This population shift will take place until prices in the two areas have reached the same level, P^* (see Figure 6.4). The price of land in area B will not reach the level p_A because prices of land in area A have been dropping, due to people moving out. Benefits for area B's residents do not increase as expected. In addition, given that price of land in area A has decreased, there is a reduction in welfare for area A's residents.

Figure 6.4 Change in prices of land for big environmental projects



Example 1: Air Pollution in Los Angeles (USA)

Brookshire et al. (1982) carry out a valuation exercise to estimate the benefits from air quality improvements obtained from the hedonic price method. The study compares the results with those obtained from a contingent valuation. In this section we concentrate on the hedonic price results and show how the estimation was carried out in this real world example.

The study was restricted to households within the Los Angeles metropolitan area using household level data. The primary assumption of the analysis is that variations in household, neighborhood, accessibility and pollution levels are capitalized into home sale prices. The following variables were considered in the study.

Housing prices were obtained from the sales of 634 single family homes, which occurred between January 1977 and March 1978 in the communities used for the survey analysis.

Housing structure variables used were: living area, number of bathrooms, and availability of pool, fireplaces. One common problem in econometrics is multicollinearity. This happens when several explanatory variables are related to one another. Therefore if one variable increases across the sample, the correlated variable systematically increases – or decreases. In this specific case, the authors found collinearity between the “number of rooms”, the “number of bedrooms” and the “living area” variables. For this reason the regression only includes the latter (see Table 6.4).

Neighborhood variables used are: crime rate, school quality, population density, ethnic composition, and public safety expenditures.

Accessibility variables are distance to the beach and distance to employment.

Environmental variables are of course the ones we are most interested in particularly air pollution data. A particular problem exists with respect to the mapping of household specific data with information on air pollution. Air monitoring stations are located throughout the Los Angeles area providing readings on nitrogen dioxide (NO₂) and other pollutants. In order to estimate the level of air pollution for each household, air pollution levels were characterized by three air quality levels as

shown in Table 6.2. Improvements from “poor” to “fair”, and “fair” to “good” across the region are each associated with about a 30 percent reduction in ambient pollution levels.

Table 6.2 Classification of NO₂ levels in Los Angeles (1982)

Air quality	Good	Fair	Poor
NO ₂	< 9 pphm	9-11 pphm	> 11 pphm

Table 6.3 presents the results of the regression that estimates the hedonic price function. They find that approximately 90 percent of the variation in home sale price is explained by the variation in the independent variables set. This is shown by the R² value at the bottom of the table. Almost all coefficients are statistically different from zero (i.e. they are significant at the 1 percent level). The only exception is the crime rate. They also find that the pollution variable has the expected negative impact on house prices. More pollution implies lower housing prices. Moreover, the analysis showed that the shape of the hedonic price function is concave, as in our representation in Figure 6.3. As the level of pollution decreases, the incremental willingness to pay for better air goes down.

Table 6.3 Estimation of the hedonic price function

The dependent variable is 'Home sale price' (expressed in logarithms)

Independent Variable	NO ₂ Equation
Housing Structure Variables	
Sale Date	.018591 (9.7577)
Age	-.018171 (-2.3385)
Living Area	.00017568 (12.126)
Bathrooms	.15602 (9.609)
Pool	.058063 (4.6301)
Fireplaces	.099577 (7.1705)
Neighborhood Variables	
Log (Crime)	-.08381 (-1.5766)
School Quality	.0019826 (3.9450)
Ethnic Composition (Percent White)	.027031 (4.3915)
Housing Density	-.000066926 (-9.1277)
Public Safety Expenditures	.00026192 (4.7602)
Accessibility Variables	
Distance to Beach	-.011586 (-7.8321)
Distance to Employment	-.28514 (-14.786)
Air Pollution Variables	
log (TSP)	
log (NO ₂)	-.22407 (-4.0324)
Constant	2.2325 (2.9296)
R ²	.89
Sum of Squared Residuals	18.92
Degrees of Freedom	619

-.22407
(-4.0324)

A 1% increase in NO₂ concentrations causes a 0.22% decrease in home sale price

^at-statistics in parentheses.

The next step is to use the change in rental prices to calculate the willingness to pay for lower pollutant concentrations. The model allows two kinds of improvements: (i) from ‘poor’ to ‘fair’ and (ii) from ‘fair’ to ‘good’. The corresponding variation in rent specifies the premium an individual household would have to pay to obtain an identical home in the cleaner air region^{xii}. Table 6.4 shows the rent differential (i.e. changes in housing prices expressed as US dollars per month) for the different communities surveyed.

Table 6.4 Sale price differentials caused by improvements in air quality

Community (1)	Property Value Results ^a	
	ΔR (Standard Deviation) (2)	Number of Observations (3)
POOR-FAIR		
El Monte	15.44 (2.88)	22
Montebello	30.62 (7.26)	49
La Canada	73.78 (48.25)	51
Sample Population	45.92 (36.69)	122
FAIR-GOOD		
Canoga Park	33.17 (3.88)	22
Huntington Beach	47.26 (10.66)	44
Irvine	48.22 (8.90)	196
Culver City	54.44 (16.09)	64
Encino	128.46 (51.95)	45
Newport Beach	77.02 (41.25)	22
Sample Population	59.09 (34.28)	393

Air quality in Montebello is currently ‘poor’ (NO₂ > 11 pphm). An air quality improvement to ‘fair’ (NO₂ 9-11 pphm) would increase welfare by US\$30 per month per person.

As an example, consider the Montebello community. It is located in a poor air quality area. If air quality was to increase to fair, the average person would be willing to pay nearly US\$30 per month more than that which he is currently paying.

In general, rent differentials ranged from US\$15.44 to US\$73.78 for an improvement from “poor” to “fair” air quality and US\$33.17 to US\$128.46 for an improvement from “fair” to “good” air quality.

Example 2: Wages and Environmental Risks to Health

The analysis of hedonic housing markets exploits the fact that environmental amenities are an attribute of residential properties and thus affect its price. This analysis assumes that the ‘value’ of the environmental amenity is embodied in the housing market. This assumption is however true only if citizens do not migrate among cities. If we include in the analysis the fact that workers can move to other (cleaner) cities then we have to allow for the fact that environmental quality is not only reflected in the housing market but also in the job markets by means of higher salaries. Intuitively, the value

people attach to urban amenities should be reflected in the higher wages they require to live in less desirable cities. A seminal work in the ‘wage-amenity studies’ literature is the work by Roback (1982). It shows that the “value of the amenity is reflected in both the wage and the rent gradient. The precise decomposition depends on the influence of the amenity on production and the strength of consumer preferences”^{xiii}. The assumption of cities with ‘closed borders’, where no migration is possible, can be a good approximation of reality in the short term. If one considers a longer period, then the effects on wages should be taken into account.

Another case in which changes in wages provide very important information is with respect to health risks. The assumption is that workers will accept riskier jobs if they are offered higher salaries. By riskier jobs we mean cases in which the activity performed involves the use of hazardous substances or in general exposes the worker to a higher probability of dying. Generally, the analysis is structured in the same way as in the hedonic prices model. Salary is a function of several variables among which: (i) the job characteristics (such as distance from home and size of the company) and (ii) the risk of dying. The econometric estimation is then as follows:

$$\text{Wage}_i = \alpha_0 + \alpha_1 \text{ Job Characteristics} + \alpha_2 \text{ Risk of death} + \dots + \text{Error term}$$

In this case we are particularly interested in the parameter α_2 . It tells us how the wage rate changes with changes in the risk of death. The slope of the wage-risk function is called *Value of a Statistical Life*.

Notice that we are not talking about the ‘value of a life’. It is rather the value of the benefits of avoiding risk to die. We are constantly exposed to risk (driving the car, taking a plane, eating in a restaurant) but it would be absurd to think of reducing the probability of dying from such activities to zero. In real life we are constantly making trade offs between money and health risks. For example, buying a more expensive car with lower accident fatality rates. The hedonic wage equations capture this behavior. Suppose that currently the risk of dying in a job is 1 in 25,000. Imagine that if the risk increased to 1 in 20,000 and all other characteristics stay constant the wage rate increased by US\$50. In such a case, the slope of the hedonic function is:

$$VSL = \alpha_2 = \frac{US\$50}{\left(\frac{1}{20000} - \frac{1}{25000}\right)} = US\$5,000,000$$

Consider a firm with 100,000 employees. Suppose that the job risk increases by 1 in 100,000, for example because of the poor air quality due to gases originating from the production process. Then the chances are that one of the employees will die performing his activities. The hedonic wage calculation shows that workers will need US\$5,000,000 in extra wages to be willing to take the risk.

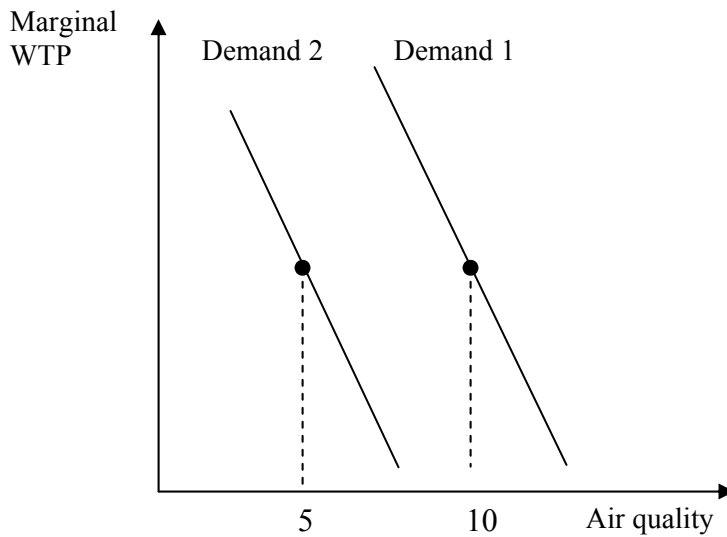
Why is this information useful? Suppose that the firm’s management is deciding whether to invest in improved security measures. The option on the table is to improve the air filtration mechanism. Improved air filtration is estimated to cost US\$4,000,000—a big investment, given that the company could use the money for other purposes. This will reduce the risk of dying by 1 in 100,000 for each of the 100,000 workers. The hedonic-wage analysis gives us important information in this case: workers are willing to forego US\$5,000,000 in wages for the reduction in risk of dying made possible by the new filters. From the economic perspective, the investment would be more than justified.

A more detailed analysis of the ‘Value of a Statistical Life’ is presented in chapters 8 and 9.

Annex 6.1

To understand how willingness to pay for environmental quality and hedonic prices relate to each other we need to work backwards. Let’s assume that two individuals have similar preferences. The only difference between the two is their income. It is plausible that people with higher incomes demand better air quality than poorer people. In other words willingness to pay for air quality increases with income. The demand curves for air quality for the two individuals are represented in Figure A6.1. The demand curve for air quality allows us to calculate the amount of money an individual is willing to trade for a change in the level of air quality, while keeping his utility constant.

Figure A6.1 Demand for air quality



Individual 1 is more likely to choose to live in a neighborhood with better air quality (and higher rents) than individual 2. The next step is to understand how the demand curve relates to the hedonic function. Imagine that we surveyed the two individuals and gathered the following information:

Table A6.1 Individual 1 vs. individual 2

	Individual 1	Individual 2
Neighborhood	A	B
Air quality Index	10	5
Price of property (US\$ thou)	200	150
Beta	100	110
Income (weekly US\$)	1,000	600
Household size (people)	4	3

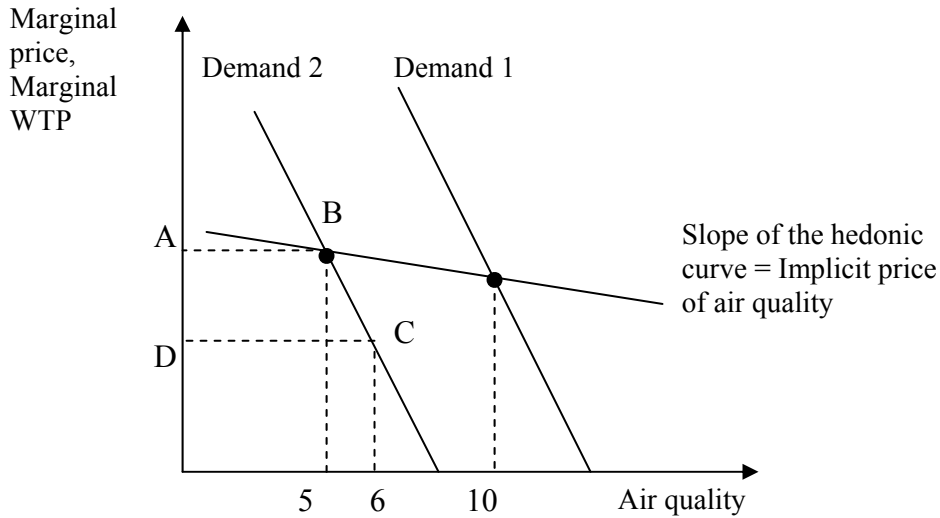
Individual 1 lives in neighborhood A which is characterized by higher air quality. Moreover, individual 1 has certain characteristics such as income (US\$1,000) and size of household (4) that would presumably affect his preferences for air quality. The characteristics of the individuals and the level of air quality in which they choose to live determine their marginal willingness to pay for air quality. But, can we obtain a value for marginal willingness to pay (i.e. the amount individuals are willing to pay for a ‘small’ increase in air quality)?

The answer is yes. This is exactly the information we obtained from estimating the hedonic function. In other words the slope of the hedonic function at a given level of air quality, which we will call *marginal price of air quality*, is equivalent to a specific individual *marginal willingness to pay* for that same level of air quality along the demand curve of the individual (see Figure A6.2)

The equilibrium condition in the hedonic model (for any given level j of environmental quality) is given by equation A1.

$$(\text{Marginal price of air quality})_j = (\text{Individual } i\text{'s marginal willingness to pay})_j \quad (\text{A1}).$$

Figure A6.2 Implicit price and willingness to pay for air quality



The rest of the analysis is again a task for econometricians. By estimating the relationship between marginal willingness to pay (the β)^{xiv} and the characteristics of the individuals, we obtain an expression for the demand curve for willingness to pay for air quality.

Assume the local government is planning to increase air quality from 5 to 6. The change in individual 2's welfare will be the increased area below her demand curve (area ABCD). The social welfare change can be obtained from summing up the consumer surpluses increases for all affected individuals.

Box A6.1 The identification problem in hedonic price studies

In his seminal 1974 article, Rosen describes the two stages hedonic price method we have presented above. In the same paper the author warns of the ‘*garden variety identification problem*’ linked to the second-stage estimation of the demand for environmental amenities. Brown and Rosen (1982) describe the identification problem thoroughly. The basic intuition of the problem comes from the fact that the data that is used to estimate the hedonic price function, and hence the implicit price of the environmental amenity, is the same that is used to estimate the individual marginal willingness to pay. But the marginal willingness to pay is, by construction of the hedonic method, equal to the implicit price of air quality. The result is that the parameters obtained in the second-stage are the same as the parameters obtained for the implicit price for environmental quality.

Brown and Rosen (1982) point out that a way to avoid the problem is to impose some *a priori* functional restrictions on the hedonic price function. In this way, estimation of the first equation and of the second equation would be based on different functional forms. The success of the trick would be however as good as the quality of the restrictions imposed on the hedonic price function. Another way to go around the problem is to use data from different markets. If consumers in different markets have identical preferences but face different hedonic price functions, then the implicit price in the first-stage estimate will vary independently of individual characteristics included in the second-stage regression.

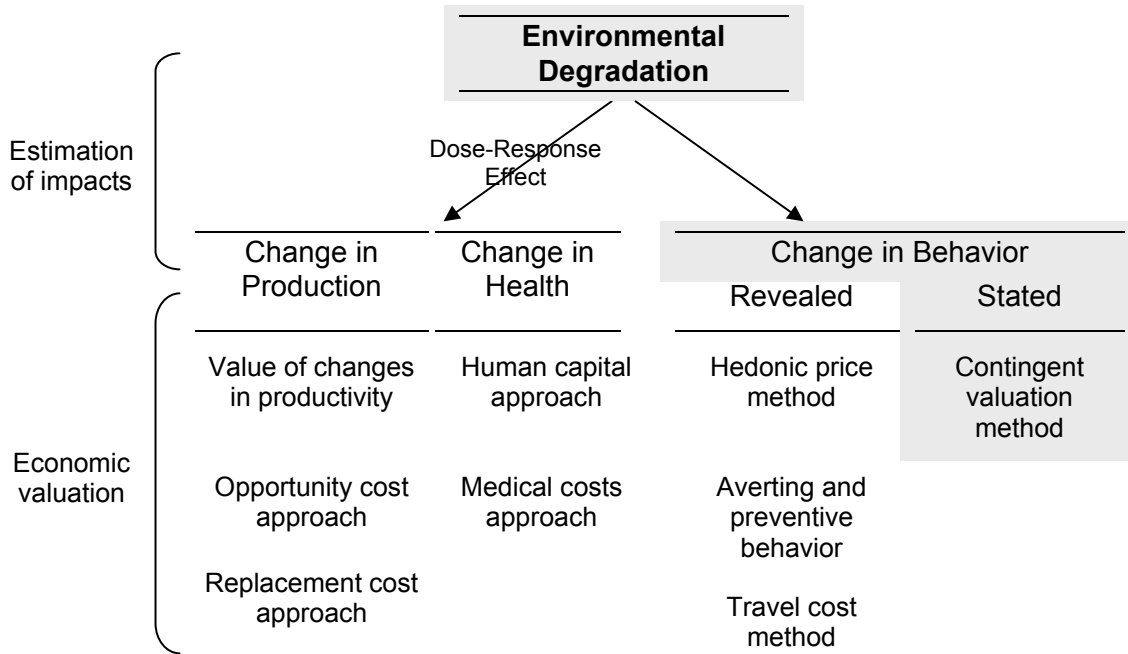
In the real world, researchers are often bound to use limited resources and data on several markets is not always available. What is the best option left for the researcher? The answer is that, given data limitations, it is better to estimate the hedonic price function only. For small changes in environmental quality, the hedonic price function gives the marginal willingness to pay information we need (as noted earlier in the session). But for a larger project, the derivative of the hedonic price function no longer measures the value of the amenity change. But Kanemoto (1988) showed that the hedonic price function can help defining an upper bound for the welfare change

7

CONTINGENT VALUATION METHOD

In the market-place, individuals tend to have clear information on which to base their valuation and choices. The product tends to be visible, its characteristics are generally well known, and it has a market price. Economists can elicit the value that individuals place on a good or service by observing purchasing behavior. Most valuation techniques are based on observing people’s behavior to “reveal” the value they place on it. However, in some cases there are simply no market proxies to observe. In such circumstances, it is possible to ask a sample of people what they would be willing-to-pay (WTP). In this situation, economists rely on people to “state” their preferences. This method is known as the contingent valuation method (CVM) and is the main approach for eliciting values of changes in behavior using stated preferences as shown in Figure 7.1.

Figure 7.1 The contingent valuation method



The Contingent Valuation Method

The CVM enables economic values to be estimated for a wide range of commodities not traded in markets. This method uses survey techniques to establish the value of goods and services that are not exchanged in markets and therefore have no prices associated with them. The CVM involves asking a randomly chosen sample of people what they are WTP for a clearly defined change in the provision of a good or service, or to prevent a change. It can also be used to elicit what people are willing-to-accept (WTA) to forgo a change or tolerate a change. The most commonly applied approach in the CVM is to interview people and ask them what they are WTP towards the preservation of that asset. Analysts can then calculate the average WTP of respondents and multiply this by the total number of people who enjoy the environmental site or asset in question to obtain an estimate of the total value which people have for the asset.

An interesting advantage of the CVM approach is that it can be used to elicit values of resources that people will never personally utilize or visit. Take Antarctica as an example: a natural reserve individuals are WTP to preserve, but would not in general like, or be able, to visit. In other words CVM can be used to elicit non-use values.

Steps for Designing a Contingent Valuation Study

The main stages in the application of the contingent valuation method are summarized in Figure 7.2. Each stage is discussed in more detail below.

1 - Setting up the hypothetical market

The first step is to set up a hypothetical market for the environmental service in question. The following issues should be considered when setting up the hypothetical scenario. The valuation scenario should be well defined, fully explaining the good in question and the nature of the change. This may be done with the use of images such as photographs or illustrations.

The institution responsible for providing the good must also be identifiable and believed to be capable of providing it. This helps the respondent visualize how the good will be provided in practice.

It should also be made clear how the payment will be made. Commonly used payment methods include taxes, fees, price changes, or donations.

An example of a well-defined scenario is given below:

“The old civic building in the city center is a unique example of architecture from its period (1600s). Over the past 10 years it has fallen into disrepair (show photograph of before and after). Without intervention it will deteriorate further and in five years will fall down. The local government will have to spend money if it is to restore the building to its state ten years ago. These extra funds will be generated by raising income tax.”

2 - Obtaining bids

Bids can be elicited using several survey techniques: face-to-face interviewing, telephone interviewing, or mail. Telephone interviews are probably the least preferred method since conveying information about the good may be difficult over the telephone, partly due to a limited attention time span. Mail surveys are frequently used, but suffer from potential non-response bias and low response rates. Face-to-face interviews with well-trained interviewers offer the greatest scope for detailed questions and answers.

The purpose of the survey is to elicit an individual's maximum WTP in order to have the environmental improvement go ahead (or their maximum WTP to prevent a deterioration in environmental quality occurring). Alternatively, the scenario may be phrased so that a minimum WTA to go without the improvement or to put up with the deterioration is appropriate.

Follow-up questions such as “Do you think the environmental service would improve the quality of life in your community?”, should be administered in order to understand the motives behind each respondent. This can help eliminate protest or invalid responses.

3 - The results of the analysis

Once the data has been collected, the difficult work of making sense of it begins. The wealth of information collected can be used in different ways and for a variety of purposes. The possible outputs we can obtain from a CVM study are presented below.

Average WTP or WTA

Once bids (WTP or WTA) have been gathered, an average bid can be calculated. Average WTP or WTA can be used to have a quick assessment of the value a resources has for a particular population.

“Protest” bids are usually omitted from the calculation. Protest bids are zero bids given for reasons other than a zero value being placed on the resource in question. For example, a respondent may refuse any amount of compensation for loss of a unique environmental resource such as the Grand Canyon, as they believe it is the government’s responsibility to protect it, or simply that they do not wish to take part in the survey. A decision must also be taken over how to identify and treat outliers. The follow-up questions can help with this.

Average bids are easily calculated if an open-ended value approach has been used. If a closed-ended referendum approach has been used, i.e. Yes/No answers, then econometric techniques can be used to calculate the probability of “yes” answers to each suggested amount.

Bid curves

A bid curve can be estimated using econometric regressions. WTP/WTA amounts are used as the dependent variable and information on variables such as income, age and education, which has been collected during the survey, is used as explanatory variables.

A typical regression will look like the following:

$$WTP_i = f(I_i, E_i, A_i)$$

Where ‘i’ indexes respondents.

Bid curves open the possibility of predicting WTP amounts given changes in the independent variables. For example, “What would be the effect of higher wages on the WTP for the provision of water services?”

Aggregated data

Aggregation refers to the process whereby the average bid is converted to a population level value figure. Decisions over aggregation revolve around three issues:

- First is the choice of the relevant population. The aim is to identify either (a) all those whose utility will be significantly affected by the action, or (b) all those within a relevant political boundary who will be affected by the action. This group might be the local population, the regional population, or the population of the country.
- Second is the issue of moving from the sample mean to a mean for the total population. Several alternatives have been proposed. If the sample mean is truly representative of the total population then the sample mean could be multiplied by the number of households in the population.
- Third is the choice of the time period over which benefits should be aggregated. This will depend on the setting within which the CVM exercise is being performed. If the present value of environmental benefits flows over time is of interest, then benefits are normally discounted.

4 - Evaluating the CVM exercise

This entails an appraisal of how successful the application of CVM has been. Did the survey result in a high proportion of protest bids? Is there evidence that respondents understood the hypothetical market? How much experience did respondents have of the good in question? If asking respondents living in a calm rich residential area about their willingness to tolerate a new quarry in their neighborhood resulted in high number of protest bids, then the CVM application would not be considered successful. Similarly, suppose that respondents state their WTP preserve the panda bear in China. This may lack credibility if these respondents are not familiar with this animal.

The quality of a CVM study heavily depends on the quality of its underlying process, i.e. the preparation and administration of the survey. In 1993, based on the existing experiences, a panel of experts published a set of guidelines that would allow the use of CVM in court cases for damage compensation. The guidelines (known as the NOAA guidelines) still constitute a milestone in the CVM short history and are described in Box 7.1.

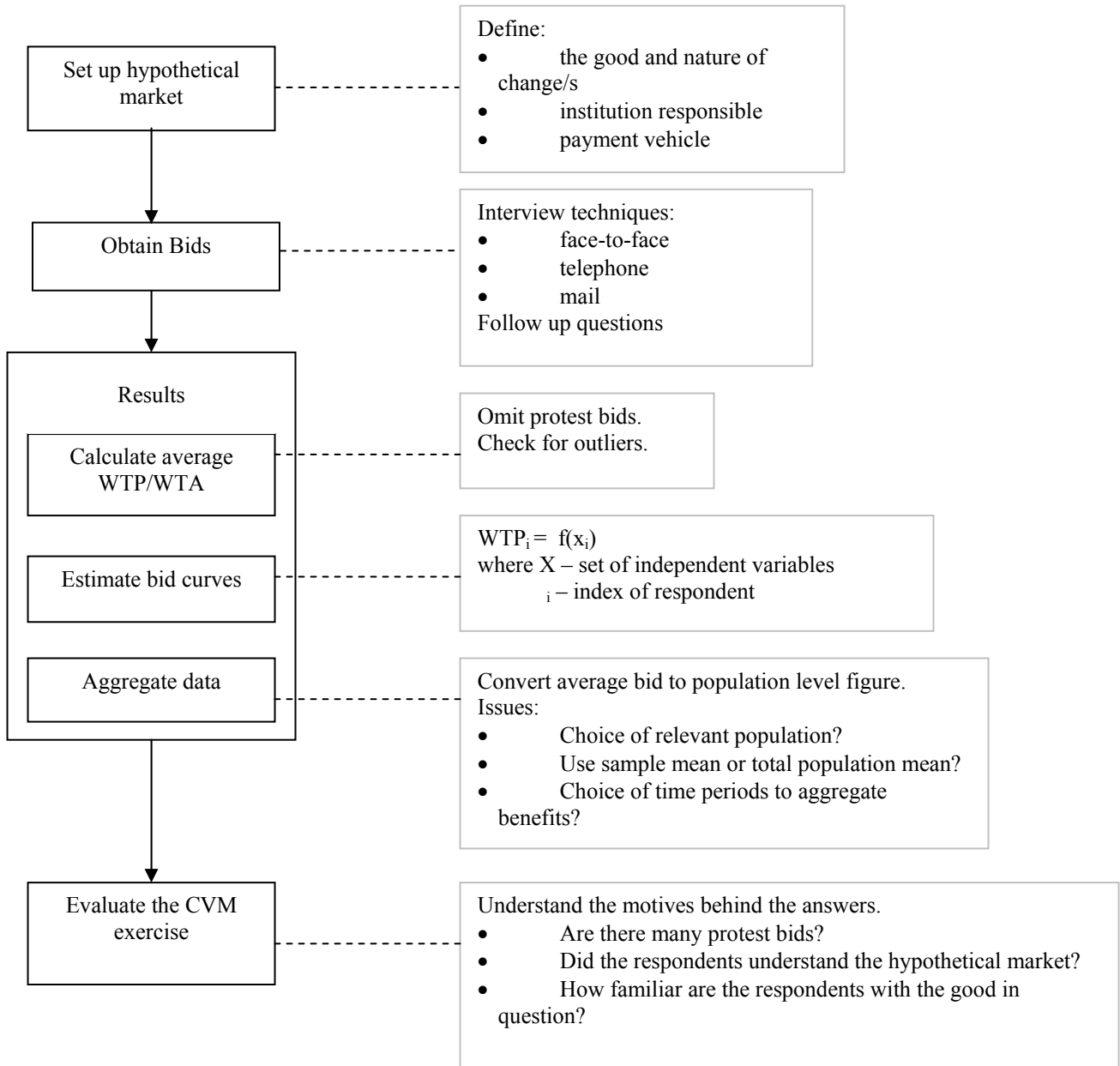
Box 7.1 Recommendations from the NOAA Panel

Due to the large number of issues and considerations regarding the contingent valuation technique, there is an ongoing debate surrounding its credibility. In the late 1980s questions began to arise about its usability in the legal system to estimate damages. Following the Exxon Valdez oil spill in 1989, the Oil Pollution Act of 1990 was implemented. Under that new law the Department of Commerce of the USA, acting through the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), was asked about its opinion on whether CVM is capable of providing estimates of non-use or existence values that are reliable enough to be used in natural resource damage assessments. The panel established a set of guidelines to which it felt future applications of CV should follow. These guidelines were numerous, but the seven most important are summarized below.

1. Applications of the CVM should rely on personal interviews rather than telephone surveys where possible, and on telephone surveys in preference to mail surveys.
2. Application of CVM should elicit WTP rather than WTA when possible. The reason is that WTA questions may cause a strategic behavior in the respondent, who may have an incentive to overstate its true value.
3. Applications of the CVM should utilize the referendum format; that is, the respondents should be asked how they would vote if faced with a program that would produce some kind of environmental benefit in exchange for higher taxes or product prices. The panel reasoned that because individuals are often asked to make such choices in the real world, their answers would be more likely to reflect actual valuations than if confronted with, say, open-ended questions eliciting maximum WTP for the program.
4. Applications of CVM must begin with a scenario that accurately and understandably describes the expected effects of the program.
5. Applications of CVM must contain reminders to respondents that a WTP for the program or policy in question would reduce the amount they would have available to spend on other things.
6. Applications of the CVM method must include reminders to respondents of the substitutes for the “commodity” in question. For example, if respondents are being asked how they would vote on a measure to protect the wilderness area, they should be reminded of the other areas that already exist or are being created independent of the one in question.
7. Applications of the CVM should include one or more follow up questions to ensure that respondents understood the choice they were being asked to make and to discover the reasons for their answer.

The NOAA guidelines were criticized as they were believed to make carrying out a CVM too expensive. This was especially thought to be the case with in-person interviews. The guidelines were created within the context of large legal lawsuit settlements, so it was felt that high quality CVMs were necessary. There is no standard approach to CVM, but the NOAA guidelines provide a framework for good practice.

Figure 7.2 Flow chart of designing a contingent valuation study.



Case Study: the Environmental and Financial Sustainability of the Machu Picchu Sanctuary

Established in 1981, and declared a “world heritage” site by UNESCO in 1983, the historic sanctuary of Machu Picchu covers an area of 32 thousands hectares in the Department of Cusco, Peru. The sanctuary includes the ‘ciudadela’, a 14th century Inca city located on the top of a mountain at 2,500 meters above sea level. Every year, nearly 300,000 tourists visit the ‘ciudadela’, making it one of the greatest tourist attractions in South America. Despite the number of visits, the revenues derived from the entrance fees have been low. This has been the effect of a tourism policy that aims to maximize the number of tourists thus capturing revenues through lodging, transport and souvenirs. However, in the future this policy option may not be sustainable as the carrying capacity of the site may be exceeded.

This case study uses contingent valuation to elicit visitors' willingness to pay. This can be used to analyze the feasibility of a price system that is capable of maximizing revenues for the site administration while allowing demand to be controlled. The example is based on a paper by T. Hett *et al* (2003) and EFTEC (1999).

The original study was requested by the Finnish Forests and Parks Service in the context of a technical assistance program for Machu Picchu. A total of 1,014 visitors were interviewed in 15 sites around Cusco, the gateway of tourists coming to and from Machu Picchu. Tourists were divided in two groups: (1) those who only visited the 'ciudadela' and (2) those traveling to the 'ciudadela' via the 'Inca trail', a walking route that leads to the city of Machu Picchu, following (at least partly) the old Inca roadway. Here we will concentrate on the results of the first group of interviews.

1 - Setting up the hypothetical market

At the time of the survey, a US\$10 entrance fee was being charged to tourists visiting the 'ciudadela'. Thus, the initial steps to the analysis were made easy by the fact that a market for the recreation services of Machu Picchu already existed. Surveyed visitors needed not be induced to imagine a situation in which a price was charged for accessing the site. The aim of the survey was however to ask them to imagine a situation in which a higher price would be charged.

2 - Obtaining bids

Two different procedures were used to obtain the bids. The first group of respondents were asked about their willingness to pay through a referendum type of question. They were asked to imagine that while they were planning their trip they were informed that the price had been increased from the current price of US\$10 to US\$20. They were asked whether they would still be willing to visit the site at the new price. A second group of respondents were asked to mark their maximum willingness to pay on a 'payment card', like the one depicted in Figure 7.3. Both methods allow average willingness to pay and bid curves to be estimated. Using a variety of split-sample experiments allows us to better understand how respondents may be reacting to the CV scenario and the elicitation procedure (Whittington, 2002). We will focus here on the results from the second type of elicitation method: the payment card.

Figure 7.3 Payment card for assessing the maximum willingness to pay to visit the city of Machu Picchu

The maximum amount that you are prepared to pay to access the city of Machu Picchu (in US\$)	
10	
15	
20	
25	
30	
35	
40	
45	
50	
55	
60	
65	
70	
75	
80	
85	
90	
95	
100	
110	
120	
130	
140	
150	
160	
170	
180	
190	
200	
225	
250	
300	
Any other amount:	

Please do not state that you are willing to pay an amount if you think you that:

- You cannot pay
- Your money could be better spent on other things
- If you are uncertain

3 - The results of the analysis

Using the results from the payment cards, it is possible to obtain a value for the maximum willingness to pay of tourists by calculating the average of the responses. Table 7.1 shows the results. The respondents have been grouped into Peruvians and foreigners. One of the objectives of the study was in fact to analyze the proposal for a differentiated entrance fee that would allow maximizing revenues. Notice that the value of average WTP is US\$26 for the Peruvians, US\$47 for the foreigners and US\$40 for the whole group. These results seem to be biased upwards by the existence of some respondents with very high willingness to pay (more than US\$100)^{xv}. A way to control for this problem is to show the median WTP. As Table 7.1 shows, overall median WTP is US\$30, ten units less than the average.

Table 7.1 Maximum willingness to pay for visiting the city of Machu Picchu

	Average WTP (US\$)	Median WTP (US\$)	% of respondents WTP more than the current fee (US\$10)
All respondents	40	30	82
Peruvian tourists	26	20	66
Foreign tourists	47	30	91

The questionnaire also elicited information on the socioeconomic characteristics of respondents, the purpose of their visit, their attitude towards the management of the site, and their perception of proposed changes. This information can be used to observe the relationship between individual characteristics and maximum WTP.

$$\log WTP_i = \alpha_0 + \alpha_1 Sex_i + \alpha_2 Age_i + \alpha_3 Education_i + \alpha_4 Income_i + \alpha_5 Nationality_i + \dots + error_i \quad (1)$$

To do so, a regression was performed using the Ordinary Least Squares method. This method allows estimating the coefficients ($\alpha_0, \dots, \alpha_5, \dots$) that provide the best fit between the data and the assumed theoretical model represented by equation (1). The coefficients obtained from the estimation are key as they provide information on how much a change in each explanatory variable affects the maximum WTP. Table 7.2 shows the regression results. A measure of the overall fit of the theoretical model (1) to the survey data is provided by the R^2 value. A low R^2 value is typical of contingent valuation studies^{xvi}. For example, the survey results highlight the fact that, all else constant, visitors with a post-graduate degree are WTP more than those without. Being Peruvian on the other hand, implies a lower willingness to pay compared to being a foreign visitor – the coefficient is negative.

Table 7.2 Bid function for the visits to the city of Machu Picchu – Regression results

Variable	Coefficient
Logarithm of WTP	Dependent variable
Constant	3.15
Male	0.07
Education	0.25
Income	0.00
Peruvian	-0.67
...	
$R^2=0.25$	
N=531	

4 - Estimating demand and maximizing revenues from the site's entrance fee

These results could have strong policy implications. If we assume that the sample is representative of the almost 300,000 tourists that visit the 'ciudadela' annually, it is possible to estimate demand curves for foreigners and Peruvians. These are represented in Figure 7.4. The lower curve represents the demand for visits by Peruvian tourists and the higher curve is for foreigners. The different positions reflect the influence of different socio-economic characteristics, attitudes and perceptions by the two different groups.

Currently, a US\$10 fee is charged to both Peruvian and foreign tourists. If the price was raised, the number of visits would decline, as indicated by the downward slope of the demand curve. However, the total revenues obtained (price times the number of visits) would initially increase and then decline above beyond a certain fee level. From the point of view of the government it would be useful to know what level the fees should be set at in order to maximize revenues. The study calculates these levels and the results are summarized in Table 7.3.

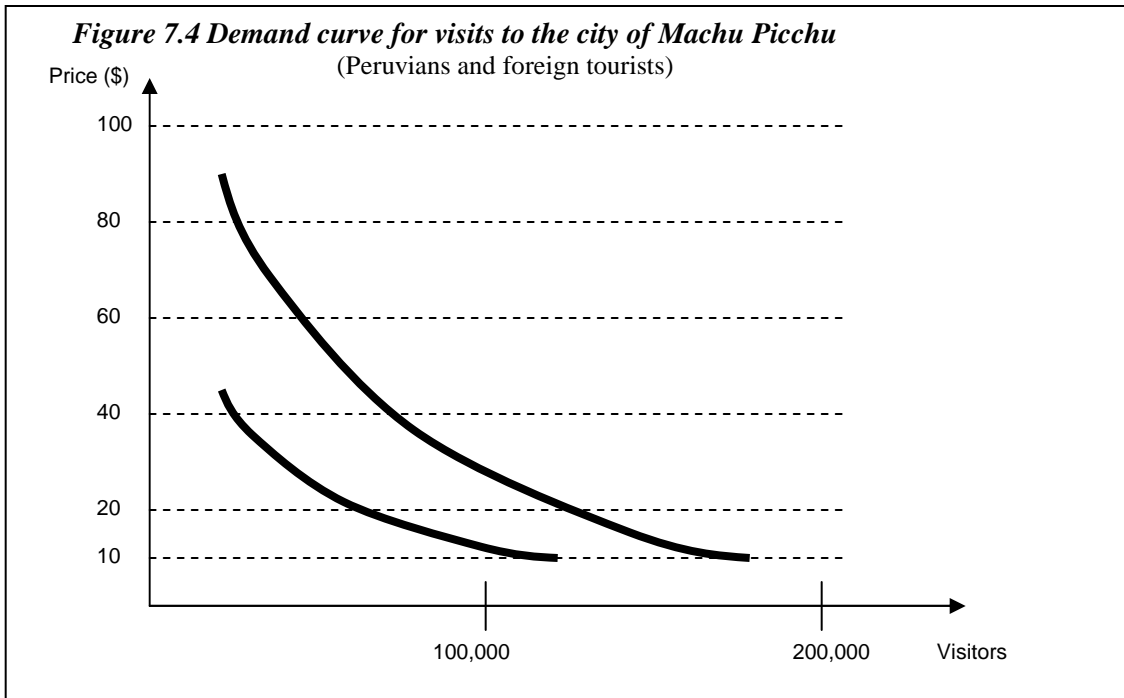


Table 7.3 Policy implications of the survey

Type of policy	Visitors (thousands)		Price (US\$)		Total revenues (US\$ millions)
	Peruvians	Foreigners	Peruvians	Foreigners	
Current price	94	174	10	10	0.81
Maximize revenues without price differentiation	17	98	37	37	2.21
Maximize revenues with price differentiation	44	93	23	44	2.68

Under the current pricing scheme, a total of 268,000 paying tourists visit Machu Picchu and the total revenues are estimated in US\$810,000. If the entrance fee were raised to US\$37, the total revenues would go up to US\$2,210,000 – more than twice the current revenues. This would of course result in a drop in the number of tourists, especially Peruvians, whose lower income and perception of the site as a public good imply a lower WTP. Differentiating prices (US\$23 for Peruvians and US\$44 for foreigners) would generate the highest revenues and would result in a higher number of Peruvians visiting the site than that under the undifferentiated price option.

It is in the end the government who decides on which price policy to adopt. The objective of the government may not necessarily be to maximize the revenues and may be influenced by other considerations such as equity. However, the results from the CVM provide a powerful information tool for decision makers and scientists.

Annex 7.1 Advantages and Disadvantages of Different Questionnaire's Formats

<p>Open-ended</p> <p>What is the maximum amount you are WTP as an addition to your water bill to implement the previously described clean-up program in the river Nile?</p>	<p>Advantages</p> <p>Straightforward. Does not provide respondents with cues about what the value of the change might be. Informative as maximum WTP can be identified for each respondent. Requires relatively straightforward statistical techniques.</p>	<p>Disadvantages</p> <p>It leads to large non-response rates, protest answers, zero's and outliers. This is because it may be difficult for respondents to come up with WTP "out of the blue".</p>
<p>Bidding Game</p> <p>Are you WTP an additional \$10 on your water bill to implement the previously described clean-up program in the river Nile?</p> <p>If yes, interviewer keeps increasing the bid until the respondent says no.</p> <p>If no, interviewer keeps decreasing the bid until the respondent says yes.</p>	<p>Advantages</p> <p>May facilitate respondents thought processes and encourage them to consider their responses carefully.</p>	<p>Disadvantages</p> <p>Anchoring bias may exist, that is the respondent is influenced by the starting point. Leads to a large number of outliers due to positive but insincere responses. Cannot be used in mailing surveys and other self-completed questionnaires.</p>
<p>Single-bound referendum</p> <p>Are you WTP an additional \$10 (price is varied randomly across the sample) on your water bill to implement the previously described clean-up program in the river Nile?</p>	<p>Advantages</p> <p>Simplifies thought process as similar to a real life situation where a product has a single price. Minimizes non-responses and outliers. Endorsed by the NOAA panel.</p>	<p>Disadvantages</p> <p>Empirical studies reveal it elicits larger WTP values than open-ended questions. Some degree of positive, yet insincere, responses. Provides less information. Starting point bias.</p>
<p>Double-bounded referendum</p> <p>Are you WTP an additional \$10 (price is varied randomly across the sample) on your water bill to implement the previously described clean-up program in the river Nile?</p> <p>If no, would you pay \$5? If yes, would you pay \$10?</p>	<p>Advantages</p> <p>Receives more information than the single bound as know WTP is between certain number.</p>	<p>Disadvantages</p> <p>Limitations of single-bound apply.</p>
<p>Payment card elicitation</p> <p>Which of the amounts listed below are you WTP as an additional to your water bill to implement the previously described clean-up program in the river Nile?</p> <p>0 0.5 1 2 5 7.5 10 12.5 15 20 40 50 75 100 150 200, or >200</p>	<p>Advantages</p> <p>Provides a context to the bids, while avoiding starting point bias. Number of outliers is reduced.</p>	<p>Disadvantages</p> <p>Vulnerable to biases relating to the range on numbers on the card. Cannot be used in telephone interviews</p>

Reproduced from DTLR (2002) *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: Summary Guide*

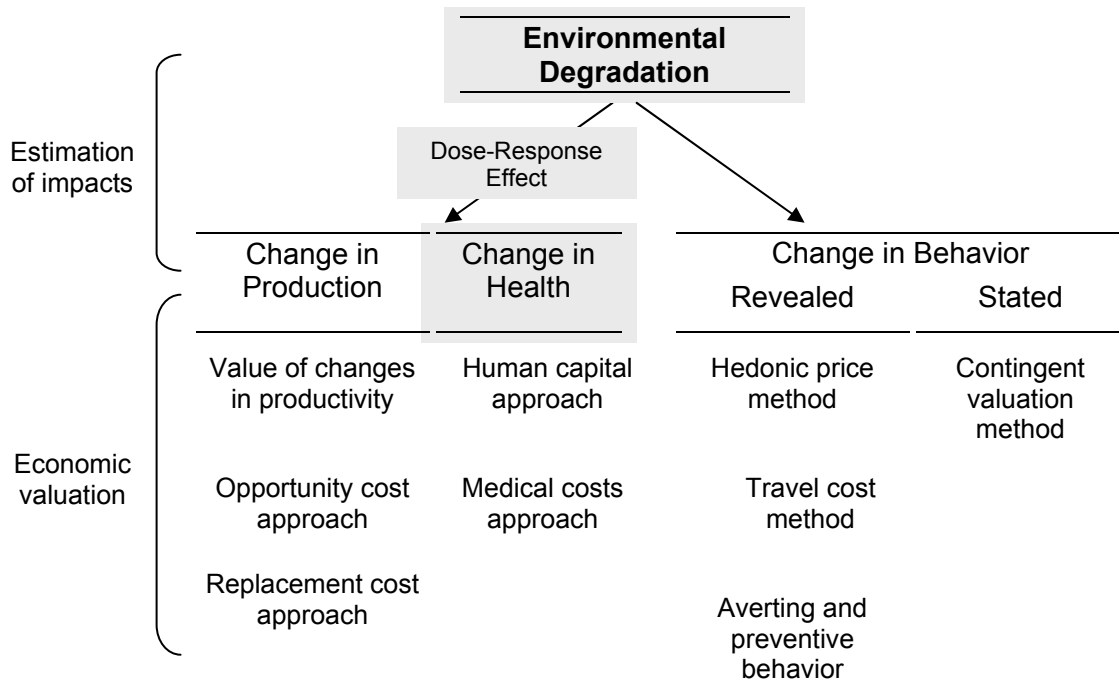
8 QUANTIFYING HEALTH EFFECTS

A special application of environmental economics is the valuation of human health damages due to environmental degradation. We conclude our review of environmental valuation techniques with a snapshot of their application to health damages in chapter 9. However, before valuing damages we need to correctly identify the cause-effect relationships between environmental degradation and health changes.

This chapter outlines the methods that are commonly used to quantify environmental health impacts (see Figure 8.1). Environmental health refers to those impacts of human health, including disease, injury, death and quality of life that are determined by physical, biological, social, and psychological factors. Physical factors include inadequate sanitation, water, drainage, waste removal, lack of housing, and household energy. Behavioral factors include poor personal hygiene, sexual behavior, alcoholism, and tobacco smoking. Globally significant environmental risks include:

- Poor or inadequate water supply
- Inadequate sanitation and waste disposal
- Indoor and outdoor air pollution
- Malaria
- Agro-industrial chemicals and waste (including occupational hazards)

Figure 8.1 *Choosing a valuation method*



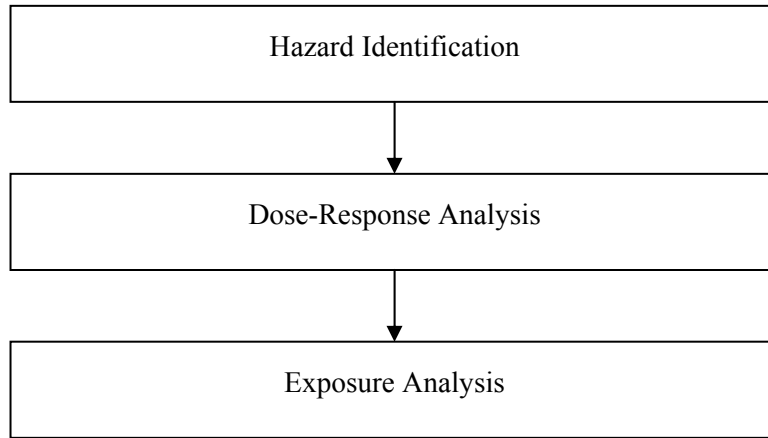
This chapter starts with a review of the empirical approaches available to estimate health impacts. It then goes on to address some of the practical issues associated with the calculation. As original studies cannot always be undertaken to estimate the number of cases of mortality and morbidity, the

final section explores how results from existing studies can be used to estimate health risks in other sites using benefit (or benefit-function) transfer.

Steps in the Quantification of Health Effects

Translating the level or change of an environmental pollutant into the number of cases of ill-health or premature mortality is the first step to valuing health effects. In addition, it can be useful in its own right for at least two reasons. First, is to describe the burden of disease. For example, there may be concerns that the level of air pollution in a city is causing sickness and premature mortality. Quantification of these impacts helps give an indication of how serious these impacts are. It also enables comparisons to be made between health hazards thus helping highlight priority areas. A second benefit of quantifying health impacts is to quantify the benefits of a change in the level of a hazard. For example, to describe the health benefits of a program that will reduce air pollution by 10 percent.

Figure 8.2 Steps in quantitative assessment



There are three main steps to quantifying health effects as shown in Figure 8.2. First is to identify a hazard (i.e. particulate matter concentrations). Once a hazard has been identified, the second step is to estimate what the impact of this hazard is on health (i.e. asthma cases). This is measured by a dose (or concentration) response coefficient. The third step is to estimate which people in the population are exposed to the hazard.

Following each of these steps in order may not be a viable approach in all situations. For example, in the case of indoor air pollution the level of exposure is very much dependent on the time spent indoors, whether appropriate vents are fitted, and time spent close to the stove. These issues make it difficult to accurately measure individual exposure (see Ezzati and Kammen, 2001). In this case, the approach has more often been to apportion a certain percentage of observed respiratory infections to indoor air pollution. A similar problem is encountered when trying to estimate the health burden from unsafe drinking water as exposure levels are dependent on a multitude of factors including storage and whether the water is boiled before consumption.

By contrast, the estimation of health effects arising from outdoor air pollution is a well-documented area. Available studies utilize the approach above and provide a good example of the issues and constraints that a researcher will face when trying to quantify health impacts. The rest of this section largely focuses on the example of outdoor air pollution although the issues raised are often applicable to other hazards.

Empirical Approaches to Estimating Health Impacts

There are three main methods of enquiry available to assess health effects:

- Animal toxicological studies: the controlled experiments of animals in exposure chambers
- Human clinical studies: the controlled experiments of humans in exposure chambers
- Epidemiological studies: the study of humans in real-world situations

Each approach has its advantages and limitations, a summary of which is illustrated in Table 8.1. The most compelling approach will depend on the characteristics of the hazard being examined. It is arguable that epidemiological studies are used most commonly in estimating health impacts – particularly in the case of outdoor air pollution. Epidemiological studies of mortality and morbidity fall into two categories. Time series studies measure the impact of short-term (or acute) exposures on mortality rates. Long-term exposure studies use variations in air pollution levels across locations to measure the effects of long-term exposures on health. These two approaches are described in more detail below.

Table 8.1 Empirical approaches to estimating health impacts

Animal Toxicological Studies	
<i>Advantages</i>	<i>Disadvantages</i>
<ol style="list-style-type: none"> 1. Useful to determine if pollutant is toxic. 2. Can help determine potential biological mechanisms and pathways. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Need to extrapolate from animal species to humans. 2. Animals often given very high dose to elicit a response. Need to extrapolate over lower doses. 3. Limited sub-samples. Maybe animal being studied is just sickly. 4. Usually only consider acute exposures. 5. Replication of exact pollutant mix may be difficult to replicate.
Human Clinical Studies	
<i>Advantages</i>	<i>Disadvantages</i>
<ol style="list-style-type: none"> 1. Allow high precision in specific dose and response. 2. Don't need to extrapolate from animal species to humans. 3. Help determine whether an effect is likely to occur from a given exposure. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Limited sample size. 2. Can only observe acute exposures. 3. Difficult to replicate entire mix of ambient pollutants.
Epidemiology Studies	
<i>Advantages</i>	<i>Disadvantages</i>
<ol style="list-style-type: none"> 1. Real world situation. 2. No need to extrapolate over doses or species. 3. Typically less expensive to undertake. 4. Can study a wide range of health outcomes. 5. Can examine a wide range of pollutants and mixes by looking at different seasons. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Degree of imprecision in measurement of exposure and response. 2. Difficult to separate effects from other hazards. 3. Difficult to ascertain mechanism of the effect. 4. A statistically significant effect does not prove causality.

Acute exposure studies use information from a given region or area over a certain period of time. Such studies are also known as time series or episodic studies. The following information is needed: (1) observed daily mortality rates (or, morbidity rates such as observed hospital admissions), (2) daily variations in air pollution, (3) other variables that may affect the relationship between (1) and (2), such as weather conditions, seasonal factors and other characteristics that can change over time. These are known as “compounding” factors. The final objective of these studies is to compute the parameters of a dose-response relationship between air pollution and mortality (or morbidity). Box

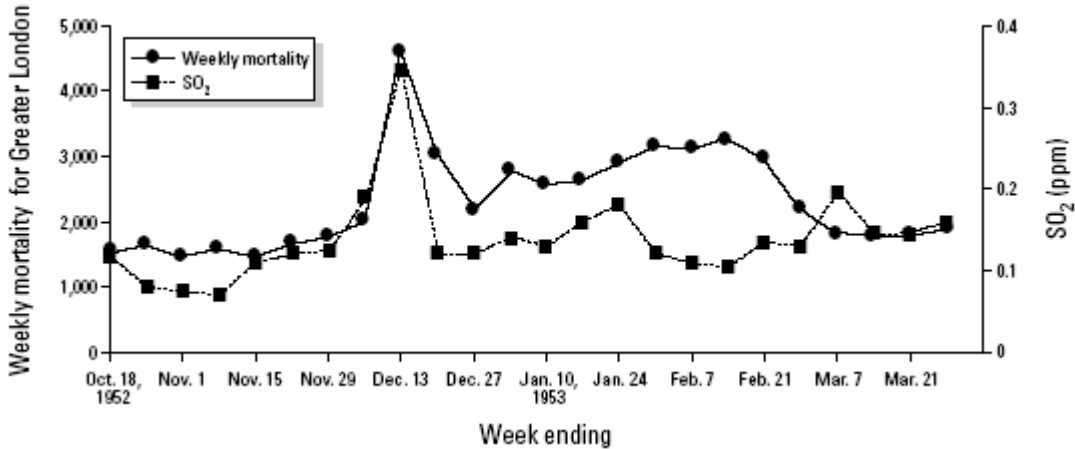
8.1 presents an example of a time series study and Table 8.2 presents an example of the dose-response coefficients estimated for outdoor air pollution for premature mortality and respiratory hospital admissions.

Time-series studies have the advantage of reducing problems associated with confounding or omitted variables (i.e. factors that affect the mortality or morbidity rate but that are very difficult to account for). For example, population characteristics such as diet, smoking habits, age, occupational exposure, and so on, do not change over the study period. Therefore, they do not have to be controlled for in the analysis as they are assumed to be constant.

Box 8.1 Time series data: measuring the acute change in mortality

From 5 December to 9 December 1952 a heavy, motionless layer of smoky, dusty fumes from the region's million or more coal stoves and local factories settled in the London basin. During this period and for several months afterwards elevated mortality rates were observed. A visual examination of the figure below suggests a correlation between sulfur dioxide (SO₂) concentrations and mortality rates. Although the exact number of deaths attributable to the smog is contested, this episode is widely regarded as the catalyst of air pollution epidemiology. While a visual analysis already suggests that there is a relationship between SO₂ and mortality, statistical analysis can confirm and quantify this.

Approximate weekly mortality and SO₂ concentrations for Greater London, 1952–1953.



Source: Bell, M., and D. Davis (2001).

A disadvantage of time-series studies is that they capture only the impact of short-term peaks in exposure and do not capture the impact of cumulative exposure. A frequent concern when interpreting the impact of short-term exposures on mortality is that the people affected by short-term exposures may be vulnerable and sick anyway and may have died in the next few days or weeks from other causes. The question then arises as to whether these prevented deaths of people who had a short while to live should be weighted the same as otherwise healthy individuals who have years of expected life years remaining.

Table 8.2 Example of dose-response coefficients for outdoor air pollution (PM10)

Health Effect	PM ₁₀
Mortality (% change in all-cause mortality rate)	0.084
Respiratory hospital admissions (per 100,000 adults)	1.2

Reproduced from Lvovsky and others (2000)

Chronic exposure studies systematically collect information from different areas and often for a number of points in time. The aim is to estimate the impact of longer-term exposure on health. There are two types of studies: *cross-sectional* and *prospective cohort studies*. Cross-sectional studies analyze mortality rates at various locations at a single period in time to determine if there is a statistical correlation with average air pollutant levels. Attempts are made to control for confounding factors that might be correlated with air pollution levels (such as diet, migration, and so on); however, concerns persist about whether these studies have adequately controlled for such factors.

Prospective cohort studies follow a selected sample of population over time in each location. These studies differ from cross-sectional studies as they use individual-level data so that other health risk factors can be better characterized. Specifically, prospective studies are able to control for mortality risks associated with differences in body mass, occupational exposures, smoking (present and past), alcohol use, age, and gender. This improves the robustness and statistical significance of associations between exposure to a hazard and mortality. In principle, these studies pick up both acute and chronic effects.

Table 8.3 summarizes the main categories of studies that measure the impacts of air pollution with their advantage and disadvantages.

Table 8.3 Categories of studies measuring health impacts of pollution

Type of Study	Observations taken over time	Obs. taken from different locations	Characteristics
Time-series studies	YES	NO	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Avoid problems with confounders and omitted variables ▪ Require assumptions when extrapolating to other locations ▪ Only capture short term peaks in exposure ▪ Relatively cheap to undertake
Cross-section studies	NO	YES	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Require controlling for confounding factors ▪ Only capture long term effects of pollution ▪ Relatively cheap to undertake
Prospective cohort studies	YES	YES	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Require controlling for confounding factors ▪ Capture both short and long term effects of pollution ▪ Expensive to undertake

Aggregation of study results

An important question is whether the effects of short term and long term exposures can be aggregated when estimating the damages. A related question is whether it is appropriate to add the impacts of different hazards. In the case of premature mortality it is not appropriate to add together deaths associated with a given pollutant (e.g., particulate matter (PM)) based on a time-series study with

deaths from the same pollutant calculated using a prospective cohort study, as the latter study should capture both effects. It is however, appropriate to add together premature deaths avoided due to long-term exposure to PM (from a prospective cohort study) and premature deaths avoided due to short-term exposure to ozone (from a time series study), as long as each study controlled for both pollutants.

Calculating Health Impacts in Practice

Once a hazard has been identified, and its dose-response coefficient and exposure level estimated, it is possible to quantify the health impacts. The formula for estimating this is given by equations 1 and 2 below. The choice of formula will depend on the form of the dose-response coefficient. In the case of premature mortality, the dose-response coefficient is often expressed as a percentage change in the baseline mortality rate per unit increase in the pollutant (thus the coefficient is multiplied by a constant term equal to 0.01). In this case the standard equation for estimating premature mortality is shown by equation 1. Dose-response coefficients for morbidity are more often expressed as an overall change in health effects associated with a change in pollution concentration. In this case the additional cases of health impact 'i' from pollutant 'j' are calculated using equation 2. An example of how this is done in practice is given in Box 8.2.

$$(1) M = B * (0.01 * b_j) * A_j * P * E$$

$$(2) H_i = d_{ij} * A_j * P * E$$

Where:

M is the number of additional cases of premature mortality

H_i is the additional cases of health impact 'i'

B is the baseline mortality rate

P is the population at risk

E is the exposure rate of the population at risk

A_j is the concentration of pollutant j.

d_{ij} is the morbidity dose-response coefficient

b_j is the mortality dose-response coefficient

Issues of Benefit Transfer

The ideal way to measure health impacts resulting from exposure to a hazard is to undertake a local study to establish the dose-response relationship. However, in reality the time and cost of such studies often makes this option implausible. In this case, studies from other locations have to be used instead. The issues and considerations relating to the transfer of information from other locations and periods are discussed in this section.

Box 8.2 Calculating health impacts: an example of the impacts of air pollution in Cairo

An example of how health impacts from air pollution were estimated in “*Cost Assessment of Environmental Degradation in Egypt*” (World Bank, 2002) for Egypt is presented below. No study using local data that statistically links urban air pollution and health has been carried out in Egypt. Therefore findings from international studies were applied to the situation in Cairo. This is known as benefit transfer, which is discussed in the next section. They found that nearly 19,000 people die prematurely each year in Greater Cairo, and 64,100 cases of chronic bronchitis as well as other health impacts.

$$M = B * (0.01 * b) * A * P * E$$

M	additional cases of premature mortality	19,000
B	baseline mortality rate	7 per 1,000 population
b	mortality dose-response coefficient	0.084
A	concentration of pollutant	270µg/m ³
P	population at risk	14,900,000 people
E	exposure rate of the population at risk	0.8

$$H = d * A * P * E$$

H	additional cases of health impact	64,100
d	morbidity dose-response coefficient	3.06 per 100,000 adult population
A	concentration of pollutant	270µg/m ³
P	population at risk	9,700,000 adults
E	exposure rate of the population at risk	0.8

The data source of the key parameters is the World Bank’s World Development Indicators, 2000. The data on the level of PM₁₀ was taken from local monitoring stations.

