

Carmelo M. Torre
Stefano Di Bitonto
Marco Selicato

*Politecnico di Bari, Dipartimento di
Architettura e Urbanistica*

Applicazioni della Valutazione ambientale strategica ai piani/ programmi regionali e locali. Note metodologiche sulla realtà pugliese

1. Introduzione. Una questione rilevante di appartenenza

A chi appartiene l'ambiente? La risposta a questa domanda rappresenta il nodo da risolvere per dare un senso totalmente compiuto al concetto di *Environmental Democracy*, in italiano, di "democrazia ambientale".

Rispondere a tale domanda infatti aiuta a interpretare le valutazioni ambientali di piani e progetti nella loro accezione più moderna, a dare un significato al sistema di relazioni azioni-ambiente che rappresenta il punto cruciale di un sistema di pianificazione ambientale multilivello e multiattore, necessario oggi nel perseguimento della sostenibilità dello sviluppo.

La sorpresa più grande potrebbe però essere rappresentata dallo scoprire che la questione della "legittima proprietà" dell'ambiente può non trovare in maniera scontata una risposta unica. La descrizione dell'ambiente non è univoca, e le differenti descrizioni dell'ambiente non sono equivalenti a causa della assenza di tale unicità, e, conseguentemente, non lo sono né la pianificazione, né le valutazioni che lo interessano.

Ammettere che esistano descrizioni non equivalenti (Munda, 1995) dell'ambiente significa ammettere implicitamente che queste descrizioni possano nella generalità dei casi non convergere su un unico punto di vista.

A partire da questo preambolo, in questo contributo si svilupperanno i concetti di democrazia ambientale, la sua relazione con la scala di lettura territoriale dell'ambiente, la relazione imperfetta con il concetto di coinvolgimento del soggetto interessato, per fornire una chiave interpretativa del concetto di "proporzionalità" della valutazione ambientale, di integrazione senza sovrapposizione, come elementi interpretativi del sistema di valutazione delle azioni caratterizzate da impatto ambientale, previste in piani e progetti (Fischer, 2003).

Infine questi concetti si ricollegheranno ad alcuni esempi nell'uso del territorio.

C.M. Torre ha contribuito al lavoro scrivendo i paragrafi sull'*Environmental Democracy*, e le riflessioni conclusive, S. di Bitonto e M. Selicato illustrando i casi di studio nel paragrafo sulla valutazione multicriteriale/multidimensionale (in particolare S. di Bitonto si è occupato della valutazione di coeren-

za esterna del Piano Coste, e M. Selicato del monitoraggio costiero di Monopoli e del Piano Coste.

2. Dimensione comunitaria dell'Environmental Democracy

La democrazia ambientale è stata definita universalmente nella Convenzione di Aarhus come il diritto alla partecipazione ai processi decisionali che riguardano l'ambiente di tutti i soggetti coinvolti.

Tale diritto si esercita attraverso l'uso di strumenti di partecipazione e di informazione della comunità, degli stakeholders, che per molti coincidono con i cosiddetti "proprietari dell'ambiente".

Possiamo definire insieme dei soggetti coinvolti l'insieme di tutti coloro che godono di un beneficio, o subiscono un danno, di carattere economico, sociale o ambientale, legato all'attuazione di un piano, un programma, un progetto.

L'insieme degli stakeholders non coincide, nel caso più generale, con la comunità, contrariamente a quanto si pensi. Il termine stakeholder ha un'età plurisecolare. Letteralmente significa «colui che possiede il paletto» e fa riferimento ai pionieri americani, che alla ricerca di nuove terre si cimentavano in vere e proprie gare raccontate anche nei film, nelle quali chi arrivava prima a piantare un paletto su un suolo, si aggiudicava il diritto di possederlo. Il termine inglese che traduce paletto infatti è "stake".

Quindi il concetto di stakeholder è legato a quello di proprietà, intesa però come proprietà privata di un suolo, di un immobile, di un progetto.

