



ENTE PER LE NUOVE TECNOLOGIE,
L'ENERGIA E L'AMBIENTE

Dipartimento Ambiente

**PROBLEMATICHE TERRITORIALI
RELATIVE AL SUOLO, AL SOTTOSUOLO,
ALLE ACQUE E CONTRIBUTO ALLO SVILUPPO
SOSTENIBILE NAZIONALE**

M. BASILI, N. COLONNA, R. DEL CIELLO, S. GRAUSO, S. NAPOLEONI, F. ZARLENGA

ENEA - Dipartimento Ambiente
Centro Ricerche Casaccia, Roma

RT/AMB/98/26

I contenuti tecnico-scientifici dei rapporti tecnici dell'ENEA
rispecchiano l'opinione degli autori e non necessariamente quella dell'Ente.

DISCLAIMER

Portions of this document may be illegible in electronic image products. Images are produced from the best available original document.

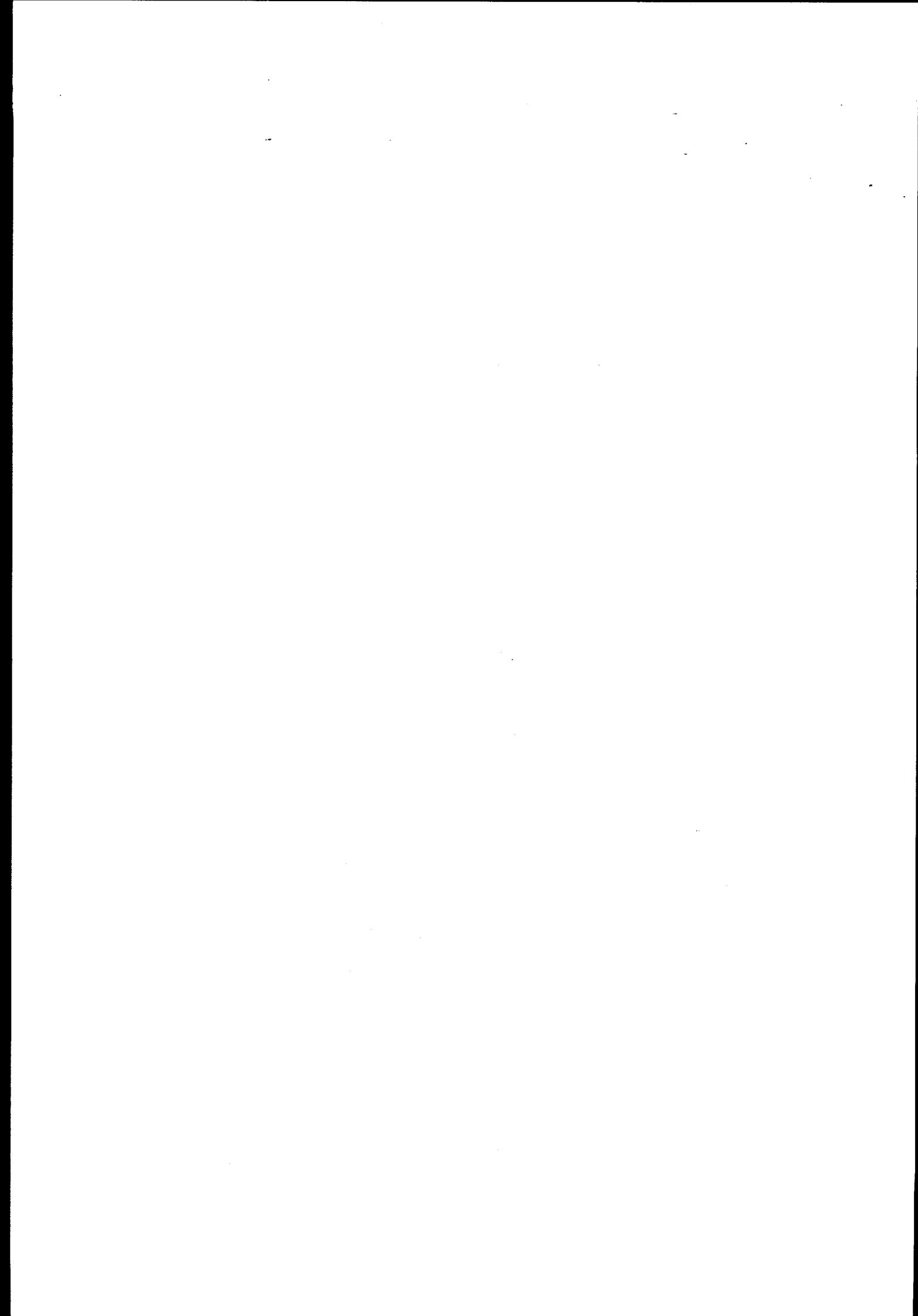
Riassunto

Nel lavoro vengono descritti i principi generali dello sviluppo sostenibile ed i tre tipi di approccio (economico, ambientale e sociale), derivanti dall'analisi di un'imponente bibliografia prodotta negli ultimi quindici anni, a partire dal Rapporto Brundtland che è stato il primo lavoro a prenderne in considerazione i concetti.

Viene quindi analizzato lo stato dell'arte relativamente a "Chi fa che cosa", come conseguenza di applicazioni legislative in Italia; particolare attenzione è data alle metodologie di valutazione nei processi di pianificazione territoriale ed ai criteri di analisi ambientale (vulnerabilità, rischio, sensibilità, ecc.). Sulla base delle risultanze concettuali e metodologiche analizzate, nonché sulla base del "chi fa che cosa", sono state quindi proposte tre possibili architetture logiche per procedure di gestione sostenibile delle risorse (acque, suolo e materiali da costruzione) nel contesto istituzionale italiano.

Abstract

In this paper the Authors carry out an analysis on the state of the art about the sustainable development applied to the territorial planning. The three types of approach to the sustainability are described: social, economic and environmental, analyzing a large bibliography starting from the Brundtland Report to the more recent one. In the second part of the paper the Italian situation, concerning "Who does what" on the basis of the current legislation, is discussed, together with the criteria to define the appraisal methods in territorial planning. Finally an operative proposal on the sustainable management of the renewable and unrenovable resources: groundwater, soil and building materials is defined for the Italian context.



INDICE

PREMESSA

1. INTRODUZIONE

2. DEFINIZIONE DI SVILUPPO SOSTENIBILE

3. GLI APPROCCI

3.1. L'approccio ambientale

3.2. L'approccio economico

3.2.1. L'attualizzazione del futuro

3.2.2. Gli strumenti di valutazione

3.3. L'approccio sociale e culturale

4. GLI STRUMENTI PER CONSEGUIRE LO SVILUPPO SOSTENIBILE

4.1. La conoscenza del territorio

4.2. "Chi fa che cosa"

4.3. La valutazione nei processi di pianificazione territoriale

4.3.1. I metodi di valutazione

4.3.2. Le metodologie per descrivere lo stato dei diversi comparti ambientali/territoriali

5. LA PROPOSTA DI ATTUAZIONE PER CASI PROTOTIPALI

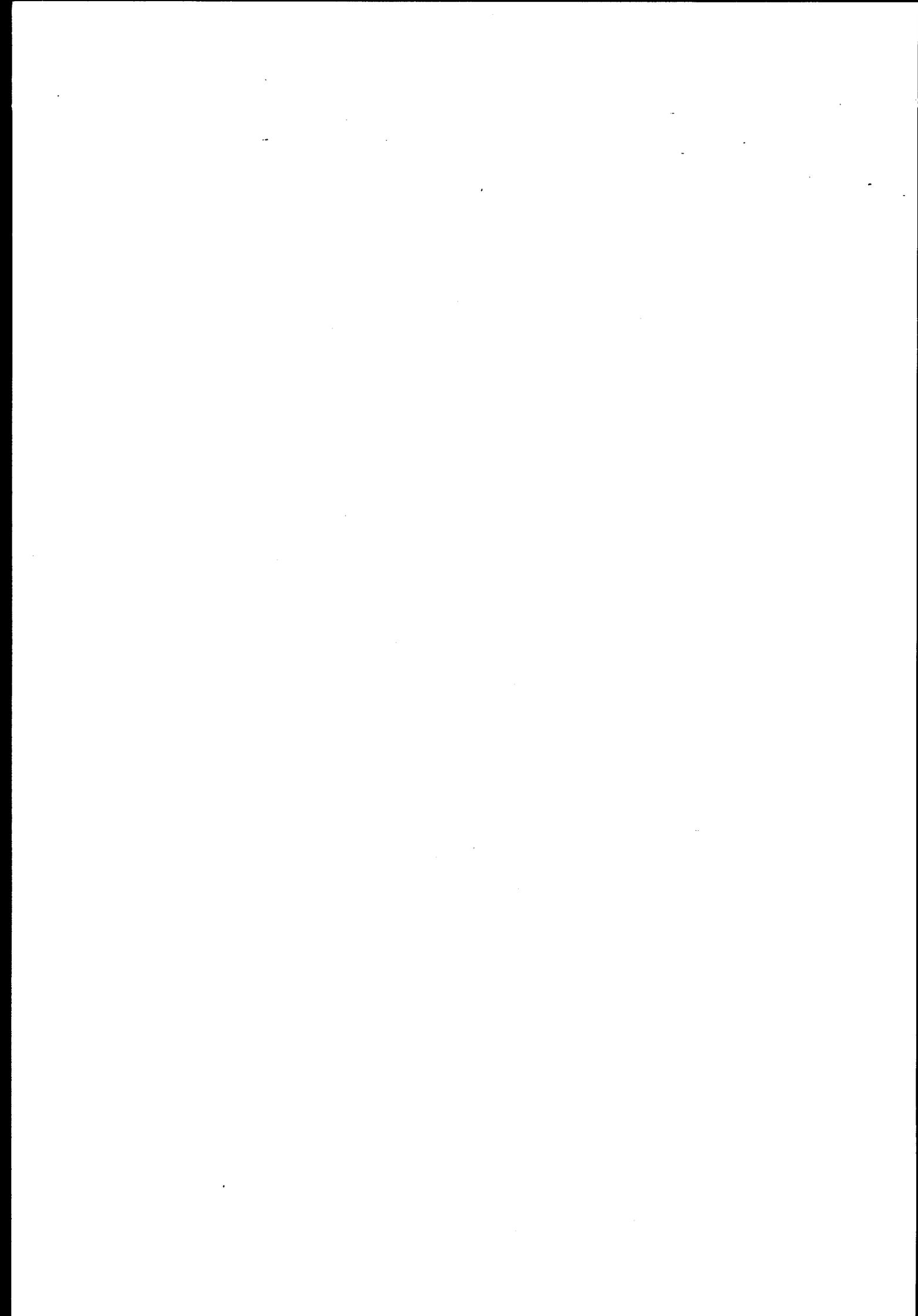
5.1. Le acque sotterranee

5.2. Il suolo

5.3. Il sottosuolo

6. CONCLUSIONI

7. BIBLIOGRAFIA



PREMESSA

Il paradigma della sostenibilità è ormai usato, ed abusato, in molti settori delle scienze ambientali e territoriali. Tuttavia sul piano più squisitamente operativo c'è ancora moltissimo da fare prima di ottenere un robusto schema metodologico e quindi un protocollo di azioni verso l'analisi e, tantopiù, "la progettazione" sostenibile di un intervento sul territorio.

Allo stato dei fatti è già meritevole procedere con la costruzione della strumentazione di base utile allo scopo.

Tra gli strumenti vanno sicuramente annoverate le tecniche di integrazione tra i vari comparti e tematismi che partecipano alla caratterizzazione del processo territoriale in esame, ovvero quelle strategie che permettono il superamento delle logiche di comparto e un approccio olistico ai fenomeni di interesse.

Il presente rapporto intende offrire una evidenza concreta di cosa comporti applicare tale approccio in un contesto normativo come quello italiano dove la molteplicità dei soggetti e la numerosità dei disposti legislativi crea indubbe difficoltà ad una positiva utilizzazione della strumentazione in questione. Un problema ulteriore rimane poi la validazione sul campo delle tecniche di integrazione.

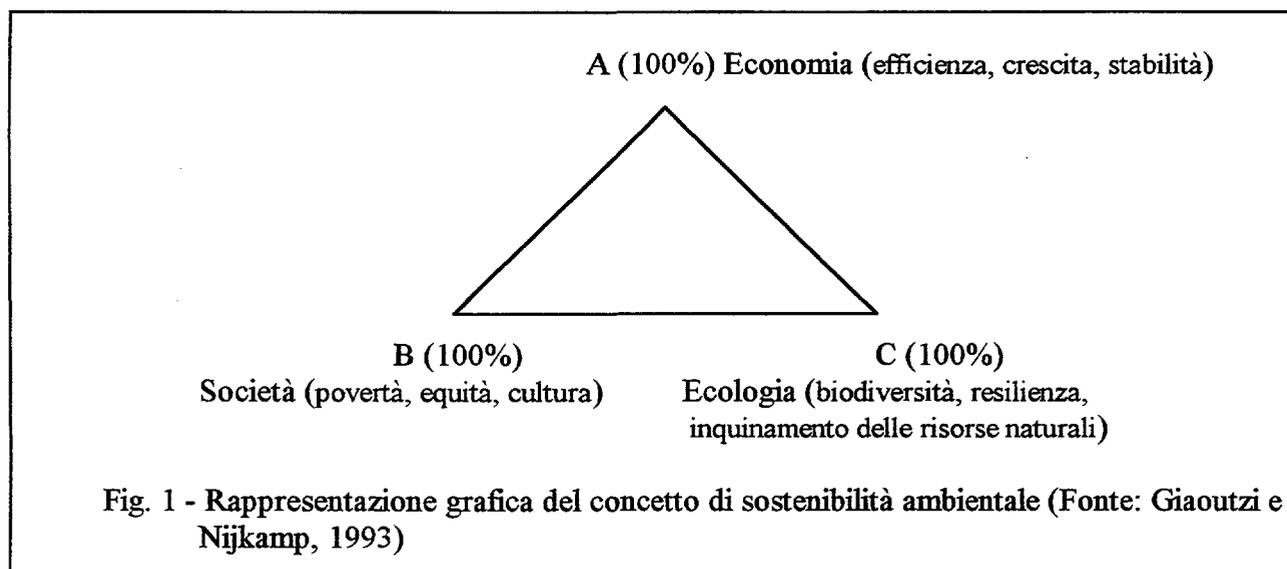
Gli autori del rapporto provengono da discipline diverse: fisica, geologia, economia, scienze agronomiche e sociologia. La messa insieme delle singole competenze ha richiesto un notevole sforzo per arrivare ad elaborare almeno un linguaggio comune, premessa indispensabile ad un pur modesto progresso verso lo sviluppo di una scienza della sostenibilità.

1. INTRODUZIONE

Posteriormente al Convegno di Rio e all'Agenda21 nazionale sembra opportuno definire quale possa essere un contributo specialistico, afferente soprattutto alle scienze territoriali e relativo, in particolare alle problematiche inerenti i suoli, le acque sotterranee ed i materiali da costruzione, applicato alla definizione e, soprattutto, alla soluzione dei problemi di gestione ambientale per mezzo dei concetti di "sostenibilità". E' pur vero che da più parti la vista specialistica o settoriale è sconsigliata nell'applicazione di concetti di sostenibilità, in quanto essi debbono prendere in considerazione la globalità degli ecosistemi. Ma è altrettanto vero che se si esamina globalmente la bibliografia prodotta negli ultimi 10 anni (EPA, 1996; Rosemberg, 1998) è possibile constatare come essa sia fortemente "bio-agro-economico centrica". E' come se i problemi strutturali del paesaggio e quindi degli ecosistemi, ossia quelli geologico-territoriali, non venissero affrontati se non nel caso dei materiali da costruzione e dei fiumi oppure soltanto sfiorati come nel caso delle acque sotterranee (EPA, 1998a). Il presente lavoro vuole sottolineare l'importanza del contributo delle scienze della terra al problema della sostenibilità degli ecosistemi. Non si ignora tuttavia che in realtà già molti geologi italiani hanno prodotto notevoli contributi a carattere ambientale ai fini della pianificazione territoriale, soprattutto nelle pratiche di V.I.A. (Autori Vari, 1987 ; Di Donna e Vallario, 1992; 1994; Gisotti, 1986; 1986; Gisotti e Bruschi, 1990; Guida et al., 1977; 1994; Martinis, 1988; Panizza, 1988; Vallario, 1992) ed incentrati prevalentemente sulle interazioni fra valori socio-economici ed impatti prodotti dall'ambiente naturale, sotto forma di catastrofi, su quello antropico.

2. DEFINIZIONE DI SVILUPPO SOSTENIBILE

Il Rapporto Bruntland (1987) ha sistematizzato il concetto di sviluppo sostenibile, definendolo come "quello sviluppo in grado di soddisfare i bisogni dell'attuale generazione senza compromettere il soddisfacimento dei bisogni delle future generazioni". Tale affermazione sottende un insieme composito di significati, illustrati da Giaoutzi e Nijkamp (1993) nel grafico di figura 1, che evidenzia come le dimensioni che entrano in gioco nello sviluppo sostenibile sono: quella economica, quella



ambientale e quella sociale, con tutte le loro possibili combinazioni. E' pertanto evidente anche quali siano i diversi approcci al problema (Girard e Nijkamp, 1997), che necessitano quindi della ricerca di un compromesso fra istanze/valori/obiettivi molteplici, eterogenei ed anche conflittuali. La questione della sostenibilità necessita di un approccio sistemico, che integri le tre dimensioni perchè in pratica non esiste sviluppo sostenibile se si considera uno soltanto dei tre fattori. Pertanto una definizione di sviluppo sostenibile diventa: "la possibilità di creare beni e servizi tali da conservare l'ambiente".

E' molto importante non confondere la definizione di sviluppo sostenibile con le condizioni per conseguire la sostenibilità (Pearce et alii, 1990), che possono essere riassunte nella "costanza dello stock complessivo di capitale naturale". Esso rappresenta l'insieme di tutte le risorse ambientali e naturali, dagli idrocarburi alla qualità dei suoli e delle acque, ai pesci degli oceani ed alla capacità globale di riciclare e riassorbire l'anidride carbonica. Da un punto di vista economico il significato può essere espresso dalla perdita di valore economico di unità ambientali a rischio di distruzione, si è visto infatti che la perdita di valore è più elevata per le unità ambientali ancora in condizioni naturali, piuttosto che per quelle da poco scomparse o già degradate. Una variante del concetto del costante valore economico è espressa dal fatto che lo "stock costante di capitale" può essere interpretato come la costanza nel tempo del costo dello stock di capitale residuo. Ciò implica che la scarsità di una risorsa naturale può spesso essere effettivamente misurata in termini di costo; un più alto costo riflette la scarsità ed uno più basso un'abbondanza. Nell'ottica della conservazione dello stock costante di capitale, il conseguimento dello sviluppo sostenibile consiste in:

- giustizia riguardo ai più svantaggiati socialmente;
- giustizia tra generazioni;
- giustizia nei confronti della natura;
- mitigazione dei rischi derivanti sia dalla non conoscenza della natura, sia dalle interazioni tra ambiente economia e società, sia dal danno sociale ed economico derivante dai bassi margini di "resilienza" agli shock esterni come le calamità naturali, o "stress" come l'erosione dei suoli ed i reflui agro-chimici;
- efficienza economica.

3. GLI APPROCCI

3.1. L'approccio ambientale

Girard e Nijkamp (1997) sottolineano come, nell'ottica dello sviluppo sostenibile, sia evidente che il funzionamento di un sistema economico dipenda dallo stato degli ecosistemi naturali, anche se il lavoro svolto dalla natura (potere autodepurante delle acque, riciclo atmosferico dell'aria, ecc.) sia considerato senza valore. Il concetto base nell'approccio ambientale allo sviluppo sostenibile è basato sulla nozione di stabilità/resilienza, dove la resilienza rappresenta la capacità di un sistema di recuperare la sua struttura organizzativa, anche in presenza di forze che la ostacolano, ossia di preservare il suo comportamento sistemico. Pertanto l'uso sostenibile delle risorse di un ecosistema è quello che rispetta la capacità di rigenerazione, nel caso delle risorse rinnovabili, mentre per le risorse non rinnovabili andranno definiti metodi ad hoc. A tal proposito il Rapporto del Comitato della Società Ecologica Americana, inerente le basi scientifiche della gestione degli ecosistemi (1997), opera una differenziazione fra i Processi, i Beni ed i Servizi offerti dagli Ecosistemi (Tab. 1). I Processi sono quelli che regolano la produzione di beni e servizi di cui le società godono gratuitamente, mentre i Beni sono quelli che hanno un riscontro diretto di mercato, quali i minerali o i materiali da costruzione; infine i Servizi possono essere valutati ma raramente comprati o venduti e pertanto non hanno un vero e proprio valore di mercato: ciò nonostante le società dipendono direttamente da loro per quanto riguarda p.e. il riciclo dell'aria o delle acque.

Un esempio può essere offerto dall'uso delle acque sotterranee: l'uso compatibile di un acquifero implica necessariamente che i prelievi non superino la ricarica stessa dell'acquifero. Il ragionamento diventa estendibile anche al caso di un acquifero multistrato di cui è utilizzata prevalentemente la falda superficiale ad usi domestici ed agricoli. Un'eventuale realizzazione di pozzi profondi che potrebbe determinare il depauperamento della falda superficiale andrebbe impedita per difendere quelle categorie socialmente più deboli che potrebbero anche non disporre delle necessarie risorse economiche per realizzare pozzi profondi.

