



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PALERMO
Facoltà di Scienze MM. FF. NN.
Corso di Laurea Specialistica in Risorse Biologiche Marine

**CARATTERIZZAZIONE DEI POPOLAMENTI
BENTONICI DELLE GROTTA SUPERFICIALI
DELL'ISOLA DI MARETTIMO
AI FINI DI UNA CORRETTA
GESTIONE DELL'AREA MARINA PROTETTA**

Tesi di laurea di:
Monica Russo

Relatore:
Ch. mo Prof. Renato Chemello

Correlatore:
Dott. Marco Milazzo

1. Introduzione

"Una grotta marina è una cavità naturale, di dimensioni tali da permetterne l'esplorazione diretta da parte dell'uomo, che si sviluppi attualmente, o si sia sviluppata in passato, a livello del mare o al di sotto di esso a causa anche della sua presenza" (CICOGNA *et al.*, 1997).

Le grotte sommerse e semisommerse secondo l'allegato 1 della Direttiva "Habitat" 92/43/CEE sono *habitat naturali* di interesse comunitario, la cui conservazione richiede la designazione di aree speciali di conservazione. Le cavità marine, infatti, presentano un notevole valore scientifico per la densità delle specie che ospitano e svolgono un prezioso ruolo di 'serbatoi' per il ripopolamento di specie pregiate (CICOGNA *et al.*, 1997).

Le difficoltà di accesso e la mancanza di esperti nell'esplorazione hanno rallentato lo studio delle grotte.

Con l'avvento e lo sviluppo delle tecniche di immersione subacquea con autorespiratore la situazione è decisamente cambiata. È stato possibile, infatti, realizzare studi più approfonditi sulla loro struttura geologica e sulla loro morfologia, affiancati naturalmente da studi di biologia ed ecologia.

Nelle grotte si trovano habitat molto particolari ed unici con caratteristiche più facili da controllare rispetto all'ambiente subacqueo tradizionale più complesso e dove interagiscono numerosi fattori difficilmente interpretabili

(CICOGNA *et al.*, 1997). Tuttavia, la variabilità nelle dimensioni, la topografia, la profondità, l'orientamento del substrato, la distanza dell'apertura e la costituzione litologica delle grotte comportano una ricchissima serie di varianti nei fattori chimico-fisici (luce, temperatura, idrodinamismo, circolazione dei nutrienti) creando i presupposti per vari tipi di popolamenti e zonazioni (SARÁ, 1974), che evidenziano l'importanza di una loro salvaguardia. Secondo Cicogna *et al.*, (2003) ogni grotta presenta un popolamento a sé stante, caratteristico, per cui sarebbero tutte meritevoli di tutela. Ognuna di esse, infatti, può presentare strutture geologiche particolari, organismi caratteristici o popolamenti tipici. Attualmente però la conoscenza delle grotte marine del Mediterraneo, sia superficiali sia profonde, è ancora insufficiente. Il primo lavoro scientifico sulle grotte marine d'Italia è stato pubblicato da un geografo tedesco (KYRLE, 1931) che descrisse le grotte dell'Isola di Capri. I primi studi sulla biologia delle grotte sommerse si devono, invece, alla scuola francese di Marsiglia (CORROY *et al.*, 1958; DRACH, 1948; LABOREL & VACELET, 1958; 1959; PÉRÉS & PICARD, 1949; VASSEUR, 1964;) che condussero alla formalizzazione delle biocenosi ivi presenti. Dagli anni '60 in poi cominciano così, numerosi studi sulla biologia di questi ambienti di grotta, sul ruolo dell'idrodinamismo nella distribuzione degli organismi, sulla sistematica, sui possibili processi di speciazione. Generalmente, il popolamento delle grotte marine nel suo complesso risulta molto originale (SARÁ, 1974) presentandosi spesso con un'importante concentrazione di specie relitte (HARMELIN *et al.*,

1985; VACELET, 1964; 1967), quali ad esempio *Petrobiona massiliana*, Vacelet & Lévi (1971), un porifero appartenente ad una famiglia che si pensava estinta alla fine del Cretaceo (VACELET & LEVI, 1958; VACELET, 1964). Dagli anni '70 in poi cominciano ad essere studiati in particolare i fattori ambientali marini che regolano la crescita degli organismi dei popolamenti bentonici nelle grotte. Negli ambienti di grotta, infatti, molte di queste variabili fisiche e biologiche sono "semplificate" ed in pochi metri si determinano variazioni di luce, idrodinamismo o apporti trofici che nell'ambiente esterno possono interessare decine di metri di profondità (CATTANEO & PASTORINO, 1974).

1.1 Genesi delle grotte e descrizione biologica

Strettamente coinvolta nella genesi e nell'evoluzione delle grotte marine, è l'influenza delle variazioni temporali del livello del mare. Con il trascorrere del tempo geologico, ad ogni fluttuazione climatica calda segue un innalzamento del livello marino, e viceversa, ad ogni fluttuazione fredda fa seguito un abbassamento (CICOGNA *et al.*, 1997). Tra gli estremi climatici, i tassi di risalita dei mari hanno rilevato dei valori mediamente alti (tra 5 e 10 metri al secolo). Probabilmente durante i periodi geologici intercorsi tra gli estremi climatici, il livello del mare non potrebbe aver stazionato abbastanza a lungo sulle falesie per favorire la formazione delle grotte. Al contrario, durante i picchi freddi, e soprattutto nel corso di quelli caldi, si sono verificati stazionamenti del livello marino perdurati anche 8.000-10.000 anni,

durante i quali il livello del mare ha subito variazioni massime di una decina di metri. Anche se non si è in grado di determinare, se non a grandi linee, i tempi geologici necessari alla formazione di una grotta marina, è assai probabile che sia stato necessario più di un ciclo climatico (10.000 anni) e quindi più di un "passaggio" del mare. Altro fattore che interviene nella formazione delle grotte sono i movimenti costieri idroisostatici: durante un periodo glaciale, il mare scende e la piattaforma continentale risale elasticamente per la perdita del peso della colonna d'acqua, e viceversa durante il successivo periodo caldo (CICOGNA *et al.*, 1997). Per il Mediterraneo, si tratta di movimenti costanti e non ingenti (qualche metro) (CICOGNA *et al.*, 1997), mentre diversi sono i movimenti (positivi e negativi) legati alla tettonica costiera di alcune zone italiane: nella Calabria meridionale e Sicilia orientale si raggiungono tassi di sollevamento che possono superare i 2 mm\anno, viceversa sulle coste triestine e istriane è nota una tettonica negativa. Queste sono zone dove in teoria le grotte dovrebbero subire l'azione del mare solamente per un ciclo climatico, e quindi dovrebbero essere meno sviluppate (CICOGNA *et al.*, 1997). Il massimo sviluppo invece si dovrebbe trovare nelle aree carbonatiche stabili o quasi stabili, con un tasso di sollevamento o abbassamento uguale a zero o almeno inferiore a 0,5 mm\anno (CICOGNA *et al.*, 1997). Secondo la natura della loro formazione è possibile distinguere due tipologie di grotte: quelle continentali da ingressione marina e quelle marine *sensu strictu*. Al primo gruppo appartengono tutte quelle cavità la cui genesi (continentale) risulta

indipendente dalla presenza del mare, che spesso ha fatto il suo ingresso nella grotta solo dopo che la sua evoluzione era praticamente terminata. Si tratta di grotte laviche, carsiche, tettoniche o eoliche che, ad un certo punto della loro evoluzione, sono state invase dalle acque marine (in genere per un innalzamento del livello eustatico). In questo caso quindi, il mare ha svolto solo un'azione passiva, fermando la naturale evoluzione delle cavità, quindi "fossilizzandole" (CICOGNA *et al.*, 1997). La tipologia di grotte continentali sicuramente più diffusa, con l'80% del totale delle cavità marine note, sono le grotte carsiche (CICOGNA *et al.*, 1997). Queste si sviluppano per solubilizzazione, corrosione o anche erosione da parte delle acque di infiltrazione meteorica su diversi tipi di rocce quali salgemma, dolomie, calcari e marne; quelle però più resistenti alla dissoluzione delle acque marine e alla demolizione del moto ondoso sono solo il calcare o la dolomia (CICOGNA *et al.*, 1997).

La genesi delle grotte del secondo gruppo, invece, è caratterizzata da un preponderante ruolo del mare: passivo (determinato dalla sua semplice presenza) per le grotte primarie nelle barriere coralline, e attivo per azione meccanica nelle grotte litorali di erosione marina, o per azione chimico-fisica nelle grotte da miscela (CICOGNA *et al.*, 1997). Le grotte da miscela sono le più frequenti e le uniche in cui la presenza del mare è fondamentale. Si sviluppano in litotipi carbonatici per l'azione dissolutiva e corrosiva esercitata dalla miscelazione dell'acqua marina con acqua di infiltrazione meteorica o di origine profonda (CICOGNA *et al.*, 1997).

L'interesse biologico delle grotte marine risiede nel fatto che essendo luoghi estremamente conservativi, ospitano una fauna spesso peculiare, rappresentando una sorta di "laboratorio naturale" per lo studio del ruolo e dell'influenza dei fattori ambientali marini sulle comunità animali (RIEDL, 1978). In grotta, infatti, i gradienti ambientali sono molto intensi (MORRI *et al.*, 1994): nell'ambito di pochi metri si verificano variazioni di luce, di idrodinamismo o di apporti trofici che nell'ambiente esterno possono interessare decine o addirittura centinaia di metri (SARÁ, 1978; BIANCHI, 1994). Questo fa sì che il popolamento delle grotte, più facilmente di altri ecosistemi, presenti una marcata zonazione; infatti, le specie che lo compongono non sono distribuite omogeneamente all'interno delle cavità, ma prediligono settori distinti (BIANCHI *et al.*, 1996; BIANCHI & MORRI, 1999).

Nelle grotte sottomarine, utilizzando come descrittore fisico la luce, sono state descritte due biocenosi caratteristiche (LABOREL & VACELET, 1958, 1959; PÉRÈS & PICARD, 1964):

- 1) *Biocenosi delle grotte semioscure* (GSO). Occupa la prima parte della grotta dove la luce è insufficiente per la fotosintesi delle macrofite, ma un ricco popolamento ad elevata biomassa ricopre totalmente le pareti;
- 2) *Biocenosi delle grotte oscure* (GO). Ricopre parzialmente le pareti interne (10-40%). Presenta una biomassa dieci volte più bassa di quella delle zone precedenti (FICHEZ, 1989), una produzione considerevolmente ridotta

(HARMELIN, 1980) e la presenza di numerose specie relitte di popolamenti profondi (POULIQUEN, 1969; VACELET, 1967; ZIBROWIUS, 1971). Presso le pareti più interne può risultare ridotta la circolazione idrologica anche a causa dall'eventuale configurazione ascendente della grotta (sistema carsico) (PASSELAIGUE & BOURDILLON, 1985). Alcuni studi (FICHEZ, 1989, 1990a, b, c, 1991) hanno mostrato una certa concordanza tra zonazione e biomassa degli organismi bentonici e la riduzione della quantità e qualità degli apporti trofici che arrivano dall'esterno. L'originale particolarità biologica delle grotte marine è, infatti, determinata da una situazione di oligotrofia molto pronunciata e dalla distanza della zona fotica esterna, sorgente di produzione primaria. I vegetali difficilmente penetrano nelle grotte e si incontrano solo nei pressi dell'ingresso (PIGNATTI *et al.*, 1968; FEOLI & BRESSAN, 1972; CINELLI *et al.*, 1977; MAZZELLA *et al.*, 1979; SALGHETTI-DRIOLI *et al.*, 1985; GIACCONE & DRAGO, 1989; ALVISI *et al.*, 1994). RIEDL (1966) distinse gruppi diversi di alghe in relazione al loro grado di penetrazione all'interno delle grotte marine. Le alghe fotofile sono totalmente escluse dalle aree prossime all'ingresso, dove si possono però incontrare diverse specie sciafile, quindi in grado di vivere in condizioni di luce attenuata. In particolare, si rinvenivano alghe rosse, appartenenti al vasto genere *Peyssonnelia* ed alla famiglia delle corallinacee, caratteristiche per essere più o meno fortemente calcificate e spesso incrostanti. È possibile ritrovare anche alcune alghe verdi, come *Flabellia petiolata*, (Turra) Nizamuddin (1987), *Halimeda tuna*, (Ellis & Solander) Lamouroux (1816), e

soprattutto, *Palmophyllum crassum*, (Naccari) Rabenhorst (1868). Quest'ultima è una specie appartenente alla classe delle Cloroficee (prevalentemente rappresentata nelle acque dolci) ed è forse l'alga più sciafila del Mediterraneo (ALVISI *et al.*, 1994).

