

Indici di qualità ambientale nella gestione integrata della fascia costiera

Leonardo Marotta ¹ e Diego Vicinanza ²

¹Maritime Engineering Laboratory, Technical University of Catalonia, Gran Capità, modul D1
08034 Barcelona (Spagna)

²DIC-SUN, Dipartimento di Ingegneria Civile, Seconda Università di Napoli, Via Roma, 29 - 81031 Aversa

Riassunto

L'obiettivo della ricerca in atto è l'identificazione degli indici oggettivi per la definizione di stato e qualità ambientale in aree costiere. Il metodo scientifico individuato è uno strumento di supporto alle decisioni nell'ambito della Gestione Integrata delle Coste (Integrated Coastal Zone Management), il "processo di pianificazione e di coordinamento relativo alla gestione dello sviluppo e alle risorse costiere, focalizzato sull'interfaccia mare-territorio" (Clark, 1992) ed anche "un'impostazione olistica in cui siano inclusi l'ecosistema nel suo insieme (tutte le componenti biotiche e abiotiche) e tutti i tipi di usi costieri, così come tutte le relazioni usi-usi e usi-ecosistema" (Vallega, 1993).

Parole chiave: Gestione Integrata delle Zone Costiere, Indici e Indicatori, Valori economici di aree costiere, Sistemi di supporto alle decisioni.

Abstract

The objective of the research is the identification of indicators and the building of indices in order to define environmental state and quality for coastal areas. The method proposed is a decision support system for the process of planning and co-ordination for coastal resources management and development, focused on the interface sea-land Integrated Coastal Zone Management (ICZM). The study approach is holistic and includes the ecosystem as a whole, as well as all the coastal uses and the relationships between uses and uses-ecosystem.

An Ecosystem Quality Index is proposed, starting from a biotic and an abiotic component for the littoral zone. Also an index of coastal ecosystem functioning is proposed, using biogeochemical parameters.

An evaluation method for coastal environments is also proposed, taking in account the economic and not economic value.

Keywords: *Integrated Coastal Zone Management, Indices and indicators, Economic values of coastal zones, Decision Support Systems.*

Introduzione

L'evoluzione costiera, ovvero le modifiche dell'insieme delle caratteristiche geomorfologiche, chimiche e biologiche della fascia costiera, rappresenta un processo tipico della dinamica degli equilibri naturali. Tali equilibri, pur essendo rappresentabili da leggi fisiche e processi biologici precisi, sono complessi e fortemente condizionati dagli interventi antropici. In questa memoria è utilizzato un

approccio sistemico già consolidato in oceanografia (Nihoul, 1975), ingegneria e morfologia costiera (De Vrind, 1999), ecologia marina (Margalef, 1993) e gestione costiera (Costanza et al., 1993; Vallega, 1993).

La letteratura esistente sottolinea come l'approccio integrato e sistemico sia l'unico possibile per la gestione di sistemi complessi come la fascia costiera (Vallega, 1993; Cooper e McLoughlin, 1997).

La complessità del sistema è dovuta sia al gran numero di componenti e relazioni (parte delle quali non lineare), sia alla gerarchia intrecciata sui vari livelli del sistema "fascia costiera" (Cini, 1994; Wolanski et al., 1999); dove per "sistema" si intende un insieme di parti interagenti (Odum, 1983).

In questo lavoro la fascia costiera è definita come l'area compresa tra le isolinee di +15 m e -150 m, comprendendo le aree tra le pianure costiere e il piede della piattaforma continentale, che corrisponde - in massima parte - alle aree coinvolte nei processi di fluttuazione marina del quaternario (Turner et al., 1998). Per la comprensione di un problema caratterizzato da una moltitudine di parametri che agiscono a varie scale spazio-temporali è necessario individuare alcuni indicatori dello stato del sistema e delle sue variazioni. Le caratteristiche fondamentali da prendere in esame per la descrizione del sistema sono:

- le condizioni meteomarine;
- la sedimentologia;
- la geomorfologia;
- i cicli biogeochimici;
- le comunità biologiche.

Per poi ridurre la complessità del problema, possiamo ricavare da molti indicatori di stato degli indici che tengano conto solo di alcuni fattori. L'indicatore è una quantità misurata capace di dare indicazioni sullo stato del sistema; indice è una quantità derivata capace di definire lo stato del sistema.

A tutt'oggi sono state solo parzialmente sviluppate delle procedure scientifiche tali da individuare gli indicatori e gli indici di stato e di qualità della fascia costiera.

La procedura adottata in questa memoria è chiaramente una semplificazione di un problema assai complesso, pur tuttavia costituisce un passo avanti verso la comprensione dei processi dinamici della zona costiera. La metodologia individuata è, in ogni caso, certamente uno strumento in grado di porre il ricercatore, il tecnico o la pubblica amministrazione nelle condizioni di identificare le principali problematiche e di pianificarne la soluzione, tenendo conto che le politiche del territorio non sono indipendenti dal metodo scientifico utilizzato per studiare il problema come anche evidenziato da Wiman (1991).

Definizione di scale e componenti ambientali

Un ecosistema può essere definito come un sistema complesso Ω , aperto, non in equilibrio termodinamico e caratterizzato da retroazioni (feedback) (Odum, 1983).

Ω può essere descritto in modo simbolico come segue (Pignatti e Trezza, 2000):

$$\Omega = \{x, \lambda, \mu\} \quad (1)$$

- x esprime la diversità interna del sistema (se il sistema ha componenti viventi rappresenta la biodiversità) e misura la strutturazione del sistema;
- λ rappresenta l'insieme dei vincoli che mantengono il sistema lontano dall'equilibrio, e in generale è costituito da un flusso energetico che agisce nel senso di ordinare il sistema;
- μ rappresenta le costrizioni per le attività del sistema, possono essere di tipo chimico, fisico o più in generale le condizioni al contorno.

Le condizioni di stato del sistema variano per effetto degli operatori \uparrow e \downarrow identificabili con i parametri x , λ , μ . Indichiamo con \uparrow l'operatore che prevale nell'identificare la dinamica e con \downarrow quello (o quelli) che la influenzano scarsamente. L'evoluzione del sistema da uno stato a ad uno stato b , assumendo x come operatore trainante (Pignatti e Trezza, 2000) si esprime:

$$\Omega < a|x \uparrow, \lambda, \mu > b \quad (2)$$

Gli insiemi di ecosistemi o paesaggi sono la scala spaziale superiore a quella di ecosistemi (Farina, 1993) e possono essere analizzati su differenti scale spaziali che identificano vari livelli gerarchici:

- ECOTOPO: è la più piccola unità geografica, caratterizzata dall'omogeneità di almeno un attributo della geosfera (cioè atmosfera, litologia, suolo, acqua, luce, ecc.) e da variazioni non eccessive delle componenti biologiche. L'omogeneità è dovuta quindi a uno o più parametri λ, μ degli ecosistemi ed in particolare a quello determinante.
- LAND FACET o SEA FACET (microchore): è composto da una combinazione orizzontale di ecotopi che vanno a costruire un pattern collegato nello spazio da almeno una proprietà comune agli ecotopi costituenti.
- SISTEMA AMBIENTALE (mesochore): è una combinazione delle microchores riconoscibili ad una determinata scala.
- MOSAICO DI SISTEMI AMBIENTALI (macrochore): è formato da una combinazione dei diversi sistemi ambientali (Farina, 1993).