Study design and methodology: desirable characteristics

The first step in quantifying health effects from air pollution exposure using transferred results is to decide which results to transfer. Desirable characteristics of a study are presented below.

- Studies should be based on robust data. For example, in the case of air pollution, data should be based on continuous monitoring of the relevant pollutants. This is because air pollution levels are likely to differ throughout the day (due to changes in temperature and activity levels) and also throughout the year (due to seasonal variations).
- Studies should recognize and attempt to minimize confounding and omitted variables. For example, studies that focus on PM must also control for the other pollutants. Confounding factors can also occur if a factor is correlated with both air pollution and the health outcome, such as weather extremes or seasonality. In a time-series study, controls for the effects of seasonality and weather should be examined. In a cross-sectional study personal characteristics that may affect the health outcome must be controlled for.
- Studies should undertake a reasonably complete analysis of the data. Such analysis should include a careful exploration of the primary hypothesis (e.g., that fine particles are associated with lung cancer mortality) and preferably an examination of the robustness and sensitivity of the results to alternative functional forms, specifications, and influential data points.

Minimize the differences between scenario characteristics

- The disease-specific mortality profile of the country of interest should be similar to the one of the country where the original study was conducted. In some cases the distribution of deaths

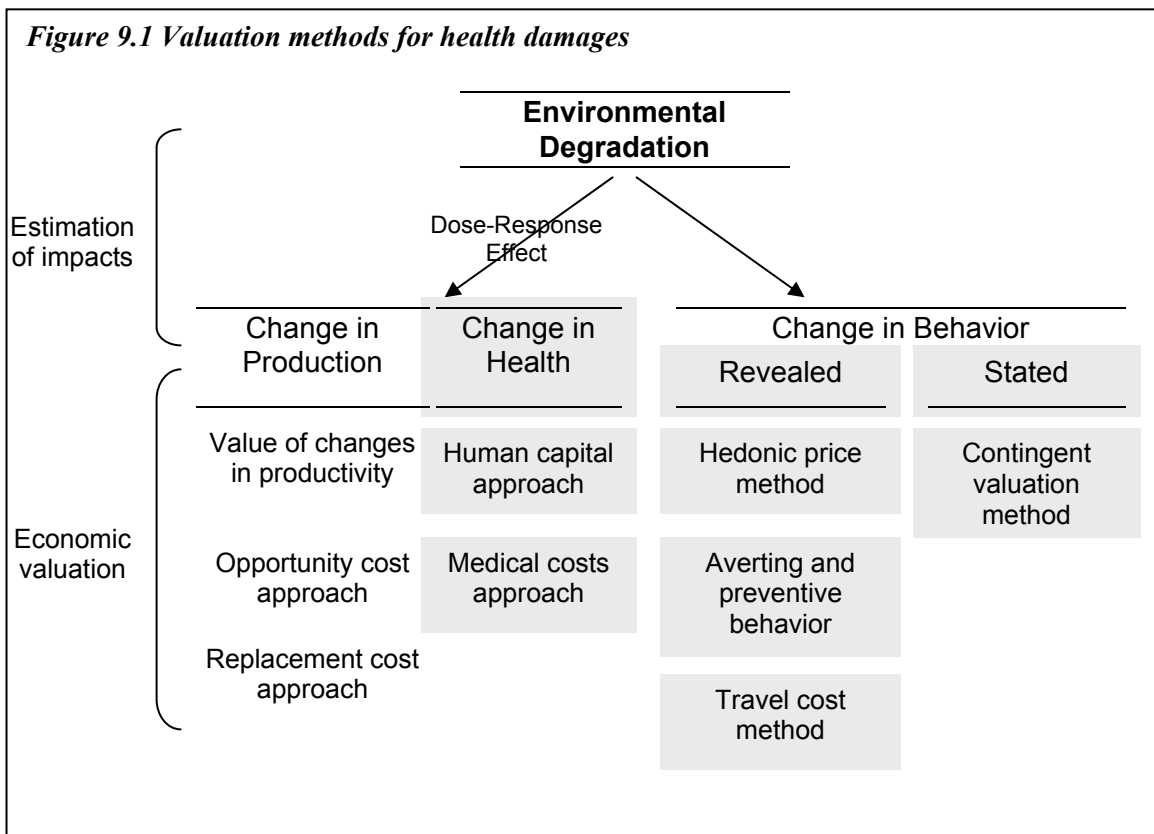
- by cause may differ significantly. In such cases, dose-response functions for disease specific mortality may be better. However, there are some problems with this method. First, air pollution may cause premature death via many routes, such as respiratory failure and cardiovascular mortality. Generating estimates for total mortality ensures that all mortality cases are included. The use of disease specific mortality is also complicated by limited access to disease-specific mortality data and deficiencies in the death reporting system. Note that when total mortality functions are used, differences in population characteristics, such as age structure, nutritional and overall health status, and smoking rates will not lead to bias as these factors will be reflected in the crude mortality rate.
- The age pattern of deaths should be similar in the two cases. The age profile of those affected by a hazard may be very different in developing countries than in industrial countries. For example, in the case of air pollution, the highest incidence was observed in people age 65 and older in Philadelphia (Schwartz and Dockery, 1992), and in Delhi peak effects were reported in the 15-44 age group (Cropper and others, 1997). This implies that more life was lost as a result of death associated with air pollution in India. This has important implications for valuation which is discussed in the next module.
 - Attention should be paid to the mix of pollutants. Air pollution is a very good example of how this may be an issue. The air pollutant $PM_{2.5}$ (particulate matter less than 2.5 microns per cubic meter) is a component of Total Suspended Particulates (TSP). The composition of TSP in terms of how much is $PM_{2.5}$ will vary across location. For example, cities with high levels of road or wind-blown dust are likely to have a lower ratio of $PM_{2.5}$ to TSP than cities where the main contributor to TSP is from vehicle emissions. Older studies are usually based on TSP as this was the only data that was available. With the evolution of new monitoring technology, there is increasing data on $PM_{2.5}$. Recent studies have suggested that it is the presence of the smaller particulates that is responsible for health damages. Therefore, while TSP may be a good proxy for $PM_{2.5}$ in a given location, transferring the dose-responses based on TSP data may be misleading where particulate composition may be different. Studies based on smaller particulate measures (such as $PM_{2.5}$ or PM_{10}) are preferred for this reason.
 - Results from industrialized countries should be carefully extrapolated to developing countries. Often an analyst must extrapolate the results of an epidemiological study outside of the range of pollution levels observed in the study. This problem often arises when studies from the U.S. and Europe are applied to developing countries. Should one assume that the effects of air pollution observed at (relatively) low levels of pollution in the U.S. are greater than, less than, or equal to, the effects that would be observed in more polluted environments? The answer is not clear. In addition there may be minimum thresholds below which no health affect is observed, and/or maximum thresholds beyond which no additional health affect is observed. Therefore extrapolating to extreme levels – low or high – may be misleading.

9 VALUING HEALTH EFFECTS

The previous chapter presented methodologies to quantify the number of cases of mortality and morbidity arising from exposure to a hazard. While this can be extremely informative, putting a monetary value on these health effects has additional worth. Valuation permits mortality and morbidity to be expressed in a single unit of measurement—that of money. This can be useful when more than one health outcome is being measured (see Box 9.1). In addition, valuation allows health effects to be compared with costs, permitting comparison across policy options, and simply providing a sense of the magnitude of the total health benefits associated with a particular policy.

Valuation exercises are based on the measurement of people’s willingness to pay (WTP) to avoid illness. There are many reasons why people value not getting sick. These include the desire to avoid:

- time lost associated with illness
- medical costs
- avertive expenditures
- discomfort associated with illness



Box 9.1 Benefits associated with two hypothetical air pollution reduction policies

	<i>Policy A</i>		<i>Policy B</i>	
	Premature Mortality	Chronic Bronchitis	Premature Mortality	Chronic Bronchitis
Risk Reduction	1 in 10,000	1 in 5,000	1 in 12,000	1 in 3,000
Cases avoided in a large city (pop 70 mn)	720	1,440	600	2,400

Policy A produces a larger change in mortality risk compared to Policy B but a smaller change in the risk of chronic bronchitis. Without expressing the change in risk for the two health outcomes in a common metric, it is difficult to tell which policy produces greater health benefits.

There are several approaches available to value the impact of health risks as shown in Figure 9.1. The valuation of health damages was originally based on the calculation of the financial costs caused by death or illness. The human capital approach would then calculate the present value of forgone earnings due to death or incapacity. In the case of morbidity, the cost of medication and wages lost was used, known as the Cost-of-Illness approach. This estimates the change in costs incurred as a result of a change in the incidence of a particular illness.

More recently, economists started adopting estimates of willingness to pay (WTP) to value health damages. The main distinction between the “financial cost” methods of valuation and the WTP method resides in the fact that the former only represents a lower bound of what a person would be available to give up to avoid illness. The WTP approach, in theory, is able to capture all values that an individual associates with avoiding a change in risk of mortality or morbidity although it is also not without its limitations.

A summary of what each of these approaches is able to measure is presented in Table 9.1. The rest of this chapter explains each of these methods in turn while presenting their relative merits and constraints. Finally a discussion of an alternative to valuation is presented: that of cost-effectiveness analysis.

Table 9.1 Valuation methods and what they value

	Human Capital Approach	Cost of Illness	Willingness-to-Pay		
			Revealed		Stated
			Hedonic Pricing	Averting Behavior	Contingent Valuation
Lost wages	✓	✓	✓	✓	✓
Medical costs		✓	✓	✓	✓
Productivity losses	✓				
Avertive expenditures		✓	✓	✓	✓
Lost leisure time			✓	✓	✓
Pain & discomfort			✓	✓	✓

Valuation Methods

Valuing mortality with the human capital approach

The first studies that attempted to attach a monetary value to *mortality* focused on lost productivity and lifetime earnings. Value estimates are obtained by calculating the present discounted value of an individual's lifetime earnings. The attraction of this approach is its ease of definition and calculation. Some obvious problems with this approach include the lack of applicability to unemployed individuals, children, and the elderly, and the use of interpolated "earnings" for housewives derived from average wage levels for housekeepers. Some have argued that there is a conceptual issue with this method, in that most people value safety not out of concern for preserving current and future income levels, but rather primarily because they have an aversion to pain and suffering and death. While the human capital approach may be acceptable in a wrongful death suit when the goal is to compensate a person's heirs after the death has occurred, it is not the theoretically correct approach to value an ex-ante reduction in health risk for all people in an exposed population.

Valuing morbidity through the cost of illness approach

The cost of illness (COI) method estimates the change in costs incurred as a result of a change in the incidence of a particular *illness*. Both direct costs (e.g. cost of doctor visits, treatment costs, etc.) and indirect costs (e.g. loss of wages) are included in the estimation. In cases where some of the costs are borne by medical insurance, COI measures will not be limited to a patient's "out-of-pocket" expenses but should include the additional costs borne by the insurance company or the treatment facility to capture the social benefits of the reduced risk.

The COI approach is used widely in the environmental economics literature when WTP estimates are not available, in part because of its ease of application and the abundance of useable information. However, it is important to note that it is *not* a measure of WTP for two basic reasons. First, COI reflects additional costs incurred *after* the illness has occurred whereas WTP measures reflect the value an individual places on a risk change *before* the health risk lottery resolves itself. Second, COI does not capture the additional amount an individual would be willing to spend to avoid the pain and suffering associated with the illness or the costs associated with averting behaviors. In spite of these limitations, COI is sometimes considered to be a lower-bound estimate of WTP.

Willingness to pay (revealed and stated approaches)

Economists define willingness-to-pay (WTP) in this context as the amount an individual is willing *and able* to pay for a reduction in the risk of death or the risk of experiencing illness. In the case of mortality, WTP estimates can be used to estimate the Value of a Statistical Life (VOSL) which is explained more fully in Box 9.2. While some may argue that the value of human life is beyond measure, in truth, individuals engage in risk-benefit trade-offs everyday. Certainly, we observe individuals engaging in risky behavior on a daily basis – choosing to drive at unsafe speeds rather than obeying speed limits, or crossing the street in the middle of a road rather than at a pedestrian crossing, or choosing to smoke rather than abstain, etc. Presumably, they make the decision to engage in risky behavior because they get some benefit from the behavior – perhaps experiencing the thrill of high-speed driving, getting to their destination more quickly, or enjoying the act of smoking. On the other hand, we also observe individuals devoting *some* of their resources to reducing risk, through the purchase of smoke detectors or seeking medical attention. Rarely do we see individuals devoting *all* of their resources to prolonging their lives and warding off disease. This suggests that individuals do make tradeoffs between benefits and health risk and that we can exploit these tradeoffs to arrive at a measure of value for assessing the benefits of small changes in health risk. This risk-resource tradeoff

is what we capture with WTP estimates. To be explicit, WTP measures the amount an individual is willing to pay to reduce his *chance* of experiencing a particular health outcome.

Box 9.2 The value of a statistical life

The WTP approach can be controversial especially in the context of mortality risks. In the case of mortality, willingness-to-pay is used to elicit what is known as the Value of a Statistical Life (VOSL). The VOSL does *not* capture the value of an identifiable person but rather the value of a small change in the *chance* of dying. That is, it does not ask individuals how much they are willing to pay to save their own life (or any other specific person's life) with certainty: presumably individuals could be willing to pay everything they have to avoid their own death or the death of a loved one. Rather, it captures an individual's willingness to pay for a small change in his own probability of dying.

As discussed in chapter 8, the first stage of assessing health benefits associated with a pollution exposure reduction is quantifying the expected health outcomes. In the case of our air pollution example in Box 9.1, for instance, a total of 720 premature deaths will be avoided (or 720 lives saved) should Policy A be implemented. These are *statistical* lives saved i.e. we do not know who the 720 people are whose lives will be saved. The reduction in the probability (or risk) of dying as a result of Policy A is 1 in 10,000 annually. This means that for every person exposed to air pollution in the example, the risk of dying is reduced by 1 in 10,000 each year. For every 10,000 people exposed to the air pollution in a given year, one life will be "saved" on average. This "saved" life is what is called a statistical life. By eliciting what individuals are WTP on average for the reduced risk, researchers can estimate the VOSL. The value of a statistical life can be calculated using the following equation:

$$VSL = WTP * \frac{1}{\text{risk reduction}} \quad (9.1)$$

There are several options available for estimating WTP for health risk reductions. These can be broadly categorized into revealed preference and stated preference approaches. Revealed preference approaches make use of observed income-risk tradeoffs to estimate WTP and stated preference approaches use direct questioning techniques to elicit WTP. Among the *revealed* preference approaches, hedonic wage analyses are the most common followed by averting behavior studies. *Stated preference* approaches are also used to value mortality risk reductions, with the contingent valuation method being the most widely used to date. Each of these methods is described in more detail below.

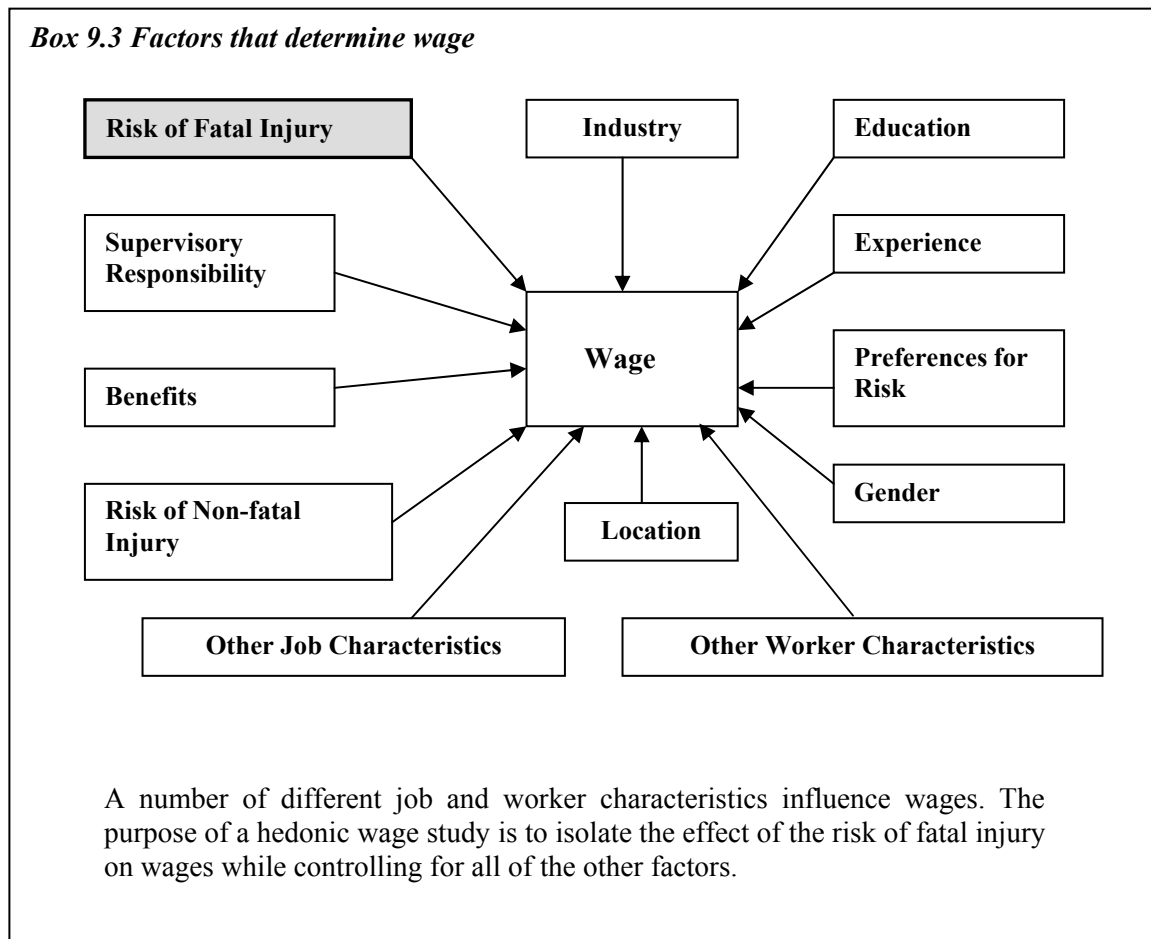
Revealed preferences

Hedonic wage studies

Hedonic wage studies are an example of the more general Hedonic Price Method, described in chapter 6. Hedonic wage studies, also known as compensating wage studies, or wage-risk studies, are based on the premise that individuals will be compensated for taking on more risk in the work place. That is, individuals employed in jobs with higher risk of injury or death will be paid more than those employed in lower risk jobs, all else equal.

Consider, for example, the case of two companies with similar job vacancies. The jobs are identical in every way except that the job with Company A involves working with potential carcinogens, whereas the job with company B does not. If the companies initially offer the same wage, all workers will try to move to the safer job with company B. This will cause company B to lower wages due to the large supply of workers and/or company A to raise wages in order to attract workers.

Of course, occupations can vary substantially from one company to the next, let alone from one industry to the next, and in fact can be characterized by a number of attributes, including occupational risk, benefits, supervisory responsibility, job security, to name but a few (see Box 9.3). All of these attributes can influence the wage offered to the worker. In addition, worker characteristics, such as education, experience, and gender, as well as industry and location may also influence the wage. A hedonic wage analysis attempts to disentangle the effects on wage of the various job and worker characteristics to isolate the effects of the on-the-job risk on the wage rate. The resulting estimate of the wage “premium” represents the market equilibrium price of a marginal increase in risk for all of the workers included in the study. This is the amount the worker accepts for taking on the increase in risk. For small changes in risk, it should be equal to the amount he would pay for a reduction in risk of the same size.



Empirical estimates of the value of statistical life based on hedonic wage-risk studies are numerous in the economics literature in part because of the relative ease in which these models can be applied. Risk data for the labor market are often published and publicly available. Worker characteristics, often collected during surveys, are also relatively easy to find. VOSL estimates derived from studies conducted in the U.S. and other developed countries generally range from \$0.6 million to \$13.5 million in 1990 USD (Viscusi, 1993). Several studies have also recently been conducted in developing countries such as India (Shanmugam 2001), Hong Kong (Siebert and Wei, 1998), Taiwan (Liu, Hammitt and Liu, 1997), and South Korea (Kim and Fishback, 1999) with estimates ranging from \$135,000 to \$3.1 million (1990 USD).

While hedonic wage estimates of VOSL are widely available and widely used in benefit cost analyses, they do have several shortcomings when used to value mortality risk reductions in other contexts such as non-work related environmental exposures. First, the nature of the risks is likely to be different. Because mortality risks faced by workers in the job market tend to be accidental in nature, they are relatively immediate compared to risks of environmentally related deaths that may have a significant latency period. Furthermore, occupational risks are more voluntarily in nature and there is evidence that people are WTP more to avoid involuntary risks – such as those often arising from environmental hazards (Slovik, P., 1993).

Second, age and gender distributions of the workers included in labor market studies generally do not match those of populations exposed to ambient pollution. Hedonic studies focus primarily on male workers with an average age of 40 years, whereas ambient air pollution affects both genders and people of all ages. As an example of this problem, consider the U.S. where the typical retirement age is 65 years. Mortality benefits associated with air pollution reduction between 1990 and 2010 as reported by the EPA are expected to accrue primarily to individuals aged 65 and over (see Box 9.4). If, in fact, WTP varies with age, VOSL estimates derived from hedonic wage studies may not be appropriate for estimating benefits due to air pollution reductions.

Third, hedonic wage studies assume perfect labor markets and therefore that workers have perfect information regarding the risks they face. The workers’ perceived risk is assumed to be equal to actual risk. This assumption may not hold in reality. However, in spite of these shortcomings, hedonic wage-risk studies remain the most common source of VOSL estimates in the USA.

Averting behavior studies

Box 9.4 Distribution of avoided premature mortalities, 2010, due to 1990 Clean Air Act amendments

<i>Pollutant</i>	<i>Age Group</i>	<i>Remaining Life Expectancy</i>	<i>Cases Avoided</i>
PM _{2.5}	Under 65	25	5,060
	65-74	14	5,520
	75-84	9	6,900
	>84	6	5,520

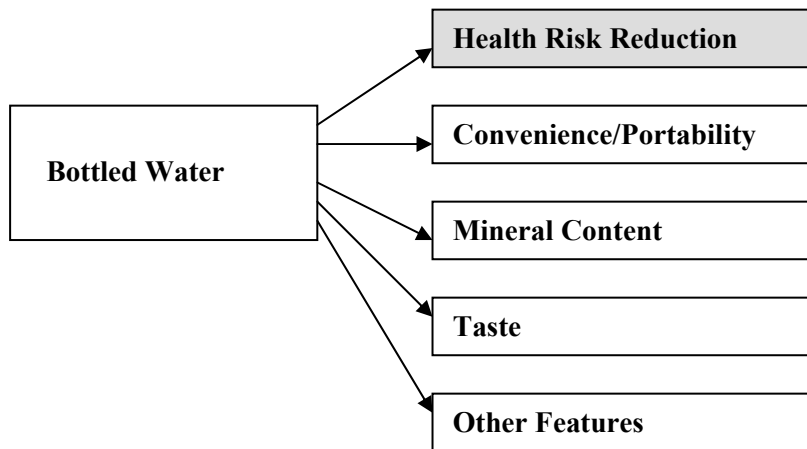
Source: USEPA, *The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1990 to 2010*, report prepared for Congress, November 1999.

The table above shows the age distribution of the expected mortality benefits associated with reductions in ambient levels of particulate pollution in the U.S. resulting from the Clean Air Act. A total of 23,000 statistical lives are expected to be “saved” between 1990 and 2010 with over 75 percent occurring at ages 65 years and over. The most appropriate WTP estimates for use in the valuation exercise to estimate the mortality benefits would reflect the age distribution of the affected population. Because hedonic wage estimates are derived from labor market studies of working-aged individuals, they imperfectly reflect the preferences of the population affected by the pollution reduction in this case.

Another approach to estimating WTP for reduced mortality risk is averting behavior analysis (see chapter 4 for more detail on this approach). This approach is based on the premise that individuals will take protective action as long as they perceive the benefits to be greater than the costs. By observing the cost of the averting behavior or good, and its effectiveness at offsetting the effects of the pollution exposure, one can estimate willingness to pay for the risk reduction. Unfortunately, isolating the effectiveness of the averting behavior/good on the health outcome is often difficult. Although there are numerous activities and products that reduce exposure to pollution and/or ameliorate the detrimental effects of exposure once they occur, many of these activities/goods either have no measurable price or produce joint products.

Consider as an example the case of bottled water (see Box 9.5). Individuals may purchase bottled water to avoid exposure to pollutants in an area with contaminated ground water. However, the bottled water may produce benefits in addition to the reduction in risk, including convenience, better taste, etc. Similarly, air conditioning units may be used to reduce exposure to harmful air pollutants, but in addition, increase comfort on a hot day.

Box 9.5 Potential reasons to purchase bottled water and averting behavior



Individuals may purchase bottled water for many reasons. The goal of the averting behavior study is to attempt to isolate the portion associated with the health risk reduction. Since it is often difficult to apportion the amount of the purchase price to the benefits received, it may be difficult to estimate WTP using this approach.

Stated preference approaches: contingent valuation method

Stated preference approaches attempt to measure WTP through surveys that question respondents directly about their preferences. A number of stated preference techniques are available, including contingent ranking, conjoint analysis and contingent valuation. To date the most popular stated preference technique for health risk valuation has been the contingent valuation method covered in chapter 7 and discussed in more detail below.

Given the difficulties posed by the valuation methods discussed above, it seems that the contingent valuation method may provide a good alternative for valuing mortality risk reductions. Rather than using imperfect data to derive estimates of WTP for reduced risk of environmental health outcomes, tailor survey questions may be able to elicit the WTP value directly from respondents. However, before such approaches can be used, it must be demonstrated that the change in risk can be conveyed to respondents in a meaningful way and that the respondents understand the choice with which they are being presented.

Existing contingent valuation studies of mortality risks generally suffer from two problems: (1) respondents are generally not accustomed to thinking about how much they value a small change in risk and (2) the risk changes with which respondents are presented are often expressed in units unfamiliar to them (e.g., a 1-in-10,000 change in the risk of dying). In a recent review of mortality risk studies in the U.S.A, Hammitt and Graham (1999) show that respondents have difficulty discerning between small risks of different magnitudes. Approximately, 32 percent of respondents did not know that 5/100,000 was a smaller number than 1/10,000. Sometimes, visual aids can be used to circumvent this problem, e.g. asking respondents to darken squares on a sheet of graph paper to help them visualize the risk change or alternatively to place risks on a risk ladder.

Even when care is taken to communicate the size of small risk changes, people often do not distinguish between the magnitude of these changes. Evidence of this can be found in the fact that, in many surveys, people's WTP for reductions in risk of death do not increase with the size of the risk reduction. In a survey of WTP for reductions in risk of death in the context of highway safety (Jones-Lee, Hammerton and Philips 1985), no statistically significant difference was found in the amounts people were willing to pay for a 1 in 100,000 reduction in risk of death during a bus trip and a 7 in 100,000 reduction. Presumably, both numbers were perceived as "small."

Even if people are able to understand the magnitude of a risk change, it may be difficult for them to place a dollar value on it. This is because people are unaccustomed to purchasing quantitative risk reductions. There are two problems here. People are often aware of the risk factors associated with a given cause of death and may actually engage in risk averting or risk reducing behavior; however, they are unlikely to know the magnitude of the risk reductions resulting from these behaviors. For example, people will state that they wear seat belts to reduce risk of injury and death in an auto accident, but it is difficult for them to quantify the benefits of wearing a seat belt. Secondly, as in the seat belt example, many of the activities people engage in to reduce their risk of death do not have a monetary cost associated with them. This is true of most behavioral changes (diet, smoking, exercise). While they may have to invest time to carry out the specific activity, there is often no additional financial cost associated with it.

Cost-effectiveness analysis

Cost-effectiveness analysis is a policy evaluation tool sometimes employed as an alternative to (or as a supplement to) benefit-cost analysis. Widely applied in the public health and medical fields, it is being considered increasingly in environmental economics to assess health benefits. Economists generally prefer benefit-cost analysis to cost-effectiveness analysis, but recognize the potential usefulness of the latter especially when WTP measures are lacking.

In cost-effectiveness analysis, rather than expressing the benefits and costs in a common monetary unit for comparison, the analyst compares the cost per unit of "health" saved. When there are mortality and morbidity impacts, health outcomes can be expressed in the same (non-monetary) units using health state utility metrics. A number of health state utility metrics exist, including Healthy

Year Equivalent, Health Utility Indices, and Quality Adjusted Life Years, but the most widely used in a global setting is the Disability Adjusted Life Year (DALY).

In summary the use of technique to decide whether a policy is worthy of implementation can vary. Generally, the use of benefit-cost analysis is a more complete method where the costs of the project can be directly compared to the benefits. However, in some cases the cost-effectiveness analysis may be more useful. An example of this is the 1990 Clean Air Act that was implemented in the USA. The benefits from the Act between 1970-1990 were estimated to be \$16,000 per family of 4 in 1990. This was for every family just facing a small risk and was viewed by some as an unrealistically high estimate. Would your family pay \$16,000 every year to avoid air pollution? Probably not. But if cost effectiveness was used, it could have been showed that the cost per life saved of Clean Air Act was \$125,000. As VSL estimates are usually considerably higher than this (over half million dollars), it could be concluded that it was worth going ahead with the project and that the necessity to be precise with the benefits estimation would have been removed, as the benefits clearly exceeded the costs.

Notes

- ⁱ For a more detailed treatment refer to Pearce et al. (1989)
- ⁱⁱ BCA should take into account the existence of price distortions, though. When doing an economic analysis, prices used should reflect the opportunity cost of the good or service. For example, if a good is subsidized, then its ‘true’ price is the market price + the value of the subsidy.
- ⁱⁱⁱ To simplify the presentation only the results from the slope area are presented, although the study divided the area into three basic bio-physical regions distinguished by slope and soil types: plateau, slope, and valley.
- ^{iv} This example is taken from Harrington, Krupnick and Spofford (1989). This article is a good illustration of the application of the averting behavior approach to water contamination.
- ^v The telephone survey revealed that 53% of individuals substituted a portion of their drinking water with other liquids; moreover 15% of individuals increased dining out.
- ^{vi} This is done under the assumption that the ‘demand curve’ for water is linear. The average between the upper and lower bound corresponds to the ‘consumer surplus’ lost as a consequence of water pollution.
- ^{vii} The trip generating function is used to trace out the demand curve for visits. A variety of functional forms for the trip generating function can be found in the literature. The choice of functional form is important, as changing the functional form can produce large changes in consumers’ surplus estimates from a given data set.
- ^{viii} Imagine a panoramic route with breathtaking landscape necessary to reach a park.
- ^{ix} The careful reader may have noticed that the slope of the demand curve is equivalent to the coefficient of the ‘travel cost’ variable in the trip generating function. This is not a coincidence. The travel cost method is based on the assumption that the effect of increasing travel cost is considered the same as increasing the price of admission. This approach uses travel cost as a proxy for an imaginary admission fee (or price) to calculate consumer’s surplus.
- ^x This classification is not intended to be exhaustive. Each particular case would require expertise in determining what the relevant variables are. Econometric analysis can help to differentiate those relevant variables in explaining the price of a property from the irrelevant ones.
- ^{xi} The ‘ β ’ here is the partial derivative of ‘price’ with respect to ‘air quality’: it expresses the change in ‘price’ as a consequence of a marginal change in ‘air quality’. Graphically, this is represented as the ‘slope’ of the hedonic function along the ‘air quality’ dimension in any given point.
- ^{xii} The numbers shown in the following table are derived by evaluating the hedonic housing expression, given the household’s characteristics, for a pollution change from poor to fair or fair to good as the case may be. The resulting sale price differential is then converted to an equivalent monthly payment through the annualization procedure and divided by twelve.
- ^{xiii} In other words, when estimating the value of changes in environmental quality, the researcher has to keep in mind this double effect on (i) housing and (ii) wages. In mathematical terms, the marginal value of an amenity change is the sum of the partial derivatives of the hedonic wage function and the hedonic property value function with respect to the amenity.
- ^{xiv} This, by assumption, is equivalent to the marginal price of air quality, estimated in the first part of the analysis.
- ^{xv} Observations that contain values very different from the rest of the group are called ‘outliers’ as they typically lay far from the hypothetical line joining the points in a scatter diagram.
- ^{xvi} The R^2 can take a value between 0 and 1. In contingent valuation studies, this value is usually well below 1. This is due to wide variations between maximum willingness to pay bids – even between individuals that have very similar characteristics.

References

- Bateman, I., R. Carson, B. Day, W. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Özdemiroglu, D. Pearce, R. Sugden and J. Swanson (2002) *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Bell, M., and D. Davis (2001) "Reassessment of the Lethal London Fog of 1952: Novel Indicators of Acute and Chronic Consequences of Acute Exposure to Air Pollution", *Environmental Health Perspectives Supplement* 109 (3) 389-394.
- Bojo, J. (1995) "The Costs of Land Degradation in Sub-Saharan Africa", *Ecological Economics* 16 (1996) 161-173.
- Brookshire, D., M. Thayer, W. Schulze and R. d'Arge (1982) "Valuing Public Goods: A Comparison of Survey and Hedonic Approaches," *The American Economic Review*, Vol. 72, No. 1 pp165-77.
- Brown, J. and H. Rosen (1982) "On the Estimation of Structural Hedonic Price Models", *Econometrica*, Vol. 50 (3) pp765-68.
- Cesar, H. (eds). (2000) *Collected Essays on the Economics of Coral Reefs*. CORDIO and Sida.
- Choe, K., D. Whittington and D. Lauria (1996) "The Economic Benefits, of Surface Water Quality Improvements in Developing Countries: A Case Study of Davao, Philippines", *Land Economics*, Vol 72 (4), pp.519-37.
- Clawson M, and J.L. Knetsch (1966) *Economics of Outdoor Recreation*, Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Clawson, M (1959) "Methods of Measuring the Demand for and Value of Outdoor Recreation", Report no. 10. Resources for the Future, Washington, DC.
- Cropper M. and W. Oates (1992) "Environmental Economics: A Survey", *Journal of Economic Literature*, Vol. XXX, pp. 675-740.
- Cropper, M., N. B. Simon, A. Alberini, and P. K. Sharma (1997) "The Health Benefits of Air Pollution Control in Delhi", *American Journal of Agricultural Economics* 79(5):1625-29.
- EFTEC (1999) "The Economic and Financial Sustainability of the Management of the Historic Sanctuary of Machu Picchu", Final report presented to the Finnish Forests and Parks Service.
- Ezzati, M., and D. Kammen (2001) "Indoor Air Pollution from Biomass Combustion and Acute Respiratory Infections in Kenya: An Exposure-Response Study". *The Lancet*. Vol. 358: 619-24.
- Freeman Myrick (1992) "The Measurement of Environmental and Resource Values", Resources for the Future, Washington, DC.
- Freeman, A. M. III (1993) "The Measurement of Environmental and Resource Values, Theory and Methods", Resources for the Future, Washington, DC.
- Hammitt, J. K., and J.D. Graham (1999) "Willingness to Pay for Health Protection: Inadequate Sensitivity to Probability?" *Journal of Risk and Uncertainty*, 8:33-62.
- Harrington W., A. Krupnick and W. Spofford (1989) "The Economic Losses of a Waterborne Disease Outbreak", *Journal of Urban Economics*, Vol. 25(1), pp. 116-37.
- Harrington, W. and P. Portney (1987) "Valuing the Benefits of Health and Safety Regulations", *Journal of Urban Economics*, Vol. 22(1), pp. 101-12.
- Hett, T., S. Mourato and R.A. Tolmos (2003) "La Sustentabilidad de la Gestion del Santuario Historico de Machu Picchu: Una Aproximacion al Precio de Admision de Visitantes a Partir de las Preferencias Declaradas", paper presented at the First Latin American Congress of Environmental and Natural Resource Economists, Cartagena, Colombia.

- Jones-Lee, M.W., M. Hammerton and P.R. Philips (1985) "The Value of Safety: Results of a National Sample Survey", *Economic Journal* 95:49-72.
- Kanemoto, Y. (1988) "Hedonic Prices and the Benefits of Public Projects", *Econometrica*, Vol. 56(4), pp981-989.
- Kim, S.W. and P.V. Fishback (1999) "The Impact of Institutional Change on Compensating Wage Differentials for Accident Risk: South Korea, 1984-1990." *Journal of Risk and Uncertainty* 18: 231-248.
- Kolstad Charles (2000), *Environmental Economics*, Oxford University Press, Oxford, UK.
- Krutilla J. (1967) "Conservation Reconsidered", *American Economic Review*, Vol. 57, No. 4, pp. 777-786
- Liu, Jin-Tan, James K. Hammitt and Jin-Long Liu. (1997). "Estimated Hedonic Wage Function and Value of Life in a Developing Country", *Economic Letters* 57: 353-358.
- Pagiola, S. and M. Bendaoud (1995) "Long-run Economic Effects of Erosion on Wheat Production in a Semi-Arid Region of Morocco: A Simulation Analysis", *Agricultural Economics Staff Paper No. AE 95-12*. Washington State University.
- Pearce, D., A. Markandya, and E. Barbier (1989) *Blueprint for a green economy*. Earthscan; London, UK.
- Pearce, D. (2002) "An Intellectual History of Environmental Economics", *Annual Review of Energy and Environment*, Vol. 27, pp.57-81.
- Pearce, D. and R. Turner (1990) *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester Wheatsheaf, New York.
- Roback, J. (1982) "Wages, Rents and the Quality of Life", *Journal of Political Economy*, Vol. 90(6), pp1257-78.
- Sarraf, M. (2004) "Assessing the Costs of Environmental Degradation in the Middle East and North Africa Region" *Environment Strategy Notes No. 9*. The World Bank, Washington, DC.
- Sarraf, M., B. Larsen and M. Owaygen (2004) "Cost of Environmental Degradation: The Case of Lebanon and Tunisia" *Environment Department Paper No. 97*, The World Bank, Washington, DC.
- Schwartz, J. and D.W. Dockery (1992) "Particulate Air Pollution and Daily Mortality in Steubenville, Ohio" *American Journal of Epidemiology* 135:12-19.
- Shanmugam, K. R. (2001) "Self Selection Bias in the Estimates of Compensating Differentials for Job Risks in India." *Journal of Risk and Uncertainty* 22.3: 263-275.
- Siebert, W. S. and Xiangdong Wei (1998). "Wage Compensation for Job Risks: the Case of Hong Kong." *Asian Economic Journal* 12.2: 171-181.
- Slovik, P. (1993) Perceived Risk, Trust, and Democracy. *Risk Analysis*, 13, 675-682.
- Trice, A. and S. Wood (1958) "Measurement of recreation benefits". *Land Economics* Vol. 34(3):195- 207
- USEPA (1999) "The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1990 to 2010" Report prepared for Congress.
- Viscusi, W. K. (1993) "The Value of Risks to Life and Health". *Journal of Economic Literature*, 31: 1912-46.
- Whittington, D. (2002) "Improving the Performance of Contingent Valuation Studies in Developing Countries." *Environmental and Resource Economics*. Vol. 22, Nos. 1-2, pp. 323-367.
- World Bank (1994) "Chile—Managing Environmental Problems: Economic Analysis of Selected Issues" Report No. 13061. Washington, D.C.
- World Bank (2001) *World Development Indicators, 2001*, Washington DC
- World Bank (2002) "Arab Republic of Egypt: Cost Assessment of Environmental Degradation" Report no. 25175-EGT. Washington, DC.
- World Bank (2003) "Royaume du Maroc: Evaluation du Coût de la Dégradation de l'Environnement" Rapport no. 2599-MOR. Washington, DC.



BANQUE MONDIALE DEPARTEMENT DE L'ENVIRONNEMENT

EVALUER LES COUTS DE LA DEGRADATION DE L'ENVIRONNEMENT

Un Manuel de Formation en **Anglais, Français et Arabe**

**Katharine Bolt
Giovanni Ruta
Maria Sarraf**

Septembre 2005

LA TABLE DES MATIERES

Chapitre 1	F-1
Aperçu Général	
L'Economie de l'Environnement et l'Evaluation – Plusieurs Outils de Base	
L'Objet de ce Guide : les Valeurs de l'Environnement et des Ressources Naturelles	
Que Peut vous Apporter ce Guide ?	
Comment Utiliser le Guide	
Chapitre 2	F-6
Valeurs et Décisions	
Prendre les Bonnes Décisions – l'Art des Choisir les Priorités	
<i>Etablir un équilibre entre gagnants et perdants</i>	
<i>Escompter l'avenir</i>	
Les Coûts et les Bénéfices Economiques	
Mesurer les Bénéfices (ou Dommages)	
<i>Méthodes basées sur les fonctions dose-réaction</i>	
<i>Méthodes basées sur le comportement humain</i>	
Valeur Economique Totale (TEV)	
Chapitre 3	F-17
Evaluer les Changements dans la Production	
Applications de la Méthode de la Productivité	
La Théorie qui Sous-tend l'Approche de la Productivité	
Démarches de l'Application Pratique de l'Approche de la Productivité	
<i>Déterminer l'impact physique</i>	
<i>Donner aux pertes des valeurs de marché</i>	
Application de l'Approche de la Productivité : l'Erosion des Sols au Maroc	
<i>Déterminer les impacts physiques</i>	
<i>Evaluer les pertes en termes de marché</i>	
Chapitre 4	F25
Comportement Préventif et Atténuant	
Applications de l'Approche du Comportement Préventif	
La Théorie du Comportement Préventif	
Mise en Pratique de la Méthode du Comportement Préventif et Atténuant	
<i>Démarche 1 – Identifier le risque environnemental et la population affectée</i>	
<i>Démarche 2 – Observer les actions des individus</i>	
<i>Démarche 3 – Mesurer les coûts des actions adoptées</i>	
Exemple : Evaluer les Impacts de l'Epidémie de Lambliase	
Chapitre 5	F-33
La Méthode du Coût du Voyage	
Un Peu d'Histoire	
De la Théorie à la Pratique	
Méthodologie de Base pour un Modèle de Coût du Voyage par Zone	
<i>Démarche 1 – Rassembler les informations relatives au coût du voyage, au nombre de visites et aux autres variables</i>	
<i>Démarche 2 – Estimer la fonction génératrice de voyages</i>	
<i>Démarche 3 – Inférer la courbe de la demande pour chaque zone</i>	
<i>Démarche 4 – Inférer ' le consentement à payer ' pour le site</i>	
Mesurer les Dommages dus à la Pollution	
Problèmes Associés à la TCM	
<i>Le coût du temps</i>	
<i>Voyages à multiples visites</i>	
<i>Sites de substitution</i>	
<i>Décision d'achat d'une résidence et visiteurs non payants</i>	

Etude de Cas : Qualité de l'Eau Côtière à Davao, aux Philippines	
<i>Démarche 1 – Rassembler les informations</i>	
<i>Démarche 2 – Estimer la fonction génératrice de voyage</i>	
<i>Démarche 3 – Inférer la courbe de la demande pour chaque zone</i>	
<i>Démarche 4 – Inférer le 'consentement à payer' pour le site</i>	
<i>Démarche 5 – Mesurer la perte du bien-être occasionnée par la pollution de l'eau</i>	
Chapitre 6	F-44
La Méthode des Prix Hédoniques	
Quand Faut-il Appliquer la Méthode du Prix Hédonique ?	
Evaluer la Qualité Environnementale à Travers la Méthode du Prix Hédonique	
<i>Démarche 1 – Spécifier la fonction du prix hédonique</i>	
<i>Démarche 2 – Collecte des données</i>	
<i>Démarche 3 – Estime le prix implicite de la qualité de l'air</i>	
<i>Démarche 4 – Inférer une courbe de la demande de la qualité environnementale</i>	
Effet sur le Bien-être de Changements Importants dans la Qualité de l'Environnement	
Exemple 1 : Pollution de l'Air à Los Angeles (E.U.)	
Exemple 2 : Salaires et Risques Environnementaux pour la Santé	
Chapitre 7	F-58
Méthode d'Evaluation Contingente	
La Méthode d'Evaluation Contingente	
Démarches pour Concevoir une Etude d'Evaluation Contingente	
<i>Etablir le marché hypothétique</i>	
<i>Obtenir des offres</i>	
<i>Les résultats de l'analyse</i>	
<i>Evaluer l'application de la CVM</i>	
Etude de Cas : la Durabilité Environnementale et Financière du Sanctuaire de Machu Picchu	
<i>Etablir le marché hypothétique</i>	
<i>Obtenir des offres</i>	
<i>Résultats de l'analyse</i>	
<i>Estimer la demande et optimiser les revenus des droits d'entrée au site</i>	
Annexe 7.1 Avantages et Désavantages des Différents Questionnaires	
Chapitre 8	F-69
Mesurer les Effets de la Pollution sur la Santé	
Démarches de la Quantification des Effets sur la Santé	
Approches Empiriques pour Estimer les Impacts sur la Santé	
<i>Agrégation des résultats de l'étude</i>	
Calculer les Impacts sur la Santé en Pratique	
Problèmes Posés par la Transposition de Bénéfices	
<i>Modèle et méthodologie de l'étude : les caractéristiques souhaitables</i>	
<i>Minimiser les différences entre les caractéristiques des scénarios</i>	
Chapitre 9	F78
Evaluer les Effets Environnementaux sur la Santé	
Méthodes d'Evaluation	
<i>Evaluer la mortalité avec l'approche du capital humain</i>	
<i>Evaluer la morbidité avec l'approche du coût de la maladie</i>	
<i>Consentement à payer (approches révélée et énoncée)</i>	
<i>Les préférences révélées</i>	
<i>Les approches de la préférence énoncée : méthode d'évaluation contingente</i>	
<i>L'analyse coût-efficacité</i>	
NOTES	F-88
REFERENCES	E-79

1

APERÇU GENERAL

L'Economie de l'Environnement et l'Évaluation – Plusieurs Outils de Base

La gestion de l'environnement a besoin de la théorie économique, et l'économie a besoin de l'environnement. Ce principe fort simple est à la base de l'économie de l'environnement. Bien avant la révolution environnementale dans les années 1960s, le 'monde' de la science économique mettait au point des outils analytiques qui devaient s'avérer adaptés à la gestion de l'environnement.

Pour notre objectif, la plus importante contribution peut-être de la théorie économique, peut être réduite à deux éléments :

- Les concepts des externalités et des biens publics, et
- Les sciences économiques du bien-être

La *théorie de l'externalité* remonte à l'œuvre pionnière de Pigou, en 1920. Il y a externalité lorsqu'un bénéfice ou un coût, encourus par une partie, sont l'effet de l'action de quelqu'un qui, dans ses décisions, ne tient justement pas compte de cet effet. Alors que les externalités étaient considérées à l'origine comme une curiosité théorique, prenant effet dans des cas très spécifiques - comme le cas proverbial de l'apiculteur et du verger (*the bee-keeper and the orchard*), ou encore celui du fumeur dans la salle (*the smoker in the room*) -, la science de l'environnement a prouvé que les externalités environnementales pouvaient être envahissantes, et affecter les individus dans l'espace et le temps. L'un des objectifs des économistes a été de chercher à résoudre le problème de l'externalité, à travers par exemple le recours aux taxes – appelées taxes Pigouviennes, du nom de l'économiste qui les a proposées – et aux réglementations. Souvent, les gouvernements sont appelés à intervenir en cas d'externalités. Cette perception a toutefois été modifiée après la publication de l'article de Ronald Coase en 1960, qui a proposé aux parties de négocier une solution au problème des externalités en l'absence de toute intervention du gouvernement. Cependant, la négociation demeure peu probable lorsque le nombre d'individus affectés par l'externalité est élevé, comme c'est le cas avec de nombreuses externalités de pollution.

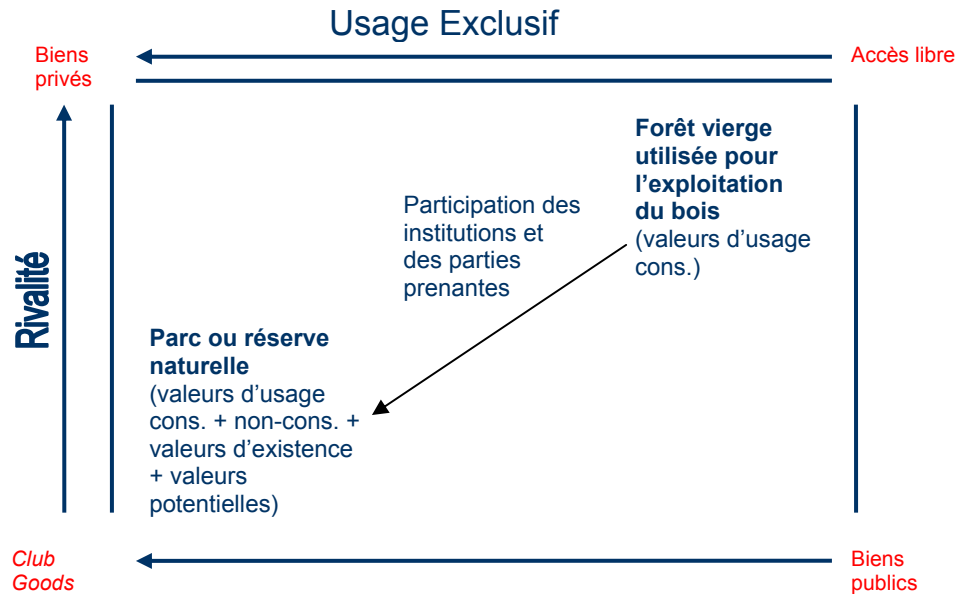
Le concept de Bien Public est étroitement lié à celui d'externalité. Les biens publics à l'instar de l'air propre, des vues de la côte et des ondes de radiodiffusion, ont deux caractéristiques fondamentales (cf. Figure 1.1) :

1. Tout le monde peut les utiliser, sans pour autant empêcher qu'ils ne soient disponibles pour les autres (les économistes appellent ce concept la 'non-rivalité') ; et
2. Il est techniquement très difficile d'empêcher les gens de les utiliser. En d'autres termes, les biens publics ne peuvent être 'à usage exclusif'.

Le problème avec les biens publics, c'est que les individus, par manque de motivation, ne se chargent pas de les fournir et attendent donc que d'autres s'en chargent, pour en profiter gratuitement ! La conséquence en est une pénurie de biens publics ou, en inversant l'argument, une abondance de maux publics (comme la pollution de l'air ou la dégradation de la couche d'ozone). Tout comme dans le cas des externalités, l'action de l'Etat est d'ordinaire indispensable à la solution du problème. La question est de savoir si de cette action est justifiée ; en d'autres

termes, si les bénéfices s'équilibrent avec les coûts nécessaires pour mettre le bien à la disposition du public.

Figure 1.1 Biens publics et biens privés - Rivalité et usage exclusif



L'Analyse Bénéfice-Coût a été longtemps utilisée, avant que les problèmes de l'environnement n'apparaissent en tête des priorités des projets et des politiques publiques. Mais ce n'est qu'avec l'avènement de l'économie de l'environnement que le recours à l'analyse bénéfice-coût a pris un essor. Pour saisir l'importance de l'analyse bénéfice-coût, il nous faut mentionner la théorie des sciences économiques du bien-être. Développées par des économistes comme Hicks et Kaldor dans les années 1930s et 1940s, elles proposent des critères clairs pour la prise de décision dans pratiquement tous les cas où l'action de la politique publique entraîne des bénéfices pour certains, et impose des coûts à d'autres. Le 'critère de compensation' – comme on l'appelle – établit qu'une action est justifiée si ceux qui en profitent peuvent potentiellement apporter une compensation à ceux qui en sont lésés, tout en produisant une amélioration par rapport à la situation initiale. Et c'est le cas même si la compensation n'a pas effectivement lieu.

Parallèlement, les sciences économiques du bien-être fournissent les fondements théoriques qui permettent de considérer l'environnement et les ressources naturelles comme des biens pour lesquels le consentement à payer de la société et des individus peut être mesuré. Avec l'évolution historique des applications à l'environnement de la théorie économique, le recours à l'évaluation a pris de l'ampleur. La marée noire causée en Alaska par l'Exxon Valdez en 1989 en est un illustre exemple. Les compensations nécessaires qu'il a fallu accorder aux individus qui ont subi des dommages ont été calculées en attribuant des valeurs aux externalités. En utilisant les techniques d'évaluation, il sera plus facile de réaliser un équilibre entre les gagnants et les perdants d'une politique.

L'Objet de ce Guide : les Valeurs de l'Environnement et des Ressources Naturelles

L'expression 'évaluer l'environnement' est contestée. Au cœur du débat est le problème de savoir s'il est réellement possible de donner une valeur monétaire aux ressources naturelles et à

l'environnement. Cela ne pose pas de problèmes majeurs lorsqu'il s'agit de fixer les prix des ressources poissonnières, des réserves pétrolières ou des exportations d'étain dont l'usage est exclusif. Mais est-il techniquement possible ou éthiquement sensé d'attribuer une valeur à 'l'air propre' ou aux 'oiseaux migrateurs' ?

Les économistes environnementaux s'intéressent au concept de la valeur d'un point de vue strictement anthropocentrique. Il s'agit d'étudier surtout la propension des individus à dépenser de rares ressources sur l'environnement, au lieu de les consacrer à d'autres usages. Cela signifie que si les individus accordent une importance particulière aux oiseaux migrateurs, leur propension à dépenser de l'argent pour leur conservation sera élevée. Toutefois, ce qui est évalué, ce n'est pas la valeur 'intrinsèque' des oiseaux, qui est totalement indépendante de l'existence de l'homme, mais plutôt l'importance que l'homme attache à ces oiseaux. Par ailleurs, une autre forme de 'valeur économique' positive existe lorsque le bien en question est consommé, épuisé ou même vu. Les individus peuvent en fait avoir une propension à payer pour un bien qu'ils ne verront jamais, uniquement pour s'assurer que quelqu'un dans l'avenir pourra le voir.

Les économistes définissent la 'valeur économique' comme étant le consentement à payer maximal pour une ressource naturelle ou environnementale. Il s'agit de la zone située en dessous de la courbe de la demande de la ressource. En supposant de nouveau que le bien environnemental revêt une certaine importance pour les individus, une demande pour le bien doit exister, même s'il n'y a pas de transaction explicite sur le marché. Il n'existe pas de marchés de l'air propre dans la vie réelle ; mais en étudiant le comportement des individus, nous remarquons qu'ils sont parfois disposés à se passer d'autres choses, pour atténuer les effets de l'air pollué qu'ils respirent. Ainsi par exemple, les individus dépensent de l'argent pour acheter des filtres à air pour éviter d'être exposés à la pollution ou se faire traiter contre l'asthme pour atténuer ses effets. Ce sont des informations de ce genre qui permettent aux économistes de mesurer 'les valeurs économiques', et qui feront l'objet de notre étude.

Que Peut vous Apporter ce Guide?

Les chapitres suivants décrivent un large éventail de techniques d'évaluation économiques utilisées pour estimer les bénéfices des politiques ou projets censés produire des améliorations environnementales. Il réduit le jargon technique à son minimum, et est destiné à servir de point de départ pour les directeurs de projets, les décideurs, les hommes d'affaires, les responsables d'ONG, qui, dans leur travail quotidien, traitent de problèmes liés à la gestion de l'environnement.

Le manuel traite des questions suivantes :

- Quand la technique d'évaluation est-elle un outil efficace dans la prise de décision ?
- Quelle est la base théorique de l'évaluation économique ?
- Quelles sont les ressources techniques et humaines nécessaires pour engager un processus d'évaluation ?
- Comment l'évaluation est-elle utilisée en pratique ?

L'évaluation économique de l'environnement et des ressources naturelles bénéficie d'un intérêt académique accru et d'une littérature nouvelle, mais son utilisation dans l'adoption des politiques est loin d'être systématique. C'est le cas notamment dans les pays en voie de développement où pourtant, une telle évaluation serait tout à fait adaptée aux équilibres difficiles entre la croissance et l'environnement.

Il convient de rappeler qu'une étude d'évaluation économique est aussi valable que les données dont elle dispose. L'information environnementale est le catalyseur des décisions convenables, alors que le manque de données dans le monde réel constitue un handicap important. Ce guide identifie les données indispensables à chaque technique, et permet ainsi de comprendre les défis statistiques d'une bonne gestion de l'environnement.

Comment Utiliser le Guide

Le chapitre suivant introduit officiellement le concept de l'analyse bénéfice-coût et poursuit la discussion des techniques d'évaluation. Une méthode d'évaluation donnée peut être utilisée pour estimer plus d'un impact environnemental. La table suivante propose une 'carte de route' qui identifie différents problèmes environnementaux, les impacts qui y sont associés et les techniques susceptibles d'évaluer ces impacts (bien que d'autres techniques puissent être utilisées également). Pour une discussion plus approfondie de l'économie de l'environnement et de ses applications, le lecteur pourrait se référer à Pearce & Turner (1990), Kolstad (2000), Cropper & Oates (1992) et Freeman (1992).

Table 1.1 Dégradation de l'environnement et évaluation économique – Une 'carte de route'

Pollution		Impacts	
Pollution de l'air	}	Impacts sur la santé	} <ul style="list-style-type: none"> Coût de la maladie Méthode du capital humain Comportement préventif Salaires hédoniques Évaluation contingente
		Dommages d'infrastructure Impacts d'aménité	
Pollution de l'eau	}	Impacts sur la santé	} <ul style="list-style-type: none"> Coût de la maladie Capital humain Comportement préventif Évaluation contingente
		Perte des écosystèmes	
Dégradation des sols	}	Pertes agricoles	} <ul style="list-style-type: none"> Changement dans la production Coût de remplacement Comportement préventif
		Vulnérabilité accrue aux désastres	
Pollution sonore	}	Inconfort	→ Prix hédoniques
		Impacts sur la santé	→ Comportement préventif
Ressources naturelles		Impacts	
Forêts et zones protégées	→	Perte d'espaces verts (déforestation)	} <ul style="list-style-type: none"> Changements dans la production Coût de remplacement Prix hédoniques Coût du voyage Évaluation contingente
Ecosystèmes côtiers	→	Perte d'écosystèmes (eutrofication des récifs coralliens, destruction des mangroves, érosion des plages)	
Ressources hydriques	→	Epuisement des ressources hydriques	} <ul style="list-style-type: none"> Changements dans la production Coût de remplacement Prix hédoniques Évaluation contingente
Biodiversité	→	Perte de biodiversité	

2

VALEURS ET DECISIONS

Pour prendre des décisions quotidiennes, il faut des informations. Les entrepreneurs décident d'investir ou non dans de nouveaux équipements ; les travailleurs décident d'accepter ou de refuser un travail; et les familles décident où se rendre en vacances. Il en va de même pour les gouvernements, qui doivent décider s'il faut consacrer des dépenses supplémentaires à la défense, aux hôpitaux ou à la protection de l'environnement. Idéalement, la mise en œuvre de telles décisions revient à échanger le bénéfice net de l'action avec les bénéfices nets d'actions alternatives.

La gestion de l'environnement n'échappe pas à cette règle fort simple. Le contrôle et la réglementation de la pollution sont des activités coûteuses. Elles consomment des ressources financières qui pourraient être dépensées ailleurs. Pour prendre une décision relative à l'adoption ou non d'un projet, il faut savoir si les bénéfices de ce projet sont supérieurs aux coûts.

Les informations sont indispensables aux bonnes décisions. La première étape consiste à déterminer les éléments nécessaires pour une prise de décision adéquate. Nous le ferons d'un point de vue économique. Il faut pour cela comprendre les principes de l'analyse bénéfice-coût (BCA), ses avantages et ses limites.

La deuxième étape consiste à identifier les coûts et bénéfices du contrôle de la dégradation de l'environnement. Les coûts sont d'ordinaire plutôt faciles à déterminer et à calculer, avec l'aide par contre des hommes de science, ingénieurs, médecins, géographes et écologistes, entre autres. Toutefois, une fois que nous avons déterminé combien coûte, par exemple, la réduction progressive de l'utilisation des moteurs diesel, nous ne possédons que la moitié de la réponse. Il nous reste à savoir quels en sont les bénéfices.