Per quanto riguarda la fauna quasi tutti i *phyla* marini sono rappresentati in grotta. Considerando la fauna macroscopica i *phyla* più comuni sono: Protozoi, Porifera, Cnidaria, Mollusca, Anellida, Arthropoda, Tentaculata (con le classi di Bryozoa e Brachiopoda), Echinodermata, Tunicata e Vertebrata. I poriferi sono probabilmente il gruppo più numeroso in grotta.

La spongofauna delle grotte marine italiane è stata oggetto di molte indagini (BENEDETTI-CECCHI *et al.*, 1998; CORRIERO *et al.*, 1997; 2000; MORRI *et al.*, 1994; PANSINI *et al.*, 1977; PANSINI e PRONZATO, 1982; SARÁ, 1958; 1959; 1961; 1968). La maggior parte delle specie massive, come ad esempio *Agelas oroides* (Schmidt 1864), si trova solo in prossimità dell'ingresso. Similmente si comportano *Chondrosia reniformis* (Nardo 1847) e *Oscarella lobularis* (Schmidt 1862). *Aplysina cavernicola*, Vacelet (1959), predilige l'entrata di grotte ampie situate ad una certa profondità, mentre diverse specie del genere *Clathrina* si possono trovare all'ingresso di piccole grotte a bassa profondità. Nelle parti interne delle grotte si trovano soprattutto spugne incrostanti, come *Aaptos aaptos* (Schmidt 1864), *Erylus euastrum* (Schmidt 1868), *Diplastrella bistellata* (Schmidt 1862) e *Spirastrella cunctatrix*, Schmidt (1868); tra le poche forme massive o submassive si possono ricordare *Geodia cydonium* (Jameson 1811), *Ircinia pipetta* (Schmidt 1868) e *Petrosia ficiformis* (Poiket 1798). Ancora più

rare sono le forme erette. Gli cnidari delle grotte marine italiane comprendono numerose specie appartenenti soprattutto agli idrozoi ed agli antozoi. Gli antozoi più di frequente ritrovati nelle grotte marine sono i madreporari o sclerattinie, con specie solitarie come *Caryophyllia inornata* (Duncan 1878) e *Leptopsammia pruvoti*, Lacaze-Duthiers (1897), o coloniali, tra cui *Hoplangia durotrix*, Gosse (1859), *Madracis pharensis* (Heller 1868) e *Polycyathus muelleræ* (Abel 1959). Molto comune nelle grotte del Tirreno meridionale è *Astroides calycularis* (Pallas 1766) sebbene si ritrovi solo in prossimità delle zone d'apertura (BENEDETTI-CECCHI *et al.*, 1998; BIANCHI *et al.*, 1988; MORRI *et al.*, 1994; PESSANI, 1982; 1994). Molte sono le specie di molluschi rinvenuti, soprattutto gasteropodi di piccole dimensioni (CANTONE *et al.*, 1979; CATTANEO-VIETTI & RUSSO, 1987; DI GERONIMO *et al.*, 1993; IDATO *et al.*, 1983; PALAZZI & VILLARI, 2000; SEGRE, 1956; STARMÜHLNER, 1968). I molluschi bivalvi sono normalmente scarsi; fa eccezione il dattero di mare *Lithophaga lithophaga* (Linné 1758), che per la sua attitudine a perforare il calcare, è spesso abbondante nelle grotte di origine carsica, formati in rocce calcaree. Tra i cefalopodi, *Octopus vulgaris*, Cuvier (1797), è solo un visitatore occasionale delle grotte marine, dove forse si spinge a cercare i crostacei decapodi di cui predilige nutrirsi (BIANCHI *et al.*, 1995). Nelle grotte marine italiane, i briozoi sono molto spesso tra gli organismi dominanti per abbondanza e per numero di specie (BALDUZZI *et al.*, 1985; 1989; DI GERONIMO *et al.*, 1993; TADDEI RUGGIERO *et al.*, 1996). Compaiono soprattutto con specie calcificate e con forme crostose o

leggermente mammellonate, come *Annectocyma indistinta* (Canu & Bassler 1929), *Celleporina globulosa* (D'Orbigny 1852), *Crassimarginatella crassimarginata* (Hincks 1880), *Fenestrulina malusii* (Audouin 1826), *Puellina* (*Cribilaria*) *innominata* (Couch 1844) ed altre. Forme erette si possono ritrovare nei pressi dell'ingresso: comune è, ad esempio, il falso corallo *Myriapora truncata* (Pallas 1766). Il mezzo acquoso stabilisce una notevole continuità fra l'ambiente di grotta e quello esterno: gli organismi che abitano le grotte marine possono ricevere un considerevole apporto di nutrienti e di altre sostanze dall'esterno e inoltre possono esportare facilmente i loro propaguli per la diffusione fuori dalla grotta. In particolare, organismi bentonici, come i poriferi, sono stati sottoposti ad una particolare dinamica di popolazione, che ha portato, in non più di 10.000 anni, a biocenosi ben caratterizzate (CICOGNA *et al.*, 1997).

1.2 Rilevanza delle grotte

Le grotte marine costituiscono un'attrattiva turistica di grande rilevanza. Sono diffuse in buona parte dell'area costiera mediterranea e tante sono quelle ospitate lungo gli 8000 km di coste italiane. La maggior parte delle grotte più interessanti sono concentrate nel versante tirrenico e nelle isole minori. Le cavità marine sono spesso presenti in aree costiere già di grande valore paesaggistico e naturalistico, in cui possono però dare un considerevole valore aggiunto come attrattiva turistica (CICOGNA *et al.*, 1997). Con il loro ruolo di attrattore turistico, le grotte possono tuttavia,

causa la loro elevatissima sensibilità ambientale, rischiare di essere danneggiate da uno sviluppo turistico incontrollato (CICOGNA *et al.*, 1997). Un inquinamento di origine esterna infatti, potrebbe provocare effetti devastanti nel delicato equilibrio di un ecosistema come quello cavernicolo e sull'integrità dei suoi popolamenti, per lo più dipendenti dai flussi trofici provenienti dall'esterno. Il sistema delle grotte può essere estremamente vulnerabile ad inquinanti provenienti dall'esterno, tra cui lo scarico di acque di zavorra e di sentina, le vernici antivegetative, inquinamento organico e di idrocarburi; nonché a disturbi diretti quale il prelievo illegale di organismi o la presenza eccessiva di natanti nelle grotte. E' chiaro, quindi, che anche se le grotte possono incentivare il turismo in una determinata area, allo stesso tempo l'aumento della pressione su quell'area, rischia di mettere in pericolo l'esistenza della stessa risorsa. Occorre, allora, pensare seriamente alla protezione di questa importante risorsa, utilizzando i vari strumenti di tutela messi a disposizione dalla legislazione nazionale, comunitaria ed internazionale.

Uno strumento comunitario sono i siti di importanza comunitaria (SIC) previsti dalla Direttiva 92/43/CEE, relativa alla conservazione degli habitat naturali e semi-naturali della flora e della fauna selvatiche (Direttiva "Habitat"), recepita dal Regolamento di attuazione, DPR 8 settembre 1997, n. 357. I SIC sono delle aree geograficamente definite che gli Stati devono

individuare sulla base dell'importanza che la conservazione di specie animali, vegetali e habitat in essi presenti rivestono a livello comunitario.

Uno strumento, invece, a livello nazionale è l'istituzione di un'Area Marina Protetta (AMP). Per definizione, in base alla normativa nazionale in vigore, Legge 979/82, "le riserve naturali marine sono costituite da ambienti marini, dati dalle acque, dai fondali e dai tratti di costa prospicienti che presentano un rilevante interesse per le caratteristiche naturali, geomorfologiche, fisiche, biochimiche con particolare riguardo alla flora e alla fauna marine e costiere e per l'importanza scientifica, ecologica, culturale, educativa ed economica che rivestono". Quindi le AMP favoriscono il mantenimento della produttività degli ecosistemi, salvaguardandone i processi ecologici essenziali, attraverso l'individuazione di zone a diverso regime di tutela e livello di protezione, con il controllo delle attività che possono compromettere la funzionalità o danneggiare l'ambiente naturale (SALM & CLARK, 1984).

Finalità dell'istituzione delle AMP sono prioritariamente la protezione della natura (RIGGIO 1989; AGARDY 1994), attraverso la protezione delle specie (PANOU *et al.* 1993; STONER 1996) e degli ambienti minacciati, la protezione della biodiversità e la valorizzazione delle risorse naturali (GARCIA RUBIES & ZABALA 1990; BOUDOURESQUE & RIBERA 1995). Subordinatamente, sono previsti la diffusione dell'ecologia, l'educazione ambientale, la ricerca scientifica e la promozione dello sviluppo socio-economico "sostenibile". Il

compito di una AMP è stato ribadito anche dalla Convenzione di Barcellona (1976) secondo la quale scopo istitutivo è quello di “conservare attivamente la biodiversità marina a tutti i livelli di organizzazione della materia vivente (dal corredo genetico agli ecosistemi)”.

Le AMP assolvono quindi un ruolo fondamentale nell’ambito della gestione della fascia costiera e sono riconosciute come strumenti ideali per rispondere alle necessità per uno sviluppo sostenibile delle aree costiere e marine (NORSE, 1993).

Secondo BADALAMENTI *et al.*, (2000) è evidente negli ultimi anni un incremento sia delle attività turistiche sia del numero di AMP istituite in Mediterraneo. Attività che hanno, però, comportato impatti sulle comunità naturali bentoniche.

Il turismo (AGARDY 1993; DAVIS & HARRIOT 1996; DAVIS & TISDELL 1995), la ricostituzione degli stock ittici e la protezione degli ambienti di deposizione (HARMELIN *et al.* 1995), di nursery e di reclutamento per questi stock (AGARDY 1994; ALCALA & RUSS 1990; BENNETT & ATTWOOD 1991; BOHNSACK 1990; CLARK 1996; FAIRWEATHER 1991; JONES *et al.* 1992; McCLANAHAN & KAUNDA-ARARA 1996; RUSS & ALCALA, 1996), certamente sono solo alcuni dei ritorni economici di una AMP.

Purtroppo il turismo può essere estremamente negativo per un’AMP se la capacità portante del sistema sia a livello biologico che sociale viene superata (DIXON *et al.* 1993). Alcuni studi recenti hanno evidenziato che l’uso ‘ricreativo’ dell’ambiente da parte dell’uomo se intensivo e non

regolamentato, può rappresentare una grande minaccia per la diversità di intere comunità naturali (BROWN & TAYLOR, 1999). Quindi, l'adozione di una regolamentazione nonché di una strategia di gestione che voglia far 'convivere' le attività di conservazione e l'uso sostenibile delle risorse da parte dell'uomo è essenziale.

Per **uso sostenibile** si intende l'utilizzazione degli ecosistemi e delle loro risorse biologiche in maniera razionale, limitandosi a prelevare una parte della produzione e lasciando integra un'adequata quantità di individui in grado di riprodursi e moltiplicarsi. Quindi, secondo quanto previsto dall'Agenda 21 l'uso delle risorse deve permettere la realizzazione dello sviluppo sostenibile. Lo **sviluppo sostenibile** secondo la Commissione Mondiale sull'Ambiente e lo Sviluppo (1987) è definito come "lo sviluppo che fa fronte alle necessità del presente senza compromettere la capacità delle future generazioni di soddisfare le proprie esigenze". Per una protezione efficace degli ambienti di grotta è però fondamentale l'acquisizione di informazioni, prima di tutto volte a censire l'immenso patrimonio di grotte marine presenti nel nostro paese ed in secondo luogo allo studio e all'analisi delle dinamiche legate alla loro fruizione e alla presenza ed al numero dei suoi visitatori. Occorre, quindi, conoscere la risorsa e le sue componenti (specie presenti all'interno di questi delicati sistemi ecologici) soprattutto cercando di capire il suo grado di sensibilità e vulnerabilità nei confronti di un utilizzo incontrollato.

Il concetto di sensibilità e vulnerabilità è stato, infatti, comunemente usato come criterio (insieme a rappresentatività e unicità) nell'identificazione di aree richiedenti speciale gestione e protezione, sono quindi concetti centrali nella protezione degli ecosistemi marini. (ZACHARIAS & GREGR, 2005)

La **vulnerabilità** è la probabilità di esposizione ad un rilevante fattore di stress esterno (*sensu* TYLER-WALTERS & JACKSON, 1999) combinato in qualche modo con l'esposizione (durata, magnitudo, tasso di cambiamento) a quello stress a cui si è sensibili. Quindi, la vulnerabilità delle componenti ecologiche valutate è una funzione della loro sensibilità a particolari stress.