Tabella 1 - Ecosistemi Beni, Servizi e Processi (Fonte: Ecological Society of America Committee, 1997)

Processi Ecosistemici	Beni Ecosistemici	Servizi Ecosistemici
Flusso idrologico ed immagazzinamento	Cibo	Mantenimento del ciclo idrologico
Produttività biologica	Materiali da costruzione	Regolazione climatica
Riciclaggio biogeochimico ed immagazzinamento	Piante medicinali	Ricambio di acqua ed aria
Decomposizione	Geni non domestici per piante ed animali domestici	Mantenimento della composizione dei gas atmosferici
Mantenimento della diversità biologica		Impollinazione dei cereali e di altre piante importanti
		Formazione e mantenimento dei suoli
		Immagazzinamento e ciclo dei nutrienti essenziali
		Assorbimento e detossificazione degli inquinanti
		Fornitura di bellezza, ispirazione e ricerca

3.2. L'approccio economico

L'inserimento delle tematiche ambientali e, più in generale, del concetto di sviluppo sostenibile nell'ambito della teoria economica e in quello delle decisioni di politica economica, costituisce un processo non privo di contraddizioni e per gran parte ancora materia di vivace dibattito. Non è pertanto possibile identificare *un* approccio economico allo sviluppo sostenibile, riconducibile ad un *corpus* teorico omogeneo e unanimemente accettato, quanto piuttosto un ampio ventaglio di posizioni teoriche cui possono essere riferiti diversi strumenti operativi.

Se l'economia affronta il problema della razionale e efficiente *allocazione di risorse scarse applicabili ad usi alternativi*, il depauperamento ed il degrado delle risorse naturali verificatisi negli anni recenti, interpretabili come fenomeni di scarsità qualitativa e quantitativa, fanno rientrare *ipso facto* tali risorse tra gli oggetti di studio dell'economia; nello specifico dell'economia ambientale¹.

Schematicamente le risorse ambientali e naturali svolgono nel processo economico un triplice ruolo :

- costituiscono, come materie prime e risorse energetiche, uno degli input diretti dei processi produttivi;
- costituiscono il contenitore finale – *sink* – sia dei residui di lavorazione connessi ai diversi processi di produzione sia di sostanze inquinanti connesse a diverse forme di consumo;
- costituiscono un input nei processi di consumo assicurando insieme ai beni e servizi prodotti dall'uomo il benessere individuale e collettivo.

¹ L'economia ambientale è stata definita (Kneese et alii, 1987) come il frutto della presente generazione di economisti il cui lavoro è però riconducibile ai precedenti contributi economici di Marshall e Pigou sulle esternalità, di Wicksell e Bowen sui beni pubblici, di Walras sull'equilibrio economico generale ed alla applicazione dell'analisi costi-benefici.

Le risorse ambientali e naturali svolgono quindi nei confronti del sistema economico una funzione, in termini di fornitura di beni e servizi, assimilabile a quella svolta dal capitale economico e finanziario tradizionalmente inteso. Il concetto di sviluppo sostenibile introduce quindi implicitamente una nozione di capitale più allargata e complessa in quanto *“la possibilità per le generazioni future di soddisfare i propri bisogni dipende...dalla disponibilità di un capitale composito, come composito è il capitale che questa generazione usa”* (Lanza, 1997). Un danno ambientale corrisponde pertanto, secondo questa logica, ad una riduzione del capitale, che comporterà presto o tardi una riduzione nel valore dei relativi servizi e conseguentemente una caduta del relativo flusso di reddito. In sostanza è possibile distinguere all'interno di questo capitale composito sotteso al concetto di sostenibilità, tre diverse forme di capitale: quello manufatto (attrezzature produttive, edifici, infrastrutture), quello umano e sociale² e infine quello naturale.

Lo sforzo teorico degli economisti sensibili al problema ambientale si rivolge proprio alla individuazione di quel livello ottimale di utilizzo delle risorse ambientali, tale da preservare il capitale naturale. Le difficoltà insite in questo tentativo sono tali che la ricerca di una soddisfacente definizione economica di sviluppo sostenibile, è stata definita il *“Santo Graal degli economisti ambientali”* suggerendo di trattare il concetto di capitale naturale come una metafora suggestiva, piuttosto che come qualcosa che potesse essere definito e misurato con precisione (Wimpenny, 1991).

In realtà da questo punto in poi, ovvero a partire dalla inclusione del capitale naturale tra i fattori di produzione, le risposte degli economisti divergono e il dibattito assume forme così articolate da essere difficilmente riassumibile. Gli economisti neo-classici, cui è riconducibile la definizione di economia riportata in precedenza, hanno continuato a nutrire fiducia nei mercati e nella loro capacità di razionare l'uso delle risorse ambientali attraverso il meccanismo dei prezzi, incentivando la ricerca e lo sviluppo tecnologico verso il risparmio di quelle risorse i cui prezzi crescenti segnalavano una minore disponibilità. L'ipotesi implicita e decisiva è che il capitale naturale, considerato come un fattore di produzione, possa essere **illimitatamente** sostituito con il capitale manufatto qualora il sistema dei prezzi lo faccia ritenere conveniente. A questo si obietta che, in presenza di risorse ambientali scarse, la mancanza di prezzi di razionamento non consente ai mercati concorrenziali di assicurare una efficiente allocazione provocando una serie di significative distorsioni nello stesso sistema economico:

- uso eccessivo delle risorse naturali nei processi produttivi e nei consumi;
- minore impiego di altri input (lavoro, attrezzature,..) il cui utilizzo è razionato dai prezzi di mercato;
- quantità eccessiva e prezzi relativamente inferiori dei beni la cui produzione richiede maggiori input ambientali.

La posizione basata sulla completa sostituibilità del capitale naturale, è stata definita (Girard e Nijkamp, 1997; Stallworth, 1998; Lanza, 1997) di **sostenibilità debole** in cui *“..le preoccupazioni ambientali, pur presenti all'interno delle politiche di sviluppo, non costituiscono in nessun modo un vincolo per il perseguimento di queste ultime”* (Lanza A., 1997). Viceversa una posizione di **sostenibilità forte** non prevede sostituibilità fra le diverse forme di capitale, considerando quello naturale insostituibile e trattandolo separatamente. Le innumerevoli posizioni intermedie riscontrabili tra questi due estremi si basano su diverse valutazioni in merito a due ulteriori concetti: quello di **capitale naturale critico** e quello di **capacità di carico**. Il primo include le forme di capitale naturale essenziali alla vita biologica che non possono in alcun modo essere sostituite da altre forme di capitale e *“...la cui conservazione dovrebbe costituire un vincolo assoluto per qualsiasi attività...e dovrebbe implicare la definizione di standard minimi di salvaguardia.”* (Wimpenny, 1991); la seconda rappresenta il livello di inquinamento che un ecosistema o habitat può sostenere senza danni irreversibili. In teoria nell'ipotesi di sostenibilità debole al capitale naturale critico non verrà dato particolare rilievo o verrà del tutto ignorato mentre la capacità di carico sarà tenuta in considerazione solo se ad un suo superamento corrisponderà un segnale dal sistema dei prezzi. A

² Su questo aspetto si confronti il successivo paragrafo del presente lavoro

causa dell'irreversibilità di taluni processi naturali, la sostenibilità forte impone invece un approccio precauzionale nell'utilizzo delle risorse ambientali, nel senso che le azioni di protezione ambientale vengono intraprese ogni qualvolta si intraveda la possibilità di danni ambientali irreversibili anche permanendo incertezze nella valutazione dei benefici in relazione ai costi monetari da sostenere.

A questo punto, chiariti alcuni concetti cruciali, è possibile avanzare una definizione di sviluppo sostenibile più abbordabile con gli usuali strumenti contenuti nella "scatola degli attrezzi" dell'economista. Lo sviluppo sostenibile riconduce, infatti, alla distinzione teorica tra capitale e reddito insita nella classica definizione di Hicks (1968) secondo cui "...il motivo per cui si calcola il reddito è di dare alla gente una indicazione di ciò che possono consumare senza diminuire la propria ricchezza. Quindi il reddito di una persona in un determinato periodo di tempo è l'ammontare massimo che quella persona può consumare mantenendo invariata... la ricchezza che aveva all'inizio del periodo stesso" (Musu & Siniscalco, 1993).

Questa definizione, ricondotta al caso delle risorse ambientali e in particolare alle prescrizioni del rapporto Brundtland, origina due possibili interpretazioni economiche dello sviluppo sostenibile:

- il non decremento nel tempo dello stock di ricchezza disponibile per le diverse generazioni, costituita sia dal capitale prodotto dall'uomo che dal capitale naturale;
- la costanza nel tempo del capitale naturale disponibile per le diverse generazioni.

La prima posizione, implicando possibili *trade-off* tra forme diverse di capitale, tiene nella dovuta considerazione il ruolo dei beni prodotti dall'uomo come fonte di benessere e di sviluppo che vengono assicurati da un opportuno *mix* di capitale manufatto e naturale. La seconda, molto più restrittiva, prevede comportamenti precauzionali soprattutto con riguardo alle risorse non rinnovabili. Infatti, secondo quanto riportato in precedenza sul ruolo che il capitale naturale svolge nei processi economici, i vincoli poc'anzi enunciati devono indurre ad un impiego di risorse rinnovabili ad un tasso non superiore a quello di rigenerazione naturale e ad un flusso di rifiuti verso l'ambiente non superiore alle sue capacità di assimilazione. Il rispetto di tali regole implica che "lo stock di risorse rinnovabili e lo stock di capacità di assimilazione dei rifiuti da parte dell'ambiente non diminuiranno e saranno, perciò disponibili in futuro per sostenere ulteriormente il sistema economico." (Pearce e Turner, 1991).

In aggiunta a quanto ora detto, l'approccio basato sulla costanza nel tempo del capitale naturale suggerisce di "...tenere conto della possibilità di evitare perdite irreversibili di beni naturali oppure... (se possibile)...della compensazione della loro perdita mediante altri beni naturali." (Pearce et alii, 1991). Le ragioni di questo approccio risiedono, oltre che in una minore fiducia nelle possibilità di sostituzione, nella maggiore enfasi che viene posta sia sulla irreversibilità e sull'incertezza usualmente connesse ai fenomeni naturali, sia sugli aspetti di equità (*ibid.* pagg.57-58).

Per entrambe le posizioni, qualora dal terreno puramente teorico si voglia passare agli aspetti applicativi, rimangono aperti due problemi strettamente legati tra loro: l'attualizzazione del futuro, come aspetto intimamente legato al concetto di lungo periodo insito nella definizione di sviluppo sostenibile e gli strumenti di valutazione, come aspetto connesso alle difficoltà di definire una misura univoca dello sviluppo sostenibile.

3.2.1. L'attualizzazione del futuro

Il concetto di sviluppo sostenibile è un concetto intrinsecamente dinamico nel quale assumono rilevanza le variazioni nel tempo riguardanti la tecnologia, la dotazione di risorse ambientali, le preferenze delle generazioni presenti e future. In particolare per quanto riguarda la comparazione delle preferenze relative a tempi diversi è stata evidenziata (Pigou) una *errata facoltà telescopica* degli individui nel dare un peso ai benefici (e ai costi) futuri che risultano essere costantemente sottostimati nei confronti di quelli presenti. In realtà tale *preferenza temporale* trae origine da diverse considerazioni che riguardano le attività di consumo e di investimento. Per il consumo gioca un ruolo importante nel preferire il presente rispetto al futuro l'incertezza riguardante la disponibilità dei benefici, le modificazioni delle preferenze o la stessa esistenza. Per gli investimenti è lo stesso

rendimento crescente del capitale a giustificare l'esistenza di un tasso di interesse e quindi di un tasso di sconto che attualizza al presente le somme disponibili in futuro secondo la formula:

$$VA = \frac{X}{(1+r)^t} \text{ dove } X \text{ rappresenta il beneficio disponibile all'anno } t \text{ e } VA \text{ il suo valore}$$

attualizzato all'inizio del periodo. La procedura di determinazione del valore attuale è nota come operazione di *sconto* e il tasso r al quale i benefici (o i costi) vengono scontati è definito *tasso di sconto*.

Le implicazioni ambientali di una tale procedura sono evidenti: eventuali danni ambientali, anche con conseguenze catastrofiche, assumeranno, per le generazioni presenti, un'importanza tanto minore quanto più lontano ci spostiamo nel futuro, con un'implicita distorsione nei confronti delle generazioni future. È stato inoltre riconosciuto (Pearce e Turner, 1991) che "... lo sconto influisce sul tasso di utilizzo delle risorse naturali nel senso che maggiore è il tasso di sconto... più velocemente è probabile che vengano distrutte le risorse.." con l'effetto di discriminare ulteriormente le generazioni future. L'operazione di sconto può comportare effetti distorsivi nei confronti delle future generazioni anche con riguardo alla valutazione di singoli progetti effettuata con tecniche costi-benefici: i progetti con costi sociali elevati, ma lontani nel tempo tenderanno ad essere accettati tanto più favorevolmente quanto più alto è il tasso di sconto; viceversa progetti con benefici elevati, ma lontani nel futuro, verranno penalizzati da tassi di sconto elevati. Per le generazioni future ciò comporterebbe pertanto un carico eccessivo di costi sociali e una minore disponibilità di benefici sociali. Escludendo tassi di sconto negativi³, dalla letteratura corrente sembra emergere la necessità di utilizzare, almeno per progetti di particolare interesse sociale, inclusi quelli di salvaguardia ambientale, un tasso di sconto compreso tra 0 e il tasso di mercato. Pur prevalendo le posizioni di coloro che considerano i tassi di sconto di mercato eccessivi in un'ottica di sviluppo sostenibile, la fissazione di un tasso di sconto ottimale, all'interno dell'intervallo prima definito, costituisce ancora un problema irrisolto.

In mancanza di un criterio universalmente accettato, la scelta di un appropriato tasso di sconto dovrà essere valutato caso per caso, tenendo conto, in particolare, delle caratteristiche del bene ambientale in questione. Come autorevolmente suggerito (Pearce et alii, 1991), "...l'integrazione delle considerazioni ambientali in tutte le decisioni economiche.. insieme.. all'introduzione di un vincolo di sostenibilità nella valutazione dei progetti ambientali..." costituirebbero le migliori alternative alla diatriba sulla scelta del tasso di sconto.

3.2.2. Gli strumenti di valutazione

La seconda area problematica che bisogna affrontare quando si vuole andare oltre le questioni definitorie e rivolgersi agli aspetti applicativi, è quella degli strumenti di valutazione. Anche in questo caso nonostante l'intenso e ampio dibattito e un numero considerevole di esperienze condotte sia da singoli Stati nazionali che da Organismi Internazionali "...non siamo ancora in grado di dire, unicamente sulla base di qualche calcolo, se un Paese sta seguendo un percorso sostenibile o meno..." (Lanza, 1997).

Le tecniche di valutazione sono schematicamente riconducibili a due categorie: la prima comprende una gamma di strumenti valutativi sviluppati per casi specifici e applicabili con risultati soddisfacenti a risorse ambientali con caratteristiche particolari o quando le preferenze degli agenti economici coinvolti sono facilmente indagabili; la seconda è orientata allo sviluppo di un vero e proprio sistema di contabilità ambientale applicabile, in analogia con i più collaudati sistemi di contabilità economica, ai contesti generali, nazionali o sovranazionali. Di seguito viene riportato un succinto esame delle due tipologie di tecniche valutative.

Prezzi edonistici: questo approccio si basa sulla considerazione che il valore di alcune proprietà, in particolare di quelle immobiliari (terreni ed edifici), si basa su quelle caratteristiche che danno luogo

³ L'incongruenza di tassi di sconto negativi è ben evidenziata in Pearce e Turner (1991), pag. 222.

a dei benefici; tra questi, accanto a quelli più evidenti derivanti dagli utilizzi economici, rientrano gli attributi ambientali. La tecnica consiste nell'osservazione delle differenze sistematiche nel valore di proprietà simili con diverse localizzazioni isolando la parte di differenziale del valore dovuta ad una particolare caratteristica ambientale delle proprietà stesse. Tali differenziali, sotto certe condizioni, sono assimilabili ad una disponibilità a pagare per un particolare servizio ambientale. Applicazioni di questa tecnica sono state effettuate valutando le differenze nei valori di proprietà in diverse città dovute agli impatti di inquinamento atmosferico e acustico (Pearce e Markandya, 1989).

Costi di viaggio: con questo metodo si tenta di inferire il valore che le persone assegnano alle caratteristiche ambientali di un particolare sito in base ai costi, anche in termini di tempo e di mancati redditi, che le stesse persone sono disponibili a sostenere per usufruire delle amenità di tale sito. Nella pratica questo strumento è stato utilizzato per valutare siti di proprietà pubblica di rilevanza ambientale per usi turistici e ricreativi, per i quali i costi di viaggio vengono utilizzati in alternativa ad un prezzo di entrata. In particolare negli USA il metodo è stato ampiamente utilizzato per tematiche inerenti la qualità delle acque in aree utilizzabili per scopi ricreativi (Luken, 1987 in Wimpenny, 1991) e la gestione dei grandi parchi pubblici (Dixon e Hufschmidt, 1986).

Valutazione contingente: questo approccio utilizza un metodo diretto che attraverso indagini e questionari valuta quanto le persone sono disposte a pagare (*willingness to pay*) per un beneficio ambientale o, in alternativa, quanto sono disposte ad accettare (*willingness to accept*) come compensazione per dover sostenere una perdita di qualità ambientale. Il metodo consente di indagare, in assenza di prezzi di mercato, come le persone potrebbero valutare cambiamenti nell'uso delle risorse ambientali ed è pertanto applicabile a diversi contesti ambientali con discreti risultati specie se geograficamente circoscritti e in presenza di gruppi sociali con interessi omogenei e ben definiti.

Anche per la definizione dei sistemi di contabilità ambientale sono stati seguiti diversi approcci essenzialmente riconducibili a schemi contabili monetari o a schemi contabili fisici.

Spese difensive: è un approccio di tipo monetario che consiste nel valutare le spese sostenute, in particolare dalle famiglie⁴, per mitigare gli impatti conseguenti al degrado ambientale. Nella contabilità economica tali spese sono incluse nel computo complessivo del PIL e, per tale ragione, vengono erroneamente interpretate come un aumento di utilità mentre in realtà costituiscono il costo da sostenere per mantenere un'utilità costante in presenza di un danno ambientale. Questa considerazione ha dato lo spunto ad un ampio dibattito sulla opportunità di correggere il PIL in senso ambientale.⁵

Valutazione del depauperamento delle risorse naturali aventi mercato: molte risorse naturali, si pensi ai combustibili fossili o al legname, sono direttamente consumate o utilizzate come input nei processi produttivi e come tali oggetto di transazioni in specifici mercati in cui vengono fissati i relativi prezzi. Anche in questo caso la contabilità economica registra le entrate come aumento del PIL senza dare conto del depauperamento di risorse che, generalmente, hanno tassi di sfruttamento molto maggiori di quelli di rigenerazione. Questo approccio prevede il calcolo in termini fisici del consumo netto, pari all'utilizzo detratti, se esistono, i nuovi giacimenti e la crescita naturale; tale consumo viene successivamente calcolato in termini monetari utilizzando la differenza tra prezzo di mercato e costo di produzione. Questo tipo di contabilità è stato applicato, con relativo successo⁶, soprattutto a Paesi che basano ampiamente le proprie economie sullo sfruttamento delle risorse naturali.

Valutazione del capitale naturale: mentre i due approcci precedenti sono centrati sulla stima, in termini monetari, di flussi, alcuni Paesi hanno scelto la strada, molto più ambiziosa, di valutare, in

⁴ Per le imprese tali spese difensive rientrano in taluni casi tra le spese intermedie e come tali non danno luogo ad un aumento complessivo del prodotto.

⁵ Una condivisibile posizione critica sulla opportunità di correggere il PIL in senso ambientale è riportata in Musu e Siniscalco (1993), parte I.

⁶ Il caso più noto è quello della risorsa legname applicato all'Indonesia (Repetto et alii, 1990). È stato sottolineato (Sammarco, 1993) che, per Paesi le cui economie dipendono quasi esclusivamente dalla vendita di risorse naturali, come nel caso dei Paesi produttori di petrolio, il reddito netto tende a zero dando luogo ad una "...misura di reddito sostenibile sottostimata e troppo pessimistica".

termini fisici lo stock di capitale naturale. La Norvegia ha pionieristicamente intrapreso tale tentativo nel lontano 1974 elaborando un sistema contabile distinto per risorse materiali e risorse ambientali. La Francia ha elaborato un proprio sistema distinto in conti centrali (stato e variazioni delle risorse), conti periferici (relazioni tra una risorsa e le altre risorse ambientali) e conti degli agenti (flussi, sia fisici che monetari, tra una risorsa e un'attività economica).

Approccio completo integrato: è ritenuto il metodo più complesso e completo ed è stato sviluppato in seno all'Ufficio Statistico dell'ONU attraverso una metodologia denominata SEEA (Satellite system for integrated Environmental and Economic Account) che si propone l'integrazione delle due contabilità, quella economica e quella ambientale, dove quest'ultima viene definita come una serie di conti satellite in cui, espressi in termini fisici, vengono rappresentati sia i flussi che gli stock di risorse naturali. La contabilità economica, opportunamente disaggregata per evidenziare gli aspetti rilevanti dal punto di vista ambientale, si raccorda ai conti satellite attraverso stime monetarie delle spese difensive e dei costi di ripristino.

3.3. L'approccio sociale e culturale

Il terzo "vertice" del triangolo della sostenibilità è rappresentato dal sistema sociale, ovvero dal complesso delle relazioni, delle decisioni e dei conflitti che si generano tra gli individui che convivono e interagiscono in un territorio. Motore del sistema sociale e sua risorsa fondamentale, per usare una metafora mutuata dagli economisti, è il "capitale umano", ovvero gli attori sociali che con le loro azioni, il loro lavoro e le loro relazioni determinano l'orientamento e la sopravvivenza di un determinato sistema sociale.

Tra gli autori che recentemente hanno compreso l'importanza di interpretare la sostenibilità in tutte le sue dimensioni, anche non strettamente ecologiche, Barbier (1989) afferma come il concetto di sviluppo sostenibile sia la risultante di una continua interazione di tre sistemi: biologico, economico e sociale.

Tale approccio sistemico permette di focalizzare l'attenzione sulle interdipendenze funzionali espresse in termini di flusso e di poter ottenere una lettura dei fenomeni a diversi livelli.