Infatti, i pianificatori progressisti americani, che negli anni '60 e '70 hanno praticato la pianificazione negoziale (come ad esempio Norman Krumholz o John Forrester) intendevano un atto democratico quello di coinvolgere tutti gli stakeholder, intendendo, con il termine "tutti", sia i proprietari forti, beneficiari di una trasformazione, che quelli deboli, proprietari di immobili che venivano danneggiati da quella trasformazione.

La metodologia di valutazione dei tempi era la valutazione costi benefici. La prima legge di tutela ambientale che la considerava, promulgata negli Stati Uniti con il *Flood Control Act* del 1936 – a tutti gli effetti una legge sulla difesa del suolo ante litteram – considerava tra gli stakeholders anche i proprietari danneggiati dai disastri ambientali causati da allagamenti e inondazioni.

Il *Flood Control Act*, limitatamente alla dimensione semplicemente economica monetaria, considerava già allora benefici e costi sociali, ma già allora era criticabile per l'antidemocraticità del suo bilancio, che si riduceva ad una semplice sottrazione dai benefici dei costi, a prescindere da come essi fossero distribuiti, certo non in maniera equipartita.

Il concetto di stakeholder è quindi precedente all'esplosione della questione ambientale nella pianificazione urbana e territoriale.

Per poter ampliare il campo della democrazia bisogna arrivare alla introduzione dei beni pubblici nel concetto di "coinvolgimento": un famoso articolo di Garrett Hardin del 1968, sulla rivista *Science*, dal titolo *The tragedy of the commons*, segnò nel campo dell'economia una svolta.

In esso si descriveva il comportamento di una comunità di individui, agenti autonomamente uno dall'altro, che tendevano a consumare le risorse comuni nel breve periodo, senza pensare all'effetto della scomparsa della risorsa nel lungo termine.

Le risorse ambientali, appunto, la cui proprietà non è attribuibile in maniera esclusiva a qualcuno.

I beni comuni del racconto di Hardin sono i suoli soggetti a forme di uso vicino per il pascolo: i pastori lasciano pascolare il loro gregge. All'aumentare del bestiame i profitti aumentano per i pastori, ma il pascolo scompare per tutti, e non sono per loro. Si introduceva così il concetto di esternalità ambientale e la necessità del controllo pubblico dell'ambiente.

Venivano quindi descritte le risorse ambientali come risorse limitate, scarse, condivise, che nel tempo andavano ad esaurirsi, di proprietà di tutti, quindi di nessuno (come per l'appunto i Commons). Tra questi spicca oggi l'acqua, bene comune per eccellenza, oggi tanto richiamato nei dibattiti per le politiche che interessano la sua gestione.

Il dibattito sui beni ambientali come beni comuni nasce quindi contemporaneamente all'avvio delle prime pratiche di valutazione di impatto ambientale dell'Agenzia di Protezione Ambientale Americana (EPA).

Quindi il concetto di democrazia ambientale allarga il campo: il suolo, la proprietà, è degli stakeholders, ma l'ambiente, il paesaggio che rappresentano la descrizione ambientale di tale proprietà è di tutta la comunità.

Si è passati da una concezione più descrittiva del concetto di proprietà, ad una più ampia, in cui i proprietari sono tutti i membri della comunità, e quindi la comunità ha la necessità di dover regolare l'uso della proprietà privata per non mettere a rischio le prerogative di coloro che non hanno proprietà fondiaria.

Applicando il ragionamento precedente in un ambito più vasto, potremmo spiegare la difficoltà di condivisione dei trattati internazionali sull'ambiente: tra questi, ad esempio la Dichiarazione contro la Deforestazione della Foresta Amazzonica nella Conferenza di Rio del 1992, contraddetta pochi anni dopo proprio dall'allora presidente del Brasile Lula, dichiaratosi pronto a cedere parti della più grande distesa verde del mondo.

Il governo del Brasile, pur non essendo detentore dell'ambiente mondiale, dimostro in tale frangente di poter non solo decidere del futuro della Foresta Amazzonica regolando l'uso dei proprietari delle sue aree boscate, ma anche di gestire il futuro del "polmone dell'umanità" e di tutta l'umanità stessa.