La letteratura mostra come ai vari livelli gerarchici spaziali corrispondono differenti scale temporali (Tabella 1).

Tabella 1 - Definizione di scale e componenti ambientali (Naveh e Liberman, 1984; Farina, 1993).

Livello di organizzazione ambientale	Livello di organizzazione ecologica	Unità di organizzazione biologica coinvolta	Unità geomorfologica corrispondente	Unità climatica corrispondente	Scala spaziale (km ²)	Scala temporale (anni)
-	Ecosfera	Biosfera	Crosta terrestre	Clima planetario	10 ⁸	10 ⁶ +10 ⁷
-	-	Bioma	Sistema continentale	Macroclimi	10 ⁶	10 ⁴ +10 ⁶
Mosaico di sistemi ambientale (macrochore)	Regione ecologica	-	Sistema regionale	Macroclimi regionali	10 ² +10 ⁴	10 ³ +10 ⁴
Sistema ambientale (mesochore)	Sistema	Insieme di unità connesse	Sistema morfologico	Mesoclima	10+10 ²	10+10 ³
Land/Sea facies (microchore)	Ecosistema	Comunità	Formazione marina o terrestre, Unità locale	Microclima	1+10	10+10 ³
Ecotopo	Ecosistema	Popolazione Comunità	Geotopo	Microclima	1	10 ⁻¹ +10

Metodologia di analisi

Definiamo paesaggio costiero un insieme di ecosistemi che interagiscono tra loro in modo gerarchico ovvero caratterizzati da alcune proprietà emergenti. Un insieme di ecosistemi ha una proprietà emergente se la deviazione standard del sistema superiore è minore della somma delle deviazioni standard dei singoli sistemi componenti per almeno una proprietà (Margalef, 1993). Nell'ambiente marino i paesaggi sono costruiti in modo differente rispetto a quelli terrestri.

Le dinamiche delle correnti sono fattori determinanti nella distribuzione spaziale dei nutrienti e delle popolazioni planctoniche. Le popolazioni bentoniche allo stesso modo sono influenzate - nella

loro distribuzione spaziale - dai processi di trasporto e sedimentazione dei nutrienti, nonché in una loro eventuale fase planctonica, dalla capacità di distribuirsi lungo i gradienti di corrente.

La produttività primaria e secondaria dipende dai flussi fluviali di acqua dolce e nutrienti e dai campi di velocità delle correnti costiere.

Inoltre, le tipologie di paesaggi costieri dipendono dalle attività umane e dalla loro influenza sulle dinamiche litorali.

In particolare il paesaggio costiero può essere considerato come l'unione di quattro campi:

- un campo di correnti costiere,
- un campo di nutrienti,
- un campo composto dall'insieme di sedimenti e di substrato geologico,
- un campo di popolazioni dell'ecosistema costiero.

Mutuando la terminologia dall'ecologia terrestre definiamo macchia (*patch*) un'area con i quattro campi definiti statisticamente da una certa persistenza. Ogni macchia è un ecotopo, composto da uno o più ecosistemi. La persistenza può essere definita dalla frequenza e persistenza dei fenomeni.

La frequenza di occorrenza dello stato *i*-esimo, $F_{i,giorni}$, dato dall'apparizione di un paesaggio qualsiasi per un tempo sufficientemente lungo da consentire la stabilità di un insieme di popolazioni.

Definiamo corridoio (*corridor*) un'area costiera dove il trasporto di nutrienti ed il flusso genetico sono dominanti sulla persistenza dei fenomeni.

Nella descrizione degli ecotopi utilizzeremo un insieme di indicatori - che danno luogo a un indice - come descrittori del sistema.

Le pressioni antropiche influenzano gli ecotopi e di qui gerarchicamente i paesaggi costieri, o modificano i campi di velocità, o di nutrienti, o di sedimenti e di substrato geologico e di qui influenzano paesaggi ed ecotopi.

Pressione-Stato-Impatto-Risposta (Pressure-State-Impact-Response)

Lo schema di base della gestione integrata della zona costiera è dato da un'integrazione tra enti gestori, piani, portatori di interessi o *stakeholders*, usi del territorio e ricerca scientifica. L'Italia allo stato attuale si trova in un momento di transizione che, dalla legge 979/82 e tramite l'uso di criteri e linee guida, condurrà all'adozione del Piano Generale del Mare e delle Coste (ex lege 979/82). Questo piano può essere pensato attualmente come strumento di gestione integrata delle coste e delle aree marine.

La base per una pianificazione costiera integrata segue i seguenti passi:

- motivazione del piano (identificazione delle problematiche e dei risultati da raggiungere attraverso processi di coinvolgimento delle parti sociali e dei portatori di interessi);
- identificazione degli obiettivi e dei meccanismi di finanziamento;
- preparazione del piano;
- pianificazione (piano generale, definizione di piani settoriali e coinvolgimento delle comunità locali);
- attuazione del piano;
- monitoraggio e valutazione (Vallega, 1993 e 1999).

A questo fine la Commissione Europea (European Commission, 1999a; European Commission, 1999b) ha adottato un quadro interpretativo per le aree costiere e la loro evoluzione: il modello *Pressure State Impact Response* (P-S-I-R), (oppure *Driving Forces Pressure State Impact Response*, D-P-S-I-R). Il modello si basa sulla definizione di:

- cause generatrici primarie (*Driving Forces*) che riguardano i settori delle attività e della produzione (industria, agricoltura, trasporti) e la loro evoluzione;
- le pressioni (*Pressure*) che queste attività producono sull'ambiente;
- lo stato dell'ambiente (*State*);
- gli impatti (*Impacts*) che si hanno e le modifiche dello stato dell'ambiente in termini di salute umana e funzioni/struttura degli ecosistemi;

- le risposte (Response) ovvero le politiche messe in atto.

La Comunità Europea richiede di definire, per ognuno di questi elementi del quadro interpretativo (Figura 1), un insieme di indicatori e indici (European Commission, 1999a; European Commission, 1999b; Turner e Salomons, 1999).

Le caratteristiche principali di questi indicatori ed indici devono essere le seguenti:

- capacità di misurare lo stato dell'ambiente;
- capacità di quantificare le tendenze al cambiamento rispetto agli obiettivi delle risposte;
- possibilità di confrontare situazioni e luoghi differenti;
- capacità di fornire un allarme preventivo e/o tempestivo;
- capacità di fornire tendenze future quando accoppiati a modelli predittivi (ANPA, 1998; Turner et al., 1998).