Sensibilità che si intende come il grado a cui le componenti marine rispondono agli stress, deviazioni delle condizioni ambientali oltre il normale intervallo di tolleranza. (ZACHARIAS & GREGR, 2005)

Questa è misurata usando uno o più indicatori che rispondono ad uno o più agenti di stress naturali o antropici. Queste risposte potenzialmente non lineari dovrebbero includere le interazioni tra gli agenti di stress. (ZACHARIAS & GREGR, 2005)

Sotto il concetto di vulnerabilità e sensibilità troviamo classificati quelli di stabilità e fragilità.

HOLLING (1986) afferma che la **stabilità** è la tendenza di un sistema a raggiungere o trattenere una condizione di equilibrio di stato stazionario o di oscillazione stabile. La resilienza è l'abilità di un sistema di mantenere la sua struttura e i suoi modelli comportamentali quando soggetta a disturbo. Una componente, quindi, che è stabile o resiliente in presenza di uno un agente di

stress non è sensibile a quello stress, riesce cioè a tollerarlo. Inoltre una componente ecologica che è sensibile ad uno stress, per cui ha una bassa probabilità di esposizione, non può essere definita vulnerabile.

Uno strumento in uso oggi per poter valutare la vulnerabilità di un sistema sono gli indicatori biologici. Secondo BLANDIN (1986) un **indicatore biologico** è “un organismo o un gruppo di organismi che con una risposta a livello biochimico, citologico, fisiologico o ecologico permette di caratterizzare, in modo pratico e sicuro, lo stato di un ecosistema o di un ecocomplesso (inteso come un insieme localizzato di ecosistemi interdipendenti, modellati da una storia ecologica comune) e di evidenziarne, il più precocemente possibile, le probabili alterazioni”. Quindi, a seconda dei casi, un bioindicatore può essere una comunità, una popolazione, un singolo organismo o anche solo una porzione di esso. I requisiti di un buon indicatore sono: facilità di impiego, buon potere discriminante, affidabilità, vasto areale di distribuzione. Nel caso di ambienti particolari come quelli delle grotte un indicatore di particolare interesse può essere il madreporario *Astroides calycularis* (Pallas 1766). Più volte è stato valutato un buon indicatore biologico della conservazione del litorale e della purezza delle acque in quanto normalmente si trova in zone meno soggette a disturbo antropico ed esposte a ricambio continuo di acque (RELINI, 1999).

Quando più indicatori vengono combinati nascono gli **indici biotici**. (BELLAN, 1993). Questi sono espressioni numeriche codificate, che integrano la risposta di più indicatori con diversa sensibilità nei confronti delle

condizioni ambientali (GRAÇA & COIMBRA, 1998). Data la loro risposta composita, gli indici biotici sono in grado di rilevare nel tempo l'effetto complessivo di più fattori di stress sulla comunità biotica: sono quindi strumenti dotati di una buona capacità di sintesi, ma poiché non sono in grado di risalire secondo una relazione biunivoca da causa effetto ai motivi che hanno indotto l'alterazione, possiedono una bassa capacità analitica (OCCHIPINTI AMBROGI *et al.*, 2003). In ambiente marino è difficile stabilire degli indicatori biologici, dato che i fattori di variazione sono numerosi (OCCHIPINTI AMBROGI & SALA, 2000). Grazie alla loro relativa immobilità e maggiore stabilità nei confronti delle variazioni ambientali stagionali, gli organismi bentonici, considerati i più adeguati descrittori sintetici dell'ambiente, sono i più diffusi bioindicatori della qualità di ecosistemi marini costieri ed estuari (OCCHIPINTI AMBROGI *et al.*, 2003). In linea di principio, è possibile rilevare gli effetti cumulativi di modificazioni ambientali grazie all'integrazione delle risposte a condizioni sfavorevoli operata nel tempo dalle comunità bentoniche. La perturbazione agisce inizialmente eliminando le specie più caratteristiche della biocenosi, segue una progressiva diminuzione del numero di specie con la sopravvivenza solo di quelle caratterizzate da intervalli di tolleranza ampi nei confronti di diversi fattori ambientali, specie ubiquitarie e cosmopolite. Quando il disturbo è particolarmente elevato, gli organismi macrobentonici scompaiono totalmente e sopravvivono solo forme batteriche (PÉRÈS & BELLAN, 1972; REISH, 1972).

1.3 Scopo della tesi

Le numerose grotte dell'Isola di Marettimo (Isole Egadi) fungono da forte attrattore turistico per l'isola, subendo nel periodo estivo numerose visite giornaliere da parte delle modeste imbarcazioni a motore dei pescatori del luogo che accompagnano i turisti.

Le grotte sono ambienti molto sensibili protetti dalla Direttiva Habitat, e al cui interno è facile trovare specie di particolare importanza come *Astroides calycularis* (Pallas 1766), inserita nelle liste di BOUDOURESQUE *et al.*, (1996).

Ovviamente, l'area marina protetta dovrebbe avere tra i suoi doveri istitutivi quello di proteggere gli habitat particolarmente sensibili presenti al suo interno, nonché le specie più vulnerabili ivi presenti. Oltre alle aree sommerse, ai fondali della zona dell'infralitorale e del circalitorale anche le grotte rientrano fra quelle aree di particolare vulnerabilità al disturbo antropico e i cui popolamenti estremamente fragili rischiano con facilità di essere irrimediabilmente alterati.

Gli obiettivi che questo studio si prefigge di raggiungere sono:

- la caratterizzazione delle grotte superficiali dell'isola di Marettimo, su due profondità, attraverso i loro rispettivi popolamenti bentonici;
- la valutazione della vulnerabilità dei popolamenti di grotta attraverso l'uso di indici di qualità ambientale.

Sulla base di questo si propone infine, di poter dare delle indicazioni all'ente gestore per una gestione adattativa degli ambienti di grotta superficiale, al

fine di rendere il loro uso, per quanto possibile, sostenibile permettendo di godere di queste bellezze senza però deturparle.

2. Descrizione dell'area di studio

2.1 L'AMP "Isole Egadi"

L'area marina protetta venne istituita e denominata "Isole Egadi" con decreto Ministeriale il 27 dicembre del 1991.

Comprendente le Isole maggiori di Favignana, Levanzo e Marettimo e gli Isolotti di Formica e Maraone, con i suoi 523 Km² è l'AMP più estesa d'Italia e risulta suddivisa in quattro zone a differente grado di protezione e fruibilità (Fig. 2.1.1):

Zona A di riserva integrale: comprende lo specchio di mare che circonda l'Isolotto di Maraone e il tratto di mare a ponente dell'Isola di Marettimo, compreso tra Punta Mugnone e Punta Libeccio, per un'estensione complessiva di 9,97 Km².

Questa zona è interdetta a qualsiasi attività che possa arrecare danno o disturbo all'ambiente marino, ma previa autorizzazione dell'ente gestore è possibile la navigazione e la sosta entro 500 metri dalla costa, sia per motivi di studio sia per lo svolgimento di attività di visite guidate in superficie e subacquee, in gruppi non superiori alle 30 persone, per i soli residenti o proprietari di un'abitazione nel rispettivo comune.

Zona B di riserva generale: comprende due zone nell'Isola di Marettimo, una nell'Isola di Favignana ed una nell'Isola di Levanzo e lo specchio di mare che circonda l'Isolotto di Formica, per complessivi 29 Km².

Qui sono vietate le immersioni subacquee (se non previa autorizzazione dell'ente gestore), la pesca subacquea, l'esercizio della pesca a strascico, nonché qualsiasi forma di pesca sportiva e la navigazione entro 500 metri dalla costa.

Zona C di riserva parziale: comprende i restanti tratti di mare che circondano le tre isole maggiori, complessivamente per circa 215 Km².

Al suo interno sono consentite, previa autorizzazione da parte della Capitaneria di Porto di Trapani e del Comune di Favignana, la pesca professionale, esclusa quella esercitata con reti da traino, e la pesca sportiva, nonché balneazione e immersioni subacquee.

Zona D di protezione: comprende il Canale di Marettimo, non è espressamente previsto alcun divieto, anzi è consentita la pesca professionale esercitata con reti da traino.

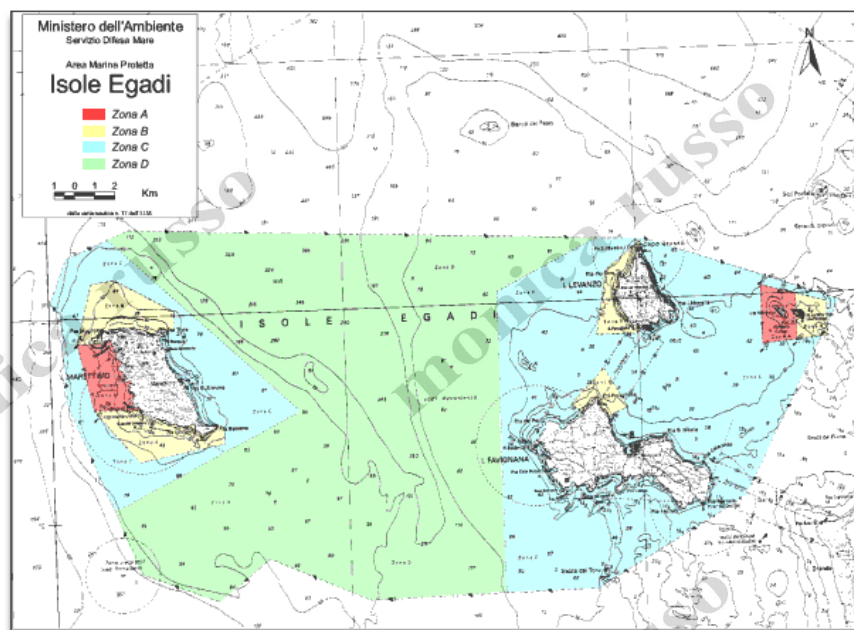


Fig. 2.1.1 Zonizzazione dell'Area Marina Protetta "Isole Egadi"

2.2 L'Isola di Marettimo

L'Arcipelago delle Isole Egadi, situato a largo della costa occidentale della Sicilia a pochi chilometri di distanza dalla costa trapanese (Fig. 2.2.1), rappresenta la propaggine più occidentale affiorante della catena montuosa siciliana che, attraverso la piattaforma siculo-tunisina, si connette con la catena maghrebina in Africa settentrionale (ABATE *et al.*, 1982; CATALANO *et al.*, 1993; GIUNTA & LIGUORI, 1972;).



Fig. 2.2.1 L'area di studio

L'area della piattaforma su cui insiste l'arcipelago è caratterizzata da forme erosive e deposizionali, quali falesie sommerse, terrazzi d'abrasione, valli fluviali, paleospiege e dune, che testimoniano le diverse fasi dell'ultimo ciclo di variazione glacio-eustatica del livello marino (AGNESI *et al.*, 1993; AGATE *et al.*, 1996).

Nell'area inoltre è possibile, in base alla batimetria, distinguere due settori di piattaforma: il primo comprende le Isole di Favignana e Levanzo, congiunte alla terraferma da una lieve depressione, mentre il secondo, comprende l'Isola di Marettimo. I due settori sono separati da altrettante depressioni coalescenti allungate in direzione NO-SE e N-S i cui bordi laterali sono in erosione ed interessati da franamenti e scivolamenti gravitativi (AGATE *et al.*, 1996).

Marettimo, tra le tre isole, è la seconda per estensione con i suoi 13 Km² e la più distante dalla costa trapanese con le sue 21 miglia nautiche, rappresentando l'affiorato estremo lembo occidentale della catena montuosa siciliana (ABATE *et al.*, 1999). L'aspetto è montuoso e il più aspro fra le tre isole. Il punto più alto è rappresentato da Monte Falcone, con 686 metri di altezza.

Sono presenti due dorsali montuose, che corrispondono a due allineamenti strutturali, che decorrono paralleli in direzione NO-SE; il primo si trova nella porzione centrale dell'isola, il secondo borda la costa occidentale fino a ricongiungersi al primo. Le coste sono quasi ovunque rocciose e soltanto all'interno di alcune piccole insenature si sviluppano spiagge sabbiose o ciottolose di ridotta estensione. Profonde e scoscese incisioni vallive, pressoché perpendicolari allo spartiacque lungo circa 6.800 metri, scendono vertiginosamente sino al mare, dove, particolarmente lungo la costa occidentale, da Punta Mugnone a Punta Libeccio, scompongono in smisurati blocchi le impressionanti falesie,

suggestive come certi panorami delle “Alpi Dolomitiche”. Proprio su questo versante si ritrovano diverse grotte e strutture carsiche che si aprono a livello del piano mesolitorale. Lo sviluppo della costa orientale è, invece, più lineare, e nel tratto compreso tra l’abitato di Marettimo ed il cimitero si osservano affioramenti di calcareniti e conglomerati (ABATE *et al.*, 1999). Lungo il versante settentrionale s’incontrano le pareti a strapiombo del promontorio di Punta Troia, collegato al resto dell’isola da un sottile istmo calcarenitico; la costa prosegue poi con andamento più o meno rettilineo fino a Punta Mugnone, dove è visibile una grande conoide di deiezione.