Così come l'interesse comune del governo dei brasiliani detiene il diritto di limitare il vantaggio ottenibile dai soli proprietari, la regola imposta dalla comunità mondiale può limitare lo sviluppo economico del Brasile, costringendolo alla tutela totale del Bacino Amazzonico. Da qui nasce la richiesta di aiuto economico di Lula nella gestione della Foresta. In un ottica di democrazia ambientale mondiale, Lula afferma, i costi della preservazione amazzonica non possono essere sostenuti solo dai brasiliani.

Il criticità del rapporto tra democrazia e ambiente si amplifica allorché la sequenza delle decisioni da prendere non ha solo una caratterizzazione gerarchica, da una comunità più grande ad una più piccola fino al singolo individuo, ma

assume anche una caratterizzazione distributiva delle decisioni tra soggetti dello stesso livello territoriale e gerarchico.

Il moltiplicarsi delle competenze sul territorio comporta che l'esito delle politiche ambientali sia più spesso lo specchio del rapporto di potere tra i differenti decisori, tutti agenti in nome della comunità. Il livello di coinvolgimento va allora rapportato alla scala di definizione degli impatti, o dell'ambito di impatto. Dall'articolazione tra livelli di definizione o ambiti di definizione deriva la "non equivalenza" delle diverse forme di trattazione di un problema ambientale.

La possibilità di trattazione secondo diverse forme di una questione ambientale, può rappresentare una evidenza esplicita delle forme di "perdita di razionalità collettiva" nelle questioni ambientali.

L'esistenza di una razionalità unanimistica, capace di conciliare efficienza, efficacia ed equità nelle decisioni collettive è stata ampiamente negata da Kennet Arrow (1951), nel suo famoso e antico teorema, detto dell'impossibilità (che fa il pari con la "tragedia" di Hardin, infine rivisto da Allan Gibbard e Mark Satterthwaite nel 1973).

La valutazione ambientale oltre che supportare le scelte deve in qualche modo conciliare la "non equivalenza" delle visioni ambientali di singoli soggetti pubblici operanti in nome della collettività, partendo dalla consapevolezza di una impossibilità di totale conciliazione dei punti di vista, intrinseca in un contesto pluralista (De Marchi *et al.* 1997; Munda, 1995).

Un suolo può essere visto come un paesaggio agrario, o come uno strato pedologico, o come una piattaforma di pascolo, o come un tratto morfologico, e così via (Stellin, Rosato, 1997). Il valore associato a ciascuna di queste interpretazioni in funzione delle decisioni da prendere, e dei soggetti che poi troveranno difficoltà a decidere, cambia, ma il suolo, nella sua identità ambientale è sempre lo stesso.

Quest'ultima affermazione ci riporta a Costanza e Folke (1997), che attribuiscono un valore "primario", quasi intrinseco e indipendente dall'uomo, ai beni ambientali, che prescinde da valori di uso e di uso sociale, che si articolano in priorità dei differenti soggetti, pubblici e privati, che partecipano ai processi decisionali riferibili all'ambiente stesso.

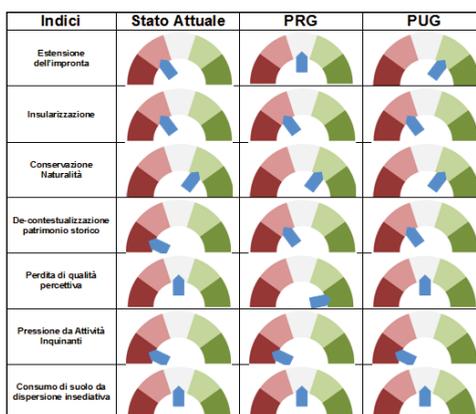
3. L'uso della valutazione multicriteriale/multidimensionale.

La valutazione multicriteriale tenta di "rappresentare" "il valore complesso del bene comune" nei suoi caratteri multidimensionali in termini di democrazia ambientale. La declinazione del valore sociale complesso a "valore complesso del bene comune" enfatizza, evidenziando, il fatto che la "multidimensionalità" che caratterizza il valore sociale complesso non coincide necessariamente con la consapevolezza che il valore dei beni comuni è "complesso in sé". Il valore dei beni comuni è complesso in sé perché in essi è intrinseca la multidimensionalità (Malcewski (1999), la gerarchia e la diversa proporzionalità applicata ai punti di vista di soggetti, enti, che alle varie scale e nei vari settori territoriali operano "per il bene comune", dandone una rappresentazione "conflittuale", tanto cara ad alcuni cultori dell'estimo.

