1. Economics and environmental conservation policy

Let me say how much I appreciate Professor Misseri's kind invitation to visit Catania and the university. The hospitality extended to me has been most gracious, I have been impressed with the quality of programs here at the university, and I am delighted to see such a large audience for a lecture on environmental economics.

The very idea of environmental economics draws widely divergent reactions. The different reactions are motivated mainly by different impressions of what is meant by "economics". Those who think of economics as the study of commerce, trade and industry often have a strong suspicion that these things are by their nature inimical to environmental quality. They approach environmental economics expecting it to be preoccupied with the costs, rather than the benefits, of achieving environmental goals. Others, remembering that economics has its roots in moral philosophy, realize that economics offers insights not only into commercial concerns but also into the general welfare. Some of these people question the particular conception of the general welfare that emerges from mainstream economics, either in general or in the particular that its weaknesses are most glaring in precisely the areas where the study of environmental policy requires the most powerful insights. In addition, there are those who think of economics as a scholarly discipline that studies dispassionately how persons and people in the aggregate choose. Others view economics as a profession, like medicine or engineering, and expect its practitioners to offer ever more precise directions as to how and what individuals and

society should choose. For every group that takes one of the above-delineated positions and wishes only that economists could live up that particular ideal, there is another that suspects and fears economists might try to.

My purpose this evening is to try to sort through these divergent threads. At the end, I hope to have painted a picture of environmental economics that eliminates many of the misconceptions that abound. The final picture will be, I hope, clearer than the one that you started with. I have no idea, however, whether you will judge it prettier or uglier than your initial picture.

Among environmental and resource economists, there is substantial methodological and ideological diversity (Randall 1985). It is not possible to state a monolithic "economists' position" on many issues. Nevertheless, there is a mainstream economic approach, at least in the English-speaking countries. This evening, I will introduce the mainstream economic approach to environmental conservation issues, identify the value premises upon which it is based, and relate this economic approach to political philosophy, thus exploring its potential contributions to the policy process.

Benefits and Costs of Projects that would Modify the Environment

Consider a complex environment, E , producing a vector of services, $S(t)$, over time. These services (or goods, or amenities) are likely to be diverse – for example, support services for human, animal and plant life; aesthetic services, including atmospheric visibility, landscape amenities, and diversity of flora and fauna; recreation opportunities; and waste disposal services – and many of them are likely to be non-marketed. The availability of each of these services at any time is a function – uniquely determined by geological, hydrological, atmospheric, and ecological relationships – of the attributes, $A(t)$, of the environment and the human-controlled inputs, $X(t)$, that are combined with them:

$$(1) \quad S(t) = f[A(t), X(t)].$$

People enter the system not only as producers of services but also as modifiers of resource attributes. They may do this directly, for example, by reassigning land to other uses, diverting water, removing vegetation, or disturbing soil for mining. They may also modify the resource as a side effect (expected or unexpected) of some other decision,

for example, disturbing land elsewhere for cultivation or mining or deposition of wastes in water upstream. Defining $N(t)$ as a vector of "natural" systems input, for example, geological, hydrological, atmospheric and ecological,

$$(2) \quad A(t) = g[N(t), X(t)].$$

Interactions between N and X are likely. For example, the attempt to enjoy high levels of waste assimilation services involves substantial pollution inputs, which may modify the "natural" characteristics of the system.

People have preferences, expressed over ordinary goods and services such as might be bought in the shopping center, $Y(t)$, and environmental services, $S(t)$. Some environmental services are raw materials for producing goods in the Y vector; and so they are valued and demanded indirectly, through direct demands for y . Economists specify preferences in the form of an individual's utility function. For an individual, j ,

$$(3) \quad U_j(t) = u_j[S(t), Y(t)].$$

Each individual chooses a bundle of goods and services as though (economists claim) she were minimizing the expenditures needed to attain a given level of utility, i.e., satisfaction. This process identifies a series of compensated demands, each specific to a given level of utility. For benefit cost analysis, a particular compensated demand schedule must be chosen, which requires choosing a specific reference level of utility. It is conventional to choose the individual's initial level of utility. Demands referenced at the initial utility level have the properties that they represent the demands that would (1) motivate voluntary exchange, buying and selling, if markets were in operation, and (2) satisfy the Kaldor-Hicks compensation test, also called the potential-Pareto-improvement test, for public policy proposals. We will return to these properties when discussing the value premises of the benefit cost approach.

The expenditure minimization process yields individual valuations of environmental services, $V_j[S_j(t)]$, for each individual in $j = 1, \dots, J$.

The present value of the stream of current and future environmental services is found by summing, across individuals, the discounted present value of that stream:

$$(4) \quad PV(\mathbf{E}) = \sum_{j=1}^J \int_{t_0}^{\infty} V_j[S_j(t)] e^{-rt} dt,$$

where r is the rate of interest.

As the notation, $PV(\mathbf{E})$, suggests, the value of the environment E as an asset is identically equal to the net present value of its anticipated stream of services. Thus the environment, E , is seen as a capital good acquiring value to the extent that the services it provides are valued by people. Those services are determined by the environment's attributes, which are themselves determined by the characteristics of the natural system and by the activities of people. If that environment were to be disturbed – that is, if the $X(t)$ vector of human-controlled inputs were to be modified – its attributes could change, changing the $S(t)$ vector of the services it provides and its capital value.

Consider a project A , which would change $X(t)$ to $X^{\Delta}(t)$, thus converting the environment, E , to some "with project" state, E^{Δ} . At some conversion cost, $C^{\Delta}(t)$. The proposed project would replace the "without project" stream of services, $S(t)$, with some "with project" stream, $S^{\Delta}(t)$. The net present value of such a project is

$$(5) \quad PV(\Delta) = PV[E^{\Delta} - C^{\Delta}(t) - E],$$

where present values are discounted as in equation (4). If $PV(\Delta)$ is greater than zero, the project will be a potential Pareto-improvement (PPI) and will therefore pass the benefit cost filter.

Perhaps it would be helpful to summarize the message of this section into eight succinct statements.

1. An existing environment can be viewed as an asset, producing services that people value.
2. No project can make something out of nothing. Rather, a proposed project or program is a proposal to modify the existing environment at some cost, changing the services it produces.
3. Benefit cost analysis compares (a) the value of the "with project" environment, minus the costs of transforming the environment into that state, with (b) being the value of the "without project" environment. If (a) exceeds (b), the project will be judged a PPI and pass the filter.
4. Aggregate valuation according to the PPI principle will result in the proposal's passing the filter if, and only if, those who prefer E^{Δ} are willing to pay enough to buy it (or, equiva-

lently, its time stream of services) from those who prefer E. For those who prefer E^A , value is defined as willingness to pay (WTP), for those who prefer E, value is willingness to accept (WTA). The actual purchase, and the full compensation for losers that it implies, is not required.

5. The individual valuations upon which the aggregate values are founded are determined by individual preferences and endowments.
6. Value derives from preferences and, therefore, whatever humans care about has value in the benefit cost framework. Value in this sense is more fundamental than price, which under the most favorable conditions represents the marginal value of items exchanged in organized markets. The domain of benefit cost analysis is not restricted to the commercial.
7. Since individual endowments figure in the determination of individual values, it is true that the benefit cost framework gives more weight to those things preferred by the relatively well-endowed.
8. The complex relationships among "natural systems inputs," humancontrolled inputs, environmental attributes, and the services provided (see Equations 1 and 2) must be understood and quantified if the results of BCA are to be complete and reliable. Ignorance of these relationships is often even more of a problem in economic evaluation of environmental policies than are the technical difficulties in economic valuation of environmental services.

A Taxonomy of Values

Let me expand a little on item 6, above. Since value derives from preferences, it is not limited to the satisfaction that people obtain from current use of environmental services. Wiesbrod (1964) and Krutilla (1967) raised the issues that, especially in an era of growing human populations, wealth and technological prowess, natural environments (those relatively unchanged by their interaction with humans) are fast disappearing. They are being converted to other uses and conversion seems to be typically a one-way street. It is plausible that preferences might be addressed to current use, expected future use, options for future use if future availability is uncertain, and for pure existence without any expectation of use. If such preferences exist, the

values that emanate from them should be included in the economic evaluation of alternative uses of the environment.

To differentiate between use and existence values, it is useful to invoke a formulation from what is variously called the new demand theory or the household production model. This formulation does not claim that people literally consume commodities and services to gain satisfaction from them directly. Rather, people use these things to produce activities that yield satisfaction. The utility function, then, is expressed:

$$(6) \quad U_j = u_j(Z_j),$$

where Z_j is the vector of activities produced by individual (or household, in some formulations) j .

These activities are produced by combining purchased goods and services, environmental services and other public goods, and the individual's own time, all subject to a technology that is individual and subject to augmentation (through learning and practice) and degeneration (as for example, skills and physical condition deteriorate from neglect). In a complete household production model, time is allocated across work, learning, household maintenance and leisure activities, with interesting results concerning the implicit value of investment in self-improvement, leisure activities, etc. For our immediate purpose, a simpler rendition will suffice. Activities are produced in the following process:

$$(7) \quad Z_j = h_j[Y_j(t), S_j(t), \dots | T_j(t)],$$

where $T_j(t)$ is the household production technology.