E’ separata dalle Isole di Favignana e Levanzo da un canale sottomarino, detto di Marettimo. Questo canale, che ha una profondità di oltre 350 metri, con molta probabilità è rimasto sommerso anche durante i periodi di massimo abbassamento eustatico del Pliocene facendo sì che Marettimo, con il mare a -120 metri sotto il livello attuale, rimanesse sempre isolata dalla terraferma, al contrario del resto dell’arcipelago che diventò una sola terra emersa in continuità con la Sicilia (ABATE *et al.*, 1982; 1996; AGNESI *et al.*, 1993). E’ costituita prevalentemente da depositi carbonatici, evaporatici e calcareo-silico-marnosi di età Trias medio-Cretaceo inferiore, di ambiente neritico, di piattaforma carbonatica e piattaforma carbonatica-pelagica (ABATE *et al.*, 1996). In particolare sono prevalenti le dolomie cristalline, le dolomie loferitiche e stromatolitiche e le marne e i calcari del Trias medio (ABATE *et al.*, 1999). È proprio la

natura carbonatica di quasi tutte le rocce affioranti sull'isola che ha favorito i processi carsici, fondamentali nella formazione di molte delle sue numerose grotte marine (ABATE *et al.*, 1999). Gli accessi delle numerose cavità, distribuite un po' lungo tutto il perimetro insulare, con particolare frequenza in corrispondenza delle coste meridionale ed occidentale, si troverebbero a profondità variabili, ma non è infrequente scorgere imboccature la cui volta è appena affiorante sul pelo dell'acqua. Condotte a sezione sub-circolare, indubbiamente di origine carsica, si dipartono da sale subaeree e sprofondano sotto il livello del mare. Del resto, pressoché tutte le cavità della fascia litoranea sono parzialmente invase dal mare, il cui livello evidentemente ha subito, nel tempo, delle oscillazioni (BIXIO *et al.*, 1978).

3. Materiali e metodi

I fondi rocciosi costieri sono altamente eterogenei e ricchi in popolamenti di diverse specie rispetto ai fondi molli. Le metodologie di indagine, quindi, sono nettamente diverse, più numerose e meno standardizzate rispetto a quelle dei fondi molli. La tecnica di campionamento più efficace per studiare i fondi duri costieri è quella in immersione subacquea, attraverso metodi di rilevamento diretti e indiretti (BIANCHI *et al.*, 2003).

I metodi indiretti non distruttivi non comportano il prelievo degli organismi, ma consistono in conteggi direttamente effettuati in immersione con il censimento visivo (BIANCHI *et al.*, 2003).

Dato che questo studio si prefigge di descrivere la struttura e la composizione delle comunità bentoniche presenti in ambiente di grotta è stata scelta la tecnica di campionamento di tipo indiretto di “*visual census*” *in situ*. Il censimento visivo consiste nella valutazione *in situ* dei taxa presenti e dei relativi valori di ricoprimento all'interno di superfici di riferimento. Questo approccio, adottato in grotta per la prima volta da LABOREL (1960), presenta il vantaggio di una raccolta rapida dei dati evitando danni alle comunità campionate (EDGAR & BARRET, 1997).

I metodi indiretti sono adatti solamente per unità di campionamento con dimensioni ridotte. La dimensione dell'unità di campionamento determina la significatività dei dati raccolti. Questa, dunque, dovrebbe essere scelta in

relazione alla taglia degli organismi da campionare, alla loro organizzazione spaziale ed ai costi di realizzazione del programma di campionamento (BIANCHI *et al.*, 2003). Oltre alla taglia, anche la forma dell'unità di campionamento è importante al fine di ridurre al minimo gli effetti margine. Sulla base di queste asserzioni, nel presente lavoro la forma geometrica dell'unità di campionamento utilizzata è il quadrato, con dimensione 25X25cm. Già numerosi studi, infatti, condotti su stime quantitative di organismi bentonici nelle zone subtidali hanno previsto l'utilizzo di quadrati da 0,25m² (BATTERSHILL, 1986). Questa dimensione offre un'accettabile livello di precisione nelle stime sia di un'ampia varietà di organismi che di habitat.

Il metodo consiste nel posizionare sul substrato una cornice quadrata, con una griglia al suo interno che faciliti un'accurata stima delle abbondanze, o della semplice presenza/assenza degli organismi nel campione o, come nel presente studio, del ricoprimento percentuale della flora e della fauna sessile ivi presente (BIANCHI *et al.*, 2003).

3.1 I siti campionati

Per selezionare le grotte da indagare è stato condotto un pre-survey tra tutte quelle più frequentate dalle imbarcazioni facendo attenzione ai popolamenti ad *Astroides calycularis* (Pallas, 1766) ivi presenti; popolamenti più sensibili e vulnerabili ad un impatto antropico.



Fig. 3.1.1 Dislocazione dei siti di campionamento

Quindi, tra tutte le grotte che presentavano questi popolamenti ne sono state scelte tre, dislocate su tre diversi versanti (Fig. 3.1.1) a diverso grado di protezione.

Grotta della Bombarda (Sito 1):



Fig. 3.1.2 Ingresso della Grotta della Bombarda

La grotta che si trova sul versante occidentale è appartenente all'unità tettonica del Trias superiore-Lias, caratterizzata da calcari dolomitici, dolomie stromatolitiche e loferitiche, dolomia a peloidi, alghe e foraminiferi (ABATE *et al.*, 1999) (Fig. 3.1.2). È una grotta continentale da ingressione marina che rientra nella tipologia della grotte carsiche. L'ingresso, alto e squadrato, ampio circa 12 metri, è stato tagliato dall'abrasione marina in pacchi di strati netti e potenti, là dove essi erano già indeboliti dalla presenza di fratture primarie verticali. L'interno, invaso dal mare, è lungo circa 30 metri (Fig. 3.1.3), a pianta rettangolare; riceve luce anche da una lunga finestrella in alto, originatasi per dissoluzione su di un giunto orizzontale, dal quale si diparte un'imponente colata stalattitica che giunge a lambire la superficie del

mare (BIXIO *et al.*, 1978). La profondità all'interno della grotta è di circa 10 metri.



Fig. 3.1.3 Visione interna della Grotta della Bombarda

Sul fondo si trova un bivio (Fig. 3.1.4): il ramo di destra esce in breve verso una vicina grotta non marina, mentre il ramo di sinistra penetra nella montagna (MIRAGOLI & CRISCUOLO, 1993).



Fig. 3.1.4 Bivio presente in fondo alla Grotta della Bombarda

Grotta del Tuono (Sito 2):

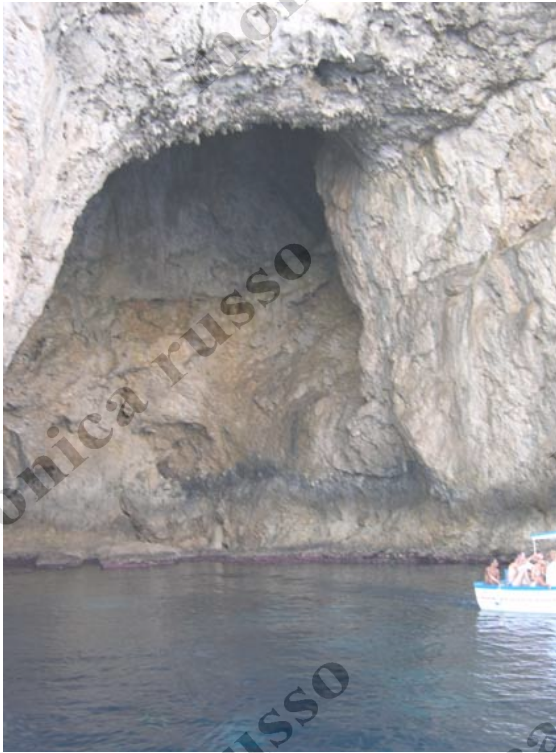


Fig. 3.1.5 Grotta del Tuono

La grotta che si trova sul versante settentrionale è appartenente all'unità tettonica del Trias Superiore-Cretaceo Inferiore, caratterizzata da dolomie rosate, breccie dolomitiche e conglomerati con elementi calcarei con ooliti e alghe, calcilutiti e calcisiltiti a radiolari e spicole di spugne (ABATE *et al.*, 1999) (Fig. 3.1.5). È una grotta marina *sensu strictu* di miscela tra acqua marna e meteorica. Dal soffitto di questa grotta percola abbondante stillicidio, tanto da aver ricoperto il soffitto di enormi concrezioni (MIRAGOLI & CRISCUOLO, 1993). L'atrio è molto ampio con un'apertura della bocca di 26 metri, la volta è alta e la lunghezza di entrambe le pareti è intorno a 29 metri. La grotta si presenta poco

illuminata. La profondità varia da un minimo di 3-4 metri ad un massimo di 8 metri.

Grotta del Cammello (Sito 3):



Fig. 3.1.6 Ingresso della Grotta del Cammello

La grotta che si trova sul versante orientale è appartenente all'unità tettonica del Trias Superiore-Lias, caratterizzata da dolomie stromatolitiche e loferitiche con intercalazioni di marne giallastre sterili e dolomie cristalline (Fig. 3.1.6) (ABATE *et al.*, 1999). La grotta sembra essere una grossa risorgenza; sulla destra si intravede un evidente prosecuzione sommersa (MIRAGOLI & CRISCUOLO, 1993). È una grotta continentale da ingressione marina che rientra nella tipologia della grotte carsiche. L'atrio è ampio circa 16 metri e sulla volta, abbastanza alta, è presente una discreta apertura verso destra ma quasi centrale che lascia passare la luce (Fig. 3.1.7).



Fig. 3.1.7 Apertura presenta sulla volta della Grotta del Cammello

La grotta è lunga 33 metri, (Fig. 3.1.8) con una profondità media che va da un massimo di 8 metri fino a degradare in una spiaggia interna. Le pareti non sono continue ma interrotte da due rientranze su entrambi i lati che terminano in altre due spiaggette interne(Fig. 3.1.9).