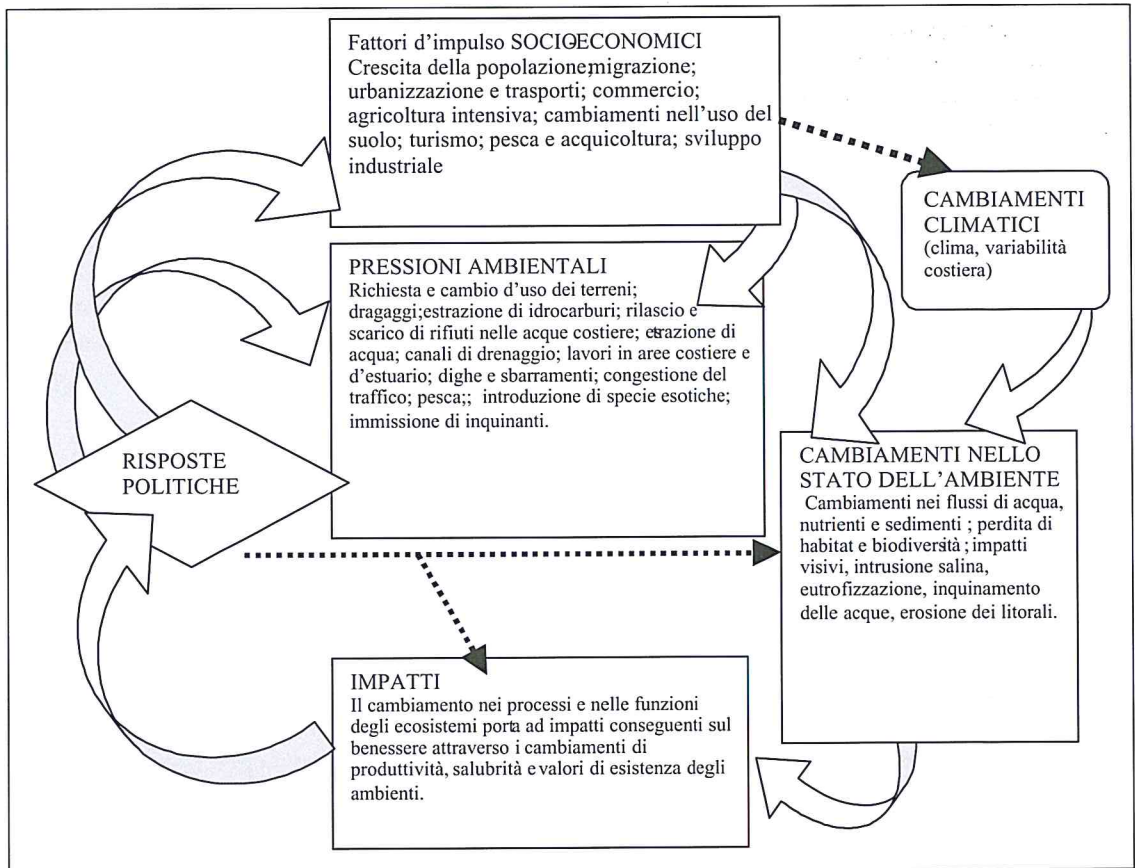


Figura 1 - Quadro concettuale Pressure-State-Impact-Response (Turner et al., 1998; Turner e Salomons, 1999).

A tal fine i vincoli - cui gli indicatori sono sottoposti - sono:

- facile reperibilità e basso costo dei dati;
- i dati devono essere quantificabili;
- la metodologia per la raccolta dei dati, l'identificazione degli indicatori e la costruzione degli indici devono essere scientifiche e standardizzate (o standardizzabili);
- gli indicatori devono essere accettati (o accettabili) ai vari livelli istituzionali (comuni, regioni, stato, Comunità Europea).

Il corretto uso degli indicatori ed indici permette, pur in mancanza di dati, l'elaborazione e il confronto delle informazioni presenti, sebbene con una maggior dose di incertezza (van der Weide e de Vries, 1999).

Questo lavoro si propone di individuare una metodologia tale da fornire alcuni indicatori e indici oggettivi per il supporto delle decisioni pubbliche inerenti la gestione dell'ambiente costiero.

Definizione delle scale spaziali e temporali

Le scale spaziali e temporali della seguente analisi sono quella di ecosistema e di sistema di ecosistemi.

All'interno del metodo identifichiamo, per motivi operativi, tre scale spaziali e una temporale:

- 10 m, scala di ECOTOPO,
- 100 m scala di LAND FACET o SEA FACET (*microchore*),
- 1000 m scala di SISTEMA AMBIENTALE (*mesochore*),
- scala temporale: 30 giorni.

Gli indicatori e gli indici del sistema sono stati scelti in modo da descriverne adeguatamente la struttura e le funzioni (Vallega, 1993; Goldberg, 1994; van der Weide e de Vries, 1999; Turner et al., 1998; Salomons et al., 1999).

Sono stati individuati degli indicatori validi per le aree costiere, a partire dai quali si definiscono due insiemi di indici:

- Insieme degli indici per le aree litorali, dove un ecosistema costiero è definito dalla profondità z^* . $z^* = \min \{ z(\text{energia media del moto ondoso} > \text{energia media delle correnti}); z(\text{profondità massima della fotosintesi}) \}$.
- Insieme degli indici per le aree di piattaforma $z > z^*$. Questi sono divisi in tre regioni a seconda della profondità (indici pelagici superficiali ($z > z_{\text{fotosintesi}}$); indici pelagici profondi ($z < z_{\text{fotosintesi}}$) e indici bentonici ($z = z_{\text{fondo}} + \Delta z$, dove Δz è lo strato dove la densità del fluido non si può approssimare alla densità dell'acqua per almeno il 90% dei giorni dell'anno).

In questo lavoro sono stati sviluppati solo gli indicatori ed indici per le aree litorali.

Valutare della bontà degli indici

All'interno del metodo, si definiscono delle linee guida per la scelta degli indici e la verifica dell'errore dovuto alla riduzione di un sistema a pochi parametri. Si definisce Indice di Perdita di Informazione per l'ecosistema j (Information Loss Index, I_j) il seguente parametro:

$$I_j = \Delta_t(f_j, t_{\text{indice}}) / \Delta_t(f_j, t_{\text{sistema}}) \quad (3)$$

dove: f_j, t_{sistema} = frequenza di cambiamento di stato dell'ecosistema j al tempo t

e f_j, t_{indice} = frequenza di cambiamento di stato degli indici del sistema j al tempo t .

La metodologia per valutare utilizzata da noi è la metodologia "beyond BACI", costruita per valutare impatti e cambiamenti in aree costiere, definita in Underwood (1992 e 1994).

Definizione degli indici abiotici (geo-indici)

Granulometria

I sedimenti che compongono la spiaggia sono, generalmente, generati dall'azione di disgregazione dovuta al moto ondoso e dal materiale in sospensione proveniente dalle foci fluviali.

Le caratteristiche granulometriche sono definite attraverso la costruzione delle curve granulometriche ponderali sulla base del D_{n50} . L'assortimento granulometrico è in genere distribuito secondo la legge log-normale e si definisce il parametro ϕ secondo Wentworth (1922):

$$\phi = -\log_2 D \quad (4)$$

Il trasporto dei sedimenti in prossimità della fascia costiera coinvolge la dinamica delle particelle solide sotto l'azione del moto ondoso e la loro velocità di sedimentazione.