Use value is associated with any activity that is produced by combining positive quantities of Y and S . While estimation of values is tomorrow's topic, rather than today's, I will point out one valuation implication of this definition of use value. Most of the reputable non-market valuation methods fall into one or other of two categories: contingent valuation (CV) or weak complementarity and/or implicit price (WC/IP) methods. CV methods involve the use of surveys or experiments to collect valuation information and are broadly adaptable for measuring all kinds of use and existence values. Some researchers have criticized these methods, however, because the data used are not generated in ordinary, real transactions and are therefore in some sense artifacts of the survey or experimental conditions. WC/IP methods use data concerning ordinary transactions in the markets for Y

as evidence of the value of S . If some Y_i is weakly complementary with some S_k , or if the quantity of S_k provided is an attribute of Y_i , WC/IP methods may be effective for valuing S_k . Well-known WC/IP methods involve analysis of travel expenditures to provide evidence about the value of recreation sites, and analysis of markets in residential real estate to estimate the value of environmental amenities in urban areas. The definition of use value (circa equation 7) suggests at least the possibility that both CV and WC/IP methods may be available for its measurement.

Considerable research has been directed to estimating on-site recreation benefits and the value of amenities associated with places of residence and work, but these represent only a few of the use values that are generated by environmental assets. In addition, there are: off-site use such as may occur when game and fish harvested elsewhere are dependent on a wetland or marsh during vital stages of the life-cycle; incidental use, which occurs as, for example, scenery adds to the enjoyment of travel undertaken for some entirely different purpose; and non-participant or vicarious uses, as occur when one obtains a sense for participating in some environment-related activity through exposure to pictures, sound recordings, etc., taken by someone else, or to narratives of another person's participation. Furthermore, there are many forms of on-site or "hands on" use that are in some way less formal than purchasing a residence, or checking-in at a recreation site. These informal on-site uses are surely important, but do not readily generate information about participation rates or use values.

It is necessary to distinguish among four classes of use values, on the basis of the timing of the use decision (past or future), the uncertainty that attaches to future use and the value that attaches to delaying irreversible decisions about use if new information is expected to become available later.

- (i) **Past and current use values** are observable ex post (i.e., after the use decision has been made). For certain kinds of use (including several that are frequently researched), ex post use is routinely recorded and amenable to WC/IP valuation methods. However, the process of valuation is forward-looking; therefore, ex post use is of interest only in so far as it allows projection of future use and, hence, of future use values.
- (ii) **Expected value of future use:** Future use is ex ante (i.e., the irrevocable use decision is yet to be made), uncertain, and subject to change as new information becomes available. Future use must be projected from past use or inferred from,

for example, surveys of the intentions of identifiable users. The expected value of future use – often called *expected surplus* – may be projected from studies (including those that apply weak complementarity techniques) of ex post use values, or estimated in CV studies of ex ante use.

- (iii) **(Ordinary) option value:** If uncertainty attaches to the future availability of the environmental asset, a risk averse household may be willing to pay a premium beyond expected surplus (ES) to ensure future availability. This premium has been called *option value* (OV). However, the total willingness to pay, now, for an option for future use is called *option price* (OP), defined so that $OP = ES + OV$. There has been considerable controversy (Schmalensee 1972) as to whether OV may take a negative value, as opposed to the positive value assumed by early writers such as Weisbrod (1964). The problem is that there are two kinds of risk: demand risk, in which a purchased option would prove useless if future demand did not eventuate; and supply risk, in which future availability is not assured unless the option is purchased. In buying an option, one may encounter demand risk as a result of an act taken to avoid supply risk. Only in the case where demand is certain and supply uncertain can we be assured that, for a risk averse household, $OV > 0$ and $OP > ES$ (Bishop 1982).

These constructs, ES, OV, and OP, are all based on the notion of sure payments. Building upon the literature on the economics of insurance, Graham (1981) has shown that some schemes of ex post contingent payments may generate values greater than the larger of OP and ES. Graham defined the "*fair bet point*" (FB), which always has an expected value equal to or greater than OP.

It seems clear that FB is the ideal construct for valuing future use under uncertainty. Option price can be viewed, quite literally, as the second-best construct, since it is the value that emerges in the absence of perfect contingent claims markets.

- (iv) **Quasi-option value:** Arrow and Fisher (1974) and Henry (1974) introduced the concept of quasi-option value, which has special pertinence to preservation versus development decision. If development is irreversible (e.g.,

preservation in period 1 allows the choice of preservation or development in period 2, but development in period 1 preordains development in period 2) and one expects new information about the value of preservation to emerge after period 1 but before the period-2 decision must be made, quasi-option value is positive. It is, essentially, the value of the emerging information conditional on having made the period-1 choice (preservation, in this case) that maximizes the period-2 array of alternatives (Fisher and Hanemann 1984).

The literature does not yet include empirical estimates of quasi-option value, but Fisher and Hanemann (1984) provide some numerical examples that suggest that quasi-option value may be much larger than ordinary option value when preservation is an alternative to irreversible development.

Existence Value. It is possible that value may be generated by simply knowing that the environmental asset exists. I have defined use value, above, as any value that emerges from activities produced by combining S and any element of Y. Existence value must be generated by activities produced by the process

$$(8) \quad Z_j = h_j[\text{O}, \text{S}(t), \dots | \text{T}_j(t)],$$

which is a special case of process (7). That is, existence values for S are generated by S alone, subject to an activity production technology which permits an understanding and appreciation of S (Randall and Stoll 1983). No elements of the Y vector are involved, in the current time period. However, in-person or vicarious activities combining S and Y in some previous time periods seem essential to developing the kinds of knowledge and appreciation (i.e., technology) that permit positive pure existence activities.

For consistency, existence value must arise from concern about the enjoyment that others may actually or potentially obtain from the maintained environment, or concern for the environment, itself. Concern for one's own potential future use – even off-site, incidental and vicarious use – cannot be a source of existence value; values arising from these concerns have been assigned to the use value category.

One implication of this definition of existence value is that it is strictly impossible to estimate existence value with WC/IP methods.

Total economic value (TEV) is defined as the sum of use values (including option and quasi-option values, as appropriate) and existence value.

Total Economic Value Implements a Particular Political Ethic

The definition of total economic value is sufficient to reject the criticism that the mainstream economic approach to environmental values is merely commercial, i.e., that it imposes the values of the marketplace on environmental issues which are more properly addressed with an appropriate political ethic. TEV includes existence values, and use values of all kinds including those that find no expression in the marketplace.

Still the question remains: if not a commercial value system, what kind of ethic does TEV embody? At the outset, we note that TEV is rooted in human preferences. It is homocentric, in that nonhuman elements of the environment are valued in so far as they are pleasing (in the broadest sense) to humans. Value derives from human caring, and if human caring ceased for some reason, environmental values would evaporate and environmental entities would lose all value-based claims even for continued existence. Furthermore, TEV is an instrumentalist value system. Environmental entities are valued in so far as they are instruments for satisfying human objectives. Instrumentalism provides a place for many environmental entities that may not be the subject of direct and conscious human caring. If any entity plays a crucial role in the sustainability of an ecosystem people care about, or which supports a species people care about, instrumentalism establishes a value for that entity.

A homocentric and instrumentalist system of environmental values should not be dismissed a priori. Nevertheless, there are other ethical views of the role of natural resources and, particularly, of nonhuman life-forms. For example, animals may be seen as "having a good of their own", possessing rights, or being the beneficiaries of duties and obligations arising from ethical principles incumbent on humans. Some people, including some economists, may subscribe to some of these views. However, the mainstream economic approach to environmental values is not informed by these alternative ethics and, conversely, proponents of alternative ethical perspectives may find the economic approach objectionable.

To this point, we have established that the mainstream economic approach is homocentric and instrumentalist, and based on human pre-

ferences. What remains is the issue of the relationship between the individual human and the broader society. When individual values conflict, what is good for society? The post-Enlightenment western philosophical tradition offers several answers; philosophical individualism, the public interest philosophy, and utilitarianism are among the best-known.

Individualism emphasizes the rights of individuals vis-a-vis their government. Value, at the individual level, derives from individual preferences. At the societal level, individualism emphasizes voluntary consent. The voluntary nature of exchange and trade provide their legitimacy; collective action is legitimate only if it attains unanimous consent. Value, at the societal level, is therefore defined in terms of WTP and WTA. However, proposals may be implemented legitimately only if those who would otherwise lose are compensated fully (i.e., to the full extent of their WTA).

The public interest approach is less concerned with the rights of individuals vis-a-vis the collective, and more concerned with identifying the general welfare and implementing policies that promote it. In political theory, this idea is expressed in the search for perfect political institutions; in economics, the idea of a social welfare function expresses general welfare ideals. In real-world politics, policies to regulate the activities of individuals and firms, and the use of the taxation system for redistributive purposes, are often justified by appeal to public interest arguments. Value, in the public interest philosophy may deviate from WTP and WTA in a variety of ways: e.g., welfare weights may be applied; merit goods may be provided in excess of willingness to pay; and various socially-disapproved commodities and activities for which there is ample evidence of willingness to pay may be discouraged via taxes or restrictions, or prohibited.