La troisième étape consiste à explorer l'éventail des techniques disponibles permettant de calculer la valeur monétaire des bénéfices. L'objectif de ce manuel est de servir de guide pour expliquer les mécanismes et les applications pratiques de 'l'évaluation environnementale'.

Prendre les Bonnes Décisions – l'Art de Choisir les Priorités

Etablir un équilibre entre gagnants et perdants

Choisir les priorités n'est pas une tâche aisée. Les effets d'une décision seront souvent plus favorables à certains secteurs de la société qu'à d'autres. L'économie peut aider à mesurer les coûts et les bénéfices pour aider à informer le processus de prise de décision. Plus particulièrement, l'analyse bénéfice-coût est destinée à capter l'équilibre entre gagnants et perdants, en mesurant le flux des coûts et des bénéfices, à travers le temps, d'une politique ou d'un projet donnés. Alors que l'analyse financière ne tient compte le plus souvent que des coûts et revenus du marché, une analyse bénéfice-coût complète (BCA) comporte deux aspects supplémentaires très importants :

1. *L'évaluation des bénéfices environnementaux.* Cela permet de tenir compte des *bénéfices* non financiers de l'amélioration de la qualité de l'environnement, comme la santé et les loisirs.

2. L'étude des coûts pour la société, par opposition aux coûts pour les personnes privées. Un cas typique est celui des subventions. Ainsi par exemple, le coût des fertilisants pour l'agriculteur pourrait être inférieur au coût encouru par la société, en cas de subventions.

Encadré 2.1 Bénéfices et coûts des dommages

Le lecteur notera que les expressions 'coûts des dommages' et 'bénéfices' sont souvent interchangeables lorsqu'elles sont utilisées dans le cadre des discussions économiques environnementales. Nous avons dit par exemple que notre objectif était de présenter des techniques permettant d'évaluer les BÉNÉFICES environnementaux. Cependant, nous retrouvons souvent l'expression 'évaluer les COÛTS de la dégradation de l'environnement'. Ces expressions changent selon que l'on évalue un impact négatif (coût) ou un impact positif (bénéfice). 'Les coûts des dommages' de la pollution de l'air, par exemple, se réfèrent aux conséquences négatives de la dégradation de l'environnement. Pareillement, nous pouvons nous référer aux 'bénéfices' du nettoyage correspondant. Pour cette raison, nous appelons le lecteur, notamment lorsqu'il s'apprête pour la première fois à étudier ce document, à s'interroger attentivement sur l'objet auquel les mots 'bénéfices' ou 'coûts' se réfèrent.

On peut le faire par exemple en essayant de voir si l'impact environnemental dont il s'agit constitue un 'bien' ou un 'mal'. Les 'biens' sont ces marchandises dont il est mieux d'en avoir plus. L'air propre est un 'bien'. De plus, c'est un bien public, en ce sens que tout le monde peut en profiter. Les techniques d'évaluation peuvent être utilisées pour estimer le consentement de la société à payer pour bénéficier de l'air propre. D'autre part, la pollution est un 'mal'. Par analogie elle peut devenir un 'mal' public si tous les individus en sont affectés. Toujours dans ce cas, les techniques d'évaluation mesurent le consentement à payer de la société pour éviter les dommages dus à la pollution. Les maux et les biens sont les deux faces d'une même médaille.

Le calcul de la BCA est très simple. L'objectif ultime est de calculer la somme des flux escomptés des bénéfices nets (soit les bénéfices moins les coûts), générés par le projet à travers le temps. C'est ce qu'on appelle la Valeur Nette Actuelle (NPV).

$$NPV = \sum_i \frac{B_i - C_i}{(1-r)^i} = \sum_i \frac{B_i}{(1-r)^i} - \sum_i \frac{C_i}{(1-r)^i}$$

Où:
 B_i = bénéfices du projet pour l'année i
 C_i = coûts du projet pour l'année i
 r = taux d'escompte
 i = année

Le principal avantage de l'analyse bénéfice-coût (BCA) est qu'elle tient compte de coûts et bénéfices qui ne sont pas nécessairement reflétés par des transactions sur le marché (par ex. le bénéfice de la réduction de la pollution de l'air). Parallèlement, elle fournit un cadre et un langage communs pour l'analyse de toutes les politiques, dans tous les secteurs.

Étudions le problème de la pollution de l'air. En 1994, la Banque Mondiale a mené une étude pour évaluer les différentes politiques proposées pour le contrôle de la pollution de l'air à Santiago, au Chili. L'une des options consistait à réduire les émissions émanant de sources fixes : celles-ci peuvent être relativement faciles à identifier et contrôler, et les coûts de contrôle ne sont donc pas très élevés. Les options alternatives prévoyaient un contrôle des sources mobiles d'émission. La Table 2.1 présente les coûts et bénéfices des différentes options étudiées. Dans cet exemple, la meilleure option (celle qui génère les bénéfices nets les plus élevés) est celle qui consiste à contrôler les émissions des véhicules à essence.

Table 2.1 L'analyse bénéfice-coût à Santiago, au Chili

Bénéfices et coûts annualisés du contrôle de la pollution de l'air à Santiago, au Chili (US\$ mn)			
Composantes du programme	Bénéfices	Coûts	Bénéfices nets
Sources fixes	27	11	16
Véhicules à essence	33	14	19
Bus	37	30	7
Camions	8	4	4
Total	105	59	46

Source: Banque Mondiale (1994)

La composante la plus difficile de l'analyse est du côté des bénéfices. La réduction de la pollution de l'air peut engranger certains profits financiers (par ex. éviter les dommages touchant les immeubles ou éviter le coût de nettoyage des vitres des fenêtres !), mais elle peut également engranger d'autres bénéfices, dont notamment l'amélioration de la santé de l'homme. La santé n'a pas de prix, mais il existe des techniques qui permettent de mesurer le consentement à payer de la société pour la santé, comme nous le verrons dans les sessions suivantes.

Dans certains cas, l'analyse bénéfice-coût peut s'avérer inapplicable ou inadéquate. Cela est dû au fait que les bénéfices sont souvent difficiles –ou impossibles– à calculer (par ex. un parc unique ou un espace naturel vierge dont la perte peut être définitive). De plus, les lois prévoient souvent une série de normes relatives à la qualité de l'environnement, en fixant un seuil au-delà duquel des pertes graves peuvent être occasionnées. Cela peut empêcher l'exécution d'un projet dont les bénéfices nets sont très importants, pour infraction à la loi. Un dernier point politiquement très important est celui de l'équité. Si les impacts d'un projet se font sentir de manière disproportionnée sur un segment unique de la société, le projet peut être considéré inapproprié.

Escompter l'avenir¹

Nous savons que la BCA a pour objet de calculer la somme de tous les bénéfices et coûts escomptés d'un projet à travers le temps. Cela nécessite un taux d'escompte 'approprié'. L'objectif du taux d'escompte est d'appliquer aux coûts et bénéfices prévus dans un avenir lointain une pondération inférieure à celle appliquée aux coûts et bénéfices actuels. Mais pourquoi les économistes escomptent-ils l'avenir ?

Supposons qu'un individu ait à choisir entre prendre US\$1 000 aujourd'hui, ou attendre et ne prendre les mêmes US\$1 000 que dans dix ans. Le choix dépendra certainement des caractéristiques individuelles ; mais en général, on peut affirmer que la plupart des gens, confrontés à un tel choix, préféreront recevoir US\$1 000 aujourd'hui. Les raisons en sont nombreuses :

- Premièrement, l'individu a la possibilité d'investir la somme reçue aujourd'hui dans une activité productive, qui pourrait lui rapporter un **taux de rendement** (r). Ainsi par exemple, US\$1 000 investis aujourd'hui à un taux de 5 pour cent vaudront US\$1 050 l'année suivante.
- Les êtres humains sont **impatients**. Même s'il s'avérait impossible d'investir aujourd'hui, les individus préféreraient probablement consommer quelque chose aujourd'hui plutôt que demain.
- Un autre facteur lié à l'argument de 'l'impatience' est le fait que l'individu peut ne plus être en vie dans 10 ans. Le **risque de mort** peut être une raison supplémentaire de préférer recevoir les US\$1 000 aujourd'hui.

- L'individu ne peut garantir que les US\$1 000 seront encore disponibles dans 10 ans ! Tout peut arriver entre-temps. En d'autres termes l'avenir est porteur d'*incertitude*.
- Un argument légèrement plus complexe est lié à l'*utilité marginale décroissante* de l'argent. Supposons que l'individu en question est une jeune étudiante. Sa richesse actuelle équivaut pratiquement à zéro, vu qu'elle investit dans son éducation et n'a aucun revenu. Dans 10 ans, elle devrait s'attendre à travailler et avoir un bon salaire. Dans ce cas, US\$1 000 auraient probablement bien plus de valeur pour une étudiante 'pauvre' aujourd'hui, que pour un professionnel 'riche' demain. D'où une raison supplémentaire de préférer être payée aujourd'hui.

Il en ressort que les individus ont plus d'une raison valable de préférer recevoir les US\$1 000 aujourd'hui plutôt que dans 10 ans. Cette préférence est la justification fondamentale de l'utilisation d'un taux d'escompte.

Le principe de l'escompte, dans son application aux problèmes environnementaux, a fait l'objet de plusieurs critiques intéressantes. La raison principale en est que l'escompte tend à favoriser les bénéfices actuels par rapport aux bénéfices environnementaux futurs. Prenons le cas dans lequel le risque de mort justifie l'utilisation d'un taux positif de la préférence temps. Plusieurs arguments considèrent que cela ne justifie pas l'escompte de la BCA, car les bénéfices ne seront pas le lot d'un individu en particulier, mais de la société tout entière. De plus, cette considération reflétera implicitement les intérêts des générations futures. Il s'agit là en fait d'une des raisons pour lesquelles il est indispensable de faire la différence entre *taux d'escompte social* et *privé*.

Une autre critique du principe de l'escompte se rapporte aux investissements irréversibles. Certaines ressources sont irrécupérables. Le développement d'une zone nouvelle (par ex. la construction d'un barrage) pour obtenir certains bénéfices limités, peut ne pas être souhaitable, si elle occasionne la perte irrécupérable d'un espace naturel vierge. Les critiques environnementales du taux d'escompte suggèrent que le taux d'escompte utilisé dans la BCA devrait être inférieur au taux d'escompte du marché. On reconnaît par ailleurs en règle générale qu'il faut tenir compte des deux facteurs des générations futures et de l'incertitude, lorsqu'on choisit un taux d'escompte ; mais cet argument s'applique aussi bien aux projets environnementaux que non-environnementaux.

En effet, des raisons contraignantes interdisent l'adoption d'un taux d'escompte inférieur pour les projets environnementaux (ex. investissements de capitaux de nature non-environnementale). L'une d'entre elles est le fait que toute correction aboutirait à une décision *ad hoc*. Pourquoi par exemple choisir un taux d'escompte réduit et non pas un taux d'escompte zéro ? Quels sont les projets qui devraient se voir attribuer un taux d'escompte réduit, et en fonction de quel critère ? Toutefois, même si un projet environnemental peut facilement être distingué de projets non-environnementaux, et même s'il est possible d'appliquer un taux d'escompte différent, il reste d'autres alternatives qui permettent de régler les problèmes liés à l'environnement. L'une des approches consiste à tenir compte de facteurs comme l'incertitude, et à considérer le risque réel d'un coût éventuel pour inclure ce facteur risque à la série de coûts et de bénéfices actuels. La sollicitude pour les générations futures peut également figurer dans les préférences actuelles (c'est ce qu'on appelle la valeur de l'altruisme). Le problème réel consiste à mesurer de telles préférences. Enfin, il ne faut pas oublier que la BCA n'est qu'un d'entre plusieurs critères qui aident à prendre des décisions. Un gouvernement peut considérer tout aussi importants d'autres critères, et utiliser par exemple pour la planification un critère de durabilité plus global.

Il en ressort que, compte tenu des difficultés que représente l'utilisation de taux d'escomptes réduits, il existe plus d'une logique valable justifiant un surcroît d'efforts pour intégrer les

considérations d'ordre environnemental dans toutes les décisions économiques (intégration). Il faut pour cela identifier les types de valeurs concernés, et utiliser des techniques d'évaluation afin de mesurer toutes les valeurs environnementales affectées par un projet, y compris celles liées à l'incertitude (valeurs optionnelles) et à l'existence de la ressource.

Les Coûts et les Bénéfices Économiques

Il n'est pas vraiment difficile de saisir les principes de base de la BCA. Tout comme il est important de comprendre ce que signifient les 'coûts' et 'bénéfices' en termes économiques. Commençons par le concept du coût. Il s'agit des dépenses nécessaires pour arriver à un résultat donné. Prenons pour résultat l'amélioration de la qualité de l'air, et pour coûts l'installation de stations de contrôle, l'utilisation de moteurs utilisant des carburants non polluants, etc.

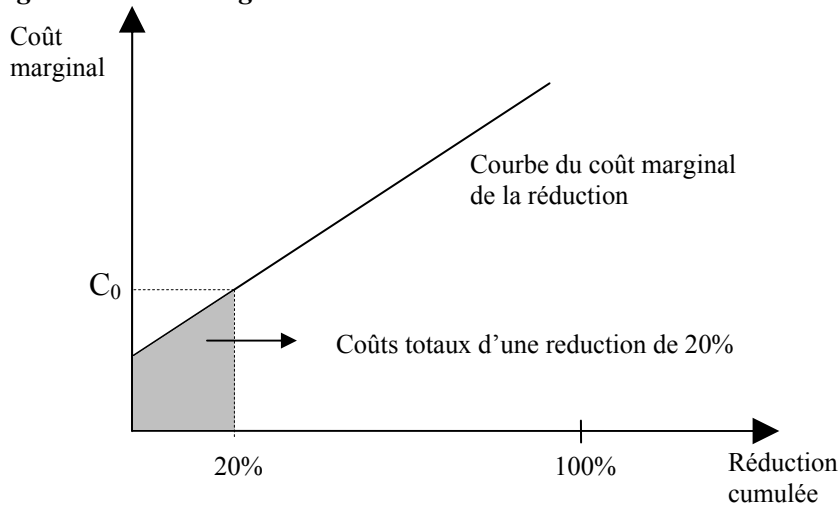
Sur un graphe, les coûts sont représentés par une *courbe du coût marginal*. Prenons le cas de la pollution de l'air. Le terme 'marginal' signifie que le coût (mesuré sur l'axe vertical) se réfère à l'unité additionnelle de la réduction réalisée. Par exemple, si nous réduisons déjà de 20 pour cent la pollution de l'air, une amélioration supplémentaire minimale de la qualité de l'air coûtera C_0 , comme le montre la Figure 2.1. Le fait que la courbe du coût marginal de la réduction augmente, est la conséquence d'une présupposition selon laquelle les alternatives de contrôle les moins coûteuses sont appliquées en premier. La courbe du coût est l'équivalent de la courbe d'offre standard que l'on retrouve d'habitude dans les manuels d'économie. Dans ce cas il s'agit d'une 'offre' d'air propre !

Le coût marginal de la réduction est souvent utilisé en gestion de l'environnement, même s'il n'est pas toujours exprimé sous forme de graphe. Par exemple, au cours d'une analyse coût-efficacité, le coût de l'application d'options de gestion alternatives est souvent pris en compte. Dans ce cas, les options disponibles sont implicitement classées de la moins chère à la plus chère.

Une autre caractéristique de la courbe du coût marginal de la réduction est que la zone située en dessous de la courbe est une mesure du *coût total* de tout niveau donné de réduction. Dans la Figure 2.2, la zone en gris située en dessous de la courbe nous donne le coût total nécessaire pour réduire la pollution de l'air de 20 pour cent.

Passons maintenant aux bénéfices. Les bénéfices peuvent être définis comme étant le consentement à payer d'un individu pour une amélioration de l'environnement ou pour une ressource naturelle. Prenons de nouveau le cas de la pollution de l'air. Moins d'émissions signifie une amélioration de la qualité de vie des gens : un meilleur état de santé, une meilleure visibilité et moins de dommages touchant la propriété, etc. Les gens peuvent en effet être disposés à payer pour une meilleure qualité de l'air, parce qu'elle leur permettrait de faire des économies sur des coûts d'un autre genre. C'est ce que mesure la courbe des bénéfices marginaux dans la Figure 2.2. Dans le cas de la pollution, c'est ce qu'on appelle souvent le coût marginal du dommage. Cette dualité découle du fait qu'une meilleure qualité de l'air génère des 'bénéfices', et qu'une mauvaise qualité de l'air génère des 'coûts de dommages'. Le lecteur devrait comprendre qu'il s'agit en fait de la même chose.

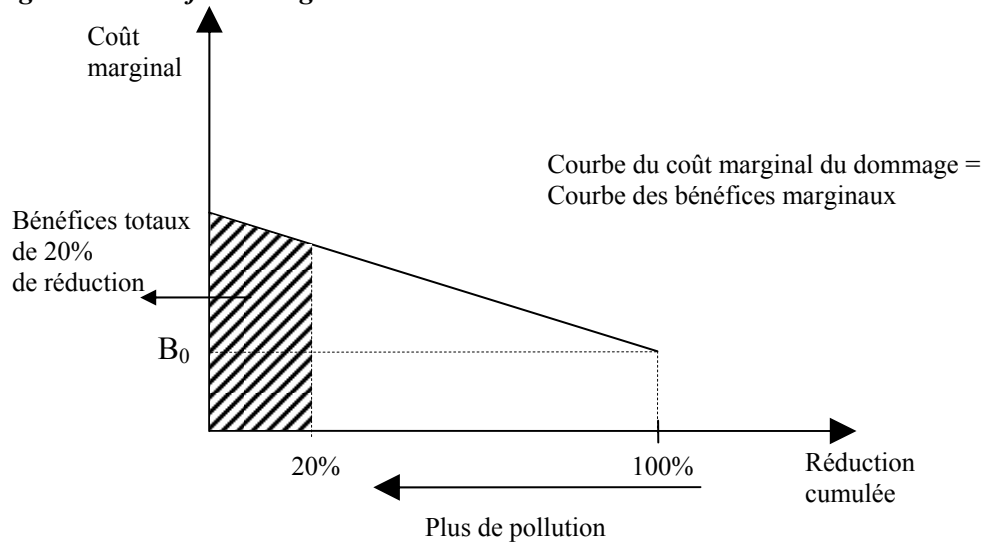
Figure 2.1 Coût marginal de la réduction



Supposons que l'air est propre à 100 pour cent. Afin d'éviter que le niveau de la qualité de l'air ne baisse légèrement, la société serait disposée à payer une certaine somme B_0 (présumée minimale). Si la qualité de l'air est déjà très mauvaise, une augmentation supplémentaire de la pollution pourrait poser de sérieux problèmes de santé. Dans ce cas, le consentement à payer pour éviter cette augmentation supplémentaire de la pollution serait supérieur. La preuve en est que le bénéfice marginal décroît avec le niveau de réduction. Il faut aussi noter que la zone située en dessous de la courbe des bénéfices marginaux mesure le total des bénéfices d'un niveau donné de réduction et le consentement à payer pour atteindre ce niveau.

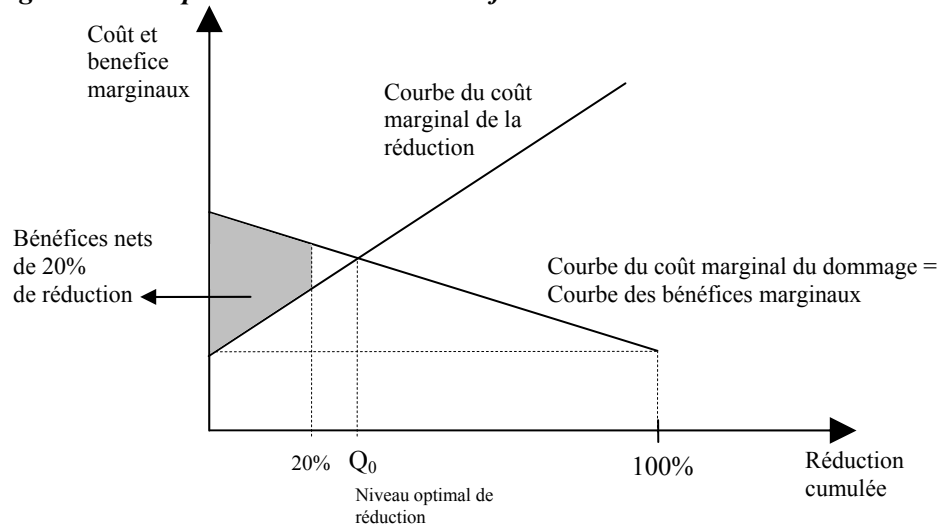
Nous pouvons utiliser les informations relatives aux coûts et aux bénéfices pour identifier un niveau optimal de réduction de la pollution. Dans la Figure 2.3, on peut voir qu'une réduction de la pollution de l'ordre de 20 pour cent produirait des bénéfices totaux supérieurs aux coûts totaux. Sur le graphe, la zone située en dessous de la courbe des bénéfices est plus étendue que la zone située en dessous de la courbe des coûts. Des améliorations supplémentaires de la qualité de l'air augmentent les bénéfices nets. Cela est vrai tant que la réduction n'a pas atteint Q_0 . A ce niveau, toute réduction supplémentaire serait inutile, vu que la société ne serait pas disposée à la payer à ce prix.

Figure 2.2 Bénéfices marginaux



La BCA compare essentiellement les coûts et les bénéfices, et tente de déterminer si les bénéfices d'une politique ou d'un projet en valent les coûts. La représentation dans la Figure 2.3 aide à comprendre le lien entre la BCA et l'évaluation environnementale. La BCA répond à la question suivante : si une politique réduit la pollution de l'air de 20 pour cent, les bénéfices de cette politique sont-ils supérieurs aux coûts totaux de son application ? En d'autres termes, la zone située en dessous de la courbe des bénéfices est-elle plus étendue que la zone située en dessous de la courbe des coûts ? L'évaluation est un outil qui permet de mesurer les bénéfices en termes monétaires, soit la surface de la zone située en dessous de la courbe des bénéfices marginaux.

Figure 2.3 Comparer les coûts et les bénéfices



Mesurer les Bénéfices (ou Dommages)

Les bénéfices d'un projet environnemental sont souvent difficiles à identifier et à mesurer. Parfois, les biens et services environnementaux font l'objet d'un commerce (c'est d'ordinaire le cas des ressources naturelles commerciales comme le bois, le minerai de fer et l'or). Dans de tels cas, il est possible d'utiliser les prix pour en inférer le consentement à payer des gens pour la ressourceⁱⁱ. Dans d'autre cas, les choses seraient nettement moins faciles. Une meilleure qualité de l'air ne peut se vendre ou s'acheter sur un marché, et n'a donc pas de prix. Il en va de même pour l'échange explicite de la beauté d'un paysage. L'une des raisons pour lesquelles les biens environnementaux ne font pas l'objet d'un commerce est qu'il s'agit de biens publics. Il est donc impossible ou techniquement très difficile de fixer un prix pour leur consommation.

L'objectif de ce manuel est de fournir un guide des techniques permettant de mesurer les préférences des gens en matière d'environnement. Les techniques d'évaluation répondent à des questions comme celles-ci : s'il existait des marchés pour la qualité de l'air, combien la société serait-elle disposée à payer pour acheter la qualité de l'air ? La réponse est bien sûr importante, puisqu'elle justifierait le paiement de coûts souvent très élevés pour obtenir une meilleure qualité de l'air. De plus, elle donnerait de précieuses indications sur le volume de réduction adéquat, compte tenu du fait qu'un air propre à 100 aurait un coût prohibitif.

Plusieurs techniques ont été mises au point pour permettre de mesurer les bénéfices environnementaux. Un simple diagramme peut être utilisé pour lier la dégradation de l'environnement aux techniques d'évaluation. La Figure 2.4 établit une distinction entre les méthodes qui se fondent sur la mesure scientifique d'un impact (fonctions dose-réaction) et celles qui se fondent sur le comportement humain. La figure devrait être considérée comme une structure dans laquelle le point de départ est la 'dégradation de l'environnement'.

Méthodes basées sur les fonctions dose-réaction

Quelle que soit la technique utilisée pour évaluer les aménités environnementales, les économistes optent souvent pour la fonction des dommages pour évaluer les dommages environnementaux. La fonction dose-réaction divise l'évaluation des effets environnementaux en deux parties. Premièrement, l'évaluation quantitative des impacts découlant d'un changement environnemental (par exemple, cas de maladies évités, meilleure visibilité ou changement du rendement agricole). Deuxièmement, l'évaluation de ces changements, d'où la séparation de la 'science dure' consistant à estimer les impacts de la dégradation de l'environnement sur la santé, les écosystèmes et la production, de l'évaluation de ces effets. L'évaluation consiste habituellement à multiplier l'impact par un prix ou par une valeur monétaire unitaire (comme la rémunération à l'heure en cas de maladie évitée, le prix des récoltes en cas de changement dans le rendement agricole). L'un des points faibles de ce genre de techniques est qu'elles ne s'intéressent pas à ce que les gens seraient 'disposés à payer' pour éviter le dommage. Le CAP, ou une borne inférieure du CAP, est plutôt inféré des prix disponibles. L'approche alternative, qui consiste à demander aux gens d'évaluer les dommages environnementaux de manière directe, nécessiterait que les gens aient une bonne connaissance de l'épidémiologie ou de la chimie atmosphérique qui relie le dommage à l'effet physique.

Méthodes basées sur le comportement humain

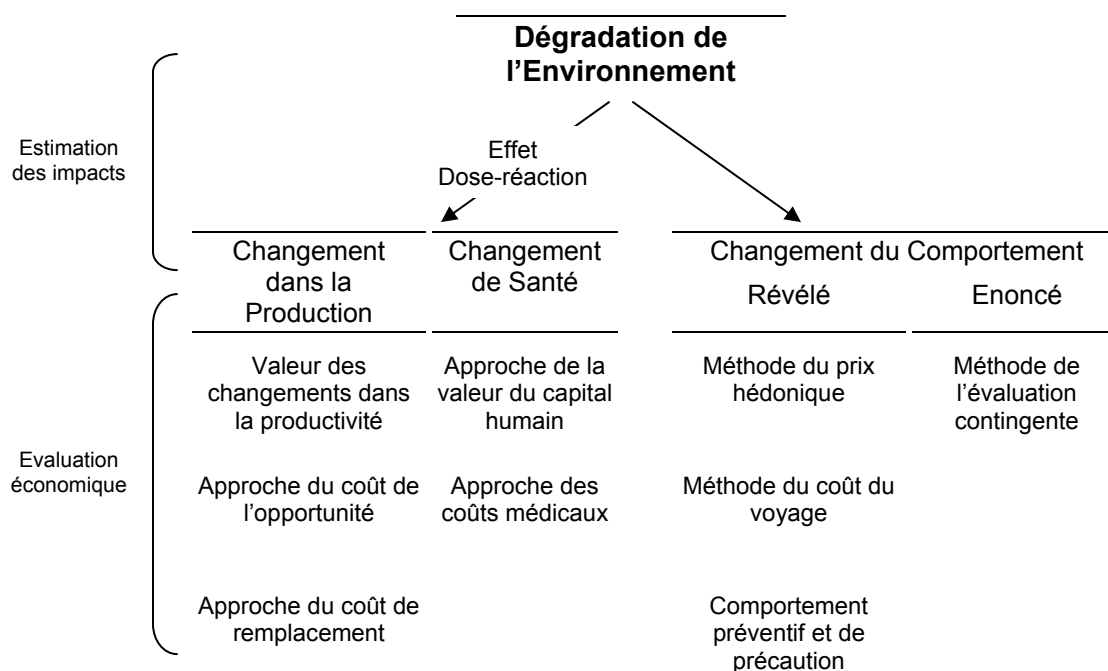
Quelquefois, le consentement à payer pour éviter une dégradation quelconque est directement inféré de la réaction des gens à un changement de l'environnement, abstraction faite de

l'existence d'un impact tel qu'un changement dans l'état de santé ou la productivité. Par exemple, le changement dans la qualité de l'eau pourrait ne pas se refléter directement dans des changements au niveau de la santé. La réaction dans ce cas peut être observée dans l'achat croissant d'eau en bouteille ou l'achat de maisons dans des quartiers 'plus propres'. Lorsque la dégradation de l'environnement est 'révélée' dans un changement observé dans le comportement des gens, l'on parle de techniques des préférences révélées.

Dans certains cas, les choix des individus n'indiquent pas clairement les préférences environnementales. Certaines catégories de valeurs ne peuvent être observées ni sur le marché, ni à travers un prix implicite de biens similaires commercialisés. Essayons d'imaginer par exemple la valeur d'un 'ours panda' : il n'existe pas de marchés pour l'achat ou la vente de pandas, et tout le monde n'est pas disposé à se rendre en Chine pour en voir. Néanmoins, les ONGs qui s'occupent de la conservation de l'espèce collectent des fonds destinés à la protection des pandas. Les gens sont en effet disposés à payer simplement pour garantir l'existence d'un bien ou d'un service environnemental, ou encore d'une ressource naturelle, qu'il leur soit ou non possible de l'utiliser un jour ou d'en jouir directement. La méthode de l'évaluation contingente (CVM) met à jour ces types de valeurs grâce aux sondages. La CVM peut aussi être appliquée dans le cas des biens environnementaux de consommation (par ex. l'eau), en l'absence de prix du marché, et lorsque les données relatives au comportement observé sont difficiles à obtenir.

Notez enfin que les méthodes de préférences révélées et énoncées peuvent s'avérer utiles également pour évaluer les impacts de la dégradation de l'environnement sur la santé et la production. Une étude d'évaluation contingente peut interroger les gens par exemple sur leur consentement à payer pour réduire les jours de maladie. Nous pouvons par la suite relier les valeurs obtenues au volume de dégradation, en utilisant les rapports dose-réaction.

Figure 2.4 Choisir une méthode d'évaluation

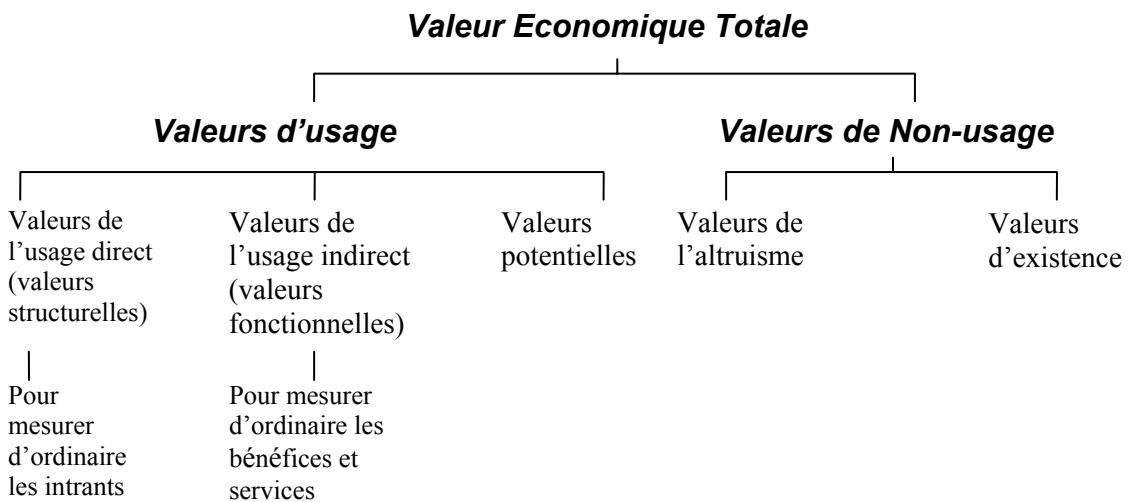


Valeur Économique Totale (TEV)

Il est clair que plus d'une technique d'évaluation peut être utilisée pour donner une valeur monétaire à une même ressource. Par exemple, l'approche du coût de la maladie mesure les bénéfices de l'air propre sur la santé, et la méthode du coût du voyage peut également être utilisée pour mesurer la valeur récréative de la qualité de l'air. Comme chaque méthode mesure différents aspects de la qualité de l'air, les estimations seront différentes.

La variété croissante des techniques d'évaluation est la conséquence du fait que l'environnement peut être une source de bien-être pour plus d'une raison et plus d'un individu. Une forêt peut tout à la fois fournir du bois pour les bûcherons, des services d'écosystèmes pour les communautés locales, une filtration de l'eau pour les usines hydroélectriques, des ressources génétiques pour les multinationales pharmaceutiques, et un stockage de carbone pour les émissions globales de CO₂. La somme de tous ces types de valeurs associées à une ressource est appelée la Valeur Economique Totale (TEV) ; un terme qui a vu le jour dans les années 80s. Aujourd'hui, Il y a consensus sur les catégories des valeurs environnementales, et la Figure 2.5 en montre la classification.

Figure 2.5 Valeur économique totale



La première grande distinction doit se faire entre les valeurs d'usage et les valeurs de non-usage. Les valeurs d'usage sont celles provenant des bénéfices réalisés par la société grâce à l'utilisation effective ou potentielle d'une ressource environnementale donnée ou de ses services. Les valeurs d'usage comprennent les valeurs de l'usage direct, les valeurs de l'usage indirect et les valeurs potentielles. Les valeurs de non-usage comprennent les valeurs de l'altruisme et les valeurs d'existence. La Figure 2.6 illustre la valeur économique totale d'une forêt tropicale.

La valeur de l'usage direct découle de *l'utilisation* consomptive ou non-consomptive *de la ressource*. L'individu jouit directement de la ressource soit en la consommant (par ex. exploiter la forêt pour obtenir du bois de feu ou pêcher pour vivre) soit en tirant une satisfaction de la ressource en soi (par ex. valeur récréative d'un parc ou vue sur une zone côtière).

Les valeurs de l'usage indirect découlent de *l'usage des services d'une ressource*. Par exemple, une forêt peut fournir une protection contre les torrents, et la couche d'ozone protège la Terre de

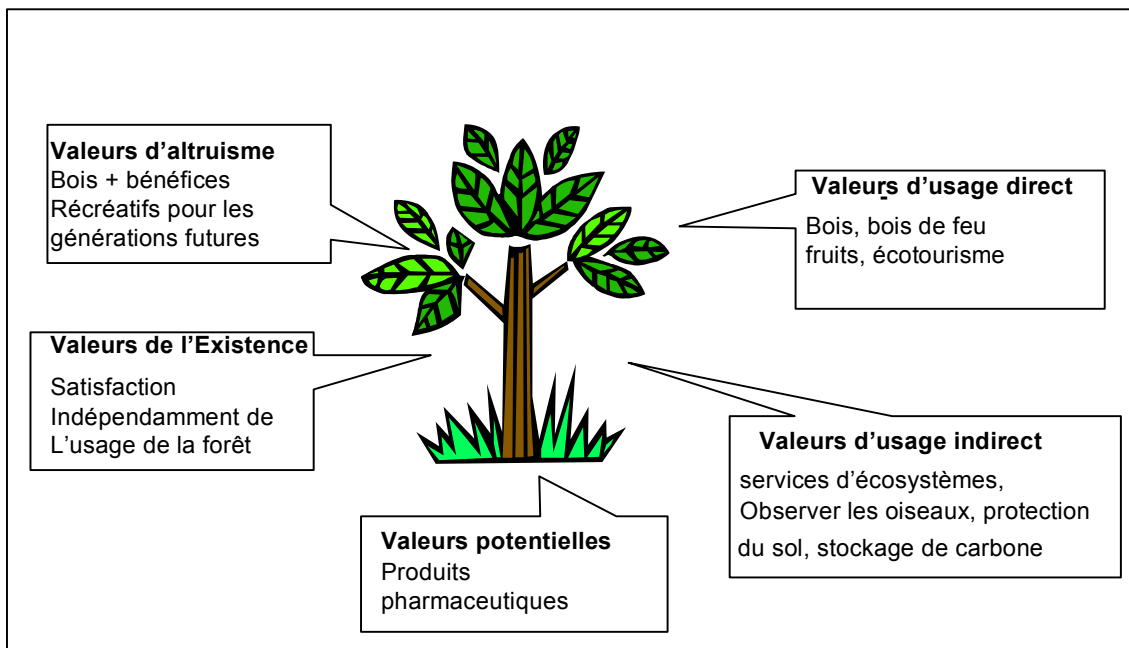
la radiation UV. La distinction entre valeurs d'usage direct et valeurs d'usage indirect n'est pas toujours évidente.

Les valeurs potentielles découlent de *l'usage futur potentiel d'un bien*, si le besoin devait s'en faire sentir. Le concept est très populaire dans le monde de la finance, où l'on prend des options pour acheter le droit de vente d'un produit boursier, à un prix déterminé, et à une date ultérieure préalablement fixée. La valeur des options tient au fait que l'information actuelle n'est pas parfaite. Le temps nous dira si conserver l'actif est profitable ; et en gardant l'option, il reste possible de tirer parti de toute information nouvelle. Le concept s'applique tout aussi bien aux ressources naturelles. Par exemple, la conservation d'un espace naturel est une option qui nous donnera, dans l'avenir, la possibilité de transformer l'espace ou de le préserver, et cela en fonction des données nouvelles rassemblées sur la valeur relative d'un espace naturel.

En 1967, dans un essai très important, John Krutilla identifia une autre catégorie de valeurs, qui devaient constituer par la suite un domaine important de la recherche en matière de sciences économiques environnementales : les valeurs de non-usage ou les valeurs d'usage passif. Ces valeurs sont la manifestation du consentement à payer des gens pour une ressource, indépendamment de la possibilité pour eux de l'utiliser dans l'immédiat ou dans l'avenir. De telles valeurs peuvent découler d'une forme d'altruisme à l'égard des générations futures (valeurs d'altruisme) ou du simple besoin de savoir qu'une chose existe (valeur d'existence), même si les gens ne prévoient pas de l'utiliser.

Les valeurs de non-usage constituent un réel défi pour l'évaluation, étant donné que, par définition, la valeur de l'existence n'a pas besoin d'être révélée par un comportement quelconque. La méthode d'évaluation contingente, qui s'enquiert directement du consentement à payer à travers les sondages, est le seul moyen permettant de déterminer de telles valeurs.

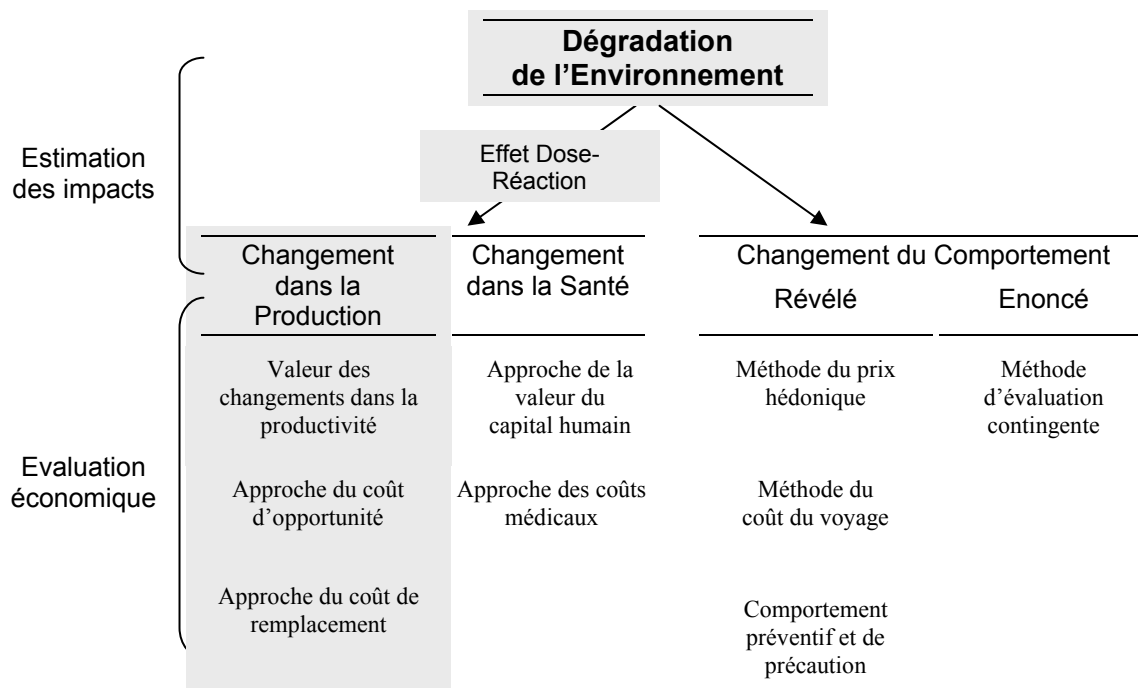
Figure 2.6 Valeur économique totale d'une forêt tropicale



3 EVALUER LES CHANGEMENTS DANS LA PRODUCTION

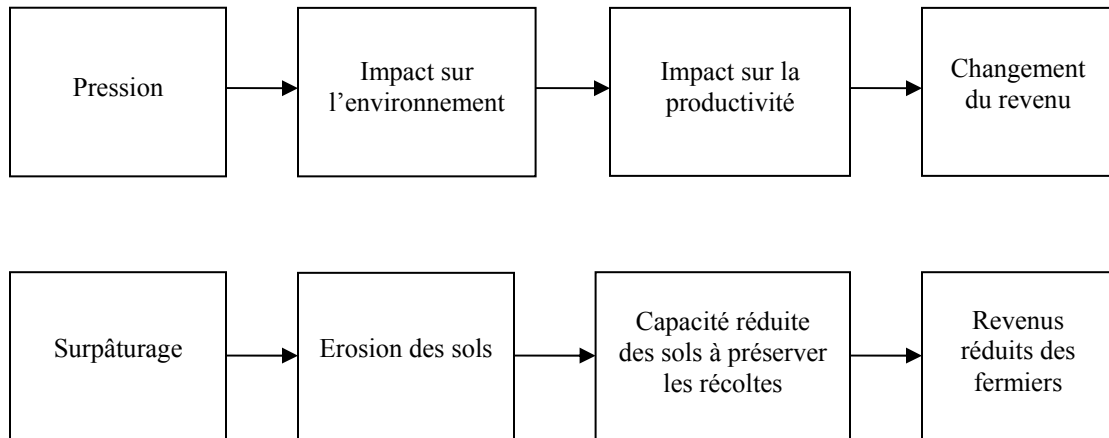
La Figure 3.1 résume les différents impacts qui peuvent provenir d'un changement de la qualité de l'environnement, et propose des techniques d'évaluation couramment utilisées pour évaluer les impacts. Le présent chapitre présente l'approche de la productivité qui, comme son nom l'indique, évalue les pertes en matière de production.

Figure 3.1 Choisir une méthode d'évaluation



L'approche de la productivité est l'une des techniques d'évaluation les plus utilisées, parce que la logique qui en sous-tend la théorie est facile à saisir (cf. Bojo 1995 et Cesar 2000). La technique se concentre sur les ressources environnementales, considérées comme un intrant dans la production de biens ou de services. Lorsqu'un intrant se dégrade, il en résulte une réduction des services fournis à la production, et une perte de profit conséquente pour le producteur. La Figure 3.2 fournit un exemple de ce rapport. Dans ce cas, le surpâturage a entraîné une érosion du sol. L'herbe se raréfie alors, et entraîne une dégradation des sols, ce qui réduit leur capacité à préserver l'herbe nécessaire pour faire paître les bêtes. La conséquence en est une réduction des revenus du fermier. L'approche de la productivité peut être utilisée pour évaluer la dégradation environnementale en se concentrant sur cet impact final, en l'occurrence : la réduction des revenus agricoles.

Figure 3.2 Lier la dégradation de l'environnement aux changements dans la production



La Figure 3.2 permet d'analyser toutes sortes d'impacts sur la productivité. D'abord, une pression (le surpâturage) a un impact sur l'environnement (l'érosion des sols). Il en résulte ensuite un impact sur la productivité (capacité réduite du sol à préserver les récoltes). Ce qui enfin affecte les revenus des fermiers. C'est un schéma communément utilisé pour analyser les relations de cause à effet. Un autre exemple typique est celui de la santé. Par exemple, l'utilisation excessive d'un véhicule (comportement) entraîne la pollution de l'air (impact sur l'environnement). Il en résulte de même une augmentation, chez les ouvriers, du nombre d'infections respiratoires dues à la pollution de l'air (impact sur la productivité). Les journées de travail perdues entraînent un manque à gagner salarial pour les ouvriers.

Applications de la Méthode de la Productivité

Cette approche peut être appliquée à un large éventail de problèmes d'évaluation. Elle a été très utilisée parce qu'elle est facile à expliquer et à justifier ; et c'est là une caractéristique qui a son importance, comme nous allons le voir dans les modules suivants ; alors que d'autres techniques peuvent être controversées. Voici une liste réduite des scénarios potentiels dans lesquels cette approche peut être utile :

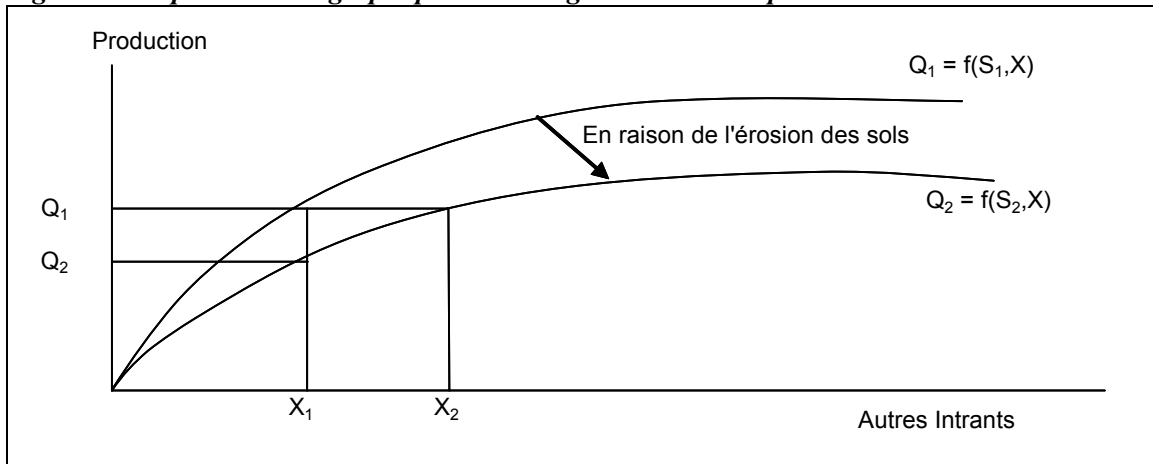
- **L'érosion du sol.** Elle peut être utilisée pour mesurer le déclin sur le site des revenus des récoltes, et les effets conséquents en aval tels le blocage des systèmes d'irrigation et la sédimentation des réservoirs.
- **La pollution de l'air.** Les effets de la pollution de l'air sur la santé de l'homme, et l'impact conséquent sur les journées de travail.
- **Les pluies acides.** Les dommages conséquents touchant les arbres peuvent être évalués par la valeur de la perte de production.
- **La pollution des pêcheries.** En se polluant, l'eau ne peut plus garantir la viabilité des poissons, ce qui affecte les revenus des pêcheurs.

- **La Salinité des Terres Arables.** Le résultat en est la réduction du volume des récoltes, et dans les cas graves, les sols deviennent incapables de préserver des récoltes.

La Théorie qui Sous-tend l'Approche de la Productivité

Le changement éventuel d'un intrant environnemental peut entraîner un changement dans la quantité produite. Ainsi par exemple, l'érosion des sols peut engendrer un déclin du volume des récoltes. Toutefois, le fermier peut compenser la perte d'un intrant (le sol) par un intrant de substitution (dans ce cas peut-être les fertilisants). La Figure 3.3 montre une fonction de production, la production étant fonction du sol (S), et d'autres intrants (X). Lorsque que la qualité du sol se dégrade, passant de S1 à S2, du fait de l'érosion des sols, la fonction production régresse et passe à Q2. Le fermier a alors deux options. Il peut tout d'abord ne rien faire, et produire au niveau Q2 plutôt qu'au niveau Q1, en utilisant les autres intrants au même niveau. En seconde option, le fermier peut garder la production au niveau Q1, en augmentant d'autres intrants, comme les fertilisants, de X1 à X2. En situation réelle, la réaction du fermier sera probablement à mi-chemin des deux options. Il laissera ainsi la production se réduire légèrement, et augmentera légèrement les autres intrants jusqu'à atteindre un niveau situé quelque part entre X1 et X2. Dans les deux cas, le fermier subira une perte économique, représentée par une réduction des profits. Dans la première option, il perdra la valeur de l'extrant perdu. Dans la seconde option, les coûts de production augmenteront en raison de l'augmentation des autres intrants.

Figure 3.3 Représentation graphique des changements dans la production



Nous avons ainsi deux mesures permettant d'évaluer la dégradation des sols : la valeur de l'extrant perdu, ou le coût de l'intrant additionnel. Toutes deux affectent le profit.

$$\pi = PQ - c(Q)$$

- Où,
- π = le profit
 - P = le prix (qui est présumé être fixé par le marché)
 - Q = la production
 - c = le coût des intrants (qui dépend de la production, Q)

Démarches de l'Application Pratique de l'Approche de la Productivité

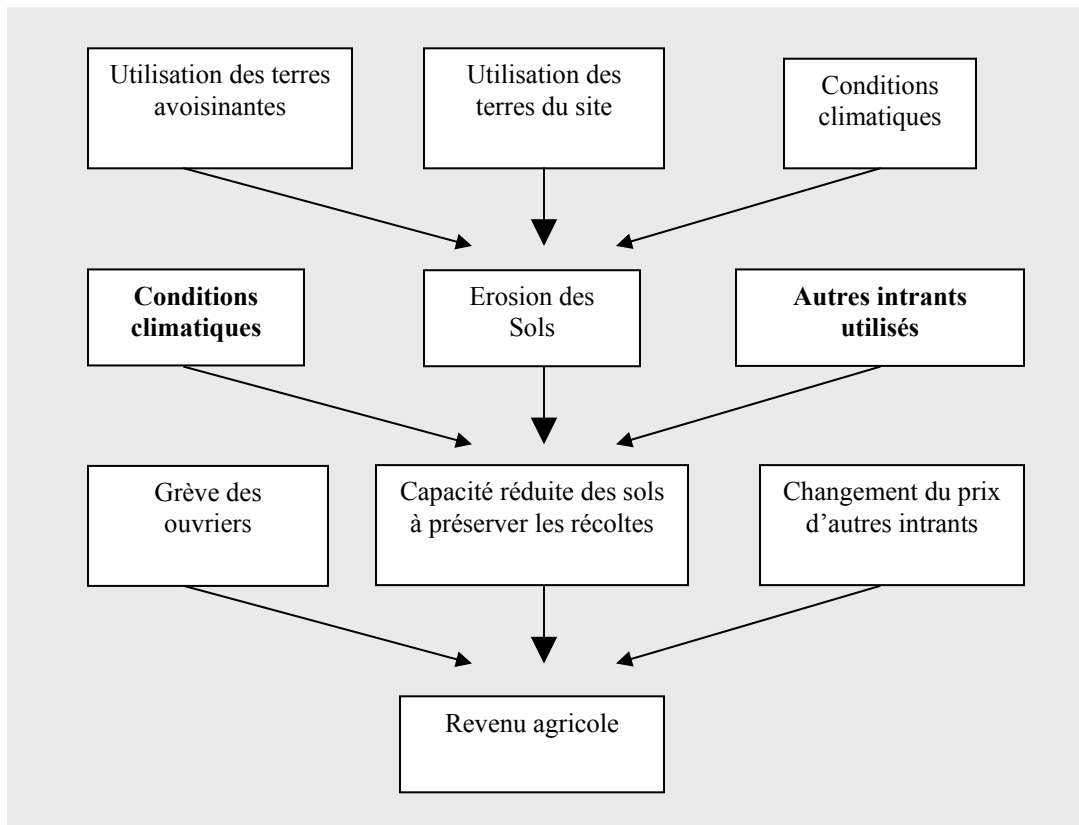
L'approche de la productivité est souvent tentante en raison de la facilité qu'on trouve à l'expliquer et à la justifier. Toutefois, dans la pratique, elle peut se révéler être un exercice passablement complexe. Voici un résumé des deux démarches indispensables en l'occurrence, ainsi que des problèmes qui s'y rattachent.

Déterminer l'impact physique

Il est probable que le problème le plus important dans le cadre de l'approche de la productivité consiste à déterminer l'impact physique découlant exclusivement des motivations ou du comportement qui nous intéressent. Dans notre exemple, nous voulons évaluer exclusivement les impacts sur le revenu dus à l'érosion des sols découlant de la mauvaise gestion humaine, mais il peut être difficile de distinguer cette cause en particulier d'autres causes.

Un exemple de ce lien complexe est celui de l'érosion des sols et des revenus agricoles. Supposons que les revenus agricoles ont régressé l'année précédente, et qu'on soupçonne le surpâturage d'être à l'origine de cette régression. Il s'agit là d'un lien toutefois difficile à prouver, comme le montre la Figure 3.4. Ainsi par exemple, la réduction du revenu agricole peut être due à une multitude de facteurs tels une grève des ouvriers, un changement dans le prix des intrants, ou encore un changement dans la capacité des sols à préserver les récoltes. Même s'il est possible de prouver que la cause en était une baisse des revenus des récoltes, la cause de la baisse en question peut ne pas être l'érosion des sols. Il peut s'agir d'un phénomène climatique qui a endommagé les récoltes, ou d'une réduction du volume des autres intrants utilisés. Le lien final consiste à établir que c'est bien l'érosion des sols qui est à l'origine de la baisse des récoltes, alors que celle-ci peut avoir été due à plusieurs autres facteurs, comme par exemple des pluies torrentielles.

Figure 3.4 Les liens entre la dégradation de l'environnement et le revenu agricole



L'exemple ci-dessus nous montre qu'il peut être très difficile de distinguer les impacts associés à une source particulière. La raison en est une série de relations biologiques complexes ; et pour les comprendre, les économistes ont recours aux hommes de sciences. Ces informations peuvent être obtenues de différentes sources:

1. Expérimentale (expériences sur le terrain). Dans ce cas, la cause est délibérément reproduite, et ses effets sont observés. Par exemple, la baisse des récoltes est observée après reproduction du phénomène d'érosion des sols. Cette approche a l'avantage de bénéficier de conditions contrôlées, de sorte qu'il est facile d'éliminer les facteurs aggravants. Par exemple, les conditions climatiques ont un impact très important sur la productivité en matière de récoltes, alors que ce qui nous intéresse peut se limiter seulement à mesurer la part de l'érosion des sols dans la réduction de la production. Toutefois très souvent, ces expériences sur le terrain ne tiennent pas compte du rôle des ressources naturelles, d'où le manque d'études de qualité en la matière. De plus, la gestion des récoltes dans ce genre d'expériences est peu représentative des pratiques de gestion appliquées par le fermier local. Il est donc difficile d'extrapoler quant aux résultats, lorsque les expériences sont menées dans un environnement ainsi contrôlé. Les autres facteurs qui entrent en jeu en situation 'réelle', et les synergies entre ces différents facteurs sont laissés pour compte.
2. Statistique (en ayant recours aux études transversales ou aux études de séries chronologiques). Cette approche tente d'isoler un effet d'autres effets, en utilisant les techniques de régression. Par exemple, dissocier les effets de l'érosion des sols d'autres effets comme les conditions climatiques. L'intérêt de cette approche est qu'elle étudie des données réelles dans une situation réelle. Toutefois, elle souffre également de problèmes. Ainsi par exemple, les données ne sont souvent disponibles qu'à court terme et il peut être difficile de contrôler tous les autres facteurs, ce qui peut affecter le résultat. Il existe également un problème d'auto - sélection.

Une fois la relation évaluée, reste la deuxième démarche, celle de l'évaluation des impacts.

Donner aux pertes des valeurs de marché

L'un des intérêts de l'approche de la productivité est que l'évaluation des impacts y est souvent moins controversée que dans d'autres méthodes. La logique qui la sous-tend est simple, facile à expliquer et à justifier. L'approche la plus directe consiste à recourir aux prix du marché pour évaluer les pertes de production, ou le coût des intrants qui ont été augmentés. Il y a toutefois plusieurs points dont il faut tenir compte.

Dans certains cas, le recours aux valeurs du marché peut aboutir à des résultats trompeurs. Plusieurs prix sont altérés par les interventions du gouvernement, (subventions, taxes, politique douanière, etc.), ou encore en raison de l'existence d'un monopole. En étudiant le coût social, il est nécessaire d'étudier le coût 'réel' pour la société, soit le prix exclusion faite des taxes ou des subventions. Chaque fois que possible, les prix doivent être ajustés de manière à refléter leur niveau compétitif. C'est bien là qu'une analyse sociale comme celle-ci diffère d'une analyse financière.

Dans plusieurs cas, le changement observé dans la productivité n'est pas suffisamment important pour entraîner un changement des prix sur le marché. Toutefois, si les changements sont suffisamment importants, les fluctuations des prix sur le marché peuvent rendre l'analyse encore plus difficile. Tel sera le cas lorsqu'une large proportion de l'approvisionnement national vient

d'une seule région, gravement touchée par un changement dans la qualité de l'environnement. Il en va de même lorsque les marchés locaux sont gravement touchés, et se distinguent des marchés nationaux, comme par exemple les prises de poisson locales. Le cas échéant, le prix du marché devra alors être ajusté de manière à refléter le prix anticipé en l'absence du changement environnemental.

Un aspect souvent ignoré dans l'analyse est le fait qu'un changement dans la production peut altérer les coûts. Ainsi par exemple, si la salinité excessive entraîne une baisse des récoltes, il y aura une réduction correspondante des coûts de la moisson. Le contraire peut se produire lorsqu'un déversement de produits chimiques entraîne la mort d'une importante proportion de la population de poissons. Dans ce cas, les coûts peuvent augmenter, vu que pour prendre un même nombre de poissons, il faut plus de temps.

L'analyse s'avère plus compliquée du fait que plusieurs produits ne sont pas proposés sur les marchés, et il est donc difficile de leur fixer un prix de marché. Dans ce cas, plusieurs options sont possibles, dont par exemple évaluer :

- Les bénéfices du produit. Par exemple, la valeur des plantes médicinales peut être mesurée par le bénéfice qui découle de la prévention d'un problème de santé.
- Le coût des substituts. Par exemple, la valeur de la pénurie de bois de chauffage peut être déterminée par l'évaluation des coûts de l'alternative.
- Le coût du labeur supplémentaire. Toujours dans le cas de la pénurie de bois de chauffage, le coût peut être évalué comme étant l'équivalent du temps supplémentaire consacré à rassembler une même quantité de bois.

Le recours au prix du marché ne reflète en général que les valeurs d'usage, compte non tenu des valeurs de non-usage comme l'existence, le non-usage, et les valeurs d'altruisme. Dans certains cas, ces valeurs peuvent être substantielles et considérablement plus importantes que les valeurs d'usage. Ainsi, l'approche de la productivité ne fournit qu'une estimation de la borne inférieure des coûts d'opportunité perdue.

Application de l'Approche de la Productivité : l'Érosion des Sols au Maroc

Pagiola et Bendaoud (1995) ont étudié les effets à long terme de l'érosion des sols sur la production de blé dans une région semi-aride du Maroc. Il est probable que la croissance démographique dans la région a entraîné une intensification des pratiques agricoles, parallèlement à des précipitations de plus en plus faibles et des sols de moins en moins denses. Cela à son tour a entraîné une érosion et une perte de productivité

L'étude couvre une région située dans la commune de Bouguergouh, dans la province de Settat, tout au long d'un escarpement qui sépare les plaines de la Chaouia Inférieure du plateau de la Chaouia Supérieure. La région est caractérisée par des précipitations faibles et irrégulières. Les principales activités agricoles dans la région comprennent la production de céréales et l'élevage extensif de bétail. Les variétés les plus courantes sont Karim et Marzak, dont les caractéristiques sont pratiquement identiques.