Il CERC (1984) fornisce due formule per il calcolo della velocità di sedimentazione:

$$V_{lim} = \left[\left(\frac{\rho_s}{\rho} - 1 \right) \cdot g \right]^{0.7} \cdot \frac{D_{50}^{1.1}}{6 \cdot \nu^{0.4}} \quad \text{quando } 0.13 \cdot 10^{-3} < D_{n50} < 1.6 \cdot 10^{-3} \text{ m} \quad (5)$$

$$V_{lim} = 1.05 \cdot \left[\left(\frac{\rho_s}{\rho} - 1 \right) \cdot g \cdot D_{50} \right]^{0.5} \quad \text{quando } 1.6 \cdot 10^{-3} < D_{n50} < 8 \cdot 10^{-3} \text{ m}$$

dove ρ_s e ρ sono rispettivamente la densità del materiale solido e dell'acqua e ν è la viscosità cinematica dell'acqua.

Il massimo valore della componente orizzontale della velocità orbitale al frangimento vale:

$$u_b = \frac{a \cdot g \cdot k}{\sigma} = \frac{H}{2 \cdot b} \cdot \sqrt{g \cdot b} = \frac{1}{2} \cdot \sqrt{\gamma \cdot g \cdot H_b} \quad (6)$$

mente le velocità in caso di corrente longshore valgono (Longuet-Higgins, 1970):

$$V_L = 20.7 \cdot m \cdot \sqrt{g \cdot H_b} \cdot \text{sen}(2 \cdot \alpha_b) \quad (7)$$

dove H_b e α_b sono rispettivamente l'altezza d'onda al frangimento e l'angolo formato tra il fronte d'onda al frangimento e la linea di riva.

Se $V_{lim} > u_b$ (V_L) non si hanno spostamenti dei sedimenti, viceversa se $V_{lim} < u_b$ (V_L) si ha la formazione di forme di fondo (ripples) in acque intermedie e, nella zona di frangimento, il trasporto solido.

All'interno dei nostri parametri di ecosistema, la granulometria è un parametro tipo x ovvero rappresenta le componenti del sistema.

Flusso medio di energia

Il trasporto di sedimenti lungo la costa è legato ai gradienti di energia del moto ondoso ovvero al flusso di energia sottocosta. Il flusso d'energia mediato nel tempo T e per tutta l'altezza $h + \eta$ vale:

$$\bar{P} = \frac{1}{T} \cdot \int_0^T \int_{-b}^{\eta} u \cdot \rho \cdot \frac{\partial \phi}{\partial t} \cdot dz \cdot dt \quad (8)$$

risolvendo l'integrale si ha:

$$\bar{P} = \gamma \cdot \frac{H^2}{8} \cdot \frac{C}{2} \cdot \left[1 + \frac{2 \cdot k \cdot b}{\text{sen}b(2 \cdot k \cdot b)} \right] \quad (9)$$

$$\bar{P} = \bar{E} \cdot C_g \quad (10)$$

Il flusso di energia del moto ondoso sottocosta (CERC, 1984) vale:

$$P_f = b_f \cdot \frac{1}{8} \cdot \gamma \cdot H_f^2 \cdot \sqrt{g \cdot b_f} \quad (11)$$

Il flusso di energia sottocosta per unità di lunghezza di riva è:

$$P_f = n \cdot \frac{1}{8} \cdot \gamma \cdot H_f^2 \cdot \sqrt{g \cdot b_f} \cdot \cos \alpha_f \quad (12)$$

dove n = numero di onde medio annuo.

Il materiale solido trasportato genera un modellamento del fondale le cui caratteristiche dipendono dall'angolo β formato dalla risultante del flusso di energia medio annuo in N anni sottocosta e l'ortogonale alla linea di costa.

La componente longshore di questo flusso è:

$$P_f = \frac{1}{8} \cdot \gamma \cdot H_f^2 \cdot \sqrt{g \cdot b_f} \cdot \cos \alpha_f \cdot \text{sen} \alpha_f = \frac{1}{8} \cdot \gamma \cdot H_f^2 \cdot \sqrt{g \cdot b_f} \cdot \frac{1}{2} \cdot \text{sen}(2 \cdot \alpha_f) \quad (13)$$

$$P_f = \frac{1}{16} \cdot \rho \cdot g^{3/2} \cdot H_f^2 \cdot b_f^{1/2} \cdot \text{sen}(2 \cdot \alpha_f) \quad (14)$$

sostituendo l'espressione del breaker index: $\gamma_b = \frac{H_f}{b_f}$

$$P_f = \frac{1}{16} \cdot \rho \cdot g^{3/2} \cdot \frac{H_f^2}{\gamma_b^{1/2}} \cdot H_f^{5/2} \cdot \text{sen}(2 \cdot \alpha_f) \quad (15)$$

per moto ondoso random (Hs):

$$P_f = \frac{1}{16} \cdot \rho \cdot g^{3/2} \cdot \frac{H_{sf}^2}{\gamma_{sb}^{1/2}} \cdot H_{sf}^{5/2} \cdot \text{sen}(2 \cdot \alpha_f) \quad (16)$$

oppure

$$P_f = 2 \cdot 10^3 \cdot \frac{\rho \cdot g^{3/2}}{\gamma_{sb}^{1/2}} \cdot H_{sf}^{5/2} \cdot \text{sen}(2 \cdot \alpha_f) \quad (17)$$

All'interno dei nostri parametri di ecosistema, il flusso di energia del moto ondoso è un parametro tipo λ , ovvero rappresenta il flusso di energia del sistema.

Dimensione frattale e indice morfodinamico della spiaggia

La dimensione frattale di una costa o di una porzione di superficie terrestre è stata ampiamente studiata (Mandelbrot, 1967; 1975) e applicata a studi geomorfologici (Turcotte, 1992) e di ecologia del paesaggio (Ingegnoli, 1993). Un insieme frattale può essere definito come segue:

$$N_n = \frac{C}{r_n^D} \quad (18)$$

dove N_n è il numeri di oggetti caratterizzati da una certa dimensione lineare r_n , C è una costante di proporzionalità e D è la dimensione frattale. Questa in generale non è un intero ma una dimensione frazionaria, nel caso sia un intero coinciderà con la dimensione euclidea. Al fine di determinare D , si può scrivere:

$$D = \frac{\ln\left(\frac{N_{n+1}}{N_n}\right)}{\ln\left(\frac{r_n}{r_{n+1}}\right)} \quad (19)$$

Il parametro D è un invariante di scala.

La dimensione frattale verrà utilizzata in questo studio come indicatore della rugosità morfologica ed applicato alla linea di costa ed alle isolinee batimetriche. Secondo Mandelbrot (1967) l'intervallo di valori di una isolinea sulla superficie terrestre è:

$$1 < D < \frac{3}{2} \quad (20)$$

e per una porzione di superficie terrestre:

$$2 < D < \frac{5}{2} \quad (21)$$

Nel presente lavoro la lunghezza di una isobata è stata normalizzata dividendo il valore trovato per $3/2$.