Secondo l'autore, ogni sistema ha, infatti, i suoi obiettivi "interni"; quello sociale, in particolare si propone:

- il mantenimento delle diversità culturali;
- il mantenimento della stabilità istituzionale;
- la giustizia sociale;
- la partecipazione.

Uno sviluppo realmente sostenibile è quello che si realizza nelle "zone di interazione" fra i tre sistemi. Ma il vero problema è: come definire e misurare queste zone di intersezione? Quali indicatori e processi andrebbero privilegiati? Quali variabili vanno mantenute "sostenibili"? Tale attributo di sostenibilità è fisso e immutabile nel tempo?

Come sottolinea anche Nobile (1993) *"...va privilegiato un punto di vista che tenti di individuare gli effetti delle continue interrelazioni fra economia, ambiente e società, focalizzando il cambiamento ed il disequilibrio fra le variabili rispetto ad una loro condizione statica e di equilibrio..."*.

E' evidente, dunque, come la proposta di un modello multidimensionale e onnicomprensivo della categoria della sostenibilità non possa prescindere dalle dinamiche sociali e culturali e dalla ricerca di un equilibrio oltre che della biosfera anche della "socio-sfera".

Definire la sostenibilità sociale significa, però, caratterizzare e "relativizzare" i concetti e i principi della sostenibilità intesa in senso lato e quindi inserire nell'analisi dei fenomeni margini più vasti di variabilità.

Se infatti la valutazione della sostenibilità da una prospettiva ecologica o economica è efficace a livello macro - la sostenibilità è prima di tutto una questione "globale" - non è altrettanto agevole definire le dimensioni della sostenibilità sociale e culturale senza circoscrivere e riferire i fenomeni ad una determinata comunità locale o nazionale.

La conseguenza che ne deriva, e che caratterizza l'approccio socio-culturale alle dinamiche della sostenibilità, è la complessità dell'analisi dei fattori che concorrono a rendere sostenibile un sistema

sociale e soprattutto il diverso "peso" che gli stessi assumono a seconda del contesto economico, demografico, geografico e politico che si analizza.

Ambiente e società sono quindi i due protagonisti sulla scena dello sviluppo sostenibile: per il primo la sostenibilità è soprattutto legata alle capacità di rigenerazione delle risorse, alla tutela degli ecosistemi, mentre per la seconda si tratta di garantire una sostenibilità dei modi di vita, delle relazioni, degli stili di consumo, in una parola della "qualità della vita".

E' per questo che si può affermare che la definizione della sostenibilità sociale tende spesso a sovrapporsi e a completare il concetto di qualità della vita. L'approccio sociale alla sostenibilità ha ovviamente tra le sue priorità quella di definire la categoria di sviluppo sostenibile all'interno delle scienze sociali, spostando quanto possibile il baricentro della discussione sul rapporto società-ambiente. Molti autori lamentano, infatti, l'eccessiva centralità che assumono le scienze naturali ed economiche nell'approccio allo studio dell'ambiente. Alcuni, come Giovagnoli, sono alla ricerca di un "aspetto umano della sostenibilità" nel quale far convergere gli atteggiamenti individuali, le storie di vita personali e quelle di una comunità.

La proposta è quella di passare dal "concetto normativo" di sostenibilità all'azione per la sostenibilità attraverso "la composizione di un quadro concettuale in grado di definire la sostenibilità come principio guida per le generazioni attuali e quelle future" (Giovagnoli, 1995).

Un altro contributo importante verso la definizione multidimensionale della categoria della sostenibilità può essere mutuato da Sachs (1993) che per analizzarla al meglio individua cinque dimensioni. Oltre alle già citate sostenibilità ecologica ed economica, l'autore, infatti, inserisce: la **sostenibilità sociale**, che implica l'assicurazione a tutti di poter accedere ai diritti fondamentali e che si fonda sul concetto di *congruenza sociale dello sviluppo*; la **sostenibilità culturale**, che coinvolge la dimensione locale della sostenibilità e si traduce soprattutto nella preservazione del *site specific*; e infine la **sostenibilità geografica o spaziale**, che consiste nel ri-equilibrare il rapporto e la distribuzione delle popolazioni sul territorio, evitando, ad esempio, gli squilibri città-campagna. Questa tipologia, al contrario di molte altre, è una "classificazione dinamica" nella quale l'autore ipotizza molteplici livelli di combinazione delle diverse dimensioni che danno luogo ad un *continuum* definito dalle due condizioni estreme: *l'insostenibilità completa*, caso nel quale le cinque dimensioni non raggiungono nessuna la sostenibilità; *la sostenibilità completa*, quando le cinque dimensioni raggiungono tutte la sostenibilità.

Un passaggio importante per affrontare i temi della sostenibilità sociale è rappresentato dalla definizione delle categorie-chiave da utilizzare per spiegare lo stato del sistema. Se l'approccio ambientale alla sostenibilità è basato sulle nozioni di stabilità/resilienza (par.3.1), quello economico sulla costanza del capitale naturale (par.3.2), l'analisi dalla prospettiva socio-culturale si concentra su tre concetti-guida (Commissione Europea, 1996):

- **efficienza sociale**: ovvero: "ottenere i massimi vantaggi sul piano umano per ogni unità di attività economica impiegata";
- **equità**, intesa come equilibrata distribuzione della ricchezza prima di tutto a livello mondiale. I problemi ambientali, secondo la Commissione, affliggono soprattutto i poveri che sono anche i più sfavoriti nell'affrontarli. Il benessere implica un maggior consumo di risorse e incremento nella produzione dei rifiuti. L'ingiusta distribuzione della ricchezza è causa di comportamenti non sostenibili; la sostenibilità ambientale è strettamente legata all'equità sociale che va intesa sia nelle generazioni sia tra le generazioni;
- **solidarietà sociale**, che, come suggerisce il rapporto Brundtland, va incoraggiata a tutti i livelli, in quanto presupposto fondamentale per la sostenibilità.

Le tre categorie rappresentano ovviamente tre orizzonti positivi ai quali tutti i paesi del mondo dovrebbero ispirarsi per l'elaborazione delle politiche sociali; ma la realtà attuale è che per raggiungere, o comunque incamminarsi, verso la sostenibilità sociale devono essere risolti tre grandi nodi problematici, ovvero i termini "in negativo" delle tre categorie:

- l'evoluzione demografica mondiale;
- gli squilibri economici e occupazionali;
- le disuguaglianze, la conflittualità sociale, la criminalità.

Per quanto riguarda quest'ultimo aspetto in particolare, l'esclusione sociale e la creazione di nuove "fasce deboli" nella società aumenta costantemente sia nei paesi industrializzati sia in quelli in via di sviluppo. La diversità, sia essa dettata da ragioni economiche, etniche, religiose o culturali sta producendo gruppi sempre più ampi di persone che vivono in condizioni precarie. I senza casa, gli immigrati clandestini, i tossicodipendenti, i malati mentali, rappresentano per i paesi ricchi del nord del mondo continue sfide per la sostenibilità, soprattutto se riferita ai grandi contesti urbani. Ma altrettanto insostenibile è la conflittualità che si genera nei paesi in via di sviluppo dove la povertà e l'emarginazione vengono amplificate dalla frequente violazione dei diritti umani, dai conflitti etnici e religiosi. In assenza di politiche di riequilibrio la conflittualità sfocia inevitabilmente nella criminalità e nell'illegalità diffusa.

Dopo aver individuato le aree problematiche della sostenibilità sociale, il dibattito a livello mondiale tra gli organismi internazionali più autorevoli si sta concentrando sul tentativo di valutare - attraverso lo sviluppo di indici ed indicatori di sostenibilità - le correlazioni e l'evoluzione congiunta dei diversi fenomeni.

Ciò che risulta evidente è la perdurante difficoltà di ricostruire la "mappa" delle relazioni causa-effetto tra sviluppo demografico sbilanciato e i problemi sociali quali la povertà, la disoccupazione, la mancanza di istruzione, la criminalità. Pur ipotizzando il fattore demografico una variabile indipendente ci si rende conto che l'aumento incontrollato delle nascite nei paesi in via di sviluppo è a sua volta correlato al livello di istruzione della popolazione, al grado di segregazione sociale delle donne, alle norme morali, culturali e religiose di un paese.

A sua volta questa esplosione demografica dei paesi in via di sviluppo crea una pressione immigratoria sui paesi più ricchi, impreparati spesso ad accogliere ed integrare masse sempre più grandi di persone con aspettative di occupazione, tutela e integrazione impossibili da soddisfare. La non integrazione genera la marginalità economica, la conflittualità, la ricerca di un sostentamento minimo attraverso la criminalità.

Gli indicatori in questo contesto possono dunque servire a fissare alcuni "punti bussola" rispetto ai quali approfondire l'analisi delle singole situazioni locali o nazionali.

Il lavoro più importante in questo ambito è senz'altro quello sviluppato da oltre 10 anni dalle Nazioni Unite; nel 1996 la Commissione sullo Sviluppo Sostenibile (CSD) (UNCSD, 1996), ha proposto - relativamente ai capitoli dell'Agenda 21 riguardanti gli aspetti sociali e culturali della sostenibilità - l'elaborazione di diversi indicatori di *driving force* e di stato dei sistemi sociali (tabella 1). Analogamente, e seguendo la stessa struttura, la Commissione Europea - attraverso l'Eurostat - ha definito i seguenti indicatori sociali dello sviluppo sostenibile (EC, 1997):

- Tasso di crescita della popolazione;
- Saldo netto immigrazione/emigrazione;
- Tasso di fertilità totale;
- Tasso di mortalità infantile;
- Speranza di vita alla nascita;
- Spesa nazionale per la sanità in rapporto al PIL;
- Tasso di disoccupazione;
- Donne per 100 uomini nella forza lavoro;
- Rapporto tra salario medio femminile e salario medio maschile;
- Densità della popolazione;
- % di popolazione in aree urbane;
- Tasso di crescita della popolazione urbana
- Numero di persone per stanza (abitazioni)
- Consumo di combustibile fossile pro capite per trasporti

Tabella 2 - "Lista di lavoro" degli indicatori di sviluppo sostenibile proposti dalla Commissione delle Nazioni Unite sullo sviluppo sostenibile: Indicatori di sostenibilità sociale (Fonte: Commissione Europea, 1997)

Capitolo 3 - Agenda 21: Lotta alla povertà		
Indicatori di Driving Force	Indicatori di stato	Indicatori di risposta
- Tasso di disoccupazione	- Persone al di sotto della soglia di povertà	
- Indice di povertà		
- Indice di distribuzione diseguale del reddito		
- Rapporto tra salario medio femminile e maschile		
Capitolo 5 - Agenda 21: Dinamiche demografiche e sostenibilità		
- Tasso di crescita della popolazione	- Densità della popolazione	
- Saldo migratorio		
- Tasso di fertilità totale		
Capitolo 36 - Agenda 21: Promozione dell'educazione, della formazione e della coscienza pubblica		
- Variazione della popolazione in età scolastica	- Bambini che raggiungono l'istruzione primaria	- Quota del Prodotto Interno Lordo spesa per l'educazione
- % di nuovi iscritti alla scuola primaria	- Speranza di vita scolastica	
- % nuovi iscritti alla scuola secondaria	- Differenza tra iscrizioni scolastiche di maschi e femmine	
- Livello di istruzione degli adulti	- Donne per 100 uomini nelle forze di lavoro	
Capitolo 6 - Agenda 21: Protezione e promozione della salute umana		
	- Accesso ad acqua potabile	- Vaccinazioni contro le malattie infettive infantili
	- Speranza di vita alla nascita	- Contraccezione
	- Peso alla nascita	- Rischio di contaminazione chimica dei cibi
	- Tasso di mortalità infantile	- Spesa statale per la sanità a livello locale
	- Tasso di mortalità delle madri	- Spesa sanitaria nazionale in relazione al Pil
	- Stato nutrizionale bambini	

Il quadro estremo della "insostenibilità" sociale precedentemente tracciato tende, però, ad essere bilanciato da una costante crescita della sensibilità sociale sia dei *policy maker* sia dei cittadini. Il ventaglio delle proposte e delle "opzioni politiche" - come sottolinea ancora la Commissione Europea (Commissione Europea, 1996) - è ricco e articolato e si fonda sul contemporaneo ed armonico sviluppo di quattro principi-guida:

La valorizzazione e il miglioramento del "capitale umano". Lo sviluppo delle risorse umane attraverso l'accesso libero all'istruzione e al lavoro è uno dei fattori determinanti per la stabilità sociale e per il riscatto delle disuguaglianze. E' indispensabile quindi promuovere a tutti i livelli - mondiale, nazionale e locale:

- l'accesso all'istruzione e alla formazione;
- l'accesso all'occupazione;
- l'eliminazione della povertà e dell'esclusione sociale.

Il miglioramento dello standard di vita. *"Tutte le persone dovrebbero disporre di aria pulita, acqua potabile ed abitazioni adeguate; avere il diritto di accedere all'informazione, a partecipare attivamente ai processi politici e ad essere risarcite per i danni al loro ambiente ..."* (Commissione Europea, 1996). Si tratta dunque di promuovere politiche per garantire:

- l'accesso ai beni di base e ad un ambiente pulito;
- l'accesso ai servizi di tutela della salute;
- la sicurezza sociale.

La riqualificazione e la tutela del patrimonio artistico. Lo sviluppo economico di molti paesi del mondo non passa solo attraverso la produzione di beni ma soprattutto, si pensi ai paesi del Mediterraneo, attraverso l'investimento nella tutela e nella promozione del patrimonio architettonico, archeologico e artistico dei propri territori. La sostenibilità in questo contesto può riassumersi come la capacità di trasmettere - intatto e valorizzato - il patrimonio culturale delle generazioni passate alle generazioni future.

La preservazione delle diversità etniche e culturali. Come il mantenimento della biodiversità è un fattore determinante per la sostenibilità ambientale, così la preservazione delle diversità culturali a livello mondiale diventa un principio indispensabile per mantenere gli equilibri dei diversi sistemi sociali.

Nella prospettiva dell'analisi socio-culturale, la sostenibilità è, dunque, un processo che coinvolge tutte le sfere della vita sociale e soprattutto è un obiettivo che va condiviso e "partecipato" dalla popolazione. Un futuro sostenibile in termini ambientali, economici e sociali è possibile, infatti, se tutti gli attori chiamati in causa - mondo produttivo, forze politiche, cittadini, organizzazioni non governative ecc. - diventano coscienti dei loro ruoli e soprattutto della necessità di lavorare in un'ottica integrata e globale.

4. GLI STRUMENTI PER CONSEGUIRE LO SVILUPPO SOSTENIBILE

Nel passato la politica ambientale ha fornito una risposta alle pressioni ambientali, mediante programmi di gestione calibrati sul breve termine, su scale locali e sulla riduzione dell'inquinamento. Attualmente (EPA, 1998) la filosofia che regola la gestione ambientale è mirata all'esame critico dei problemi ambientali su scale spaziali ampie e sulla valutazione dei rischi cumulativi, risultanti da pressioni multiple. Lo strumento per giungere alla sostenibilità è stato riconosciuto nella pianificazione territoriale, sia in Agenda 21, che nella conferenza Habitat di Istanbul (Girard e Nijkamp, 1997), perchè consentirebbe la migliore gestione degli ecosistemi. Le definizioni di gestione degli ecosistemi sono le più svariate e l'EPA mostra in una lista un'evoluzione storica del concetto:

- "l'uso abile e accurato dei principi ecologici, manageriali, economici e sociali nella gestione ecosistemica, per produrre, recuperare o sostenere l'integrità ecosistemica e le condizioni, gli usi, i prodotti, i valori ed i servizi desiderati per tempi lunghi" (Overbay, 1992);
- "una strategia o un piano per gestire gli ecosistemi e per proteggere tutti gli organismi associati, in opposizione ad una strategia o piano per gestire specie singole" (Forest Ecosystem Management Assessment Team-FEMAT, 1993);
- "la gestione degli ecosistemi definisce un paradigma che tesse i fili sociali e biofisici nell'arazzo della bellezza, della salute e della sostenibilità. Essa abbraccia sia le dinamiche sociali, sia le ecologiche, in un processo adattivo e flessibile. La gestione degli ecosistemi celebra la sapienza del nostro cuore e della nostra mente ed illumina il nostro cammino verso il futuro" (Cornett, 1994);
- "l'integrazione dei principi sociali, economici ed ecologici per gestire i sistemi fisici e biologici in un modo che salvaguardi la sostenibilità ecologica, la diversità naturale e la produttività dei paesaggi" (Wood, 1994).

- "un approccio ecosistemico é essenzialmente una filosofia che considera l'intero ambiente in una determinata area geografica. Esso coinvolge il mantenimento dei processi ecologici ed evolutivi e delle popolazioni vitali di tutte le specie native" (Henne, 1995);

La gestione degli ecosistemi è in sintesi la gestione guidata da scopi espliciti, cui fanno seguito politiche, protocolli e pratiche, resi attuabili dal monitoraggio e dalla ricerca scientifica, mirati alla migliore comprensione sia delle interazioni ecologiche, sia dei processi necessari per sostenere le strutture e le funzioni. La gestione degli ecosistemi non è indirizzata principalmente alla loro salvaguardia, ma piuttosto ad una sostenibilità della struttura e dei processi degli ecosistemi, necessari alla salvaguardia dei beni e dei servizi.

Pertanto una buona gestione degli ecosistemi deve prevedere (Rapporto del Comitato della Società Ecologica Americana, 1995; 1997):

- sostenibilità di lungo termine come valore fondamentale;
- scopi operativi chiari in termini di specifiche "traiettorie desiderate nel futuro e desiderati benefici futuri";
- modelli ecologici chiari e comprensibili;
- la comprensione della complessità e delle interconnessioni;
- riconoscimento del carattere dinamico degli ecosistemi;
- attenzione al contesto ed alle scale spaziali e temporali;
- riconoscimento degli umani come componenti degli ecosistemi;
- senso di adattabilità e responsabilità degli scienziati di fronte al fatto che le conoscenze di base non sono complete e soggette a cambiamenti.

Se il piano è pertanto lo strumento all'interno del quale considerare tutte le possibili opzioni, la più importante delle attività è la "valutazione", che consente di evidenziare la "capacità di carico" delle risorse e la loro "capacità di rigenerazione", nonché di prendere in considerazione gli aspetti tecnici, economici, sociali, ecc.; tale prassi favorirebbe oltretutto la trasparenza delle scelte effettuate.

Per capire quale sia la situazione di partenza su cui applicare i concetti di sostenibilità in Italia, vanno menzionati due fatti particolarmente importanti. Il primo è che questo paese ha 3000 anni di storia, durante i quali si sono prodotte ed assommate molteplici modificazioni ambientali; il secondo invece, legato ad un passato molto più recente, è relazionato alla particolare importanza attribuita ad un certo tipo di sviluppo economico, che ha fortemente utilizzato le risorse esistenti rinnovabili e non. Infine va anche evidenziato che i depositari della pianificazione territoriale sono stati per un lungo tempo gli urbanisti, ossia categorie professionali che non possedevano una cultura dei processi naturali. L'applicazione dei concetti di sostenibilità nella pianificazione territoriale ed ambientale deve pertanto prevedere, sia la presenza nel gruppo dei pianificatori di figure professionali provenienti dall'agronomia, dalla biologia, dalla geologia e dalle scienze naturali, sia la considerazione di due aspetti fondamentali: la conoscenza ecosistemica del territorio e dell'ambiente negli ambiti da pianificare e conseguenzialmente la ridefinizione di "chi istituzionalmente fa che cosa" nel paese.

4.1. La conoscenza del territorio

Numerose sono le istituzioni nazionali che sviluppano iniziative conoscitive, spesso non collegate fra di loro e pertanto non ottimizzate. A scala nazionale sono in corso di realizzazione o già realizzati alcuni importanti progetti: il CNR sta completando "La carta di vulnerabilità degli acquiferi" (Autori Vari, 1996; Civita, 1990; Civita et al., 1987; Cavallin, 1990), mentre il Servizio geologico nazionale sta iniziando, fra mille ritardi, il progetto CARG di cartografia geologica e tematica alla scala 1:50.000 (Ministero dell'ambiente, 1997).

Altri progetti come ad esempio il Sistema Informativo Nazionale dell'Ambiente (S.I.N.A.) (Abbondanza et alii., 1993; Giuliano et al., 1993), gestito dapprima dal Ministero dell'ambiente, è miseramente fallito per colpa dell'incapacità progettuale e quindi gestionale di molte Amministrazioni regionali italiane; si spera che ora con il suo passaggio all'ANPA e quindi alle ARPA, possa entrare in funzione a regime. E' questo infatti uno strumento fondamentale per la conoscenza delle pressioni

antropiche sulle acque sotterranee e superficiali con le sue reti di monitoraggio, progettate per rispondere sia ad una scala regionale, sia nazionale e pertanto distribuite su tutto il territorio.

Un altro importante strumento di conoscenza è il Sistema Informativo Unificato (SIU) attivato dalla L. 183/1989 ed in corso di realizzazione da parte dei Servizi Tecnici Nazionali; infine possiamo citare l'Atlante di posizione e banca dati della cartografia tematica nel mezzogiorno realizzato dal CNR, nell'ambito del sistema informativo Territoriale del Mezzogiorno d'Italia (Rallo, 1997).

4.2. "Chi fa che cosa"

Dopo questa breve disamina dei progetti più importanti di conoscenza territoriale è necessario prendere in considerazione il "chi fa che cosa", e la legislazione più importante che attiva le istituzioni.

- Il D.P.R. 24 luglio 1977, n° 616 trasferisce alle Regioni a statuto ordinario le competenze in materia di cave, torbiere ed acque minerali.

- La legge 18 maggio 1989, n° 183 (Norme per il riassetto organizzativo e funzionale della difesa del suolo) definisce i compiti dei diversi organi dello Stato: Servizi Tecnici Nazionali, Regioni, Enti Locali ed istituisce infine le Autorità di bacino i cui organi sono rappresentati dal comitato istituzionale, dal comitato tecnico e da un segretario generale coadiuvato da una segreteria tecnico-operativa.