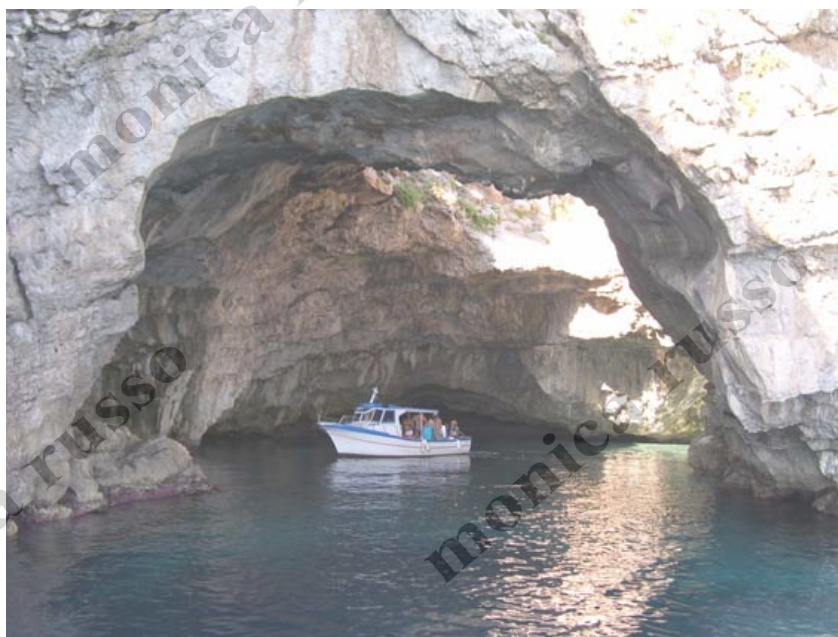


Fig. 3.1.8 Panoramica della Grotta del Cammello

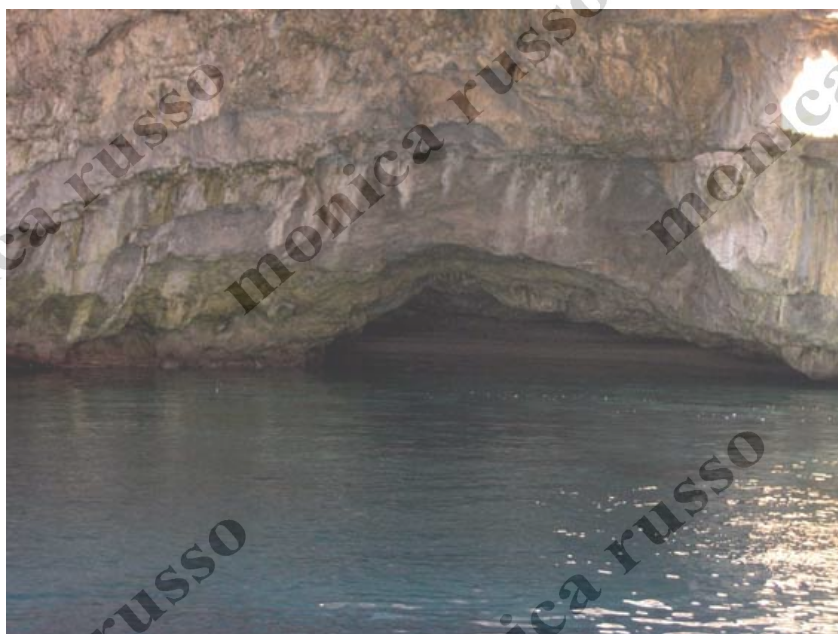


Fig. 3.1.9 Spiaggetta interna nella Grotta del Cammello

3.2 Schema di campionamento

Il campionamento è stato condotto in un'unica replica temporale, durante il mese di ottobre, periodo successivo all'ingente afflusso di imbarcazioni. All'interno dei tre siti selezionati i quadrati sono stati posizionati, in maniera random per rendere indipendenti i dati, circa ogni 4 metri su entrambe le pareti laterali della grotta, proseguendo lungo un transetto dall'esterno verso l'interno dell'atrio. Sono stati raccolti 6 campioni a due strati di profondità, tra 0 metri e -1 metro e tra -3 metri e -4 metri, in modo tale da verificare la presenza di eventuali differenze tra i popolamenti più superficiali e quelli più profondi. Il campionamento quindi ha portato alla raccolta di 6 campioni per ogni strato e su ogni parete (Fig. 3.2.1), per un totale quindi di 24 campioni per ciascuna grotta. Per ciascun campione è stato stimato il ricoprimento percentuale (con valori compresi tra 2, semplice presenza, e 100), ovvero la porzione di substrato ricoperta in proiezione da ogni singola specie (BOUDOURESQUE, 1971), ed i dati in seguito sono stati inseriti in una matrice taxon-campione.

Fig. 3.2.1 Schema di campionamento applicato a ciascuna grotta



3.3 Descrittori

La descrizione delle comunità bentoniche richiede la scelta di alcuni gruppi tassonomici, in particolare di specie costituenti, da utilizzare come descrittori (GLADSTONE, 2002), organismi che rispondono a variazioni delle condizioni ambientali attraverso alterazioni del proprio stato.

Questi *taxa* devono possedere un'ampia distribuzione geografica o ecologica (per confrontare dati provenienti da aree diverse); devono essere facilmente individuabili e riconoscibili anche da personale non esperto e quindi devono essere specie di dimensioni non troppo ridotte e non possedere un comportamento criptico. Infine, i *taxa* scelti come descrittori efficaci devono rappresentare fedelmente le caratteristiche strutturali della comunità (BIANCHI & ZURLINI, 1984). Il censimento visivo diretto permette di

identificare in campo solamente le “specie cospicue” (*sensu* HISCOCK, 1987), spesso dominanti per abbondanza, ricoprimento e biomassa, facilmente riconoscibili per le grandi dimensioni e per le caratteristiche morfologiche peculiari. Dove possibile, quindi, alcuni organismi sono stati identificati a livello di specie, mentre quelli difficilmente determinabili ad occhio nudo, ma simili per morfologia e per il ruolo ecologico e funzionale che svolgono sono stati raggruppati e quindi censiti in categorie. Queste categorie sono le OTUs, che consentono una rapida identificazione e descrizione dei popolamenti bentonici anche da parte di operatori non esperti. Le OTUs (= Operational Taxonomic Units; *sensu* HOOVER 1994; STENECK & DETHIER 1994) rappresentano gruppi di *taxa* chiave per i quali il riconoscimento tassonomico a livello di specie è assai difficile oppure irrilevante ai fini della ricerca scientifica (KINGSFORD & BATTERSHILL, 1998). Possono anche essere gruppi funzionali di specie ovvero insiemi di organismi che, prescindendo dalla loro identità tassonomica, sono ecologicamente simili in termini di forma, taglia e soprattutto utilizzo della medesima classe di risorse (FLETCHER, 1987; DETHIER, 1994). In questo modo ad esempio, le spugne che risultano essere spesso particolarmente di difficile identificazione possono essere raggruppate in base al colore o alle loro proprietà strutturali, anche se così facendo si riduce l’ampiezza dell’informazione estraibile dal campione a cui si fa riferimento.

Un ottimo descrittore per le comunità degli ambienti di grotta data la sua estrema sensibilità è *Astroides calycularis*, considerato anche come buon indicatore biologico (RELINI, 1999).

3.4 *Astroides calycularis* (Pallas 1766)

I popolamenti bentonici delle grotte sommerse e semisommerse sono ricchi in Antozoi (una classe del *phylum* Cnidaria) (GILI *et al.*, 1989). Questi hanno un ciclo di vita che prevede uno stadio solo polipoide, e morfologicamente hanno una struttura alquanto semplice. Sono costituiti da una colonna, un disco orale al centro dove è localizzata la bocca che è circondata da tentacoli, e un disco pedale che gli permette di attaccarsi al substrato. Gli Antozoi più importanti sono appartenenti all'ordine dei Madreporari (BIANCHI & MORRI, 1999).

Il primo studio di un certo dettaglio sui Madreporari delle grotte è quello di ABEL (1959). Più recentemente, ZIBROWIUS (1978) ha compiuto un'ampia sintesi, segnalando 15 specie di Madreporari presenti nelle grotte marine del Mediterraneo. Di queste solo 9 sono state finora studiate nelle grotte italiane. Le specie studiate nelle grotte italiane, oltre a costituire popolamenti diversi nelle diverse cavità, colonizzano in ciascuna di esse zone differenti per le condizioni di idrodinamismo, di illuminazione e del grado di sedimentazione. Il cibo non sembra essere un fattore limitante, purché sia assicurato un buon ricambio d'acqua. Secondo ZIBROWIUS (1978) proprio la disponibilità di cibo e le condizioni di calma idrodinamica favorirebbero

inoltre la presenza di esemplari "giganti" o almeno a scheletro particolarmente irrobustito, che si possono osservare in certe grotte (Fig. 3.4.1).



Fig. 3.4.1 Fascia di *Astroides calycularis* in grotta

Un esempio di gigantismo è stato riscontrato da Morri *et al.* (1994) per una specie molto comune nelle grotte superficiali *Astroides calycularis* (Pallas 1766), della classe degli Antozoi, sottoclasse degli esacoralli, ordine delle Sclerattinie e famiglia delle Dendrophillidae. È un madreporaro coloniale a forma di cuscinetto cespuglioso (Fig. 3.4.2) con contorno irregolare.

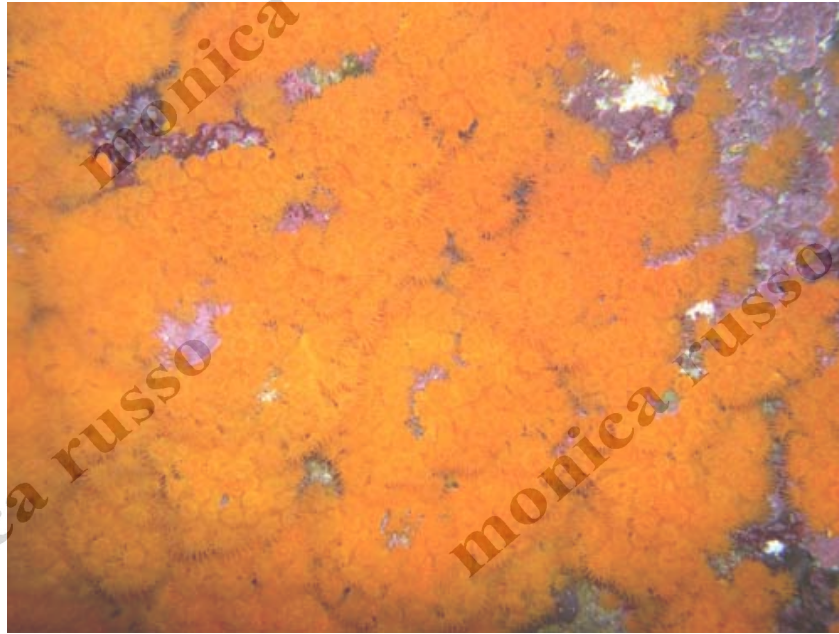


Fig. 3.4.2 Cuscinetti di *Astroides calycularis* in grotta

I polipi sono larghi (Fig. 3.4.3a,b), hanno una colonna poco rilevata e vivono all'interno di calici calcarei riuniti tra loro sino al margine superiore o separati (rispettivamente di acque ad elevato idrodinamismo e di acque calme), distribuiti a seconda del grado di esposizione del substrato, in base alla profondità e al moto ondoso.



a.



b.

Fig. 3.4.3 a) Polipi di una colonia di *astroides calycularis*;
b) Macro di alcuni polipi

Risultano più appiattiti in acque superficiali dove l'intera colonia si presenta sotto forma di placche incrostanti. Colonie più alte e convesse si trovano in acque più profonde. I sei tentacoli sono appuntiti, totalmente retrattili e leggermente verrucosi.

Anche se è una madrepora, *Astroides calycularis* (Pallas 1766) non è provvisto di zooxantelle e non è ermatipico (biocostruttore di barriere organogene).

È una specie vivipara, gli individui possiedono o polipi femminili o maschili.

La fecondazione è intra-ovarica e lo sviluppo avviene all'interno dell'ovario dove l'embrione si mantiene anche fino a stadio avanzato. Vengono espulse

poi le larve dai pori temporanei posti all'estremità dei tentacoli. La larva attecchisce attraverso il disco basale che è il primo a svilupparsi. La colonia si accresce da un unico individuo per riproduzione asessuata (gemmazione).



Fig. 3.4.4 Colonia di *Astroides calycularis*

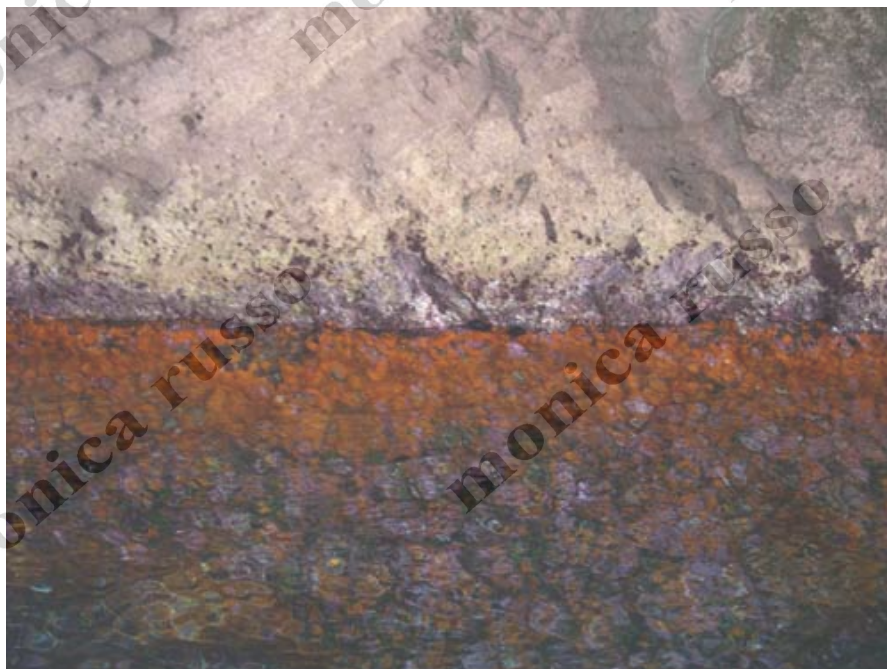
Risulta particolarmente spettacolare per il suo colore arancione (Fig. 3.4.4) e la taglia delle sue colonie, che arrivano anche a 25cm di diametro.