Utilitarianism provided the philosophical foundation for rooting a theory of value in human preferences. Of course, that much is consistent with individualism. Utilitarians, however, deny the individualist criterion (voluntary consent) for collective action. The classical utilitarian answer to the question – when individual values conflict, what is good for society? – was "whatever results in the greatest good for the greatest number." But the this answer encountered obvious problems when, for example, very great good to a few was opposed to trivial good for each of many. A great many versions of utilitarianism have been proposed, in response to this and other problems.

One of these utilitarian solutions is the rule summarized in equation (4): individual WTP and/or WTA (as appropriate) are summed across people. This rule is variously called: the benefit cost rule, for

reasons that do not need explanation; the Kaldor-Hicks compensation test, because an excess of aggregate WTP over aggregate WTA would prove that the gainers could afford potentially to compensate the losers; and the potential-Pareto-improvement (PPI) criterion, because proposals that pass this test could, again potentially, be implemented with making anyone worse-off. If compensation is only potential and never actualized, the compensation test and the PPI criterion offer nothing more than the aggregation rule of equation (4). On the other hand, a requirement of full compensation would implement individualism, not utilitarianism at all.

The PPI criterion and total economic value (as defined above) provide utilitarian answers to the great political question. To that extent, they have standing in political ethics as well as in economics. It is simply false to claim that the mainstream economic approach represents an alien intrusion from the domain of commerce into the realm of politics.

To claim that the PPI and TEV have standing as a system of political ethics exposes them to criticism on political-ethical grounds. Many utilitarians reject the particular version of utilitarianism expressed in the PPI. Some object to the attempt to judge the consequences of proposed policies, while others object to a judgement criterion that is based on unrestricted individual preferences and weights individual preferences by individual endowments prior aggregating the resultant values without reference to any distributional goal. Individualists, of course, object to a criterion that routinely approves proposals that would cause uncompensated harm for some. Public interest theorists see no compelling reasons to believe that the general welfare concept is captured satisfactorily by the PPI.

Therefore, I conclude that the mainstream economic approach to environmental values is coherent and complete, and is admissible as an ethic for public policy. But – being homocentric, instrumentalist, and utilitarian in a very particular way – there is no reason to expect it to be a universally compelling ethic for environmental policy.

Mainstream Economics and Environmental Conservation Policy

The governing institutions of the western democracies tend to be pluralistic. Seldom is a single school of political ethics institutionalized. Rather, particular ethical theories find expression in particular established institutions. Individualistic precepts underly the laws that secure and protect individual liberties and private property.

Public interest precepts find expression in the institutions of constitutional democracy, the police power regulation of private activity, and the fiscal institutions that permit the design of taxation and public spending programs to serve various social goals. Utilitarian precepts are not so securely institutionalized. There are few laws requiring that public decisions be driven by the outcome of benefit cost analysis. More often, but still fairly infrequently, one finds benefits and costs among the factors that administrative agencies use to guide their decisions. Nevertheless, where benefit cost analysis has an explicit role in public decisions, it is always within an established body of laws that institutionalize non-utilitarian precepts. While it is true that, in the United States, federal water resources development projects must pass a benefit cost test, it is also true that such projects can be implemented only within a complex body of law that protects private property rights and establishes procedures through which a wide variety of social concerns can be brought to bear upon the decision and implementation process.

In principle, it would be possible to base the relationships between citizens and government entirely on the PPI concept. However, that has not occurred in the western democracies. Instead, one observes PPI tests applied, if at all, within the context of a pre-existing structure of more fundamental laws and institutions.

Economic Information and the Policy Process

It is useful to contrast two conceptions of the policy decision process – one based on the rational planning model and the other on a participatory model – and to explore the role of BCA in each. Here, the focus is upon the way in which complex and highly technical information is brought to bear upon policy decisions in a democracy.

In the **rational planning model**, there is at the top a decision maker sensitive to the public interest as expressed in the political process. A cadre of impartial analysts assemble objective information about the various possibilities and their projected outcomes for use by the decision maker, who decides policy. The rational planning model is linear and vertical: the terms of inquiry come down the chain of command to the analysts, who send their findings back up the chain of command to the decision maker. Since their substantial control over information flows gives the analysts potential influence for good or evil, they must be constrained by an implicit code of conduct that emphasizes loyalty to the rational planning process and to the ethic of impartiality.

The mainstream economic approach could become very influential in a rational planning process, should the decision makers and analysts choose to use it as a planning tool. However, there is no compelling reason to expect that an economic approach would always be chosen.

Mainstream economics provides two explicit decision criteria for environmental conservation issues: the extended benefit cost criterion and the safe minimum standard.

The extended benefit cost criterion requires a complete accounting of total economic value, as defined above. Nonmarket use values, option value and existence value should be estimated and included, to minimize the possibility that environmental values will be understated in the account of benefits and costs. Beyond that, extended benefit cost logic argues that, in the environmental policy context, there is a systematic imbalance of ignorance. Production and market value data are routinely recorded and readily available for the commercial products of natural environments. On the other hand, much less "hard data" is available with respect to noncommercial products; in the extreme, products and services of huge potential value given some yet-undiscovered technology may be unrecognized currently. Therefore, it is argued, the nonmarketed use values, option values and existence values are more likely than the commercial use values to be understated in even the most conscientious benefit cost analysis. For this reason, exponents of the benefit cost approach usually counsel that, in close decisions, the benefit of the doubt be extended to the preservation option.

The safe minimum standard (SMS) criterion was developed to analyze problems concerning endangered species but, it seems, could be adapted to many problems involving very long time horizons, massive uncertainty, and/or irreversibility. The SMS concept represents a partial retreat from the benefit costs framework. It recognizes that, regardless of the conceptual validity of the benefit cost framework, applications often fail to quantify important benefit and cost components. Thus the SMS concept offers a decision criterion that is admittedly incomplete but that has the virtue of claiming no more completeness than it can deliver (a virtue that is not always apparent in applied benefit cost analyses).

The SMS is defined as a level of conservation sufficiently high to reduce the probability of extinction (or irreversible loss) to a very low level. The expected costs of maintaining the safe minimum standard are then estimated, usually in terms of the present value of economic opportunities that would be foregone. Although there is often no direct quantitative comparison of the economic value of maintaining the

SMS versus the value of economic opportunities thus forgone, the decision maker is encouraged to choose a risk-averse strategy. For any species, population should be permitted to fall below the SMS only if the value of economic opportunities forgone by maintaining the SMS is "too high" or "very high." The SMS decision criterion is clearly incomplete, but it is useful in that it draws attention to the huge and often unquantifiable uncertainties involved in irreversible change and to the desirability of a risk-averse decision strategy when considering such changes.

The **participatory model** of the policy decision process emphasizes the broad participation of self-interested citizens in a complex, multi-arena policy environment. Those who staff the agencies of government are assumed to be no more immune from self-interest than the rest of us. Public decisions emerge from the interplay of competing interests within a complicated structure of overlapping institutions.

Through a wide variety of formal and informal institutions, policy-relevant information is generated, circulated, critiqued, and ultimately accorded some degree of credibility and influence in the policy process. The harm that a biased or incompetent analyst might do is restrained, not so much by a code of conduct as by the process of public criticism.

In the participatory model, benefit cost data serves as one kind of informational input among many. One may ask why a participatory decision process would have any use at all for information about the PPI-status of policy proposals. For simplicity, assume a society of self-seeking individuals, each attempting to maximize his/her own wealth position. Such individuals would be indifferent among sources of wealth – payments for productivity or transfers from others – and would rationally invest effort to obtain wealth from both sources. The PPI has clear implications for the wealth (broadly construed) of society at large, but its implications for individual wealth are much less direct. Frequently, individuals promote policies (e.g., protective trade policies for the sector in which they work) that may enhance their individual wealth while undermining the PPI objective. For the self-seeking individual, PPIs are, in a sense, public goods which (in the absence of further information) may or may not be associated with private gain.

Just as other public goods get produced, although not always in optimal quantities, so it is with PPIs. Rational wealth-seekers seek also to limit the transfers that others obtain, and they do this for both efficiency and distributional reasons. Given the difficulty of individual policing, it is rational to support the establishment of institutions to

ensure that the rentseeking activities of others do not get out of hand. Thus, the participatory model would predict a public concern with PPIs and an institutional structure to serve that concern. It would also predict that PPI concerns would not necessarily dominate the policy process; rather, one would expect recurrent conflict between the public PPI concern and various opposing and competing private concerns. A benefit costs test for PPIs would therefore play an important, but fundamentally limited role in the complex information flows that lubricate the participatory public policy process.

It follows that formal decision criteria are less relevant to a participatory policy process than to a rational planning process. Nevertheless, information about benefits and costs – and about the economics of maintaining a safe minimum standard of conservation – will be useful and influential in a participatory process. The critical processes characteristic of the participatory policy environment provide the analyst with good reasons for producing the most complete and professionally-competent economic analyses possible. It is these critical processes that provide some quality control over the information that influences policy decisions.