- La legge 61/94 ha istituito l'ANPA e le ARPA: è diventato chiaro a chi spettano le competenze in materia di controlli nel settore della qualità ambientale, altrettanto non si può dire per quanto riguarda i controlli quantitativi e quindi la pianificazione territoriale.

- La legge 5 gennaio 1994, n°36 (Disposizioni in materia di risorse idriche) all'Art. 3 individua nelle "Autorità di Bacino" l'istituzione pubblica che definisce ed aggiorna periodicamente il bilancio idrico e che cura la pianificazione. Le competenze dello Stato sono descritte all'Art.4 e riguardano i criteri e le direttive generali. All'Art.5 punto a) si evidenzia come il risparmio idrico debba passare attraverso il risanamento ed il graduale ripristino delle reti acquedottistiche che evidenziano rilevanti perdite. All'Art. 8 vengono infine istituiti i Servizi Idrici integrati.

- La legge 15 marzo 1997, n° 59 e la legge 15 maggio 1997, n° 127, rappresentano lo strumento per lo Stato di riforma della Pubblica Amministrazione, cui dovrebbe seguire lo snellimento delle procedure gestionali attraverso il decentramento, verso le amministrazioni regionali ed enti locali, di molte funzioni ancora oggi svolte dall'autorità centrale, ed il possibile superamento dei conflitti di competenza che hanno finora determinato la mancata o parziale applicazione delle leggi prima descritte.

- Con la L. 37/93, che attua gli impegni di Rio, l'Italia si è dotata di un Piano Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile nel quale sono indicate le principali linee di azione nei diversi settori produttivi, secondo una suddivisione per aree di competenza ministeriali. Nel piano le problematiche territoriali più strettamente legate agli aspetti geologico-territoriali trovano eco nei settori relativi all'agricoltura e alla gestione dei rifiuti e nei capitoli relativi agli accordi internazionali su tre argomenti chiave discussi a Rio: la Biodiversità, la Desertificazione e le Foreste, tematiche che sono state oggetto di convenzioni internazionali sottoscritte successivamente. Nel 95, in occasione del primo incontro a New York della Commissione per lo sviluppo Sostenibile (CSD-ONU) l'Italia ha delineato, con un documento volontario, i progressi del paese nell'attuazione del piano nei diversi settori elencando gli adempimenti legislativi (ratifiche) e la attuazione dei regolamenti internazionali e comunitari nei diversi comparti. Questi due documenti rappresentano le linee guida dello sviluppo sostenibile nel nostro paese e pertanto creano il quadro entro il quale muoversi. Nel Settore Agricoltura sono messi in evidenza il carico delle attività agricole sui suoli e quindi il loro impatto sugli acquiferi e gli aspetti paesaggistici per quanto riguarda il ripristino delle condizioni di naturalità del paesaggio.

Gli obiettivi indicati nel piano e relativi all'applicazione dei regolamenti U.E. 2078/92 e 2080/92 concernono il suolo per quanto riguarda la diminuzione dell'apporto artificiale di nitrati, la riforestazione dei terreni marginali e l'effettuazione di operazioni colturali per limitare l'erosione dei suoli. Nel Piano sono indicati anche dei "rafforzamenti" delle politiche o "correzioni di rotta" tra cui il contenimento degli usi non-agricoli dei terreni vocati per l'agricoltura

e la necessità di una classificazione della vulnerabilità dei suoli e da ultimo le "azioni" e gli "strumenti" per progredire verso la sostenibilità; in particolare merita attenzione l'azione per l'individuazione a livello regionale e subregionale di zone territoriali suddivise per grado di vulnerabilità specifica (vulnerabilità acquiferi, ecosistemi) dove limitare o proibire certe pratiche agricole. Tali aree vulnerabili non devono sottostare alle logiche delle suddivisioni amministrative comunali e pertanto assumono un ruolo rilevante le strutture di coordinamento come le Autorità di bacino.

Nonostante la legislazione abbia quindi definito in modo netto quali siano le competenze in campo ambientale e territoriale, nei fatti esse risultano disperse (Regioni, Province, Comuni, Autorità di bacino nazionali e regionali, Enti gestori delle acque, ecc.) e comunque troppo interrelate fra di loro, pertanto poco funzionali, essendo le istituzioni costrette ad operare in molti casi "di concerto", il che ha reso i risultati finora raggiunti poco significativi, salvo rari casi.

A tal proposito è significativa l'opinione espressa nella Relazione sullo stato dell'ambiente nazionale (1997), riguardo ai risultati raggiunti dall'applicazione della 616/77: *"Anche se la disomogeneità e la sostanziale carenza di capacità progettuali e gestionali e di risorse finanziarie da parte della pubblica amministrazione, per quel che riguarda in particolare la depurazione, e l'assenza di efficaci strumenti di controllo non hanno contribuito a realizzare risultati soddisfacenti"*.

Per quanto riguarda invece l'applicazione della 183/89 si rileva: *"la pubblica amministrazione non è stata in grado di dotarsi di metodi, strumenti e soprattutto organizzazione capaci di rispondere, in modo coordinato, alle esigenze di tutela dell'ambiente, al contrario in alcune parti, si è arroccata in difesa delle competenze e si è imbrigliata spesso in un sistema di veti incrociati, che hanno paralizzato anche la maggior parte dei nuovi organismi istituiti. Il sistema delle intese e dei concerti non è stato in grado di garantire l'integrazione della politica ambientale nelle politiche settoriali..... e quindi nella gestione del ciclo dell'acqua entrano una pluralità di soggetti dei quali peraltro comunque non è chiaro il ruolo. La Relazione della Corte dei Conti sul rendiconto generale dello stato evidenziava che i problemi esistenti fino dalla definizione del testo legislativo, e cioè la macchinosità dell'impegno organizzativo istituzionale delle procedure finalizzate all'espletamento delle diverse attività consuntive e programmatiche, hanno fatto maturare ritardi che possono considerarsi rilevanti, pur se non omogeneamente distribuiti". Da tali considerazioni ne deriva la necessità di un riassetto funzionale delle competenze, differenziando in modo netto gli ambiti relativi alla formazione del dato da quelli pianificatori"*.

Falasca (1997) (Forum per lo sviluppo sostenibile) evidenzia in modo marcato i ritardi nell'applicazione della L. 36/94, mentre Zandri (1997) illustra quali sono le regioni che hanno emanato leggi applicative regionali (Toscana, Lazio, Basilicata, Abruzzo, Piemonte, Campania e Liguria), ma soltanto in Toscana e Lazio sono in fase operativa le procedure di costituzione degli Ambiti territoriali ottimali; rilevando che i ritardi sono connessi alla *"vischiosità operativa negli apparati centrali ministeriali"*.

Infine va evidenziato che a scala locale le Università a vocazione ambientale o territoriale (Scienze naturali, Scienze della terra, Architettura, Scienze ambientali, Agraria e Ingegneria) sono in alcuni casi gli unici formatori e quindi possessori di dati ambientali, oltre ad essere produttori di ricerca innovativa, cui si affiancano in modo nettamente subordinato Regioni, Province, Comuni, Comunità Montane, Consorzi di Bonifica ed Autorità di Bacino.

4.3. La valutazione nei processi di pianificazione territoriale

La valutazione viene indicata da vari Autori come lo strumento per realizzare lo sviluppo sostenibile (Houghton e Hunter, 1994; Therivel et al., 1992); a ciò si deve comunque aggiungere che ogni valutazione diventa praticabile, o ottimale, se si basa su una buona conoscenza del territorio (Brondi e Polizzano, 1987) e dei processi sociali ed economici oggetto di analisi. Girard e Nijkamp (1997) indicano come fondamentale nei processi di valutazione, la creazione di "viste strategiche" e di "scenari", che rappresentano la proiezione nel futuro di ciò che deve diventare il territorio. Costruire una vista strategica o uno scenario significa creare consenso attorno a questa vista, in modo tale che sia condivisa dai diversi soggetti e che determini un patto sociale. Per raggiungere questa vista

condivisa, gli Aa. suggeriscono che il modo migliore è quello di ragionare per valori, che rappresentano gli elementi fondamentali per giudicare la desiderabilità di una prospettiva. L'approccio per valori (Tab. 3) consente di focalizzare gli obiettivi strategici (Keeney, 1992).

Tabella 3 - Categorie di valori economici attribuiti a beni ambientali
(Fonte: Pearce e Moran, 1994)

Valori d'uso		Valori di non uso		
Uso diretto	Uso indiretto	Opzioni di valore	Valori di eredità	Valori di esistenza
Outputs direttamente consumabili	Benefici funzionali	Valori futuri sia diretti, sia indiretti	Valori d'uso e non uso di eredità ambientale	Valori dalla conoscenza di esistenza continuata
Cibo, Biomasse, Ricreazione, Salute	Controllo delle inondazioni, protezione dalle tempeste, Ciclo dei nutrienti	Biodiversità, Conservazione degli habitat	Prevenzioni di cambiamenti irreversibili negli habitat	Habitat, specie, genetica, ecosistemi

4.3.1. I metodi di valutazione

Nell'approccio economico classico il valore di un bene o di un servizio è espresso dal suo valore di mercato, mentre una valutazione delle risorse naturali non può prescindere anche dalla sua utilità sociale, cioè dalla sua capacità di contribuire a migliorare le condizioni e la qualità della vita. Ne deriva quindi un approccio allargato dove non è solo l'aspetto economico a definire il valore di un bene ambientale, la cui fondamentale importanza è sempre più rimarcata nel confronto fra valore economico e valore non economico. Pearce e Moran (1994) per quanto riguarda il valore economico totale (TEV) di una risorsa ambientale ritengono che esso sia composto dal suo "valore d'uso" (VU) e dal suo "valore di non uso" (NUV). Il concetto di valore d'uso è abbastanza ampio, aumentando in funzione dell'uso che se ne fa di una data risorsa. Questo può essere rappresentato da una foresta per legname, o di una palude per ricreazione o pesca sportiva. Il Valore d'uso può essere suddiviso in "valore d'uso diretto" (DUV), che si riferisce agli usi attuali come la pesca o l'estrazione del legname, ecc.; in "valore d'uso indiretto" (IUV), che è riferito ai benefici derivanti dalle funzioni ecosistemiche e un esempio può essere offerto dalle funzioni svolte da una foresta nella protezione dei bacini idrografici; ed infine in "opzioni di valore" (OV). Quest'ultimo è definibile approssimativamente come il valore che un individuo sarebbe disposto a pagare per salvaguardare una determinata risorsa soltanto per mantenere un'opzione di uso futuro. Il "valore di non uso" (NUV) è più problematico da definire e da stimare, essendo abitualmente diviso tra "valore di eredità" (BV) e "valore d'uso esistente o passivo" (XV) (Arrow et al., 1993).

Da ciò ne deriva che in totale si ha:

$$TEV = VU + NUV = (DUV + IUV + OV) + (XV + BV)$$

La natura ha la capacità di regolare l'infiltrazione delle acque, il ruscellamento superficiale ed il suo riciclo, stesso discorso può valere per i rifiuti e le sostanze nutritive. E' stato calcolato p.e. che una palude di 223.000 ettari in Florida ha un valore di 25 milioni di US \$, limitatamente ai servizi resi in termini di immagazzinamento dell'acqua e di ricarica delle falde acquifere (Brown et al., 1977).

Nella pratica si è pensato che la valutazione dei servizi offerti dalla natura possa consistere nel valutare quanto costerebbe in termini economici la sostituzione di tali servizi spontanei con tecniche ingegneristiche.

In Malaysia è stata quantificata in termini economici la funzione svolta dalle Mangrovie nel controllo delle alluvioni, che corrisponde a 300.000 US \$ per km. Un altro esempio può essere illustrato dalla funzione svolta dai bacini idrografici in condizioni naturali, per gli aspetti di infiltrazione e di purificazione delle acque, di riciclo delle sostanze organiche in eccesso, di capacità di trattenere il terreno e di prevenire le alluvioni. Le stime economiche indicano valori di 196 US \$ per ettaro/anno, corrispondenti a 44 miliardi di \$ anno, che a scala globale diventano 400 miliardi di \$ anno. Come linea politica strategica diventa pertanto economicamente fattibile restaurare gli ecosistemi in parte antropizzati, perchè essi produrrebbero servizi a costi nettamente inferiori e di maggiore efficacia rispetto a quelli strutturali (dighe, argini, ecc.).

E' chiaro che il concetto di resilienza, ossia la capacità di un sistema di recuperare la sua struttura organizzativa, è applicabile soltanto in parte quando si tratta di problematiche a carattere geologico. Basta pensare infatti al numero di anni necessari per formare un giacimento minerario o un suolo per capire che il concetto non è applicabile, e che ne vanno introdotti altri a supporto, che vedremo in seguito. La resilienza può trovare invece un'applicabilità quasi diretta p.e. nella gestione delle acque sotterranee, la cui capacità sistemica è regolata da processi attuali, anche se possono avere tempi più o meno lunghi. In particolare Pezzey (1992) focalizza le relazioni esistenti fra costante stock di capitale, capitale naturale, capitale costruito e capitale umano, introducendo le problematiche relative alle risorse non rinnovabili (Dasgupta & Heal, 1979). Tuttavia è impossibile pensare di mantenere costante il capitale economico senza che questo consumi risorse naturali non rinnovabili e quindi il capitale naturale, anche se la continua sostituzione di beni e di conoscenza per sostituire le risorse naturali è essenziale per sostenere i consumi ("treadmill technology") (Krautraemer, 1990; Pezzey, 1989; Smith e Krutilla, 1979). Dasgupta e Heal (1979) suggeriscono che per mantenere le risorse non rinnovabili nel tempo può essere sufficiente produrre oggetti di forma diversa da quella standard, pur mantenendone le stesse funzionalità, per ottenere risparmi anche del 50% nel consumo di materie prime. Ma come può essere possibile applicare una politica in tal senso, in modo specifico al mantenimento dello stock di capitale naturale senza prendere in considerazione in questa sede i processi tecnologici che devono indurre un risparmio sul consumo di risorse non rinnovabili? E' evidente che un'accurata conoscenza di ciò che si deve gestire, è alla base di qualsiasi processo di gestione, sia esso il territorio o un processo industriale e in tal caso parleremo più che di conoscenza, d'innovazione tecnologica (Pezzey, 1992), che serva di base alla pianificazione. Essa va invece operata dalle istituzioni preposte, che debbono essere diversificate sulla base di una scala territoriale (Nazionale, regionale, locale).

Un altro discorso va fatto per altri tipi di risorse territoriali che non hanno un riscontro economico diretto come ad esempio quelle paesistiche, che possono perdere la loro qualità ambientale e quindi indurre una riduzione di amenità per il cittadino, oppure ridurre indirettamente la produttività. Per tali tipi di risorse, non inseribili direttamente in un contesto di mercato, è stato coniato il termine di "esternalità" (externalities), perchè risultano essere esterne e quindi ignorate dalle forze di mercato, esse minacciano tuttavia la sostenibilità perchè danno luogo ad un degrado cumulativo dell'ambiente. La soluzione dei problemi connessi alle esternalità potrebbe essere trovata attraverso due strade secondo Pezzey (1992), quella economica classica che prevede che la produttività ambientale e/o l'amenità possa essere sostituita da altre variabili economiche, oppure (Pezzey, 1989a; Horwarth e Norgaard, 1992) modellando gli effetti dinamici delle esternalità ambientali sui cambiamenti di utilità e quindi sulla sostenibilità. Le conclusioni politiche cui si perviene è che utilizzare incentivi economici, come la tassa per l'inquinamento, per "internalizzare" le esternalità cumulative ambientali, consentirebbe un ottimale futuro sociale per le società e probabilmente migliorerebbe la sostenibilità per mezzo di effettivi bassi tassi di sconto. Esiste tuttavia una serie di problemi connessi principalmente al fatto che l'internalizzazione richiede che l'ambiente sia valutato in termini monetari, ma tale valutazione non è facile. Tuttavia alcuni ritengono che il mantenimento dello status quo, piuttosto che il corrente flusso economico, possa prevenire tutte le problematiche esistenti circa la valutazione. Le maggiori difficoltà nella valutazione di effetti ambientali globali come i

cambiamenti climatici, o la distruzione della fascia di ozono o la riduzione di biodiversità è chiara solo per il rialzo dei costi della ricerca ambientale ed economica. Potrebbero essere quindi utilizzate politiche di incentivazione economica per intervenire sulla produzione industriale che determina i grandi cambiamenti globali, anche se bisogna considerare gli alti costi di una tale operazione.

Barde e Pearce (1993) indicano che l'analisi costi/benefici (ACB) non detta le decisioni, ma le aiuta evidenziando in particolare le situazioni illogiche; molti tuttavia criticano il ricorso all'ACB in quanto vedono in essa un'attribuzione di valore monetario a qualcosa che non può essere valutato.

La regola base per guidare decisioni riguardo ad un determinato progetto risiedono essenzialmente nella valutazione accurata dei costi del progetto stesso, risultando essi definiti dalle risorse necessarie allo sviluppo e dal danno ambientale in cui si incorre, interrelati matematicamente fra di loro dalla disuguaglianza:

$$(Bd - Cd - NBc) > 0$$

dove:

Bd = valore monetario dei benefici del progetto

Cd = valore monetario del costo delle risorse del progetto

NBc = benefici netti della conservazione = Bc - Cc = benefici della conservazione meno costi della conservazione.

Introducendo tuttavia nella precedente relazione il Valore economico totale (VET) delle risorse ambientali abbiamo un'analisi costi/efficacia (ACE), nella quale tuttavia andrebbe introdotto anche il fattore tempo:

$$(Bd - Cd - VET - Cc) > 0$$

Gli stessi Autori per quanto riguarda le tecniche di valutazione sottolineano come la tecnica più diffusa attualmente sia quella della "valutazione contingente" (VC), che aggira l'assenza di mercato per i beni naturali, creando un mercato artificiale. In pratica la tecnica consiste in un'analisi demoscopica, svolta intervistando un campione statisticamente rappresentativo di cittadini su quanto essi sarebbero disposti a pagare direttamente per risolvere alcuni problemi ambientali.

Girard e Nijkamp (1997) definiscono il metodo di valutazione come un procedimento che è in grado di dedurre in modo argomentato una graduatoria di priorità tra alternative, e quelli che rispondono meglio a tali presupposti risultano essere quelli di tipo multicriterio. Essi esplicitano infatti tutti i valori, anche quelli di non uso, intrinseci e complessi, e considerano, tra gli obiettivi, le diverse priorità da parte di tutti i soggetti/gruppi sociali coinvolti nel processo di trasformazione/conservazione. Gli Autori elencano i seguenti metodi fra i più utilizzati nell'analisi ambientale, rivolta soprattutto alla scelta di diverse destinazioni d'uso del territorio, di localizzazione di impianti volti al ripristino di condizioni di autosostenibilità ecologica o infine scelta di progetti per infrastrutture stradali più sostenibili:

- Metodo del Bilancio sociale nella versione Cie;
- Regime;
- Evamix;
- Vimda;
- AHP

Il metodo dell'Analisi dell'impatto Comunitario (Cie), derivante dal metodo PBS (Bilancio sociale di pianificazione) di Lichfield (1986), consiste in un'analisi multisetoriale che evidenzia sia gli impatti che i loro effetti nella valutazione dei piani e dei progetti urbanistici.

Il metodo dell'Analisi di Regime di Nijkamp e Hinloopen (1988) utilizza una matrice di valutazione ordinale comprendente alternative e criteri, con elementi di stima della qualità delle alternative rispetto ai criteri, ed un vettore peso ordinale che esprime le priorità assegnate ai singoli criteri.

Il metodo Evamix (Nijkamp et alii, 1990) è un metodo multicriterio quali-quantitativo che si basa su una matrice di valutazione, i cui elementi possono essere espressi su scala ordinale o cardinale a seconda del criterio prescelto.

Il metodo Vimda di Korhonen et alii (1993) è utilizzato in analisi multicriterio, dove sono presenti pochi criteri (al massimo dieci) di tipo quantitativo e molte alternative, che consentono al decisore l'esame delle alternative valide.

Il Metodo Analytic Hierarchic Process (AHP) proposto da Saaty (1980, 1994), consiste nel definire una graduatoria dei pesi, determinati da esperti delle differenti discipline, che coadiuvano i soggetti coinvolti a comprendere i termini del conflitto esistente, affinché possa essere elaborata una nuova soluzione più razionale ed analitica.

Questi metodi rappresentano in realtà dei veri e propri DSS (Sistemi di supporto alle decisioni) che però lasciano ampio spazio di decisione al decisore finale. La loro applicabilità è in genere funzione della quantità di dati a disposizione infatti l'ambiente di decisione risulta notevolmente complesso per le multiple interazioni fra impatti/soggetti coinvolti/tempi/ecc.

Essi in genere migliorano la razionalità procedurale e quindi la qualità del piano, influenzando sulla produzione di nuove soluzioni e permettono di seguire la fase di attuazione ed il controllo dei risultati. Janssen (1992) propone tre regole fondamentali che consentono di ordinare alternative diverse ed in base alle quali si possono suddividere i metodi stessi di valutazione: 1) massimizzazione del rapporto costi/benefici; 2) minimizzazione della distanza dal punto reale; 3) massimizzazione dell'utilità totale.

Per la pianificazione territoriale della città di Berlino (Berlin Ministry of Urban development and Environmental Protection III, 1995) è stato curato in modo particolare un programma di protezione del paesaggio prendendo in considerazione:

- ricreazione ed uso degli spazi aperti;
- scenari paesaggistici;
- strategie per la conservazione della natura;
- ecosistemi e protezione ambientale.