All'interno dei parametri di ecosistema, D è un parametro di tipo μ , ovvero rappresenta le costrizioni del sistema.

Ai suddetti indici, per motivi operativi, si aggiunge un indice ulteriore, ovvero l'indice morfodinamico della spiaggia (surf-scaling parameter) secondo la notazione proposta da Guza e Inman (1975):

$$\varepsilon = \frac{a_i \cdot \omega^2}{g \cdot \operatorname{tg}^2(\beta)} \quad (22)$$

dove a_i è l'ampiezza dell'onda media al frangimento, ω è la frequenza angolare, g è la costante gravitazionale e β la pendenza della spiaggia.

Definizione degli indici biotici (bio-indici)

Diversità ecologica e eveness

La diversità ecologica si può misurare con l'indice di Shannon e Weaver (Margalef, 1958). Definiamo p_i la frequenza relativa di specie differenti o di ecotopi nel campione:

$$p_i = \frac{m}{n} \quad (23)$$

Ove n è il numero totale di specie o ecotopi nel campione ed m è il numero di individui o ecotopi della specie i . Viene definita entropia di Shannon e Weaver:

$$H = -\sum_{i=1}^n p_i \cdot \log(p_i) \quad (24)$$

Questo parametro è usato come indice di diversità secondo la letteratura ecologica (Margalef, 1958, 1993, 1998).

E' definita *eveness*, E (Margalef, 1993 e 1998):

$$E = \frac{H}{\log(n)} \quad (25)$$

All'interno dei nostri parametri di ecosistema, diversità e eveness formano l'insieme dei parametri tipo x , ovvero rappresentano le componenti del sistema.

Flusso di energia solare e produttività primaria

Il flusso di energia solare è dato dall'irradianza media mensile (Wm^{-2}). I valori medi per il Mediterraneo variano tra 465 e 470 Wm^{-2} in estate e tra 228 e 90 Wm^{-2} in inverno. L'indicatore flusso di energia solare viene utilizzato per definire un indice derivato che è la produttività primaria per unità di flusso energetico (gC/Wm^{-1}).

All'interno dei nostri parametri di ecosistema, la produttività primaria per unità di flusso energetico è un parametro tipo λ , ovvero rappresenta il flusso di energia del sistema.

Indice di stato trofico (TRIX)

Gli indici trofici TRIX and TRBIX (Montanari et al., 2000; Vollenweider et al., 1998) sono stati creati e testati come indicatori di stato trofico nel Adriatico nord-occidentale. Il TRIX è definito come segue:

$$\text{TRIX} = \left(\frac{k}{n} \right) \sum_{i=1}^n \left[\frac{(\log_{10} M - \log_{10} L)}{(\log_{10} U - \log_{10} L)} \right] \quad (26)$$

dove M è data dalla relazione $[Ch \cdot D\%O \cdot N \cdot P]$ delle quantità misurate di clorofilla, Ch ; di ossigeno disciolto, $D\%O$; d'azoto N (azoto totale $[N - (NO_3 + NO_2 + NH_4)]$); fosforo P .
 L è il valore minimo ed U il valore massimo misurato di $[Ch \cdot D\%O \cdot N \cdot P]$.

All'interno dei nostri parametri di ecosistema, lo stato trofico come TRIIX è un parametro tipo μ , ovvero rappresenta le costrizioni del sistema.

Definizione degli indici economici

Valore economico degli ecosistemi

Il valore economico dei beni ambientali si può contabilizzare con un metodo economico-ecologico. La teoria economica ha recentemente proposto dei concetti nuovi, il più sofisticato tra i quali è il Valore Economico Totale (VET), che tengono in considerazione il valore beni ambientali (Pearce e Turner, 1981; Bresso, 1993).

$$VET = \text{benefici totali per l'utilizzatore} + \text{benefici di non consumo} \quad (27)$$

dove:

- benefici per l'utilizzatore = valore di consumo + valore di non consumo + valore d'opzione,
- benefici di non consumo = valore d'esistenza per le generazioni future + valore di esistenza per le altre specie,
- valore di consumo = dato dal consumo diretto,
- valore di non consumo = valore estetico o affettivo,
- valore d'opzione = attribuito al patrimonio naturale da coloro i quali vogliono salvaguardarlo per il futuro,
- valore d'esistenza per le generazioni future = valore dato, a partire da principi etici, ad un bene da salvaguardare per le generazioni future,
- valore di esistenza per le altre specie = importanza di qualche componente o fattore ambientale per la sopravvivenza delle altri specie viventi.

I metodi per l'assegnazione di un valore economico sono (Van Dieren, 1995):

- valutazione di mercato (*market valuation*),
- formazione di capitale netto = aumento di valore,
- consumo di capitale fisso = diminuzione di valore.

Dato un valore ai beni ambientali è possibile ricavare un prodotto interno corretto con i valori ambientali (prodotto eco domestico):

$$\text{Prodotto eco domestico (ecodomestic product EDP I)} \\ = \quad (28)$$

$$\text{Prodotto interno netto - deprezzamento del valore naturale non prodotto dai valori di mercato}$$

Questo metodo può essere ulteriormente corretto utilizzando i seguenti approcci:

- valutazione contingente (*contingent valuation*), che considera la volontà dei cittadini di pagare per avere un dato bene o servizio (*willingness-to-pay*):

$$\text{Prodotto interno netto - deprezzamento del valore naturale non prodotto ai valori di mercato - deprezzamento del valore naturale non prodotto ai valori contingenti} \\ = \quad (29)$$

$$\text{Prodotto eco domestico (ecodomestic product EDP II)}$$

- approccio dei costi evitati (*avoidance cost approach*), che consiste nel valutare quanto le attività economiche possono essere limitate dalla perdita di capitale naturale:

$$\text{Prodotto interno netto - deprezzamento del valore naturale non prodotto ai costi di prevenzione} \\ = \quad (30)$$

$$\text{Prodotto eco domestico (ecodomestic product EDP III)}$$

I costi dati dall'evitare (o prevenire) danni ambientali sono calcolabili solo in base a modelli.

Dalla letteratura consideriamo due fattori importanti nel valutare la qualità ambientale:

- benefici di non consumo (ovvero valori di esistenza) dalla (29), V_{nc}

- valutazione contingente (ovvero valore attribuiti dai cittadini ad un dato bene ambientale), dalla (29), V_a .

Risultati dell'analisi

Indici di Pressione per il Litorale

Gli indici di pressione sono:

- densità di popolazione (abitante/m²);
- impronta Ecologica (m²/abitante) (Wackernagel e Rees, 1996);
- occupazione dello spazio litorale (% di territorio e mare occupati da costruzioni ed infrastrutture rispetto al totale).