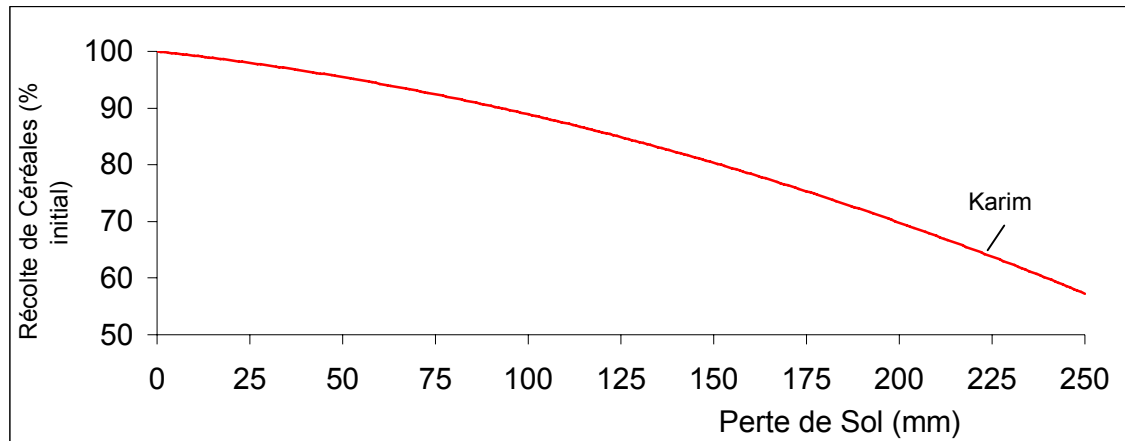
Ci-dessous sont décrites les deux principales démarches adoptées (déterminer les impacts physiques et en mesurer les valeurs), ainsi que les hypothèses proposées pour évaluer le coût de l'érosion des sols dans la commune de Bouguergouh. Nous vous exposons également les résultats de l'étudeⁱⁱⁱ.

Déterminer les impacts physiques

La première étape dans cette analyse consiste à évaluer le niveau de l'érosion des sols. Comme il n'existait pas de données concrètes concernant les taux d'érosion, il a fallu avoir recours à une analyse de simulation. En posant au départ plusieurs taux plausibles d'érosion, les tendances de la production ont été évaluées pour chacun de ces taux.

L'analyse a ensuite eu recours à un modèle de simulation de la croissance des récoltes, pour simuler le rapport entre les conditions du sol et la production de blé. Le modèle en question nécessite des informations sur les caractéristiques du sol, les conditions climatiques, et les pratiques agricoles. Les données sur les caractéristiques du sol ont été obtenues grâce à l'analyse du sol. Les données climatiques ont été induites d'observations quotidiennes à partir d'un marché situé dans les parages, collectées entre 1983-1992. Les informations sur les pratiques agricoles ont été obtenues grâce aux recherches de l'INRA (Institut national de la recherche agronomique).

Figure 3.5 Détermination des impacts physiques : perte de sol et récoltes de céréales au Maroc



Comme le montre la Figure 3.5, avec l'augmentation de la perte de sol, la récolte de céréales diminue. L'érosion des sols est cumulative, puisque la perte de chaque année est irrécupérable ; et la production en sera affectée pour toutes les récoltes ultérieures dans la région. Cela signifie qu'une perte de sol de l'ordre de 2mm par an équivaut à 20mm de perte de sol sur 10 ans.

Evaluer les pertes en termes de marché

Une fois les impacts de l'érosion des sols sur la production évalués, on passe à l'étape suivante, celle qui consiste à évaluer ces pertes en termes de marché. Les données socioéconomiques nécessaires pour l'analyse de la valeur des pertes ont été obtenues grâce à un sondage mené auprès des fermiers dans la région. Les prix de la majorité des intrants de la région ont été étudiés.

Les effets économiques à long terme d'un taux d'érosion donné sont calculés grâce à la valeur nette actuelle des pertes dues à l'érosion. Il s'agit donc de la somme des différences escomptées entre les revenus d'une année donnée et les revenus initiaux, calculés sur une période de temps déterminée. Dans le cas de l'érosion des sols, les pertes se poursuivent à travers les années. Le coût réel de l'érosion des sols ne se limite pas uniquement à la baisse des récoltes due à une année unique d'érosion, mais comprend également la valeur de la baisse des récoltes sur toute la période de temps durant laquelle le sol aura été utilisé pour la culture. Il est courant en économie d'escompter ces coûts en utilisant la technique de la valeur actuelle, décrite au chapitre 2.

Table 3.1 Evaluation économique des pertes agricoles dues à l'érosion des sols au Maroc

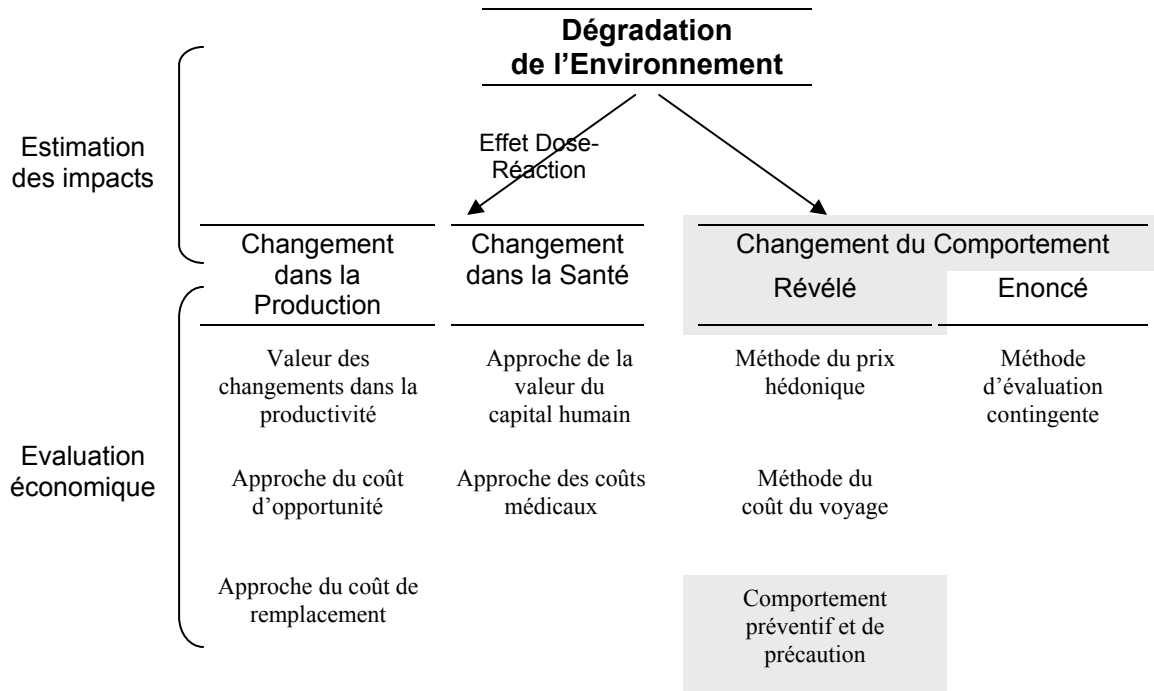
	Valeur Annuelle *	Valeur Actuelle (pas d'érosion)*	Valeur Actuelle (érosion à 5mm par an)*
Revenus	4 740	51 600	49 000
Coût des intrants (dont fertilisants, graines, herbicides, labour, coûts de la moisson)	1 610	17 500	17 500
Recettes	3 130	34 100	31 500

*Toutes les valeurs sont exprimées en Dirhams marocains

La Table 3.1 présente les recettes annuelles de la production de Karim, sur une période de 50 ans, avec 5mm de perte de sol annuelle. Cela signifie qu'à la cinquantième année, 250mm de sol auront été perdus. En raison de cette perte, les revenus initiaux seront passés à la cinquantième année de DH4 740 à DH2 714. La valeur actuelle (VA) des revenus escomptés à 10 pour cent est de DH49 000. En supposant que les coûts sont de l'ordre de DH1 610 par an et ne se réduisent pas avec la baisse des récoltes, la VA des coûts de production sera de DH17 500. Ce qui donne une VA de revenus nets de l'ordre de DH31 500. S'il n'y avait pas eu de perte de sol, les revenus n'auraient pas baissé annuellement, et seraient restés de l'ordre de DH4 740 chaque année. Supposons de nouveau que les coûts restent constants, à DH1 610 par an, la VA des revenus nets serait de DH34 100. La valeur nette actuelle des pertes, résultant d'une perte de sol annuelle de l'ordre de 5mm, pour la production de blé, utilisant par exemple Karim, est de l'ordre de 2 600 DH/ha.

4 COMPORTEMENT PREVENTIF ET ATTENUANT

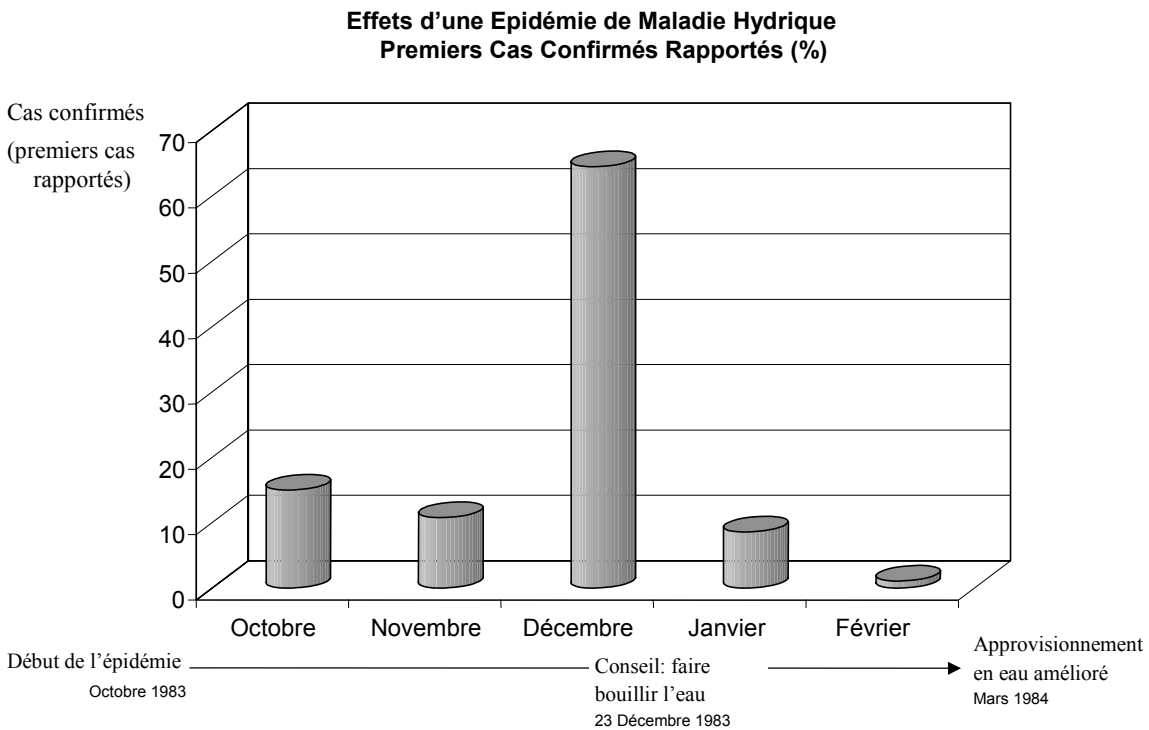
Figure 4.1 Choisir une méthode d'évaluation



La méthode du comportement préventif et atténuant est un exemple de l'évaluation basée sur les préférences révélées (voir Figure 4.1). Ce chapitre présentera le sujet à l'aide d'un exemple.

Fin 1983, une maladie hydrique s'est déclarée dans un petit comté de l'Etat de Pennsylvanie, aux E.U. Des recherches, menées sur un échantillon d'individus, ont révélé que la plupart des cas d'infection s'étaient déclarés entre octobre et décembre, et que le nombre de cas nouveaux était tombé à pratiquement zéro en janvier et février (voir Figure 4.2). Un nouvel aqueduc fournissant de l'eau propre fut achevé fin mars 1994. Comment et pourquoi le nombre de cas a-t-il régressé après décembre, avant la construction de l'aqueduc fournissant de l'eau propre ?

Figure 4.2 Effets d'une épidémie de maladie hydrique



En Décembre 1983, les autorités du comté ont annoncé le début de l'épidémie et ont conseillé aux habitants de faire bouillir l'eau en attendant que l'approvisionnement en eau potable non contaminée puisse reprendre. A la suite de l'annonce, les habitants ont commencé à prendre des mesures défensives pour réduire leur vulnérabilité à la maladie^{iv}.

La littérature en matière de santé considère souvent que le coût de la maladie est le coût de l'opportunité du séjour à la maison en étant malade ; autrement dit le manque à gagner en revenus, pendant qu'on est malade ou blessé. Les bénéfices de l'amélioration de l'environnement sont ensuite mesurés comme étant la valeur des journées de maladie évitées. Une des lacunes de cette approche est que les individus peuvent prendre des mesures préventives ou curatives qui réduisent les effets de la dégradation environnementale. En ne tenant pas compte de la capacité des individus à atténuer les effets d'un environnement de mauvaise qualité, on risque d'arriver à des conclusions erronées.

Applications de l'Approche du Comportement Préventif

Dans l'exemple ci-dessus, le nombre de cas de lambliaose peut être considéré comme une fonction du niveau de pollution et du degré d'activités défensives ou atténuantes. On le voit dans l'équation 1 ci-dessous.

$$S = S(P,D) \quad (1)$$

Dans laquelle :

S : est l'incidence de l'impact du risque environnemental (soit les journées de travail perdues)

P : est le niveau du risque environnemental (soit le niveau de la pollution de l'eau)

D : est le niveau du comportement défensif ou atténuant (soit les dépenses pour l'achat d'eau en bouteille)

Cette relation, liant l'impact à ses causes et au comportement des individus, est appelée *fonction de production des ménages*. Elle peut être appliquée à plusieurs situations différentes. Ainsi par exemple, le nombre de cas d'infections respiratoires (S) dépend du niveau de la pollution de l'air (P) et des dépenses consenties pour l'achat de purificateurs d'air (D).

Ce rapport ne doit pas être uniquement appliqué aux risques environnementaux. Il peut aussi être appliqué aux biens environnementaux. Par exemple, le niveau de plaisir qu'un individu tire de ses heures de loisir (S) dépend des qualités naturelles d'un parc national (P), et du temps qu'il faut pour s'y rendre (D). La Table 1 décrit certaines des applications les plus courantes du comportement préventif.

Table 4.1 Utilisations du cadre de la fonction de production des ménages

Facteur environnemental P	Activité associée D	Effet final S = S(P,D)
Pollution de l'eau	Faire bouillir l'eau / Acheter de l'eau en bouteille	Santé
Qualités récréatives d'une ressource naturelle	Voyage et temps passé à visiter	Récréation
Pollution de l'air	Nettoyer les fenêtres	Fenêtres propres
Pollution de l'air	Utilisation d'un purificateur d'air	Santé
Plantes attaquées par une maladie	Gestion intégrée des maladies des plantes	Revenus agricoles

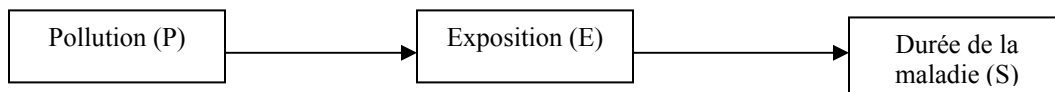
L'existence d'une 'production des ménages' peut fournir des informations importantes sur la valeur économique de la qualité environnementale (air, eau et ressources naturelles). Il s'agit d'observer les choix que font les individus en achetant des produits similaires disponibles sur le marché (médicaments, eau en bouteille et visites de parcs).

Il est toutefois important de se rappeler que l'utilisation de la méthode du comportement préventif est recommandée lorsque (i) les gens comprennent les risques environnementaux auxquels ils sont exposés ; (ii) ils prennent des mesures pour se protéger; (iii) les mesures prises peuvent être observées, et le coût peut en être mesuré.

La Théorie du Comportement Préventif

Il est courant que l'évaluation des impacts de la pollution sur la santé ne prenne en compte que les cas de maladie effectifs, comme le montre la Figure 4.3.

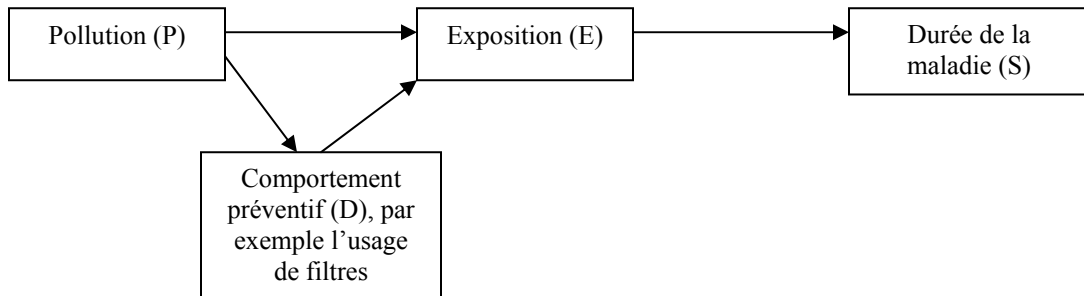
Figure 4.3 Relation dose-réaction



Toutefois, lorsque les actions défensives sont possibles, le cadre devient plus complexe. Le chercheur doit alors tenir compte de la manière dont les individus réagissent pour éviter (augmenter) l'exposition à un risque environnemental (ou un bien environnemental) comme le montre la Figure 4.4. C'est ce qu'on appelle le **comportement préventif** ou **défensif**. L'effet de la pollution n'est pas uniquement la maladie, mais également la somme des ressources dépensées

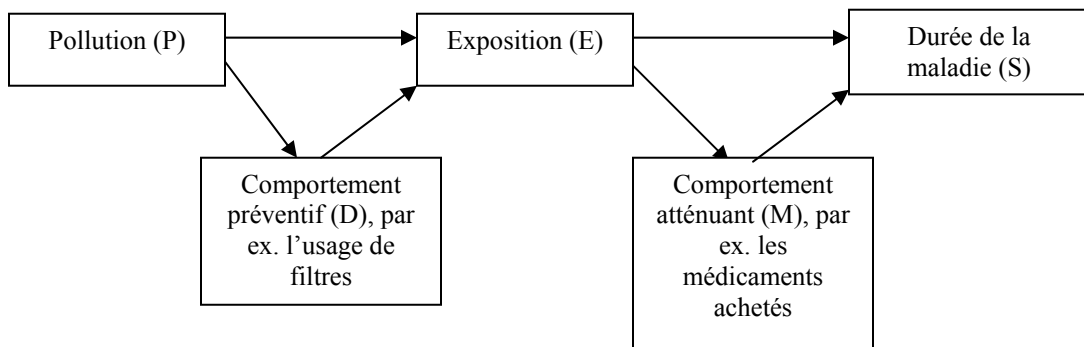
pour l'éviter ! L'évaluation doit à présent comprendre non seulement la valeur du désagrément causé par la maladie, et la valeur du temps passé à être malade, mais aussi la valeur du comportement défensif.

Figure 4.4 Relation dose-réaction et dépenses défensives



Parfois cependant, le comportement défensif ne permettra pas d'éviter les journées de maladie. La raison peut en être qu'il trop coûteux pour être adopté. Par exemple, un individu peut préférer assumer une journée de maladie, si le comportement défensif va lui coûter deux semaines de salaire. Il se peut également que les comportements défensifs disponibles ne permettent pas d'éviter complètement la maladie. De même, une fois malade, l'individu peut encore décider d'adopter un **comportement atténuant**, afin de réduire les impacts de la maladie ou sa durée (voir Figure 4.5). Un individu peut par exemple attraper une grippe. Sans médicaments, il serait malade pendant deux semaines; mais avec médicaments, il s'en tirerait au bout d'une semaine. La valeur de ces médicaments doit également être prise en compte dans l'exercice d'évaluation.

Figure 4.5 Relation dose-réaction et dépenses défensives et atténuantes



Mise en Pratique de la Méthode du Comportement Préventif et Atténuant

Pour un examen plus détaillé de cette méthode d'évaluation, le lecteur peut se référer à Freeman (1992), notamment au chapitre 10 intitulé « Valuing Longevity and Health » (Evaluer la Longévité et la Santé).

L'application de cette approche d'évaluation présuppose que les individus réalisent l'existence d'un risque, et prennent des mesures pour l'éviter. Dans cette analyse, il faut suivre les démarches suivantes :

- Identifier le risque environnemental et la population affectée

- Observer les réactions des individus
- Mesurer le coût des mesures prises

Démarche 1 – Identifier le risque environnemental et la population affectée

Les risques environnementaux typiques qui provoquent des actions préventives et atténuantes comprennent la pollution de l'eau (comme dans l'exemple ci-dessus), la nuisance sonore des aéroports ou des routes, le degré de dégradation des sols en zone rurale, et la pollution de l'air. Les appareils de contrôle sont indispensables pour mesurer ces variables et vérifier si des niveaux critiques sont atteints.

Il est tout aussi important de définir les populations à risque. C'est un aspect délicat de l'analyse. L'approche du comportement préventif se base sur des actions observées et se fonde entièrement sur les données relatives à la population affectée. Si les observations portent sur des individus marginalement affectés par le risque, l'analyse sous-estimera les valeurs. Si les observations portent sur des individus profondément affectés par le risque, et qu'elles sont appliquées par la suite à tous les individus marginalement affectés par le risque, l'analyse surestimera les valeurs. Des considérations d'ordre pratique et de sens commun doivent être prises en compte. Dans le cas des maladies hydriques, la population intéressante sera celle vivant à proximité de l'eau et en aval. Dans le cas de la pollution de l'air, il est plus difficile de définir la population la plus concernée, et il faudra tenir compte des conditions saisonnières, climatiques et autres.

Démarche 2 – Observer les actions des individus

Il existe plusieurs moyens de rassembler des informations sur les actions prises par les individus. On peut s'adresser pour cela à toutes les victimes, lorsqu'elles sont peu nombreuses. Il est possible éventuellement de choisir un échantillon représentatif de la population affectée et de faire un sondage. La méthode du sondage doit être soigneusement conçue, afin d'éviter les problèmes courant tels que les échantillons biaisés, la stratégie biaisée et l'auto-sélection.

De plus, il faut tenir compte du cas où les dépenses payées pour l'achat par exemple de médicaments, sont en fait remboursées par le gouvernement à travers le système de santé national. Faut-il tenir compte de ces dépenses en observant le comportement préventif ? La réponse semble être non, mais en fait, il faut en tenir compte ! Si les individus reçoivent des compensations ou n'ont pas à payer leurs dépenses médicales, ces coûts ne seront pas reflétés dans leurs dépenses. Mais cela ne signifie pas pour autant qu'ils ne sont pas disposés à payer pour ceux-ci ; cela signifie plutôt que quelqu'un d'autre paie pour eux. Le chercheur essaierait d'estimer les dépenses publiques en matières de dépenses défensives pour les intégrer au calcul du CAP. A défaut de quoi, les valeurs obtenues seront une sous-estimation du vrai CAP.

Démarche 3 – Mesurer les coûts des actions adoptées

La dernière démarche consiste à évaluer les actions en termes monétaires. Les prix des substituts environnementaux comme l'eau en bouteille, le double vitrage, les purificateurs d'air etc., existent d'ordinaire. Toutefois, l'achat des substituts environnementaux peut ne pas être tout à fait adapté au risque. Il est possible par exemple qu'un certain niveau du risque soit toléré avant qu'une action ne soit prise. Ce n'est que lorsque la menace environnementale atteint un certain niveau que les dépenses défensives vont commencer.

Dans chaque cas, il est important de comprendre *pourquoi* l'individu prend les mesures qu'il choisit et si celles-ci sont suffisantes pour éviter le risque. Deux facteurs en particulier compliquent l'analyse :

- Certains biens ne sont que des substituts partiels de l'environnement. Par exemple, la climatisation ne réduit que partiellement l'exposition aux polluants dangereux de l'air. Le chercheur doit se rappeler que la maladie et le désagrément sont alors toujours potentiels, et donc les inclure dans l'analyse.
- Certains biens fournissent des bénéfices supplémentaires non-environnementaux. La climatisation, par exemple, améliore aussi la température d'une salle et la rend plus agréable. De même, l'eau en bouteille qui pourrait réduire le risque de contracter une maladie, a aussi meilleur goût. Ce bénéfice additionnel doit être pris en compte, afin d'éviter la surestimation des bénéfices.

Exemple : Évaluer les Impacts de l'Épidémie de Lambliase

L'accès facile à l'eau propre est un souci quasi permanent des populations des pays en voie de développement. Il n'en reste pas moins que réduire ou supprimer la contamination est un processus fort coûteux, qui implique souvent un coût de l'opportunité, puisque d'autres produits ne pourront plus être achetés. La décision d'investir ou non dans l'eau non contaminée peut alors se fonder sur une analyse économique.

Pour faire bouillir, transporter, et acheter l'eau, et donc pour se procurer cette ressource indispensable, les individus dépensent de l'argent. L'analyse des décisions prises par les individus pour se procurer de l'eau propre peut fournir des informations utiles sur les bénéfices d'un investissement dans le domaine de l'approvisionnement en eau propre. Idéalement, il faudrait, pour prendre une décision, comparer les coûts actuels et futurs de l'approvisionnement, et estimer le flux des bénéfices actuels et futurs.

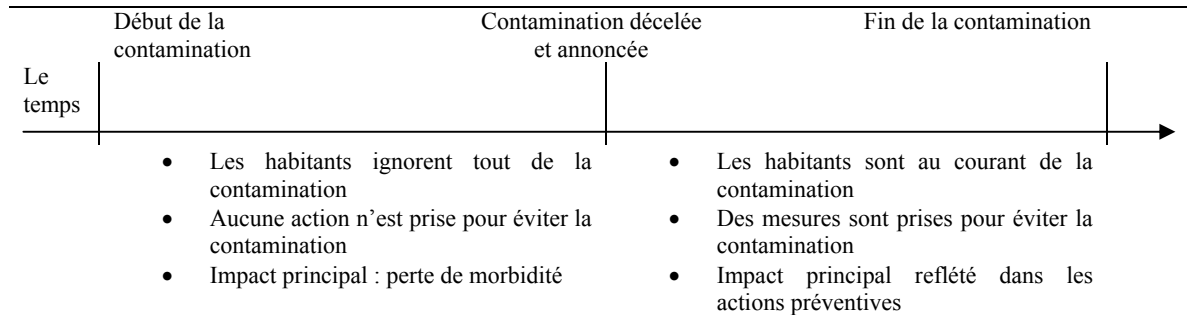
Les techniques permettant de calculer les bénéfices de l'eau propre existent. Cette section propose un exemple dans lequel les dépenses consenties en activités défensives constituent un élément important de l'estimation des pertes dues à la maladie hydrique. L'exemple se réfère à l'épidémie de Lambliase qui a touché le comté de Luzerne, en Pennsylvanie (E.U.) en 1983 (voir Harrington *et al.*, 1989). En général, l'épidémie d'une maladie hydrique engendre deux catégories de dommages :

1. Pertes de morbidité et mortalité – bien que rarement fatale, la lambliaose est une maladie diarrhéique qui peut être désagréable et temporairement handicapante. L'évaluation de la morbidité soulève des difficultés liées à l'estimation du temps et de l'inutilité directe liés à la maladie.
2. Pertes associées aux actions prises par les habitants afin de réduire leur exposition aux contaminants environnementaux – des activités préventives peuvent être observées dans des situations en tous genres, mais elles sont particulièrement importantes dans le cadre de la contamination de l'eau potable, puisque les substituts, facilement disponibles, permettent aux individus d'avoir une alternative pour échapper à la maladie.

L'épidémie de lambliaose dans le comté de Luzerne, s'est manifestée fin 1983 et s'est poursuivie en 1984. L'annonce officielle de l'épidémie, ainsi que la disponibilité de substituts à l'eau fournie par les pouvoirs publics, sont deux éléments fondamentaux pour comprendre les effets de l'épidémie. La Figure 4.6 montre que (i) l'épidémie, (ii) l'annonce de la contamination, et (iii) la fin de la contamination définissent deux intervalles durant lesquels les habitants disposaient d'informations différentes, et partant agissaient différemment. Entre le temps où s'est déclenchée l'épidémie, et celui où les pouvoirs publics l'ont annoncée, les habitants n'ont pris aucune action

pour prévenir l'exposition ; et les effets de l'épidémie se sont notamment manifestés par une augmentation des cas de maladie, des journées de travail perdues et des hospitalisations. Durant la deuxième période, lorsque la contamination fut annoncée au public, des mesures furent prises par les individus pour éviter l'exposition, et une baisse des cas de maladie fut enregistrée.

Figure 4.6 L'épidémie de Lambliaze dans le comté de Luzerne, en Pennsylvanie



Les auteurs de l'étude ont procédé à une évaluation en deux étapes. Dans une première étape, ils calculent les dommages encourus lors de la première période, en évaluant les coûts de morbidité de l'épidémie. Dans une deuxième étape, ils présupposent un impact négligeable en termes de morbidité lors du deuxième intervalle, et mesurent le coût des actions préventives prises par les citoyens pour réduire l'exposition à la maladie. Afin d'estimer les pertes dues aux actions préventives, cinquante ménages, choisis au hasard dans un annuaire téléphonique, ont été interviewés.

L'exercice d'évaluation exige des informations sur :

- (i) Le temps que les individus consacrent en moyenne à se procurer de l'eau ; et
- (ii) Une estimation de la valeur du temps.

Le sondage a montré que les individus ont recours à une variété de stratégies pour se procurer de l'eau potable saine. Les ménages ont alors été classés en fonction des stratégies qu'ils ont adoptées pour se procurer de l'eau :

- Transporter l'eau (22% des ménages)
- Faire bouillir l'eau (24%)
- Acheter exclusivement de l'eau en bouteille (2%)
- Transporter et faire bouillir l'eau (6%)
- Transporter l'eau et acheter de l'eau en bouteille (18%)
- Faire bouillir l'eau et acheter de l'eau en bouteille (18%)
- Transporter l'eau, faire bouillir l'eau, et acheter de l'eau en bouteille (8%)
- Rien de ce qui précède (2%)

Très peu de ménages se sont contentés d'acheter de l'eau en bouteille ; la plupart d'entre eux ont soit transporté soit fait bouillir de l'eau, en achetant de plus de l'eau en bouteille. Une difficulté apparaît lorsque les actions préventives sont menées parallèlement aux activités ordinaires : par ex. en revenant du travail, en visitant des parents ou des amis, etc. Dans de tels cas, il est difficile d'évaluer le temps consacré exclusivement aux actions préventives.

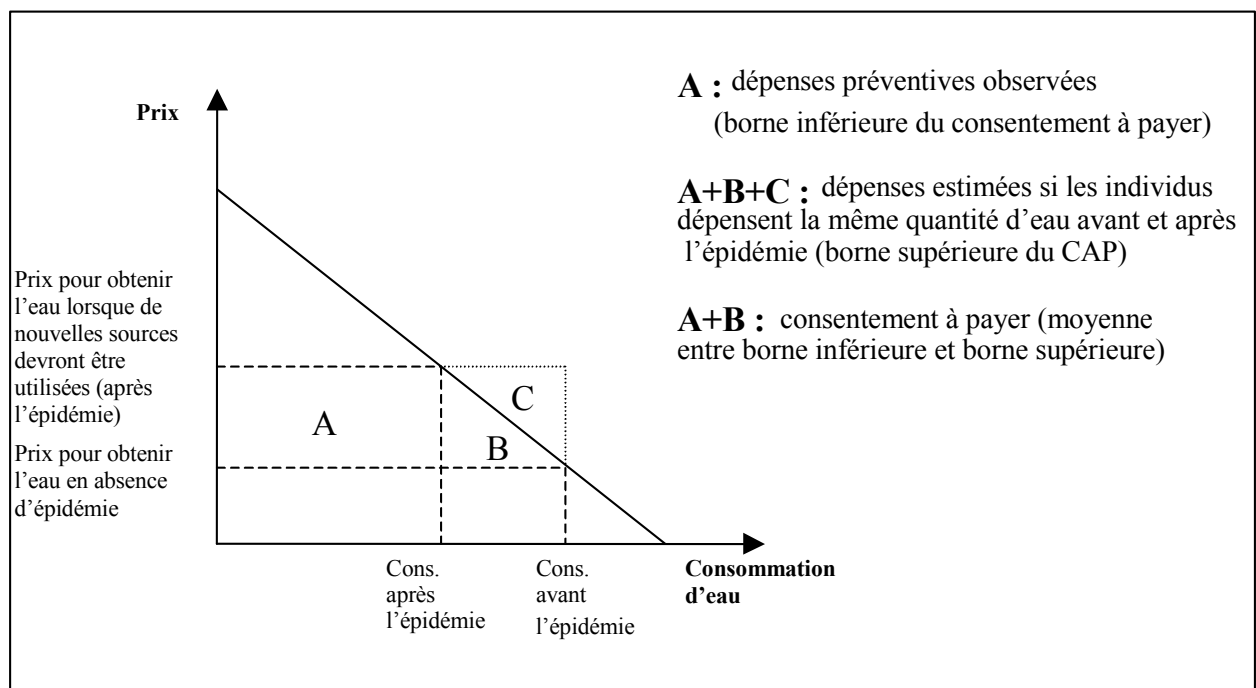
En général, l'estimation du temps consacré à se procurer de l'eau est une démarche très délicate de l'analyse. Dans cette étude, les individus sont classés en fonction de leur statut sur le plan du travail : adultes qui travaillent (actifs), femmes/hommes d'intérieur, retraités, invalides, chômeurs

et étudiants. Dans le cas des adultes actifs, le temps est estimé en fonction du taux moyen des salaires, après déduction des impôts, dans la zone de l'épidémie où sont détectés des cas confirmés de Lamblia. Évaluer le temps pour les autres catégories est plus difficile. Les auteurs ont recours à trois scénarios, en fonction de la valeur du temps des femmes/hommes d'intérieur, retraités et invalides, et chômeurs et étudiants.

Après avoir utilisé les données relatives au moyen d'acquérir l'eau, au temps consacré à se la procurer et à la valeur du temps, il est possible de faire les calculs pour estimer les dépenses préventives. Toutefois, les dépenses préventives ne sont pas l'équivalent du consentement à payer, qui fait l'objet de l'évaluation. Les dépenses préventives réelles constituent la borne inférieure du CAP. Après le déclenchement de l'épidémie, le coût de l'acquisition de l'eau a augmenté étant donné que les habitants devaient se procurer de l'eau potable saine de sources alternatives. En raison du prix plus élevé, les habitants ont réduit d'autant leur consommation d'eau^v. En multipliant la quantité d'eau consommée à l'origine par le nouveau coût de l'acquisition de l'eau, nous obtenons une borne supérieure du CAP. La moyenne des deux mesures obtenues est alors calculée pour obtenir la 'meilleure estimation' du CAP pour éviter la pollution de l'eau^{vi}. Voir Figure 4.7.

En fonction des hypothèses retenues sur la valeur du temps pour les habitants qui ne travaillent pas, on peut aboutir à trois estimations différentes des pertes dues aux actions prises par les individus pour éviter la contamination. L'étude conclut que les pertes liées aux actions préventives vont de \$12,10 à \$38,50 millions. Les pertes de morbidité (durant la période allant du début de l'épidémie à l'annonce officielle de celle-ci) vont de \$4,60 à \$7,00 millions. Après avoir additionné les pertes de la morbidité et des actions préventives, nous obtenons des pertes totales dues à l'épidémie, allant de \$16,70 à \$45,50. Ignorer les dépenses préventives entraînerait une sérieuse sous-estimation des dommages.

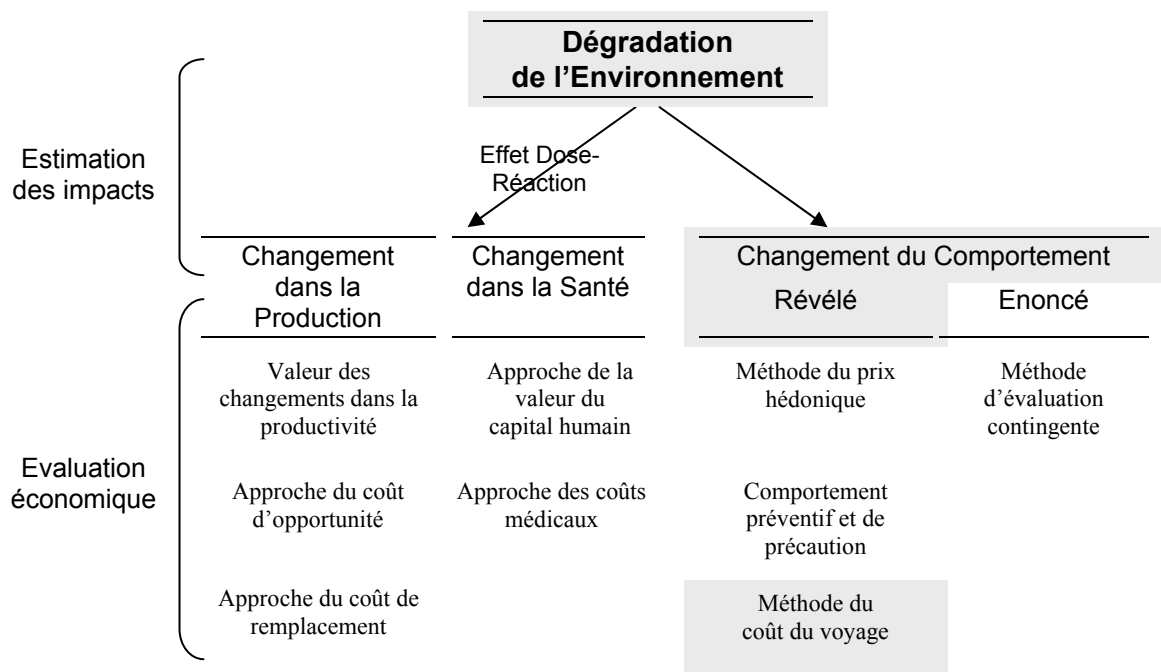
Figure 4.7 Consentement à payer pour éviter la Lamblia dans le comté de Luzerne, en Pennsylvanie



5 LA METHODE DU COUT DU VOYAGE

La présomption de départ, dans la méthode du coût du voyage (TCM), est que si un individu est disposé à payer (CAP) le coût de sa visite à un site récréatif, cela signifie qu'il accorde à ce site une valeur équivalant au moins à la somme qu'il a payée pour le visiter. Cette approche se base sur le fait que l'effet de l'augmentation du coût du voyage est considéré similaire à celui de l'augmentation des droits d'entrée. Vu que de nombreuses zones naturelles ont des droits d'entrée bas ou inexistants, cette approche utilise le coût du voyage par procuration pour estimer le surplus du consommateur et l'inférer au moyen de changements dans les droits d'entrée. Les données sont d'habitude rassemblées par le biais de sondages, dans lesquels le sondé indique le temps et la somme qu'il consacre aux voyages à destination de parcs, centres touristiques, sites de pêche, etc. L'approche du coût du voyage diffère de la méthode d'évaluation contingente en ce sens que le comportement des sujets est observé en situation réelle de marché, plutôt que dans d'hypothétiques circonstances. La TCM est une approche de 'préférences révélées' de

Figure 5.1 La méthode du coût du voyage (TCM), une approche des préférences révélées de l'estimation



l'évaluation (voir Figure 5.1). Si une personne se rend à un site récréatif dont l'entrée est gratuite, cela signifie que cette personne accorde à ce site au moins la valeur équivalant au prix payé pour s'y rendre. Si l'entrée est payante, il faut ajouter les droits d'entrée au coût du voyage pour obtenir la disposition à payer pour profiter de l'expérience. Comme le coût du voyage varie d'une personne à l'autre, il devient possible d'établir une fonction 'demande de récréation'.

Un Peu d'Histoire

En 1947, le US National Parks Service (Service Américain des Parcs Nationaux) voulait établir une liste des parcs habilités à être déclarés 'sites protégés'. Il s'est alors adressé à des experts pour avoir une idée de la valeur des parcs nationaux, ainsi que des méthodes permettant d'obtenir ces valeurs. Harold Hotelling fournit une représentation très originale de la manière de mesurer la valeur récréative d'un parc, posant ainsi les jalons de la 'méthode du coût du voyage'.

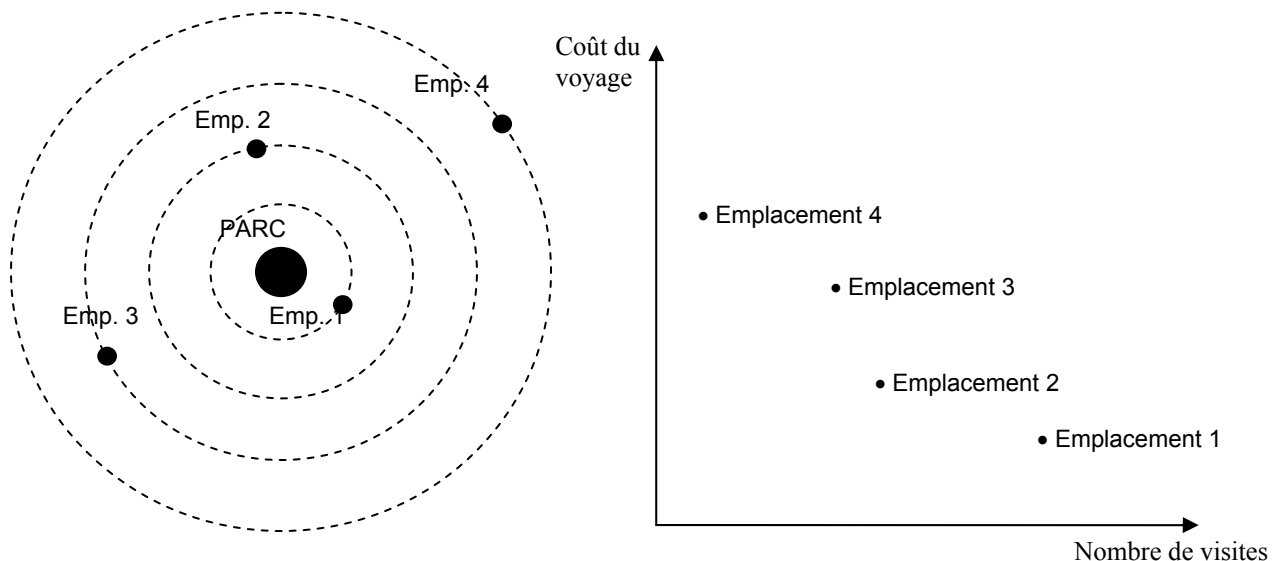
L'idée de Hotelling se base sur le fait que les gens paient pour visiter le parc, notamment le coût du voyage. Comme ils viennent de régions différentes, ils encourent des frais différents pour profiter du parc. En associant cette information au nombre de visites que les gens effectuent, il est possible d'obtenir une courbe de la demande de récréation (voir Figure 5.2)

Hotelling propose de tracer des zones concentriques autour du parc, de sorte que le coût du voyage, au départ de tout point situé dans une même zone, reste constant. Il est alors nécessaire de mesurer avec précision, et pour chaque zone, le coût du voyage, le nombre de visites effectuées au parc durant une période donnée (mois ou année), et la population de la zone. Grâce à ces informations, il est possible de tracer une courbe de la demande, où le prix correspond à celui du coût du voyage, et le niveau de la demande au nombre de visites.

« La solution proposée par Hotelling n'a pas été retenue par le National Parks Service, plusieurs autres experts sollicités ayant été unanimes à affirmer que le problème ne pouvait être résolu [...]. Elle refit toutefois surface 10 ans plus tard », à travers les travaux de Trice et Wood (1958), Clawson (1959), et Clawson et Knetsch (1966) (rapportés dans Pearce, 2002). Aujourd'hui, des centaines d'études du coût du voyage sont appliquées non seulement aux E.U., mais partout dans le monde. Il existe deux applications principales de la méthode :

1. *L'évaluation des ressources naturelles* (par ex., parcs, plages) que les gens visitent à des fins récréatives.
2. *L'évaluation des dommages dus à la pollution* en observant des changements dans les taux de visites de sites naturels (par ex., les dommages dus à une marée noire dans un parc marin).

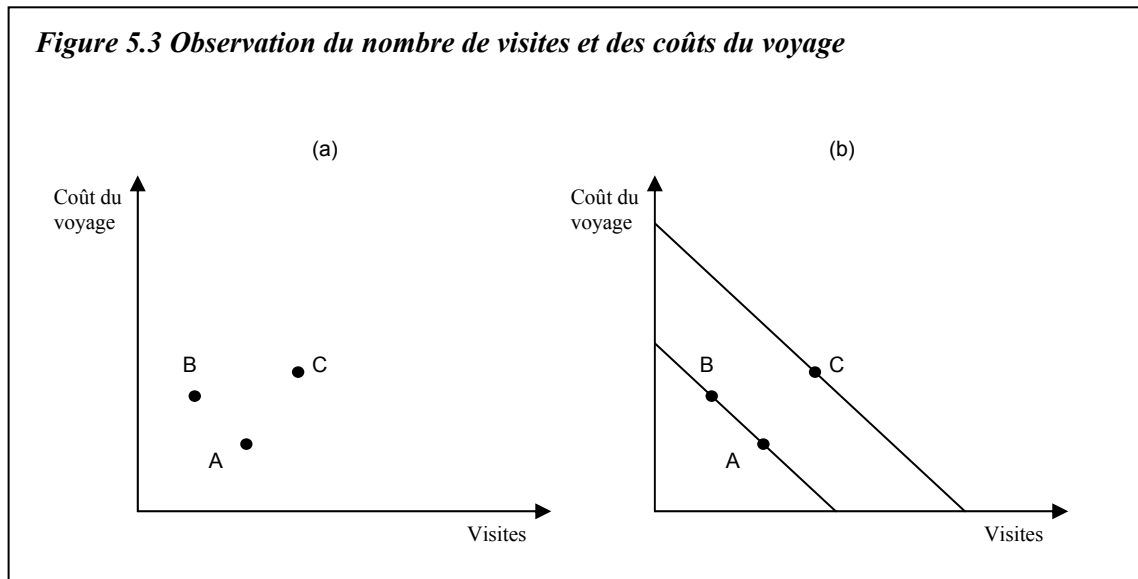
Figure 5.2 L'idée de Hotelling - Du coût du voyage à la demande de récréation



De la Théorie à la Pratique

Le principe de base de la méthode du coût du voyage est fort simple. Toutefois, il n'est peut-être pas suffisant d'associer le nombre agrégé de visites au coût du voyage. Il est tout aussi important de tenir compte, outre le coût du voyage, de toutes les variables qui influent sur les taux de visite. Ces variables peuvent comprendre le revenu, l'âge, les intérêts personnels etc. L'exemple suivant est tiré de Pearce et al. (1989).

Supposons que trois individus se rendent, de trois lieux différents, à un même parc (voir Figure 5.3(a)). L'individu A habite le plus près du parc, et le coût du voyage est donc pour lui relativement bas. L'individu B vit un peu plus loin, et le nombre de visites observées chez lui est inférieur au nombre de visites observées chez A. Le troisième individu, qui vit très loin du parc, le visite en fait plus que A ou que B. Cette situation très typique peut survenir pour plusieurs raisons. Par exemple, l'individu C peut être plus riche, et peut donc consacrer plus d'argent à des visites de parcs. Ou encore, il peut avoir des enfants qui veulent se rendre au parc tous les week-ends. Plusieurs raisons peuvent justifier ce comportement. Cela signifie, en termes économiques, que l'individu C a une courbe de demande différente de celles des individus A et B (voir Figure 5.3(b)).



Afin de contourner ce problème, il nous faut définir une *fonction génératrice de voyage*^{vii} qui lie le taux de visite à ses déterminants, y compris le coût du voyage et les droits d'entrée :

$$\text{TauxDeVisite}_i = f(\text{CoûtDuVoyage}_i + \text{DroitsD'entrée}_i; \text{Revenu}_i; \text{Nb.d'Enfants}_i; \dots) \quad (1)$$

Il convient de noter que le taux de visite et les variables indépendantes qui se trouvent du côté droit de l'équation, portent un sous-index i , indiquant l'unité de l'observation. En fonction des unités d'observation utilisées, il existe deux approches principales pour l'estimation :

1. *Méthode du coût du voyage par zone* – La région environnante du parc est divisée en zones. Dans notre cas, le sous-index i identifie les zones. On obtient le taux de visite en divisant le nombre de visites en provenance d'une zone donnée, par la population de cette zone. Les variables indépendantes sont les valeurs moyennes relatives à la zone : revenu moyen, moyenne d'âge, nombre de permis de pêche, etc.

2. *Méthode du coût du voyage par individu* – Dans ce cas, les unités d'observation sont les individus (ou un échantillon des individus) qui visitent le parc. Le taux de visite se réfère au nombre de voyages effectués par un individu durant une période spécifique. Les variables indépendantes se réfèrent aux caractéristiques individuelles.

Méthodologie de Base pour un Modèle de Coût du Voyage par Zone

Cette partie décrit clairement la méthode du coût du voyage par individu, et non par zone. Cependant, la procédure exposée ci-dessous peut facilement être appliquée à la méthode du coût du voyage par individu. Gardez juste à l'esprit que la méthode du coût du voyage par zone se centre sur les zones (par ex. les villes, les quartiers, les régions) comme objet d'analyse, alors que la méthode du coût du voyage par individu s'articulent autour des êtres humains.

Démarche 1 – Rassembler les informations relatives au coût du voyage, au nombre de visites et aux autres variables

Les questionnaires demandent aux visiteurs des sites récréatifs d'où ils sont venus. Les réponses des visiteurs permettent d'évaluer les coûts du voyage et de les associer au nombre de visites par an.

Les données relatives au 'coût du voyage' doivent comprendre tous les coûts explicites et implicites liés à la visite d'un parc. Il est possible d'identifier au moins les catégories suivantes :

- Les coûts explicites nécessaires pour atteindre le site, soit l'essence et l'entretien du véhicule lors d'un voyage donné, le ticket de bus ou de train.
- Le coût du temps du voyage. Le temps consacré au voyage ne peut être consacré à d'autres activités (par ex. le travail), et représente donc un coût d'opportunité. Un problème courant est de savoir comment évaluer le facteur temps. Plusieurs études ont recours aux taux des salaires pour une évaluation approximative.
- Le coût du temps passé sur le site. Le temps nécessaire pour visiter le site a également un coût d'opportunité. Cette variable n'est toutefois pas indispensable si l'on présuppose que tous les visiteurs choisissent une même durée de visite, et ont un même coût d'opportunité du temps.

Les facteurs aggravants doivent être pris en considération. Par exemple, si le trajet vers le site est associé à d'autres activités bénéfiques ; par ex. visiter un parent en cours de route, le coût du voyage ne peut être associé totalement aux attributs du parc. Ignorer cette information revient parfois à surestimer la valeur du parc.

Il est important d'inclure toute variable qui peut aider à prendre en compte les différences de comportement entre individus venant de villes différentes. Des variables potentielles seraient l'âge, le revenu, le nombre de permis de pêche, etc.

Dans une étude typique, ces informations peuvent être rassemblées par le biais de sondages destinés à tous les individus vivant dans une même ville - ou à un échantillon choisi au hasard.

Démarche 2 – Estimer la fonction génératrice de voyages

Après avoir rassemblé les données pertinentes, une fonction génératrice de voyage est estimée. Chaque zone représente une unité d'observation. L'estimation permet d'obtenir des paramètres

pour chacune des variables indépendantes. Les paramètres ainsi obtenus nous montrent à quel point un changement de la variable correspondante affecte le taux de visite.

Démarche 3 – Inférer la courbe de la demande pour chaque zone

Une fois la fonction génératrice de voyages estimée, il devient possible de tracer la courbe de demande individuelle spécifique de chaque zone ; courbe dans laquelle le taux de visite dépend de droits d'entrée éventuels. Il convient de noter que chaque zone est en principe caractérisée par une courbe de demande différente. La raison en est que chaque zone aura des caractéristiques différentes tels le revenu, le pourcentage de jeunes, le coût du voyage, la proximité de sites alternatifs, etc.

Démarche 4 – Inférer le 'consentement à payer' pour le site

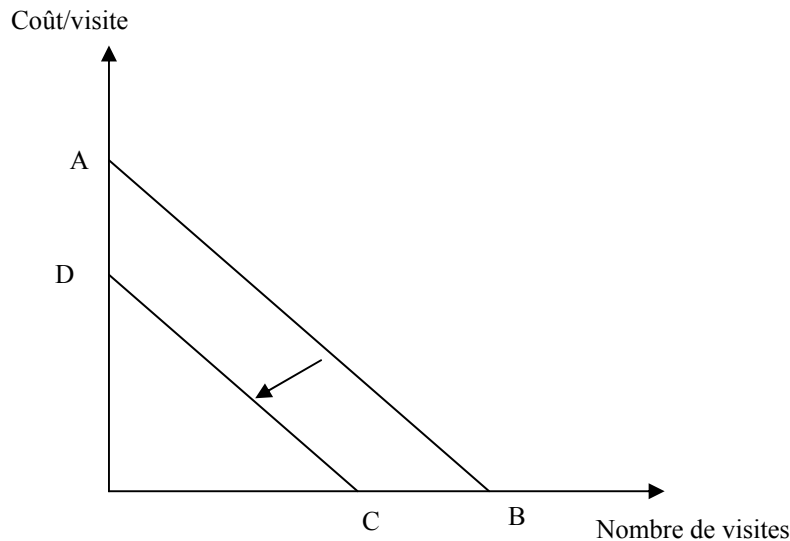
La zone en dessous de la courbe de demande constitue le *surplus du consommateur*. C'est là la mesure que nous recherchons car il s'agit bien d'une approximation de la disposition de l'individu à payer pour le site. En multipliant le surplus du consommateur individuel par la population de chaque zone, et en additionnant les résultats des différentes zones, on obtient le *consentement à payer* agrégé pour le site récréatif.

Mesurer les Dommages dus à la Pollution

La méthode expliquée ci-dessus peut être utilisée pour évaluer les dommages causés par la dégradation de l'environnement, comme la pollution. Supposons que la qualité de l'eau fait partie des principaux attributs d'une réserve marine. Un changement dans la qualité du parc entraînerait un changement dans le nombre de visites au parc. Si les informations relatives au nouveau taux de visite sont disponibles, il est possible de calculer les nouveaux paramètres et d'obtenir une nouvelle courbe de la demande pour les visites du parc.

Dans la Figure 5.4, AB est la courbe qui précède le changement, et CD la courbe qui lui succède. Les bénéfices perdus sont représentés par la zone ABCD, correspondant à la régression du surplus du consommateur.

Figure 5.4 Mesurer les dommages dus à la pollution grâce à la TCM



Problèmes Associés à la TCM

La méthode du coût du voyage présente deux sources majeures de problèmes. L'une d'entre elles réside dans la difficulté de tenir compte des coûts et bénéfices cachés, à l'instar du coût du temps et des bénéfices que représente la visite de sites multiples en une seule visite. Une autre difficulté se pose parce que la méthode du coût du voyage peut toujours représenter une borne inférieure du consentement de l'individu à payer. Tel est le cas quand une personne a déménagé près d'un site récréatif. Dans de tels cas, le coût du voyage devient très bas, et par conséquent, sous-estime le CAP.

Le coût du temps

La TCM présuppose que les coûts du voyage reflètent la valeur récréative d'une visite à un site. Une TCM simple peut supposer que le coût du voyage se limite au prix de l'essence consommée. Toutefois, le temps a également une valeur pour les individus, en ce sens que le temps passé en voiture pendant une longue journée pourrait être consacré à faire autre chose. Par conséquent, la valeur du temps doit être ajoutée au coût du voyage, pour refléter la valeur récréative réelle que le visiteur trouve dans la visite d'un site. En ignorant les coûts de temps, on en arriverait probablement à sous-estimer sérieusement la valeur récréative que les gens retirent d'une visite à un site. Il n'existe à l'heure qu'il est aucun consensus réel quant à la manière d'estimer la valeur du temps.

Voyages à multiples visites

Il arrive souvent que des individus visitent plusieurs sites lors d'un même voyage. En préparant un questionnaire TCM, comment les analystes doivent-ils répartir les coûts du voyage du visiteur ? Durant la journée, le visiteur peut avoir consenti des coûts de voyage élevés, toutefois, seule une portion de ces coûts reflète le site récréatif en question.

Une complication supplémentaire vient du fait que beaucoup de gens aiment voyager. Pour ceux-là, le trajet effectué pour se rendre à un site récréatif n'est donc pas un coût, mais souvent un

bénéfice^{viii}. Dans de tels cas, il faudrait déduire le bénéfice temps du trajet des coûts du voyage. De même, dans ces cas, une TCM simple peut surestimer la valeur récréative des sites.

Sites de substitution

Un visiteur peut parcourir plus de 80 km pour se rendre à un site qui lui plaît particulièrement, alors qu'un autre, dont l'enthousiasme pour le site en question est nettement plus réduit, peut faire un trajet équivalent - en venant d'une autre direction - uniquement parce qu'aucun autre site n'est disponible près de chez lui. Le résultat auquel aboutira la méthode du coût du voyage sera que les deux visiteurs accordent la même valeur récréative au site en question, ce qui est évidemment faux.

Décision d'achat d'une résidence et visiteurs non payants

Il est probable que ceux qui accordent une valeur récréative considérable à des sites donnés, choisiront d'acheter des résidences situées à proximité des sites en question. Dans de tels cas, les coûts de voyage encourus pour visiter les sites auxquels ils accordent une valeur aussi grande seront relativement bas. Dans ce cas là, la méthode du coût du voyage sera une sous-estimation sérieuse de la valeur récréative réelle du site. En général, les études de TCM omettent les visiteurs qui ne payent pas de coûts de voyage pour atteindre le site (ceux, par exemple, qui s'y rendent à pied, leurs maisons étant situées dans les proches parages). Toutefois, il se peut bien que ce groupe accorde une très grande valeur au site en question.

Etude de Cas : Qualité de l'Eau Côtière à Davao, aux Philippines

Davao est la deuxième plus grande zone urbaine aux Philippines située sur l'île de Mindanao. La partie urbanisée de la ville est essentiellement située sur la plaine côtière tout au long du Golfe de Davao. Jusqu'en 1992, la plupart des habitants de Davao qui utilisaient des plages locales dans un but récréatif se rendaient à des plages très proches de la zone urbaine, dont la plus populaire était Times Beach. Cependant, au début de 1992, le département de santé de la ville a relevé des niveaux très élevés de coliformes et de pathogènes fécaux dans l'eau et émis une série d'avertissements au public concernant les risques de nager à Times Beach sur la santé. En conséquence, la plupart des gens ont arrêté d'utiliser cette plage dans un but récréatif.

Une étude effectuée par Choe et. al. (1996) utilise les informations sur la somme que les gens dépensent pour visiter Times Beach, afin d'établir une courbe de demande pour ses services récréatifs. L'objectif ultime de cet exemple consiste à voir comment la méthode du coût du voyage peut être utilisée pour estimer la perte de bien-être occasionnée par la pollution de l'eau côtière.

Démarche 1 – Rassembler les informations relatives au coût du voyage, au nombre de visites et aux autres variables

Comme c'est le cas avec la plupart des analyses du coût du voyage, les informations de base pour cette étude ont été collectées au moyen d'un sondage interrogeant les sondés sur le revenu de leur ménage, leur âge, leur niveau d'éducation et leurs habitudes en matière de voyage. Dans cet exemple spécifique, les ménages ont été également interrogés sur leur disposition à payer pour un plan à l'échelle de la ville pour nettoyer les fleuves et la mer, rendant ainsi la plage de Times Beach de nouveau salubre. Ces informations ont été utilisées pour effectuer une analyse d'évaluation contingente (voir chapitre 7). Notez que l'utilisation de plus d'une méthode

d'évaluation à la fois permet de tester ce qui est techniquement connu sous le nom de '*validité de convergence*', autrement dit, la cohérence des résultats d'évaluation obtenus des différentes méthodes d'évaluation.

777 entretiens ont été effectués au total, dont 447 pouvant être utilisés pour l'étude du coût du voyage. La plupart des sondages réussissent à collecter des informations personnelles, mais peuvent s'avérer de mauvaises sources d'informations pour les variables relatives à l'environnement et à l'emplacement, en raison des difficultés qu'ont de nombreux individus à fournir des estimations précises de ces types de biens. Par exemple, il pourrait être très difficile pour un individu de déterminer exactement le coût total d'un voyage, y compris les coûts du gasoil, de la dépréciation du véhicule et du temps. Ce type d'informations doit donc être obtenu de sources alternatives. Dans ce cas, le coût du voyage encouru par chaque ménage pour atteindre la plage de Times Beach a été calculé à l'aide des coûts de transport aller-retour, en utilisant les distances topographiques séparant le quartier où réside le ménage de la plage de Times Beach, outre le coût d'opportunité du temps de voyage, supposé égal à la moitié du taux des salaires du ménage à l'heure.