Per il primo argomento sono stati presi in considerazione: foreste per ricreazione, terre agricole, aree verdi-parchi, giardini, cimiteri e chiese, altri spazi aperti, orticoltura ricreazionale, corpi d'acqua. Sono stati quindi stabiliti dei criteri per la definizione dei gradi di priorità per l'aumento di spazi aperti in aree residenziali. Per quanto riguarda gli scenari paesaggistici sono stati considerati la struttura del paesaggio; la conservazione e lo sviluppo di elementi strutturali in aree urbane o suburbane; la conservazione e lo sviluppo di elementi strutturali sia influenzati dall'attività antropica che allo stato naturale. Per le zone di sviluppo (aree urbane, suburbane e agricole) sono stati quindi definiti una serie di criteri per la conservazione dei tratti naturali più importanti. Per quanto riguarda le strategie di conservazione della natura sono stati definiti obiettivi e strumenti attuativi di gestione riguardo alle riserve per le specie e ad altri habitat importanti. Per quanto riguarda lo sviluppo di habitat in aree urbane, suburbane ed agricole sono stati definiti criteri di priorità per ogni situazione specifica. Infine per quanto riguarda gli ecosistemi e la protezione ambientale, inerente aria, clima, suoli e acque sono stati definiti criteri atti a preservare le risorse e a ridurre l'emissione di inquinanti mediante controlli e bonifica delle aree.

Hollis et alii (1997) propongono una valutazione di impatto per le scelte di sviluppo territoriale articolato in varie fasi; la prima fase consiste nella definizione di una matrice di indicatori (Tab. 4) che consentano l'identificazione di tutte le conseguenze derivanti dalla scelta di una particolare politica territoriale. Tale approccio in realtà non si discosta molto da un'Analisi Costi/Benefici, che consente una valutazione quali/quantitativa degli impatti, restringendo il campo di analisi del vasto numero di fattori che definiscono i costi base. Alcuni fattori, riguardanti l'equità sociale, la salute degli ecosistemi, l'estetica e la qualità della vita, sono difficilmente valutabili in termini monetari per cui, piuttosto che attribuire un peso ai possibili benefici economici derivanti da scelte sociali ed ambientali, che sicuramente superano i costi di attuazione, i decisori pubblici devono tenere in

considerazione l'incertezza nel campo delle scienze naturali, perchè sia le scelte, così come le non scelte, presentano differenti livelli di rischio per il reddito sociale.

Tabella 4. Matrice per la valutazione degli impatti (Fonte: Hollis et alii, 1997)

Impatti da valutare	Come misurare	Metodi di misura/ Fonte delle informazioni	Misure monetizzate
ECONOMIA	Impatto diretto: prezzi, reddito, occupazione	Analisi di impatto economico	SI
	Impatti indiretti/indotti: Occupazione, reddito, prezzi	Analisi di impatto economico	SI
	Costi ed entrate dei Governi locali	Analisi di impatto fiscale	SI
SOCIALE/QUALITÀ DELLA VITA	Conservazione di risorse storiche e culturali	Analisi d'impatto ambientale; gruppi locali di esperti	Non facile
	Disponibilità di spazi aperti, parchi e ricreazione	Ettari per 1000 abitanti; informazione locale e regionale	Non facile
	Disegno ambientale	Preferenze visive e indagini riguardo all'opinione pubblica	Non facile
	Disponibilità di case confortevoli	Informazione locale e regionale	Non facile
	Equità nell'impatto dello sviluppo	Matrice sociale; informazione locale e regionale	Non facile
	Qualità della vita	Indagine sulla pubblica opinione; informazione locale e regionale	Non facile
	TRASPORTI	VMT, LOS sulle strade esistenti, capacità necessarie	Analisi di impatto dei trasporti
AMBIENTE	Qualità dell'aria	Inquinanti,	Non facile
	Qualità delle acque	Sedimenti, torbidità, modelli idrologici	Non facile
	Rumore	Livello di decibels, Contour-Analisi del rumore	Non facile
	Precipitazioni	Volumi, picchi, modelli matematici	Non facile
	Carrying Capacity	Acque,	SI
	Conservazione delle specie e degli habitat	Ettari di habitat, informazione locale	Non facile

4.3.2. Le metodologie per descrivere lo stato dei diversi comparti ambientali

Le metodologie di valutazione dello stato degli ecosistemi, che integrano una valutazione di sostenibilità ambientale e/o territoriale, possono essere le più disparate a seconda della destinazione finale e a partire dall'applicazione dei criteri di: vulnerabilità, pericolosità o rischio, di qualità (Fig. 2), sensibilità e bilancio ambientale; essi rappresentano anche la base per procedure di VIA, ACA, ecc.. Tali criteri consentono di attribuire dei pesi ponderati alle diverse situazioni ambientali, mostrando nel loro insieme uno stato di fatto derivante dalla sommatoria di diverse viste specialistiche. Partendo da queste basi conoscitive, e a seconda della destinazione finale, è quindi possibile stimare il valore delle situazioni ambientali stesse e verificare l'esistenza di possibili utilizzi alternativi e/o sostitutivi. Tali criteri sembrano essere i più moderni ed i più efficaci per

un'attribuzione del valore ambientale e sono stati diffusamente sperimentati da circa un ventennio sia dalle istituzioni di ricerca, sia dalle strutture private in applicazioni di V.I.A., soprattutto relazionate alle strutture lineari di trasporto.

Per quanto riguarda la possibilità di descrivere lo stato attuale degli ecosistemi il

$$\text{Rischio} = \text{valore} \times \text{vulnerabilità} \times \text{pericolosità}$$

rappresenta la possibilità di una perdita di vite umane, proprietà, capacità produttive a seguito di determinati eventi (UNESCO, 1972); il valore è espresso dal numero di persone e/o costruzioni, ecc., esposte ad un certo tipo di pericolo; la vulnerabilità è rappresentata dalla frazione di valore che può essere persa durante il verificarsi di un determinato evento; la pericolosità infine viene espressa dalla probabilità che una determinata area sia interessata da fenomeni distruttivi entro un determinato periodo di tempo;

- La sensibilità ambientale rappresenta invece la capacità di un ecosistema a sostenere diversi tipi di uso del territorio, senza subire modificazioni strutturali, e soprattutto a non ingenerare conflittualità fra gli usi già esistenti (Scapellati, 1989).

- La qualità ambientale (Fig. 2) è la risultante finale della sommatoria di diverse condizioni in cui può trovarsi un elemento costituente l'ecosistema o l'ecosistema stesso. Si hanno così la scarsità, unicità, fragilità, complessità, diversità e stabilità (Malcevschi, 1990).

- Nel caso specifico degli acquiferi la vulnerabilità è espressa dalle caratteristiche dei complessi idrogeologici che costituiscono la suscettività specifica di essi ad ingerire e diffondere un inquinante idrico o idroveicolato (Civita, 1990a).

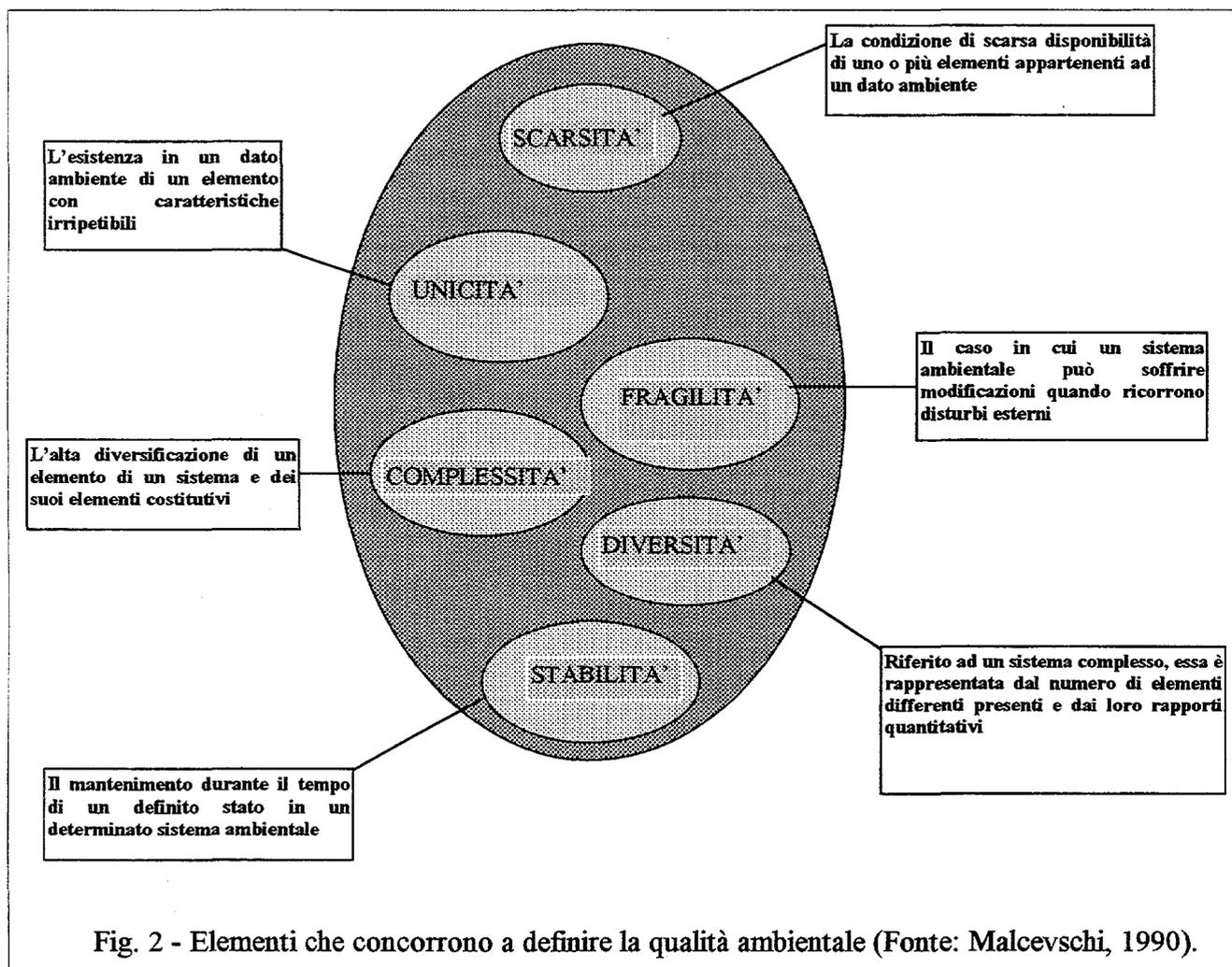


Fig. 2 - Elementi che concorrono a definire la qualità ambientale (Fonte: Malcevschi, 1990).

5. LA PROPOSTA DI ATTUAZIONE PER CASI PROTOTIPALI

5.1. Le acque sotterranee

Quali possono essere i principi cui ispirarsi per un uso sostenibile della risorsa?

Il Dobris Assessment (Commissione Europea, 1995) indica che è assolutamente necessario per l'Europa pensare ad un diverso uso dell'acqua, bilanciato con le risorse disponibili e con programmi di lungo respiro. Le risorse sono rinnovabili, ma limitate e possono diventare più scarse nel Sud e nell'Est dell'Europa. Contemporaneamente l'andamento degli inquinamenti riduce le quantità di acque potenzialmente utilizzabili, mentre la domanda globale tende ad aumentare; ciò chiaramente non è sostenibile. La relazione si conclude con le seguenti raccomandazioni:

- *"L'Europa non può considerare le sue risorse idriche un illimitato e libero dono della natura".*
- *"Il primo obiettivo di una corretta gestione europea delle acque deve mirare a fornire alla popolazione sufficienti quantitativi di acqua ad uso potabile ed igienico".*
- *"Altri usi dispersivi dovrebbero disporre di sufficienti quantitativi di qualità adeguata, trovando tuttavia una realistica barriera economica".*
- *"Il prelievo di risorse idriche non deve eccedere la ricarica naturale se non per brevissimi periodi".*
- *"La risorsa acqua deve essere mantenuta adeguatamente per garantire la vita biologica, senza distruzione della risorsa".*
- *"Deve essere mantenuta la capacità di autodepurazione dei fiumi".*
- *"La flora e la fauna naturale dei fiumi e dei laghi europei deve essere mantenuta o ristabilita".*
- *"I pesci dei fiumi e dei laghi debbono essere commestibili".*

Nel caso delle acque sotterranee è evidente che il concetto base deve essere: "non è utilizzabile più acqua di quanta venga ricaricata naturalmente nell'acquifero", distinguendo quelle che sono le "riserve permanenti o geologiche", e che quindi non possono essere intaccate se non in rari casi e per brevi periodi, da quelle che sono le "riserve rinnovabili". Tali concetti sono indispensabili perchè rappresentano la base di qualsiasi ipotesi di gestione e risulta evidente che, se applicati, a caduta molti dei problemi, cui sono oggetto attualmente le acque sotterranee, verrebbero ad essere risolti senza interventi strutturali.

Lo stato delle acque sotterranee in Italia (Ministero dell'ambiente, 1997) evidenzia infatti una serie di problemi, legati in parte al sovrasfruttamento ed in parte all'inquinamento delle falde, che possono assommarsi o comunque interrelarsi.

La salinizzazione degli acquiferi di piana costiera lungo quasi tutta la costa tirrenica, nella porzione marginale della Pianura Padana e quindi nel Salento, negli Iblei e nella Piana di Palermo, unitamente ai fenomeni di subsidenza, sono un chiaro esempio di uso non sostenibile della risorsa.

Da un punto di vista conoscitivo l'unico studio globale sulla disponibilità della risorsa a scala nazionale è del 1980 e fu eseguito per conto della CEE da una Società privata (CEE-CMP, 1980); a questo si affiancano gli studi realizzati per la progettazione della rete di monitoraggio del S.I.N.A., gli studi a scala regionale e/o provinciale sviluppati principalmente dalle Università ed infine il già citato progetto della vulnerabilità degli acquiferi del C.N.R.

Di fatto tuttavia l'assenza di un Ente di controllo, oltre ad indurre una situazione a dir poco catastrofica sulle acque sotterranee, ha prodotto anche forti ripercussioni sul regime delle acque superficiali. Infatti negli ultimi venti anni sono state realizzate moltissime reti acquedottistiche che hanno captato direttamente sorgenti, soprattutto nelle zone appenniniche. Ciò ha prodotto una drastica riduzione delle portate della maggior parte dei fiumi appenninici con foce in Adriatico, con conseguenti ripercussioni ambientali. La soluzione di realizzare sempre più nuovi acquedotti per soddisfare la crescente richiesta idrica è quanto di più insostenibile si possa fare da un punto di vista ambientale. Infatti il problema vero è il rifacimento delle reti di distribuzione all'interno degli abitati, che in alcuni casi hanno perdite del 40-50% e possono giungere fino al 60%. Ciò lascerebbe molte delle sorgenti, oggi captate, libere di alimentare i corsi d'acqua. Doppelt et al. (1993), Hunsaker e Levine (1993) Hunsaker et al. (1998), Arnold et al. (1998), Watson (1998), EPA (1998a)

suggeriscono nell'analisi di problemi di sostenibilità delle acque di applicare le ricerche ai bacini idrografici, perchè è al loro interno che si sviluppano tutti i processi sia naturali che di pressione antropica. Sulla base delle brevi premesse, che tuttavia sottintendono la conoscenza dell'intero ciclo dell'acqua sia da un punto di vista naturale che dei fattori di pressione è possibile delineare una possibile architettura logica nella pianificazione della risorsa (Fig. 6) che parta chiaramente da una profonda conoscenza scientifica dei fenomeni naturali che governano il ciclo dell'acqua e di tutte le influenze antropiche che tendono a modificarne la qualità e la disponibilità (Vulnerabilità). Dopo aver definito la disponibilità naturale e l'eventuale deficit derivante da mutamenti climatici nel tempo, deve essere analizzata la possibilità di accantonare "riserve strategiche", vale a dire acquiferi o corsi d'acqua ancora non sfruttati ed in buono stato di salute, cioè non inquinati, cui fare ricorso soltanto in casi di estrema necessità e per brevi periodi. La stima del valore della risorsa consentirà di programmare da un punto di vista economico i costi per la gestione corrente e le eventuali azioni di risanamento straordinarie, che unitamente alla richiesta di mercato attuale ed a quella prevedibile a medio e lungo termine concorreranno a definire i quantitativi realmente distribuibili all'utenza. Il valore aggiunto relativo all'acqua in quanto risorsa naturale per gli usi non direttamente commerciali andrà valutato in termini di valore aggiunto che i cittadini potranno economicamente sostenere, così come le attività produttive "non a contatore" come ad esempio l'orticoltura o la pesca sportiva. La ricerca nel campo dell'innovazione tecnologica può consentire o la riduzione dei costi al consumo o di risparmio mediante nuove tecnologie della distribuzione oppure mettere a disposizione nuovi quantitativi di acque depurate per usi diversi. Sulla base di tali considerazioni è possibile costruire una serie di scenari su cui basare la concertazione con i cittadini e le associazioni ambientaliste e di categoria, crenando il consenso attorno alle soluzioni ottimali. Soltanto dopo questa fase sarà possibile pianificare in via definitiva l'uso della risorsa.

5.2. Suolo

Le variazioni nell'uso del suolo e nel clima, siano queste di origine naturale o indotte dalle attività antropiche, sono ormai ampiamente riconosciute quali fattori scatenanti dei fenomeni di degradazione delle caratteristiche del territorio, in particolare dell'accentuazione dei processi di erosione del suolo. Gli effetti di tali processi possono essere riconosciuti nella riduzione delle capacità produttive del suolo, che risponde alla definizione di "soil degradation" della FAO-UNEP-UNESCO (1980), nell'interrimento rapido dei serbatoi artificiali, nell'instabilità dei canali fluviali, nel relativo degrado degli habitat acquatici etc. Un'analisi condotta dall'ISRIC (International Soil Reference and Information Centre, 1991) ha evidenziato che circa il 91% della superficie del territorio europeo è coltivata o comunque sfruttata economicamente. Tale uso ha determinato a sua volta un degrado dei suoli, in misura del 23% della superficie totale esaminata, le cui cause principali sono la deforestazione, le pratiche agricole non controllate e l'eccessivo carico zootecnico. D'altra parte, le modificazioni climatiche a scala globale stanno lentamente modificando i regimi di precipitazioni e temperature che, in combinazione con l'aumentato sfruttamento della risorsa suolo, cominciano ad influire negativamente sulle capacità di rigenerazione del suolo stesso. L'estrema conseguenza di tale processo è un inaridimento progressivo che può evolvere a vera e propria desertificazione, nelle aree più vulnerabili. Stime proiettate all'anno 2000 indicano infatti che almeno un terzo di tutte le terre coltivabili nel mondo andrà perduto a causa dei fenomeni di degradazione.

I processi di degradazione vanno distinti in vari gruppi, a seconda che determinino l'inaridimento del suolo o la perdita della risorsa in termini di sottrazione di volume e di superficie. Ai primi appartengono una serie di processi a loro volta raggruppabili in processi di degradazione chimica e processi di degradazione fisica. Fra i processi di origine chimica si annoverano la salinizzazione, la perdita di sostanza organica, la contaminazione da metalli pesanti, l'acidificazione e lo spandimento di reflui organici.

In molte regioni d'Italia, fra le quali spiccano Toscana e Sardegna, le pianure costiere, specialmente nelle zone più prossime al mare, presentano dei notevoli problemi per quanto riguarda l'elevato tenore di salinità dei suoli, dovuto alla risalita capillare di acque ricche in sali provenienti da falde superficiali ed a non corrette pratiche irrigue. Nelle aree costiere si registra inoltre un crescente

fenomeno di intrusione di acque marine nei corpi acquiferi continentali, a sua volta determinato dal massiccio emungimento, spesso incontrollato, delle acque dolci sotterranee.

La perdita di sostanza organica viene registrata nella maggioranza dei terreni coltivati in Italia, soprattutto lungo il versante adriatico e nella Sicilia meridionale. Tra le molteplici cause del deficit, hanno un peso preponderante quelle determinate dalle pratiche agricole. Queste ultime provocano infatti, sia direttamente che indirettamente, una diminuzione della sostanza organica attraverso numerose azioni, tra cui l'eliminazione dei residui vegetali dalla superficie del suolo, lo sminuzzamento meccanico eccessivo, con conseguente dispersione della sostanza organica su un maggiore volume di terreno, l'eccessiva aerazione degli strati superficiali del suolo e conseguente ossidazione della sostanza organica, il regime monocolturale.

La contaminazione da metalli pesanti di derivazione industriale o in genere da elementi chimici di difficile assimilazione da parte del suolo e delle piante, derivante soprattutto dall'uso di pesticidi e fertilizzanti chimici, insieme con l'eccessiva concentrazione di cloruri, fosfati e materiale organico conseguente all'utilizzo agricolo di reflui organici di varia origine (liquami zootecnici, fanghi di depurazione etc.), sono la diretta conseguenza della tendenza al continuo incremento della produttività in agricoltura. L'introduzione di tali sostanze finisce per alterare gli equilibri biogeochimici del suolo, causando accumuli, nelle aree più intensamente sfruttate, fino al raggiungimento di livelli di tossicità. La presenza di elementi o composti eccedenti il flusso geochimico naturale, determina anche l'alterazione del pH, con conseguenti problemi dovuti sia ad acidificazione, cui contribuisce anche l'inquinamento atmosferico, che ad alcalinizzazione.

Uno dei processi di degradazione fisica che determina l'inacidimento del suolo e che più frequentemente riguarda i suoli italiani, soprattutto nella parte meridionale della penisola, nella Pianura Padana e lungo la costa adriatica, è costituito dalla compattazione. Questa consiste nella distruzione della porosità strutturale dell'aggregato, generalmente indotta dal sovraccarico animale, e nel conseguente aumento della massa volumica apparente. Essa è la risultante della pressione esercitata sul suolo attraverso il calpestamento da parte degli animali condotti al pascolo, che diventa eccessivo quando non viene valutato correttamente il carico animale sostenibile. La conseguenza della compattazione è la riduzione della capacità di infiltrazione dell'acqua, particolarmente evidente e pericolosa in terreni argillosi, che provoca l'incremento del ruscellamento e quindi l'accentuazione dei processi di erosione idrica.