While I have contrasted the classical rational planning model and the participatory model, the sharp distinction I have made between them is seldom maintained in real-world governmental procedures. Governments that maintain a rational planning tradition have in many cases been moving to encourage various forms of public and interest group participation. Those that are predisposed toward a participatory style find it necessary to maintain a considerable planning apparatus, albeit one that has learned to operate within the parameters set by participatory processes.

Nevertheless, there is everywhere a persistent tension between those who see benefit cost analysis (BCA) as a planning tool and those who see it as merely one (perhaps important) kind of information system whose content may influence the outcome of public decisions. The former tend to concern themselves with establishing procedures that accord BCA a prominent place in the decision process, and with "perfecting" BCA as a social decision tool. This process of "perfecting" BCA is often seen as institutionalizing explicit deviations from the PPI criterion so as, for example, to give extra weight to basic needs, merit goods, and the demands of the relatively impecunious. Those who see BCA as an informational input in a participatory decision process tend to be more concerned that the whole BCA process be open to the public scrutiny. This would facilitate the criticism that reveals

erroneous and misleading claims and thereby establishes the degree of credibility that should be accorded the findings of BCA.

Concluding Comment

In this lecture, I have introduced the mainstream economic approach to environmental conservation policy, and examined its place in political ethics and in the more pragmatic environment of actual policy choice processes.

Tomorrow, my topic is more technical. I will address the methods available for estimating the economic values of environment goods.

Economia e politica di conservazione ambientale *

Lasciatemi dire quanto apprezzi il gentile invito del Prof. Misseri a visitare Catania e la sua Università: l'ospitalità riservatami è stata tra le più cortesi. Sono rimasto colpito inoltre dalla qualità dei programmi di questa Università e dalla larga partecipazione ad una lettura di economia ambientale.

L'idea che si possa parlare di economia dell'ambiente fa sorgere reazioni molto divergenti. La disparità di vedute sorge principalmente a causa delle opinioni diverse che si hanno a proposito di "economia". Coloro che pensano all'economia come allo studio delle attività commerciali e industriali spesso nutrono forti sospetti che queste attività di per sé siano nemiche della qualità ambientale, e si aspettano che l'economia dell'ambiente si interessi dei costi piuttosto che dei benefici dei progetti e dei programmi con finalità ambientali. Altri, ricordandosi che l'economia affonda le sue radici nella filosofia morale, riconoscono senza dubbio che essa offre approfondimenti non solo su argomenti che riguardano le attività commerciali ma anche su argomenti relativi al benessere collettivo. Alcuni di questi pensano tuttavia che la concezione, particolare o generale, di benessere collettivo, almeno quella che emerge dall'approccio economico prevalente, mostri maggiormente le sue debolezze proprio nel campo ambientale laddove invece dovrebbe avere la massima capacità analitica.

* La traduzione è stata curata dal Dr. G.L. Corinto, Ricercatore c. presso il Dipartimento Economico Estimativo Agrario e Forestale dell'Università di Firenze.

Inoltre, ci sono quelli che reputano l'economia come una disciplina dotta che studia con imparzialità scientifica le scelte individuali e collettive. Altri vedono l'economia come una professione, come la medicina o l'ingegneria, e pretendono dagli economisti norme di scelta per gli individui e per la società sempre più precise. Per ogni gruppo di persone che assume una delle opinioni sopra delineate e che spera soltanto che gli economisti possano mettere in pratica il loro particolare ideale, c'è un altro gruppo di individui che sospetta e teme che gli economisti possano in effetti farlo.

Il mio scopo per stasera è cercare di armonizzare queste opinioni divergenti. Alla fine, spero di aver fornito un quadro complessivo dell'economia ambientale che elimini molti dei malintesi che abbondano in proposito. E spero che il quadro finale sia più chiaro di quello iniziale. Non ho idea, comunque, se lo giudicherete migliore o peggiore di quello da voi posseduto.

Tra gli economisti dell'ambiente e delle risorse esiste una sostanziale diversità metodologica e ideologica (Randall, 1985). Non è possibile infatti stabilire su molti argomenti una monolitica "posizione degli economisti". Tuttavia esiste, almeno nei paesi di lingua anglosassone, un approccio prevalente. Stasera introdurrò le peculiarità di tale approccio relativamente ai problemi di conservazione ambientale, identificherò i giudizi di valore su cui esso si basa, e stabilirò la relazione che intercorre tra questo approccio economico e la filosofia politica, e cercherò di individuare il contributo potenziale che questo approccio apporta alla formazione del processo politico.

Benefici e costi dei progetti con effetti ambientali

Si consideri un ambiente complesso, E , che produce nel corso del tempo un vettore di servizi, $S(t)$. Questi servizi (o beni o amenità) sono verosimilmente di diverso tipo – per esempio, servizi di supporto alla vita degli uomini, degli animali e delle piante; servizi estetici, inclusa la visibilità atmosferica, il paesaggio, la diversità genetica; le opportunità ricreative; l'accumulo di sostanze nocive – e molti di essi sono quasi certamente senza mercato. In qualunque momento, la disponibilità di ciascuno di questi servizi – unicamente determinata da relazioni geologiche, idrologiche, atmosferiche ed ecologiche – è funzione dei fattori ambientali, $A(t)$, e degli input controllati dall'uomo, $X(t)$, con essi combinati:

$$(1) \quad S(t) = f[A(t), X(t)].$$

Gli uomini entrano nel sistema non solo come produttori di servizi, ma anche come modificatori dei caratteri delle risorse. Possono fare ciò direttamente, per esempio, destinando il territorio ad altri usi, deviando il corso delle acque, rimuovendo la vegetazione, o il suolo con l'attività mineraria, o indirettamente per effetto collaterale previsto o accidentale di attività (agricola, mineraria) intraprese altrove.

Definito con $N(t)$ un vettore di input "naturali" sistemici, ad esempio di natura geologica, idrica, atmosferica ed ecologica.

$$(2) \quad A(t) = g[N(t), X(t)].$$

Tra N e X possono stabilirsi delle interrelazioni. Per esempio, un eccessivo sfruttamento delle capacità assimilative dell'ambiente implica che su di esso vengono depositate quantità inquinanti tali da modificare le sue caratteristiche naturali.

Ciascun individuo possiede una propria struttura di preferenze che si esprime sia verso i beni ed i servizi che possono essere comunemente acquistati, ad esempio, in un supermercato, $Y(t)$, e sia verso i servizi dell'ambiente, $S(t)$. Alcuni servizi offerti dall'ambiente vengono utilizzati per produrre beni del vettore Y ; in tal caso essi sono valutati e domandati indirettamente ovvero attraverso la domanda diretta di Y . Gli economisti sono soliti descrivere le preferenze con una funzione di utilità individuale. Per un individuo j ,

$$(3) \quad U_j(t) = u_j[S(t), Y(t)].$$

Ciascun individuo sceglie un paniere di beni e servizi minimizzando la spesa richiesta per raggiungere un dato livello di utilità, cioè, di soddisfazione. Questo processo identifica una serie di domande compensate, ognuna relativa a un dato livello di utilità. Ai fini dell'analisi dei costi e dei benefici dei progetti con effetti ambientali, si deve scegliere una particolare curva di domanda compensata totale e quindi uno specifico livello di utilità. Per convenzione, si è soliti scegliere il livello di utilità individuale iniziale. Le domande riferite a tale livello di utilità hanno la proprietà (i) di rappresentare le domande che motivano gli atti di scambio volontario dei beni nel mercato, e (ii) di soddisfare per gli interventi di politica pubblica il test di compensazione di Kaldor-Hicks, detto anche test di Miglioramento Potenziale Paretiano (PPI, Potential Pareto Improvement¹. Torneremo

¹ N.d.T.: Il test di Miglioramento Potenziale Paretiano indica, come il criterio di compensazione di Kaldor ed Hicks, che una proposta di intervento

su questo aspetto nella discussione sui giudizi di valore dell'analisi costi-benefici.

Il processo di minimizzazione della spesa produce, per ciascun individuo in $j = 1, \dots, J$, valutazioni sui servizi offerti dall'ambiente, $V_j [S_j(t)]$.

Il valore attuale del flusso dei servizi ambientali correnti e futuri si trova sommando, per tutti gli individui, il valore attualizzato di quel flusso:

$$(4) \quad PV(E) = \sum_{j=1}^J \int_{t_0}^{\infty} V_j [S_j(t)] e^{-rt} dt,$$

dove r è il saggio di interesse.

Come la simbologia - $PV(E)$ - suggerisce, il valore dell'ambiente, E , considerato come fondo, è esattamente uguale al valore attuale netto del flusso dei suoi servizi. In questo modo l'ambiente, E , è visto come un bene capitale che assume un valore nella misura in cui i servizi che esso produce sono apprezzati da parte della collettività. Questi servizi sono determinati dagli attributi dell'ambiente, che a loro volta dipendono dalle caratteristiche del sistema naturale e dalle attività antropiche. Se l'ambiente dovesse essere disturbato - vale a dire se il vettore $X(t)$ degli input controllati dagli uomini dovesse essere modificato - muterebbero i suoi attributi e quindi il vettore $S(t)$ dei servizi che fornisce e quindi, ancora, il suo valore capitale.