I differenti criteri quindi equivalgono alla costruzione di differenti punti di vista da cui guardare il “bene comune”, l’ambiente, oggetto della trasformazione. L’immagine a seguire mostra la valutazione multi criteri realizzata per la valutazione degli impatti sul paesaggio del comune di Cisternino, nella Valle d’Itria.

I criteri corrispondono a valori di indicatori di ecologia del paesaggio (Socco, 2007). Le alternative alle trasformazioni previste rispetto allo stato attuale, in caso di prosecuzione delle trasformazioni introdotte dal vigente PRG, e rispetto a quelle possibili col redigendo nuovo Piano Urbanistico Generale.

Figura 1. Valutazione multi criteri della variazione dei caratteri ecologico/paesaggistici del territorio del Comune di Cisternino.



Fonte: bozza di Rapporto ambientale del PUG di Cisternino, 2011.

Il perseguimento di un obiettivo, inoltre, alla stregua di un qualsiasi valore, appare più o meno coerente, più o meno performante, a seconda del livello o del settore ambientale dal quale guardiamo.

Questa conflittualità tra punti di vista e livelli di decisione che nel caso dei piani fa guardare in modo “non equivalente”, si riconcilia nella valutazione di coerenza esterna delle VAS.

La valutazione di coerenza esterna del Piano Regionale delle Coste, (rappresentata ad esempio in Figura 1), evidenzia la “ripetitività” degli obiettivi di piani e programmi, rispetto ai quali il piano coste valuta la sua coerenza. Metodologicamente vengono costruite matrici di interferenza, che evidenziano come leggendo la coerenza del Piano Coste rispetto al PO/Fesr, possiamo interpretare per “similitudine” la coerenza tra Piano Coste e Agenda di Goteborg, i cui obiettivi quasi coincidono con quelli del PO/Fesr Puglia.

È evidente che in situazioni come quelle tracciate in questo racconto, viene enfatizzata la rilevanza degli approfondimenti, e degli incroci tra ricerca e applicazione operativa della valutazione dei piani, attraverso l’uso di riferimenti metodologici, rispetto ai quali il caso di studio qui illustrato pretende di essere una buona pratica.

Figura 2. Valutazione di concordanza degli obiettivi del PO FESR rispetto ad Agenda di Goteborg e Piano di Sviluppo Rurale Pugliese, e di Coerenza del Piano Regionale delle Coste Pugliese (PRC) rispetto al PO/FESR.

		PO-FESR					ASSE II				ASSE IV		ASSE VI	ASSE VII		
		PO2	PO4	PO5	PO6	PO7	PO2.1	PO2.2	PO2.3	PO2.4	PO4.1	PO4.2	PO4.4	PO6.2	PO7.1	PO7.2
SSS Agenda di Goteborg	SSS1															
	SSS2															
	SSS3															
	SSS4															
PO-FESR	PO2															
	PO4															
	PO5															
	PO6															
PSR	ASSE I															
	ASSE II															
							PCC									
P R C	PRC1						-1	0	0	0	2	-1	-1	0	2	2
	PRC1.1						-1	0	0	0	2	-1	-1	0	2	2
	PRC1.2						-1	0	0	0	2	0	1	0	0	0
	PRC1.3						2	-1	1	1	2	1	2	-1	1	1
	PRC2						2	-1	0	2	-1	0	0	1	0	0
	PRC2.1						2	-1	0	2	-1	0	0	1	0	0
	PRC2.2						1	0	2	0	0	0	0	1	1	1
	PRC3						2	0	2	0	0	0	1	0	1	1
PRC3.1						2	0	2	0	0	0	1	0	1	1	
PRC4						1	0	2	-1	-1	1	2	-1	2	2	
PRC4.1						1	0	2	-1	-1	1	2	-1	2	2	

Fonte: rapporto ambientale del Piano Regionale delle Coste Pugliese.