Un'altra frequente forma di degradazione è dovuta alla vera e propria perdita della risorsa suolo. Essa è legata sia ai processi di asportazione delle singole particelle, e quindi di erosione dei singoli orizzonti di suolo, sia alla sottrazione di superficie utile per urbanizzazione e/o espansione delle attività produttive, industriali, ricreative etc. In entrambi i casi si tratta di processi che inibiscono o impediscono la naturale capacità riproduttiva del suolo che deriva da processi molto lenti, rispetto ai quali i processi antropici esercitano un'influenza negativa, determinando un generale disequilibrio. L'erosione del suolo, nel territorio italiano, è dovuta principalmente all'azione dell'acqua, sotto forma di pioggia battente e di scorrimento superficiale, e solo subordinatamente all'azione eolica. L'erosione idrica si esplica più efficacemente su terreni privi o con scarsa copertura vegetale, caratterizzati da forte acclività e sviluppati su substrati litologici appartenenti a formazioni sedimentarie argilloso-sabbiose. Essa è associata a regimi pluviometrici (intensità, tipologia e distribuzione degli eventi piovosi nell'arco dell'anno) che determinano una notevole aggressività climatica. Per questo, le aree italiane eminentemente soggette ad intensi processi di erosione idrica e di desertificazione, sono generalmente le aree dell'Italia meridionale ed insulare, ove prevalgono litotipi e suoli altamente erodibili, per composizione ed assetto morfologico, ed il regime climatico è caratterizzato da un forte contrasto stagionale che diventa sempre più accentuato, in conseguenza dei cambiamenti climatici a scala globale e di bacino, rendendo le piogge sempre più aggressive. Recenti ricerche hanno tuttavia dimostrato come l'uso del suolo costituisca il fattore preponderante, rispetto agli stessi fattori litologia, morfologia e tipo di suolo, nel determinare il fenomeno di erosione. Le modalità di gestione del territorio, insieme con le tendenze evolutive del clima in ambito mediterraneo, hanno infatti reso ancora più spiccati certi fenomeni. Fra le pratiche di utilizzo del territorio che hanno determinato tale influenza negativa, oltre a quelle agro-zootecniche, vi è quella della deforestazione ossia della trasformazione degli ecosistemi forestali in ecosistemi agricoli, spesso

finalizzata ad una utilizzazione zootecnica, che fa sì che una sempre crescente superficie di suolo venga esposta al rischio di degradazione. Le conseguenze della deforestazione sono sentite soprattutto in Sardegna, dove una risorsa tipica della regione, la quercia da sughero, subisce di anno in anno un impoverimento, sia qualitativo che quantitativo, anche per effetto del ripetersi degli incendi, quasi sempre di natura dolosa. Questi ultimi costituiscono una piaga che interessa molte aree d'Italia, a danno soprattutto della macchia mediterranea, che rappresenta, specialmente per le regioni meridionali, una preziosa difesa naturale nei confronti dei processi di degradazione e di possibile conseguente desertificazione, grazie alle svariate funzioni che svolge riguardo all'apporto di sostanza organica al suolo, alla risposta immediata al degrado da pascolo e da incendio, ed al mantenimento della biodiversità vegetale ed animale e delle caratteristiche paesaggistiche.

Il processo di urbanizzazione determina la perdita di suolo soprattutto in termini di sottrazione di suoli fertili all'impiego agricolo determinando, in ultima analisi, la riduzione delle capacità produttive, secondo la definizione di degradazione prima citata. L'espansione urbana degli ultimi cinquant'anni, infatti, non ha tenuto conto dell'attitudine dei suoli, ed ancora oggi si calcola che ogni anno in Italia, per cause diverse, vengono sottratti alle attività agricole non meno di 30.000 ettari di terreni ad alta produttività. Casi eclatanti si possono registrare nella valle dell'Arno, nelle pianure della Campania, nell'hinterland di Cagliari, nei dintorni di Palermo ed in generale nelle aree costiere, dove all'espansione urbana ed industriale si è aggiunto lo sviluppo turistico, con realizzazioni residenziali ed infrastrutturali avvenute spesso in totale mancanza di pianificazione. Un processo analogo a quello dell'urbanizzazione, in termini di sottrazione di risorsa, avviene anche per effetto della crescente diffusione sul territorio, soprattutto in certe realtà, di discariche e di attività estrattive spesso incontrollate, cui sono correlati processi di contaminazione che determinano ulteriori aspetti di degradazione.

La preliminare valutazione dell'attitudine dei suoli, ossia dell'uso ottimale dei suoli in funzione delle loro caratteristiche, rappresenta quindi, in sintesi, la principale procedura da attuare prima ancora di passare alla fase di pianificazione del territorio. Tale procedura è stata adottata in Italia, a livello istituzionale, solo a partire dagli anni '80 e solo in pochi casi. Si possono citare, fra questi, l'applicazione della Land Capability Classification dell'U.S.D.A. nella realizzazione della Carta dei Suoli della Sardegna (Aru et al., 1992) e delle Carte Pedologiche regionali della Lombardia (ERSAL, 1988; 1996). Nelle due Regioni citate e nella Toscana, sono stati inoltre attuati schemi di valutazione per usi o gruppi di colture specifici, utilizzando il Framework for Land Evaluation, proposto dalla FAO (1976), adattato alle diverse situazioni regionali. Così, l'Ente di sviluppo agricolo della Sardegna (ERSAT, 1989) ha predisposto uno schema di valutazione della suscettività del territorio regionale al miglioramento dei pascoli; mentre l'ERSAL (Ente di Sviluppo Agricolo della Lombardia) ha proposto schemi analoghi con riferimento allo spandimento dei liquami zootecnici, alla distribuzione dei fanghi di depurazione dei reflui urbani ed alla capacità protettiva dei suoli dagli agenti inquinanti nei confronti delle falde acquifere profonde; l'ETSAF della Regione Toscana (1992) ha invece formulato indicazioni circa la razionalizzazione dello spandimento delle acque di vegetazione. In Italia è stato anche utilizzato, in molti studi e progettazioni, il metodo messo a punto dall'U.S. Bureau of Reclamation, definito Irrigation Suitability Classification (1953), ai fini della valutazione della suscettività all'irrigazione. Un'applicazione a livello regionale è stata fatta per la realizzazione della Carta dei Suoli delle aree irrigabili (Aru et al., 1986), nell'ambito del Piano Acque della Regione Sardegna. In riferimento alla valutazione della fertilità potenziale, l'ERSAL ha invece applicato la Fertility Capability Soil Classification (Sanchez et al., 1982) nell'ambito del progetto Carta Pedologica della Lombardia.

Complementare alla valutazione dell'attitudine dei suoli agli usi agricoli e non, alle singole colture o gruppi di colture etc., è la valutazione della vulnerabilità, ossia della loro suscettibilità ai processi di erosione/degradazione. La capacità di previsione di tali processi, in rapporto a variazioni climatiche e di uso o copertura del suolo, è ormai un'esigenza inderogabile, nell'ambito di una visione di sostenibilità, che va soddisfatta con l'adozione di opportuni strumenti che consentono la valutazione del rischio di erosione - inteso come la possibilità che un suolo subisca un'impoverimento o una riduzione significativa come risultato della modificazione di uno dei fattori che governano l'equilibrio del suolo - e la sua rappresentazione cartografica.

La valutazione del rischio di erosione è legata alla conoscenza dei singoli fattori che concorrono all'instaurazione dei processi erosivi e delle loro interrelazioni. Questi sono stati e sono tuttora oggetto di studio per la messa a punto di metodi utilizzabili a supporto dei processi gestionali del territorio. Ad oggi, nello sforzo di dare una risposta a tale esigenza di conoscenza, in varie parti del mondo sviluppato sono stati elaborati numerosi metodi per la valutazione dell'erosione del suolo. Il proliferare di diverse metodologie ha tuttavia generato notevoli disomogeneità, da Paese a Paese, nei criteri e nei risultati delle valutazioni. Di conseguenza, organizzazioni internazionali quali la Comunità Europea, la FAO ed altre facenti capo all'ONU, hanno da tempo deciso di mettere intorno ad un tavolo gli esperti dei Paesi membri per individuare un percorso che porti ad ottenere un prodotto comune. In particolare, nella Conferenza di Murcia, svolta nel novembre del 1988 nell'ambito dell'UNEP-Mediterranean Action Plan (MAP), veniva evidenziata la carenza di dati quantitativi riguardanti la valutazione del rischio di erosione e la sua localizzazione, unitamente alla necessità di disporre, nel breve termine, di metodologie di valutazione di basso costo, ma relativamente accurate. Nella successiva riunione di Malaga, del dicembre 1989, gli esperti rappresentanti di 6 Paesi del Mediterraneo (Italia, Spagna, Siria, Tunisia, Turchia e Jugoslavia), nonché della FAO, della CE, dell'UNEP e dell'ISRIC (International Soil Reference and Information Centre) riconoscevano come uno degli obiettivi prioritari l'individuazione di una base tecnica comune per la cartografia dell'erosione. L'analisi dello stato dell'arte nelle cartografie dell'erosione nei Paesi che si affacciano sul Mediterraneo, con relativo tentativo di correlazione, effettuata da GIORDANO & MARCHISIO (1991), evidenziava come, oltre alle differenze di terminologia, soprattutto in caso di classificazione qualitativa o di potenziale di erosione, spesso non supportata e calibrata attraverso dati quantitativi, il fattore di scala costituisca un ulteriore elemento di complicazione nel confronto di diverse cartografie. Un tentativo di codifica delle classi di erosione è stato fatto, nel passato, dagli organismi internazionali, che hanno messo a punto delle legende alle quali può essere attribuita validità universale, ma relative a cartografie a scala molto piccola (FAO-UNESCO, 1973). Tuttora in Italia non risulta che i vari organismi operanti nel campo della difesa del suolo, dall'Istituto Sperimentale per lo Studio e la Difesa del Suolo all'IRPI-CNR, dal Ministero del LL.PP. (Direzione Generale per la Difesa del Suolo) al Gruppo Nazionale per la Difesa dalle Catastrofi Idrogeologiche, abbiano concordato e messo a punto, in parallelo con quanto condotto in ambito internazionale, una metodologia di valutazione del rischio ed un modello di cartografia dell'erosione, attuale e potenziale, del territorio nazionale. Fatta eccezione quindi per le elaborazioni effettuate a suo tempo da GAZZOLO & BASSI (1966) e successivamente da VITTORINI (1991), che mostrano la distribuzione, a scala nazionale ed in termini quantitativi, dell'entità dell'erosione del suolo nella nostra penisola, la cartografia prodotta riguarda singole aree, a scale diverse, con diversi metodi di valutazione.

Il primo passo verso un uso più razionale del nostro territorio è dunque l'individuazione e la standardizzazione di opportuni modelli previsionali che consentano l'analisi dei fattori di rischio e la rappresentazione del rischio stesso, nonché l'applicazione ai diversi ambiti territoriali e l'aggiornamento della relativa cartografia, in base alle variazioni dei fattori fisici ed antropici.

Schematicamente, semplificando al massimo l'insieme degli elementi che danno vita ai processi di erosione del suolo, i principali fattori che possono essere considerati nella previsione del possibile innesco o dell'inasprimento dei processi stessi, sono:

- l'uso del suolo attuale: le diverse categorie di uso, inteso anche come copertura vegetale del suolo (land cover), determinano differenti esposizioni del suolo agli agenti dell'erosione; è dunque indispensabile fare il punto della situazione attuale quale base di partenza per proiezioni future. A tale scopo, un utile riferimento è costituito dalle risultanze del progetto comunitario CORINE - Land Cover, che ha realizzato la cartografia di uso del suolo a scala 1:100.000, standardizzata a livello europeo, e che per l'Italia fornisce il quadro della copertura del suolo relativa agli anni 1992 (Calabria, Basilicata, Puglia, Abruzzo, Molise) - 1995 (tutte le altre Regioni).

- la distribuzione ed intensità delle piogge ossia l'aggressività climatica: il ruolo fondamentale, nel distacco delle particelle di suolo, viene svolto dall'impatto delle gocce di pioggia, cui si accompagna anche l'azione disgregatrice dei flussi superficiali ed incanalati. Non tutti gli eventi piovosi sono però tali da produrre un'erosione apprezzabile. Questa avviene in conseguenza di elevati valori di energia

cinetica, per cui le cosiddette piogge efficaci sono quelle caratterizzate da forte intensità (alta energia nell'unità di tempo).

le condizioni morfo-altimetriche: l'acclività del terreno influisce sui processi fisici che avvengono sulla superficie terrestre in termini energetici, unitamente alla quota relativa - la cosiddetta "energia del rilievo" - che contribuisce in termini di energia potenziale.

I tipi pedologici, che assommano le caratteristiche tessiturali e composizionali che determinano a loro volta la suscettibilità alla degradazione. Ad essi possono essere aggiunti i processi di erosione attuali: in luogo della valutazione quantitativa del prodotto dell'erosione, cioè del peso di materiale asportato dall'unità di superficie nell'unità di tempo, la cui determinazione presenta ancora delle difficoltà, il riconoscimento, la descrizione e la ubicazione dei processi erosivi e delle relative forme costituiscono la prova manifesta della suscettività del suolo all'erosione e della relativa aggressività degli agenti erosivi. La presenza di forme di erosione attuali e la loro distribuzione sul territorio costituiscono cioè un indizio della possibile tendenza al variare dei fattori prima elencati.

Partendo da questo presupposto, la quantificazione dei suddetti fattori consente di estrapolare delle categorie di rischio, come somma dei rischi relativi a ciascuno di essi o con riferimento a variazioni di uno dei fattori rispetto a tutti gli altri. Inoltre, i fattori citati sono rappresentati da grandezze facilmente misurabili attraverso i moderni sistemi di rilevamento. Le tecniche di aerofotointerpretazione e telerilevamento satellitare, supportate da rilievi di campagna, e l'analisi statistica di dati pluviometrici storici, anche mediante l'applicazione di modelli climatici, permettono quindi di costituire degli strati informativi, corrispondenti ai vari tematismi, che possono essere contenuti e gestiti agilmente in un Sistema Informativo Geografico (G.I.S.). Lo stesso Sistema Informativo consentirebbe di elaborare le informazioni plano-altimetriche ed ottenere la rappresentazione delle condizioni morfologiche mediante un DEM. Attraverso l'opportuna classificazione dei diversi strati informativi è possibile ottenere infine la rappresentazione del rischio, a sua volta suddiviso in classi di intensità, quale prodotto della loro integrazione realizzabile mediante le funzioni caratteristiche del G.I.S. adoperato.

Lo schema dianzi delineato rappresenta un criterio di analisi, caratterizzato da facile applicabilità e basso costo, capace di dar luogo a modelli interpretativi, con risultanti cartografie, fra loro confrontabili. A tal fine, l'innovazione tecnologica permette l'acquisizione continua dei dati ambientali e l'interpretazione delle interazioni fra vari usi del suolo ed ambiente, favorendo l'adozione di adeguate misure tecniche di salvaguardia della risorsa suolo. La sinergia tra tecniche di telerilevamento, strumenti informativi (GIS), reti telematiche e DSS può permettere ormai di modificare l'approccio metodologico per la gestione del territorio, la pianificazione e l'individuazione degli interventi, attivando la partecipazione di tutti i settori della società coinvolti nel processo. L'integrazione dei sistemi rappresenta infatti uno strumento che tiene conto dei vari punti di vista, considerando contemporaneamente dimensioni economiche, ecologiche e sociali e fornendo un contributo per l'attuazione di uno sviluppo sostenibile (IANNETTA, 1997).

SCALA REGIONALE

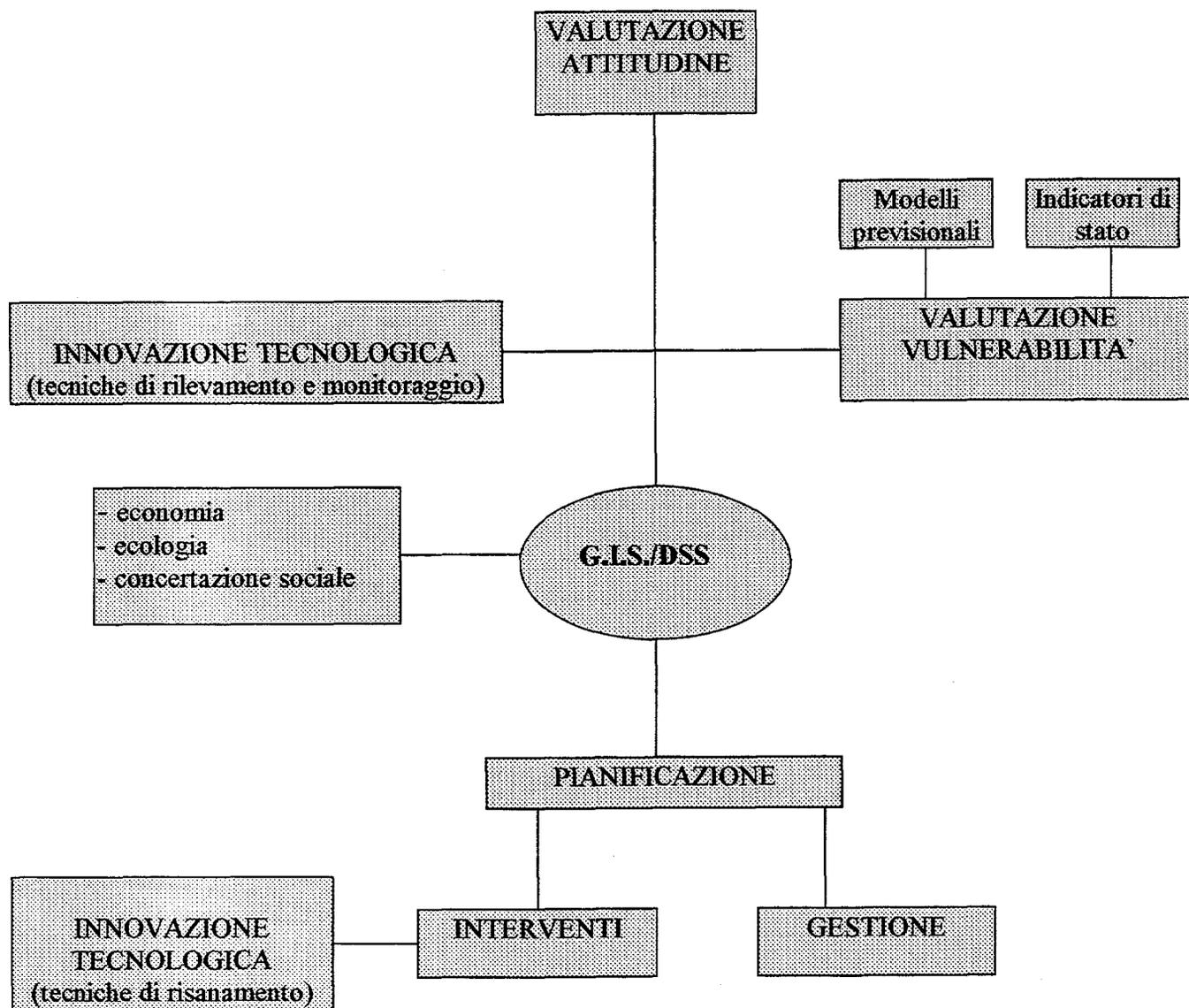


Figura 3 - Architettura logica per una pianificazione di uso sostenibile della risorsa suolo

SCALA DI BACINO IDROGEOLOGICO E/O IMBRIFERO

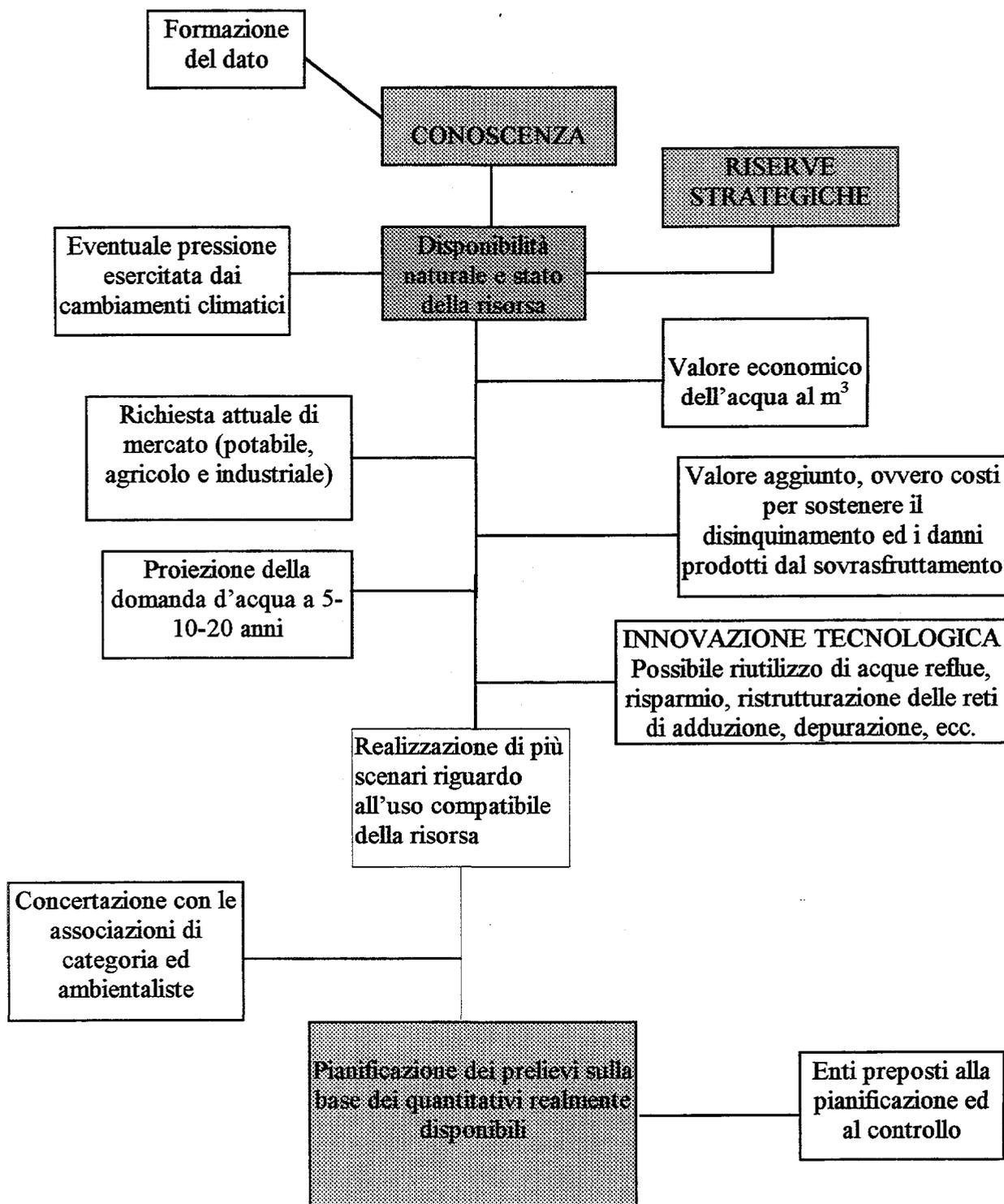


Figura 4 - Architettura logica per una pianificazione sostenibile dell'uso delle acque sotterranee.