Si consideri un progetto, che con certi costi di conversione, $C^\Delta(t)$, cambi $X(t)$ in $X^\Delta(t)$, e con esso l'ambiente, E , nello stato "con progetto", E^Δ . Il progetto proposto dovrebbe sostituire il flusso di servizi, $S(t)$, "senza progetto", con il flusso di servizi, $S^\Delta(t)$ "con progetto". Il valore netto attuale di questo progetto è

$$(5) \quad PV(\Delta) = PV [E^\Delta - C^\Delta(t) - E],$$

dove i valori attuali di ciascun individuo sono scontati come in (4). Se $PV(\Delta)$ è maggiore di zero, il progetto produrrà un Miglioramento Potenziale Paretiano (MPP) e passerà, quindi, il vaglio dell'analisi costi-benefici.

è accettabile se il valore dei benefici ottenuti da chi migliora la propria posizione è maggiore dei costi sostenuti da chi peggiora la propria posizione.

E' forse necessario riassumere il contenuto di questa sezione in 8 succinte proposizioni:

1. Un sistema ambientale può essere visto come un patrimonio che produce servizi che la collettività valuta.
2. Nessun progetto produce niente dal nulla. Piuttosto, un progetto o un programma è una proposta di modifica ad un certo costo di un dato ambiente, e quindi dei servizi che questo produce.
3. L'analisi costi-benefici confronta (a) il valore attuale dell'ambiente "con progetto", al netto dei costi di trasformazione, con (b) il valore attuale dell'ambiente "senza progetto". Se (a) è maggiore di (b) il progetto sarà giudicato apportatore di un Miglioramento Potenziale Paretiano, cioè come "PPI", e passerà il filtro dell'analisi costi-benefici.
4. Una valutazione aggregata secondo il principio del Miglioramento Paretiano Potenziale verrà accettata se e solo se coloro che preferiscono E^A sono disposti a pagare a sufficienza per ottenerlo (o, il che è lo stesso, sono disposti a pagare per godere del relativo flusso di servizi) da quelli che preferiscono E. Per chi preferisce E^A , il valore è definito come disponibilità a pagare (Willingness to Pay, WTP); per chi preferisce E, il valore è la disponibilità ad accettare (Willingness to Accept, WTA). Non è necessario che tra i due gruppi di individui ci sia un effettivo trasferimento monetario né tantomeno che coloro che subiscono il danno siano completamente compensati.
5. Le valutazioni individuali su cui si basano i valori aggregati sono determinate dalle preferenze e dalle dotazioni monetarie individuali.
6. Il valore discende dalle preferenze e, quindi, nell'ambito dell'analisi costi-benefici assume valore qualsiasi cosa che sia oggetto di preferenza. In tal senso, il valore è più importante del prezzo, il quale, nelle condizioni più favorevoli, rappresenta il valore marginale dei beni scambiati in un mercato organizzato. Il campo di applicazione dell'analisi costi-benefici non è ristretto al settore dei beni e dei servizi privati.
7. Dal momento che le ricchezze individuali determinano l'entità dei valori individuali, è indubbio che l'analisi costi-benefici dà maggior peso alle cose che risultano preferite da chi relativamente possiede di più.
8. Le complesse relazioni tra "input naturali", input controllati dall'uomo, attributi dell'ambiente ed i servizi da questo forniti (Cfr. equazioni 1 e 2) devono essere comprese e quantificate se si vuole che i risultati dell'analisi costi-benefici siano completi e

attendibili. Nella valutazione l'ignoranza di queste relazioni crea spesso problemi assai più ardui di quelli che si incontrano nella stima dei servizi ambientali.

Una tassonomia dei valori

Permettetemi di soffermarmi di più sul punto 6. Siccome il valore discende dalle preferenze, esso non va riferito soltanto alla soddisfazione che si prova dall'uso corrente dei servizi ambientali. Wiesbrod (1964) e Krutilla (1967) hanno puntualizzato che, specialmente in un'epoca di crescita della popolazione, del benessere e di progresso tecnologico diffuso, gli ambienti naturali non ancora compromessi dall'azione antropica vanno rapidamente scomparendo. E ciò in quanto essi vengono destinati ad usi produttivi irreversibili. E' plausibile pensare che le preferenze degli uomini siano indirizzate verso usi correnti, usi futuri, opzioni di uso futuro se la disponibilità futura è incerta, nonché verso la mera esistenza dell'ambiente senza che vi sia alcuna previsione di fruizione. Se tali preferenze esistono effettivamente, allora i valori che da loro scaturiscono dovrebbero essere inclusi nella valutazione economica dei progetti che prevedono usi alternativi dell'ambiente.

Per differenziare tra il valore d'uso e quello di esistenza, è utile ricordare un postulato invocato sia dalla nuova teoria della domanda sia dal cosiddetto modello di produzione familiare. Il postulato in questione asserisce che per ricavare soddisfazione dai beni e dai servizi non è necessario che questi siano direttamente consumati; piuttosto è necessario utilizzare i beni e i servizi per produrre attività in grado di dare soddisfazione. La funzione di utilità allora è espressa:

$$(6) \quad U_j = u_j(Z_j),$$

dove Z_j è il vettore delle attività messe in atto dall'individuo j (o dalla famiglia, in certe formulazioni).

Queste attività sono attuate combinando beni e servizi privati, servizi ambientali e altri beni pubblici nonché il tempo di cui ciascun individuo dispone, sulla base di una data tecnologia, che è individuale ed è soggetta a incrementi (attraverso l'apprendimento e l'esperienza) e a diminuzioni (ad esempio, l'abilità e la efficienza fisica si perdono se non esercitate). In un modello completo di produzione familiare, il tempo è allocato tra il lavoro, lo studio, la manutenzione della casa e le attività di svago: interessanti sono i risultati che pos-

sono ottenersi circa il valore implicito (attribuito) dell'investimento nel miglioramento personale, nelle attività di svago, ecc. A fini immediati, è sufficiente una semplice rappresentazione del modello. Le attività sono prodotte nel seguente processo:

$$(7) \quad Z_j = h_j [Y_j(t), S_j(t), \dots | T_j(t)],$$

dove $T_j(t)$ è la tecnologia della produzione familiare.

Il **valore di uso** è associato in ogni attività che si attua con la combinazione di quantità positive di Y e di S . Mentre la stima dei valori è un argomento che affronterò domani, oggi metterò in evidenza una implicazione valutativa della definizione data di valore d'uso. La maggior parte dei più importanti metodi di valutazione senza mercato ricadono nell'una o nell'altra delle seguenti categorie: Valutazione Contingente (CV) o Complementarità debole e/o Prezzo Implicito (WC/IP). I metodi CV comprendono l'uso di inchieste o di esperimenti atti a raccogliere informazioni utili alla valutazione, e sono largamente adattabili per la misura di tutti i tipi di valori di uso e di esistenza. Alcuni ricercatori, comunque, hanno criticato tali metodi perché i dati usati non sono generati in transazioni ordinarie e reali e quindi sono in un certo senso artefatti dalle condizioni di rilievo e di sperimentazione. I metodi di WC/IP usano dati di mercato di Y come prova del valore di S . Se qualche Y_i è debolmente complementare a qualche S_k , o se la quantità offerta di S_k è un attributo di Y_i , i metodi WC/IP possono essere efficaci per valutare S_k . I ben noti metodi WC/IP comportano l'analisi delle spese sostenute dai viaggiatori da cui inferire il valore dei siti ricreativi e l'analisi dei mercati dei beni immobili residenziali per stimare il valore delle amenità nelle aree urbane. La definizione di valore d'uso (vedi l'equazione 7) suggerisce almeno la possibilità che entrambi i metodi, CV e WC/IP, possano essere applicati per queste misure di valutazione. Una mole considerevole di ricerche è stata condotta per stimare i benefici ricreativi goduti in luogo (on-site) ed il valore estetico dei luoghi di residenza e di lavoro; ad ogni buon conto i benefici di uso on-site rappresentano solo una parte dei valori d'uso che sono generati dall'ambiente. Oltre agli usi in loco sono possibili: l'uso non in luogo (off-site) che si ha quando, ad esempio, la fauna che vive in un territorio viene poi cacciata o catturata in un altro luogo; l'uso incidentale, che si ha quando, per esempio, avendo intrapreso un viaggio per tutt'altro scopo, si ammira il paesaggio; l'uso vicario e mediato che consiste nella partecipazione ad attività che hanno una correlazione con l'ambiente come l'esposizione di quadri o la diffusione di registrazioni musicali, ecc., o

il racconto di altre persone. Inoltre, ci sono molte forme di uso in loco o "hands on" che sono in -qualche modo meno formali dell'acquisto di un immobile o anche della effettiva frequentazione di un luogo di ricreazione. Questi usi in loco sono sicuramente importanti, ma non danno pronte informazioni sul grado di partecipazione delle persone o sul valore dell'uso.