Si tratta di una specie termofila, diffusa a sud del settore occidentale del Mediterraneo: Spagna meridionale, Marocco, Tunisia, Algeria, Sicilia ed Italia meridionale (BIANCHI & MORRI, 1994). Nelle grotte del Mar Tirreno meridionale è comune solo presso le zone d'entrata (ABEL 1959; BENEDETTI-CECCHI *et al.*, 1998). Vive su substrati rocciosi di ambienti sciafili o molto sciafili, da -2 a -50m di profondità. È facile osservarlo in piccoli strapiombi e all'interno di grotte, qui può formare delle vere e proprie

fasce ben compatte come si può facilmente osservare nelle grotte marine superficiali dell'Isola di Marettimo (Fig. 3.4.5a,b).



a.



b.

Fig. 3.4.5a,b Due esempi di fasce di *Astroides calycularis* nelle grotte dell'Isola di Marettimo.

A Zembra, in Tunisia, costituisce dei popolamenti particolarmente sviluppati (CALVIN-CALVO, 1995; HERMELIN, 1986; PÉRÈS & PICARD, 1964; ZIBROWIUS, 1980). L'area mediterranea della specie si è ridotta durante il Quaternario e dall'inizio del secolo, sembra che il retrocedere sia continuato (ROSSI, 1958) a causa di una seria minaccia quale il prelievo in immersione delle colonie, per fini decorativi. La sua attuale regressione, probabilmente, a causa dei processi di eutrofizzazione e di inquinamento dovuto soprattutto a idrocarburi delle acque costiere, ha oggi portato al suo inserimento nelle liste di protezione di BOUDOURESQUE *et al.*, (1996), e nella lista dell'Allegato II del protocollo ASPIM (Protocollo relativo alle Aree Specialmente Protette e la Biodiversità in Mediterraneo) tra le specie in pericolo o minacciate di estinzione.

4. Analisi dei dati

4.1 Ricchezza specifica e Ricoprimento percentuale

I dati raccolti sono stati inseriti in una matrice a due vie taxon-campione. All'incrocio di ciascuna riga e colonna è stato riportato il valore di ricoprimento percentuale stimato direttamente in campo. Successivamente sulla matrice sono stati calcolati la ricchezza specifica (S) ed il ricoprimento percentuale (R%), all'interno di ciascun campione, tra le diverse profondità e nelle tre grotte considerate.

4.2 Analisi Multivariata

Le eventuali differenze spaziali presenti nella distribuzione degli organismi sono state valutate ricorrendo all'analisi multivariata ed in particolar modo a tecniche di ordinamento scalare non metrico multidimensionale (nMDS).

L'analisi multivariata si basa sul coefficiente di similitudine di Bray-Curtis, un indice quantitativo che tiene conto di abbondanza o ricoprimento per mettere in risalto le proporzioni numeriche tra le specie del campione (MORRI *et al.*, 2003). È utilizzato per calcolare matrici triangolari di similitudine attraverso il confronto a coppie dei campioni attraverso la loro composizione in specie (KRUSKALL & WISH, 1978). Le matrici triangolari

così ottenute possono essere risolte tramite analisi agglomerativa o di ordinamento e analisi fattoriale o di classificazione, trasformando la matrice a due vie in una matrice delle distanze che attribuisce un coefficiente di similarità/dissimilarità ad ogni coppia di campioni.

L'analisi agglomerativa o di ordinamento permette di visualizzare graficamente le similarità e dissimilarità tra campioni, per evidenziare possibili *pattern* e comparare la struttura dei popolamenti (composizione specifica ed abbondanza). L'algoritmo del nMDS, infatti, è una procedura interattiva volta a costruire un grafico attraverso una progressiva ridefinizione delle posizioni dei diversi punti in uno spazio a due o tre dimensioni. Il posizionamento dei campioni all'interno del grafico e le loro distanze relative riflettono il livello di similarità tra i campioni. All'aumentare della similarità diminuiscono progressivamente le distanze fra i campioni (CLARKE & WARWICK, 1994).

Lo stress statistico esprime il livello di significatività del grafico nMDS, la cui rappresentazione della distribuzione dei punti è considerata ottima per valori inferiori di 0,05; buona fra 0,06 e 0,1; accettabile fra 0,11 e 0,19; pessima se superiore a 0,20 (CLARKE & WARWICK, 1994).

Operazione necessaria se si presume che i dati non seguano una distribuzione normale è di trasformarli in modo tale che le specie uniche (cioè presenti con un solo individuo o con una bassa percentuale di ricoprimento) abbiano più peso, in proporzione, alle specie più abbondanti, riducendo così le differenze fra i valori estremi del set di dati. In questo

modo la media e la varianza vengono resi indipendenti. Al fine di ridurre il valore della varianza dei dati e renderlo inferiore a quello della media, e di normalizzare i dati alla matrice taxon-campione è stata applicata la trasformazione logaritmica di tipo $\log(x)$. Per evitare di eseguire il logaritmo del valore zero si sostituisce con una opportuna trasformazione il valore dei dati con la funzione $\log(x+1)$.

Infine, dopo avere identificato i principali raggruppamenti attraverso l'analisi nMDS, è stata applicata la procedura SIMPER (Similarity Percentage; CLARKE, 1993) per determinare il contributo di ciascun taxa alle dissimilarità osservate tra le grotte e tra i due strati batimetrici.

Tutte le analisi multivariate sono state realizzate attraverso il software PRIMER (CLARKE & WARWICK, 1994).

4.3 Indici di qualità ambientale

Infine, per valutare la vulnerabilità dei siti sono stati adottati tre indici di qualità ambientale opportunamente modificati, che rientrano nella categoria di indici basati sul valore indicatore di singole specie o gruppi di specie: il *Coefficiente Biotico* (CB) di BORJA *et al.* (2000), il *Valore di Qualità Ambientale* (EQV) di TORRAS *et al.* (2003) e l' "*Hilsenhoff-like*" *Biotic Index* (EBI) di EATON (2001).

Il primo nasce per stimare la qualità di ambienti marini costieri ed estuari in Europa, utilizzando la composizione della comunità bentonica di fondi sabbiosi incoerenti. I taxa raccolti sono stati assegnati a cinque differenti

gruppi ecologici sulla base della loro sensibilità o tolleranza ad un eccesso di materia organica. La principale differenza rispetto agli indici precedentemente pubblicati è l'uso di una semplice formula che produce un coefficiente biotico continuo, che lo rende più adatto ad analisi di tipo statistico (BORJA *et al.*, 2000).

In questo studio l'indice è stato adattato per valutare la qualità degli ambienti di grotta soggetti a perturbazione antropica assegnando i *taxa* trovati a cinque categorie di valenza ecologica, sulla base della loro importanza dal punto di vista conservazionistico (GI>GII>GIII>GIV>GV) (Tab. 4.3.1).

Il coefficiente viene calcolato considerando la percentuale di abbondanza di ciascun gruppo ecologico, all'interno di ogni campione, dando maggior peso (da 0 a 6) alle specie con minor valenza ecologica (GV), la cui abbondanza percentuale viene moltiplicata per un fattore 6 (OCCHIPINTI AMBROGI *et al.*, 2004) in modo tale da ottenere un indice continuo:

$$BC = \{(0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)\} / 100$$

I valori di BC ottenuti sono associati, rispettivamente, ad uno stato ecologico più elevato quelli più bassi e viceversa ad uno stato ecologico più basso quelli più elevati.

| TAXA | CATEGORIA |
|---|-----------|
| <i>Cystoseira</i> spp. | I |
| <i>Palmophyllum crassum</i> | I |
| <i>Agelas oroides</i> | I |
| <i>Axinella</i> spp. | I |
| <i>Clathrina</i> spp. | I |
| <i>Astroides calycularis</i> | I |
| <i>Madrepora</i> spp. | I |
| <i>Myriapora truncata</i> | I |
| <i>Sertella septentrionalis</i> | I |
| ECR (rodoficee calcificate incrostanti) | II |
| <i>Pseudolithophyllum expansum</i> | II |
| <i>Flabellia petiolata</i> | II |
| <i>Peyssonnelia</i> spp. | II |
| DA (alghe brune ramificate) | II |
| <i>Chondrosia reniformis</i> | II |
| ERS (spugne rosse incrostanti) | II |
| <i>Spirastrella cunctatrix</i> | II |
| <i>Crambe crambe</i> | II |
| <i>Phorbas tenacior</i> | II |
| <i>Terpios fugax</i> | II |
| EB (briozoi incrostanti) | II |
| <i>Aplidium</i> spp. | II |
| DFA (alghe scure filamentose) | III |
| <i>Halimeda tuna</i> | III |
| alghe rosse fogliose | III |
| MDS (spugne scure massive) | III |
| MWS (Spugne bianche massive) | III |
| <i>Didemnidae</i> | III |
| Idrozoi | III |
| <i>Cutleriales</i> | IV |
| <i>Dictyotales</i> | IV |
| <i>Gelidiales</i> | IV |
| <i>Sphaerococcus coronopifolius</i> | IV |
| <i>Valonia macrophysa</i> | IV |
| GFA (alghe verdi filamentose) | V |
| <i>Cladophora</i> spp. | V |
| <i>Amphiroa rigida</i> | V |
| <i>Corallina elongata</i> | V |
| AC (corallinacee ramificate sottili) | V |
| <i>Liagora viscida</i> | V |
| <i>Stypocaulaceae</i> | V |

Tab. 4.3.1 Lista dei taxa e relative categorie di valenza ecologica

La validità del coefficiente biotico è stata verificata anche su dati provenienti da altre aree costiere, interessate da perturbazioni di origine antropica. La

principale limitazione di questo tipo di approccio, basato sulla composizione della comunità bentonica, è sempre dovuto alla necessità di individuare liste di specie indicatrici per ogni situazione biogeografia, climatica ed edifica. BORJA *et al.* (2000) sostengono l'applicazione di questo indice sottolineando la possibile applicazione anche alle coste europee dato che molte delle specie da loro classificate sono presenti in Mediterraneo.

Il *Valore di Qualità Ambientale* (EQV) di TORRAS *et al.* (2003) è il primo indice proposto che consideri le comunità di substrato duro sia fito- che zoo-bentoniche della frangia superficiale. L'indice nasce per realizzare una cartografia visiva che consenta di visualizzare il "valore di qualità ambientale" di un sito (TUNESI, 2004). Qui viene modificato in modo tale da ottenere il valore di qualità ambientale di ciascuna grotta:

$$EQV = \frac{\sum (l_i \times X_i)}{\sum l_i}$$

dove l_i è la lunghezza campionata per ogni unità di campionamento; X_i è la stima della qualità ambientale dell'unità di campionamento; i è l'unità di campionamento esima. La stima della qualità ambientale per ogni unità di campionamento è stata calcolata assegnando un valore di qualità da 1 a 20 ad ogni taxa trovato e dividendolo per il relativo numero di taxa trovati in ogni unità di campionamento. Il criterio per l'assegnazione di un livello di qualità

si basa essenzialmente sull'identificazione dell'importanza funzionale di ciascun taxa all'interno della comunità campionata, (Tab. 4.3.2).

| TAXA | QUALITÀ |
|---|---------|
| <i>Clathrina</i> spp. | 20 |
| <i>Astroides calycularis</i> | 20 |
| <i>Myriapora truncata</i> | 20 |
| <i>Sertella septentrionalis</i> | 20 |
| <i>Axinella</i> spp. | 18 |
| <i>Madrepora</i> spp. | 18 |
| <i>Agelas oroides</i> | 17 |
| <i>Pseudolithophyllum expansum</i> | 16 |
| <i>Chondrosia reniformis</i> | 16 |
| <i>Palmophyllum crassum</i> | 15 |
| <i>Peyssonnelia</i> spp. | 14 |
| <i>Flabellia petiolata</i> | 13 |
| <i>Halimeda tuna</i> | 13 |
| <i>Spirastrella cunctatrix</i> | 13 |
| <i>Crambe crambe</i> | 13 |
| <i>Phorbis tenacior</i> | 13 |
| <i>Terpios fugax</i> | 13 |
| EB (briozoi incrostanti) | 11 |
| <i>Cystoseira</i> spp. | 10 |
| ECR (rodoficee calcificate incrostanti) | 10 |
| ERS (spugne rosse incrostanti) | 10 |
| MDS (spugne scure massive) | 10 |
| MWS (Spugne bianche massive) | 10 |
| <i>Sphaerococcus coronopifolius</i> | 8 |
| <i>Aplidium</i> spp. | 8 |
| <i>Didemnidae</i> | 8 |
| <i>Valonia macrophysa</i> | 7 |
| RA (alghe rosse fogliose) | 6 |
| <i>Dictyota</i> spp. | 5 |
| DFA (alghe scure filamentose) | 5 |
| <i>Liagora viscida</i> | 5 |
| <i>Stypocaulaceae</i> | 5 |
| DA (alghe brune ramificate) | 5 |
| Idrozoi | 5 |
| <i>Cutleriales</i> | 3 |
| <i>Gelidiales</i> | 3 |
| <i>Amphiroa rigida</i> | 2 |
| <i>Corallina elongata</i> | 2 |
| AC (corallinacee ramificate sottili) | 2 |
| GFA (alghe verdi filamentose) | 1 |
| <i>Cladophora</i> spp. | 1 |

Tab. 4.3.2 Lista dei taxa e relativi valori di qualità ambientale

Il criterio di base di questi due indici è che ciascuna specie possiede un certo grado di tolleranza nei confronti degli inquinanti e se questo è noto per un numero sufficiente di specie, è possibile dedurre la qualità dell'ambiente studiato in base alla loro presenza nella comunità (OCCHIPINTI AMBROGI & FORNI, 2003).