Démarche 2 – Estimer la fonction génératrice de voyage

La fonction génératrice de voyage utilisée pour l'étude est une fonction additive du coût du voyage, du revenu du ménage, des caractéristiques socioéconomiques du ménage (qui déterminent les préférences d'un ménage), et du coût du voyage à des sites de substitution.

$$V_i = \alpha_0 + \alpha_1 TC_i + \alpha_2 Y_i + \alpha_3 Edu_i + \alpha_4 Age_i + \alpha_5 TCSUB_i + error_i \quad (2)$$

Où :

- V_i = nombre de visites effectuées à Times Beach chaque année par le ménage i .
- α_0 = interception
- TC_i = coût du voyage à Times Beach, encouru par le ménage (exprimé en pesos par visite)
- Y_i = revenu annuel du ménage (exprimé en 1 000 pesos)
- Edu_i = niveau d'éducation du chef de famille (années)
- Age_i = âge du sondé (années)
- $TCSUB_i$ = coût du voyage à un site de substitution, encouru par le ménage (exprimé en pesos par visite)
- $error_i$ = terme d'erreur, qui tient compte de tout autre facteur non inclus dans la fonction génératrice de voyage, mais qui n'est pas censé affecter la valeur des coefficients.

Plusieurs méthodes statistiques sont disponibles pour estimer les coefficients des fonctions génératrices de voyage. Dans cet exemple, nous utiliserons la méthode classique des moindres carrés. Cette méthode nous permet d'estimer les coefficients ($\alpha_0, \dots, \alpha_5$) qui concilient le mieux entre les données et le modèle théorique présumé représenté par l'équation (2). Les coefficients obtenus de l'estimation sont primordiaux, étant donné qu'ils fournissent des informations sur la mesure dans laquelle un changement dans chaque variable indépendante affecte le nombre de visites effectuées par un ménage donné.

Les résultats obtenus sont logiques (voir les paramètres estimés dans la Table 5.1). Par exemple, le nombre de voyages augmente quand le revenu du ménage augmente. De plus, une augmentation dans les coûts du voyage entraîne une réduction dans le nombre de visites à Times Beach. Pour le ménage typique, une augmentation de 10 pesos dans les coûts du voyage

pousserait le ménage à réduire d'une visite ses visites à Times Beach (par ex. de 6 à 5) chaque année. Cela peut être obtenu en multipliant le paramètre du coût du voyage ($\alpha_1 = -0,104$) par le changement dans le coût du voyage (par ex. 10 pesos). La dernière colonne de la Table 5.1 indique les statistiques selon le test t (*t-statistics*) pour chaque paramètre. Ces valeurs donnent une indication sur la fiabilité des coefficients. Si les statistiques selon le test t (*t-statistics*) sont supérieures à 1,96 (en valeurs absolues), le coefficient correspondant a donc 95 pour cent de chances d'être différent de zéro. Dans cet exemple, les coefficients pour l'éducation et l'âge ne sont pas statistiquement différents de zéro. Une fonction génératrice de voyage similaire a été estimée au moyen de données sur les visites après l'avertissement émis au sujet de la pollution de l'eau (voir Table 5.2).

Table 5.1 Paramètres de la fonction génératrice de voyage avant l'avertissement

Variables	Paramètre obtenu de l'estimation précédant l'avertissement	Statistiques selon le test t
Interception	$\alpha_0 = 9,762$	3,37
Coût du voyage	$\alpha_1 = -0,104$	-4,11
Revenu	$\alpha_2 = 0,026$	1,96
Education	$\alpha_3 = -0,163$	-0,93
Age	$\alpha_4 = -0,027$	-0,58
Substitut	$\alpha_5 = 0,019$	2,92

Nous détenons suffisamment d'informations à présent pour calculer la perte de bien-être occasionnée par la pollution de l'eau.

Démarche 3 – Inférer la courbe de la demande pour chaque zone

Pour obtenir la courbe de la demande du ménage, nous substituons les paramètres ($\alpha_0, \dots, \alpha_5$) obtenus du processus d'estimation et les valeurs relatives au coût du voyage, au revenu, à l'éducation et aux sites de substitution pour chaque ménage, dans la fonction suivante :

$$D_i = (\alpha_0 + \alpha_1 TC_i + \alpha_2 Y_i + \alpha_3 Edu_i + \alpha_4 Age_i + \alpha_5 TCSub_i) + \alpha_1 P \quad (3)$$

La courbe de la demande relie le nombre de visites à la plage (D_i) au coût encouru par chaque ménage pour visiter la plage (P). Voir Figure 5.5 qui illustre la courbe de demande d'un ménage H typique.

La fonction de demande présente deux éléments. Le terme interception (dans ce cas égal à 5,163) est obtenu en multipliant chaque coefficient par la valeur de la variable correspondante, puis en additionnant les résultats obtenus. Le terme interception nous fournit le nombre maximal de visites qu'un ménage effectuerait en un an, en cas d'absence de coûts supplémentaires - autres que le coût du voyage - pour se rendre à Times Beach. La pente^{ix} (dans ce cas égale à $-0,104$) nous montre la baisse du nombre de visites si le coût de se rendre à la plage augmentait d'1 peso par visite. De plus, la courbe de demande nous montre que si les droits d'entrée dépassaient les 49 pesos, personne n'irait alors à Times Beach.

Démarche 4 – Inférer le 'consentement à payer' pour le site

L'espace en dessous de la courbe de la demande indique le surplus du consommateur du ménage inféré d'une année de visites effectuées à Times Beach. Dans ce cas, il s'élève à 128 pesos

(US\$5,12) par ménage. Il est possible de calculer la courbe de la demande et le surplus du consommateur, pour chaque ménage. En additionnant les résultats obtenus pour les différents ménages, nous dégagons le surplus total du consommateur généré par les services récréatifs de Times Beach. Cependant, si le ménage H est représentatif des autres ménages à Davao, nous pouvons alors simplement multiplier la disposition des ménages à payer par les 100 000 ménages à Davao, pour obtenir le surplus total du consommateur pour Times Beach. Dans ce cas-là, le montant s'élèverait à 12 800 000 pesos (US\$512 000) par an. La Table 5.2 présente les paramètres de la courbe de la demande avant et après l'avertissement (obtenus de la régression) et les valeurs des variables applicables à un ménage typique.

Table 5.2 Paramètres pour les fonctions génératrices de voyage avant et après l'avertissement

Avant l'avertissement		
Variables	Valeur du paramètre	Valeurs des variables pour un ménage H spécifique
Interception	$\alpha_0 = 9,762$	
Coût du voyage	$\alpha_1 = -0,104$	50
Revenu	$\alpha_2 = 0,026$	60
Education	$\alpha_3 = -0,163$	10
Age	$\alpha_4 = -0,027$	42
Substitut	$\alpha_5 = 0,019$	95
Après l'avertissement		
Variables	Valeur du paramètre	Valeurs des variables pour un ménage H spécifique
Interception	$\alpha_0 = 4,892$	
Coût du voyage	$\alpha_1 = -0,029$	50
Revenu	$\alpha_2 = 0,019$	60
Education	$\alpha_3 = -0,276$	10
Age	$\alpha_4 = -0,029$	42
Substitut	$\alpha_5 = 0,005$	95

Démarche 5 – Mesurer la perte du bien-être occasionnée par la pollution de l'eau

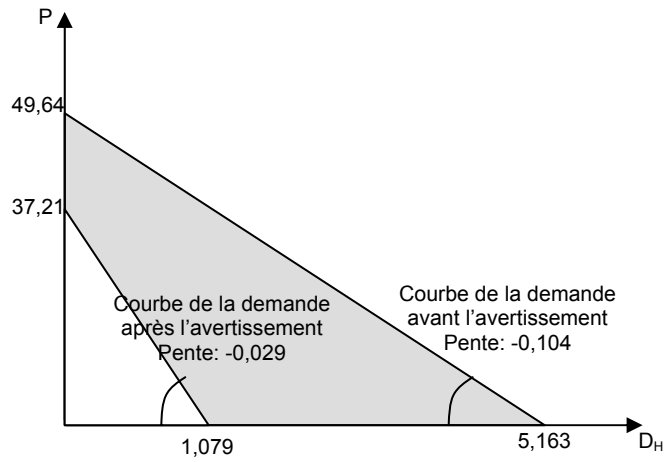
Nous avons déjà mentionné qu'après 1992, le gouvernement a mis en garde le public contre les risques de nager à Times Beach sur la santé. Par conséquent, la plupart des gens ont arrêté d'utiliser cette plage dans un but récréatif. Les démarches 1 – 4 peuvent être répétées afin d'obtenir une nouvelle valeur du surplus du consommateur suivant l'avertissement. Ce surplus du consommateur après l'avertissement s'élevait à près de 2 000 000 pesos (US\$80 000). La perte totale du bien-être causée par la perte de bénéfices récréatifs tirés de Times Beach n'est autre que la différence obtenue en soustrayant 2 000 000 pesos de 12 800 000, soit 10 800 000 pesos (US\$432 000). Ainsi, la perte moyenne de bénéfice en matière de bien-être, occasionnée par la pollution à Times Beach, était d'environ 10 pesos par mois et par ménage. (US\$0,40).

Figure 5.5 Courbe de la demande de visites de la plage, pour un ménage typique à Davao et perte de bien-être occasionnée par la pollution de l'eau

Courbe de la demande :

Avant l'avertissement : $D_H = 5,163 - 0,104P$

Après l'avertissement : $D_H = 1,079 - 0,029P$

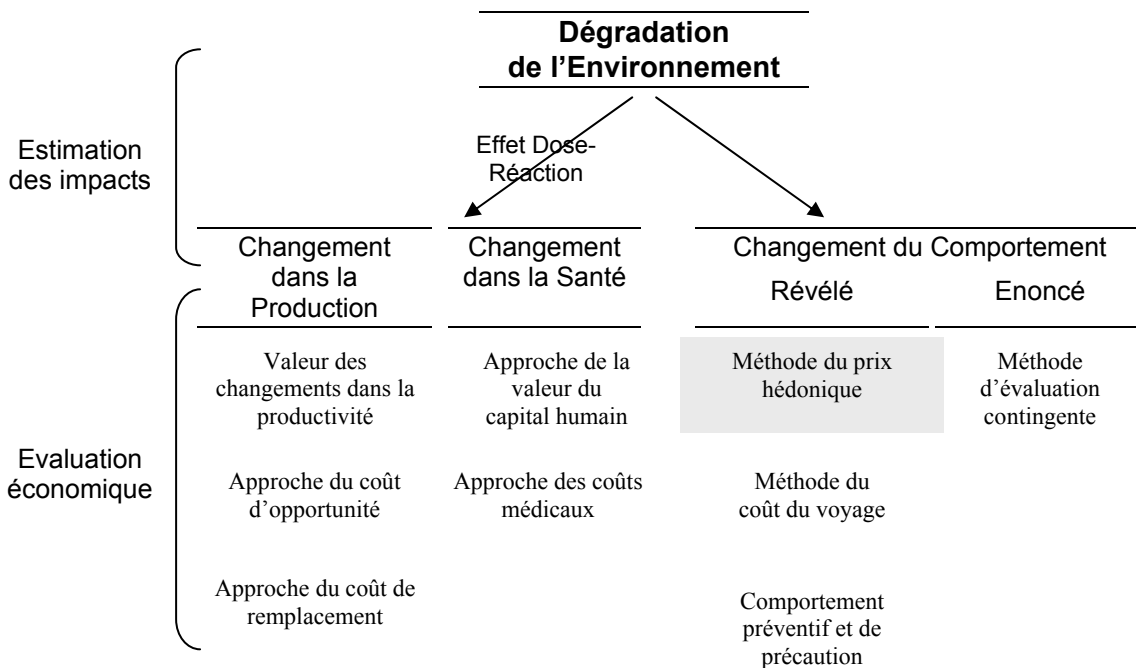


6

LA METHODE DES PRIX HEDONIQUES

Lorsque nous achetons un bien ou un service, nous pouvons considérer que nous achetons un ensemble de caractéristiques qui constituent le bien ou le service en question. Par exemple, lorsque nous achetons une voiture, nous ne nous intéressons pas à la voiture en soi, mais à ses caractéristiques, comme le confort, la vitesse, la puissance, la couleur, la forme, etc. Lorsque nous louons ou achetons un appartement, nous nous intéressons d'ordinaire à la surface, au nombre de chambres, au voisinage, à la situation par rapport aux centres commerciaux et aux écoles publiques. Supposons deux appartements identiques sous tous aspects, (le voisinage, la localisation, l'âge, etc.), dont l'un toutefois est plus grand que l'autre. L'appartement le plus vaste coûtera plus cher, parce qu'il est plus grand. Si toutes les autres caractéristiques pouvaient être considérées comme des constantes, nous pourrions mesurer l'augmentation du prix correspondant uniquement à l'augmentation de la surface. En d'autres termes, nous pourrions mesurer le prix implicite de la dimension. Cela peut s'appliquer également aux aspects environnementaux, comme la qualité de l'air ambiant ou le niveau de nuisance sonore.

Figure 6.1 Choisir une méthode d'évaluation



La détermination des prix hédoniques part du principe que le choix d'un individu, pour acheter des biens ou des services, se fonde sur cet ensemble de caractéristiques. Il s'agit d'une méthode de préférence révélée, comme le montre la Figure 6.1. Lorsque la qualité environnementale fait partie de ces caractéristiques, il est possible d'inférer la valeur que les gens lui accordent, par le prix qu'ils auront payé pour le bien.

Quand Faut-il Appliquer la Méthode du Prix Hédonique ?

La méthode du prix hédonique est notamment utilisée dans le cadre du marché foncier et du marché du travail. Dans le premier cas, on suppose que la qualité environnementale est un attribut du bien foncier, et que le prix du bien en question reflète les préférences des gens en matière de qualité environnementale. Dans le cas du marché du travail, on suppose que le risque de santé est l'un des attributs du métier, et que le salaire doit donc refléter le consentement à être compensé pour la prise de tels risques.

L'application au marché du travail peut être difficile, notamment dans les pays moins développés, en raison du fait que les ouvriers ne connaissent pas, le plus souvent, le risque réel que constituent certains métiers. De plus, les alternatives en matière de travail ne sont pas toujours disponibles et les individus en viennent à accepter des métiers à risque en dépit de salaires réduits.

Cette section traite des prix des logements. Les hypothèses de base sont : (i) des marchés du logement actifs et fonctionnant correctement, et (ii) un risque perçu par les individus équivalant au risque réel. Voici des exemples de cas dans lesquels il peut être utile pour les décideurs de déterminer les prix hédoniques :

- Les changements dans la qualité de l'air et de l'eau sur le plan local, par ex. à travers la suppression progressive des moteurs diesel.
- La réduction des nuisances sonores provenant des trafics routier et aérien.
- La construction d'une zone publique (parc, terrain de sport) dotée de valeurs récréatives.
- La planification de la localisation d'une installation dangereuse sur le plan environnemental.
- L'évaluation de l'impact des projets d'amélioration du voisinage sur les quartiers les plus pauvres des villes.

Tous les cas ci-dessus influent sur la valeur des propriétés. Dans la prochaine section, nous expliquerons comment utiliser de telles informations pour inférer les valeurs des coûts et bénéfices environnementaux.

Évaluer la Qualité Environnementale à Travers la Méthode du Prix Hédonique

La méthode du prix hédonique consiste essentiellement à estimer la *demande de qualité environnementale*, en observant la valeur que les gens accordent aux avantages environnementaux lors de l'achat d'un bien ou d'un service.

La méthodologie suit les étapes suivantes :

- Spécifier la fonction d'un prix hédonique
- Rassembler les données
- Évaluer la corrélation entre la qualité environnementale et le prix de marché d'un bien
- Inférer une courbe de la demande de qualité environnementale

Démarche 1 - Spécifier la fonction du prix hédonique

Il nous faut tout d'abord identifier les attributs qui ont vraisemblablement une influence sur la détermination du prix des logements sur le marché. Il est important de ne pas oublier que toutes les variables pertinentes doivent être prises en compte dans l'analyse ; leur omission risque d'entraîner une surestimation ou une sous-estimation de la valeur des bénéfices environnementaux. Cependant, en incluant des variables inadéquates, on risque d'aboutir à des

résultats moins fiables. Trois groupes d'éléments sont supposés affecter les prix^x (voir Figure 6.1) :

- Les caractéristiques physiques de la propriété – Il s'agit de la superficie de l'appartement/maison, du nombre de chambres, de la disponibilité de zones communes (piscine, gymnase, salle de télévision), d'un ascenseur, de services de blanchissage.
- Les caractéristiques du voisinage – Les services publics de qualité comme le transport, le traitement des ordures, l'approvisionnement en eau, peuvent être des éléments importants dans la détermination du prix d'une propriété. Pareillement, le taux de criminalité, la proximité de zones commerciales, de postes d'incendie, d'écoles, du bureau ou du travail, peuvent être très importants.
- Les caractéristiques environnementales – Lors du choix de la localisation d'un appartement/maison, les individus tiennent compte du niveau de la qualité de l'air, du bruit, des odeurs, ainsi que d'autres caractéristiques environnementales.

Figure 6.2 Les déterminants des prix des logements



Le prix de l'appartement

est déterminé par

- La taille
- Le nombre de chambres
- Les services publics disponibles
- La proximité du lieu du travail
- La proximité des zones commerciales
- La proximité des écoles

Et...

- LA QUALITE DE L' AIR
- LE BRUIT
- LES ODEURS

Mathématiquement:

$$\text{Prix} = f(\text{Qualités Physiques, Qualités du Voisinage, Qualités Environnementales}) \quad (1)$$

Cette fonction est appelée *fonction du prix hédonique* ou plus simplement *fonction hédonique*. Elle lie le prix d'une propriété à ses attributs, y compris ceux ayant un effet sur le bien-être des individus. Le terme *hédonique* vient du mot grec signifiant « plaisir ». Notre objectif est en effet d'évaluer la valeur des « plaisirs environnementaux » - ou désagréments.

Démarche 2 – Collecte des données

Une analyse économétrique valable exige un grand nombre de données. Les données désignent d'ordinaire les observations des prix et des caractéristiques de différentes propriétés pendant une période donnée (*données transversales*). Nous pouvons également utiliser les informations relatives aux propriétés sur plusieurs années (*séries chronologiques*) mais ces informations risquent d'être plus difficiles à rassembler. Les données peuvent être collectées grâce aux sondages et aux recensements.

Les chercheurs doivent s'assurer que le marché fonctionne correctement et n'est pas segmenté. De plus, les gens doivent être conscients du changement des variables environnementales d'un

voisinage à l'autre. On peut ainsi garantir que le prix de la propriété reflètera les différences entre les avantages environnementaux.

Démarche 3 - Estimer le prix implicite de la qualité de l'air

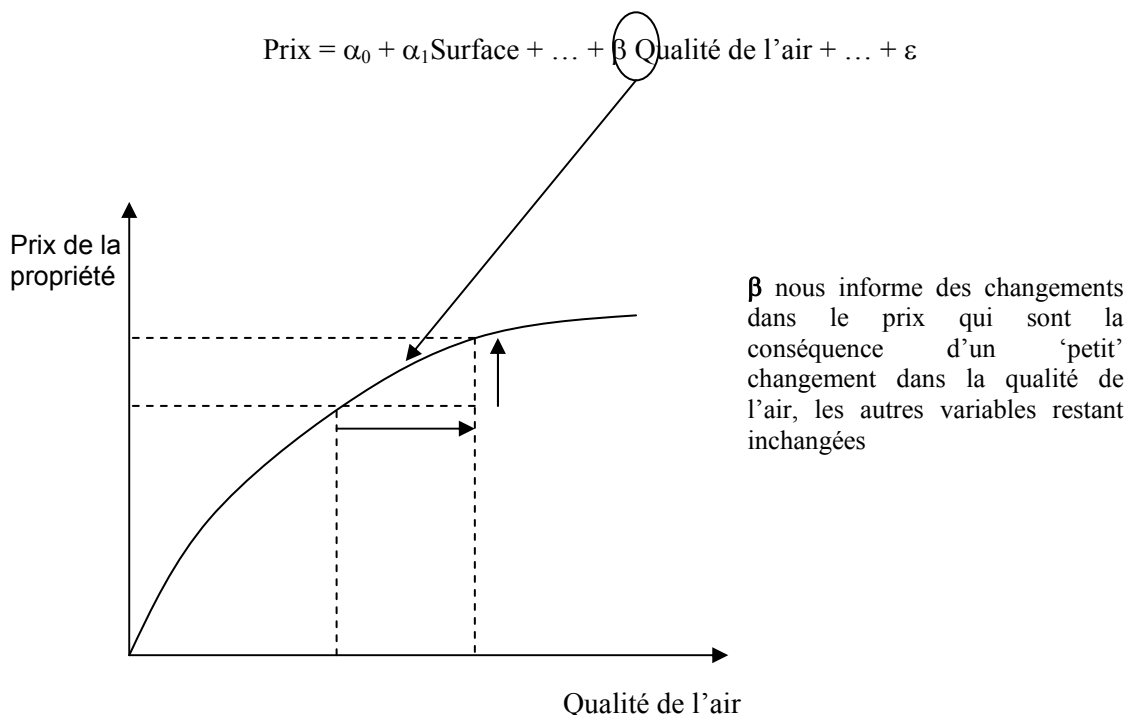
Une fois identifiées les variables physiques, environnementales et de voisinage, on passe à l'estimation de la fonction liant ces variables au prix de la propriété. Les économétriciens d'ordinaire procèdent à cette opération et évaluent les paramètres les plus adaptés aux données disponibles.

Chaque paramètre lie une caractéristique de l'appartement à son prix. Prenons par exemple le paramètre 'qualité de l'air'. Il nous raconte comment un changement dans la pollution de l'air provoque un changement de la valeur de la propriété^{xi}.

Il faut noter ici qu'avec l'amélioration de la qualité de l'air, le prix augmente, mais à un taux dégressif (Figure 6.3). La régression est utilisée pour évaluer les paramètres qui sont le mieux adaptés aux données disponibles.

La fonction liant la qualité de l'air à son prix implicite (β) est appelée dans la littérature *fonction du prix implicite*. Ceci nous rapproche de la démarche qui consiste à estimer le consentement à payer pour une amélioration de la qualité de l'air.

Figure 6.3 Rapport entre prix de la propriété et qualité de l'air



Démarche 4 – Inférer une courbe de la demande de qualité environnementale.

Le prix observé d'une propriété est d'ordinaire le résultat d'une interaction entre l'offre et la demande de propriétés. Toutefois, nous nous intéressons uniquement à l'évaluation de la courbe de la demande de qualité de l'air. Dans l'étape 3, nous obtenons un *prix implicite de la qualité de l'air* (β dans la Figure 6.3). Il s'agit d'une estimation approximative des effets de l'amélioration de la qualité de l'air sur le bien-être.

L'estimation de la courbe de la demande exige une seconde régression, dans laquelle le prix implicite de la qualité de l'air est la variable dépendante, et les caractéristiques des individus sont les variables indépendantes. La procédure est expliquée dans l'annexe.

La plupart des études ne tiennent pas compte, dans l'analyse, de la deuxième démarche. Cela est dû à des problèmes économétriques tels que le problème 'd'identification', décrit dans l'Encadré A6.1 (voir Annexe). Il s'agit de problèmes qu'il est difficile de régler sans se livrer à des présuppositions très restrictives et, sans posséder des données suffisantes sur les caractéristiques des individus. *La meilleure option consiste pour le chercheur à inférer les changements du bien-être directement de la fonction du prix hédonique.* Le problème ne se pose pas vraiment lorsqu'il s'agit de faibles changements de la qualité de l'air. En fait, le 'prix implicite' de la qualité de l'air, dérivé de la fonction du prix hédonique, équivaut au 'CAP marginal' à 'proximité' du niveau initial de la qualité de l'air. Nous décrirons ci-dessous un cas typique dans lequel les changements dans la qualité de l'air ne sont pas 'minimes'.

Effet sur le Bien-être de Changements Importants dans la Qualité de l'Environnement

Nous n'avons traité jusqu'à présent que des effets sur le bien-être de légères améliorations de la qualité de l'air. Mais les gouvernements doivent souvent décider du financement de projets affectant un grand nombre d'habitants. Le principe du prix hédonique peut être utilisé pour évaluer les bénéfices, à travers une comparaison de la valeur des propriétés. Toutefois, si le projet est d'envergure, le changement important de l'offre et de la demande de propriétés peut altérer les conclusions de l'étude hédonique. Voyons pourquoi.

Supposons qu'un projet environnemental d'envergure est censé améliorer la qualité de l'air dans une zone urbaine. Pour commencer, les effets du projet seront reflétés par une augmentation de la valeur des propriétés.

Table 6.1 Caractéristiques de deux emplacements

ZONE A	ZONE B
Bonne qualité de l'air	Mauvaise qualité de l'air
Prix élevés des terrains : p_A	Prix réduits des terrains $p_B (<p_A)$

Supposons qu'il existe deux zones dans une même ville dont les caractéristiques sont signalées dans la Table 6.1. Supposons que les deux zones sont de même grandeur. La valeur par hectare des terrains en zone A est supérieure à celle de la zone B ($P_A > P_B$). Cela revient au fait que les gens seront disposés à payer davantage pour vivre là où la qualité de l'environnement est meilleure. Le projet améliorera la qualité de l'air dans la zone B, en délocalisant par exemple les activités industrielles, pour qu'elles soient à l'écart des immeubles résidentiels. Le résultat en sera une qualité de l'air en zone B aussi bonne qu'en zone A.

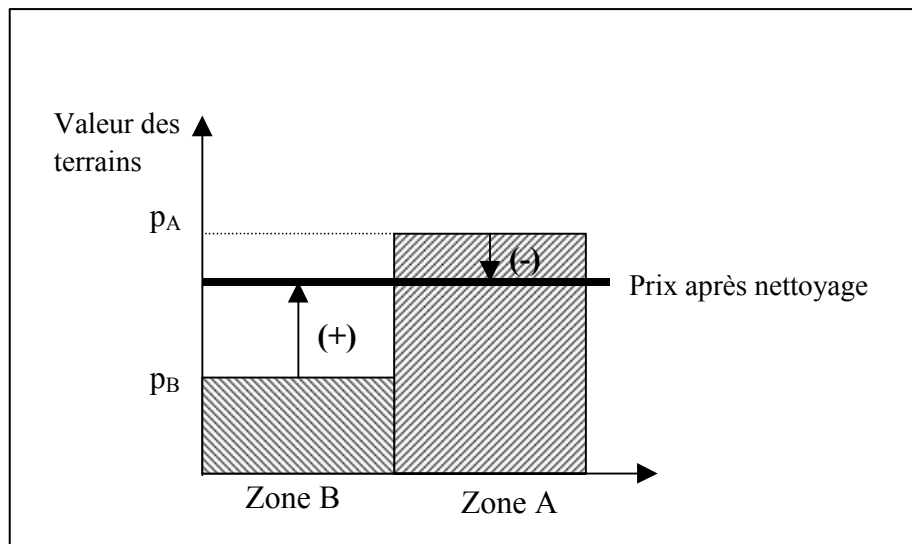
$$\text{Bénéfices du projet} = (p_A - p_B) \times (\text{Taille de la zone B}) \quad (2)$$

L'équation (2) propose une estimation élémentaire des bénéfices de l'amélioration de la qualité de l'air. La logique est qu'après le projet, la zone B aura la même valeur que la zone A, puisque les gens seront alors disposés à payer pour vivre en zone B ce qu'ils sont aujourd'hui disposés à payer pour vivre en zone A. Est-ce là une estimation correcte des bénéfices de l'amélioration de la qualité de l'air ?

Kanemoto (1988) a montré que la partie à la droite de l'équation (2) impose une borne supérieure à la valeur des bénéfices du projet (il y a donc surestimation des bénéfices). C'est le cas parce que les prix vont changer après le projet. Avec l'amélioration de la qualité de l'air en zone B, les gens commenceront à se rendre en zone B et à quitter la zone A. Il en résultera une augmentation des prix des terrains en zone B.

Toutefois, les prix en zone A diminueront parce que les gens déménagent. Ce déplacement de la population se poursuivra jusqu'à ce que les prix dans les deux régions atteignent le même niveau, P^* (voir Figure 6.4). Le prix des terrains en zone B n'atteindra pas le niveau p_A parce que les prix en zone A auront diminué, en raison des déménagements. Les bénéfices pour les habitants de la zone B n'augmenteront pas comme prévu. De plus, en raison de la baisse des prix des terrains en zone A, il y aura une réduction de bien-être pour les habitants de la zone A.

Figure 6.4 *Changement des prix des terrains pour les grands projets environnementaux*



Exemple 1 : Pollution de l'Air à Los Angeles (E.U.)

Brookshire et al. (1982) ont procédé à un exercice d'évaluation pour estimer les bénéfices de l'amélioration la qualité de l'air grâce à la méthode du prix hédonique. L'étude compare les résultats à d'autres résultats obtenus par une évaluation contingente. Dans cette partie, nous nous concentrerons sur les résultats auxquels a abouti la méthode du prix hédonique, et nous verrons comment l'estimation a été menée en situation réelle.

L'étude s'est limitée aux ménages dans la zone métropolitaine de Los Angeles, en utilisant des données à l'échelle des ménages. La présupposition de base de l'analyse est que les variations liées aux ménages, au voisinage, à l'accessibilité et aux niveaux de pollution, se reflètent sur le prix de vente des maisons. Les variables suivantes ont été prises en compte dans l'étude :

Les prix du logement ont été obtenus de 634 ventes de maisons à famille unique, réalisées entre janvier 1977 et mars 1978 dans les communautés ciblées par le sondage.

Les variables relatives à la structure du logement utilisées dans l'étude sont : le séjour, le nombre de salles de bain, les cheminées, les piscines éventuelles. Un problème courant en économétrie est la colinéarité multiple. C'est le cas lorsque plusieurs variables indépendantes sont liées les unes aux autres. Ainsi, si l'une des variables augmente à travers l'échantillon, la variable correspondante augmente – ou baisse - systématiquement. Dans ce cas spécifique, les auteurs ont trouvé une colinéarité entre la variable 'nombre de pièces', la variable 'nombre de chambres à coucher', et la variable 'séjour'. Pour cette raison, la régression ne tient compte que de la dernière (voir Table 6.4).

Les variables relatives au voisinage utilisées dans l'étude sont : le taux de criminalité, la qualité des écoles, la densité de population, la composition ethnique, les dépenses en matière de sécurité publique.

Les variables relatives à l'accessibilité sont la distance de la plage et la distance du lieu de travail.

Les variables environnementales sont bien sûr celles qui nous intéressent le plus, notamment les données relatives à la pollution de l'air. Un problème particulier existe quant à la manière d'associer sur une carte les données relatives aux ménages, aux informations relatives à la pollution de l'air. Les stations de contrôle de l'air couvrent toute la région de Los Angeles, et fournissent des informations sur le dioxyde de nitrogène (NO₂) et d'autres polluants. En vue d'estimer le niveau de pollution de l'air propre à chaque ménage, les niveaux de la pollution de l'air furent répartis en trois niveaux de qualité représentés dans la Table 6.2. Les améliorations de « faible » à « acceptable », et d' « acceptable » à « bonne » à travers la région sont associées à près de 30 pour cent de réduction dans les niveaux ambiants de pollution dans chaque cas.

Table 6.2 Classification des niveaux de NO₂ à Los Angeles (1982)

Qualité de l'air	Bonne	Acceptable	Faible
NO ₂	< 9 pphm	9-11 pphm	> 11 pphm

La Table 6.3 présente les résultats de la régression qui estime la fonction du prix hédonique. Les données montrent que près de 90 pour cent des variations enregistrées dans le prix de vente d'une maison sont expliquées par les variations du set de variables indépendantes. C'est ce que montre la valeur R² au bas de la Table. Pratiquement tous les coefficients sont statistiquement différents de zéro (c'est à dire qu'ils ont une valeur significative à 1 pour cent). L'unique exception est celle du taux de criminalité. Elles démontrent également que la variable pollution a bien l'influence négative prévue sur les prix des logements. Plus de pollution signifie des prix de logements plus réduits. De plus, l'analyse montre que la forme de la fonction du prix hédonique est concave, comme le montre la Figure 6.3. Avec la baisse du niveau de pollution, le consentement à payer additionnel pour une meilleure qualité de l'air diminue.

Table 6.3 Estimation de la fonction du prix hédonique

La variable dépendante est le 'prix de vente du logement' (en logarithmes)

<u>Variable indépendante</u>	<u>Equation NO₂</u>
Variables de la structure du logement	
Date de vente	0,018591 (9,7577)
Age	- 0,018171 (-2,3385)
Séjour	0,00017568 (12,126)
Salles de bain	0,15602 (9,609)
Piscine	0,058063 (4,6301)
Cheminées	0,099577 (7,1705)
Variables du voisinage	
Log (crime)	-0,08381 (-1,5766)
Qualité des écoles	0,0019826 (3,9450)
Composition ethnique (% de blancs)	0,027031 (4,3915)
Densité des logements	-0,000066926 (-9,1277)
Dépenses de sécurité publique	0,0026192 (4,7602)
Variables d'accessibilité	
Distance de la plage	-0,011586 (-7,8321)
Distance du travail	-0,28514 (-14,786)
Variables de la pollution de l'air	
Log (TSP)	
Log (NO ₂)	-0,22407 (-4,0324)
Constante	2,2325 (2,9296)
R ²	0,89
Somme des carrés résiduels	18,92
Degré de liberté	619

Une augmentation de 1% dans les concentrations de NO₂ provoque une réduction de 0,22% dans le prix de vente du logement.

Statistiques selon le test t (t-statistics) entre parenthèses

L'étape suivante consiste à utiliser le changement des loyers pour calculer le consentement à payer pour réduire la concentration des polluants. Le modèle comporte deux genres d'améliorations: (i) de « faible » à « acceptable » et (ii) d'« acceptable » à « bonne ». La variation correspondante dans le loyer est alors le supplément qu'un ménage aurait à payer pour obtenir un logement identique dans la zone ayant une meilleure qualité de l'air^{xii}. La Table 6.4 montre les différentiels de loyers (soit les changements dans les prix des logements exprimés en US dollars par mois) chez les différentes communautés sondées.

Table 6.4 Différentiels des prix de vente découlant des améliorations dans la qualité de l'air

<u>Résultats de la valeur de la propriété</u>		
Communauté	$\overline{\Delta R}$ Ecart type	Nombre d'observations
(1)	(2)	(3)
Faible - Acceptable		
El Monte	15,44 (2,88)	22
Montebello	30,62 (7,26)	49
La Canada	73,78 (48,25)	51
Echantillon de population	45,92 (36,69)	122
Acceptable - Bonne		
Canoga Park	33,17 (3,88)	22
Huntington Beach	47,26 (10,66)	44
Irvine	48,22 (8,90)	196
Culver City	54,44 (16,09)	64
Encino	128,46 (51,95)	45
Newport Beach	77,02 (41,25)	22
Echantillon de population	59,09 (34,28)	393

La qualité de l'air est actuellement 'faible' a Montebello (NO₂ > 9-11 pphm). Une amélioration de la qualité de l'air qui devient 'acceptable' (NO 9-11 pphm) augmenterait le bien-être de US\$30 par mois par personne.

Prenons par exemple, la communauté de Montebello. Elle est située dans une région dont la qualité de l'air est faible. Si la qualité de l'air devait s'améliorer et devenir acceptable, l'individu moyen serait disposé à payer près de US\$30 de plus par mois que ce qu'il paie actuellement.

En général, les différentiels de loyers allaient de US\$15,44 à US\$73,78 pour une amélioration de la qualité de l'air de « faible » à « acceptable » et de US\$33,17 à US\$128,46 pour une amélioration de la qualité de l'air d'« acceptable » à « bonne ».

Exemple 2 : Salaires et Risques Environnementaux pour la Santé

L'analyse des marchés de logements hédoniques exploite le fait que les aménités environnementales sont un atout des propriétés résidentielles, et donc en affectent les prix. Cette analyse présuppose que la 'valeur' de l'aménité environnementale est représentée dans le marché du logement. Cette présupposition ne peut toutefois être vraie que si les citoyens s'abstiennent de se déplacer d'une ville à l'autre. Si nous tenons compte dans l'analyse du fait que les travailleurs peuvent se déplacer pour se rendre dans des villes plus propres, il nous faudra alors admettre que la qualité de l'environnement n'est pas uniquement reflétée par le marché du logement, mais aussi par le marché du travail, à travers des salaires supérieurs. La valeur que les gens accordent aux aménités urbaines se reflète intuitivement dans des salaires supérieurs qu'ils exigent pour accepter de travailler dans des villes moins attirantes. Un travail qui a fait date dans la littérature sur 'les études salaire-aménité' est celui de Roback (1982). Il montre que la « valeur de l'aménité est reflétée aussi bien par la pente des salaires que par celle des loyers. La décomposition précise dépend de l'influence de l'aménité sur la production et de la solidité des préférences du consommateur »^{xiii}. En supposant l'existence de villes aux 'frontières fermées', où la migration est impossible, on obtient une bonne approximation de la réalité à court terme. Pour une plus longue période, il faut toutefois tenir compte des effets sur les salaires.

Un autre cas dans lequel les changements des salaires fournissent des informations très importantes est celui des risques pour la santé. On présuppose dans ce cas que les travailleurs accepteront un métier à risque, s'ils se voient offrir des salaires plus élevés. On entend par métier à risque des activités comprenant la manipulation de produits dangereux, ou plus généralement un travail qui expose le travailleur à un risque de mourir plus élevé. En général, l'analyse est structurée de manière similaire à celle du modèle des prix hédoniques. Le salaire est une fonction de plusieurs variables dont : (i) les caractéristiques du travail (comme la distance du domicile et le volume de la société) et (ii) le risque de mourir. L'estimation économétrique est alors comme suit :

$$\text{Salaire}_i = \alpha_0 + \alpha_1 \text{Caractéristiques du Travail} + \alpha_2 \text{Risque de mort} + \dots + \text{Marge d'Erreur}$$

Dans ce cas, nous nous intéressons tout particulièrement au paramètre α_2 . Il nous explique comment les taux de salaires changent avec les changements du risque de mort. La pente de la fonction salaire-risque est appelée *Valeur de la Vie Statistique*.

Il faut noter ici que nous ne parlons pas de la 'valeur de la vie'. Il s'agit plutôt de la valeur des bénéfices découlant du fait d'éviter le risque de mourir. Nous sommes constamment exposés à un risque (en conduisant, en prenant l'avion, en mangeant dans un restaurant). Mais il serait absurde de croire qu'il est possible de réduire à zéro la probabilité de mourir de ce genre d'activités. Dans la vie réelle, nous nous livrons constamment à des équilibres entre argent et risques de santé, en achetant par exemple des voitures plus coûteuses mais dont les statistiques sur les taux de mortalité due aux accidents sont meilleures. Les équations du salaire hédonique saisissent ce comportement. Supposons qu'actuellement, le risque de mourir durant le travail est de 1 sur 25 000. Si le risque augmente et passe à 1 sur 20 000, toutes les autres caractéristiques restant par ailleurs constantes, les taux des salaires augmenteront de US\$50. Dans ce cas, la pente de la fonction hédonique sera la suivante:

$$VSL = \alpha_2 = \frac{US\$50}{\left(\frac{1}{20000} - \frac{1}{25000}\right)} = US\$5,000,000$$

Prenons une société de 100 000 employés, et supposons que le risque professionnel augmente de 1 sur 100 000, en raison par exemple d'une faible qualité de l'air due aux gaz émanant du processus de production. Un employé risque donc de mourir en faisant son travail. Le calcul du salaire hédonique montrera que les travailleurs devront recevoir US\$5 000 000 en extra salaires pour consentir à prendre ce risque.

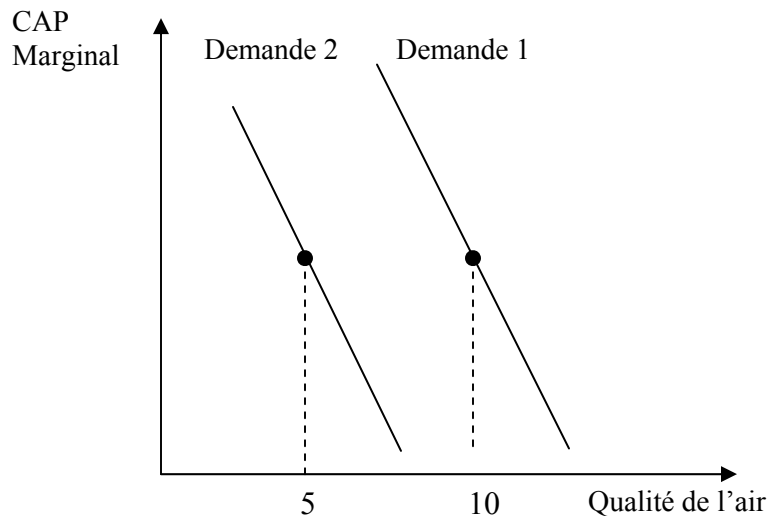
En quoi cette information est-elle utile ? Supposons que l'administration de la société veut prendre une décision concernant l'amélioration des conditions de sécurité. L'option disponible consiste à améliorer le mécanisme de filtrage de l'air. Le coût du processus de filtrage est estimé à US\$4 000 000. Il s'agit donc d'un investissement important, étant donné notamment que la société peut utiliser ces fonds à des fins différentes. Cela réduira le risque de mourir de 1 sur 100 000 pour chaque 100 000 employés. L'analyse du salaire hédonique nous fournit une information importante dans ce cas : les travailleurs sont disposés, côté salaire, à renoncer à US\$5 000 000, pour une réduction du risque de mourir grâce aux nouveaux filtres. D'un point de vue économique, l'investissement serait ainsi plus que justifié.

Une analyse plus détaillée de la 'Valeur d'une Vie Statistique' est proposée dans les chapitres 8 et 9.

Annexe 6.1

Pour comprendre le lien entre le consentement à payer pour la qualité environnementale, et les prix hédoniques, il nous faut suivre le chemin inverse. Supposons que deux individus ont les mêmes préférences. L'unique différence entre les deux est le revenu. Il serait plausible de croire que les gens disposant d'un revenu plus élevé exigeront une meilleure qualité de l'air que les gens moins riches. En d'autres termes, le consentement à payer pour la qualité de l'air augmente avec le revenu. Les courbes de la demande de qualité de l'air pour les deux personnes sont représentées dans la Figure A6.1. La courbe de la demande de qualité de l'air nous permet de calculer la somme d'argent qu'un individu est disposé à payer pour un changement du niveau de la qualité de l'air, en gardant le bien-être constant.

Figure A6. 1 Demande de qualité de l'air



Il est probable que l'individu 1, bien plus que l'individu 2, choisira de vivre dans un voisinage jouissant d'une meilleure qualité de l'air (et de loyers plus élevés). L'étape suivante consiste à comprendre comment la courbe de la demande est liée à la fonction hédonique. Imaginons que nous avons sondé les deux individus, et que nous avons rassemblé les informations suivantes :

Table A6.1 Individu 1 versus individu 2

	Individu 1	Individu 2
Voisinage	A	B
Indice de la qualité de l'air	10	5
Prix de la propriété (milliers de US\$)	200	150
Beta	100	110
Revenu (hebdomadaire US\$)	1 000	600
Taille des ménages	4	3

L'individu 1 vit dans le voisinage A, caractérisé par une meilleure qualité de l'air. De plus, l'individu 1 possède certaines caractéristiques telles que le revenu (US\$1 000) et la taille du

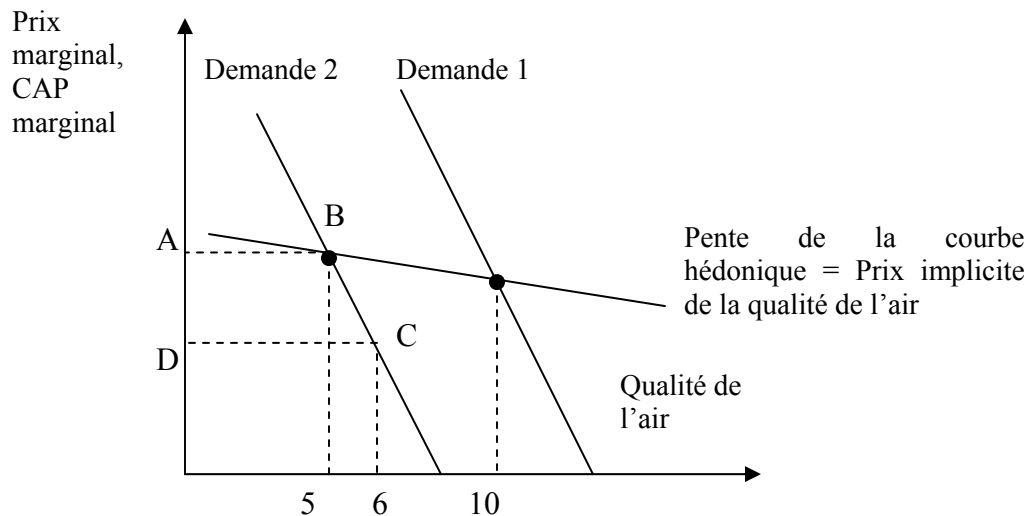
ménage (4) qui affecteront probablement ses préférences pour une meilleure qualité de l'air. Les caractéristiques des individus et le niveau de la qualité de l'air qu'ils choisissent pour leur habitat déterminent leur consentement à payer marginal pour la qualité de l'air. Toutefois, pouvons-nous obtenir une valeur du consentement à payer marginal (le montant que les individus sont disposés à payer pour une 'légère' augmentation de la qualité de l'air) ?

La réponse est oui. C'est exactement cette information que nous avons obtenue en estimant la fonction hédonique. En d'autres termes, la pente de la fonction hédonique à un niveau donné de la qualité de l'air, que nous appellerons *prix marginal de la qualité de l'air*, équivaut au *consentement à payer marginal* d'un individu spécifique pour ce même niveau de qualité de l'air, tout au long de la courbe de la demande de l'individu en question (voir Figure A6.2).

La condition d'équilibre dans le modèle hédonique (pour tout niveau donné j de la qualité environnementale) est fournie par l'équation A1.

$$(\text{Prix marginal de la qualité de l'air})_j = (\text{Consentement à payer marginal d'un individu } i)_j \quad (\text{A1})$$

Figure A6.2 Prix implicite et consentement à payer pour la qualité de l'air



Le reste de l'analyse est de nouveau la tâche des économétriciens. En estimant la relation entre le consentement à payer marginal (β)^{xiv} et les caractéristiques des individus, nous obtenons une représentation de la courbe de la demande du consentement à payer pour la qualité de l'air.

Supposons que gouvernement local planifie une amélioration de la qualité de l'air de 5 à 6. Le changement de bien-être pour l'individu 2 sera la zone additionnelle située en dessous de la courbe de la demande (zone ABCD). Le changement dans le bien-être social peut être obtenu par l'addition des augmentations des surplus du consommateur pour l'ensemble des individus affectés.

Encadré A6.1 Le problème de l'identification dans les études du prix hédonique

Dans son article de 1974, Rosen décrit la méthode du prix hédonique en deux étapes, que nous avons présentée plus haut. Dans le même document, l'auteur met en garde contre le '*problème de l'identification de la variété*', lié à l'estimation de second stade de la demande d'aménités environnementales. Brown et Rosen (1982) décrivent en détail le problème de l'identification. L'intuition de base du problème vient du fait que les données utilisées pour estimer la fonction du prix hédonique, et donc le prix implicite de l'aménité environnementale, sont celles-là mêmes qui sont utilisées pour estimer le consentement à payer marginal individuel. Mais le consentement à payer marginal est, dans la structure même de la méthode hédonique, égal au prix implicite de la qualité de l'air. Le résultat est que les paramètres obtenus lors du second stade sont les mêmes que ceux obtenus pour le prix implicite de la qualité environnementale.

Brown et Rosen (1982) indiquent un moyen de contourner le problème en imposant *a priori* quelques restrictions à la fonction du prix hédonique. Ainsi, l'estimation de la première équation et de la seconde équation serait basée sur des formes fonctionnelles différentes. Le succès de cette pratique serait toutefois fonction de la qualité des restrictions imposées à la fonction du prix hédonique. Une autre façon de contourner le problème consiste à utiliser des données provenant de différents marchés. Si les consommateurs dans les différents marchés ont des préférences identiques, mais font face à des fonctions différentes des prix hédoniques, le prix implicite de l'estimation première variera alors indépendamment des caractéristiques individuelles incluses dans la régression au second stade.

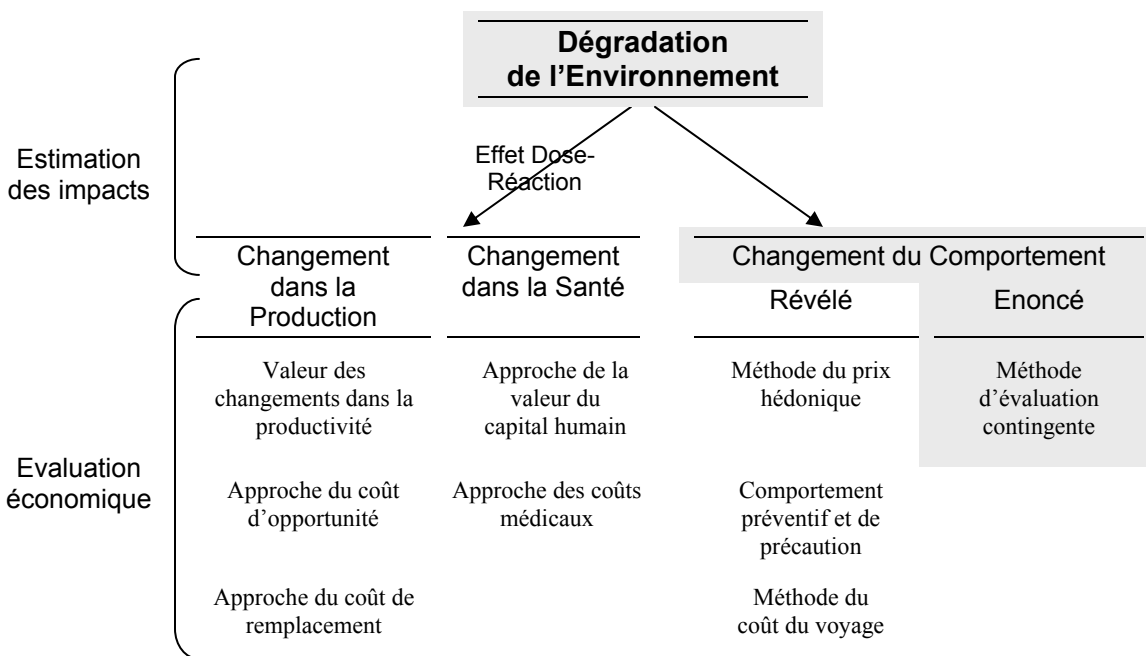
En situation réelle, les chercheurs sont souvent contraints d'utiliser des ressources limitées, et les données ne sont pas toujours disponibles sur les marchés. Quelle est l'option la meilleure pour le chercheur dans ce cas ? La réponse, compte tenu des données limitées, est qu'il est préférable de se limiter à estimer la fonction du prix hédonique. Pour les petits changements de la qualité environnementale, la fonction du prix hédonique nous fournit l'information dont nous avons besoin, celle du consentement à payer marginal (comme on l'a vu plus tôt). Toutefois, pour un projet de plus grande envergure, la dérivée de la fonction du prix hédonique ne mesure plus la valeur du changement l'aménité. Mais Kanemoto (1988) a montré que la fonction du prix hédonique peut aider à définir une borne supérieure du changement du bien-être

7

METHODE D'EVALUATION CONTINGENTE

Sur la place du marché, les individus tendent à avoir des informations claires sur lesquelles fonder leurs évaluations et leurs choix. Le produit tend à être visible, ses caractéristiques sont en général bien connues, et il a un prix de marché. Les économistes peuvent découvrir la valeur que les individus accordent à un bien ou à un service en observant leur comportement en matière d'achat. La plupart des techniques d'évaluation se fondent sur l'observation du comportement des gens, afin de déceler ou 'révéler' la valeur qu'ils accordent aux produits. Toutefois, dans certains cas, il n'existe tout simplement pas de marché par procuration à observer. Dans ces circonstances, il est possible de demander à un échantillon d'individus ce qu'ils seraient disposés à payer (CAP). Les économistes s'en remettent alors aux individus pour qu'ils 'énoncent' leurs préférences. Cette méthode s'appelle la Méthode d'Evaluation Contingente (CVM) et représente la principale approche pour découvrir les valeurs des changements de comportement en recourant aux préférences énoncées, comme le montre la Figure 7.1.

Figure 7.1 La méthode d'évaluation contingente



La Méthode d'Évaluation Contingente

La CVM permet d'estimer les valeurs économiques d'un large éventail de marchandises non disponibles sur les marchés. Cette méthode a recours aux techniques du sondage pour établir la valeur des biens et services qui ne font pas l'objet d'un commerce sur les marchés, et qui n'ont donc pas de prix. La CVM consiste à demander à un échantillon de personnes choisies au hasard, ce qu'elles seraient disposées à payer (CAP) pour un changement clairement défini dans la manière dont est fourni un bien ou un service, ou pour prévenir un changement. Elle peut également être utilisée pour découvrir ce que les gens seraient disposés à accepter (CAA) pour éviter un changement ou le tolérer. L'approche la plus couramment appliquée de la CVM consiste à interviewer les gens et leur demander ce qu'ils seraient disposés à payer pour préserver un bien. Les analystes peuvent alors calculer le CAP moyen de ceux qui répondent, et le multiplier par le nombre total de personnes jouissant du site environnemental ou du bien en question, pour obtenir une estimation de la valeur totale que les gens accordent à ce bien.

L'un des principaux avantages de l'approche de la CVM est qu'elle peut être utilisée pour déceler les valeurs de ressources que les gens n'utiliseront ou ne visiteront jamais eux-mêmes. Prenons l'Antarctique comme exemple : une réserve naturelle pour la protection de laquelle les individus sont disposés à payer, mais qu'en général, ils n'aimeraient ou ne pourraient pas visiter. En d'autres termes, la CVM peut être utilisée pour déterminer les valeurs de non-usage.

Démarches pour Concevoir une Étude d'Évaluation Contingente

Les principales étapes de l'application de la méthode d'évaluation contingente sont présentées dans la Figure 7.2. Chaque étape est traitée plus en détails ci-après.

1 - Etablir le marché hypothétique

La première étape consiste à établir un marché hypothétique pour le service environnemental en question. En mettant en place le scénario hypothétique, il faut tenir compte de ce qui suit : Le scénario d'évaluation doit être bien défini ; expliquer clairement ce qu'est le bien en question et ce qu'est la nature du changement. On peut ici avoir recours à des images (photographies ou illustrations).

La partie qui doit fournir le bien doit de même être identifiable et estimée capable de le fournir. Cela aidera les sondés à visualiser la manière dont le bien sera fourni en pratique.

Il faut également que soit claire la manière dont le paiement se fera. Les méthodes de paiement communément utilisées comprennent les taxes, les droits d'entrée, les changements de prix, ou les donations.

Voici un exemple d'un scénario bien défini :

« L'ancien bâtiment municipal du centre-ville est le seul typique de l'architecture de son époque (1600s). Au cours des 10 dernières années, il s'est gravement délabré (montrer des photographies avant / après). Sans intervention, il subira une plus grande détérioration et finira par s'écrouler au bout de cinq ans. Le gouvernement local devra consentir des dépenses s'il veut restituer au bâtiment son état d'il y a dix ans. Ces fonds supplémentaires devront être collectés par une augmentation de l'impôt sur le revenu ».

2 - Obtenir des offres

Les offres peuvent être obtenues grâce à plusieurs techniques de sondage : les entretiens directs (face à face), les entretiens téléphoniques, ou le courrier. Les entretiens téléphoniques sont probablement la méthode la moins appréciée, puisqu'il peut s'avérer difficile de communiquer des informations sur un bien par téléphone, en raison notamment d'une attention limitée dans le temps. Les sondages par courrier sont fréquemment utilisés, mais risquent d'être biaisés par les non-réponses potentielles ou les taux réduits de réponses. Les entretiens directs menés par des intervieweurs bien formés permettent d'être plus précis au niveau aussi bien des questions que des réponses.

L'objectif du sondage est de déceler le CAP maximum des individus pour obtenir une amélioration environnementale (ou leur CAP maximum pour prévenir la détérioration d'une qualité environnementale). Par ailleurs, le scénario peut être exprimé de sorte à rendre approprié un CAP minimum pour se passer de l'amélioration ou pour s'accommoder de la détérioration.

Les questions de suivi du style « Croyez-vous que le service environnemental améliorera la qualité de la vie dans votre communauté ? », doivent être posées, afin de comprendre les motivations de chaque sondé. Cela peut aider à éliminer les réponses non valides ou de contestation.

3 - Les résultats de l'analyse

Une fois les données collectées commence la tâche difficile qui consiste à leur donner un sens. La somme des informations rassemblées peut être utilisée de différentes manières et à des fins variées. Les résultats potentiels que l'on peut obtenir grâce à une étude de la CVM sont présentés ci-dessous.

CAP ou CAA moyens

Une fois les offres obtenues (CAP ou CAA), il est possible de calculer une offre moyenne. Les CAP ou CAA moyens peuvent être utilisés pour une évaluation rapide de la valeur qu'une population donnée accorde à une ressource donnée.

Les offres de 'contestation' sont d'ordinaire omises du calcul. Ces offres sont des offres 'zéro', données pour d'autres raisons qu'une valeur zéro accordée à la ressource en question. Par exemple, un sondé peut refuser toute compensation, quel qu'en soit le montant, pour la perte d'une ressource environnementale unique telle que le Grand Canyon, parce qu'il considère que sa protection relève de la responsabilité du gouvernement, ou tout simplement parce qu'il ne souhaite pas participer au sondage. Il faut également qu'une décision soit prise quant à la manière d'identifier et de traiter les offres disproportionnées. Les questions de suivi peuvent y aider.

Les offres moyennes sont faciles à calculer lorsqu'on adopte l'approche de la valeur ouverte. Si une approche référendaire fermée est utilisée, par exemple des réponses Oui/Non, il est possible d'utiliser par la suite les techniques économétriques pour calculer la probabilité des 'oui' pour chaque montant proposé.

Les courbes des offres

Une courbe des offres peut être estimée grâce aux régressions économétriques. Les montants des CAP/CAA sont utilisés comme des variables dépendantes; et les informations concernant des variables comme le revenu, l'âge et l'éducation, rassemblées durant le sondage, sont utilisées comme des variables indépendantes.

Une régression typique aura la forme suivante :

$$CAP_i = f(I_i, E_i, A_i)$$

Dans laquelle 'i' représente les sondés.

Les courbes des offres permettent de prédire les montants du CAP compte tenu des changements des variables indépendantes. Par exemple, « Quel serait l'effet d'une hausse des salaires sur le CAP pour obtenir l'approvisionnement en eau ? ».

Données agrégées

L'agrégation est un procédé grâce auquel l'offre moyenne est convertie à une valeur applicable à l'ensemble de la population. Les décisions relatives à l'agrégation tournent autour de trois axes :

- Premièrement, le choix de la population adéquate. L'objectif est d'identifier soit (a) tous ceux dont l'utilité sera significativement affectée par l'action, ou (b) ceux vivant à l'intérieur de frontières politiques pertinentes qui seront affectés par l'action. Ce groupe peut être la population locale, la population régionale, ou la population du pays.
- Deuxièmement, passer d'une moyenne à l'échelle de l'échantillon à une moyenne à l'échelle de l'ensemble de la population. Plusieurs options existent. Si la moyenne à l'échelle de l'échantillon représente fidèlement la population totale, elle peut donc être multipliée par le nombre de ménages que compte la population.
- Troisièmement, choisir la période de temps sur laquelle les bénéfices devraient être agrégés. Cela dépendra du schéma prévu pour la CVM. Si la valeur actuelle des flux des bénéfices environnementaux à travers le temps revêt un quelconque intérêt, les bénéfices doivent alors être escomptés.