In base al tempo (passato o futuro), di fruizione all'incertezza che caratterizza l'uso futuro e al valore che si consegue nel rinviare decisioni irreversibili qualora si prevede che nuove informazioni saranno disponibili in futuro, è necessario distinguere quattro classi di valore d'uso:

i) **Valori d'uso passati e presenti** sono osservabili ex-post (cioè, dopo che la decisione d'uso è stata presa). Per certi tipi d'uso (inclusi molti che sono spesso oggetto di ricerca), l'uso ex-post è di norma registrato e utilizzabile dai metodi WC/IP. Poichè la stima è previsionale l'uso ex post è di interesse solo in quanto permette proiezioni sull'uso futuro e di conseguenza sul relativo valore.

ii) **Valore atteso di uso futuro**: l'uso futuro è ex-ante (cioè la decisione sull'uso è ancora da prendere), incerto e soggetto a cambiamento se divengono disponibili nuove informazioni. L'uso futuro deve essere proiettato dal passato o derivato dalle intenzioni rivelate in questionari da utenti ben identificati. Il valore atteso dell'uso futuro - spesso detto surplus atteso - può essere dedotto da studi (inclusi quelli che applicano le tecniche di WC) di valori d'uso ex-post, o stimato in studi CV di usi ex-ante.

iii) **Valore opzionale (ordinario)**: se lo stato futuro dell'ambiente è incerto, per assicurarsene la disponibilità una famiglia avversa al rischio potrebbe essere disponibile a pagare un premio oltre al valore atteso (ES). Questo premio è stato chiamato *valore di opzione* (OV). Comunque la disponibilità totale a pagare per un'opzione futura è chiamata *prezzo di opzione* (OP), definito come $OP = ES + OV$. Ci sono state considerevoli controversie (Schmalensee, 1972) se OV potesse avere valore negativo, in opposizione all'opinione dei primi autori come Weisbrod (1964) che assumevano per OV valori positivi. In effetti il problema è che vi sono due tipi di rischio: il rischio di domanda, in cui una opzione di acquisto potrebbe rivelarsi inutile se non dovesse aversi la domanda futura; e il rischio di offerta in cui la disponibilità futura non è assicurata finché l'opzione non si trasforma in acquisto. L'acquisto di una opzione può aversi per il rischio di domanda come risultato di un atto compiuto per evitare un rischio di offerta. Solo nel caso in cui la domanda è certa e l'offerta è incerta si può

essere sicuri che, per una famiglia avversa al rischio, $OC > OV$ e $OP > ES$ (Bishop, 1982).

Questi concetti, ES , OV e OP , sono tutti basati sulla nozione di pagamenti certi. Sulla base della letteratura economica delle assicurazioni, Graham (1981) ha mostrato che alcuni schemi di pagamenti impreveduti ex-post possono generare valori maggiori dei massimi OP e ES . Graham ha definito il "punto di equa scommessa" (Fairy Bet Point, FB), che ha sempre un valore atteso uguale o maggiore di OP .

Per quanto detto sembra logico attendersi che per valutare l'uso futuro in condizioni di incertezza il costrutto ideale sia FB . Il prezzo di opzione va invece visto come soluzione pratica di secondo ottimo dal momento che è il valore che si riscontra in assenza di mercati perfetti degli eventuali risarcimenti.

iv) **Valore di quasi opzione:** Arrow e Fisher (1974) hanno introdotto il concetto di valore di quasi opzione che ha una speciale pertinenza nelle decisioni relative alla conservazione o alla trasformazione produttiva di un ambiente naturale. Se la trasformazione è irreversibile (cioè, se la conservazione nel tempo 1 consente sia la scelta di conservazione che di trasformazione nel tempo 2, e la trasformazione nel tempo 1 preordina la successiva trasformazione nel tempo 2, e si aspettano nuove informazioni circa il valore di conservazione, che emerge dopo il tempo 1 ma prima del tempo 2, allora il valore di "quasi opzione" risulta positivo. Il valore di quasi opzione è, essenzialmente, il valore delle informazioni prodotte dall'aver scelto nel primo periodo l'ipotesi di conservazione la quale rende massimo il campo delle alternative del periodo 2 (Fisher e Hanemann, 1984). In letteratura ancora non si trovano esempi di valutazione empirica del valore di quasi opzione, ma Fisher e Hanemann (1984) forniscono alcuni esempi numerici che suggeriscono che il valore di quasi opzione può essere più grande del valore di opzione ordinaria quando la conservazione è un'alternativa allo sviluppo irreversibile.

Valore di esistenza. E' possibile che il valore si origini dalla semplice conoscenza che un bene ambientale esiste. Più sopra ho definito valore d'uso qualsiasi valore che emerge dalle attività prodotte combinando S ed ogni elemento di Y . Il valore di esistenza deve essere generato dalle attività prodotte dal processo:

$$(8) \quad Z_j = h_j [(O, S(t) \dots | T_j(t)],$$

che è un caso speciale del processo (7). Vale a dire, i valori di esistenza per S sono generati solo da S in base a una tecnologia produttiva la quale permette sia l'effettiva comprensione che l'apprezzamento di

S (Randall e Stoll, 1983). Nel periodo presente non è interessato alcun elemento del vettore Y. Comunque, esperienze precedenti di combinazioni tra S e Y, fatte "in prima persona" o da altri, sembrano essenziali allo sviluppo dei tipi di percezione e di apprezzamento in grado di formulare valori di esistenza.

Per coerenza il valore di esistenza deve sorgere dall'interesse verso il godimento che altri possono, nel presente o nel futuro, ottenere da un ambiente salvaguardato, o dall'interesse verso l'ambiente stesso. L'interesse verso un proprio uso potenziale – anche "off-site", un uso incidentale o vicario – non può essere all'origine del valore di esistenza; i valori che si originano da questi interessi sono stati catalogati nella categoria del valore d'uso.

Dalla definizione data di valore di esistenza consegue che è del tutto impossibile stimare tale valore con i metodi di WC/IP.

Il valore economico totale (TEV) è definito come la somma dei valori d'uso (inclusi i valori di opzione e di quasi opzione) e del valore di esistenza.

Il valore economico totale promuove una particolare etica politica

La definizione di valore economico totale è sufficiente a rifiutare l'atteggiamento critico di chi sostiene che l'approccio economico prevalente ai valori ambientali sia dominato dal mercato nel senso che esso impone valori di mercato a problemi ambientali che sono meglio affrontati da una appropriata etica politica. Il TEV include i valori di esistenza e i valori d'uso di tutti i tipi, inclusi quelli che non trovano espressione nel mercato.

Ciò non di meno rimane la seguente domanda: che tipo di etica incorpora il TEV, se non un sistema di valori di mercato? Innanzi tutto, si nota che il TEV si basa sulle preferenze umane, è omocentrico in quanto gli elementi non umani dell'ambiente sono apprezzati (nel senso più ampio) dagli uomini. Il valore deriva dall'interesse degli uomini, e se tale interesse umano per qualche ragione venisse a cadere, i valori ambientali si volatilizzerebbero e le entità ambientali non vanterebbero più crediti di valore nemmeno per la continuazione della loro esistenza. Inoltre, il TEV è un sistema di valutazione per così dire strumentale nel senso che i beni ambientali sono valutati nella misura in cui essi risultano strumentali alla soddisfazione di obiettivi umani. Lo strumentalismo attribuisce un ruolo a molti beni ambientali che possono non essere oggetto di attenzione consapevole e diretta da parte degli uomini. Se un'entità ambientale giuoca un ruolo cruciale nel so-

stenero un ecosistema o una specie che interessa la collettività, lo strumentalismo stabilisce un valore per quella entità.

Un sistema di valori ambientali omocentrico e strumentale non dovrebbe essere scartato a priori. Ciò non di meno, ci sono altri punti di vista sul ruolo delle risorse naturali ed, in particolare, sul ruolo delle forme di vita inanimate. Per esempio, gli animali possono essere visti come esseri "aventi un'utilità di per se stessi", che possiedono propri diritti, e che sono beneficiari di doveri ed obblighi che si originano dai principi etici propri degli uomini. Qualcuno, compreso qualche economista, potrebbe sottoscrivere alcuni di questi punti di vista. Comunque, l'approccio economico ortodosso alle valutazioni ambientali non è informato a questa etica alternativa e, di contro, coloro che propongono prospettive etiche alternative potrebbero trovare discutibile l'approccio economico.

A questo punto si è stabilito che l'approccio economico prevalente è omocentrico, strumentale ed è basato sulle preferenze degli uomini. Ciò che rimane è il problema del rapporto tra l'uomo come individuo e la società nel suo complesso. Quando i valori individuali entrano in conflitto, qual è il bene per la società?

La tradizione occidentale post-illuministica offre diverse risposte: le più conosciute sono quelle offerte dall'individualismo filosofico, dalla teoria dell'interesse pubblico, e dall'utilitarismo.