Il terzo indice utilizzato in questo studio, l'"*Hilsenhoff-like*" *Biotic Index* (EBI), riportato da EATON (2001), è calcolato in base ai valori di sensibilità e abbondanza dei taxa presenti nell'area di indagine, secondo la seguente formula:

$$EBI = \left\{ (\sum SV_i N_i) / N_{totale} \right\} \times 100$$

dove SV_i è il valore di sensibilità del taxa esimo (compreso tra 1, specie meno sensibile e 5, specie più sensibile) (Tab. 4.3.3); N_i è l'abbondanza semiquantitativa ed infine N_{totale} è la somma delle abbondanze di tutti i taxa.

L'indice è stato applicato con successo in diverse aree geografiche (MORRI *et al.*, 2003).

| TAXA | Sensibilità |
|---|-------------|
| <i>Pseudolithophyllum expansum</i> | 5 |
| <i>Palmophyllum crassum</i> | 5 |
| <i>Agelas oroides</i> | 5 |
| <i>Axinella</i> spp. | 5 |
| <i>Chondrosia reniformis</i> | 5 |
| <i>Clathrina</i> spp. | 5 |
| <i>Astroides calycularis</i> | 5 |
| <i>Madrepora</i> spp. | 5 |
| EB (Briozoi incrostanti) | 5 |
| <i>Myriapora truncata</i> | 5 |
| <i>Sertella septentrionalis</i> | 5 |
| <i>Cystoseira</i> spp. | 4 |
| ECR (rodoficee calcificate incrostanti) | 4 |
| <i>Flabellia petiolata</i> | 4 |
| <i>Peyssonnelia</i> spp. | 4 |
| ERS (spugne rosse incrostanti) | 4 |
| <i>Spirastrella cunctatrix</i> | 4 |
| <i>Crambe crambe</i> | 4 |
| <i>Phorbastenia tenacior</i> | 4 |
| <i>Terpios</i> fugax | 4 |
| <i>Aplidium</i> spp. | 4 |
| DFA (alghe scure filamentose) | 3 |
| <i>Halimeda tuna</i> | 3 |
| <i>Valonia macrophysa</i> | 3 |
| DA (alghe brune ramificate) | 3 |
| MDS (spugne scure massive) | 3 |
| MVS (Spugne bianche massive) | 3 |
| Didemnidae | 3 |
| Cutleriales | 2 |
| Dictyotales | 2 |
| Gelidiales | 2 |
| <i>Sphaerococcus coronopifolius</i> | 2 |
| RA (alghe rosse fogliose) | 2 |
| Idrozoi | 2 |
| GFA (alghe verdi filamentose) | 1 |
| <i>Cladophora</i> spp. | 1 |
| <i>Amphiroa rigida</i> | 1 |
| <i>Corallina elongata</i> | 1 |
| AC (corallinacee ramificate sottili) | 1 |
| <i>Liagora viscida</i> | 1 |
| Stypocaulaceae | 1 |

Tab. 4.3.3 Lista dei taxa e relativi valori di sensibilità

5. Risultati

In totale, nei tre siti, sono stati condotti 72 censimenti e nel complesso sono stati rinvenuti 11 OTUs e 30 *taxa*, di cui 16 ascrivibili al fitobenthos e 14 allo zoobenthos (Tab. 5.1).

| CATEGORIE | |
|------------------------------------|--------------------------------------|
| Alghe brune filamentose (DFA) | Alghe brune ramificate (DA) |
| Alghe rosse fogliose (RA) | Alghe rosse incrostanti (ECR) |
| Alghe verdi filamentose (GFA) | Corallinacee ramificate sottili (AC) |
| Spugne incrostanti rosse (ERS)* | Spugne massive bianche (MWS) |
| Spugne massive scure (MDS) | |
| Briozoi incrostanti (EB) | Idrozoi |
| TAXA | |
| Alghe | |
| <i>Amphiroa rigida</i> | <i>Cladophora</i> spp |
| <i>Corallina elongata</i> | <i>Cystoseira</i> spp. |
| Cutleriales | Dictyotales |
| <i>Flabellia petiolata</i> | Gelidiales |
| <i>Halimeda tuna</i> | <i>Liagora viscida</i> |
| <i>Palmophyllum crassum</i> | <i>Peyssonnelia</i> spp |
| <i>Pseudolithophyllum expansum</i> | <i>Sphaerococcus coronopifolius</i> |
| Stypocaulaceae | <i>Valonia macrophysa</i> |
| Spugne | |
| <i>Agelas oroides</i> | <i>Axinella</i> spp. |
| <i>Chondrosia reniformis</i> | <i>Clathrina</i> spp |
| <i>Crambe crambe</i> | <i>Phorbas tenacior</i> |
| <i>Spirastrella cunctatrix</i> | <i>Terpios fugax</i> |
| Briozoi | |
| <i>Sertella septentrionalis</i> | <i>Myriapora truncata</i> |
| Ascidie | |
| <i>Aplidium</i> spp | Didemnidae |
| Antozoi | |
| <i>Astroides calycularis</i> | <i>Madrepora</i> spp. |

*questa categoria non comprende le specie: *Spirastrella cunctatrix* e *Crambe crambe*

Tab. 5.1 Lista delle categorie e dei taxa campionati

5.1. Ricchezza specifica

I tre siti campionati: Grotta della Bombarda (Sito 1), Grotta del Tuono (Sito 2) e Grotta del Cammello (Sito 3), presentano un numero di specie piuttosto elevato, con in media un valore massimo all'interno della Grotta del Tuono (Fig. 5.1.1).

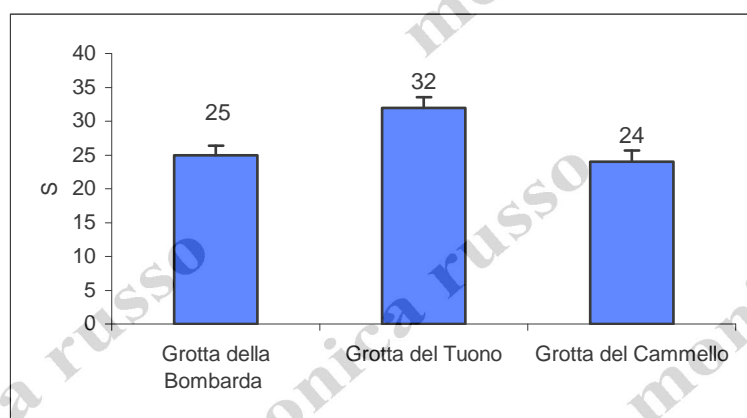


Fig. 5.1.1 Ricchezza specifica nei tre siti

La ricchezza specifica nelle tre grotte varia in relazione allo strato di profondità considerato: lo strato profondo presenta in totale un numero di specie nettamente superiore, in particolare nella Grotta della Bombarda e nella Grotta del Tuono. Nella Grotta del Cammello la ricchezza specifica non sembra differire tra i due livelli batimetrici considerati. Lo strato superficiale, invece, presenta in totale un numero di specie più basso e pressoché omogeneo nelle tre grotte, con una piccola riduzione nella Grotta della Bombarda (Fig. 5.1.2).

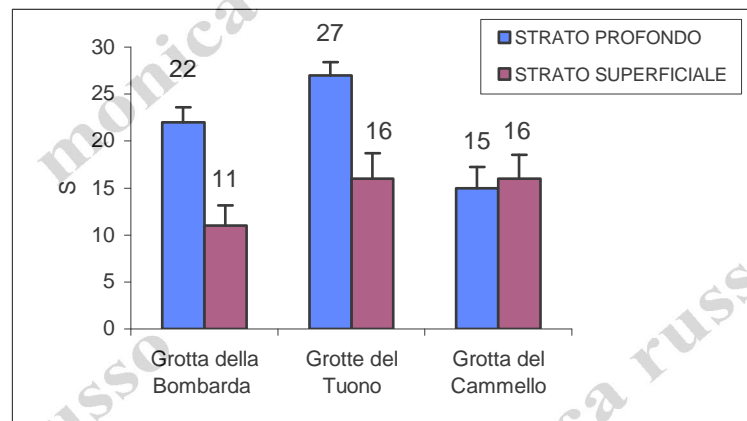


Fig. 5.1.2 Ricchezza specifica nei due strati

Il confronto dei valori di ricchezza specifica tra le due pareti di ciascuna grotta rivela che non ci sono differenze sostanziali (Fig. 5.1.3, 5.1.4, 5.1.5).

Inoltre, il confronto dall'ingresso (quadrato 1) verso l'interno della grotta non sembra evidenziare alcuna significativa variazione della ricchezza specifica nelle tre grotte.