4 - Evaluer l'application de la CVM

Cela comprend une évaluation de l'ampleur du succès de l'application de la CVM. Les offres de contestation ont-elles été importantes en proportion dans le sondage ? Existe-t-il des preuves permettant d'affirmer que les sondés ont bien compris le marché hypothétique ? Quel degré d'expérience avaient les sondés quant au bien en question ? Supposons par exemple qu'un sondage ait interrogé des individus vivant dans une zone résidentielle riche et calme sur leur disposition à tolérer une nouvelle carrière dans le voisinage. Si les résultats du sondage montrent un grand nombre d'offres de contestation, l'application de la CVM ne doit pas être considérée comme réussie. De même, le CAP des sondés pour la protection des pandas en Chine peut être peu crédible, si les sondés ne connaissent pas bien l'animal en question.

Encadré 7.1 Recommandations du panel NOAA

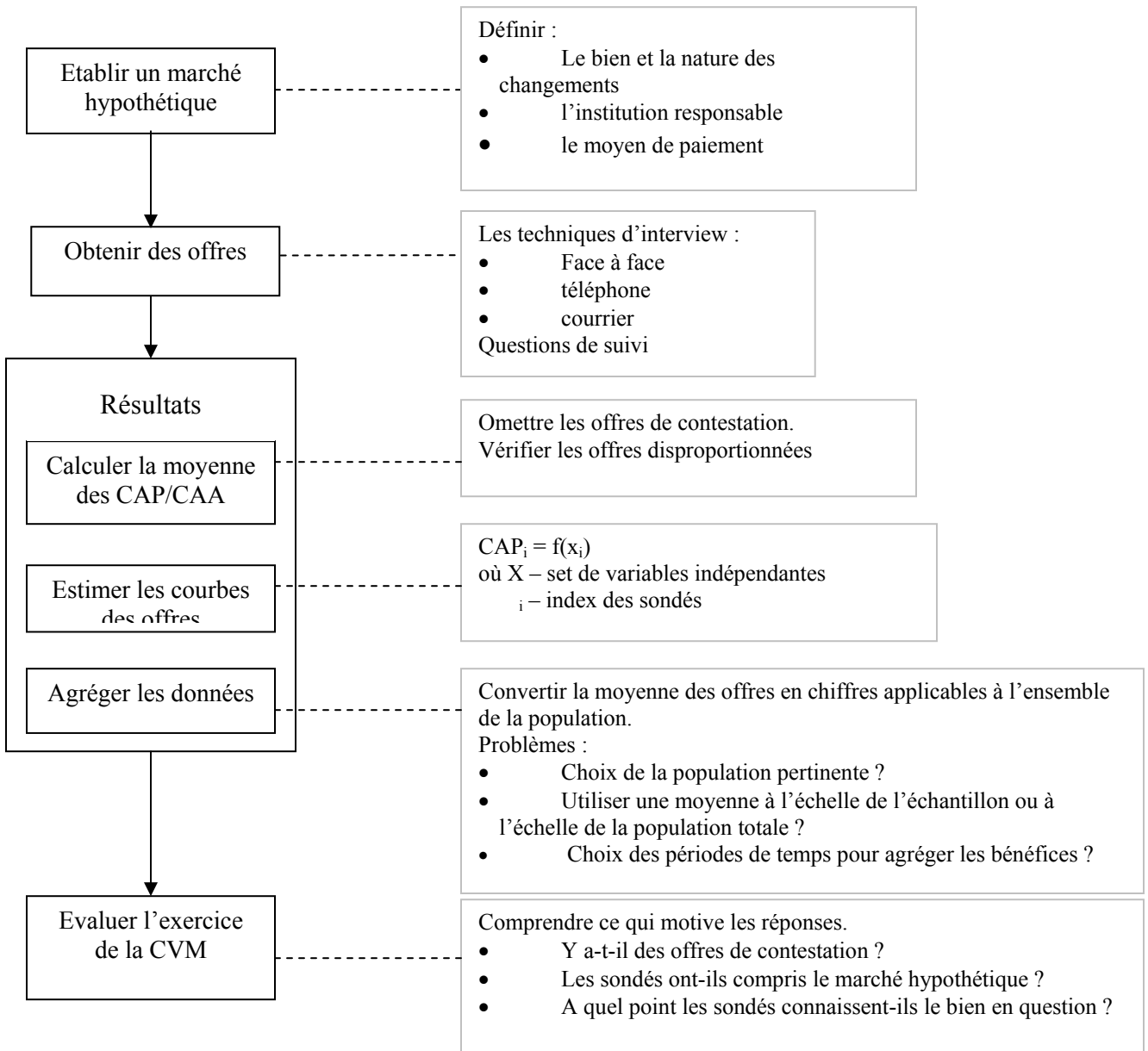
En raison d'un grand nombre de considérations et de problèmes liés à la technique de l'évaluation contingente, le débat concernant sa crédibilité est permanent. A la fin des années 1980s, plusieurs questions ont été soulevées quant à la possibilité de l'utiliser dans le cadre judiciaire pour estimer des dommages. A la suite de la marée noire causée par l'Exxon Valdez en 1989, la Oil Pollution Act (loi sur la pollution par le pétrole) de 1990 est entrée en vigueur. Conformément à la nouvelle loi, le Département du Commerce aux E.U., à travers la National Oceanic and Atmospheric Administration (l'administration nationale océanique et atmosphérique, NOAA), s'est vu demander de donner son opinion quant à savoir si le recours à la CVM permettait d'obtenir des estimations des valeurs de non-usage ou d'existence suffisamment fiables pour être utilisées dans le cadre de l'évaluation des dommages causés aux ressources naturelles. Le panel a alors mis au point une série de directives dont à son avis, les applications futures de la CVM doivent tenir compte. Parmi ces directives, sept –des plus importantes– sont résumées ci-après.

1. Les applications de la CVM devraient chaque fois que possible privilégier, dans le cadre d'un sondage, les entretiens directs (face à face) plutôt que par téléphone, et les entretiens téléphoniques plutôt que les sondages par courrier.
2. Les applications de la CVM doivent, chaque fois que possible, déceler le CAP plutôt que le CAA. La raison en est que les questions relatives au CAA peuvent provoquer un comportement stratégique chez le sondé, qui peut être poussé à surestimer la valeur réelle.
3. Les applications de la CVM doivent se faire sous forme de référendum ; autrement dit, il faut demander au sondé quel serait son vote si on lui proposait un programme qui engendrerait un bénéfice environnemental, en contrepartie d'une augmentation des taxes ou des prix du produit. Le panel a pensé que comme les individus sont souvent appelés à faire de tels choix dans le monde réel, leurs réponses auraient ainsi plus de chance de refléter les évaluations réelles que s'ils devaient par exemple répondre à des questions ouvertes visant à définir le CAP maximum pour le programme.
4. Les applications de la CVM doivent commencer par un scénario qui décrit de la manière la plus claire et la plus compréhensible possible les effets prévus du programme.
5. Les applications de la CVM doivent rappeler constamment aux sondés que le CAP pour le programme ou la politique en question réduira d'autant les sommes qu'ils consacrent à d'autres dépenses.
6. Les applications de la CVM doivent rappeler constamment aux sondés l'existence de substituts à la 'marchandise' en question. Par exemple, si on demande aux sondés quel serait leur vote sur une mesure destinée à protéger un espace naturel vierge, il faut leur rappeler que d'autres espaces existent déjà ou sont créés indépendamment de celui sur lequel porte le sondage.
7. Les applications de la CVM doivent comporter une ou plusieurs questions de suivi, pour s'assurer que les sondés ont bien compris ce qui leur est demandé, et découvrir ce qui motive leurs réponses.

Les directives de la NOAA ont fait l'objet de critiques parce qu'il semblait que l'objectif en était de rendre l'application de la CVM très onéreuse. Cela s'appliquait notamment aux entretiens directs. Les directives ont été élaborées dans le cadre du règlement de litiges, et le panel pensait donc qu'il était indispensable que les CVMs soient d'excellente qualité. Il n'existe pas d'approche standard dans le cadre des CVMs, mais les directives de la NOAA fournissent un cadre pour une bonne application.

La qualité d'une étude de CVM dépend largement de la qualité du processus qui la sous-tend, soit la manière de préparer et mener le sondage. En 1993, sur base d'expériences réelles, un groupe d'experts a publié une série de directives permettant le recours, dans le cadre de procès, à la CVM, pour évaluer des indemnités. Ces directives (connues sous le nom de directives de la NOAA) constituent toujours une étape marquante de la courte histoire de la CVM, et sont rapportées dans l'Encadré 7.1.

Figure 7.2 Tableau de la conception d'une étude d'évaluation contingente



Etude de Cas : la Durabilité Environnementale et Financière du Sanctuaire de Machu Picchu

Établi en 1981 et déclaré 'patrimoine mondial' par l'UNESCO en 1983, le sanctuaire historique de Machu Picchu couvre une surface de 32 mille hectares dans le Département de Cusco, au Pérou. Le sanctuaire comprend la 'ciudadela', une ville Inca du 14^{ème} siècle, située au sommet d'une montagne à une altitude de 2 500 mètres. Chaque année, environ 300 000 touristes visitent la 'ciudadela', ce qui en fait l'une des plus importantes attractions touristiques de l'Amérique du Sud. Malgré le nombre élevé de visites, les revenus générés par les droits d'entrée sont restés bas, en raison de la politique touristique qui vise à maximiser le nombre de touristes et engranger des

revenus grâce aux facilités d'hébergement, aux moyens de transport, et à la vente de souvenirs. Cependant, cette politique risque de ne pas s'avérer durable à l'avenir, vu que la capacité du site pourrait être excédée.

Cette étude de cas a recours à une évaluation contingente pour déterminer le CAP des visiteurs. Cela peut être utilisé pour analyser la faisabilité d'un système de prix à même de maximiser les revenus pour l'administration du site, tout en permettant le contrôle de la demande. Cet exemple est basé sur un document de T. Hett *et al* (2003) et EFTEC (1999).

L'étude initiale avait été commandée par le Finnish Forests and Parks Service (Service Finlandais des Forêts et des Parcs), dans le cadre d'un programme d'assistance technique à l'adresse de Machu Picchu. 1 014 visiteurs au total ont été interviewés dans 15 emplacements dans les environs de Cusco, porte d'entrée des touristes allant vers et en provenance de Machu Picchu. Les touristes ont été répartis en deux groupes : (1) ceux qui visitent uniquement la 'ciudadela' et (2) ceux qui voyagent vers la 'ciudadela' en prenant le 'chemin des Incas', sentier qui mène jusqu'à la cité de Machu Picchu suivant (en partie du moins) l'ancienne route Inca. Dans ce cas-là, nous nous concentrerons sur les résultats du premier groupe d'interviews.

1 - Etablir le marché hypothétique

Au moment du sondage, les touristes visitant la 'ciudadela' devaient payer des droits d'entrée de US\$10. Les démarches initiales de l'analyse ont ainsi été facilitées par l'existence préalable d'un marché pour les services récréatifs de Machu Picchu. Les visiteurs sondés n'étaient plus tenus d'imaginer une situation dans laquelle un prix serait imposé pour accéder au site. Cependant, l'objectif du sondage consistait à leur demander d'imaginer une situation dans laquelle un prix plus élevé serait demandé.

2 - Obtenir des offres

Deux procédures différentes ont été utilisées pour obtenir des offres. Le premier groupe de sondés a été interrogé sur leur CAP, par des questions de type référendaire. Il leur a été demandé d'imaginer qu'ils étaient informés, alors qu'ils planifiaient leur voyage, que le prix avait été augmenté de US\$10 à US\$20. Et il leur a été demandé s'ils étaient toujours disposés à visiter le site au nouveau prix imposé. Par ailleurs, il a été demandé à un deuxième groupe de sondés de signaler leur CAP maximum sur une 'carte d'options de paiement', à l'instar de celle décrite dans la Figure 7.3. Les deux méthodes permettent le calcul du CAP moyen et l'estimation des courbes des offres. Utiliser une variété d'expériences à échantillons fractionnés nous permet de mieux comprendre comment les sondés réagiraient au scénario de l'évaluation contingente et à la procédure de déduction (Whittington, 2002). Nous nous intéresserons à présent aux résultats du second type de la méthode de déduction, à savoir la carte d'options de paiement.

Figure 7.3 Carte d'options de paiement pour évaluer le CAP maximum pour visiter la cité de Machu Picchu

Le montant maximal que vous êtes disposés à payer pour avoir accès à la cité de Machu Picchu (en US\$)	
10	
15	
20	
25	
30	
35	
40	
45	
50	
55	
60	
65	
70	
75	
80	
85	
90	
95	
100	Ne mentionnez pas que vous êtes disposés à payer n'importe quelle somme si vous pensez que :
110	<ul style="list-style-type: none"> • Vous ne pouvez pas payer. • Votre argent serait mieux dépensé ailleurs. • Si vous êtes hésitants.
120	
130	
140	
150	
160	
170	
180	
190	
200	
225	
250	
300	
Tout autre montant:	

3 - Résultats de l'analyse

Partant des résultats des cartes de paiement, il est possible d'assigner une valeur au CAP maximum des touristes en calculant la moyenne des réponses. La Table 7.1 fait état des résultats. Les sondés ont été répartis entre Péruviens et étrangers. L'un des objectifs de l'étude était, en fait, d'analyser la proposition de droits d'entrée différenciés qui permettraient d'optimiser les revenus. Notez que la valeur du CAP moyen est de US\$26 pour les Péruviens, de US\$47 pour les étrangers et de US\$40 pour tout le groupe. Ces résultats semblent biaisés à la hausse, en raison de certains sondés dont le CAP était très élevé (plus de US\$100)^{xv}. Il est toutefois possible de contourner ce problème en montrant le CAP médian. Comme la Table 7.1 l'indique, le CAP médian global est de US\$30, soit inférieur de 10 unités par rapport à la moyenne.

Table 7.1 CAP maximum pour visiter la cité de Machu Picchu

	CAP moyen (US\$)	CAP médian (US\$)	% du CAP des sondés supérieur aux droits d'entrée en cours (US\$10)
Tous les sondés	40	30	82
Touristes péruviens	26	20	66
Touristes étrangers	47	30	91

Le questionnaire obtient également des informations concernant les caractéristiques socio-économiques des sondés, l'objectif de leur visite, leur attitude face à la gestion du site, et leur perception des changements proposés. Ces informations peuvent être utilisées pour observer les rapports entre les caractéristiques individuelles et le CAP maximum.

$$\log CAP_i = \alpha_0 + \alpha_1 \text{Sexe}_i + \alpha_2 \text{Age}_i + \alpha_3 \text{Education}_i + \alpha_4 \text{Revenu}_i + \alpha_5 \text{Nationalité}_i + \dots + \text{erreur}_i \quad (1)$$

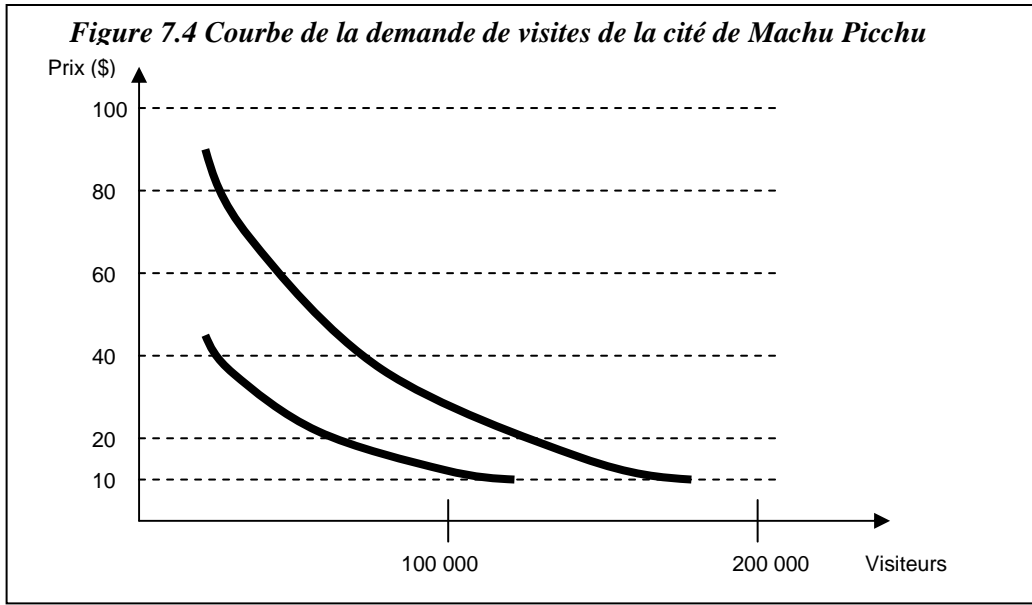
A cette fin, une régression a été effectuée à l'aide de la méthode classique des moindres carrés qui permet d'estimer les coefficients ($\alpha_0, \dots, \alpha_5, \dots$), qui concilient le mieux entre les données et l'éventuel modèle théorique représenté par l'équation (1). Les coefficients obtenus de l'estimation sont primordiaux, vu qu'ils fournissent des informations montrant à quel point un changement dans chaque variable indépendante affecte le CAP maximum. La Table 7.2 montre les résultats de la régression. La valeur R^2 fournit une mesure de l'adaptation générale du modèle théorique (1) aux données du sondage. Une basse valeur R^2 est typique des études d'évaluation contingente^{xvi}. Les résultats du sondage indiquent par exemple que, tout autre paramètre demeurant constant, les visiteurs titulaires d'un diplôme d'études supérieures sont plus disposés à payer que ceux non titulaires de tels diplômes. Etre Péruvien par ailleurs implique un CAP plus bas, en comparaison avec un visiteur étranger – le coefficient étant négatif.

Table 7.2 Fonction des offres pour la visite de la cité de Machu Picchu – Résultats de la régression

Variable	Coefficient
Logarithme du CAP	Variable dépendante
Constante	3,15
Sexe masculine	0,07
Education	0,25
Revenu	0,00
Péruvien	-0,67
...	
$R^2=0,25$	
N=531	

4 - Estimer la demande et optimiser les revenus des droits d'entrée au site

Ces résultats pourraient avoir d'importantes implications sur la politique. Si nous supposons que l'échantillon est représentatif des 300 000 touristes environ qui visitent la 'ciudadela' chaque année, il est possible d'estimer les courbes de la demande pour les étrangers et les Péruviens, que représente la Figure 7.4. La courbe inférieure représente la demande de visites relative aux touristes péruviens alors que la courbe supérieure représente celle des étrangers. Les différentes positions reflètent l'influence de caractéristiques socioéconomiques, attitudes et perceptions différentes des deux groupes.



Actuellement, les droits d'entrée imposés aux touristes péruviens et étrangers sont de US\$10. Si le prix est augmenté, le nombre de visites diminuerait, comme indiqué par la pente vers le bas de la demande. Cependant, le revenu total obtenu (le prix multiplié par le nombre de visites) augmenterait au début, puis diminueraient au delà d'un certain niveau de droits d'entrée. Il serait utile, pour le gouvernement, de connaître le niveau auquel il est recommandé de fixer les droits d'entrée afin d'optimiser les revenus. Cette étude dont les résultats sont résumés dans la Table 7.3 calcule ces niveaux.

Table 7.3 Les implications du sondage sur la politique générale

Type de politique	Visiteurs (milliers)		Prix (US\$)		Revenus totaux (US\$ millions)
	Péruviens	Etrangers	Péruviens	Etrangers	
Prix actuel	94	174	10	10	0,81
Maximiser les revenus sans différenciation de prix	17	98	37	37	2,21
Maximiser les revenus avec différenciation de prix	44	93	23	44	2,68

Suivant le système actuel de prix, 268 000 touristes payants au total visitent Machu Picchu ; le total des revenus est estimé à US\$810 000. Si les droits d'entrée sont augmentés jusqu'à US\$37, le total des revenus s'élèverait à US\$2 210 000 – une augmentation deux fois supérieure aux revenus actuels, entraînant sans doute une diminution du nombre des touristes, particulièrement péruviens, dont le niveau de revenu et la perception du site comme bien public impliquent un CAP inférieur. La différenciation des prix (US\$23 pour les Péruviens et US\$44 pour les étrangers) générerait les revenus les plus élevés et résulterait en un nombre plus élevé de Péruviens visitant le site que dans le cas de prix non différenciés.

En fin de compte, c'est le gouvernement qui décide de la politique de prix à adopter. L'objectif du gouvernement ne serait pas nécessairement de maximiser les revenus, et pourrait souscrire à d'autres considérations comme l'équité. Cependant, les résultats de la CVM représentent un outil fournissant des informations utiles aux scientifiques et décideurs.

Annexe 7.1 Avantages et Désavantages des Différents Questionnaires

Ouverte	Avantages	Désavantages
Quel est le montant maximum que vous seriez disposés à payer en supplément sur la facture de l'eau pour l'application du programme de nettoyage du Nil précédemment décrit ?	Directe. Ne donne pas aux sondés une idée de la valeur du changement. Informative, car le CAP maximum peut être identifié pour chaque sondé. Exige des techniques statistiques relativement directes	Comporte un taux important de non-réponses, de réponses de contestation, de zéros et d'offres disproportionnées. La raison en est notamment que les sondés peuvent difficilement proposer un CAP 'sorti de nulle part'.
Jeu d'offres Etes-vous disposés à payer un supplément de \$10 sur votre facture d'eau pour l'application du programme de nettoyage du Nil précédemment décrit ? Si la réponse est oui, l'intervieweur augmente progressivement la somme jusqu'à ce que les sondés disent non. Si la réponse est non, le sondeur diminue progressivement la somme jusqu'à ce que les sondés disent oui.	Avantages Pourrait faciliter le processus de réflexion pour les sondés et les encourager à étudier soigneusement leurs réponses.	Désavantages Les résultats peuvent être biaisés puisque qu'il y a ancrage à une somme fixe. Autrement dit, le sondé peut être influencé par la valeur de départ. Comporte un taux important d'offres disproportionnées en raison d'un grand nombre de réponses positives mais toutefois insincères. Ne peut être utilisé dans les sondages par courrier et par les questionnaires à remplir soi-même.
Référendum à borne unique Etes-vous disposés à payer un supplément de \$10 (la somme varie au hasard à travers l'échantillon) sur votre facture d'eau pour l'application du programme de nettoyage du Nil précédemment décrit ?	Avantages Simplifie le processus de réflexion parce que semblable à une situation réelle où un produit a un prix unique. Réduit la proportion de non-réponses et d'offres disproportionnées. Adopté par la NOAA	Désavantages Les études empiriques confirment qu'il permet de détecter des valeurs de CAP supérieures à celles des questions ouvertes. Comporte un certain degré de réponses positives, toutefois insincères. Fournit moins d'informations. Biaisé en raison de la borne de départ.
Referendum à double borne Etes-vous disposés à payer un supplément de \$10 (la somme varie au hasard à travers l'échantillon) sur votre facture d'eau pour l'application du programme de nettoyage du Nil précédemment décrit? Si non, payeriez-vous \$5? Si oui, payeriez-vous \$10?	Avantages Permet de recevoir plus d'informations que le référendum à borne unique, car le CAP est limité par un nombre donné.	Désavantages Les limitations du référendum à borne unique s'appliquent.
Utilisation d'une carte d'options de paiement Laquelle des sommes ci-dessous seriez-vous disposés à payer en supplément sur votre facture d'eau pour l'application du programme de nettoyage du Nil précédemment décrit ? 0 0,5 1 2 5 7,5 10 12,5 15 20 40 50 75 100 150 200, ou >200	Avantages Fournit un cadre pour les offres, en évitant les points de départ biaisés. Offres disproportionnées réduites	Désavantages Risque d'être biaisée en raison de la série de nombres proposés par la 'carte'. Ne peut être utilisée dans les entretiens par téléphone.

Reproduit de DTLR (2002) *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: Summary Guide*

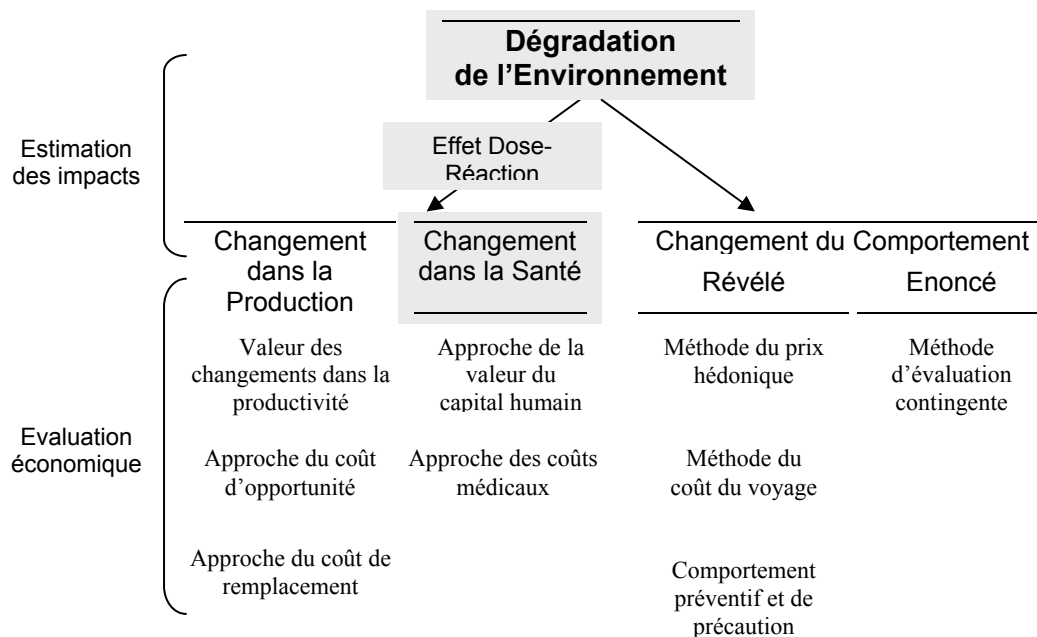
8 MESURER LES EFFETS DE LA POLLUTION SUR LA SANTE

L'évaluation des effets de la dégradation de l'environnement sur la santé humaine constitue une application particulière de l'économie de l'environnement. Nous concluons notre étude des techniques d'évaluation environnementale par un bref aperçu de leur application aux effets sur la santé dans le chapitre 9. Cependant, avant d'évaluer les dommages, il convient de bien identifier la relation de cause à effet entre la dégradation de l'environnement et les changements en matière de santé.

Ce chapitre traite des méthodes le plus communément utilisées pour quantifier les effets de l'environnement sur la santé (voir Figure 8.1). La santé environnementale se réfère aux effets sur la santé humaine - y compris les maladies, les lésions, la mort et la qualité de vie - qui sont déterminés par des facteurs physiques, biologiques, sociaux et psychologiques. Les facteurs physiques comprennent les services inadéquats d'hygiène, d'eau, de drainage et de collecte de déchets, le manque de logements et l'énergie domestique. Les facteurs liés au comportement comprennent une mauvaise hygiène personnelle, le comportement sexuel, ainsi que l'alcoolisme et le tabagisme. Les risques environnementaux d'envergure sur le plan mondial englobent :

- Un approvisionnement insuffisant ou inadéquat en eau
- Une hygiène et une collecte de déchets inadéquats
- La pollution de l'air intérieur et extérieur
- Le paludisme
- Les produits chimiques et les déchets agro-industriels (y compris les risques professionnels)

Figure 8.1 Choisir une méthode d'évaluation

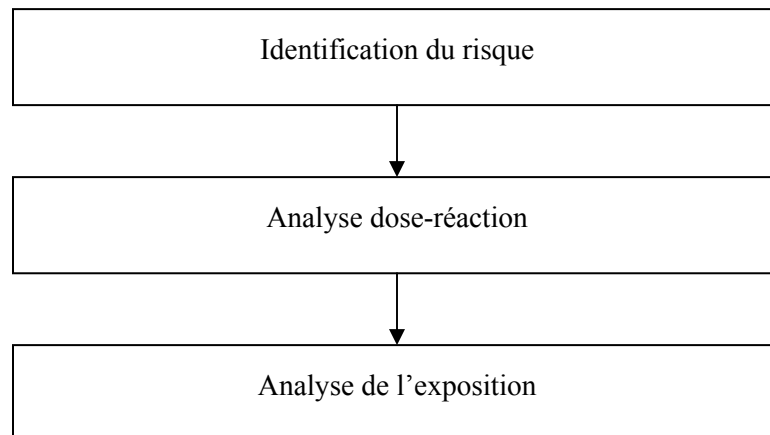


Ce chapitre commence par une étude des approches empiriques disponibles permettant d'évaluer les impacts sur la santé, puis traite de certaines questions pratiques liées au calcul. Comme il n'est pas toujours possible de mener des études directes pour estimer le nombre de cas de mortalité et de morbidité, la dernière partie montre comment les résultats d'études existantes peuvent être utilisés pour évaluer les risques sur la santé dans d'autres lieux, en utilisant le modèle de transposition des bénéfices (ou fonction des bénéfices).

Démarches de la Quantification des Effets sur la Santé

La première démarche pour évaluer les effets sur la santé consiste à traduire le niveau ou le changement d'un polluant de l'environnement, en nombre de cas de maladie ou de mortalité prématurée. Par ailleurs, cette démarche pourrait s'avérer utile en soi pour au moins deux raisons. Premièrement, pour décrire le fardeau de la maladie ; d'aucuns craignent par exemple que le niveau de la pollution de l'air dans une ville donnée n'entraîne maladies et mortalité prématurée. La quantification de ces impacts contribue à indiquer l'ampleur de ces impacts. Elle permet également d'effectuer des comparaisons entre les différents risques sur la santé, aidant ainsi à dégager les domaines d'action prioritaires. La quantification des impacts sur la santé présente un deuxième avantage, à savoir celui de quantifier les bénéfices d'un changement dans le niveau d'un risque donné, comme par exemple, celui de décrire les bénéfices pour la santé d'un programme susceptible de réduire de 10 pour cent la pollution de l'air.

Figure 8.2 Démarches de l'estimation quantitative



Il convient de prendre trois démarches principales pour quantifier les effets sur la santé, comme le montre la Figure 8.2. La première consiste à identifier un risque (par ex. concentrations de particules). Une fois le risque identifié, la deuxième étape consiste à estimer l'impact de ce risque sur la santé (par ex. les cas d'asthme), qui est mesuré à l'aide d'un coefficient dose (ou concentration)-réaction. La troisième démarche enfin consiste à déterminer, parmi la population, les catégories de personnes exposées au risque.

Procéder à chacune de ces trois démarches par ordre pourrait ne pas s'avérer viable dans toutes les situations. Dans le cas de la pollution de l'air intérieur, par exemple, le niveau d'exposition dépend largement du temps passé à l'intérieur, de l'installation de conduits appropriés, et du temps passé près du poêle, d'où la difficulté de mesurer, d'une manière précise, l'exposition individuelle (voir Ezzati et Kammen, 2001). Dans ce cas-là, l'approche la plus souvent utilisée consistait à attribuer un certain pourcentage des infections respiratoires observées, à la pollution

de l'air intérieur. Un problème similaire se pose quand il s'agit d'estimer les effets de l'eau non potable sur la santé, vu que les niveaux d'exposition dépendent d'une multitude de facteurs, y compris la conservation de l'eau et le fait de la bouillir ou non avant de la consommer.

Par contre, l'estimation des impacts sur la santé dus à la pollution de l'air extérieur est bien documentée. Les études disponibles utilisent l'approche sus-mentionnée et donnent un bon exemple des problèmes et des contraintes auxquels se heurte un chercheur en essayant de quantifier les impacts sur la santé. Le reste de cette section insiste en grande partie sur l'exemple de la pollution de l'air extérieur, bien que les questions soulevées soient souvent applicables à d'autres risques.

Approches Empiriques pour Estimer les Impacts sur la Santé

Il existe trois méthodes d'enquête essentielles permettant d'évaluer les impacts sur la santé :

- Les études toxicologiques sur des animaux : expériences contrôlées menées sur des animaux dans des salles d'exposition
- Les études cliniques sur des êtres humains : expériences contrôlées menées sur des êtres humains dans des salles d'exposition
- Les études épidémiologiques : étude des êtres humains dans des situations réelles

Chaque approche a ses avantages et ses contraintes, un résumé desquels est illustré dans la Table 8.1. L'approche la plus contraignante dépendra des caractéristiques du risque examiné. On peut soutenir que les études épidémiologiques sont plus communément utilisées dans l'estimation des impacts sur la santé – particulièrement dans le cas de la pollution de l'air extérieur. Les études épidémiologiques de mortalité et de morbidité s'inscrivent dans deux catégories. Les études de séries chronologiques mesurent l'impact des expositions à court terme (ou expositions aiguës) sur les taux de mortalité, alors que les études d'exposition à long terme utilisent les variations dans les niveaux de la pollution de l'air à travers différents lieux pour mesurer les effets de l'exposition à long terme sur la santé. Ces deux approches sont décrites ci-dessous en plus de détails.

Table 8.1 Approches empiriques pour estimer les impacts sur la santé

Études toxicologiques sur des animaux	
<i>Avantages</i>	<i>Désavantages</i>
<ol style="list-style-type: none"> 1. Utiles pour déterminer si le polluant est toxique. 2. Peuvent aider à déterminer les mécanismes et voies biologiques potentiels. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Besoin d'extrapoler aux êtres humains à partir d'espèces animales. 2. Une dose très élevée est souvent administrée aux animaux pour inférer une réaction. Besoin d'extrapoler à des doses inférieures. 3. Sous-échantillons limités. Peut-être que l'animal examiné est tout simplement mal en point. 4. Ne tiennent compte d'habitude que des expositions aiguës. 5. Difficulté de reproduire la combinaison exacte de polluants.
Études cliniques sur des êtres humains	
<i>Avantages</i>	<i>Désavantages</i>
<ol style="list-style-type: none"> 1. Garantissent une haute précision de doses et de réactions spécifiques. 2. N'ont pas besoin d'extrapoler aux êtres humains à partir d'espèces animales. 3. Aident à déterminer s'il est probable qu'un effet se produise en raison d'une exposition donnée. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Taille limitée de l'échantillon. 2. Ne peuvent observer que les expositions aiguës. 3. Difficulté de reproduire la combinaison intégrale des polluants ambiants.
Études épidémiologiques	
<i>Avantages</i>	<i>Désavantages</i>
<ol style="list-style-type: none"> 1. Situation du monde réel. 2. N'ont pas besoin d'extrapoler à des doses ou espèces. 3. Typiquement moins chères à mener. 4. Peuvent étudier un vaste éventail d'impacts sur la santé. 5. Peuvent examiner un vaste éventail de polluants et de combinaisons de polluants en observant différentes saisons. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Degré d'imprécision dans la mesure de l'exposition et de la réaction. 2. Difficulté de séparer certains effets d'autres risques. 3. Difficulté de déterminer le mécanisme de l'effet. 4. Un effet statistiquement important ne prouve pas l'existence de causalité.

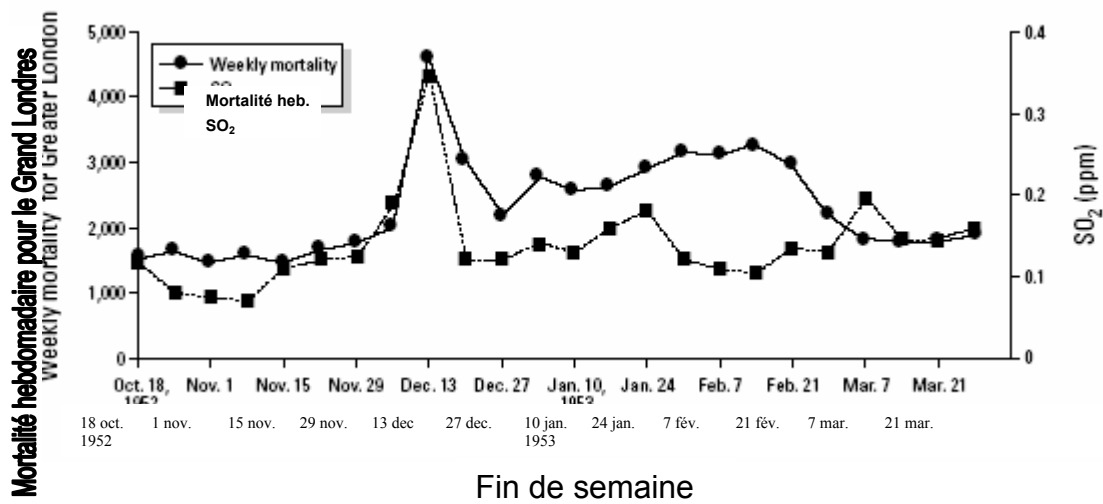
Les études d'exposition aiguë utilisent des informations provenant d'une région ou d'une zone donnée sur un certain temps. De telles études sont aussi connues sous le nom d'études de séries chronologiques ou d'études épisodiques. Les informations suivantes sont nécessaires : (1) les taux de mortalité quotidiens observés (ou taux de morbidité, comme les admissions observées à l'hôpital), (2) les variations quotidiennes dans la pollution de l'air, (3) d'autres variables qui affecteraient le rapport entre (1) et (2), à l'instar des conditions climatiques, des facteurs saisonniers et d'autres caractéristiques qui peuvent changer avec le temps. Ces facteurs sont connus sous le nom de facteurs 'déconcertants'. L'ultime objectif de ces études consiste à calculer les paramètres d'une relation dose-réaction entre la pollution de l'air et la mortalité (ou la morbidité). L'Encadré 8.1 présente un exemple d'une étude de séries chronologiques, alors que la Table 8.2 fournit un exemple de coefficients dose-réaction estimés pour la pollution de l'air extérieur relativement à la mortalité prématurée et aux admissions à l'hôpital pour des raisons respiratoires.

Les études de séries chronologiques ont l'avantage de réduire les problèmes associés aux variables déconcertantes ou omises (soit les facteurs qui affectent les taux de mortalité ou de morbidité, mais qui demeurent très difficiles à prendre en considération). Les caractéristiques des populations (le régime alimentaire, les habitudes tabagiques, l'âge, les expositions professionnelles, etc.) restent pratiquement inchangées tout au long de l'étude. Ainsi, nul besoin de les contrôler dans l'analyse, vu qu'elles sont supposées être constantes.

Encadré 8.1 Données de séries chronologiques: mesurer le changement aigu dans la mortalité

Du 5 au 9 décembre 1952, une lourde couche immobile de fumées noires et poussiéreuses de plus d'un million de fours de charbon et d'usines locales de la région a plané sur le bassin londonien. Durant cette période et pour plusieurs mois après, des taux élevés de mortalité ont été observés. Un examen visuel de la figure ci-dessous suggère l'existence d'une corrélation entre les concentrations du dioxyde de soufre (SO₂) et les taux de mortalité. Il est vrai que le nombre exact de décès attribuables au smog est contesté ; il n'en demeure pas moins que cet épisode est largement considéré comme étant le catalyseur de l'épidémiologie de la pollution de l'air. Alors qu'une analyse visuelle indique l'existence d'une relation entre le SO₂ et la mortalité, l'analyse statistique peut la confirmer et la quantifier.

Taux approximatif de mortalité hebdomadaire et concentrations de SO₂ pour le Grand Londres, 1952–1953.



Source: Bell, M., et D. Davis (2001).

L'un des désavantages des études de séries chronologiques est qu'elles ne saisissent que l'impact des pics à court terme de l'exposition sur la mortalité, et non celui de l'exposition cumulée. Un problème fréquemment rencontré lorsqu'il s'agit d'interpréter l'impact des expositions à court terme sur la mortalité, est que les personnes affectées par les expositions à court terme seraient vulnérables et de toute façon malades, et seraient mortes quelques jours ou quelques semaines plus tard, en raison de causes toutefois différentes. La question qui se pose alors serait de savoir si les morts prévenues de personnes qui n'en avaient plus pour longtemps devraient être pondérées comme celles d'individus en bonne santé qui leur reste de nombreuses années à vivre sans cela.

Table 8.2 Exemple de coefficients dose-réaction pour la pollution de l'air extérieur (PM10)

Impact sur la santé	PM ₁₀
Mortalité (% du changement du taux de mortalité toutes causes confondues)	0,084
Admissions à l'hôpital pour des raisons respiratoires (pour 100 000 adultes)	1,2

Reproduite de Lvovsky et al (2000)

Les études d'exposition chronique collectent, de manière systématique, des informations de différentes zones et souvent, pour un nombre de points dans le temps. Leur objectif consiste à estimer l'impact de l'exposition à plus long terme sur la santé. Il existe deux types d'études : les études *transversales* et celles *prospectives de cohorte*. Les études transversales analysent les taux de mortalité dans différents lieux, à un seul moment donné dans le temps, pour savoir s'il existe une corrélation statistique avec les niveaux moyens des polluants de l'air. Des tentatives sont effectuées pour contrôler les facteurs déconcertants qui pourraient être en corrélation avec les niveaux de la pollution de l'air (comme le régime alimentaire, la migration, etc.) ; cependant, le doute persiste quant à savoir si ces études ont bien contrôlé de tels facteurs.

Les études prospectives de cohorte suivent un échantillon choisi de la population à travers le temps, dans chaque endroit. Ces études se distinguent de celles transversales par le fait qu'elles emploient des données individuelles, pour mieux caractériser les autres facteurs de risque pour la santé. Plus particulièrement, les études prospectives sont capables de contrôler les risques de mortalité associés aux différences dans la masse corporelle, les expositions professionnelles, le tabagisme (présent et passé), l'alcoolisme, l'âge et le genre, ce qui renforce la solidité et la portée statistique des associations entre l'exposition à un risque et la mortalité. En principe, ces études saisissent les effets aussi bien aigus que chroniques.

La Table 8.3 résume les principales catégories d'études qui mesurent l'impact de la pollution de l'air, tout en indiquant leurs avantages et leurs désavantages.

Table 8.3 Catégories d'études mesurant les impacts de la pollution sur la santé

Type d'Étude	Observations à travers le temps	Obs. à partir de lieux différents	Caractéristiques
Études de séries chronologiques	OUI	NON	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Évitent les problèmes des variables déconcertantes et omises ▪ Exigent des présuppositions en cas d'extrapolation à d'autres lieux ▪ Saisissent uniquement les pics à court terme de l'exposition sur la mortalité ▪ Relativement bon marché à effectuer
Études transversales	NON	OUI	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Exigent le contrôle des facteurs déconcertants ▪ Saisissent uniquement les effets à long terme de la pollution ▪ Relativement bon marché à effectuer
Études prospectives de cohorte	OUI	OUI	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Exigent le contrôle des facteurs déconcertants ▪ Saisissent les effets à court et long terme de la pollution ▪ Chères à effectuer

Agrégation des résultats de l'étude

Une question importante serait de savoir si les effets des expositions à court et long terme peuvent être agrégés lors de l'estimation des dommages. Une question conséquente serait de savoir s'il convient d'ajouter les impacts de différents risques. Dans le cas de la mortalité prématurée, il serait inapproprié d'additionner les morts associées à un polluant donné (par ex. les PM) sur base d'une étude de séries chronologiques, aux morts associées au même polluant, calculées grâce à une étude prospective de cohorte. Cette dernière devrait saisir les deux effets. Il convient toutefois d'additionner les morts prématurées évitées dues à une exposition à long terme aux PM (obtenues grâce à une étude prospective de cohorte) aux morts prématurées évitées dues à une exposition à court terme à l'ozone (obtenues grâce à une étude de séries chronologiques), à condition que chaque étude ait tenu compte des deux polluants.

Calculer les Impacts sur la Santé en Pratique

Une fois que le risque a été identifié et que son coefficient dose-réaction ainsi que le niveau d'exposition audit risque ont été estimés, il est possible de quantifier ses impacts sur la santé. La formule utilisée à cet effet est fournie par les équations 1 et 2 ci-dessous. Le choix de la formule dépendra de la forme du coefficient dose-réaction. Dans le cas de la mortalité prématurée, le coefficient dose-réaction est souvent exprimé sous forme de changement en pourcentage du taux de mortalité de base, pour chaque augmentation du polluant de l'ordre d'une unité (ainsi, le coefficient est multiplié par un terme constant égal à 0,01). Dans ce cas-là, l'équation type pour l'estimation de la mortalité prématurée correspond à l'équation 1. Les coefficients dose-réaction de la morbidité sont plus souvent exprimés comme étant un changement général des effets sur la santé, associés à un changement dans la concentration de la pollution. Dans ce cas-là, les cas supplémentaires de l'impact 'i' sur la santé dus au polluant 'j' sont calculés à l'aide de l'équation 2. L'Encadré 8. 2 en fournit un exemple pratique.

$$(1) M = B * (0.01 * b_j) * A_j * P * E$$

$$(2) H_i = d_{ij} * A_j * P * E$$

Où :

M représente le nombre de cas supplémentaires de mortalité prématurée.

H_i représente les cas supplémentaires de l'impact 'i' sur la santé.

B représente le taux de mortalité de base.

P représente la population à risque.

E représente le taux d'exposition de la population à risque.

A_j représente la concentration du polluant j.

d_{ij} représente le coefficient dose-réaction de la morbidité.

b_j représente le coefficient dose-réaction de la mortalité.

Problèmes Posés par la Transposition de Bénéfices

Le moyen idéal pour mesurer les impacts sur la santé résultant de l'exposition à un risque consiste à mener une étude locale pour définir la relation dose-réaction. Mais, en réalité, le temps et le coût nécessités par de telles études rendent souvent cette option improbable. Des études effectuées dans d'autres lieux doivent alors leur être substituées. Cette section se penche sur les problèmes et les considérations liés au transfert d'informations de lieux et de moments différents.

Encadré 8.2 Calculer les impacts sur la santé : un exemple des impacts de la pollution de l'air au Caire

Ci-après un exemple de la manière dont furent estimés les impacts de la pollution de l'air sur la santé dans "Cost Assessment of Environmental Degradation in Egypt" (Banque Mondiale, 2002) (Evaluation du Coût de la Dégradation de l'Environnement en Egypte) en Egypte. Aucune étude utilisant des données locales reliant en termes statistiques la pollution de l'air urbain à la santé n'avait été menée en Egypte. Par conséquent, les résultats d'études internationales furent appliqués à la situation au Caire. C'est ce qu'on appelle transposition de bénéfices, que traite la section suivante. On a observé près de 19 000 cas de mort prématurée chaque année dans le Grand Caire, 64 100 cas de bronchite chronique, ainsi que d'autres impacts sur la santé.

$$M = B * (0.01 * b) * A * P * E$$

M	cas supplémentaires de mortalité prématurée	19 000
B	taux de mortalité de base	7 pour 1 000 habitants
b	coefficient dose-réaction de la mortalité	0,084
A	concentration de polluant	270µg/m ³
P	population à risque	14 900 000 personnes
E	taux d'exposition de la population à risque	0,8

$$H = d * A * P * E$$

H	cas supplémentaires de l'impact sur la santé	64 100
d	coefficient dose-réaction de la morbidité	3,06 pour 100 000 habitants adultes
A	concentration de polluant	270µg/m ³
P	population à risque	9 700 000 adultes
E	taux d'exposition de la population à risque	0,8

Source de données des paramètres clés : "World Bank's World Development Indicators", 2000 (Indicateurs du développement dans le monde de la Banque Mondiale). Les données concernant le niveau des PM₁₀ ont été prélevées de stations locales de surveillance.

Modèle et méthodologie de l'étude : les caractéristiques souhaitables

La première étape dans la quantification des effets de l'exposition à la pollution de l'air sur la santé en ayant recours aux résultats transférés consiste à décider des résultats à transférer. Les caractéristiques souhaitables d'une étude sont présentées ci-dessous.

- Les études doivent se baser sur des données solides. Par exemple, dans le cas de la pollution de l'air, les données doivent se baser sur une surveillance continue des polluants pertinents, parce qu'il est probable que les niveaux de pollution de l'air diffèrent tout au long de la journée (en raison des changements dans les niveaux de température et d'activité) et tout au long de l'année également (en raison des variations saisonnières).
- Les études doivent reconnaître et tenter de réduire au minimum les variables déconcertantes ou omises. Ainsi par exemple, les études qui se réfèrent aux PM doivent également contrôler les autres polluants. Les facteurs déconcertants jouent également lorsqu'un facteur est lié tout à la fois à la pollution de l'air et aux effets sur la santé, comme les conditions climatiques extrêmes ou la saisonnalité. Dans les études de séries chronologiques, il faut contrôler les effets de la saisonnalité et du climat. De même dans les études transversales, les caractéristiques personnelles qui peuvent affecter les effets sur la santé doivent être contrôlées.
- Les études doivent procéder à une analyse relativement complète des données. Une telle analyse devrait comprendre une exploration minutieuse de l'hypothèse de base (par ex. que les particules fines sont associées à la mortalité due au cancer des poumons) et, de préférence, un examen de la solidité des résultats et de leur sensibilité aux formes fonctionnelles alternatives, aux spécifications et aux données influentes.

Minimiser les différences entre les caractéristiques des scénarios

- Le profil de mortalité lié à une maladie spécifique du pays à l'étude devrait être similaire à celui du pays où l'étude initiale a été effectuée. Dans certains cas, la répartition des décès suivant leur cause pourrait différer de manière significative. Alors, les fonctions dose-réaction pour la mortalité due à une maladie spécifique pourraient s'avérer meilleures. Cependant, cette méthode présente quelques inconvénients. Tout d'abord, la pollution de l'air pourrait causer une mort prématurée par divers moyens, comme la défaillance respiratoire et la mortalité pour des raisons cardiovasculaire. Lorsque l'on parvient à des estimations de la mortalité totale, tous les cas mortalité sont inclus. L'utilisation du taux de mortalité due à une maladie spécifique est également compliquée par l'accès limité aux données relatives à la mortalité due à une maladie spécifique et les défaillances du système de déclaration des décès. Il est à noter que lorsque l'on utilise des fonctions de mortalité totale, les différences dans les caractéristiques de la population, telles la structure d'âge, l'état nutritionnel et l'état de santé en général ainsi que les taux de tabagisme n'entraîneront pas des résultats biaisés, vu que ces facteurs seront reflétés dans le taux brut de mortalité.
- La répartition des décès par âge devrait être similaire dans les deux cas. Le profil âge de ceux affectés par un risque pourrait être très différent dans les pays en développement de celui dans les pays industrialisés. Dans le cas de la pollution de l'air, par exemple, l'incidence la plus élevée a été observée chez les personnes âgées de 65 ans et plus en Philadelphie (Schwartz et Dockery, 1992), et à Delhi, les effets maximums ont été rapportés dans la tranche d'âge 15-44 ans (Cropper et al, 1997). Cela implique que plus de vies sont perdues en raison de la mort associée à la pollution de l'air en Inde. Cette information revêt une importance capitale pour l'évaluation qui fait l'objet du module suivant.
- Il convient de prêter attention à la combinaison de polluants. La pollution de l'air illustre si bien la manière dont elle pourrait poser problème. Le polluant de l'air $PM_{2.5}$ (particules de moins de 2.5 microns par mètre cube) est un composant des particules en suspension totales (TSP). La teneur des TSP en $PM_{2.5}$ variera selon les lieux. Par exemple, les villes avec des taux élevés de poussière provenant des routes ou soulevée par le vent auraient un taux inférieur de $PM_{2.5}$ par rapport aux TSP que les villes où le principal facteur contribuant aux TSP provient des émissions de véhicules. Les études plus anciennes sont d'habitude basées sur les TSP, vu que c'étaient les seules données disponibles. L'évolution de la nouvelle technologie de surveillance a fourni plus de données au sujet des $PM_{2.5}$. Selon des études récentes, la présence de plus petites particules entraînerait des répercussions sur la santé. Ainsi, alors que les TSP pourraient être un bon substitut des $PM_{2.5}$ dans un lieu donné, transférer les doses-réactions basées sur les données des TSP pourrait induire en erreur là où la composition en particules serait différente. Des études basées sur des mesures de particules plus petites (comme les $PM_{2.5}$ ou les PM_{10}) sont préférées pour cette raison-là.
- Les résultats des pays industrialisés devraient être minutieusement extrapolés aux pays en développement. Souvent, un analyste doit extrapoler les résultats d'une étude épidémiologique en dehors des niveaux de pollution observés dans l'étude. Ce problème apparaît souvent quand des études effectuées aux E.U. et en Europe sont appliquées aux pays en développement. Devrait-on supposer que les effets de la pollution de l'air observés à des niveaux de pollution (relativement) bas aux E.U. sont supérieurs, inférieurs, ou égaux à ceux qui seraient observés dans des environnements plus pollués ? La réponse à cette question n'est pas claire. En outre, il y aurait des seuils minimums en deçà desquels aucun effet sur la santé n'est observé, et/ou des plafonds maximums au-dessus desquels aucun effet supplémentaire sur la santé n'est observé. Ainsi, extrapoler à des niveaux extrêmes – fussent-ils bas ou élevés – pourrait induire en erreur.

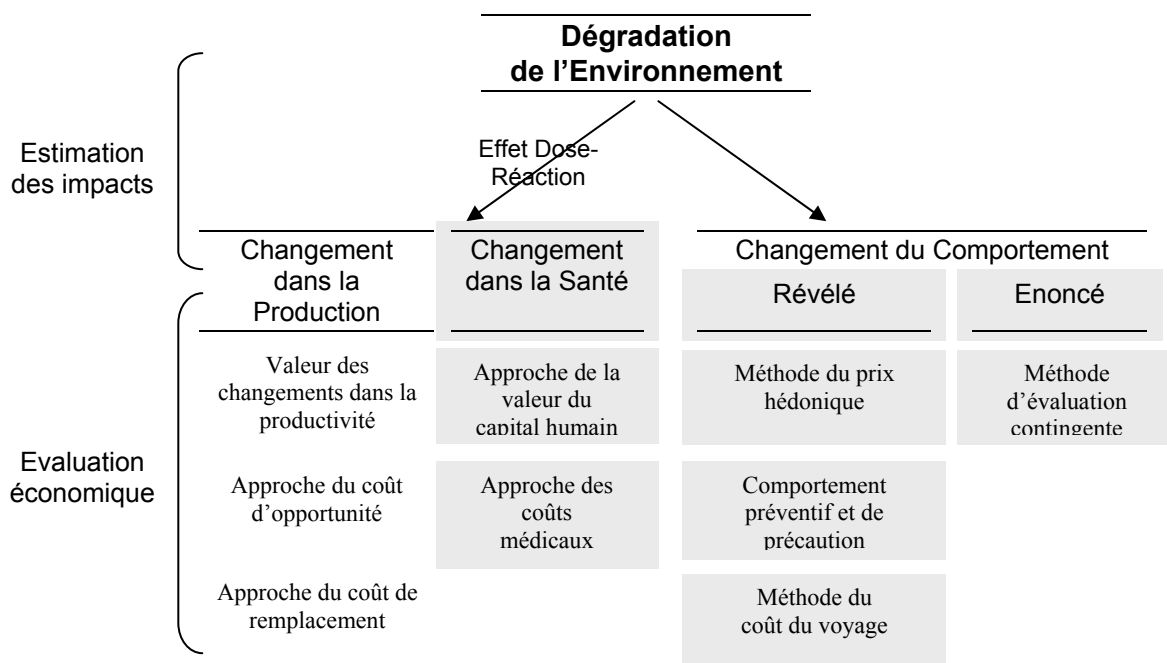
9 ÉVALUER LES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX SUR LA SANTÉ

Le chapitre précédent a exposé des méthodologies permettant de quantifier le nombre des cas de mortalité et de morbidité dus à l'exposition à un risque. Cet exercice est particulièrement instructif, sans oublier que le fait d'attribuer une valeur monétaire à ces effets sur la santé présente une valeur supplémentaire. L'évaluation permet alors d'exprimer la mortalité et la morbidité en une unité de mesure commune—celle de l'argent. Cela peut être utile quand on mesure plus d'un effet sur la santé (voir Encadré 9.1). De plus, grâce à cette évaluation, il est possible de comparer les effets sur la santé, d'une part, et les coûts d'autre part, permettant ainsi de comparer les alternatives politiques et de donner une idée de la magnitude des bénéfices de santé globaux associés à une politique donnée.

Les exercices d'évaluation sont basés sur la mesure du consentement des gens à payer (CAP) pour éviter de tomber malade. Il y a plusieurs raisons pour lesquelles les individus valorisent la bonne santé, dont :

- La valeur du temps perdu associé à la maladie
- Les frais médicaux encourus
- Les dépenses préventives
- Le désagrément associé à la maladie

Figure 9.1 Méthodes d'évaluation des dommages de santé



Encadré 9.1 Bénéfices associés à deux politiques hypothétiques pour la réduction de la pollution de l'air

	<i>Politique A</i>		<i>Politique B</i>	
	Mortalité Prématuration	Bronchite Chronique	Mortalité Prématuration	Bronchite Chronique
Réduction du risque	1 sur 10 000	1 sur 5 000	1 sur 12 000	1 sur 3 000
Cas évités dans une grande ville (pop. 70 mn)	720	1 440	600	2 400

Les changements dans le risque de mortalité sont plus importants dans la Politique A, comparée à la Politique B, mais le changement du risque de bronchite chronique est inférieur. Si le changement du risque dans le cas des deux conséquences sur la santé n'est pas exprimé en une unité commune, il est difficile de déterminer quelle politique produit de meilleurs bénéfices de santé.

Plusieurs approches permettent d'évaluer l'impact des risques sur la santé, comme le montre la Figure 9.1. L'évaluation des dommages de santé était initialement basée sur le calcul des coûts financiers causés par la mort ou la maladie. L'approche du capital humain calculerait alors la valeur actuelle des revenus perdus en raison de la mort ou de l'incapacité. Dans le cas de la morbidité, le coût des médicaments et des salaires perdus a été utilisé, dans le cadre d'une approche appelée l'approche du Coût de la Maladie (COI), estimant ainsi le changement dans les coûts encourus, en raison d'un changement dans l'incidence d'une maladie donnée.

Plus récemment, les économistes ont commencé à adopter les estimations du consentement à payer (CAP) afin d'évaluer les dommages de santé. La principale différence entre les méthodes d'évaluation du 'coût financier' et la méthode du CAP réside dans le fait que les premières ne représentent que la borne inférieure de ce qu'une personne serait disposée à payer pour éviter la maladie. Par contre, l'approche du CAP est capable de saisir, en théorie, toutes les valeurs qu'un individu associe à un changement évité dans le risque de mortalité ou de morbidité, bien qu'elle présente certaines contraintes.

La Table 9.1 expose un résumé de ce que chacune de ses approches est capable de mesurer, alors que le reste de ce chapitre explique chacune de ces méthodes, présentant leurs avantages et inconvénients. Enfin, une alternative à l'évaluation est débattue, à savoir celle de l'analyse coût-efficacité.

Table 9.1 Méthodes d'évaluation et éléments évalués

	Approche du capital humain	Coût de la maladie	Consentement à payer		
			Révélé		Enoncé
			Prix hédonique	Comportement préventif	Evaluation contingente
Salaires perdus	✓	✓	✓	✓	✓
Coûts médicaux		✓	✓	✓	✓
Pertes de productivité	✓				
Dépenses préventives		✓	✓	✓	✓
Temps de loisir perdu			✓	✓	✓
Douleur et désagrément			✓	✓	✓

Méthodes d'Évaluation

Evaluer la mortalité avec l'approche du capital humain

Les premières études qui ont tenté de conférer une valeur monétaire à la *mortalité* ont porté sur la perte de productivité et de revenus d'une vie entière. Les estimations de la valeur sont obtenues par le calcul de la valeur actualisée du total des revenus de toute une vie chez un individu. Les principaux avantages de cette approche sont une définition et des calculs faciles. Mais elle souffre de désavantages évidents, notamment parce qu'elle ne peut s'appliquer aux chômeurs, aux enfants et aux vieux, et qu'elle a recours, pour les mères de famille à des 'revenus' interpolés, dérivés des niveaux moyens des salaires des femmes de ménage. Une autre objection majeure à cette approche est, pour certains, le fait que la majorité des individus valorisent la bonne santé non pas dans le but de préserver leurs niveaux de revenus actuels et à venir, mais beaucoup plus parce qu'ils craignent de souffrir et de mourir. Alors que l'approche de la valeur du capital humain peut être acceptable dans le cadre d'un procès pour mort provoquée sans préméditation, lorsque l'objectif est de compenser les héritiers d'un individu après le décès de ce dernier, elle souffre d'incohérence théorique lorsqu'il s'agit d'évaluer la réduction ex-ante du risque de mort pour tous les membres d'une population à risque.