Interessanti da questo punto di vista sono gli sviluppi del Monitoraggio della Pianificazione Costiera in Puglia.

Il ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare (MATTM) ha avviato un programma di ricerca in convenzione con l'Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale (ISPRA); ISPRA ha coinvolto in tale programma di ricerca, con una successiva convenzione (finalizzata alla "Definizione di indicatori utili per l'attuazione della VAS", con il supporto del Consorzio Poliedra del Politecnico di Milano), quindici agenzie ambientali, le agenzie regionali e provinciali per l'ambiente, ai fini della definizione di un set di indicatori a supporto del monitoraggio in ambito VAS di piani e programmi.

Le attività del programma di ricerca, finalizzate alla redazione di linee guida nazionali sul monitoraggio VAS, hanno portato ad un primo documento di riferimento metodologico per l'elaborazione dei sistemi di monitoraggio (*Verso le linee guida sul monitoraggio VAS*), per il quale è stata prevista l'applicazione del metodo su casi reali.

In Puglia i casi reali prescelti sono il Piano Urbanistico Generale di Monopoli, e il Piano Regionale delle Coste (in entrambi i casi il responsabile tecnico/scientifico dei rapporti ambientali è C.M. Torre, che partecipa al programma come esperto valutatore).

Lo schema del Piano di Monitoraggio del PUG di Monopoli e del Piano Regionale delle Coste sono impostati sulla base dello stesso schema metodologico.

Il Piano Regionale delle Coste, attraverso una valutazione multicriteriale, nella quale i criteri rappresentano forme di pressione antropica (popolazione, insediamenti, infrastrutture ecc) ha definito differenti stati di criticità costiera. La costa è stata classificata anche rispetto al suo grado di sensibilità (la fragilità rappresentata dall'erosione costiera).

Preso per "buona" la classificazione del PRC rispetto agli ambiti costieri, in base a criticità e sensibilità derivante dagli studi di piano, a scala locale (in questo caso comunale) si è associata ad ogni ambito una valutazione relativa ai seguenti aspetti: naturalità (N), rilevanza urbana (U), rilevanza agricola (A), rilevanza industriale (I), rilevanza turistica (T) e rilevanza portuale (P).

La scelta degli aspetti da monitorare è stata fatta funzione della loro capacità di rappresentare ed esplicitare azioni di piano, semplici e facilmente interpretabili,

basati su dati facilmente reperibili e popolabili, aggiornati e aggiornabili a intervalli regolari, capaci di indicare la tendenza nel tempo, sensibili e in grado di avvertire in relazione a tendenze irreversibili, misurabili e dotati di "impronta spaziale" ovvero georeferenziabili.

Lo schema logico adottato si articola nelle seguenti fasi:

- valutazione degli aspetti N, U, A, T, P, I così come definiti dalle carte di uso del suolo;
- valutazione degli aspetti così definiti rispetto alla criticità all'erosione costiera ed alla sensibilità ambientale del Piano regionale delle Coste;
- gli aspetti N, U, A, I, T e P sono stati "pesati" in differenti contesti locali rispetto alla loro rilevanza sulla criticità e la sensibilità di ciascun ambito analizzato.

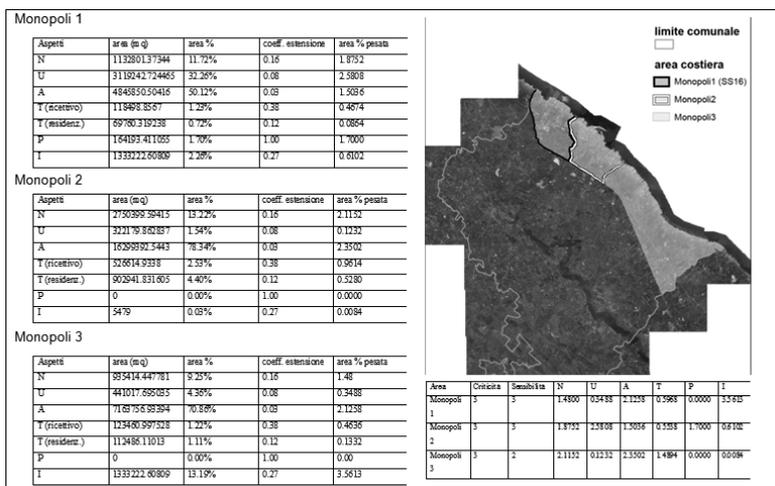
La pesatura, costruita con il metodo AHP, è stata applicata alle variazioni di uso del suolo delle categorie rappresentate dagli aspetti stessi.