Indici di stato per il litorale

Gli indici di stato sono stati definiti e calcolati come segue (Fig. 2):

- “stato”, S, la matrice composta dai geo-indici e dai bio-indici (Marotta et al., 2001),
- “stato potenziale”, SP, la matrice composta dai geo-indici e dai bio-indici potenziali, ovvero i valori che i bio-indici assumerebbero in un ambiente avente le stesse caratteristiche abiotiche ma una pressione antropica nulla, come definito in Marotta et al. (2001),
- “impatto”, I, la matrice differenza:

$$I = SP - S \tag{31}$$

- “naturalità”, N, la matrice prodotto:

$$N = S * (SP)^{-1} \tag{32}$$

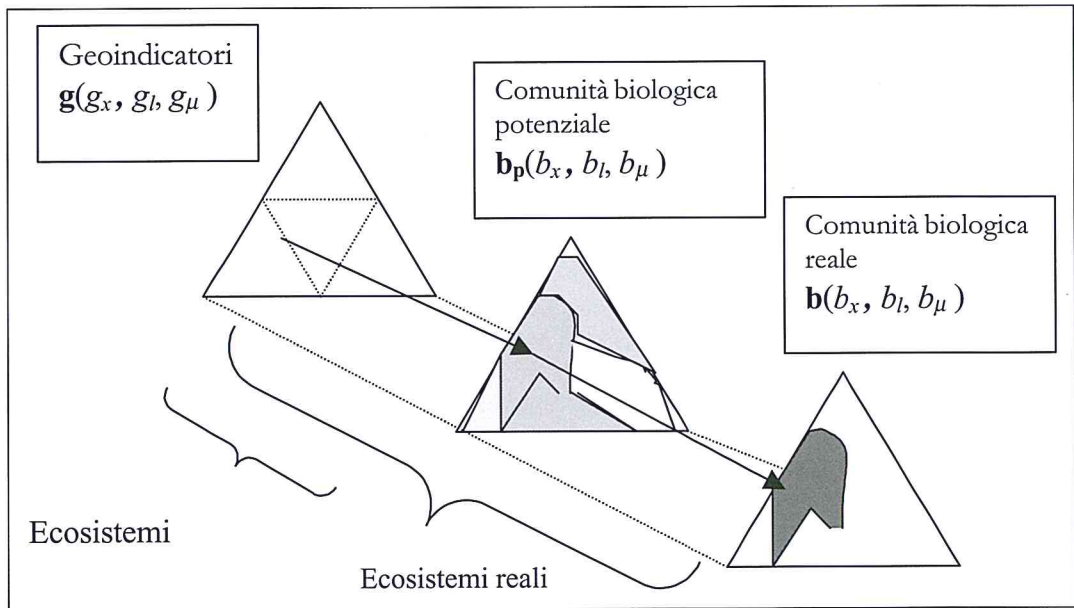


Figura 2 - Indici di stato per i litorali.

Indici di qualità per l'ecosistema

Si definisce “qualità dell'ecosistema”, la matrice:

$$Q_e = N * t \tag{33}$$

dove t = tempo di recupero in anni dell'ecosistema (il tempo per cui senza intervento umano si passa dallo stato S allo stato SP).

Si definisce valore economico di un ecosistema la somma dei valori di esistenza e dei valori contingenti:

$$V = V_{nc} + V_a \quad (34)$$

Cendrero e Fisher (1997) definiscono la qualità Q :

$$Q = \left(\sum_{i=1}^n W_i \cdot V_i \right) + Q_e \quad (35)$$

dove W_i è il peso e V_i è il valore di qualità della componente i -esima entrambi misurati in una scala compresa $<0-1>$.

Si definisce peso W_i una funzione della rarità del tipo di ecosistema nel Mediterraneo e della distanza dall'ecosistema dello stesso tipo n_i (ovvero definito dalla stessa matrice SP), tale che se l'ecosistema è unico $W_i = 1$, se è molto abbondante $W_i \rightarrow 0$.

$$W_i = R^{-1}(1 - e^{-x/L}) \quad (36)$$

dove:

- x = distanza tra l'ecosistema tipo n_i ed il più vicino ecosistema tipo.
- L = (superficie totale dell'area contenente n_i) / (superficie totale dell'area litorale della regione).
- R = rarità, $R = n_i/N$; con n_i = numero di ecosistemi nella regione N = numero di ecosistemi totali della regione. Per Regione s'intende la regione geografica (ad esempio il Mar Adriatico).

La qualità totale di un'area costiera è:

$$IQ = \frac{\sum_{i=1}^n x_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n x_i} \quad (37)$$

dove x_i è la dimensione dell'area i -esima e Q_i la qualità dell'area i -esima.

Prime applicazioni

Il metodo è stato testato in via preliminare in due aree litorali del Mediterraneo: il delta dell'Ebro (Spagna, Mediterraneo occidentale, Autonomie di Valenza e Catalogna) e l'area del Monte Conero (Italia, Adriatico centro-settentrionale, Regione Marche). Il periodo di tempo di test è stato di circa due anni. Il valore dell'indice di perdita dell'informazione è buono nei due casi, essendo sempre maggiore di 0,8. Gli indici sono stati sviluppati solo in parte mancando la possibilità di raccogliere tutti i dati per poter costruire l'indicatore. Seguono alcuni esempi di dimostrazione del valore dell'indice.

Il primo caso (Fig. 3 e Fig. 4) riguarda l'uso degli indicatori (dimensione frattale e granulometria) e indica che rispondono bene a un piccolo ripascimento litorale (un area di circa 0,4 ha) con un cambiamento degli indici abiotici.

Il secondo caso considerato prende in considerazione i cambiamenti del delta dell'Ebro dovuti alla presenza delle dighe che hanno ridotto degli apporti d'acqua e degli apporti sedimentari. Gli effetti sono stati di progressiva erosione del litorale con uno spostamento di della linea di costa fino a 40 m verso terra (Sanchez-Arcilla et al, 1998).

I dati utilizzati derivano da Ibañez et al. 1996, Sanchez-Arcilla et al., 1998. Come si vede nelle Figure 5 e 6 anche in questo caso gli indicatori hanno la capacità di tenere in conto i cambiamenti.

Il terzo caso considerato è il calcolo del valore di esistenza degli ecosistemi costieri del Conero, considerando 120 interviste nell'anno 2001 e 117 nell'anno 2001 e utilizzando come livello base (controllo) 67 interviste nell'anno 2000 e 74 nell'anno 2001 nel Comune di Porto di Recanati, appena fuori dal Parco. Il valore dei costi viaggi per raggiungere la località di controllo è stato sottratto come valore base speso per raggiungere una località costiera qualsiasi, il valore ottenuto tramite il

metodo dei costi di viaggio (Bresso, 1993) fornisce il peso W (formula 36). Il valore di esistenza stimato considerato il flusso turistico (Sette, 2000) ci da una stima di 2114 Euro/ha per il territorio del parco, con un errore stimato del 30%.