L'**individualismo** pone l'accento sui diritti dell'individuo di fronte al proprio governo. Il valore, a livello individuale, deriva dalle preferenze dei singoli. A livello di società l'individualismo pone in risalto il consenso volontario. La natura volontaristica dello scambio e dei commerci fornisce queste attività di una legittimazione; l'azione collettiva è legittimata solo se ottiene il consenso unanime. Il valore, a livello di società, è quindi definito in termini di disponibilità a pagare (WTP) e disponibilità ad accettare (WTA). Comunque, le proposte di modifica dello status quo possono essere legittimamente rese effettive solo se coloro che subiscono una perdita siano completamente compensati (cioè, fino al livello totale della loro WTA).

L'**approccio dell'interesse pubblico** è meno interessato ai diritti dei singoli individui nei confronti di quelli collettivi, e maggiormente all'identificazione del benessere generale e dalla messa in atto delle politiche che lo promuovono. Nella teoria politica, quest'idea è espressa dalla ricerca della perfezione nelle istituzioni politiche; in economia, l'idea della funzione di benessere sociale esprime ideali di benessere generale. In concreto, le politiche di regolamentazione delle attività degli individui e delle imprese, e l'uso del sistema di imposizione fiscale a fini di redistribuzione dei redditi, sono spesso giustifi-

cati facendo appello ad argomenti di pubblico interesse. Il valore, nella filosofia dell'interesse pubblico, può divergere dalla WTA in vari modi: per esempio, possono essere applicati parametri di ponderazione del benessere sociale: i beni indivisibili possono essere offerti in eccesso alla disponibilità a pagare; infine la propensione verso l'acquisto di beni e verso attività socialmente disapprovate, può essere scoraggiata attraverso l'imposizione di tasse o restrizioni o addirittura proibita.

L'**utilitarismo** rappresenta le fondamenta filosofiche del valore delle preferenze umane; naturalmente, esso è coerente con l'individualismo. Gli utilitaristi, comunque, negano il criterio individualistico (il consenso volontario) che guida l'azione collettiva. La risposta classica degli utilitaristi alla domanda – quando i valori individuali entrano in conflitto, qual è il bene della società? – è "qualunque cosa che apporti il massimo beneficio per il massimo numero di persone". Ma questa risposta incontra ovvi problemi quando, per esempio, beni ad alto contenuto di valore posseduti da pochi sono contrapposti a beni di poco valore posseduti dal resto della società. In risposta a questo e ad altri problemi sono state proposte molte interpretazioni dell'utilitarismo.

Una di queste interpretazioni è la regola riassunta nella equazione (4): la WTP individuale e/o la WTA sono sommate fra tutti gli individui. Questa legge è chiamata in tanti modi: regola costo-beneficio, così detta per ragioni che non abbisognano di spiegazioni; test di compensazione di Kaldor-Hicks, perchè un eccesso di WTP aggregata rispetto alla quantità aggregata di WTA proverebbe che chi migliora la propria posizione potenzialmente può permettersi di compensare chi perde; criterio di Miglioramento Potenziale Paretiano (PPI), perchè le proposte di intervento che superano questo test, potrebbero, sempre potenzialmente, essere messe in atto senza porre alcuno in condizioni peggiori.

Se la compensazione è solo potenziale e mai attuata, il test di compensazione ed il criterio di PPI non sono altro che la regola di aggregazione della equazione (4). D'altro canto, l'esigenza di offrire una completa ricompensa attuerebbe l'individualismo e non l'utilitarismo.

Il criterio PPI ed il valore economico totale (come sopra definito) forniscono risposte alle grandi questioni politiche basate sul modello utilitaristico. In una certa misura, essi hanno un ruolo nell'etica politica come nell'economia. E' semplicemente erroneo ritenere che l'approccio economico prevalente rappresenti una intrusione estranea dal settore cosiddetto mercantile al settore della politica.

Ritenere che il PPI ed il TEV si configurano come un sistema di etica politica espone tali criteri alla critica della stessa etica politica. Molti utilitaristi rifiutano la particolare versione espressa dal criterio di Miglioramento Potenziale Paretiano. Alcuni obiettano contro il preteso tentativo di giudicare le conseguenze di proposte politiche, mentre altri manifestano perplessità verso un criterio di giudizio che si fonda sulle illimitate preferenze individuali, che pondera queste preferenze individuali attraverso le dotazioni dei singoli, e dove i valori conseguenti sono aggregati senza riferimento ad alcun obiettivo di redistribuzione. Gli individualisti, naturalmente, muovono obiezioni verso un criterio che di norma approva interventi i cui danni non sono totalmente compensati. I teorici dell'interesse pubblico non trovano ragioni irresistibili per credere che il benessere generale sia considerato e compreso appieno dal criterio di Miglioramento Potenziale Paretiano.

Per quanto detto, posso concludere affermando che l'approccio prevalente alla valutazione ambientale è coerente e completo, ed è accettabile come etica per le politiche di intervento pubblico. D'altra parte – siccome è omocentrico, strumentale ed utilitaristico in modo molto particolare – non c'è alcuna ragione per prevedere che possa essere universalmente accettato come etica per la politica ambientale.

L'approccio economico prevalente e la politica di conservazione ambientale

Le istituzioni di governo dei Paesi occidentali tendono ad essere pluralistiche. Raramente si è istituzionalizzata un'unica teoria di etica politica. Piuttosto, teorie di etica politica particolari trovano espressione in istituzioni particolari. I precetti individualistici sostengono le leggi che assicurano e proteggono le libertà individuali e la proprietà privata. I precetti di pubblico interesse trovano espressione nelle istituzioni delle democrazie costituzionali, nella regolamentazione dell'ordine pubblico, e nelle istituzioni fiscali che permettono di programmare l'imposizione fiscale e la spesa pubblica a servizio di diversi obiettivi sociali. I precetti utilitaristici non sono altrettanto istituzionalizzati. Sono soltanto poche le leggi per le quali le decisioni pubbliche sono prese come risultato di una analisi che tenga conto dei costi e dei benefici. Molto più spesso, ma ancora piuttosto infrequentemente, si constata che i costi ed i benefici sono considerati tra i fattori che gli enti pubblici considerano per le loro decisioni. Pur tuttavia, l'ambito in cui l'analisi costi-benefici ha un ruolo esplicito

nelle decisioni pubbliche è sempre quello di un corpo organico di leggi che rendono istituzionali norme non utilitaristiche. Se è vero che, negli USA, i progetti di sviluppo federali per le risorse idriche devono superare un test costi-benefici, è altrettanto vero che tali progetti possono essere attuati solo nell'ambito di un corpo complesso di leggi che proteggono i diritti della proprietà privata e stabiliscono le procedure attraverso le quali un'ampia serie di interessi sociali possono esercitare influenza sulle decisioni e sui processi di attuazione.

In linea di principio, dovrebbe essere possibile basare le relazioni tra cittadini e governi interamente sul concetto di Miglioramento Potenziale Pareto (PPI). Comunque, questo non è successo nelle democrazie occidentali. Invece, il test PPI è applicato nell'ambito di un'ampia e preesistente struttura di leggi ed istituzioni fondamentali.

Informazione economica e processo politico

E' utile porre a confronto due concezioni che informano i processi di decisione politica - una basata su un modello di pianificazione razionale, l'altra su un modello di partecipazione - ed esplorare il ruolo che l'analisi costi-benefici ha in esse. Qui, l'attenzione si rivolge verso il modo in cui in democrazia un'informazione complessa e tecnica si confronta con le decisioni politiche.

Nel modello di pianificazione razionale c'è al vertice un decisore sensibile all'interesse pubblico che si forma nel corso del processo politico. Per incarico del decisore politico, un collegio di analisti imparziali raccoglie informazioni obiettive circa gli effetti conseguenti. Il modello di decisione razionale è lineare e verticale: le informazioni discendono la catena di comando fino agli analisti, che rimandano i propri rilievi su per la stessa catena fino all'organo di decisione. Poiché il controllo sostanziale degli analisti sul flusso delle informazioni conferirà loro una potenziale influenza in positivo e in negativo, essi dovranno rispettare un implicito codice di comportamento, che enfatizza la lealtà al processo di pianificazione razionale e l'etica della imparzialità.

Perché in un processo di pianificazione razionale l'approccio economico prevalente diventi determinante occorre che i decisori e gli analisti lo utilizzino come strumento di pianificazione. Comunque, non c'è alcuna ragione accettabile per aspettarsi che sia sempre scelto un approccio economico.

L'economia prevalente fornisce due criteri espliciti di decisione nel campo della conservazione ambientale: il criterio dell'analisi costi-

benefici estesa e quello cosiddetto dello "standard minimo di conservazione".