Il monitoraggio a quel punto, sia alla scala comunale che regionale, si basa sulla costruzione di soglie di accettabilità per le variazioni "pesate" di uso del suolo, rilevabili con qualsiasi sistema di "geomatica" applicato alla costa (Orlando *et al.* 2005).

- incrocio delle valutazioni effettuate con le classificazioni rispetto a criticità e sensibilità derivanti dal Piano Regionale delle Coste;
- analisi della varianza locale e globale dell'uso del suolo.

Per ciascuna area omogenea di territorio costiero si analizza dapprima lo stato della pianificazione e lo si valuta rispetto a criticità e sensibilità valutate nel Piano Regionale delle Coste, rispetto allo stato attuale del territorio; in una fase successiva si opera alla stessa maniera sulle ipotesi di trasformazione: i risultati saranno utilizzati per cogliere la maggior o minor compatibilità delle trasformazioni con gli obiettivi di piano.

Figura 3. Esempio di pesatura locale delle forme di uso del suolo rispetto a criticità e sensibilità della costa.



4. Conclusioni. Gli attrezzi del mestiere: informazione, formazione, consultazione, negoziazione, valutazione

Il breve racconto introduttivo ha avuto lo scopo di illustrare il quadro conflittuale nel quale si muove chi produce valutazioni ambientali.

Le procedure di valutazione ambientale usano gli attrezzi possibili per affrontare un contesto nel quale le valutazioni si scontreranno sempre con il non-unanimità.

Questi, sono la diffusione di informazione tecnica e non tecnica, l'obiettivo "didattico" della valutazione, in termini di educazione ambientale della/delle comunità, la valutazione di coerenza delle politiche, dei piani e dei progetti con i quadri ambientali descritti dagli altri attori (che nella procedura di VAS prende il nome di coerenza esterna), la valutazione di efficacia delle politiche, dei piani e dei progetti a perseguire i propri scopi ambientali (che nella procedura di VAS prende il nome di coerenza interna) e la consultazione negoziale tra i soggetti, che sulla base della valutazione possono migliorare la politica, il piano il progetto.

La valutazione è quindi necessariamente multidimensionale, fondata su un valore sociale definibile come "complesso", per dirla con Fusco Girard (1996), si articola in fasi, ha natura procedurale, non è possibile fissarla ad un momento ex post o ex ante.

Gli ostacoli iniziali da superare sono:

1. *Difficoltà di scala*: informazioni disponibili non coerenti con la scala territoriale di analisi.
2. *Difficoltà di conoscenza*: quand'anche ci fossero, i soggetti detentori di informazione non scambiano facilmente le proprie conoscenze; come diceva Forrester in *Planning in the face of power*, l'"Informazione è potere".
3. *Difficoltà di interlocuzione razionale*: i diversi soggetti difendono la loro rendita di posizione non mettendo a disposizione le informazioni citate nel punto precedente. Questo porta ad un conflitto che riduce la razionalità collettiva del processo trattato. Ciò accade in verticale (tra un livello e l'altro) e in orizzontale.

Nei conflitti sull'uso agricolo del suolo, di cui i versamenti di reflui sono una conseguenza, esistono tutte le difficoltà elencate.

Normalmente il soggetto procedente è l'ente locale (il comune), gli interlocutori sono gli enti territoriali sovraordinati, gli stakeholders sono i proprietari dei suoli che producono i versamenti e la comunità residente nell'ambito locale che subisce gli impatti diretti.

Nelle esperienze su cui si basa il "racconto" di questo contributo, la principale riflessione relativa al ruolo delle metodologie di valutazione deve essere rivolta alla rilevanza che esse hanno assunto nel processo di costruzione di conoscenza (Besio, 1994).