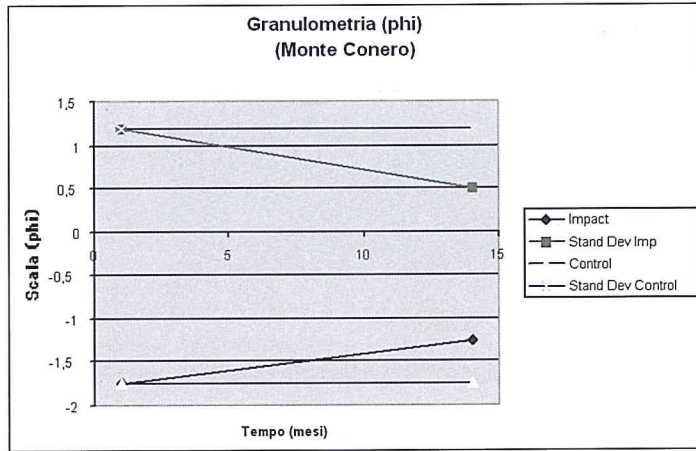


Figura 3 - Variazione della dimensione frattale di Porto Novo (Monte Conero, Italia).

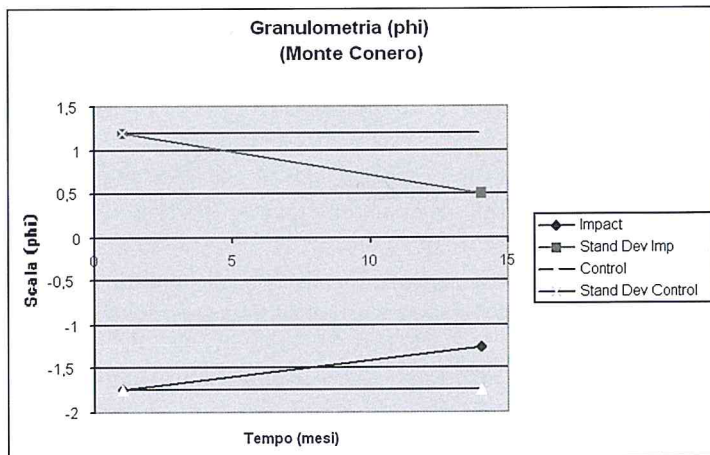


Figura 4 - Variazione della granulometria di Porto Novo (Monte Conero, Italia).

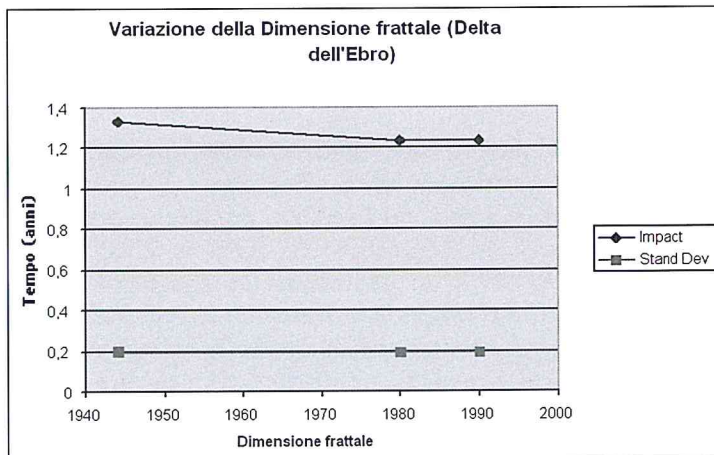


Figura 5 - Variazione della dimensione frattale del Delta dell'Ebro (Spagna).

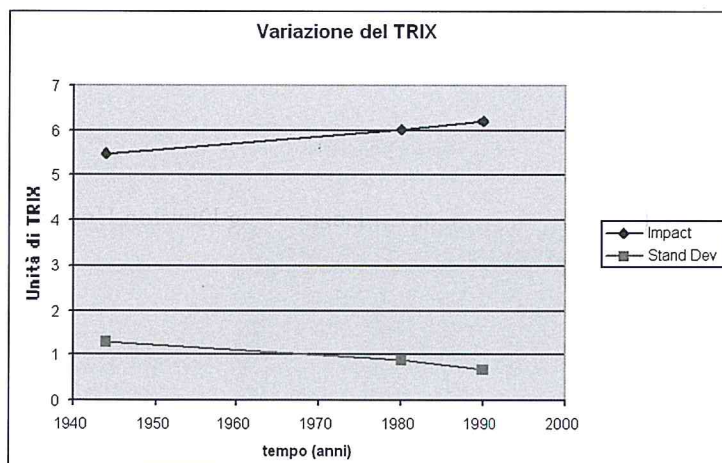


Figura 6 - Variazione dell'indice TRIX (1942-1990) del Delta dell'Ebro (Spagna).

Conclusioni preliminari e sviluppi della ricerca

Sono state sviluppate delle procedure scientifiche tali da individuare gli indicatori e gli indici di stato e di qualità della fascia costiera. Essi possono essere divisi in indici degli indici abiotici (geo-indici), indici biotici (bio-indici) e indici economici.

I geo-indici sono: la granulometria (parametro tipo α), il flusso di energia del moto ondoso (parametro tipo λ), la dimensione frattale, D (parametro di tipo μ) e l'indice morfodinamico della spiaggia (*surf-scaling parameter*).

I bio-indici sono: l'entropia di Shannon e Weaver (indice di diversità) H, l'*evenness* E (parametri tipo α), la produttività primaria per unità di flusso energetico (parametro tipo λ) e lo stato trofico TRIX (parametro tipo μ).

Gli indici economici sono: il Valore Economico Totale (VET), ulteriormente corretto utilizzando gli approcci di valutazione contingente (*contingent valuation*) o approccio dei costi evitati (*avoidance cost approach*).

Gli indici individuati sono in grado di misurare lo stato dell'ambiente e di quantificare le tendenze al cambiamento rispetto agli obiettivi delle risposte così come evidenziato dalle prime applicazioni. Inoltre l'insieme degli indici, per essere utile ed affidabile, ha bisogno di tests multipli in situazioni e luoghi differenti. Le prove dovranno mostrare la capacità degli indici di fornire un allarme preventivo e le tendenze future quando accoppiati a modelli predittivi.

Gli autori stanno preparando un programma di prove lungo le coste italiane sia adriatiche che tirreniche.

Ringraziamenti

Leonardo Marotta ringrazia la prof. Nadia Pinardi, della facoltà di Scienze Ambientali dell'Università di Bologna, per il supporto scientifico e finanziario.

Il lavoro di ricerca è supportato da due progetti Europei: Preparation and Integration of Analysis Tools towards Operational Forecast of Nutrients in Estuaries of European Rivers (PIONEER, EU-MAST Project MAST3-CT98-0170), e Mediterranean Forecasting System Pilot Project (MFSP, EU-MAST Project MAST3-CT98-0171). Inoltre, uno degli scriventi, sta sviluppando la suddetta metodologia presso il Politecnico di Catalogna (Barcellona) nell'ambito della tesi di Dottorato di Ricerca dal titolo: Integrated Coastal Zone Management: indices, indicators and scientific issues.