Evaluer la morbidité avec l'approche du coût de la maladie

La méthode du coût de la maladie (COI) évalue le changement des frais encourus en raison d'un changement dans l'incidence d'une *maladie* donnée. L'évaluation tient compte des frais aussi bien directs (ex. frais de consultation, coût du traitement, etc.) qu'indirects (ex. manque à gagner salarial). Dans les cas où les coûts sont pris en charge par une assurance médicale, le calcul du COI ne se limitera pas aux frais que le patient paie de sa poche, mais comprendra également les frais additionnels pris en charge par la compagnie d'assurance ou l'institution où il est traité, afin de cerner les bénéfices sociaux de la réduction du risque.

La méthode du COI est largement utilisée dans la littérature de l'économie de l'environnement, lorsque les estimations du CAP ne sont pas disponibles, en partie en raison de la facilité de l'application de cette méthode, mais également en raison de l'abondance d'informations utiles. Il est toutefois important de noter qu'il ne s'agit *pas* d'une mesure du CAP. Pourquoi ? Pour deux raisons fondamentales. Premièrement, le COI reflète les frais additionnels encourus *après* la maladie, alors que les mesures du CAP reflètent la valeur accordée par un individu à un changement de risque *avant* l'occurrence ou la non-occurrence du risque de santé en question. Deuxièmement, le COI ne peut cerner les frais supplémentaires qu'un individu serait disposé à payer pour éviter de souffrir et s'épargner les douleurs liées à la maladie, ou les frais liés aux comportements préventifs. En dépit de ses limites, le COI est parfois considéré comme étant une évaluation de borne inférieure du CAP.

Consentement à payer (approches révélée et énoncée)

Les économistes définissent le CAP dans ce contexte comme étant la somme maximale qu'un individu serait disposé à, et *capable de*, payer, pour réduire les risques de décès ou de maladie. Dans le cas de la mortalité, les estimations du CAP peuvent être utilisées pour estimer la Valeur d'une Vie Statistique (VSL), expliquée plus en détails dans l'Encadré 9.2. Alors que certains prétendent que la valeur de la vie humaine n'est pas mesurable, il n'en reste pas moins qu'en réalité, les individus se livrent à un calcul quotidien du rapport risque-bénéfice. Bien évidemment, certains individus adoptent quotidiennement des comportements à risque – conduisant

dangereusement et ignorant les limites de vitesse, ou traversant la rue au milieu de la chaussée plutôt qu'aux intersections, et choisissant de fumer plutôt que de s'abstenir etc. On pourrait présumer que les individus se livrent à ces comportements à risque parce qu'ils y trouvent certains bénéfices – par exemple se laisser griser par la vitesse, arriver plus rapidement à leur destination, ou encore se laisser aller au plaisir de fumer. D'autre part, certains individus consacrent *une partie* de leurs ressources à la réduction des risques, en achetant des détecteurs de fumée ou à travers un suivi médical régulier. Il est toutefois rare que des individus consacrent *toutes* leurs ressources à se préserver de la mort et écarter la maladie. Cela signifie que les individus se livrent à des calculs pour équilibrer bénéfices et risques de santé, et qu'il est possible d'utiliser ces compromis pour tenter de mesurer une valeur permettant d'évaluer les bénéfices des changements minimes dans les risques sur la santé. Ainsi, c'est le compromis risque-ressource que les évaluations par CAP permettent de saisir. Plus clairement, le CAP mesure le montant qu'un individu est disposé à payer pour réduire le *risque* de souffrir de problèmes de santé donnés.

Encadré 9.2 La valeur d'une vie statistique

L'approche du CAP peut être controversée, notamment en matière de risques de mortalité. Dans le cas de la mortalité, le CAP est utilisé pour en déduire ce que l'on appelle la Valeur d'une Vie Statistique (VSL). Il ne s'agit *pas* de déterminer la valeur d'une personne identifiable, mais plutôt la valeur des petits changements dans le *risque* de mourir. Ainsi, nous ne demandons pas aux individus ce qu'ils sont disposés à payer pour sauver avec certitude leur propre vie (ou la vie de toute autre personne bien déterminée), – étant donné que les individus seraient probablement disposés à donner tout ce qu'ils possèdent pour éviter leur propre mort ou celles d'êtres chers. Il s'agit plutôt de savoir ce qu'ils seraient disposés à payer pour améliorer légèrement à leur avantage la probabilité de mourir.

Comme on l'a vu dans le chapitre 8, la première étape de l'évaluation des bénéfices de santé associés à une exposition réduite à la pollution, consiste à quantifier les conséquences prévues sur la santé. Dans le cas de notre exemple sur la pollution de l'air dans l'Encadré 9.1, il serait possible d'éviter la mort prématurée de 720 personnes (soit 720 vies de sauvées), si la Politique A était appliquée. Il s'agit là de vies *statistiques* sauvées; autrement dit nous ne savons pas qui seront les 720 personnes dont les vies seront sauvées. La réduction de la probabilité (ou du risque) de mourir, grâce à la Politique A est de 1 pour 10 000 annuellement. Cela signifie dans notre exemple que, pour toute personne exposée à la pollution de l'air, le risque de mourir est réduit chaque année de 1 pour 10 000. Ainsi pour chaque 10 000 personnes exposées à la pollution de l'air lors d'une année donnée, une vie en moyenne sera 'sauvée'. Cette vie 'sauvée' est ce qu'on appelle une vie statistique. En inférant ce que les individus seraient disposés à payer en moyenne pour la réduction du risque, les chercheurs pourront estimer la VSL. Plus généralement, la valeur d'une vie statistique peut-être calculée par l'équation suivante :

$$VSL = CAP * \frac{1}{\text{Réduction du risque}} \tag{9.1}$$

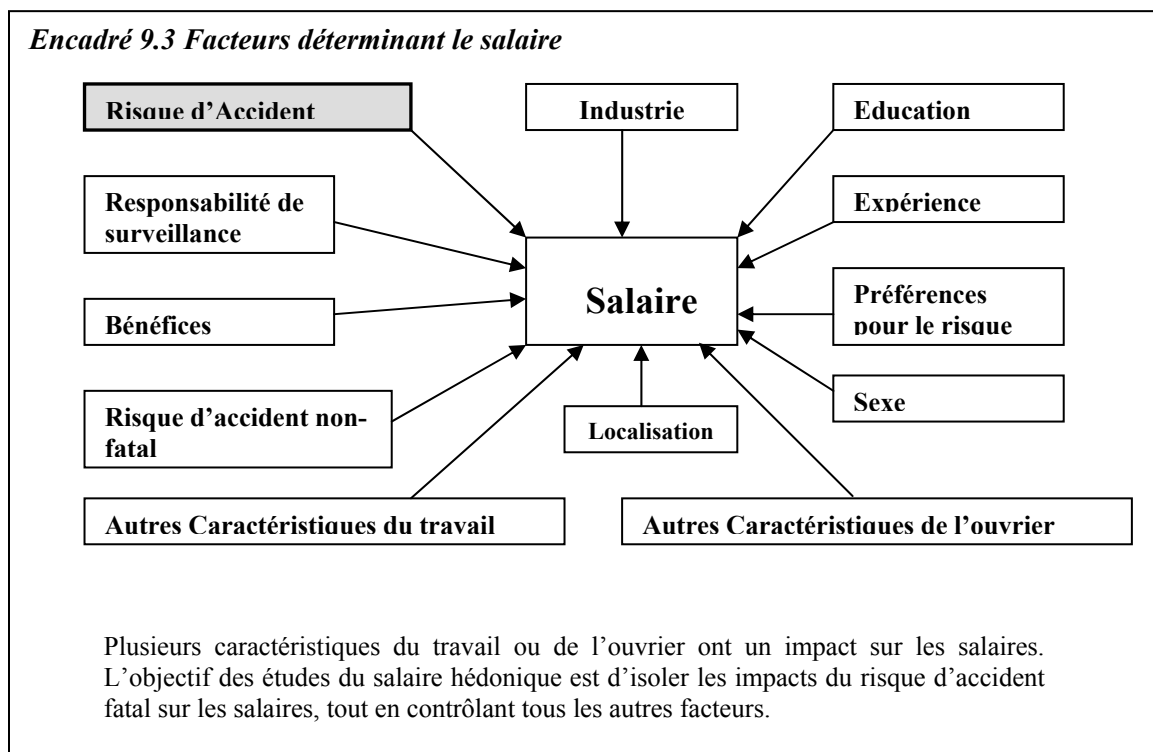
Il existe plus d'une option pour évaluer les valeurs des réductions du risque de mortalité. Il est possible de les classer sous deux grandes catégories : l'approche de la préférence révélée et l'approche de la préférence énoncée. La première a recours à l'équilibre observé entre le revenu et le risque, pour évaluer le CAP, et la deuxième a recours aux techniques de questionnement direct pour déterminer le CAP. Parmi les approches de la préférence *révélée*, l'analyse des salaires hédoniques est la plus usitée, suivie des études du comportement préventif. Les approches de la *préférence énoncée* sont également utilisées pour évaluer les réductions du risque de mortalité, la méthode de l'évaluation contingente étant la plus répandue à ce jour. Chacune de ces méthodes est décrite plus en détails ci-dessous.

Les préférences révélées

Les études du salaire hédonique

Les études du salaire hédonique sont un exemple de la méthode plus générale du prix hédonique, décrite dans le chapitre 6. Les études du salaire hédonique, également appelées études du salaire de compensation ou études du rapport salaire-risque, se basent sur le principe selon lequel les individus reçoivent une compensation en contrepartie des risques supplémentaires qu'ils prennent sur le lieu du travail. Autrement dit, les individus employés dans des métiers où les risques d'être blessé ou de mourir sont élevés seront mieux payés que ceux dont les métiers ne sont pas à risques, toutes choses étant égales par ailleurs.

Prenons l'exemple de deux sociétés ayant des offres d'emploi similaires. Le travail est en tous points identiques, sauf que dans le cas de la Société A, les ouvriers seront en contact avec des produits potentiellement carcinogènes, ce qui n'est pas le cas pour la Société B. Si les deux sociétés offrent le même salaire, les ouvriers choisiront de préférence la sécurité avec la société B. Raison pour laquelle la société B, en raison de l'affluence des ouvriers, réduira ses salaires, alors que la société A augmentera ses salaires afin d'attirer les ouvriers.



Bien évidemment, le travail peut varier substantiellement d'une société à l'autre, et encore plus d'une industrie à l'autre, et peut être caractérisé par plusieurs facteurs, dont le risque professionnel, les bénéfices, la responsabilité de surveillance et la sécurité du travail entre autres (voir Encadré 9.3). Tous ces facteurs peuvent se répercuter sur le salaire proposé à l'ouvrier. De plus, les caractéristiques de l'ouvrier, comme l'éducation, l'expérience, le sexe, ainsi que l'industrie et la localisation, peuvent se répercuter sur les salaires. Une analyse du salaire hédonique tente de dissocier les impacts sur le salaire des différents travaux et des caractéristiques des ouvriers, pour isoler les impacts du risque - sur le lieu du travail - sur le salaire. L'estimation conséquente de la 'prime' salariale représente le prix d'équilibre du marché

d'une augmentation marginale ou incrémentielle du risque, touchant tous les ouvriers inclus dans l'étude. Il s'agit du montant que l'ouvrier serait disposé à accepter en compensation de l'aggravation du risque. Dans le cas d'une aggravation légère du risque, ce montant serait l'équivalent du montant que l'ouvrier serait disposé à payer pour bénéficier d'une réduction du risque dans une proportion similaire.

Les estimations empiriques de la valeur statistique de la vie, fondées sur les études risque- salaire hédonique sont nombreuses dans la littérature économique, en partie en raison de la facilité relative de l'application de ces modèles. Les données relatives au risque pour le marché du travail sont souvent publiées et mises à la disposition du public. Il est de même relativement facile d'avoir accès aux caractéristiques de l'ouvrier, souvent obtenues grâce aux sondages. Les estimations de la valeur statistique de la vie (VSL) proposées par des études menées aux E.U. et dans d'autres pays développés, varient en général entre \$0,6 million et \$13,5 millions en USD de 1990 (Viscusi, 1993). Plusieurs études ont également été menées récemment dans des pays en voie de développement comme l'Inde (Shanmugam 2001), Hong Kong (Siebert et Wei, 1998), Taiwan (Liu, Hammitt et Liu, 1997), et la Corée du Sud (Kim et Fishback, 1999), avec des estimations variant entre \$135 000 et \$3,1 millions (USD de 1990).

Alors que les estimations du salaire hédonique de la VSL sont largement disponibles et très utilisées dans les analyses du bénéfice-coût, elles n'en souffrent pas moins de lacunes lorsqu'il s'agit d'évaluer les réductions du risque de mortalité dans d'autres contextes, comme par exemple l'exposition environnementale non liée au travail. Premièrement, la nature des risques est le plus souvent différente, parce que les risques de mortalité touchant les ouvriers sur le marché du travail relèvent de par leur nature des accidents, et sont donc relativement immédiats, comparés aux risques de mort liée à l'environnement, dont la période de latence peut être importante. De plus, les risques professionnels sont assumés plus volontairement que la plupart des risques environnementaux. Certaines preuves montrent que les personnes sont plus disposées à payer pour éviter des risques involontaires – tels ceux dus aux risques environnementaux (Slovik, P., 1993).

Deuxièmement, la répartition par âge et par sexe des ouvriers inclus dans les études du marché du travail n'est pas conforme à celle relative aux populations exposées à la pollution ambiante. Les études hédoniques sont centrées en priorité sur les ouvriers de sexe masculin, âgés en moyenne de 40 ans, alors que la pollution de l'air ambiant affecte les deux sexes et des individus de tous âges. Pour illustrer ce problème, prenons les E.U., où l'âge de la retraite est fixé le plus souvent à 65 ans. Les bénéfices de mortalité associés à la réduction de la pollution de l'air entre 1990 et 2010, tels que rapportés par l'EPA, devraient profiter en tout premier lieu aux individus âgés de 65 ans et plus (voir Encadré 9.4). Si, de fait, le consentement à payer varie avec l'âge, les estimations de la VSL dérivant des études du salaire hédonique pourraient être inadéquates pour l'évaluation des bénéfices dus à la réduction de la pollution de l'air.

Troisièmement, les études du salaire hédonique présupposent que les marchés du travail sont parfaits, et donc que les ouvriers sont parfaitement informés des risques auxquels ils sont confrontés. Le risque perçu par les ouvriers est donc supposé être égal au risque effectif. Cette présupposition peut être irréaliste. Mais il importe de noter ici, qu'en dépit de ces lacunes, les études des risques-salaire hédonique restent la source la plus courante des évaluations de la VSL aux Etats-Unis.

Études du comportement préventif

Encadré 9.4 Répartition des cas de mortalité précoce évités en 2010, grâce aux amendements de la loi sur l'air propre de 1990

<i>Polluant</i>	<i>Catégorie d'âge</i>	<i>Espérance de vie restante</i>	<i>Cas évités</i>
PM _{2,5}	Moins de 65 ans	25	5 060
	65-74	14	5 520
	75-84	9	6 900
	>84	6	5 520

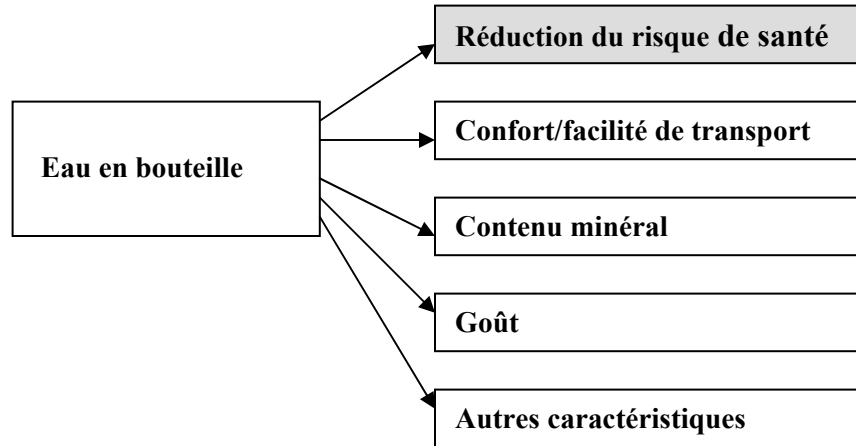
Source: USEPA, *The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1990 to 2010*, rapport préparé pour le Congrès, novembre 1999.

Le tableau ci-dessus montre la répartition, en fonction de l'âge, des bénéfices de mortalité prévus, associés aux réductions des niveaux ambiants de la pollution par émission de particules aux E.U., résultant de la Loi sur l'Air Propre. Un total de 23 000 vies statistiques devraient être « sauvées » entre 1990 et 2010, dont plus de 75 pour cent à 65 ans et au-delà. Les estimations les plus appropriées du CAP, utilisées dans l'évaluation des bénéfices de mortalité, reflèteraient la répartition par âge de la population affectée. Comme les évaluations du salaire hédonique proviennent des études du marché du travail portant sur les individus en âge de travailler, elles ne reflètent qu'imparfaitement les préférences de la population bénéficiant des effets de la réduction de la pollution dans ce cas.

Une autre approche permettant d'évaluer le consentement à payer pour une réduction du risque de mortalité consiste à analyser le comportement préventif (voir chapitre 4 pour plus de détails à ce sujet). Cette approche part du principe que les individus sont disposés à prendre des mesures protectrices, tant que les bénéfices leur semblent être supérieurs aux coûts. En étudiant le coût du comportement ou du bien préventifs, ainsi que leur efficacité dans la réduction des effets de l'exposition à la pollution, il est possible d'évaluer le consentement à payer pour réduire le risque. Malheureusement, il est souvent difficile d'isoler l'efficacité du comportement/bien préventifs sur la santé. Bien qu'il y ait plusieurs activités et produits capables de réduire les effets de l'exposition à la pollution, et/ou d'en réduire les effets négatifs une fois survenus, plusieurs de ces activités/biens n'ont souvent pas de prix mesurables, ou encore produisent des effets multiples.

Prenons par exemple le cas de l'eau en bouteille (voir Encadré 9.5). Les individus peuvent acheter de l'eau en bouteille pour éviter d'être exposés aux polluants dans une région où l'eau est contaminée. Toutefois, l'eau en bouteille peut avoir d'autres bénéfices, au-delà de la réduction du risque, dont la commodité, un meilleur goût, etc. De même, les climatiseurs peuvent être utilisés pour réduire l'exposition aux polluants nocifs de l'air, et de surcroît, améliorer le confort en une journée chaude.

Encadré 9.5 Raisons potentielles de l'achat d'eau en bouteille et comportement préventif



Plusieurs raisons peuvent pousser un individu à acheter de l'eau en bouteille. Le but de l'étude de comportement préventif est de tenter d'isoler celles liées à la réduction du risque de santé. Du moment qu'il est difficile de répartir le montant du prix d'achat sur les bénéfices reçus, il pourrait être difficile d'évaluer le CAP en utilisant cette approche.

Les approches de la préférence énoncée : méthode d'évaluation contingente

Les approches de la préférence énoncée tentent de mesurer directement le consentement à payer (CAP), à travers des sondages qui interrogent directement les individus sur leurs préférences. Il existe plus d'une technique de la préférence énoncée, dont le classement contingent, l'analyse conjointe et l'évaluation contingente. Jusqu'à ce jour, celle la plus populaire pour l'évaluation des risques de santé a été l'évaluation contingente, traitée dans le chapitre 7 et discutée plus en détail ci-dessous.

Compte tenu des difficultés que posent les méthodes d'évaluation discutées ci-dessus, il semble que la méthode d'évaluation contingente soit une alternative valable pour évaluer les réductions du risque de mortalité. Plutôt que d'utiliser des données imparfaites pour en déduire des estimations du CAP pour réduire le risque de conséquences environnementales sur la santé, il vaudrait mieux préparer un questionnaire taillé sur mesure pour obtenir directement, grâce aux réponses des personnes interrogées, la valeur du consentement à payer. Toutefois, avant de mettre ces approches en pratique, il faut s'assurer que le concept de changement dans le risque peut être transmis clairement aux personnes interrogées, afin qu'elles puissent comprendre le choix qui leur est proposé.

Les études actuelles d'évaluation contingente des risques de mortalité souffrent en général de deux problèmes : (1) Les personnes interrogées n'ont en général pas l'habitude de réfléchir sur la valeur qu'ils accordent à un changement minime du risque. (2) Les changements de risque proposés aux personnes interrogées sont le plus souvent exprimés en termes d'unités qui sont loin

de leur être familières (ex. un changement de l'ordre de 1 pour 10 000 du risque de mourir). Dans une analyse récente des études du risque de mortalité aux E.U., Hammitt et Graham (1999) montrent que les personnes interrogées perçoivent difficilement la différence entre les risques minimales de magnitudes différentes. En moyenne, 32 pour cent des personnes interrogées ne savaient pas ainsi que 5/100 000 était inférieur à 1/10 000. Il est parfois possible d'avoir recours à un support visuel pour contourner le problème, en demandant par exemple aux personnes interrogées de noircir des cases sur un papier gradué pour les aider à visualiser le changement de risque ; ou encore de placer les risques sur une échelle de risques.

Toutefois, même lorsqu'on prend soin de signaler l'ampleur des changements minimaux du risque, les individus sont d'habitude incapables de discerner les magnitudes de ces changements. La preuve en est que dans plus d'un sondage, il apparaît que le consentement des gens à payer, pour réduire le risque de mourir, n'augmente pas en fonction de l'augmentation de l'ampleur de la réduction du risque. Dans un sondage sur le CAP pour réduire le risque de mortalité dans le cadre de la sécurité sur les autoroutes, (Jones-Lee, Hammerton et Philips 1985), aucune différence statistiquement significative n'a été décelée dans les montants que les gens étaient disposés à payer pour une réduction de l'ordre de 1 sur 100 000 du risque de mourir pendant un trajet en bus et une réduction de l'ordre de 7 sur 100 000. Il est probable que les deux nombres étaient perçus comme étant 'minimes'.

Même si les individus sont capables de percevoir la magnitude du changement dans le risque, il leur est peut-être difficile de l'évaluer en dollars. La raison en est que les gens n'ont pas l'habitude d'acheter des réductions quantitatives du risque. Deux problèmes surgissent dans ce cas. Les individus sont souvent conscients des facteurs de risque associés à des causes de décès précises, et pourraient adopter effectivement un comportement visant à prévenir le risque ou à le réduire ; toutefois, il y a peu de chances qu'ils perçoivent la magnitude des réductions du risque découlant de ces comportements. Ainsi par exemple, les gens affirment mettre la ceinture de sécurité pour réduire les risques de décès ou de blessure dans un accident de voiture, mais il leur est difficile de quantifier les bénéfices du port de la ceinture. Deuxièmement, à l'instar de l'exemple de la ceinture de sécurité, la plupart des activités auxquelles se livrent les gens pour réduire les risques de décès ne sont pas associées à un coût monétaire. Cela s'applique à la majorité des changements de comportement (régime, cigarette, sport). Si le plus souvent il leur faut investir du temps dans certaines activités, le plus souvent aussi, ces activités n'entraînent pas de frais additionnels.

L'analyse coût-efficacité

L'analyse coût-efficacité est un outil d'évaluation des politiques parfois utilisé comme alternative à (ou supplément de) l'analyse bénéfice-coût. Largement appliquée dans les domaines de la santé publique et de la médecine, cette analyse est de plus en plus utilisée dans le domaine de l'économie de l'environnement pour évaluer les bénéfices de santé. Les économistes préfèrent en général l'analyse bénéfice-coût à l'analyse coût-efficacité ; mais ils n'en reconnaissent pas moins l'utilité potentielle d'analyses alternatives, surtout lorsque les mesures du CAP font défaut.

Dans l'analyse coût-efficacité, l'analyste, plutôt que d'exprimer les bénéfices et les coûts dans une unité monétaire commune à titre comparatif, compare le coût par unité de « santé » sauvée. En cas d'impacts sur la mortalité et la morbidité, les conséquences sur la santé peuvent être exprimées en unités similaires (non-monétaires) grâce aux indicateurs utilitaires de l'état de santé. Plusieurs indicateurs utilitaires de l'état de santé sont disponibles, dont l'Equivalent d'une Année de Bonne Santé, les Indices de Santé et les Années de Vie Corrigées du Facteur Qualité de Vie. Toutefois, le DALY (Année de Vie Corrigée du Facteur Invalidité) reste de loin le plus utilisé.

En résumé, l'utilisation d'une technique permettant de décider si une politique vaut la peine d'être appliquée peut avoir des résultats mitigés. En général, l'analyse bénéfice-coût est la méthode la plus complète, puisque les coûts du projet peuvent y être directement comparés aux bénéfices. Toutefois, dans certains cas, l'analyse coût-efficacité peut être encore plus utile. Un exemple en est la Loi de 1990 sur l'Air Propre, adoptée aux EU. Les bénéfices de la loi entre 1970 et 1990 ont été estimés à \$16 000 par famille de 4 membres en 1990. Il s'agissait de chaque famille faisant uniquement face à un risque minime. Certains ont considéré qu'il s'agissait d'une surestimation totalement irréaliste. Votre famille serait-elle disposée à payer \$16 000 chaque année pour prévenir la pollution de l'air ? Probablement pas. Mais si l'approche coût-efficacité avait été utilisée, elle aurait pu prouver que le coût par vie sauvée de la loi en question était de \$125 000. Vu que les estimations de la VSL sont d'habitude bien plus élevées (plus d'un demi-million de dollars), on pourrait conclure qu'il a été utile d'aller de l'avant avec le projet et que les exigences de préciser les estimations de bénéfices ne sont plus de mise, vu que les bénéfices dépassent clairement les coûts.

Notes

- ⁱ Pour des explications plus détaillées, voir Pearce et al. (1989)
- ⁱⁱ La BCA devrait toutefois prendre en compte l'existence de distorsions dans les prix. Dans le cadre d'une analyse économique, les prix utilisés doivent refléter le coût de l'opportunité du bien ou du service. Par exemple, si un bien est subventionné, son prix 'réel' serait le prix du marché + la valeur de la subvention.
- ⁱⁱⁱ Afin de simplifier la présentation, seuls les résultats concernant la zone en pente sont présentés, bien que l'étude divise la région en trois régions biophysiques de base, en fonction de la pente et des types de sol : plateau, pente, et vallée.
- ^{iv} Cet exemple est tiré de Harrington, Krupnick et Spofford (1989). Cet article illustre bien l'application de l'approche du comportement préventif en matière de contamination de l'eau.
- ^v Le sondage par téléphone montre que 53% des habitants ont remplacé une certaine proportion de l'eau qu'ils boivent d'ordinaire par d'autres boissons. De plus 15% des habitants sont sortis plus souvent manger dehors.
- ^{vi} On présuppose ici que la 'courbe de demande' d'eau est linéaire. La moyenne entre les bornes supérieure et inférieure correspond au 'surplus du consommateur' perdu en raison de la pollution de l'eau.
- ^{vii} La fonction génératrice de voyage est utilisée pour tracer la courbe de la demande des visites. Plusieurs formes fonctionnelles de la fonction génératrice de voyage existent dans la littérature. Le choix d'une forme fonctionnelle est important, puisqu'en changeant la forme fonctionnelle, on peut produire d'importants changements dans les estimations des surplus de consommateurs pour un set de données donné.
- ^{viii} Imaginez une route panoramique avec un décor magnifique incontournable pour atteindre un parc.
- ^{ix} Le lecteur attentif a probablement remarqué que la pente de la courbe de la demande équivaut au coefficient de la variable 'coût du voyage', dans la fonction génératrice de voyage. Cela n'est pas le fruit du hasard. La méthode du coût du voyage présume que l'effet découlant de l'augmentation du coût du voyage est considéré égal à celui de l'augmentation du prix d'entrée. Cette approche considère le coût du voyage comme substitut au droit (ou prix) d'entrée imaginaire, pour calculer le surplus du consommateur.
- ^x Cette classification n'est pas supposée être exhaustive. Chaque cas particulier exige une expertise pour déterminer les variables pertinentes. L'analyse économétrique peut permettre de distinguer entre les variables appropriées, qui peuvent justifier du prix d'une propriété, de celles qui ne le sont pas.
- ^{xi} Dans ce cas, ' β ' est la dérivée partielle du 'prix', compte tenu de la 'qualité de l'air' : elle exprime le changement du 'prix' comme conséquence d'un changement marginal dans la 'qualité de l'air'. La représentation graphique en est la 'pente' de la fonction hédonique, tout au long de la dimension 'qualité de l'air', en tout point donné.
- ^{xii} Les chiffres montrés dans la table suivante proviennent de l'évaluation de l'expression du logement hédonique, compte tenu des caractéristiques des ménages, pour une amélioration de la pollution de faible à acceptable, ou d'acceptable à bonne, selon le cas. On peut ensuite convertir le différentiel conséquent du prix de vente à un paiement mensuel équivalent, en annualisant la procédure puis en divisant par douze.
- ^{xiii} En d'autres termes, lorsqu'il estime la valeur des changements de la qualité environnementale, le chercheur ne doit pas oublier ce double effet sur (i) le logement et (ii) les salaires. En termes mathématiques, la valeur marginale d'un changement d'aménité est la somme des dérivées partielles de la fonction du salaire hédonique et de la fonction de la valeur hédonique des propriétés, compte tenu de l'aménité.
- ^{xiv} Qui est supposé être équivalent au prix marginal prix de la qualité de l'air, estimé dans la première partie de l'analyse.
- ^{xv} Les observations qui contiennent des valeurs très différentes du reste du groupe sont appelées « offres disproportionnées », vu qu'elles sont pratiquement loin de la ligne hypothétique joignant les différents points dans un diagramme de diffusion.
- ^{xvi} R^2 peut prendre une valeur variant entre 0 et 1. Dans les études d'évaluation contingente, cette valeur est habituellement bien inférieure à 1, en raison de grandes variations entre les offres de CAP maximum, même entre les individus qui présentent des caractéristiques très similaires.



قسم البيئة في البنك الدولي

تقدير كلفة التدهور البيئي

دليل معد للتدريب، باللغة الإنكليزية والفرنسية والعربية

كاثرين بولت
جوفاتي روتا
ماريا صراف

أيلول / سبتمبر 2005

A-1

1

-
:

A-5

2

-

()

(TEV)

A-16

3

:

A-23

4

- 1
- 2
- 3

:

A-31

5

- 1
- 2
- 3
- 4

"

"

A-41

" "

-1
-2
-3
-4
-5

:

6

A-55

()

-1
-2
-3
-4

:1
:2
1.6

7

(CVM)

A-66

-1
-2
-3
-4
:
-1
-2
-3
-4
1.7

8

A-75

:

9

()

:

E-79

1

-

" "

()

■
■

.1920 (Pigou)

-

1960 (Ronald Coase)

-

:(.1 .1)

")

.1

("

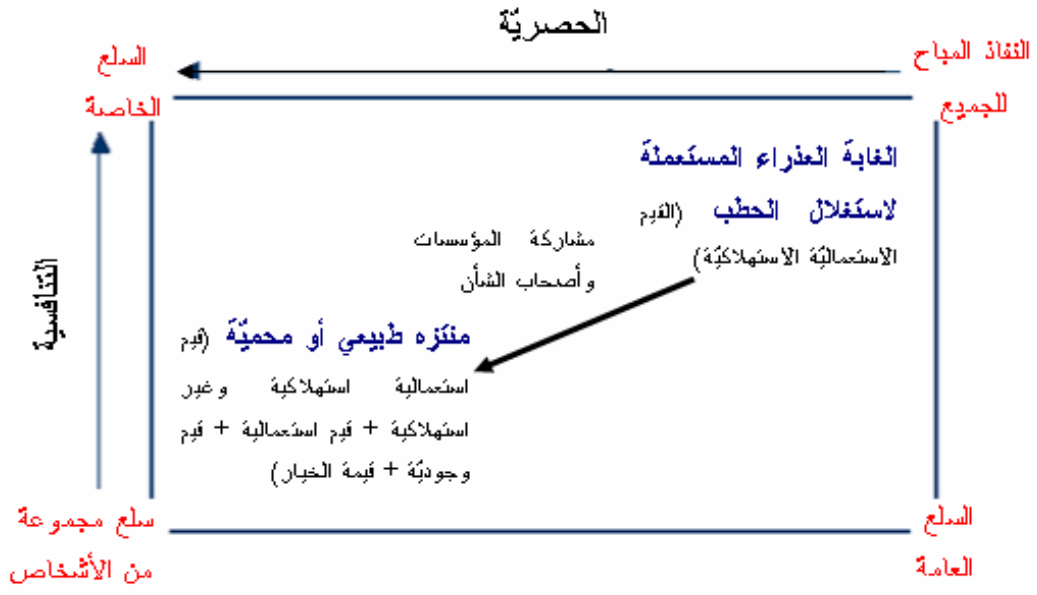
" "

.2

)

!

.(



(BCA)

(Kaldor)

(Hicks)

1989

" "

" "

()

" "

:

-
-
-
-

" "

()

Cropper (2000) Kolstad (1990) Pearce & Turner

Freeman (1992) & Oates (1992)

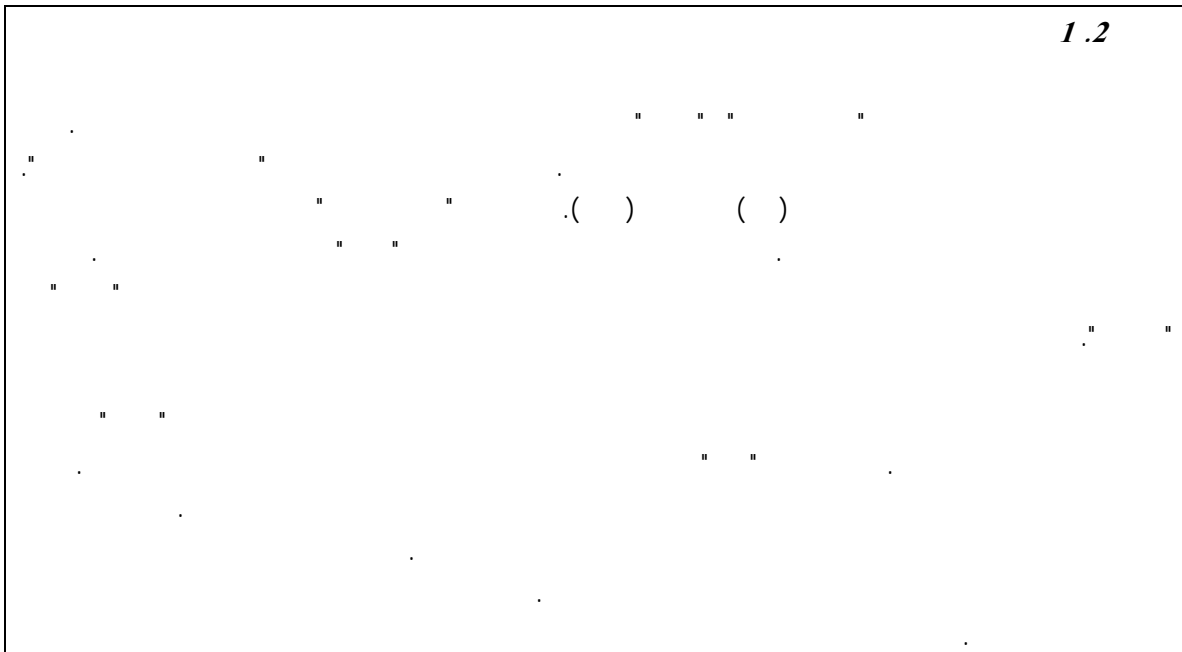
	"	" _	1.1
	}	}	
	}	}	
	}	}	
	}	}	
	}	}	←
	}	}	←
	}	}	←
	}	}	←

2

" "

-

.1
.2



1.2

(NPV) ()

i	:	$NPV = \sum_t \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} = \sum_t \frac{B_t}{(1+r)^t} - \sum_t \frac{C_t}{(1+r)^t}$
i	= B _i	
	= C _i	
	= r	
	= i	

)

.(

1994

.1.2

()

1.2

()		
16	11	27
19	14	33
7	30	37
4	4	8
46	59	105
		(1994) :

)

(!

.()

i

-

-

" "

10

:

(i)

1.050 %5

1.000

" "

■
■
■

-
-

" "

" "

()

()

)

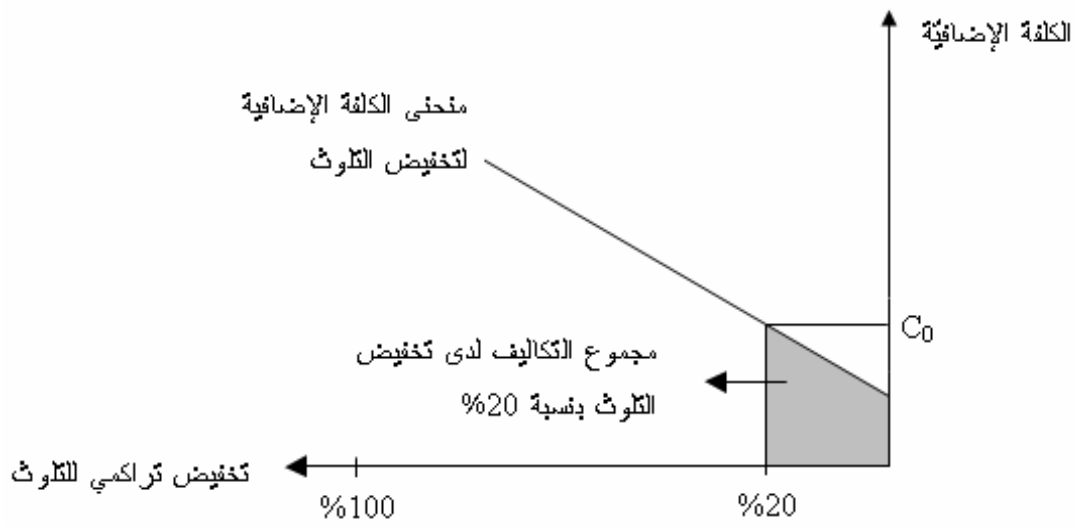
(

()

()

) " " " " ()
 .1 .2 C₀ %20
 ! " "

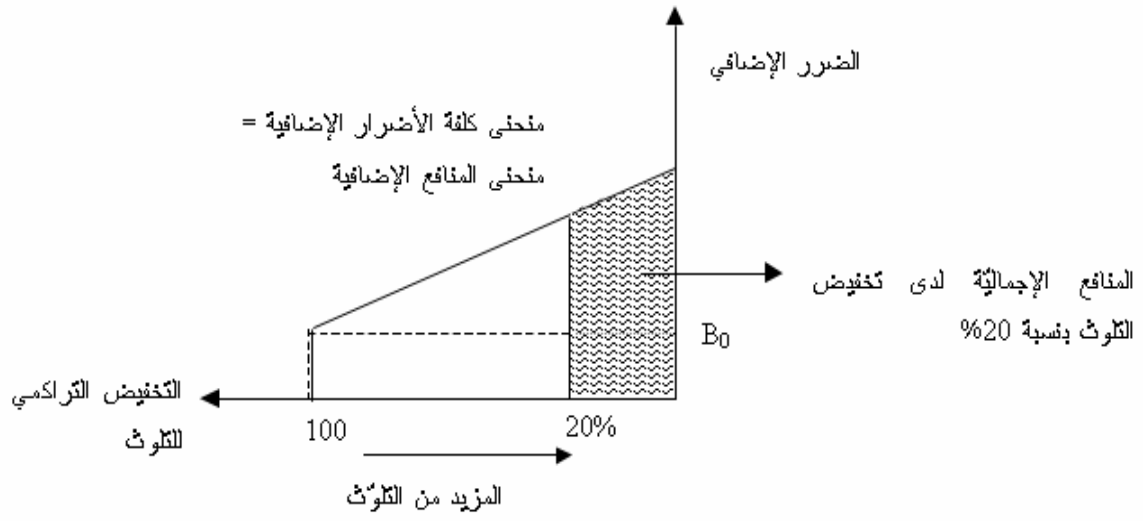
1.2



.2 .2

.%20

2.2



..2.2

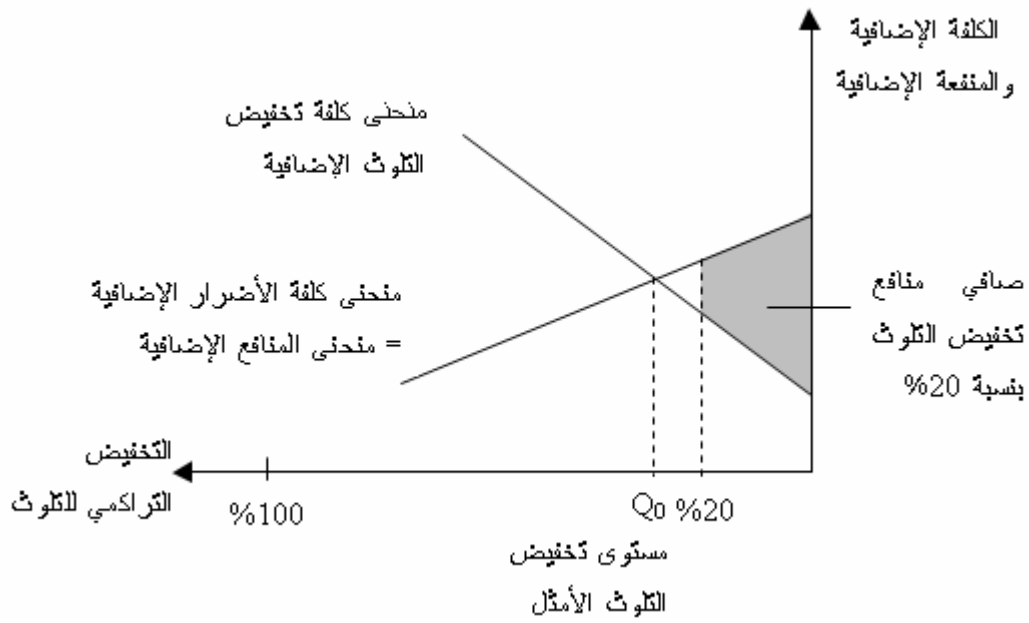
.%100
() B_0

.3.2

%20

Q_0

3.2



()

3.2

%20

()

)

.(

ii

":

"

%100

4.2

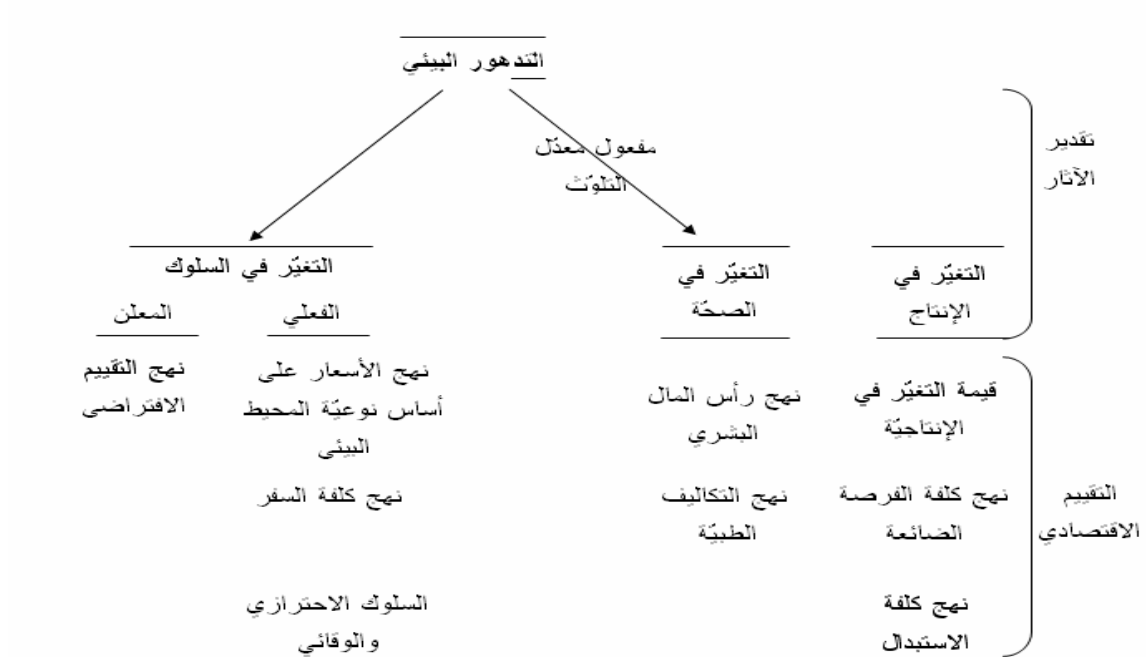
(-)

()

)

(

4.2



" " " "

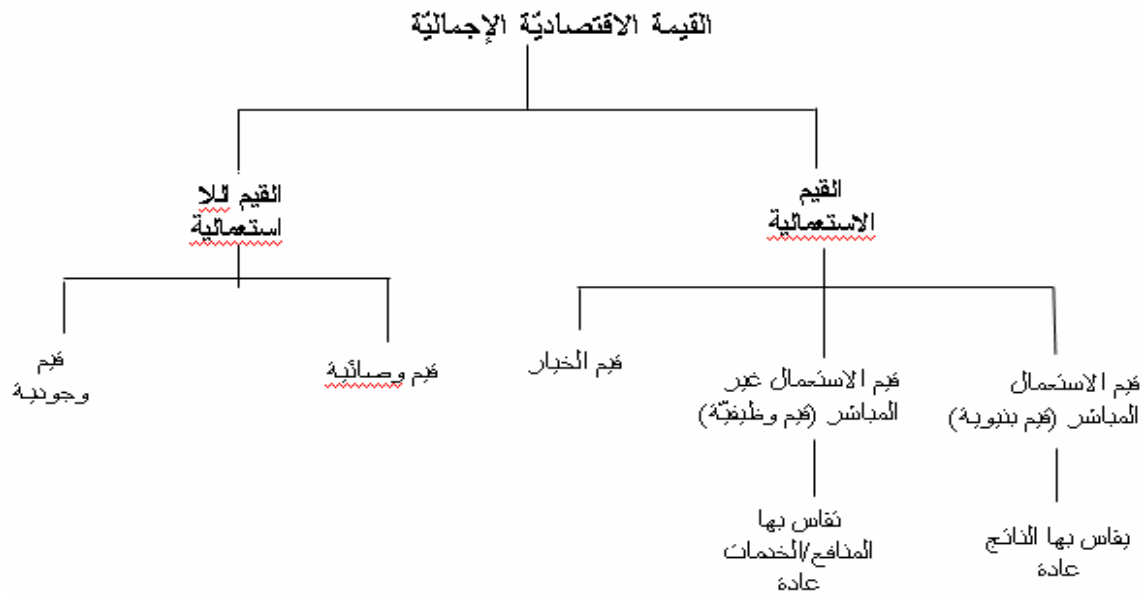
(CVM)

()

(TEV)

.5 .2

5.2



.6 .2

) ()

.(

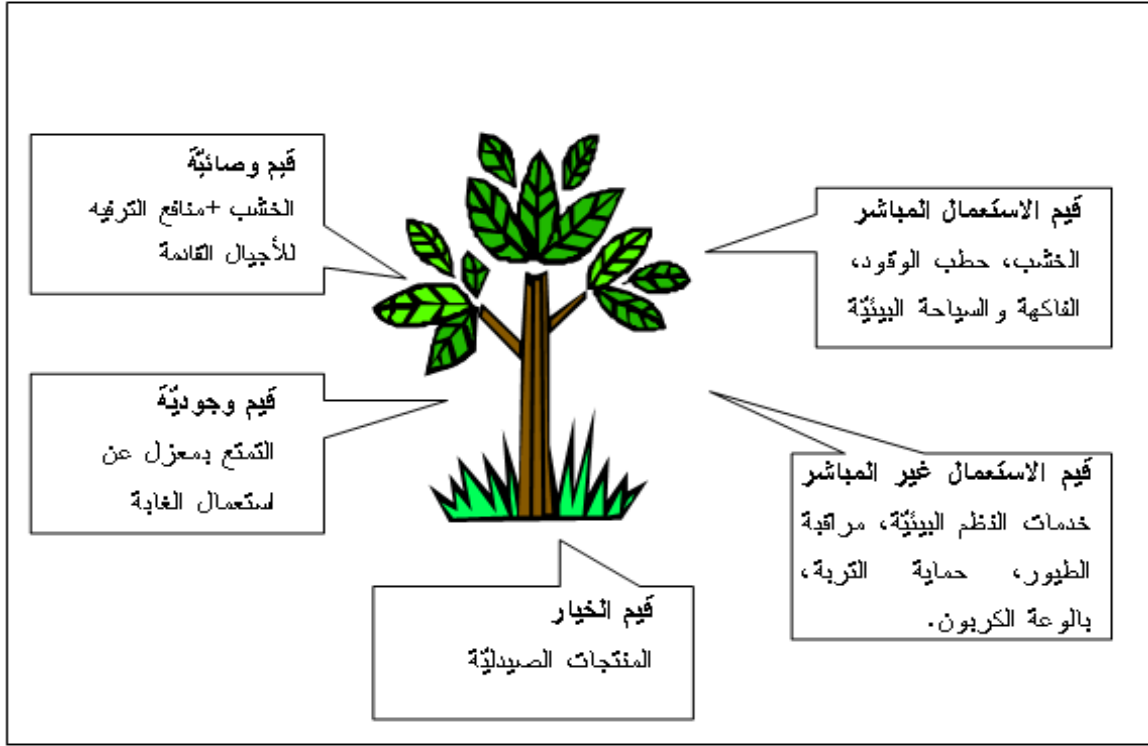
(John K rutilla)

1967

_____ :

() ()

الرسم 6.2 القيمة الاقتصادية الإجمالية لغابة استوائية

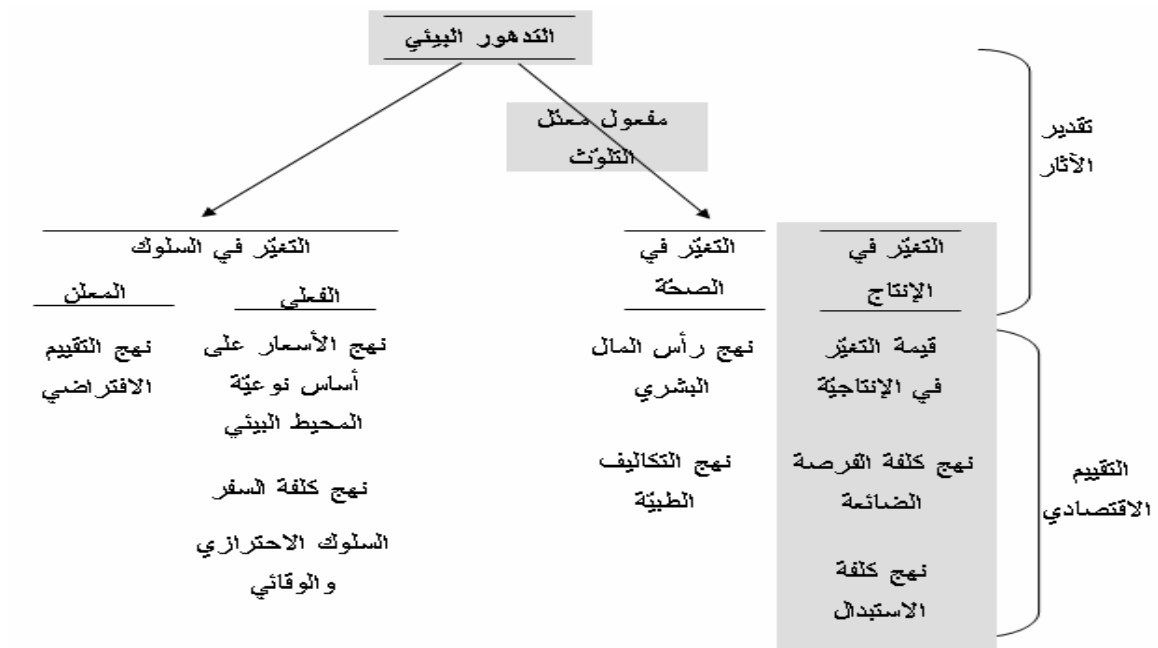


تطرح القيم اللا استعمالية تحدياً خاصاً بالنسبة إلى التقييم حيث أنّ القيمة الوجودية، من حيث تعريفها، لا حاجة إلى إظهارها في أي سلوك كان. ويعتبر نهج التقييم الافتراضي الذي يعالج مباشرة المبلغ المراد دفعه عن طريق الاستطلاعات، الوسيلة الوحيدة لاستنباط مثل هذه القيم.

الفصل 3

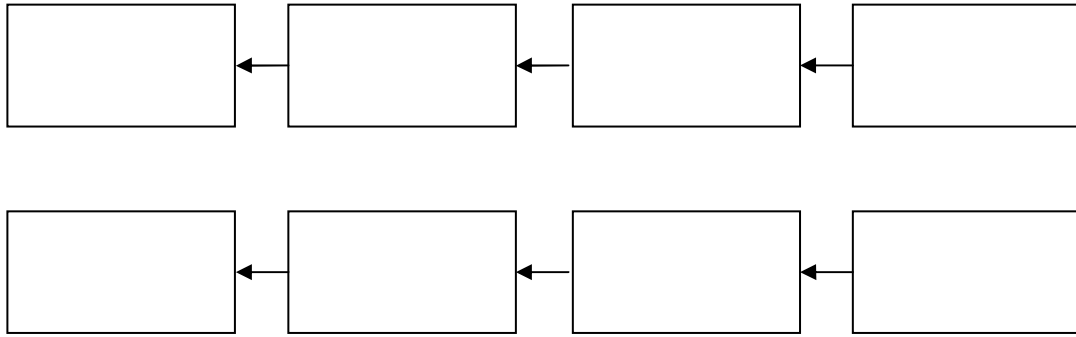
1.3

1.3



يعتبر النهج القائم على الإنتاجية من أكثر تقنيات التقييم استعمالاً حيث يستند إلى منطق سهل الفهم (أنظر دراسة Bojo، 1995 ودراسة Cesar، 2000). تركز التقنية على الموارد البيئية باعتبارها إحدى مدخلات إنتاج السلع أو الخدمات. إذا تدهورت إحدى المدخلات، تراجع الخدمات المتاحة للإنتاج مما يؤدي إلى خسارة في أرباح المنتج. يوقر الرسم 3.2. مثالاً ساطعاً عن هذه العلاقة. ففي هذه الحال يؤدي الرعي الجائر إلى تعرية التربة. ومتى يصبح العشب مرقعاً والتربة منجرفة، تنخفض قدرة التربة على الحفاظ على العشب الذي ترعى منه الحيوانات. وعليه، يتراجع دخل المزارع. ولعله بالتركيز على هذا الأثر النهائي – أي تراجع دخل المزارع – يمكن استعمال النهج القائم على الإنتاجية لتقييم التدهور البيئي.

2.3



()

()

:

() ()

()

.2 .3

()

:

•

•

•

•

•

()

.Q2

Q1

Q2

Q1

.3 .3
S2 S1

()

(X)

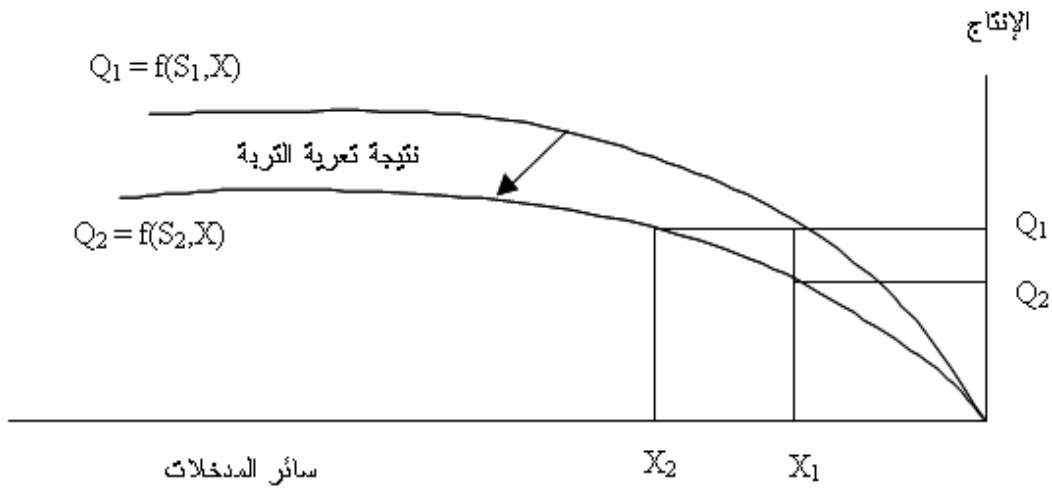
(S)

:

.X2 X1

.X2 X1

3.3



$$\pi = PQ - c(Q)$$

$$= \pi$$

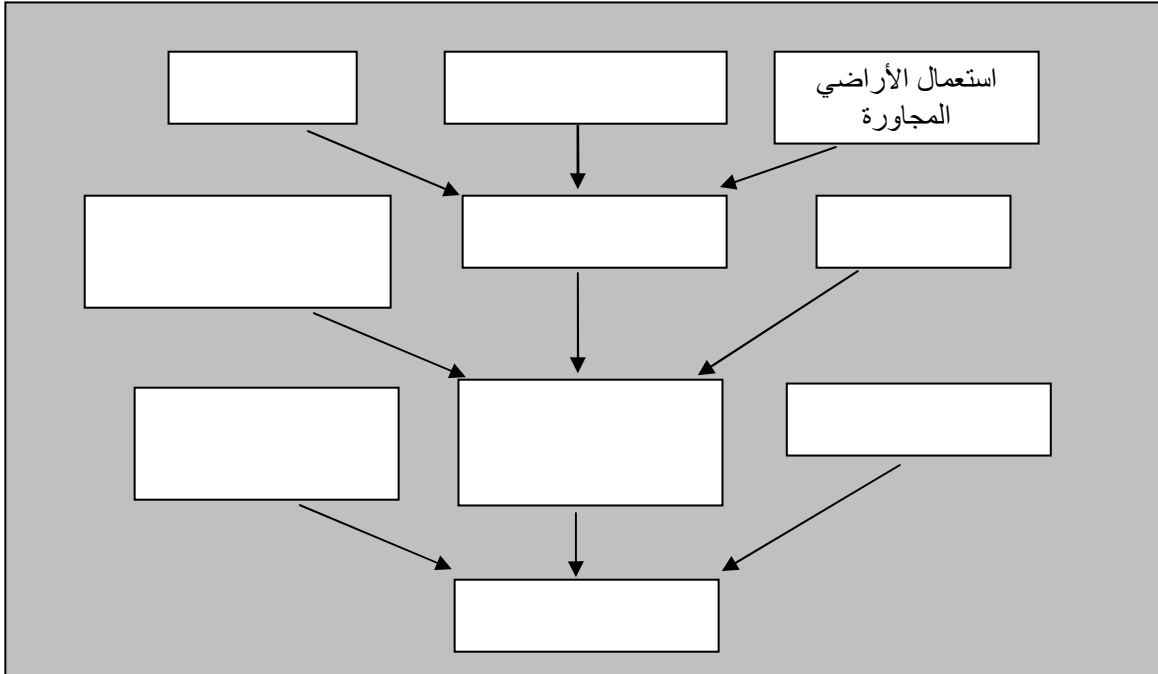
$$(\quad) = P$$

$$= Q$$

$$(Q \quad) = c$$

4.3

4.3



1. () .

2. () .