La conoscenza, infatti, delle dinamiche del piano, delle analisi in esso contenute, diventa la base fondamentale per l'avvio di un processo adattivo, creativo (Zeleny 1994) nel quale la valutazione, in assenza di regole metodologiche decodificate da norme, tende ad una de-costruzione e ri-costruzione del quadro delle conoscenze già disponibili, a volte attingendo informazioni dagli esiti di bilanci

partecipativi, di rapporti ambientali, già prodotti in altri processi (come Agenda 21 o pianificazione strategica), o dal piano stesso nelle sue fasi preliminari.

Tale attività valutativa non può che essere fondata su una forma di sapere critico che consente un corretto utilizzo delle metodologie, oltre che su una visione non statica del processo valutativo stesso, di certo non relegato ad un mero momento nell'orizzonte delle decisioni.

La normativa sulla Valutazione Ambientale Strategica, dalla scala Europea a quella regionale, ha "istituzionalizzato" il processo di costruzione di conoscenza, per fasi, secondo uno schema che ricorda molto l'approccio razionale al piano.

In questo processo di costruzione di conoscenza si evidenziano, come illustrato attraverso gli esempi:

- il differente peso che le varie fasi della procedura di valutazione ambientale strategica hanno passando dalla scala regionale a quella locale;
- il conseguente peso che le fasi più rilevanti hanno per il monitoraggio e il controllo di coerenza di piani settoriali e locali;
- le conseguenze sul piano della valutazione, della declinazione della stessa in chiave processuale, secondo la sequenza valutazione strategica- valutazione tattica- valutazione operativa (Fusco Girard e Nijkamp, 1997).

Riferimenti Bibliografici

- Arrow K. (1951), *Social Choice and Individual Values*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Besio M. (1994), "Alcune riflessioni tra progetto di conoscenza e progetto di piano". In G. Maciocco (a cura di), *La città, la mente, il piano. Sistemi intelligenti e pianificazione urbana*. FrancoAngeli, Milano, p. 166.
- Costanza R., Folke C. (1997), *Valuing ecosystem services with efficiency, fairness and sustainability as goals*. Island Press, Washington, DC.
- De Marchi B., Funtowicz S., Lo Cascio S., Munda G. (1998), *The Troina Water Valuation Case Study*. ISIS, European Commission Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- Fischer T. (2003), "Strategic environmental assessment in post modern times". *Environmental Impact Assessment Review*, n. 23/03, pp. 155-170.
- Fusco Girard L. (2006) "Towards sustainable planning, Agenda 21, Habitat". In Alexander E.R. (ed.) *Evaluation in Planning. Evolution and Prospects*. Ashgate, London.
- Fusco Girard L., Nijkamp P. (1997), *Le valutazioni per lo sviluppo sostenibile della città e del territorio*. Franco Angeli, Milano.
- Hardin G., "The Tragedy of the Commons". *Science*, Vol. 162, n.3859/68, pp. 1243-1248.
- Malcewski J. (1999), *Gis and Multicriteria Decision Analysis*. John Wiley, New York.
- Munda G. (1995), *Multicriteria evaluation in a fuzzy environment*. Physica-Verlag, The Hague.
- Orlando G., Selicato F. e Torre C.M. (2005), "The use of GIS as tool to support Risk Assessment". In Van Oosterom P., Zlatanova S., Fendel E.M. (eds.) *Geo Information For Disaster Management*, Springer Verlag, Amsterdam.
- Saaty T.L. (1994), *Fundamentals of Decision Making and Priority Theory with the Analytic Hierarchy Process*. RWS Publications, Pittsburgh, PA.
- Socco C. (2006), *Linee guida per la valutazione ambientale strategica dei PRGC*. Franco Angeli, Milano.
- Stellin e Rosato (1997), "Multiattribute Analysis in the identificaiton of areas for the residential expansion". *MAA and territorial planning*. In Brandon M., Lombardi P., Bentivegna V. (a cura) *Evaluation of the built environment for sustainability*. Chapman and Hall, London, pp. 472-498.
- Zeleny M. (1994), "In Search of Cognitive Equilibrium: Beauty, Quality and Harmony". *Multi-Criteria Decision Analysis*, 3/94.