Bibliografia

- ANPA (1998) - *Sistema di controlli in campo ambientale. Requisiti e criteri di realizzazione*. Serie documenti 2, ANPA, Roma.
- Bresso M. (1993) - *Per un'economia ecologica*. NIS, Roma. Pp. 356.
- Cendrero A.D. e Fisher W. (1997) - *A procedure for Assessing the Environment Quality of coastal Areas for planning and management*. Journal of Coastal Research, 13:732-744.
- Cini M. (1994) - *Un paradiso perduto - Dall'universo delle leggi naturali al mondo dei processi evolutivi*. Feltrinelli, Milano. Pp. 309.
- Clark G.R. (1992) - *Integrated Management of Coastal Zones*. FAO Fisheries Technical Paper, n. 327.
- Cooper J.A.G. e McLoughlin S. (1997) - *Contemporary multidisciplinary approaches to coastal classification and environmental risk analysis*. Journal of Coastal Research, 14: 512-524.
- Costanza R.W., Kemp M. e Boynton W.R. (1993) - *Predictability, Scale, and Biodiversity in Coastal and Estuarine Ecosystems: implication for Management*. Ambio, 22: 88-96.
- Costanza R.D., Arge R., De Groot S., Farber M., Grasso B., Hannon K., Limburg S., Neena R.V., O'Neill J., Paruelo R., Roskin P., Sutton e Van der Belt M. (1997) - *The Value of the World ecosystem services and natural capital*. Nature 387: 253-260.
- De Vriend H.J. (1999) - *On predictability of coastal morphology* in K. G: Barthel, M. Suranyi, H. Barth, M. Bohle -Carbonell, M. Cornaert, C. Fragakis, D. Levie, E. Lipiatou, P. Martin, G. Ollier, P. Seifert, T. Tianien and J. Verborgh (eds). Third European Marine Science and Technology Conference, Office of the official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 289-300.
- European Commission (1999a) - *Towards a European Integrated Coastal Zone Mangement (ICZM) Strategy*. Office of the official Publications of the European Communities, Luxembourg. Pp. 31.
- European Commission (1999b) - *Lessons from the European Commission's Demonstration Programme on Integrated Coastal Zone Management (ICZM)*. Office of the official Publications of the European Communities, Luxembourg. Pp. 93.
- Farina A (1993) - *L'ecologia dei sistemi ambientali*. CLEUP, Padova. Pp. 10-200.
- Ibañez C., Prat N. e Canicio A. (1996) - *Changes in the hydrology and sediment transport produced by large dams on the lower Ebro River and its estuary*. Regulated rivers: Research and Management, vol 12, pp 51-62.
- Ingegnoli V. (1993) - *Fondamenti di ecologia del paesaggio*. Città Studi, Milano. Pp. 278.
- Mandelbrot B.B. (1967) - *How long is the coast of Britain? Statistical similarity and fractal dimension*. Science, 155: 636-638.
- Mandelbrot B.B. (1975) - *Stochastic models of the Earth's relief, the shape and the fractal dimension of the coastal lines, and the number area rule for the islands*. Proc. National Academy of Sciences, USA, 72: 3825-3828.
- Margalef R. (1958) - *Information theory in ecology*. General Systematics, 3: 36-71.
- Margalef R. (1993) - *Teoria de los sistemas ecologicos*. Universitat de Barcelona Publicacions, Barcelona. Pp. 290.
- Margalef R. (1998) - *Ecología* (IX edizione), Omega, Barcelona. Pp.950.
- Marotta L., Cecchi A., Sierra J.P. e Sanchez -Arcilla A. (2001) - *Integrated coastal zone management: indices and indicators for littoral zone. Application to the North Mediterranean Sea*. International Congress: Oceans III Millennium, Pontevedra (Spain), 24-27 of April of 2001.
- Montanari G., Giovanardi F. e Melley A. (2000) - *Gli Indici trofici per le acque marine costiere*. Agenzia Nazionale per la protezione Ambientale, Roma. Pp. 60.
- Naveh Z. e Lieberman A.S. (1984) - *Landscape ecology. Theory and application*. Springer Verlag, New York-Berlin, 356 p.
- Nihoul J. (1975) - *Modelling of marine systems*. Oceanographic series, Elsevier, Amsterdam.
- Odum H.T. (1983) - *System Ecology*. Wiley Interscience, New York. Pp. 644.

- Pearce D.W. e Turner R.K. (1989) - *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester-Weatsheaf. Pp. 362.
- Pignatti S. e Trezza B. (2000) - *Assalto al pianeta- attività produttive e crollo della biosfera*. Bollati Boringhieri, Torino.
- Salomons W., Turner R.K., de Lacerda L.D. e Ramachandran S. (1999) - *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management*. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 368.
- Sánchez-Arcilla A.J., Jiménez A. e Valdemoro H.I. (1998) - *The Ebro Delta: Morphodynamics and Vulnerability*. Journal of Coastal Research, 14: 754-772.
- Sette F. (2000) - *Verso il PPS del Conero*, Quaderni del Parco n 1. Marzo.
- Turcotte D.L. (1992) - *Fractals and chaos in geology and geophysics*. Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 221.
- Turner R.K.W., Adger N. e Lorenzoni I. (1998) - *Towards an integrated modelling and analysis in coastal zones: principles and practices*. LOICZ Report Studies n. 11. LOICZ IPO, Texel, Netherlands.
- Turner R.K. e Salomons W. (1999) - *Coastal Management: Principles and Practice*. In Salomons W., K. Turner, L. D. de Lacerda (eds), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management*, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, pp. 1- 10.
- Underwood A.J. (1992) - *Beyond-BACI: The detection of environmental impact on population in the real, but variable world*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 161: 99-116.
- Underwood A.J. (1994) - *On Beyond-BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbance*. Ecol. Appl, 4: 3-15.
- Vallega A. (1993) - *Governo del mare e sviluppo sostenibile*. Mursia, Milano. Pp. 310.
- Vallega A. (1999) - *Fundamentals of integrated coastal management*, Kluwer, Dordrecht.
- Van der Weide J. e de Vries L. (1999) - *Methods and Tools to Support CZM*. In W. Salomons, R.K. Turner, L. Druide de Lacerda, S Ramachandran (eds), *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management*, Springer, Berlin pp. 69-88.
- Van Dieren (1995) - *Taking Nature Into Account*. Copernicus, Springer-Verlag, New York.
- Vollenwaider R.A., Giovanardi F., Montanari G. e Rinaldi A. (1998) - *Characterisation of the trophic conditions of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index*. Environmetrics, 9: 329-357.
- Wackernagel M. e Rees W.E. (1996) - *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers, Gabriola Island.
- Wentworth C.K. (1922) - *A scale of grade and class terms for clastic sediments*. Journal of Geology, 30: 377-392.
- Wiman B.L.B. (1991) - *Implications of environmental complexity for science and policy*. Global Environmental Change, 1: 235-247.
- Wolanski E., King B. e Spagnol S. (1999) - *The implication of Oceanographic Chaos for coastal Management* : In W. Salomons, R.K. Turner, L. Druide de Lacerda, S Ramachandran (eds), *Perspectives on Coastal Zone Management*, Springer-Verlag, N.Y.- Berlin. Pp.129.

Manoscritto ricevuto il 27/7/2001, accettato il 11/12/2001.