5.3. Il sottosuolo

Hille (1997) introduce il concetto di spazio ambientale (= utilizzazione dello spazio ambientale = "foot print") disponibile per l'umanità inteso come insieme di capitali e beni. Tale concetto risulta peraltro già definito in "Towards sustainable Europe" dove lo spazio è inteso come la quantità di energia, acqua, terra, materiali non rinnovabili e cibo che noi possiamo usare in modo sostenibile. Il modo di quantificare lo spazio disponibile per ogni cittadino di una nazione o regione, viene ad essere relazionato a:

- i quantitativi stimati di risorse che possono essere sfruttate in modo sostenibile a livello globale, se la risorsa è considerata commerciabile globalmente, o ad alcuni livelli geograficamente più bassi;
- la comprensione dell'equità e delle particolari conseguenze che questo deve avere per il paese o la regione in questione; i principi di equità debbono essere applicati in termini di spazio ambientale pro-capite.

Per quanto riguarda i limiti di sfruttamento delle risorse viene sottolineato come sia necessaria la conoscenza della loro entità fisica e la conoscenza degli effetti ambientali indotti dallo sfruttamento. In particolare per quanto riguarda l'utilizzo dei materiali non rinnovabili, viene sottolineato che il concetto di input dei materiali all'economia "*Material Input o MI*" riflette l'idea che la somma dei problemi associati ai consumi delle materie prime può essere relazionato all'ammontare totale dei materiali movimentati nel corso dell'attività economica. Se questo ammontare può essere ridotto si ridurrà di conseguenza anche l'impatto complessivo derivante dal suo utilizzo. E' importante sottolineare come nei materiali movimentati non vanno inclusi soltanto quelli attualmente estratti con riferimento ai prodotti da loro derivati (Bauxite=Alluminio; Calcare--cemento---costruzioni, etc.), ma devono includere anche le terre o le rocce che debbono essere rimosse durante la loro estrazione. Per conferire al materiale un reale costo di estrazione debbono essere valutate anche certe conseguenze dei processi di estrazione, ossia quei fenomeni non intenzionali dei processi estrattivi, come l'erosione accelerata. Tale concetto associato a quello di "*Material Input*" è definito di "*Rucksacks*", che rappresenta pertanto l'ammontare di invisibile MI movimentato. Per ricavare una tonnellata di alluminio, p.e., è necessario rimuovere 4.8 tonnellate di bauxite; ogni tonnellata di bauxite infine determina la rimozione di 0.6 tonnellate di suoli di copertura.

Per i problemi legati al sottosuolo quali possono essere p.e. i materiali da costruzione, diventa più difficile pensare un utilizzo diretto del concetto della resilienza; infatti le ghiaie, le sabbie, i calcari o i materiali piroclastici necessitano di centinaia di migliaia o di milioni di anni per riprodursi e, si badi bene, mai allo stesso modo in cui noi ora li vediamo, perché facenti parte di un sistema di paesaggio geologico (Arnoldus-Huyzendveld et al., 1998) ben preciso il cui assetto definitivo è il risultato di processi geomorfologici, tettonici e climatici ben difficilmente riproducibili.

Roversi Monaco e Caia (1988) già individuavano come elemento di disciplina delle attività estrattive "il coordinamento e la comparazione degli interessi come momento fondamentale per un corretta gestione delle attività estrattive", attraverso il quale comparare la composizione fra interessi pubblici e privati in gioco. Poliandri (1993) evidenzia invece i contenuti di geologia ambientale presenti nella legislazione inerente le attività estrattive.

Come diventa quindi possibile un utilizzo sostenibile (più o meno) di tali risorse? E' certo che il ritorno economico e quindi sociale delle attività estrattive è legato non solo alla tipologia del materiale, ma soprattutto al modo di estrarlo ed alla redditività nel tempo del giacimento, tale da giustificare gli investimenti effettuati per l'estrazione.

Se si guarda l'aspetto economico relativo all'Italia (ISTAT, 1993; Ministero dell'ambiente, 1992; 1997) è evidente che tale attività è fortemente remunerativa e fornisce inoltre risposte anche in termini occupazionali e quindi sociali. A tal proposito è opportuno indicare alcuni dati relativi al 1992. A quella data, per quanto riguarda l'industria estrattiva, erano presenti su tutto il territorio nazionale 1959 unità operative con un totale di 32.952 addetti, mentre l'industria di trasformazione ha prodotto nel 1991 4.502.723 ton di calce di vario tipo e 1.286.814 ton di gesso.

Dati direttamente economici, riferiti invece al 1981, indicavano (Gisotti, 1990) per i materiali da costruzione: 328.895 milioni di tonnellate di prodotto estratto, corrispondenti ad un valore economico pari a 1.117.765 milioni di lire.

Per rispondere alla domanda di prodotto dovrebbero essere sviluppati, a scala regionale e nell'ambito dei PRAE (Piani regionali delle attività estrattive), strumenti conoscitivi quali i censimenti delle risorse esistenti, con lo scopo di valutare al meglio sia la disponibilità in termini quantitativi, quindi i tempi di vita dei giacimenti in funzione della richiesta attuale e futura, sia quali siano quelle aree di minor pregio ambientale ed a minor impatto dove indirizzare le specifiche attività. In un certo senso tale impostazione è quella che doveva emergere dalle Leggi regionali sui PRAE che tutte le regioni escluse il Molise e la Calabria hanno emanato. Tuttavia soltanto Emilia-Romagna e Lombardia hanno realizzato PRAE per 11 tipi di materiali da costruzione, mentre Toscana, Liguria, Friuli-Venezia-Giulia, Valle d'Aosta, Sardegna e Prov. Aut. di Trento e Bolzano l'hanno realizzato soltanto in parte per alcuni tipi di materiali (Ministero dell'ambiente, 1997).

Per quanto riguarda gli aspetti concettuali circa la loro realizzazione è da rilevare come essi siano diversi (Autori Vari, 1988; 1990; 1992). Pinzari (1992) ad es. introduce tre elementi nella possibile formulazione dei Piani delle Attività estrattive Regionali (PRAE): rapporto tra pianificazione e cave esistenti, selezione delle aree e pianificazione e criteri di destinazione delle aree ad attività estrattiva.

Un buon esempio di come poter operare a scala provinciale è offerto dal PIAE (Piani provinciali attività estrattive), della Provincia di Bologna (Natali, 1992) dove vengono presi in considerazione i tre aspetti fondamentali della sostenibilità (Fig. 4), vengono introdotti strumenti di concertazione fra imprenditori ed amministrazione ed infine la tutela ambientale viene garantita dallo Studio di bilancio ambientale. Lo studio di bilancio è un modello di valutazione, sviluppato mediante l'analisi multicriterio, che consente di misurare quantitativamente l'efficienza di una cava, come sintesi della sua efficacia economica, del suo impatto sociale ed ambientale.

L'introduzione di concetti di sostenibilità vengono realmente introdotti nel PIAE della Provincia di Modena (Orlandi, 1992) dove viene effettuata un'analisi sui possibili materiali alternativi e/o sostitutivi di quelli utilizzati. Importante è l'introduzione del concetto di riutilizzo dei materiali di risulta derivanti da demolizioni o lo sfrido di altre produzioni di cava, così come la riduzione di forma dei prodotti finiti, che andrebbero a diminuire i quantitativi di materiali estratti. E' certo che per alcune tipologie di materiali la disponibilità è talmente elevata che potrebbe anche non aver senso parlare di sostenibilità; tuttavia è la necessità di prodotto in vicinanza dei luoghi di consumo, per ridurne i costi, che invece determina la sua definizione.

Come applicare la sostenibilità nella pianificazione dell'uso dei materiali da costruzione può essere articolato nel modo seguente (Fig. 5):

- distribuzione territoriale delle cave in attività e dismesse e loro monitoraggio;
- domanda di prodotto a scala nazionale, regionale e/o interregionale e provinciale per i diversi settori di utilizzo;
- disponibilità volumetrica naturale nei diversi bacini di utilizzo;
- disponibilità volumetrica reale o residua (derivante dalla sottrazione dei volumi presenti in aree protette: Parchi, Oasi, Riserve, Aree sottoposte a vincolo idrogeologico e/o paesistico, ecc);
- valutazione della salute (sensibilità, vulnerabilità, rischio, ecc.) e valore degli ecosistemi eventualmente interessati dalle attività estrattive;
- criteri di massima per il razionale sfruttamento dei giacimenti e per il recupero ambientale per le diverse classi di materiali e di ambienti interessati dalle attività;
- possibilità di utilizzare materiali alternativi e/o sostitutivi (ceneri delle centrali termoelettriche, materiali di risulta derivanti da demolizioni, vetro dai rifiuti urbani, sfridi di cava, fanghi della lavorazione delle pietre ornamentali, ecc.);
- V.I.A. dei progetti delle singole attività estrattive;
- problematiche socio-economiche;
- concertazione con le associazioni di categoria ed ambientaliste;
- relazioni fra regioni, province e comuni.

6. CONCLUSIONI

Dall'analisi dei dati esposti precedentemente si evince come sia possibile, utilizzando competenze multiple e quindi "capacità di sistema", approcciare problematiche di sostenibilità, applicate alla pianificazione ambientale/territoriale. Dalla disamina del generale contesto pubblico italiano tuttavia, vista sia l'estrema frammentazione delle competenze e le molteplici interazioni fra gli attori operanti sul territorio, sia la tendenza dell'applicazione delle leggi ambientali/territoriali nell'ultimo ventennio, non emerge un quadro particolarmente ottimistico sulla possibilità di applicare concetti di sostenibilità alla gestione del territorio e delle sue risorse. Andranno tuttavia verificate le risultanze derivanti dall'applicazione della più recente legislazione (Legge Galli e Bassanini) per avere un quadro chiaro sulla ridefinizione di "Chi fa che cosa" in ambito territoriale.

Da un punto di vista tecnico-scientifico, nonostante il carattere ancora sperimentale e forse troppo teorico, soprattutto in campo economico e sociale, di certe applicazioni di sostenibilità, sembrerebbe possibile procedere alla definizione di un'architettura logica (Fig. 6) per applicazioni di sostenibilità all'uso di determinate risorse, sia rinnovabili che non. Infatti risultano essenziali per una corretta applicazione di criteri di sostenibilità:

- la conoscenza dei caratteri socio-economico-ambientali del territorio considerato;
- la conoscenza dei fattori di pressione agenti su di esso;
- la definizione del valore degli ecosistemi;
- i possibili effetti positivi indotti dall'innovazione tecnologica sul consumo di risorse;
- la creazione di scenari alternativi nella pianificazione dell'uso delle risorse;
- la valutazione degli impatti sociali ed economici di certe scelte, sia tecniche che politiche;
- la concertazione fra i vari attori sia pubblici che privati.

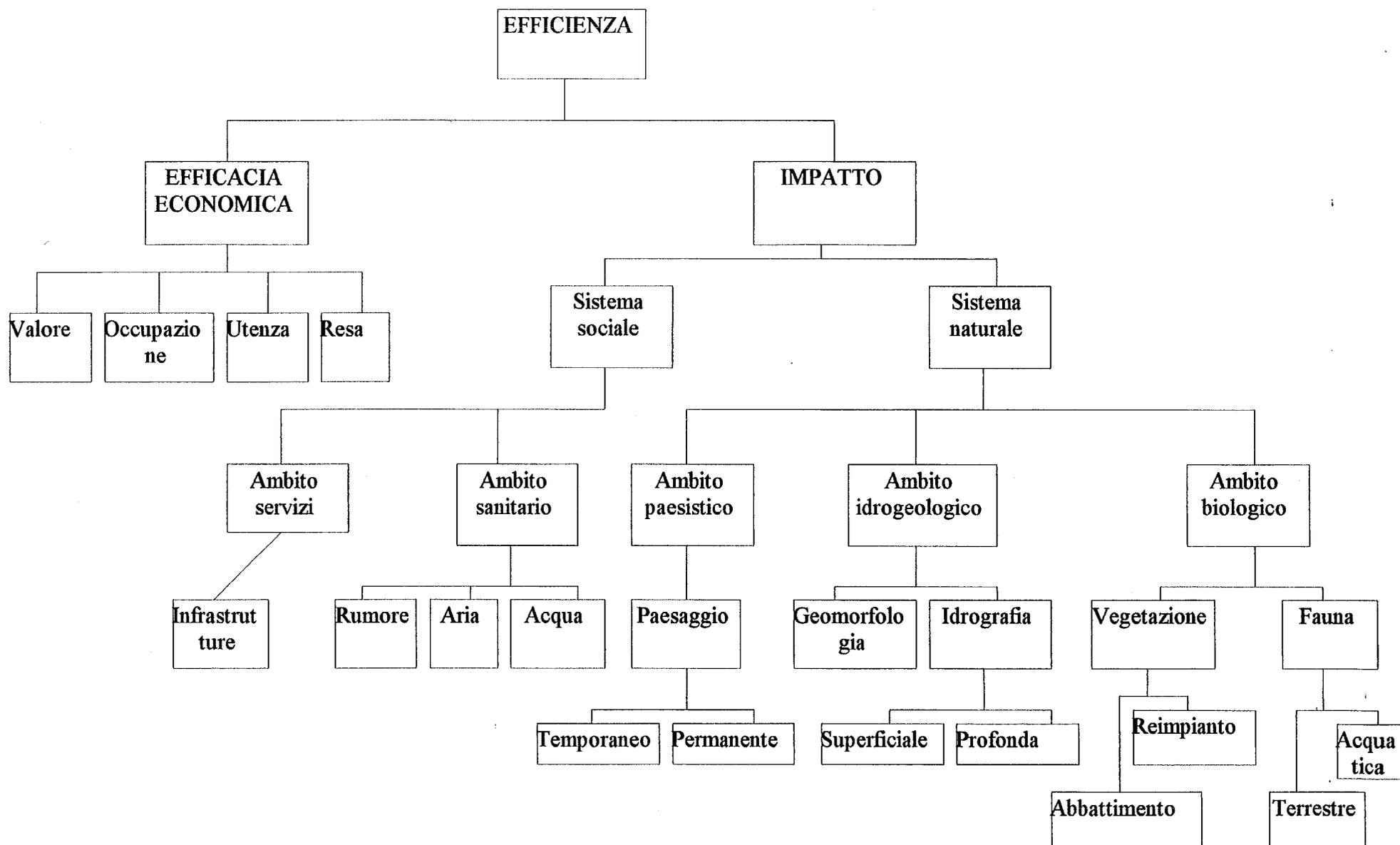


Figura 5 - Architettura logica dei criteri di valutazione dei progetti di attività estrattiva nel PIAE della Provincia di Bologna (Fonte: Natali, 1992).

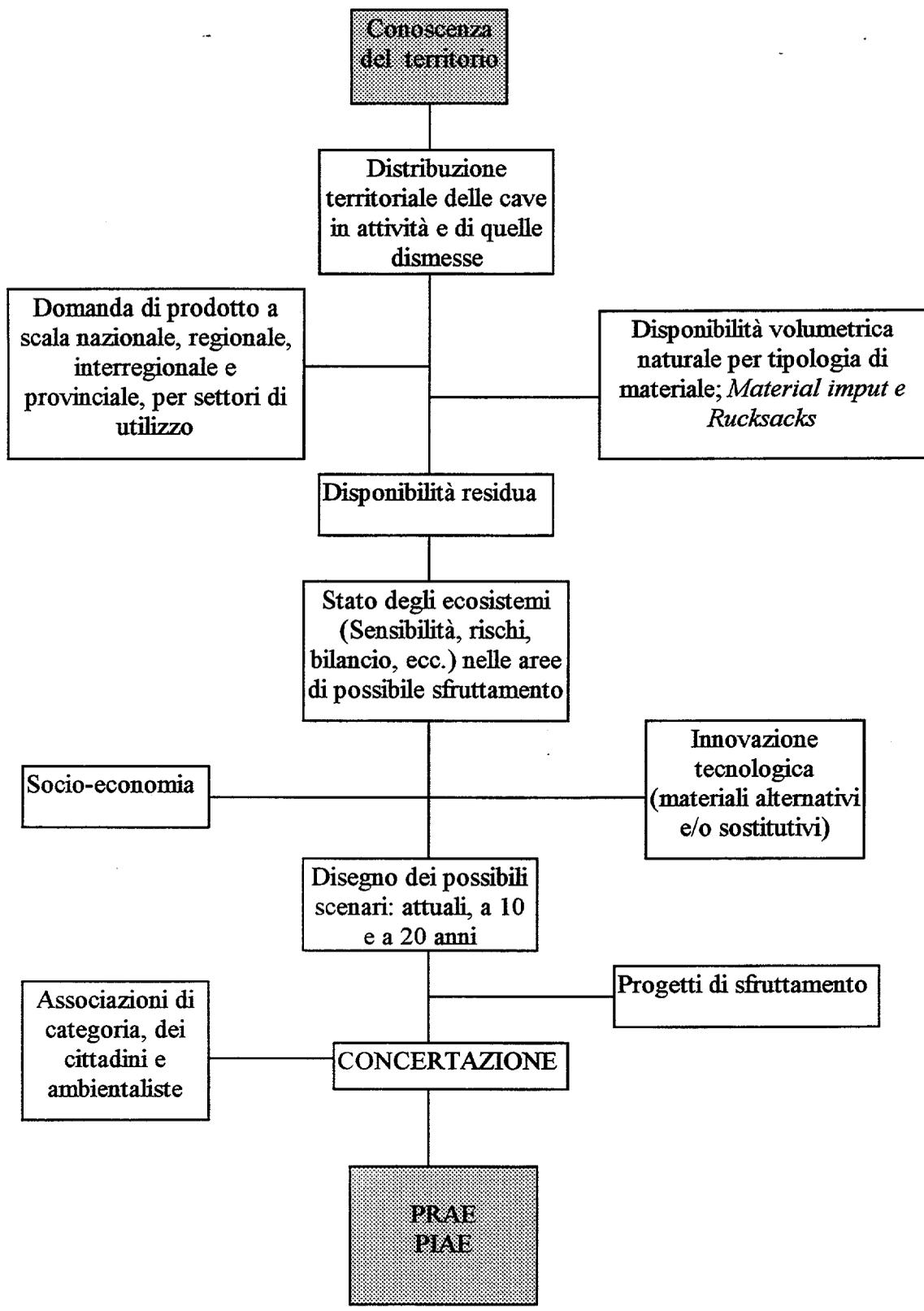


Figura 6 - Architettura logica per una pianificazione sostenibile delle attività estrattive.

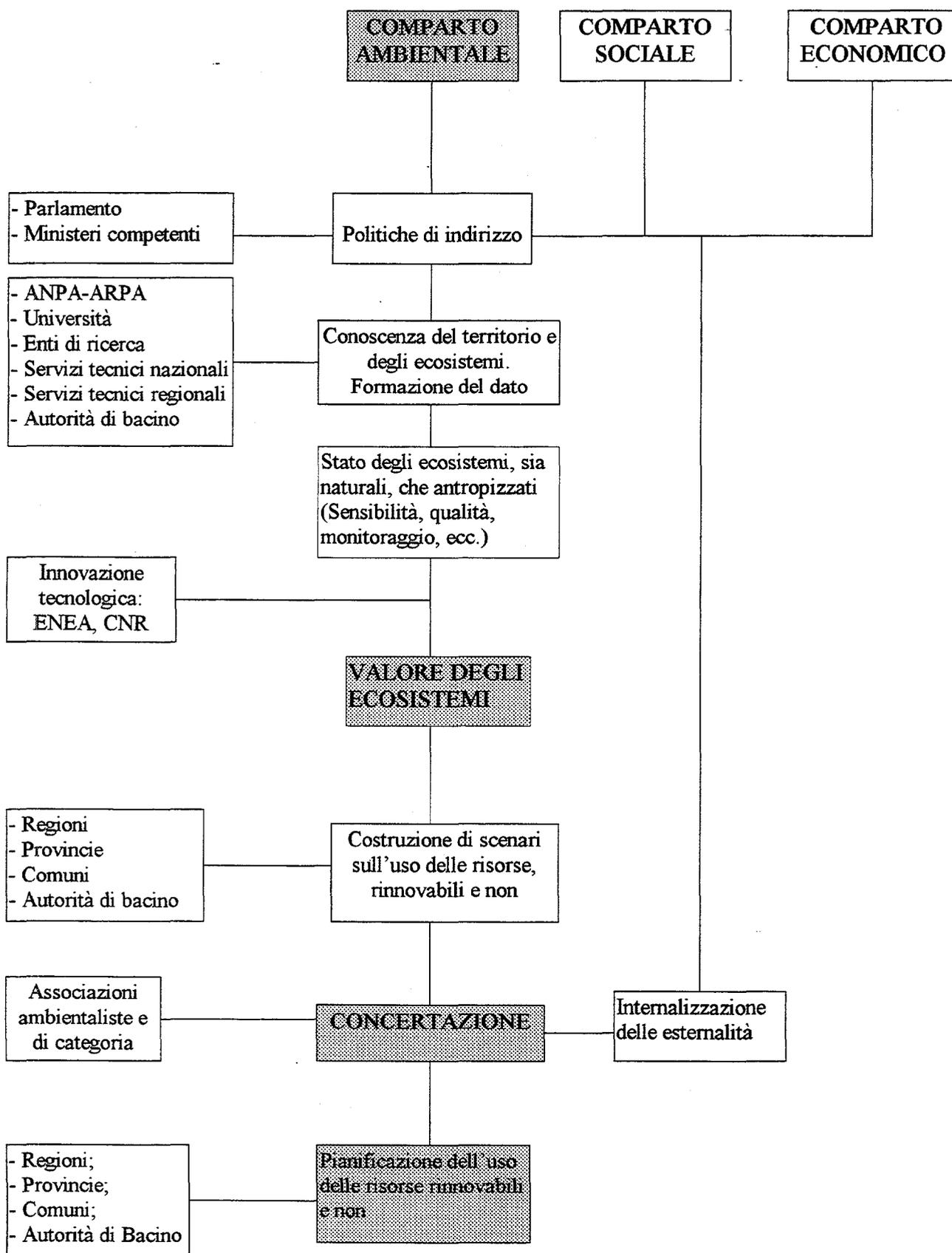


Figura 7 - Architettura logica di una procedura di sostenibilità in campo ambientale/territoriale e schema delle relazioni istituzionali ottimali, "chi fa che cosa" in ambito nazionale.