" "

■
■
■

(1995) Pagola & Bendaoud

()

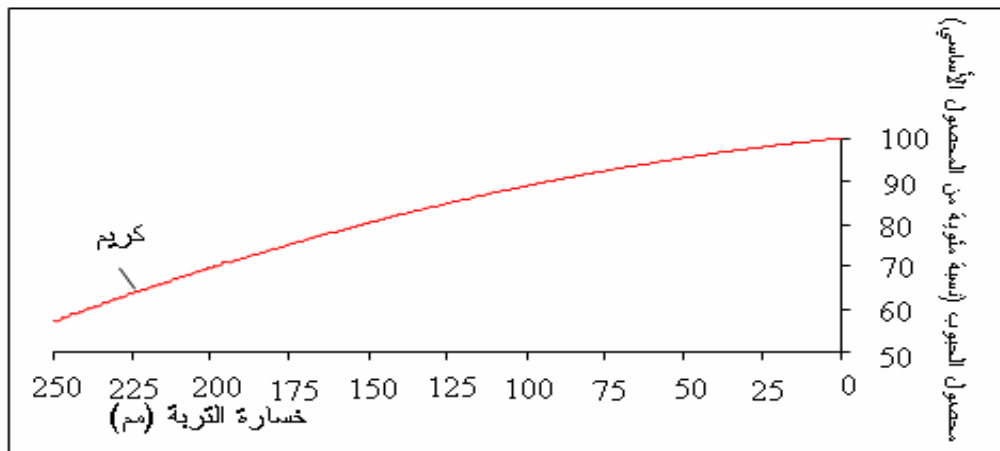
iii

) INRA

.1992 1983

.(

5.3



.5 .3

10 20 / 2

()

.2

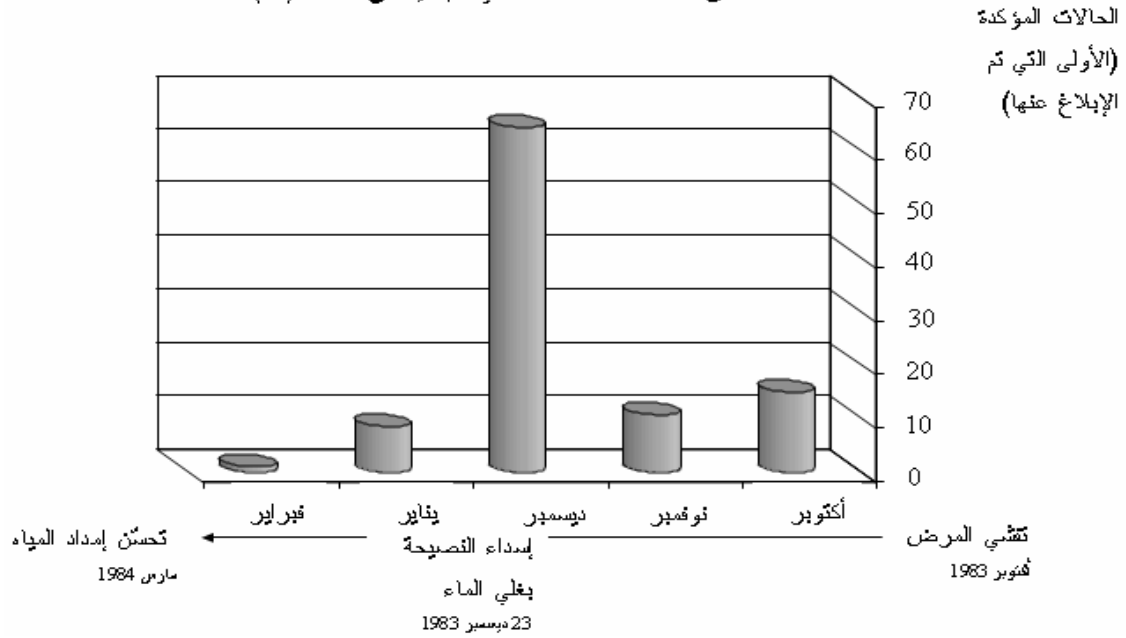
1.3

5))	*
*(*(*(*
49.000	51.600	4.740	
17.500	17.500	1.610)
31.500	34.100	3.130	(
*			

2.714	4.740	5	50	.1 .3
		49.000	%10	250
	17.500			1.610
			31.500	
		1.610		4.740
5				34.100
			2.600	

2.4

آثار تفنسي مرض منقول بالماء
أولى الحالات المؤكدة التي تم الإبلاغ عنها (%)



1983 /

(1)

(1) S=S (P,D)

:

() : S
 () : P
 () : D

:

(D) (P) (S)

(D) (P) (S)

1

1.4

$S = S(P, D)$

D

P

/

)) " " ()

(1)

(3)

(2)

3.4

- 3.4



)

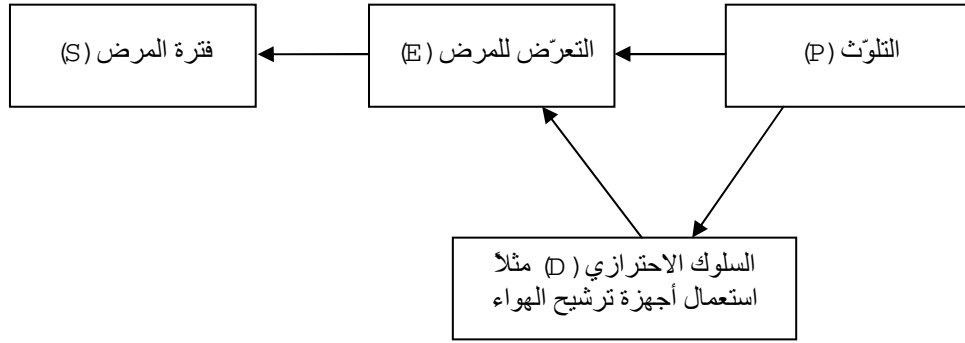
4.4

()

(

!

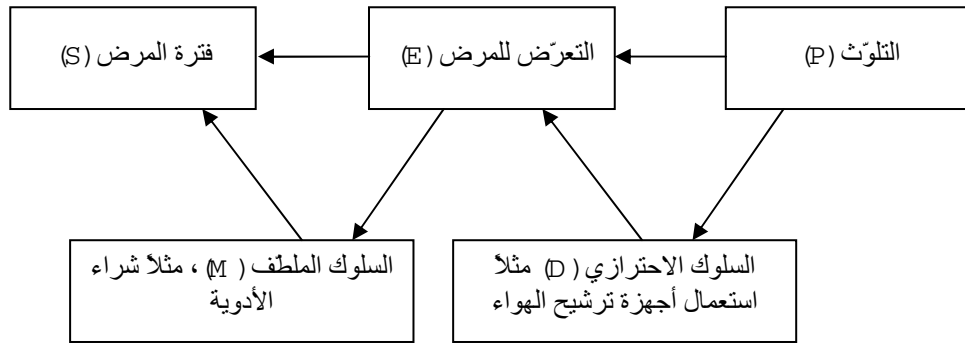
4.4



)

.(5.4

5.4



(1992) Freeman

.(Valuing Longevity and Health) "

"

:

■
■
■

-1

() :

-2

-3

■
■

:

)

(1983) Harrington et al (1989).

:

1 -

2

1983 1984

1

6.4



:

:

(i)

(ii)

:

(%22) ■

(%24) ■

(%2) ■

(%6) ■

(%18) ■

(%18) ■

(%8) ■

(%2) ■

/

:

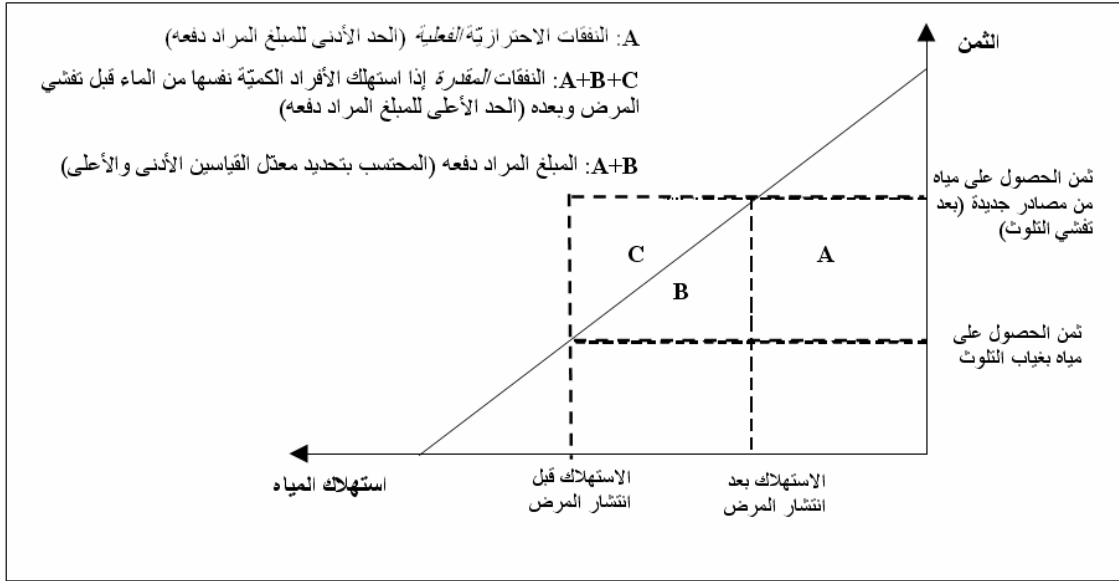
v

vi

" "

.7 .4

7.4



)

38.50 12.10

7.00 4.60 (

45.50 16.70

5

(TCM)

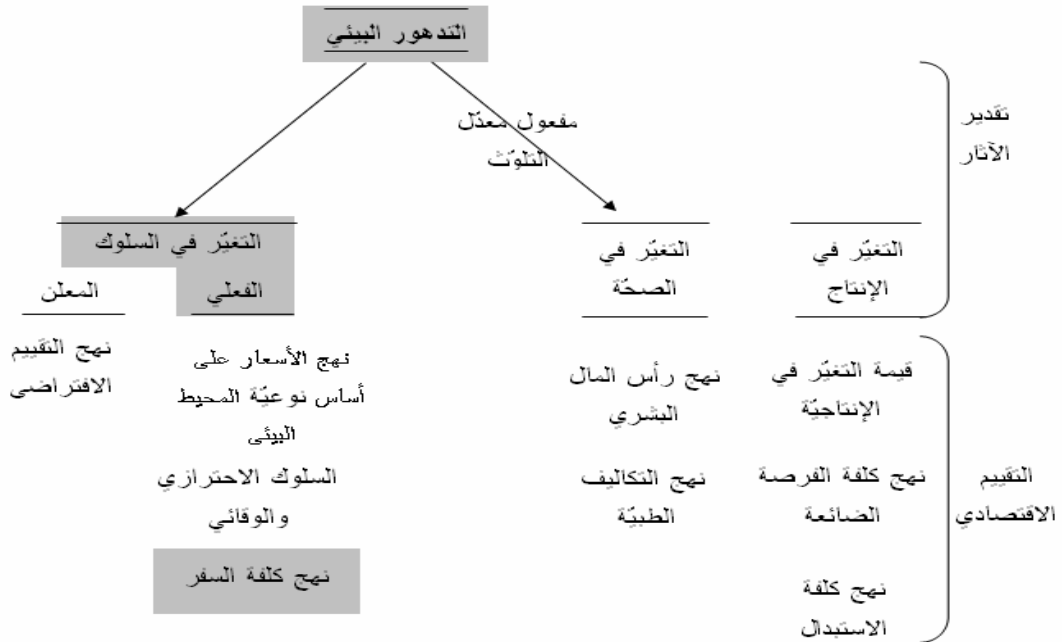
()

)"

"

.(1.5

1.5



1947

(Harold Hotelling)

(2.5)

()

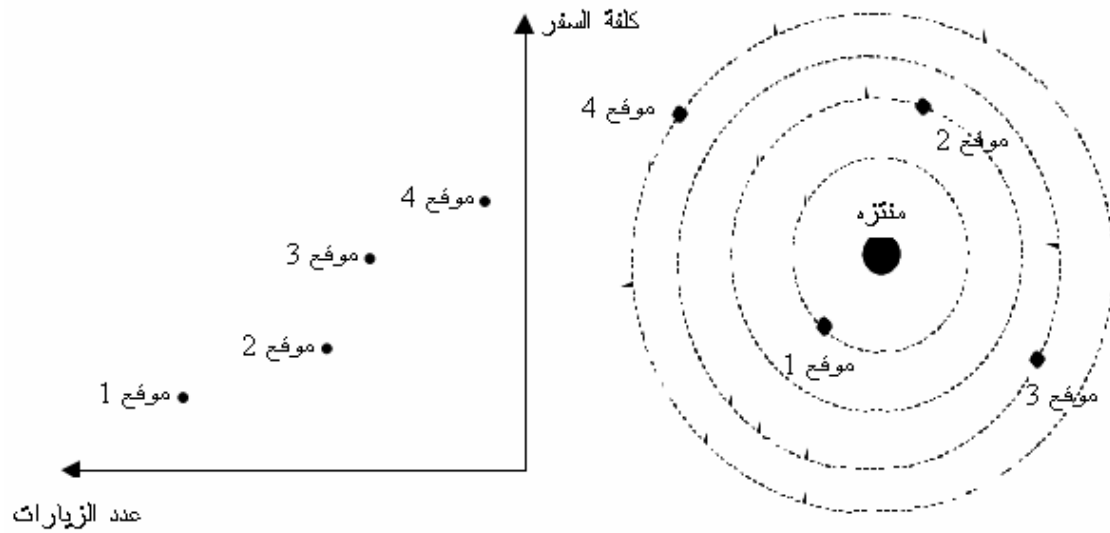
[...]

(1959) Clawson (1958) Trice & Wood " 10
 (2002 Pearce) (1966) Clawson & Knetsch

() .1
) .2

(

- 2.5

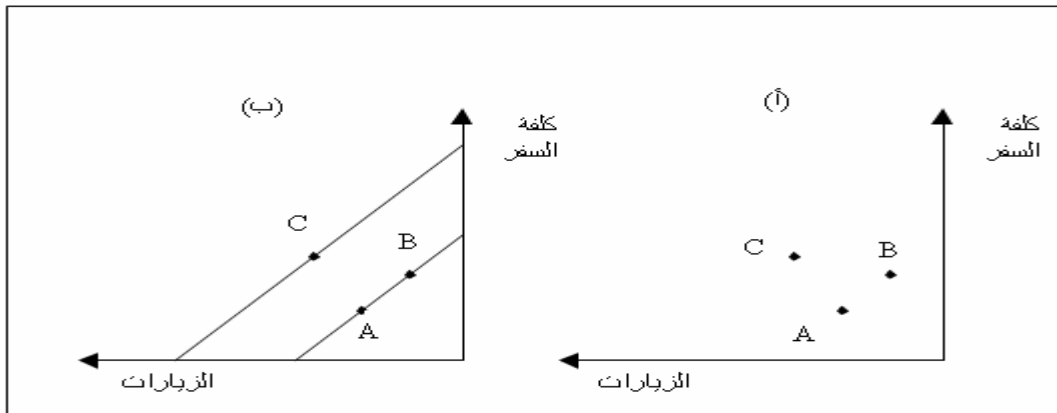


(1989) Pearce et al

() 3.5 .(()

() 3.5 .(()

3.5



vii

:

$$(1) \quad (\dots +) =$$

$$() \quad ()$$

:

$$() \quad - \quad .1$$

$$() \quad - \quad .2$$

$$()$$

-1

()

-
-
-

-2

-3

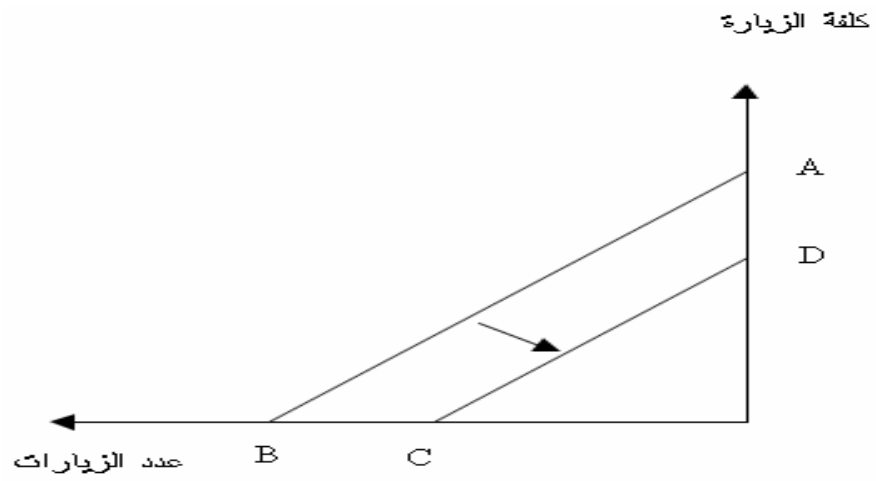
()

ABCD

CD

AB .4 .5

4.5



viii

80

()

:

1992

1992

(1996) Choe et al.

-1

() (7)

447

777

-2

()

(2)

$\alpha_6 + \alpha_5 + \alpha_4 + \alpha_3 + \alpha_2 + \alpha_1 =$

المستوى

()

=

:

$= \alpha_1$

()

=

()

=

()

=

()

=

()

=

=

$(\alpha_6, \dots, \alpha_1)$

(2)

()
 10
 ()
 (0.104- = α_2)
 "ت"
 %95 () 1.96
 (.2 .5)

1.5

"ت"		
3.37	9.762 = α_1	
4.11-	0.104- = α_2	
1.96	0.026 = α_3	
0.93 -	0.163 - = α_4	
0.58 -	0.027 - = α_5	
2.92	0.019 = α_6	

-3

($\alpha_6, \dots, \alpha_1$)

:

$$\alpha_2 + (\alpha_6 + \alpha_5 + \alpha_4 + \alpha_3 + \alpha_2 + \alpha_1) =$$

(3)

.5 .5 () ()
 .()

(5.163)

ix

(0.104-)

" " -4

(5.12) 128
 ()
 12.800.000)
 .2 .5 (512.000
 (

2.5

()		
		$9.762 = \alpha_1$
50		$0.104 = \alpha_2$
60		$0.026 = \alpha_3$
10		$0.163 = \alpha_4$
42		$0.027 = \alpha_5$
95		$0.019 = \alpha_6$
()		
		$4.892 = \alpha_1$
50		$0.029 = \alpha_2$
60		$0.019 = \alpha_3$
10		$0.276 = \alpha_4$
42		$0.029 = \alpha_5$
95		$0.005 = \alpha_6$

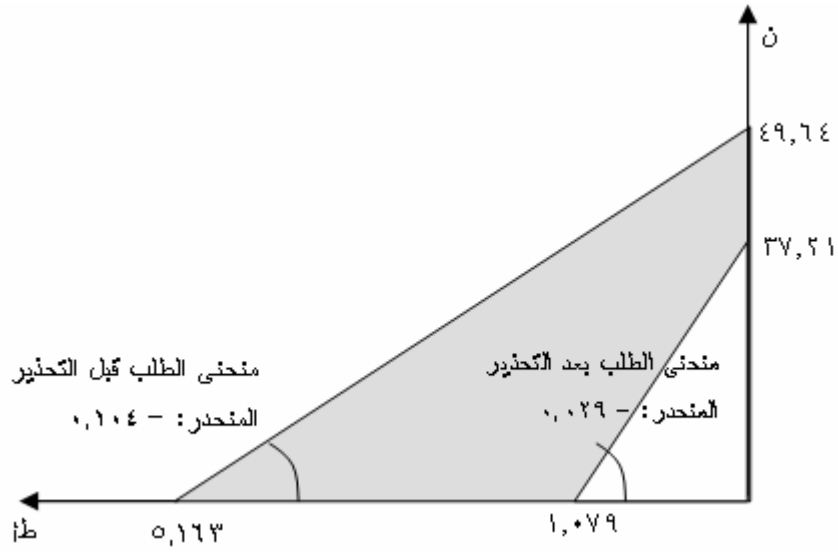
- 5

1992

4 1
 80.000) 2.000.000
 (432.000) 10.800.000 2.000.000 12.800.000
 (0.40) 10

5.5

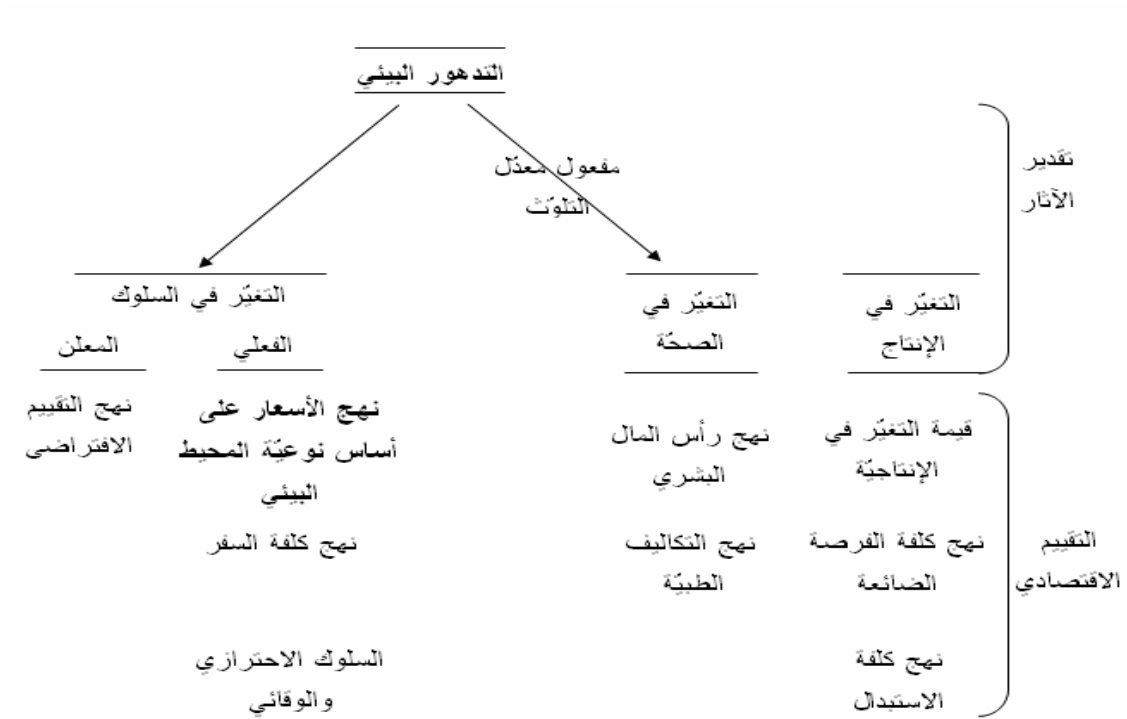
:
 $0.104 - 5.163 =$:
 $0.029 - 1.079 =$:



6

()

1.6



.1 .6

(ii)

(i)

()

■
■
■
■
■

:

■
■
■
■

-1

:(.2 .6)^x
)

/

-

(

■

- ■
- ■

2.6



(1) () =

"hedonic"

-2

-3

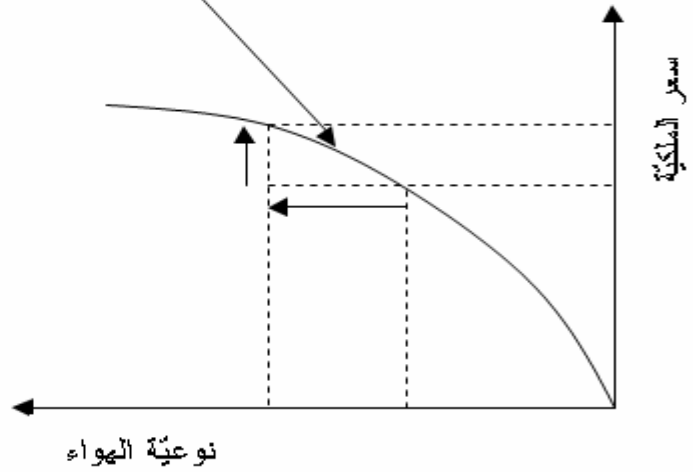
(3.6)

(β)

3.6

$$\text{السعر} = \alpha_1 + \alpha_2 \text{ الحجم} + \dots + \beta \text{ نوعية الهواء} + \dots + \varepsilon$$

تفيد β عن مدى تغير السعر
بفعل تغير "صغير" في نوعية
الهواء، مع الإبقاء على سائر
المتغيرات ثابتة.



-4

(3.6) β

3

" "	.2 .6	" " " " " "
	%30	
	(1982)	(NO ₂)
	2 .6	
11	11-9	9
(pphm)	(pphm)	(pphm)
%90		.3 .6
(%1)	
		.3 .6

3.6

() " "

0.018591

(9.7577)

0.018171-

(2.3385 -)

0.00017568

(12.126)

0.15602

(9.609)

0.058063

(4.6301)

0.099577

(7.1705)

0.08381 -

()

(1.5766-)

0.0019826

(3.9450)

0.027031

(4.3915)

()

0.000066926-

(9.1277-)

0.00026192

(4.7602)

0.011586 -

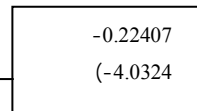
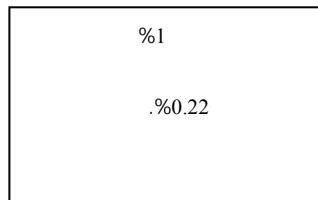
(7.8321 -)

0.28514 -

(14.786-)

()

()



2.2325

(2.9296)

0.89

18.92

619

R²

"t"

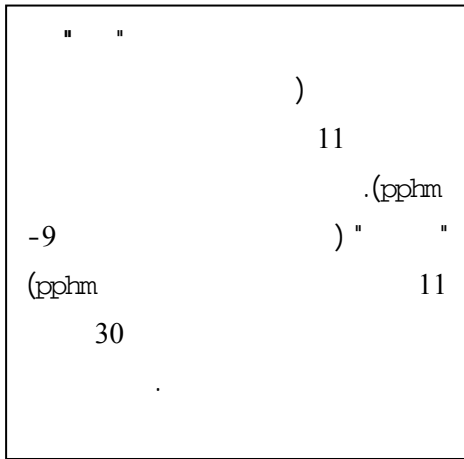
(i) : " " " " (ii) " " " "

) .4 .6 .xiii

(

4.6

(3)	RΔ	(1)
(3)	(2)	(1)



22	15.44 (2.88)	-
49	30.62 (7.26)	مونثبيلو
51	73.78 (48.25)	
122	45.92 (36.69)	
22	33.17 (3.88)	-
44	47.26 (10.66)	
196	48.22 (8.90)	
64	54.44 (16.09)	
45	128.46 (51.95)	
22	77.02 (41.25)	
393	59.09 (34.28)	

" " 73.78 15.44
 " " " " 128.46 33.17 " "
 :2

" "
 ()

" (1982) Roback
 " " "
 " xiii

(ii) () (i) :

$$+ \dots + \alpha_3 + \alpha_2 + \alpha_1 = \alpha_3$$

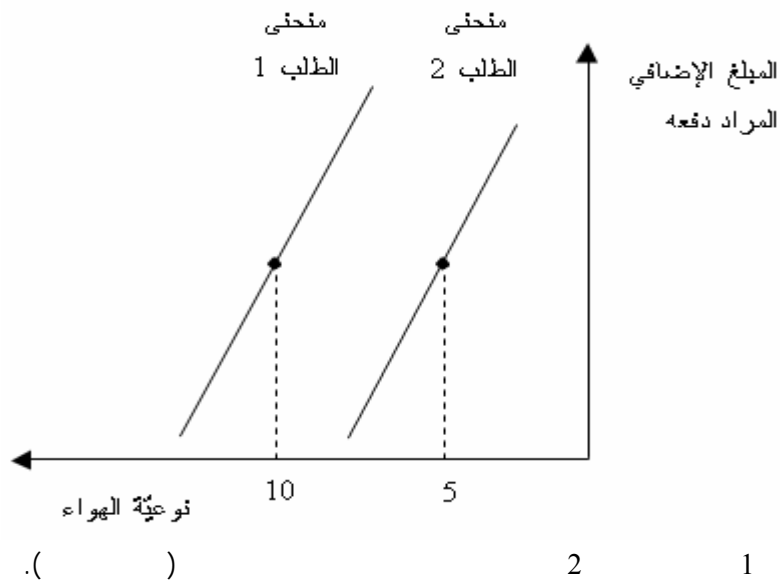
1 25.000 1 50 20.000
 :

$$\$5.000.000 = \frac{\$50}{\left(\frac{1}{25.000} - \frac{1}{20.000}\right)} = \alpha_3 = \text{قيمة الحياة الإحصائية}$$

1.6

1.6

-1.6



() 2 1

:

2 1.6

2	1	
5	10	
150	200	()
110	100	
600	1000	()
3	4	()

1000) 1 . 1 (4) (

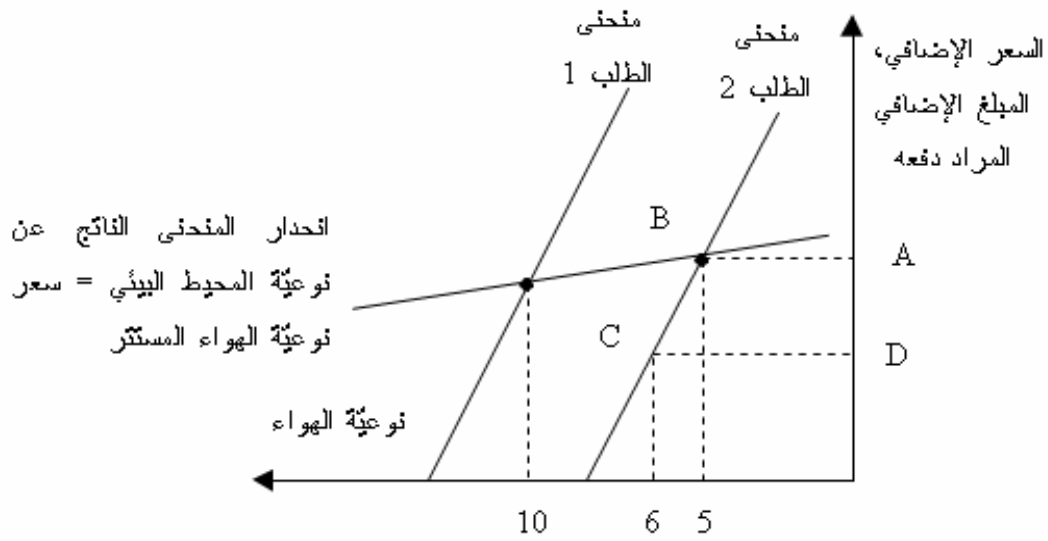
(" ")

(2.6)

() 1

(1) () = ()

2.6



$x^{iv}(\beta)$

2 .6 5 (ABCD)

1.6

Rosen 1974

" "

(1982) Brown & Rosen

(1982) Brown & Rosen

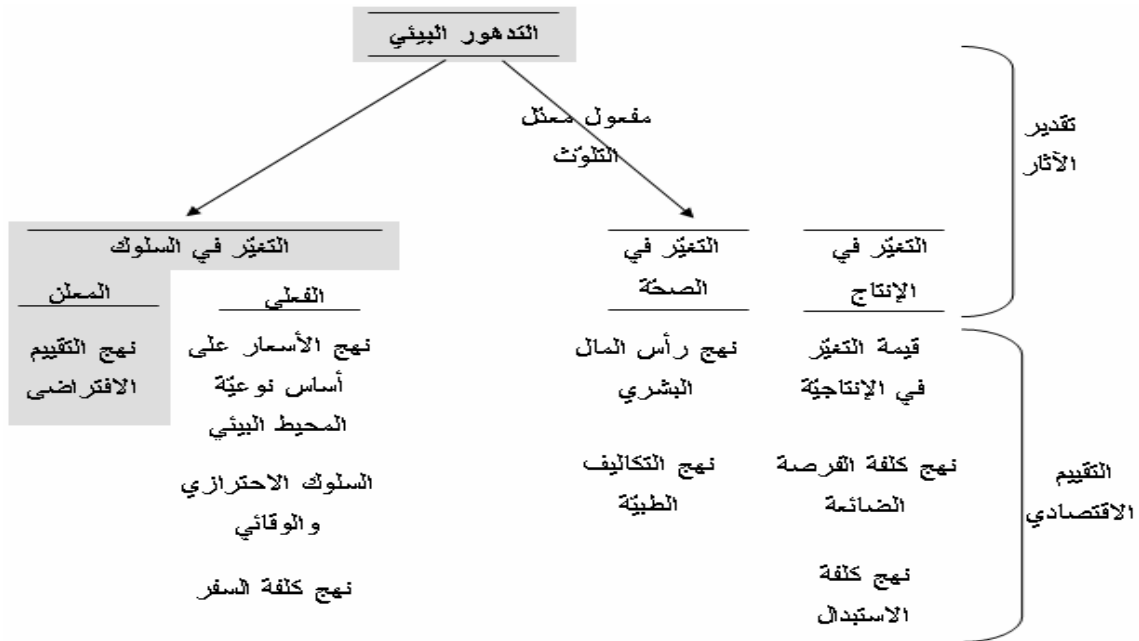
(1988) Kanemoto ()

7

(CVM)

()
(CVM)
1.7

1.7



(W TA)

.2 .7

-1

) .(") .(" :
" :

-2

) .((W TA)

-3

(W TA) (W TP)

W TP W TA W TP W TA

(Grand Canyon)

W TA W TP

() =

()

()

•

•

•

)

.(

-4

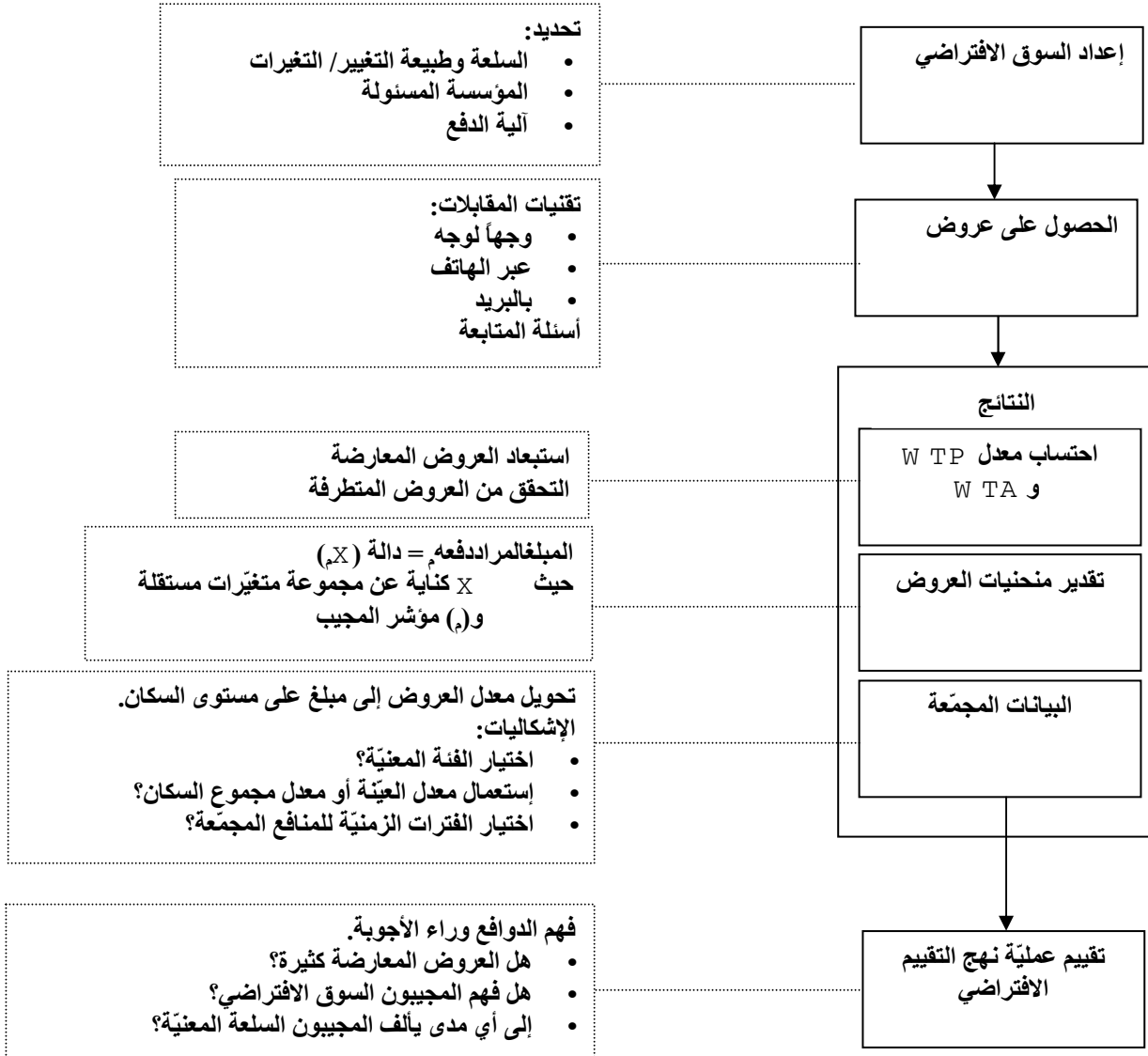
NOAA	1.7
.1990	1989
	.1
	.2
	.3
	.4
	.5
" "	.6
	.7

1993

)

.1 .7

(



دراسة حالة: الاستدامة البيئية والمالية لمحمية ماتشو بيتشو

1983	"	"	1981	32
"	"	2500		300.000

(1999) EFTEC (2003) T.Hettetal

(Finnish Forests and Parks Service)

15	1.014			
(2)	(1) :	"	"	()

-1

10

-2

20 10

.3 .7

(2002 W hittington)

3.7

	()	
		10
		15
		20
		25
		30
		35
		40
		45
		50
		55
		60
		65
		70
		75
		80
		85
		90
		95
	•	100
	•	110
	•	120
		130
		140
		150
		160
		170
		180
		190
		200
		225
		250
		300
	 :

-3

.1 .7

40

47

26

100

)

xv(

30

.1 .7

1.7

	%	()	()
(10)			
82		30	40
66		20	26
91		30	47

$$(1) \quad \alpha_6 + \dots + \alpha_5 + \alpha_4 + \alpha_3 + \alpha_2 + \alpha_1 = (\alpha_6, \dots, \alpha_1) \quad (2)$$

$$(1) \quad R^2 = 0.27$$

xvi

2.7

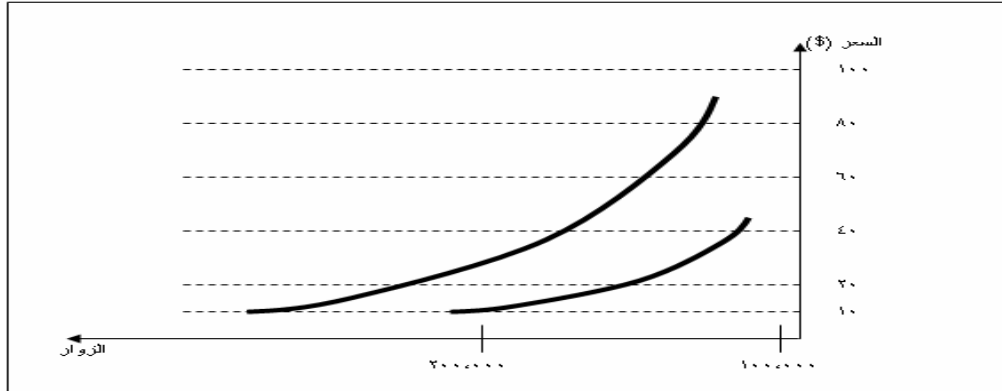
3.15	
0.07	
0.25	
0.00	
0.67 -	
	...
	0.25 = R ²
	531 =N

-4

300.000

.4 .7

4.7



10

)

(

.3 .7

3.7

()	()	()	()	()
0.81	10	10	174	94
2.21	37	37	98	17
2.68	44	23	93	44

2.210.000

37

268.000

810.000

(

44

23)

1.7

10

) 10
(

) 10
(

5 \$

10 \$

- 0.5
- 1
- 2
- 5
- 7.5
- 10
- 12.5
- 15
- 20
- 40
- 50
- 75
- 100
- 150
- 200

8

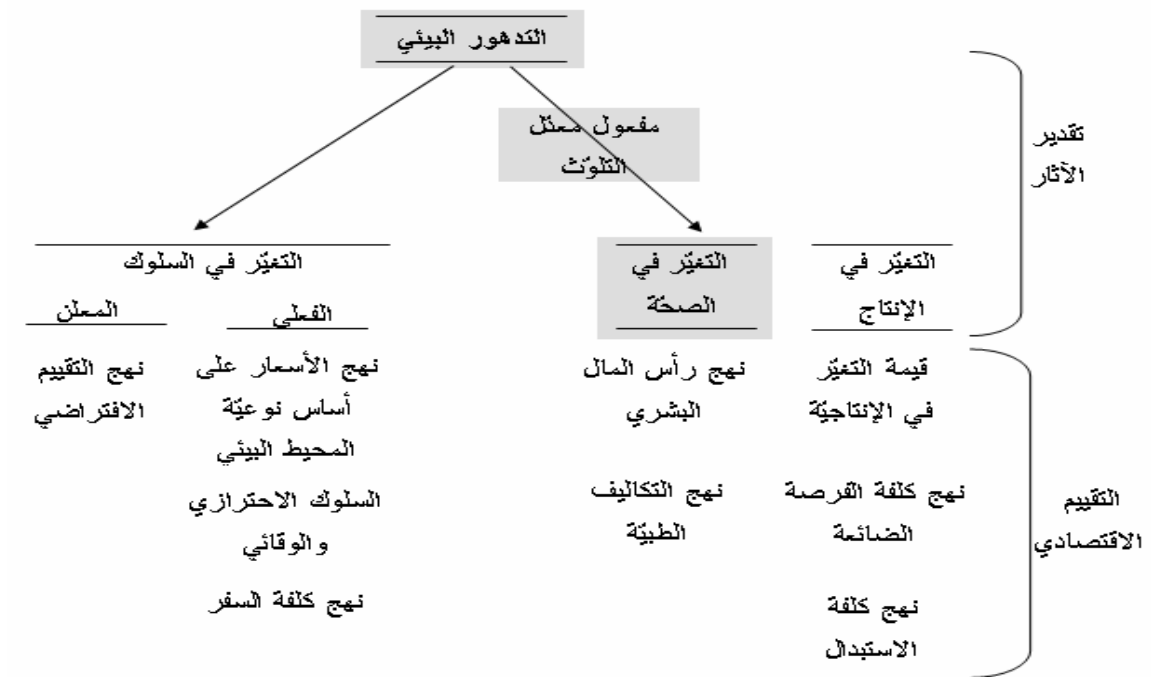
9

(1.8)

()

-
-
-
-
-

1.8

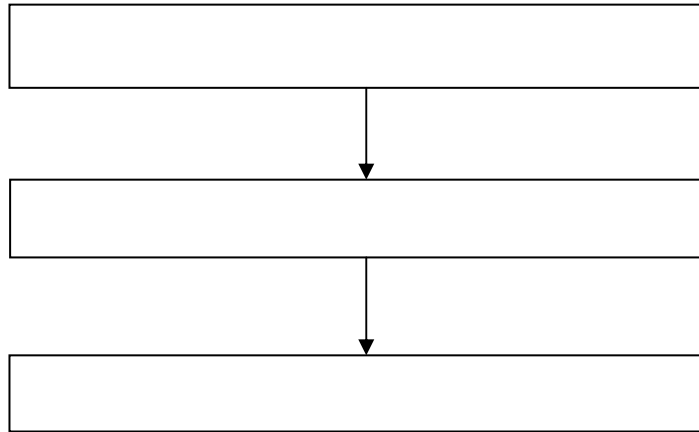


)

.(

.%10

2.8



)

. 2.8

.(

()

.()

Ezzati &

)

.(2001 Kamm en

.1 .8

()

1.8

	.1	.1
	.2	.2
	.3	.3
	.4	.4
	.5	.5
	.1	.1
	.2	.2
	.3	.3
	.1	.1
	.2	.2
	.3	.3
	.4	.4
	.5	.5

(1) :

(2) ()

(2) (1) (3)

.1 .8

()

.2 .8

)

(

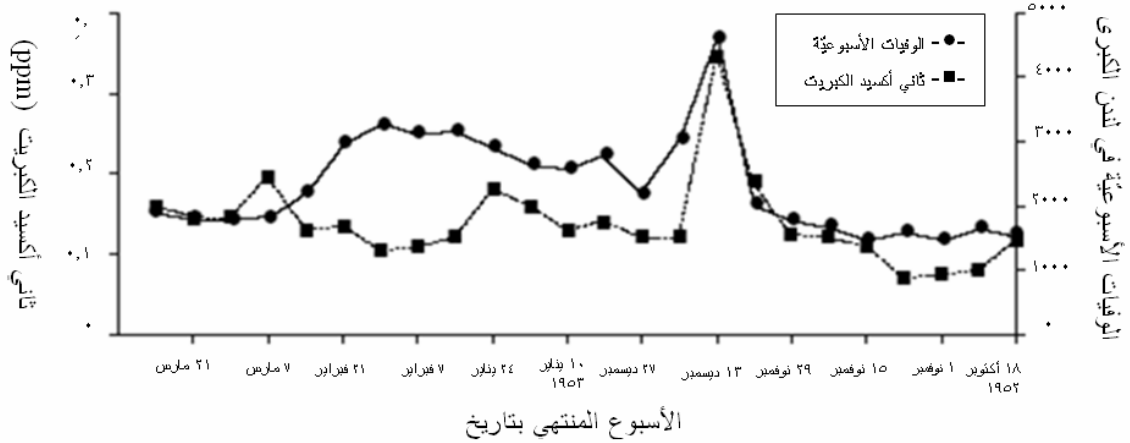
1.8

1952 / 9 5

(SO₂)

1953-1952

(SO₂)



(2001) Bell, M., & D. Davis :

(PM 10)

2.8

10

0.084

1.2

((100.000))

(%)

(2000) Lvovsky et al

:
()

()

3.8

3.8

-
-
-
-
-
-
-
-
-
-

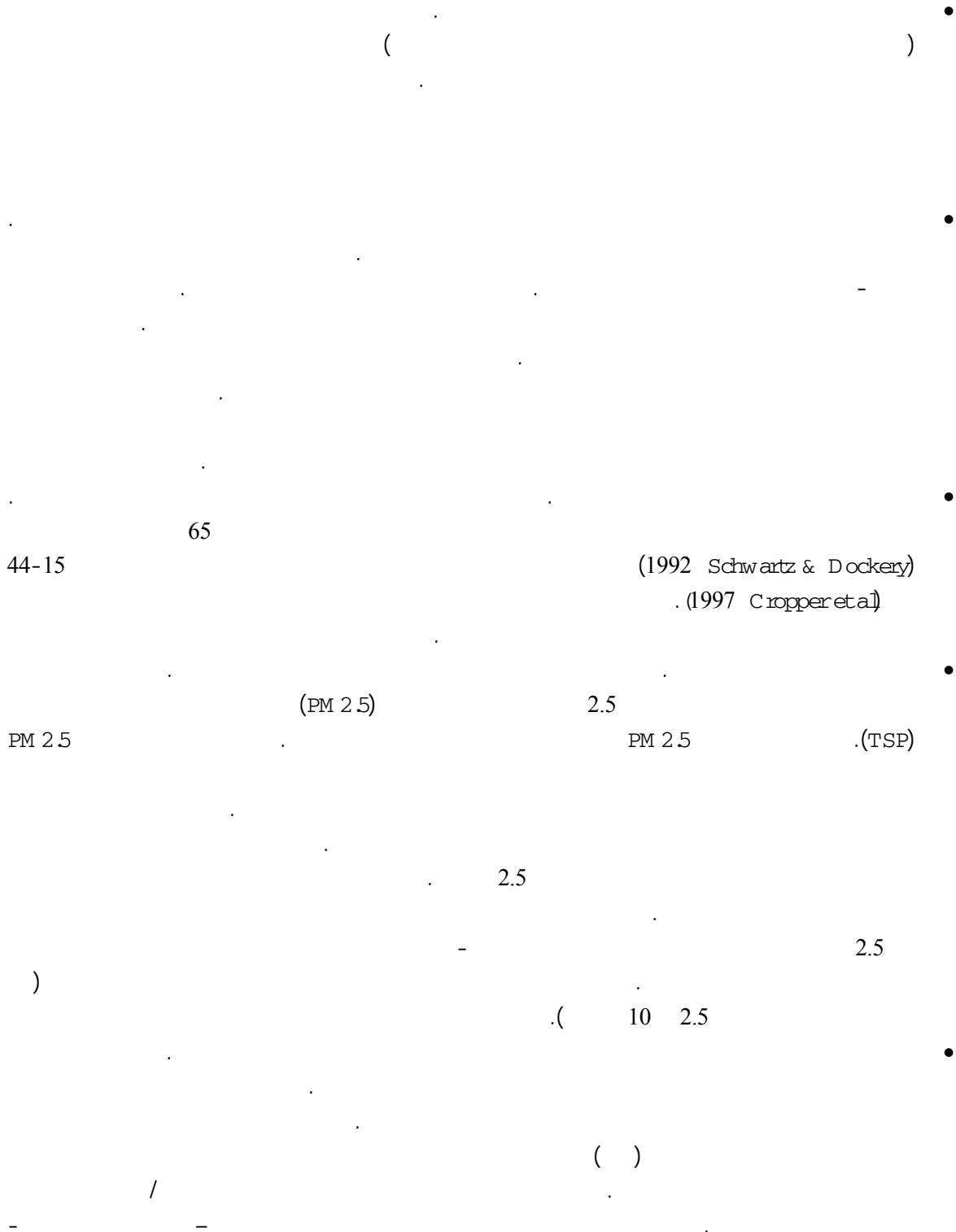
()

)

		2.8	:
) "Cost Assessment of Environmental Degradation in Egypt"			
.(2002) (
64.100		19.000	
		* * * (* 0.01) * =	
	19.000		()
	1.000 7		()
	0.084	-	()
	/ 270		()
	14.900.000		()
	0.8		()
		* * * =	
	64.000		()
	100.000 3.06	-	()
	/ 270		()
	9.700.000		()
	0.8		()
.2000			
		10	

:

() () •
 •

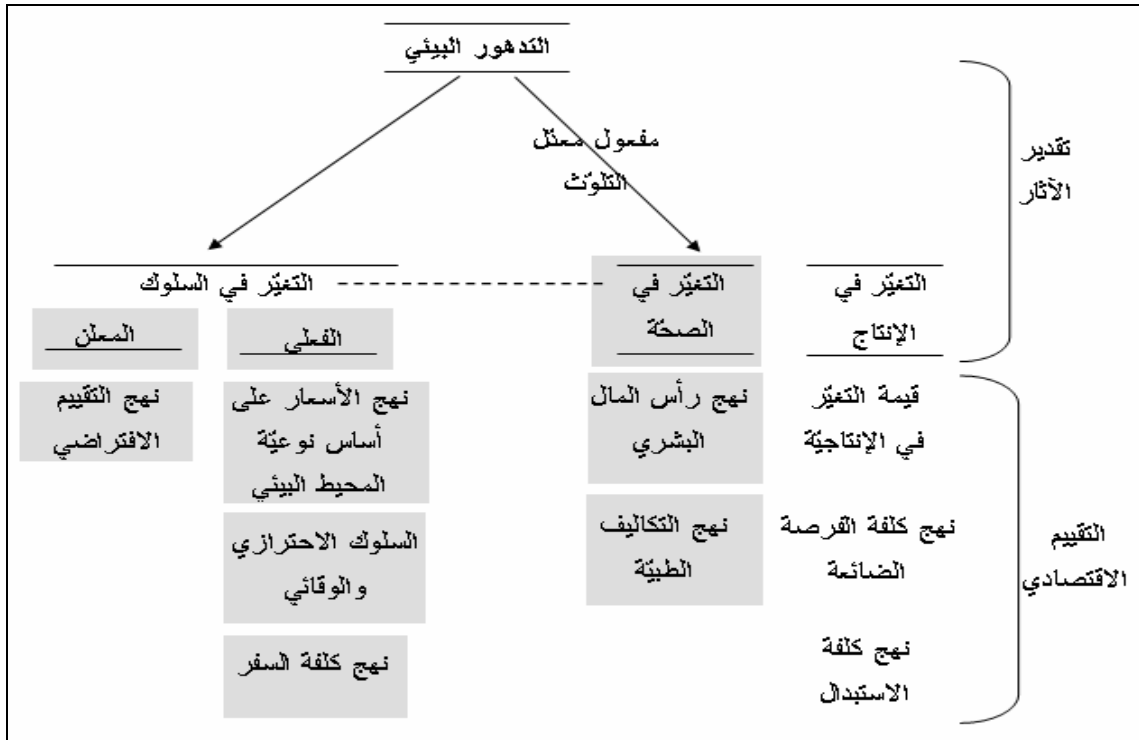


9

(1.9).

-
-
-
-

1.9



1.9

3.000	1	12.000	1	5.000	1
				10.000	1
2400		600		1440	720
					70)
					(

1.9

1.9

✓	✓	✓	✓	✓
✓	✓	✓	✓	
				✓
✓	✓	✓	✓	
✓	✓	✓		
✓	✓	✓		

" "

() ()

()

2.9

(VOSL)

		2.9	
		(VOSL)	
		()	
		8	
720		1.9	(720)
10.000	1	()	720
10.000	10.000	1	" "
"	"		
		:	
(1.9)		$\frac{1}{\text{خفض المخاطر}^*}$	=

.6

/

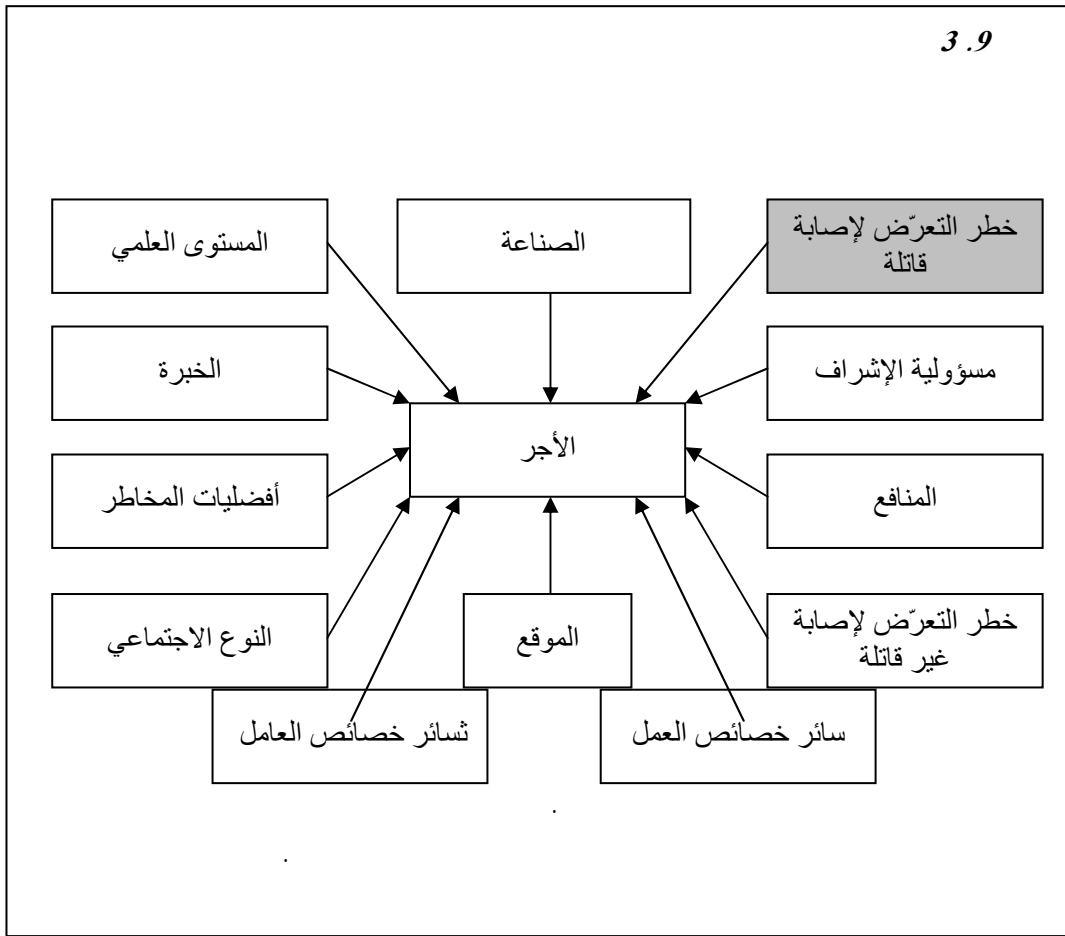
.9

)

.(3

" "

3.9



13.5 0.6

(1993 Viscusi) 1990

(Liu, Hammit & Liu)

(1998 Siebert & Wei)

(2001 Sharmugan)

3.1 135.000

(1999 Kim & Fishback)

(1997

(1990)

(1993 Slivick, P)

(.4 .9) 65 . 65
 .(EPA) 2010 1990

1990	2010	4.9
5.060	25	65
5.520	14	74-65
6.900	9	84-75
5.520	6	84
2.5		

:

/ - USEPA , The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1990 to 2010
 .1999

%75 2010 1990 23.000 " "

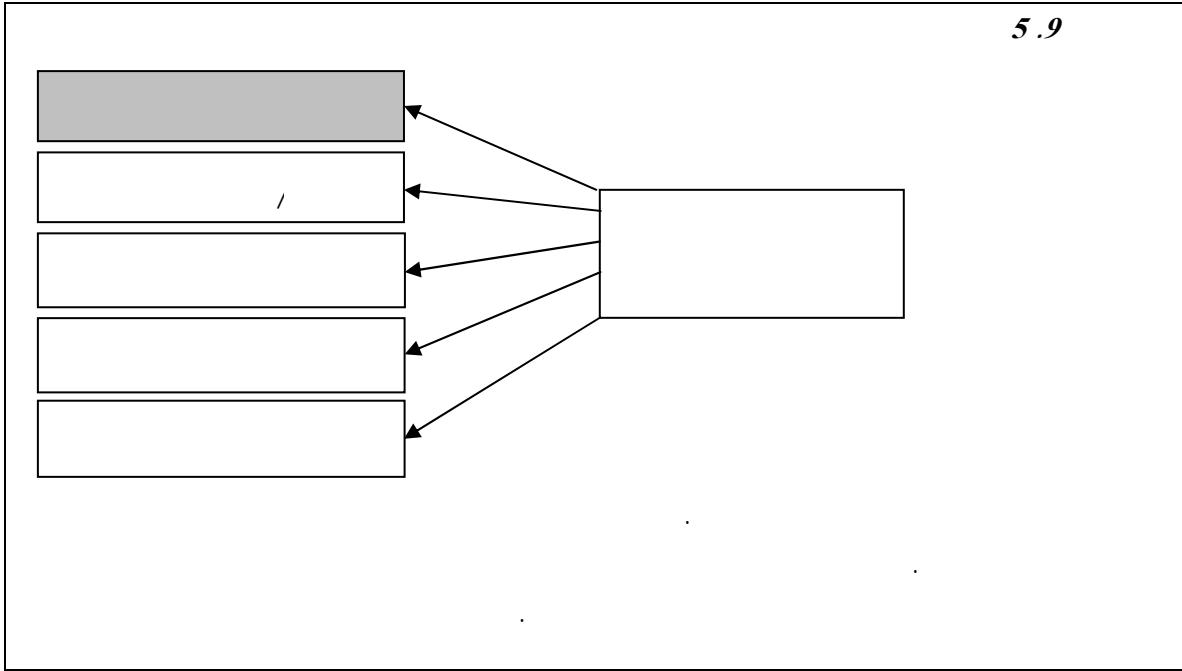
4)

.(

()

/ /

(5.9)



7

(1) :

(2)

(10.000 1)

(1999) Ham m itt & G r a h a m

%32

1 100.000 5

.10.000

(1985 Jones-Lee, Hammetton & Philips)

100.000 7 100.000 1

" "

:

)

.(

()

" "

()

(DALY)

1990

.1990

4

16.000 1990 1970

16.000

125.000

()

(1989) Pearce et al	i
+	ii
" "	iii
(1989) Harrington, Krupnick & Spofford	iv
%15 %53	v
" "	vi
" "	vii
" "	viii
" "	ix
()	x
" " " " " " " " " "	xi
" "	xii
.12	xiii
(ii) (i)	xiv
" "	xv
1	xvi

Environment Department
The World Bank
1818 H Street, N.W.
Washington, D.C. 20433
Telephone: 202-473-3641
Facsimile: 202-477-0565



Printed on 100% post-consumer recycled paper

ENVIRONMENT
DEPARTMENT
PAPERS

TOWARD ENVIRONMENTALLY AND SOCIALLY SUSTAINABLE DEVELOPMENT



تقدير كلفة التدهور البيئي
دليل معد للتدريب، باللغة الإنكليزية والفرنسية والعربية

كاثرين بولت
جوفاني روتا
ماريا صراف

أيلول / سبتمبر 2005