Il criterio dell'analisi costi-benefici estesa richiede la completa quantificazione del valore economico totale, come più sopra definito. I valori d'uso senza mercato, il valore di opzione ed il valore di esistenza devono essere stimati ed inclusi per rendere minima la possibilità che i valori ambientali siano sottovalutati nel conto dei costi e dei benefici. Inoltre, la logica dell'analisi costi-benefici estesa dimostra che, nel contesto della politica ambientale, c'è uno sbilancio sistematico a favore dell'ignoranza. Per i prodotti commerciali di provenienza ambientale, i dati sulla produzione e sui valori di mercato sono comunemente registrati e sono prontamente disponibili. Invece, sono molto meno disponibili i dati di base ("hard data") sui beni ambientali non commerciabili; al limite, in relazione ad una tecnologia ancora non scoperta, prodotti e servizi che avrebbero un valore potenziale molto grande, possono rimanere al momento sconosciuti. Quindi è evidente che nell'analisi costi-benefici, anche in quella più accurata, i valori d'uso senza mercato, i valori di opzione ed i valori di esistenza, sono verosimilmente molto sottostimati rispetto ai valori di uso oggetto di scambio. Per tale ragione, i fautori dell'approccio costi-benefici raccomandano sovente, nelle decisioni importanti, di estendere il beneficio del dubbio a favore della conservazione.

Il criterio del "Safe Minimum Standard" (SMS) è stato sviluppato per analizzare i problemi che riguardano le specie minacciate di estinzione ma, come sembra, potrebbe essere adattato a investimenti caratterizzati da orizzonte temporale molto lungo, da notevole incertezza, e/o da irreversibilità. Il concetto di SMS rappresenta una nicchia parziale della struttura dell'analisi costi-benefici. Esso fa osservare che, a prescindere dalla validità concettuale della struttura dell'analisi costi-benefici, le sue applicazioni spesso falliscono nella quantificazione di alcuni importanti componenti sia dei costi che dei benefici. Dal canto suo, il concetto di SMS offre un criterio di decisione che si riconosce incompleto, ma che ha il pregio di non pretendere una completezza maggiore di quella che esso può offrire (un pregio che non sempre è evidente nell'analisi costi-benefici).

Il SMS è definito come il livello di conservazione sufficientemente elevato da ridurre la probabilità di estinzione (o di perdita irreversibile) ad un livello molto basso. I costi attesi per mantenere lo standard minimo di conservazione sono di solito stimati in termini di valore attuale delle risorse economiche che andrebbero perdute. Quantunque spesso non ci sia una comparazione diretta del valore economico del mantenimento del "minimo standard" con il valore economico delle ri-

sorse perdute, il decisore è incoraggiato a scegliere una strategia avversa al rischio. Per qualunque specie, si dovrebbe permettere che la popolazione scenda sotto il SMS solo se il valore delle risorse economiche perdute per mantenere il livello minimo di salvaguardia è "troppo alto" o "molto alto". Tale criterio è evidentemente incompleto, ma è utile per l'attenzione che rivolge alle grandissime e spesso non quantificabili incertezze causate da cambiamenti irreversibili e alla desiderabilità di usare una strategia contraria al rischio quando si prendono in considerazione tali cambiamenti.

Il **modello partecipativo** del processo di decisione politica enfatizza la più ampia partecipazione dei cittadini interessati in prima persona ad una complessa e dibattuta politica ambientale. Coloro che fanno parte degli enti decisionali si devono considerare non più diversi dal resto dei cittadini e non più esenti dall'aver interessi diretti. Le decisioni pubbliche derivano dal rapporto reciproco di interessi di competenza nell'ambito di una complicata struttura di istituzioni che si sovrappongono.

Attraverso una vasta gamma di istituzioni formali e non, si genera un'informazione che ha rilevanza politica, che circola, che è criticata e che da ultimo assume un certo grado di credibilità ed influenza nel processo decisionale politico. Il danno che un analista prevenuto o incompetente può arrecare è limitato non da un codice di condotta ma dallo stesso processo di controllo pubblico.

Nel modello partecipativo i dati sui benefici e sui costi altro non sono che una parte di tutti gli input formativi. Ci si può chiedere perché un processo di decisione partecipativa dovrebbe essere utilizzato per fornire informazioni circa lo status di Miglioramento Potenziale Paretiano delle prospettive politiche. Per semplicità, si assuma una società composta da individui che badano solo a se stessi, ciascuno dei quali cerca di ottenere il massimo di benessere. Tali individui dovrebbero essere indifferenti alla provenienza delle fonti di benessere – compensi proporzionati alla propria produttività o trasferimenti da altri – e dovrebbero razionalmente indirizzare i propri sforzi per ottenere benessere da entrambi le fonti. Il PPI ha chiare implicazioni con il benessere (inteso in senso lato) della società nel complesso, ma le sue implicazioni con il benessere individuale sono molto meno dirette. Di frequente, gli individui sostengono politiche (per es. politiche di protezione per il settore in cui lavorano) che fanno aumentare il loro benessere individuale mentre trascurano l'obiettivo di PPI. Per gli individui egocentrici i beni che assicurano un Miglioramento Potenziale Paretiano sono in un certo senso beni pubblici che (in assenza di mag-

giori informazioni) possono o non possono essere associati con il guadagno privato.

Proprio come vengono prodotti altri beni pubblici, anche se in misura non sempre ottimale, così è per quelle politiche del tipo PPI. Coloro che razionalmente badano a se stessi cercano anche di limitare i trasferimenti che gli altri riescono ad ottenere, e fanno questo sia in nome di ragioni di efficienza che di distribuzione. Data la difficoltà di avere una politica individuale, e ragionevole dare supporto ad istituzioni in grado di assicurare che le attività che garantiscono ad altri una rendita non sfuggano troppo dal proprio controllo. Così, il modello partecipativo dovrebbe prevedere un interesse pubblico sui beni e sulle politiche cosiddette PPI ed anche una struttura istituzionale al servizio di quell'interesse. Dovrebbe anche prevedere che gli interessi del tipo PPI non necessariamente debbano dominare il processo politico; piuttosto, ci si dovrebbero aspettare conflitti ricorrenti tra l'interesse pubblico verso un Miglioramento Paretiano Potenziale (PPI) e gli opposti e contrastanti interessi privati. Un test costi-benefici per beni e le politiche PPI dovrebbe, quindi, giocare nel complesso flusso di informazioni che lubrificano il processo politico partecipativo, un ruolo importante ma fondamentalmente limitato.

Ne consegue che i criteri formali di decisione sono meno rilevanti in un processo politico partecipativo che in un processo di pianificazione razionale.

Tuttavia, l'informazione circa i costi ed i benefici - e circa l'economia del mantenimento di uno standard minimo di conservazione - sarà utile ed influente in un processo partecipativo. La caratteristica critica del processo partecipativo di politica ambientale fornisce all'analista buone ragioni per produrre analisi economiche che siano le più complete e professionalmente le più competenti possibili. Sono questi processi critici a fornire un controllo di qualità sull'informazione che influenza le decisioni politiche.

Nel confronto che ho fatto tra il modello classico di pianificazione ed il modello partecipativo, la netta distinzione fatta tra i due è raramente mantenuta nelle reali procedure di governo. I governi che conservano una tradizione nell'uso del modello di pianificazione razionale si sono mossi in molti casi per incoraggiare diverse forme di partecipazione pubblica e di gruppi di interesse. Quelli che sono predisposti verso un modello partecipativo lo trovano necessario per mantenere un considerevole apparato di pianificazione, anche se hanno imparato ad operare nell'ambito delimitato dai parametri fissati dal processo partecipativo.

Tuttavia, esiste una diffusa e persistente tensione tra chi vede l'analisi costi-benefici come uno strumento di pianificazione e chi la vede come un mero (ma forse importante) sistema di informazione il cui contenuto può influenzare il risultato delle decisioni pubbliche. I primi tendono a valorizzarsi con lo stabilire delle procedure che accordano all'analisi costi-benefici un posto preminente nel processo di decisione, e con il perfezionamento dell'analisi costi-benefici come uno strumento sociale di decisione. Questo processo di perfezionamento dell'analisi costi-benefici è spesso visto come una deviazione, istituzionalmente esplicita, dal criterio di Miglioramento Potenziale Pareto; così, per esempio, si dà maggiore peso ai bisogni di base, ai beni indivisibili, e alla domanda dei beni non monetizzabili. Chi vede l'analisi costi-benefici come un input di informazione in un processo decisionale partecipativo cerca di sottolineare che l'intero processo dell'analisi costi-benefici dovrebbe essere aperto al controllo pubblico. Questo dovrebbe facilitare la critica a cui spetta il compito di svelare richieste erronee e fuorvianti e stabilire quindi il grado di credibilità che dovrebbe essere accordato ai risultati dell'analisi costi-benefici.

Commento conclusivo

In questa lettura ho introdotto l'approccio economico prevalente alla politica di conservazione ambientale, ed ho esaminato il suo posto nell'etica politica e nel più pragmatico degli attuali processi di scelta di politica ambientale. Nella seconda lettura, programmata per domani, l'argomento sarà più tecnico: discuterò dei metodi disponibili per stimare il valore economico dei beni ambientali.

Résumé

L'Auteur analyse l'approche économique de la politique de conservation de l'habitat naturel.

Sont aussi discutés les différentes positions des économistes dans cette matière et comment l'Analyse Coûts-bénéfices puisse être utilisée correctement soit dans la sphère d'une approche éthique-politique aux problèmes environnementaux soit dans l'évolution des choix de politique environnementale.