7. BIBLIOGRAFIA

ABBONDANZA R., DIDOMENICANTONIO A., SPAGNOLETTI A., TERZANI C. & ZARLENGA F. (1993) - Il sistema informativo nazionale dell'ambiente. *Geologia dell'ambiente*, 4, 10-13.

ALBERTI M., SOLERA G. & TSETSI V. (1994) - *La città sostenibile*. 395 pag. Gianfranco Angeli Ed.

ARNOLDUS-HUYZENDVELD A., CORAZZA A., DE RITA D. & ZARLENGA F. (1998) - Il paesaggio geologico ed i geotopi della Campagna Romana. 61 pag. Comune di Roma-ENEA, F.lli Palombi Ed., Roma.

AROLD C.L., NELSON H.L. & BARRET J. (1998) - The tidelands watershed projects: using computerized Natural Resource information to promote watershed-based decision-making at the local level. 5 pag., EPA.

ARROW K. ET AL. (1993) - Report of the NOAA panel on contingent valuations. *Us Federal Register*, 15 January, 58 (10), 4602-4614.

ARU A. et al. (1986) - I suoli delle aree irrigabili della Sardegna. Regione Autonoma della Sardegna. Piano Generale delle Acque. Cagliari

ARU A., BALDACCINI P., VACCA A. (1992) - Carta dei suoli della Sardegna alla scala 1:250.000. Regione Autonoma della Sardegna, Assessorato Programmazione, Bilancio e Assetto del Territorio, Dip. Scienze della Terra, Univ. di Cagliari.

AUTORI VARI (1987) - Atti del Convegno: "Le Scienze della Terra nella Pianificazione Territoriale". Chieti, 7-8 maggio. *Mem.Soc.Geol.It.*, 37, 2 Vols.

AUTORI VARI (1988) - Atti del convegno: "Attività estrattiva, pianificazione delle risorse e salvaguardia dell'ambiente. Piancavallo (PN), 25-27 agosto 1988. 282 pag., Regione Friuli-Venezia-Giulia e Associazione Nazionale Ingegneri Minerari (A.N.I.M.).

AUTORI VARI (1990) - Atti dell'incontro: "Piani regionali dell'attività estrattiva: realizzazioni e ritardi con riferimento ai lapidei ornamentali". S.Ambrogio di Valpolicella, 28 settembre 1990. 22 pag., Associazione Nazionale Ingegneri Minerari (A.N.I.M.) e Ente Autonomo Fiera di Verona.

AUTORI VARI (1992) - Atti della 1ª Conferenza europea sulle cave: "Eurocave". Saint Vincent (AO), 6-7-8 ottobre 1992. 535 pag., Regione Autonoma Valle d'Aosta e Associazione Nazionale Ingegneri Minerari (A.N.I.M.).

AUTORI VARI (1996) - Atti della Giornata di Studio: Cartografia della vulnerabilità degli acquiferi: dagli studi conoscitivi all'applicazione normativa. Milano, 16 gennaio, 1996, 116 pag., CNR.

BARBIER E. (1989) - *Economics, Natural Resource Scarcity and Development: Conventional and Alternative Views*. Earthscan, London.

BEATO F. & MAGGI M. (1996) - Indicatori sociali ed indicatori ambientali: verso un approccio integrato. Atti del convegno Istat: L'informazione statistica per la gestione ambientale, Roma 29-30 gennaio 1996.

BRONDI A. & POLIZZANO C. (1987) - La conoscenza del territorio. *Energia e Innovazione*, 33(6).

BROWN L.R., FLAVIN C. & FRENCH H. (1997) - State of the world. 362 pag., ISEDI.

CEE-CMP (1980) - Groundwater resources of the European community. Verlag th. Schafer, Hannover.

CHADWICK D.H.S. (1994) - Naturing Nature. *Defenders Magazine, Defenders of Wildlife*, 9-16.

CIVITA M. (1990) - Il programma, gli obiettivi e le realizzazioni della linea di ricerca 4 (valutazione della vulnerabilità degli acquiferi) del GNDCI del CNR, nel primo quinquennio di attività. *Mem.Soc.Geol.It.*, 45, 187-198.

CIVITA M. (1990a) - Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: teoria e pratica. 325 pag., Pitagora Ed., Bologna.

CIVITA M., GIULIANO G. & ZAVATTI A. (1987) - Protezione degli acquiferi ed azioni di risanamento, alcune esperienze italiane. *Mem.Soc.Geol.It.*, 37, 311-331.

COMMISSIONE EUROPEA (1995) - Dobris Assessment - European Environment Agency, Copenhagen.

COMMISSIONE EUROPEA (1996) - Gruppo di esperti sull'ambiente urbano (DGXI), Città europee sostenibili, Bruxelles, Marzo 1996.

COMMISSIONE EUROPEA (1997) - Indicators of Sustainable Development, Bruxelles.

COMMISSIONE EUROPEA (1990) - Green Paper on the Urban Environment, Bruxelles.

CONLIN R. (1995) - The Sustainable Seattle Indicators of Sustainable Community. In: Atti del convegno internazionale "Indicators for Urban Policies", Rennes, Aprile 1995.

CORNETT J. (1994) - Ecosystem management: why now. *Ecosystem management News*, 3 (14).

COSTANZA R. & DALY H. (1992) - Natural Capital and sustainable development. *Conservation Biology*, 1, 37-45.

DALY H. (1992) - Steady-state economics: Concepts, questions, policies. *Gaia*, 6, 333-338.

DASGUPTA P.S. & HEAL G.M. (1979) - Economic theory of Exhaustible Resources. Cambridge University Press, Cambridge.

DI DONNA V. & VALLARIO A. (1992) - Ambiente fisico e realtà socio-economica. *Geol.Tecn. e Ambient.*, 2, 59-66.

DI DONNA V. & VALLARIO A. (1994) - L'ambiente: risorse e rischi. Liguori Ed., Napoli.

DIXON J.A. & HUFSCHMIDT M.M. Ed. (1986) - Economic Evaluation Techniques for the Environment: A Case Study Workbook. John Hopkins University Press, Baltimore, MD and London.

DOPPELT B., SCURLOCK M., FRISSEL C. & KARR J. (1993) - Entering the Watershed: a new approach to saving America's Rivers ecosystems. Washington, DC, Island Press.

ECOLOGICAL SOCIETY OF AMERICA (1995) - The scientific basis for Ecosystem management: An Assessment by the Ecological Society of America.

ECOLOGICAL SOCIETY OF AMERICA (1997) - The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific Basis for Ecosystem Management.

EPA (1994) - Integrated ecosystem Protection Research Program: A conceptual Plan. Working Draft, 89 pag., EPA Office of Research and Development.

EPA (1994) - The new Generation of Environmental protection: A summary of EPA'S Five Year Strategic Plan, 9-10.

EPA (1996) - Ecological Restoration: a tool to manage stream quality. Annotated Bibliography. 35 pag., EPA OWOW.

EPA (1998) - Landscape Ecology. Characterization Research Division. 3 pag.

EPA (1998a) - Watershed 93/94 activity report overview. 27 pag., EPA - Office of Water.

ERSAL (1988) - Progetto Carta Pedologica: i suoli della bassa pianura bresciana tra i fiumi Mella e Chiese. SSR n. 1, Milano.

ERSAL (1996) - Progetto Carta Pedologica: i suoli del Trevigliese. SSR n. 18, Milano.

ERSAT (1989) - Miglioramento ed utilizzo dei pascoli. Direttive. Cagliari.

ETSAP (1992) - Indicazioni agronomiche e caratteristiche pedologiche ottimali per il razionale spandimento delle acque di vegetazione. Dip. Agricoltura e Foreste, Regione Toscana.

FALASCA C. (1997) - Gestione delle acque e stato di attuazione della Legge 36/94. Roma, 15/7/97, Forum permanente per lo sviluppo sostenibile. CNEL Consiglio nazionale dell'Economia e del Lavoro.

F.A.O. (1976) - A framework for Land Evaluation. Soil Bulletin n. 32, Roma.

FAO-UNEP-UNESCO (1980) - Méthode provisoire pour l'évaluation de la dégradation de sols. FAO, Roma.

FAO-UNESCO (1973) - Soil map of the world. Unesco, Parigi.

FOREST ECOSYSTEM MANAGEMENT ASSESSMENT TEAM (FEMAT) (1993) - Forest ecosystem management: an ecological, economic and social assessment. Rept. of the FEMAT.

GADOTTI G. (1986) - Riflessioni sulla definizione e misurazione della qualità della vita. In: Sociologia urbana e rurale, a. VIII, n. 21, 129-146, F. Angeli Ed.

GAZZOLO T. & BASSI G. (1966) - Carta delle isolinee di uguale erosione in Italia. In: Contributo allo studio del grado di erodibilità dei terreni costituenti i bacini montani dei corsi d'acqua italiani. Memorie e studi idrografici, Ministero LL.PP. Servizio Idrografico, Pubbl. n° 2, vol. IV.

GIAOUTZI M. & NIJKAMP P. (1993) - Decision support models for sustainable development. Aldershot, Avebury.

GIORDANO A. & MARCHISIO C. (1991) - Analysis and correlation of the existing soil erosion maps in the Mediterranean Basin. Quaderni di Scienza del Suolo, vol. III, 97-132.

GIOVAGNOLI M. (1995) - La sostenibilità dello sviluppo. Riflessioni a margine della sostenibilità rurale dello sviluppo marchigiano. Sociologia urbana e rurale, 46.

GIRARD L.F. & NIJKAMP P. (1997) - Le valutazioni per lo sviluppo sostenibile della città e del territorio. 517 pag. Franco Angeli Ed., Milano.

GIRARD L.F. (1993) - Estimo ed economia ambientale: le nuove frontiere nel campo della valutazione. Studio in onore di Carlo Forte. 516 pag. FrancoAngeli Ed., Milano.

GISOTTI G. & BRUSCHI S. (1990) - Valutare l'ambiente. NIS, Roma.

GISOTTI G. (1986) - La valutazione dell'ambiente geologico nella valutazione d'impatto. Geologia Tecnica, 3, 3-22.

GISOTTI G. (1986a) - Esempi di impatti sull'ambiente geologico e relative misure compensative. Geologia Tecnica, 4, 4-15.

GISOTTI G. (1990) - Le cave: riflessi geologici e ambientali. L'industria mineraria, 5, 17-29.

GIULIANO G., SPAGNOLETTI A. & ZARLENGA F. (199) - La rete nazionale di controllo della qualità delle acque superficiali. In: "Il controllo dell'ambiente". Quaderni di Tecniche e protezione ambientale. Sezione Valutazione di Impatto ambientale. 1-33, Pitagora Ed.

GUIDA D., GUIDA M. & VALLARIO A. (1994) - Le Scienze della Terra nella pianificazione ambientale: una proposta operativa. Geol. Tecn. e Ambientale, 1/94, 5-10.

GUIDA M., IACCARINO G. & VALLARIO A. (1994) - Le carte tematiche ad indirizzo geologico-tecnico per la riqualificazione ambientale. Un nuovo elaborato per la bonifica del territorio: la carta degli interventi. Boll.A.I.C., 40.

HANNON B. (1975) - Energy conservation and the consumer. Science, 189, 95-102.

HENNE D. (1995) - Taking and Ecosystem Approach. Endangered Species Bull., 20, 6.

HICKS J.R. (1968) - Value and capital. Clarendon Press, Oxford (2nd edition).

HOUGHTON G. & HUNTER G. (1994) - Sustainable Cities. J.K. Publishers, Londra.

HUNSAKER C.T. & LEVINE D.A. (1995) - Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. BioScience, 45, 193-203.

HUNSAKER C.T., SCHWARTZ P.M. & JACKSON B.L. (1998) - Landscape characterization for watershed management. 4 pag. EPA.

IANNETTA M. (1997) - Utilizzo di nuove tecnologie e modelli previsionali per la valutazione delle risorse naturali e dei rischi ambientali in aree marginali. Documenti del Territorio, 34, 6-15.

ISRIC (1991) - Verso un'Europa sostenibile. Coordinamento Europeo degli Amici della Terra, Ist. Wuppertal.

ISTAT (1991) - Statistiche ambientali. ISTAT Ed.

ISTAT (1993) - Statistiche ambientali. ISTAT Ed.

ISTAT (1995) - Rapporto annuale: la situazione del paese 1994. ISTAT Ed.

KEENEY R.L. (1992) - Value-focused thinking. Harvard University Press, Cambridge.

KNEESE A., RUSSEL V.E. & CLIFFORD S. (1987) - "Environmental Economics" in Eatwell et al. (eds) New Palgrave Dictionary of Economics. Macmillan, Londra.

KRAUTKRAEMER J.A. (1990) - Neoclassical Economics and Sustainability. Deptm. of Econom., Washington State University, Pullman W.A.

LACKEY R.T. (1997) - Seven pillars of Ecosystem management. Landscape ad Urban Planning, in press.

LANZA A. (1997) - Lo sviluppo sostenibile. Il Mulino, Bologna.

LUKEN R. (1987) - Economic Analysis: Canal Cities Water and Wastewater Phase II. Rapporto per USAID non pubblicato, Cairo.

MARTINIS B. (1988) - Geologia ambientale. 197 pag., UTET Ed., Grugliasco (TO).

MINISTERO DELL'AMBIENTE (1992) - Relazione sullo stato dell'Ambiente in Italia. pag., Poligrafico e Zecca dello Stato.

MINISTERO DELL'AMBIENTE (1997) - Relazione sullo stato dell'Ambiente in Italia. 446 pag., Poligrafico e Zecca dello Stato.

MUSU I. & SINISCALCO D. (1993) - Ambiente e contabilità nazionale. Il Mulino, Bologna.

NATALI P. (1992) - Metodologia e contenuti del P.I.A.E. della provincia di Bologna. Atti I Conferenza europea sulle cave. "Eurocave", Saint Vincent (AO), 6-7-8 ottobre, 1992, 117-119. Regione Autonoma Valle d'Aosta, Ass. Naz. Ingegneri Minerari.

NIJKAMP P. (1993) - Lo sviluppo sostenibile e la valutazione socio-economica ed ambientale. In: Girard - Estimo ed economia ambientale: le nuove frontiere nel campo della valutazione. Studio in onore di Carlo Forte. 281-304, FrancoAngeli Ed., Milano.

NOBILE G. (1993) - Le teorie dello sviluppo sostenibile, Quaderni Studi, 24, luglio, Enea-Direzioni Studi.

ORLANDI E. (1992) - Metodologia di elaborazione del piano infraregionale delle attività estrattive della Provincia di Modena. Atti I Conferenza europea sulle cave. "Eurocave", Saint Vincent (AO), 6-7-8 ottobre, 1992, 120-122. Regione Autonoma Valle d'Aosta, Ass. Naz. Ingegneri Minerari.

OVERBAY J. (1992) - Ecosystem management. In: "Proceedings of the national workshop: Taking an Ecological Approach to management. Dept. of Agriculture, US Forest Service, WO-WSA-3, D.C., 3-15.

- PANIZZA M.(1988) - Geomorfologia Applicata. 342 pp., La Nuova Italia Scientifica Ed., Roma.
- PEARCE D., BARBIER E. & MARKANDYA A. (1990) - Sustainable development. Economics and environment in the Third world. 217 pag., Earthscan Publications LTD London.
- PEARCE D.W, MARKANDYA A. & BARBIER E. (1991) - Progetto per una economia verde. Il Mulino, Bologna.
- PEARCE D.W. & MARKANDYA A. (1989) - Environmental Policy, Benefits: Monetary Evaluations. Paris, OCSE.
- PEARCE D. & MORAN D. (1994) - The economic value of biodiversity. 172 pag. Earthscan, London.
- PEARCE D.W. & TURNER R.K. (1991) - Economia delle risorse naturali e dell'ambiente. Il Mulino, Bologna.
- PEZZEY J. (1992) - Sustainability: an interdisciplinary guide. Environmental Values, 1, 321-362.
- PINZARI M. (1992) - La pianificazione delle attività estrattive. Atti I Conferenza europea sulle cave. "Eurocave", Saint Vincent (AO), 6-7-8 ottobre, 1992, 93-99. Regione Autonoma Valle d'Aosta, Ass. Naz. Ingegneri Minerari.
- POLIANDRI G. (1993) - Geologia ambientale e disciplina normativa delle attività estrattive. Geol.Tecn. e Ambientale, 1/93, 21-26.
- RALLO F. (1997) - Atlante di posizione e Banca dati della Cartografia tematica nel mezzogiorno. Collana del Progetto strategico "Clima, ambiente e Territorio nel Mezzogiorno". C.N.R.
- REPETTO, R. (1990) - Il Capitale della Natura – Introduzione alla Contabilità Ecologica. WRI – ISEDI, Torino.
- ROSEMBERG E. (1998) - Sustainable development and sustainable agriculture. (A partially annotated bibliography with emphasis on Economics). 202 pag., EPA, Region 10.
- ROVERSI MONACO F. & CAIA G. (1988) - La disciplina delle attività estrattive e le problematiche ambientali. Atti del Convegno Nazionale su: "Attività estrattiva, pianificazione delle risorse e salvaguardia dell'ambiente", 21-27, Piancavallo (PN), 25-27 agosto 1988. Regione Friuli Venezia Giulia-Ass.Naz.Ing.Minerari.
- SACHS I. (1993) - Strategie di transizione verso il XXI secolo, EMI, Bologna.
- SANCHEZ P.A., COUTO W., BUOLL S.W. (1982) – The Fertility Capability Classification System. Interpretation, applicability and modification. Geoderma, 27, 283-309.
- SANMARCO G. (1993) - Approcci alla contabilità ambientale: problemi e proposte. In: Musu e Siniscalco: "Ambiente e contabilità nazionale. Il Mulino, Bologna".
- SCAPELLATI F. (1989) - La linea ferroviaria ad alta velocità Roma-Napoli e le problematiche della tutela ambientale. 2 Vol., Ente Ferrovie dello Stato. Argos Ed., Roma.

SMITH V.K. & KRUTILLA J.V. (1979) - The economics of Natural Resources Scarcity: An Interpretative Introduction". In: "Scarcity and growth reconsidered". 1-35, Smith V.K. Ed., Johns Hopkins University Press, Baltimore.

STALLWORTH H. (1995) - The cost-benefit Paradigm for Environmental protection: An Economist's perspective on the Theoretical and Ethical Problems. *New Solution*, 1995, 14-19.

STALLWORTH H. (1998) - The Economics of Sustainability.

STALLWORTH H. (1998) - The use of Economics in Environmental Decision Making. EPA.

THERIVEL R., WILSON S., THOMPSON D., HEANEY D. & PRITCHARD D. (1992) - Strategic environmental assessment. Earthscan, Londra.

UNESCO (1972) - Report on consultative Meeting of Experts on the Statistical Study of Natural Hazards and their Consequences.

UNITED NATIONS (1996) - Commission on Sustainable Development (UNCSD), Blue Book, August, 1996.

U.S. BUREAU OF RECLAMATION (1953) - Bureau of reclamation manual. Vol. V, Irrigated land use, part 2 Land Classification - U.S. Dept. of Interior, Washington, D.C.

VALLARIO A. (1992) - L'ambiente. *Geol. Tecn. e Amb.*, 1, 7-12.

VERGATI S. (1990) - Qualità della vita, modernizzazione e insediamenti socio-territoriali. *Soc. Urbana e Rurale*, 31, 119-128.

VITTORINI S. (1991) - La diminuzione del trasporto torbido nei fiumi italiani tra il periodo prebellico e quello attuale. *Geogr. Fis. e Din. Quat.*, 14, 251-258.

WATSON A.E. (1998) - Watersheds and Cultural Landscapes: Sustainable Development through Heritage Areas. 6 pag., EPA.

WINPENNY J.T. (1991) - Values for the Environment: a Guide to Economic Appraisal. Overseas Development Institute, UK.

WOOD C.A. (1994) - Ecosystem Management: Achieving the New Land Ethic. *Renew. Natural Res. Journ.*, 12, 6-12.

World Commission on Environment and Development - WCED (1987) - Our common future. Oxford University Press, Oxford.

ZANDRI M. (1997) - La gestione delle risorse idriche e lo stato d'applicazione della legge 36/94. Roma, 15/7/97, Forum permanente per lo sviluppo sostenibile. CNEL Consiglio nazionale dell'Economia e del Lavoro.

ZARLENGA F., BASILI M. & DEL CIELLO R. (1997) - Sostenibilità dei sistemi urbani e principali problematiche geologico-territoriali. L'analisi di dati di caso. 103 pag., ENEA/RT/AMB/97/21.