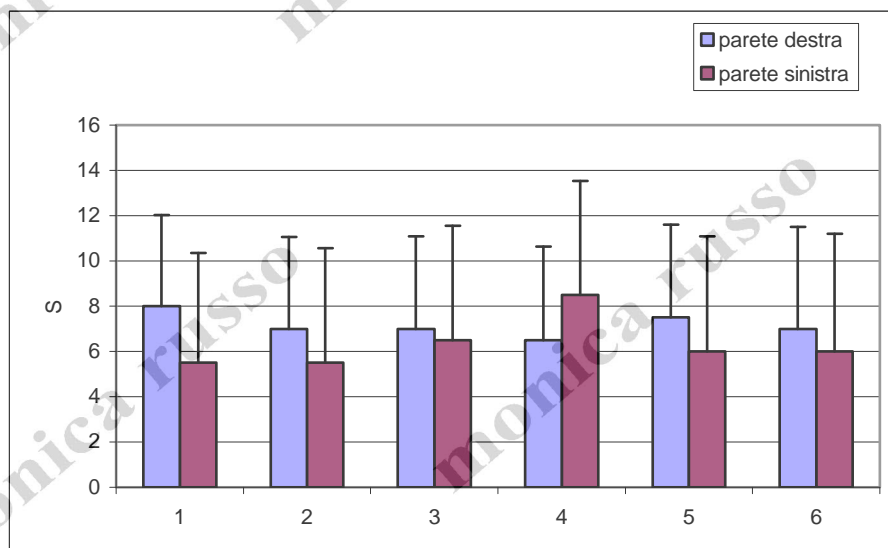


Fig. 5.1.3 Ricchezza specifica nelle due pareti della Grotta della Bombarda

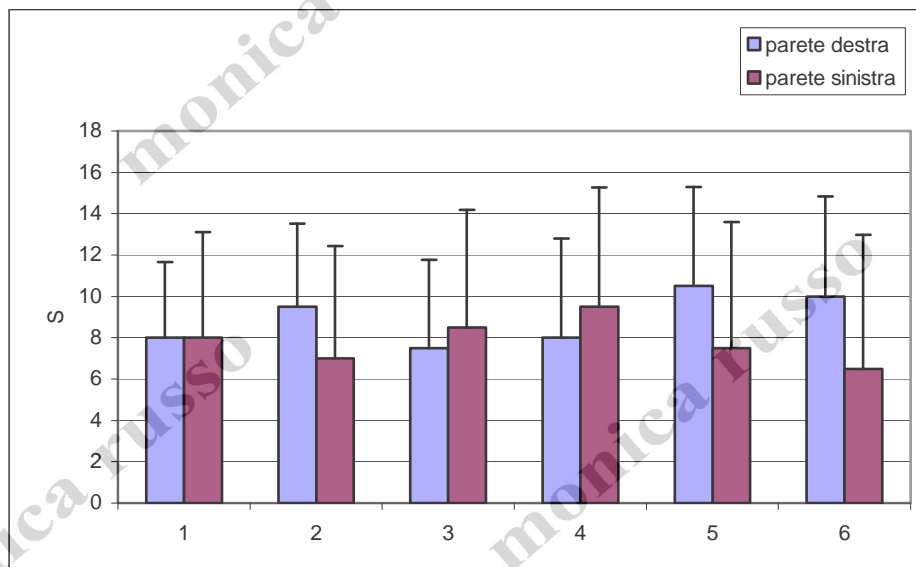


Fig. 5.1.4 Ricchezza specifica nelle due pareti della Grotta della Tuono

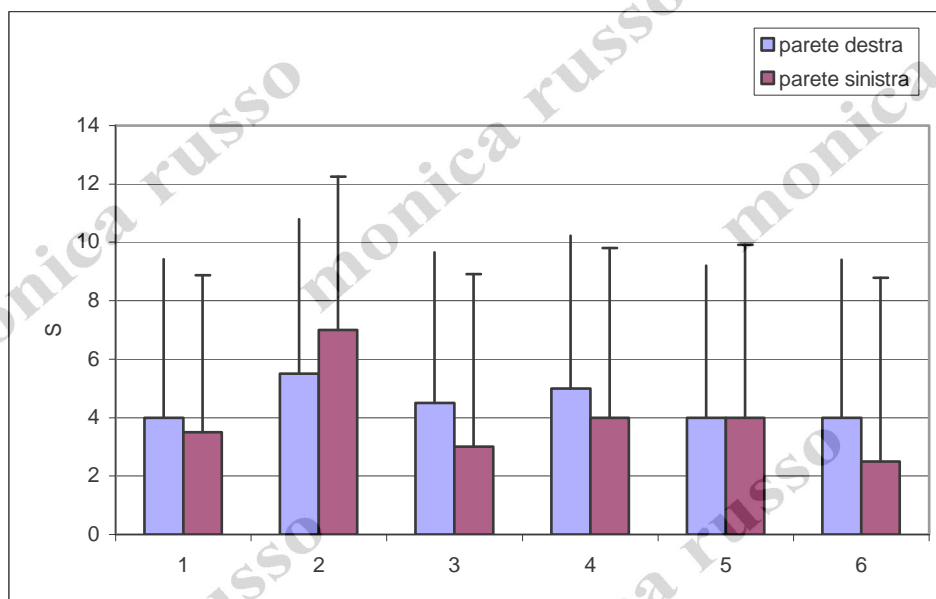


Fig. 5.1.5 Ricchezza specifica nelle due pareti della Grotta del Cammello

5.2 Ricoprimento percentuale

Cumulando i risultati del ricoprimento percentuale dei tre siti si evince che i taxa più abbondanti sono *Astroides calycularis*, *Corallina elongata* ed ECR.

L'andamento di tutti i taxa non mostra nette differenze tra le tre grotte

(Fig. 5.2.1).

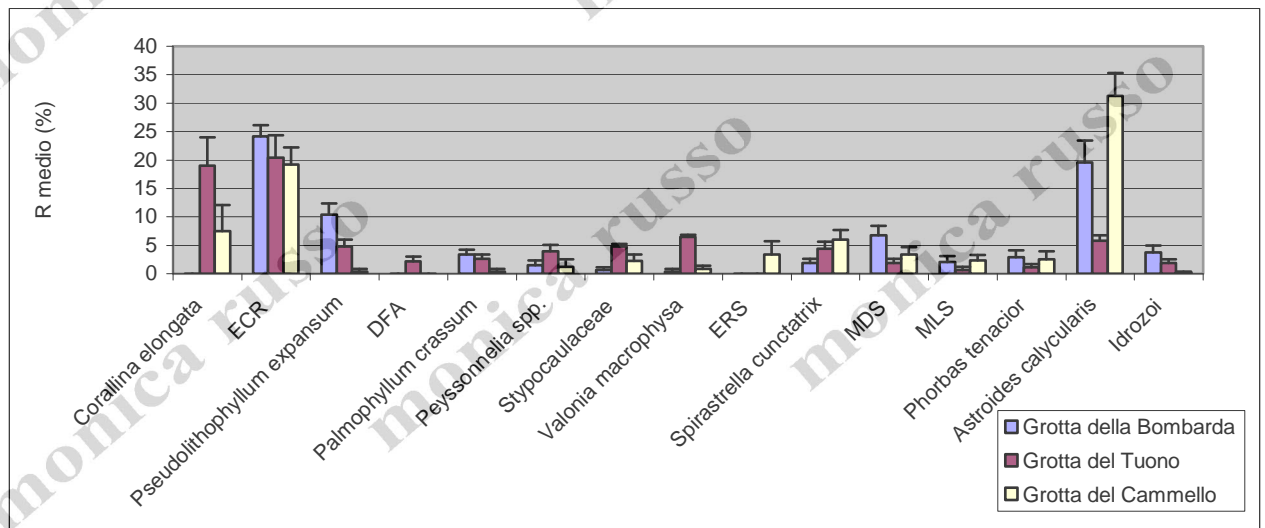


Fig. 5.2.1 Ricoprimento percentuale nelle tre grotte

Analizzando, invece, i tre siti singolarmente e cumulando i dati dello strato profondo e di quello superficiale si evince che:

- nella Grotta della Bombarda (Sito 1) le specie più abbondanti in ordine decrescente sono: ECR, *Astroides calycularis*, *Pseudolithophyllum expansum*, MDS, *Palmophyllum crassum*, *Terpios fugax*, idrozoi, *Phorbas tenacior*, *Spirastrella cunctatrix* e *Crambe crambe*. (Fig. 5.2.2)

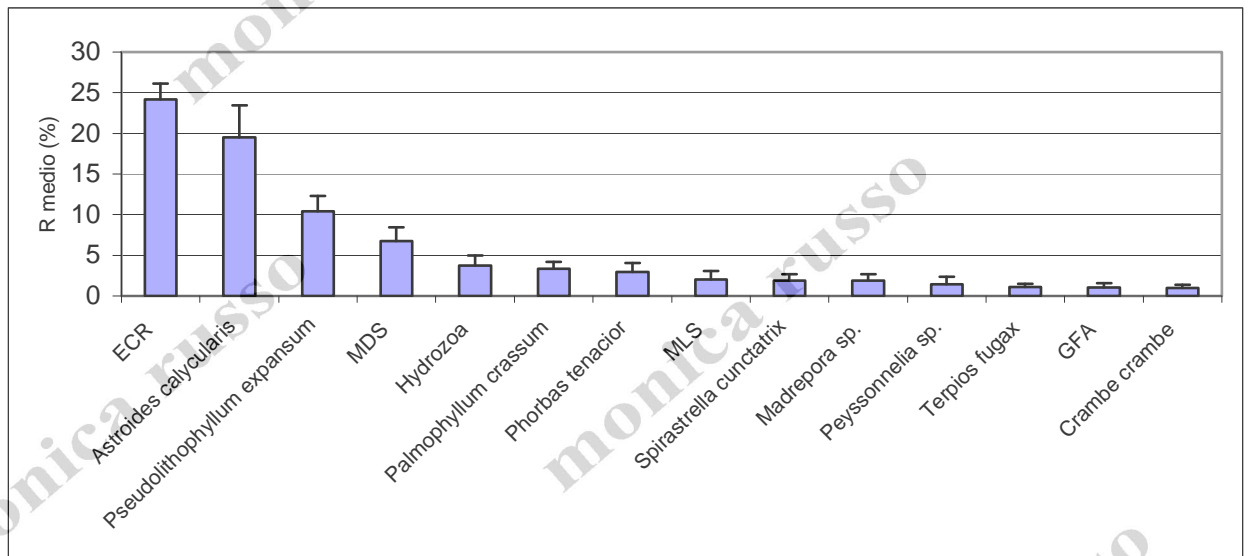


Fig. 5.2.2 Ricoprimento percentuale dei taxa più abbondanti nella Grotta della Bombarda

- nella Grotta del Tuono (Sito 2) sono rappresentate quasi tutte le categorie di indagine biologica, ma le più abbondanti in ordine decrescente sono: *Astroides calycularis*, ECR, *Corallina elongata*, *Pseudolithophyllum expansum*, *Palmophyllum crassum*, *Spirastrella cunctatrix*, *Valonia macrophysa*, *Stypocaulaceae* e *Peyssonnelia spp.*

(Fig. 5.2.3)

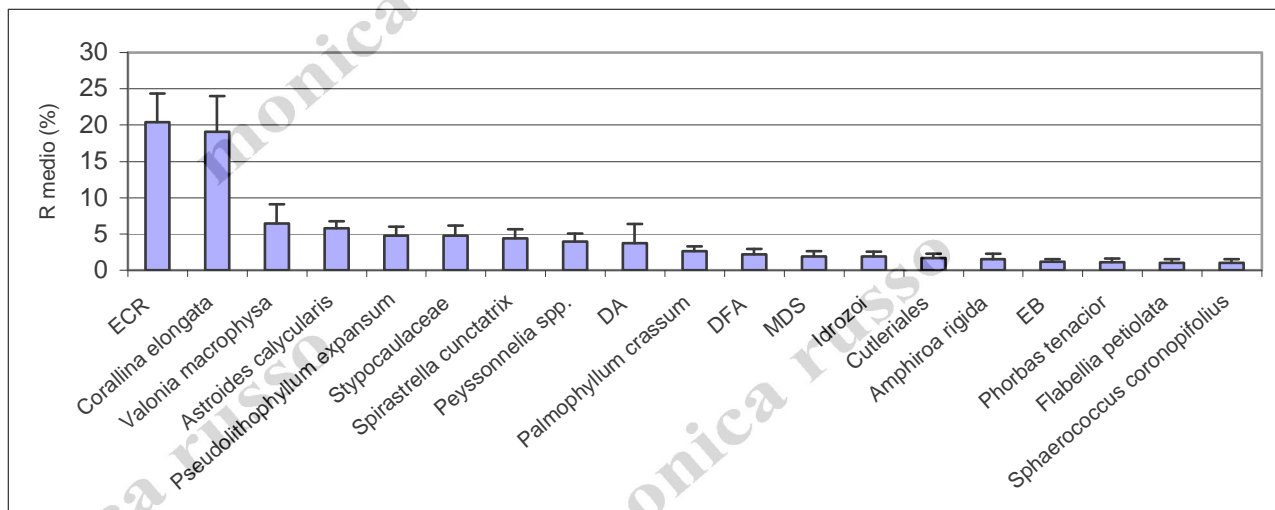


Fig. 5.2.3 Ricoprimento percentuale dei taxa più abbondanti nella Grotta del Tuono

- nella Grotta del Cammello (Sito 3) è riscontrata la minore rappresentazione di specie. Quelle più abbondanti in ordine decrescente sono: *Astroides calycularis*, ECR, *Spirastrella cunctatrix*, MDS, MLS, *Spirastrella cunctatrix*, *Stypocaulaceae*, *Corallina elongata* e *Phorbas tenacior*. (Fig. 5.2.4)

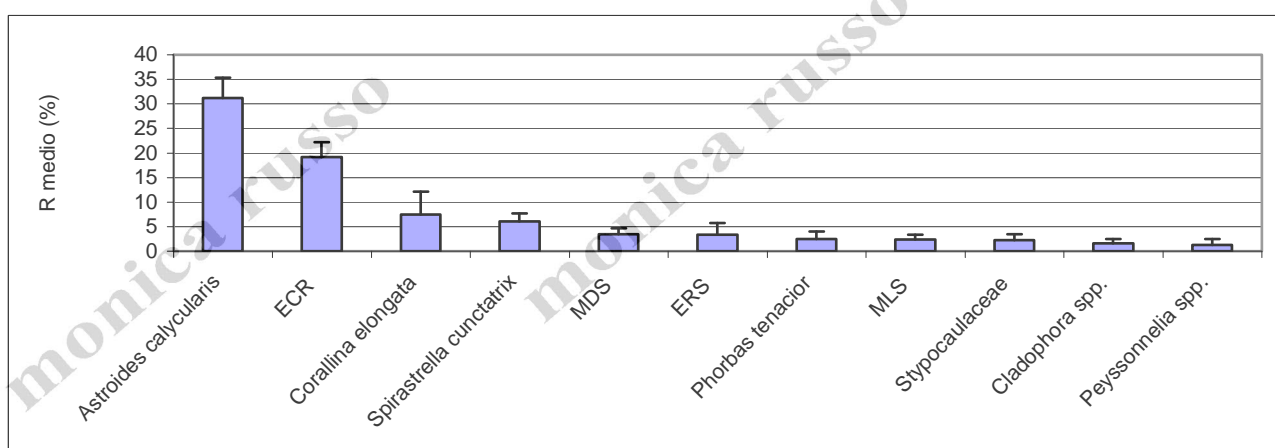


Fig. 5.2.4 Ricoprimento percentuale dei taxa più abbondanti nella Grotta del Cammello

Se si considerano, invece, separatamente i valori di ricoprimento percentuale dei due strati batimetrici delle tre grotte si nota che:

- lo strato profondo della Grotta della Bombarda mostra un maggior numero di *taxa*, mentre lo strato superficiale mostra un picco netto per *Astroides calycularis* (Fig. 5.2.5).

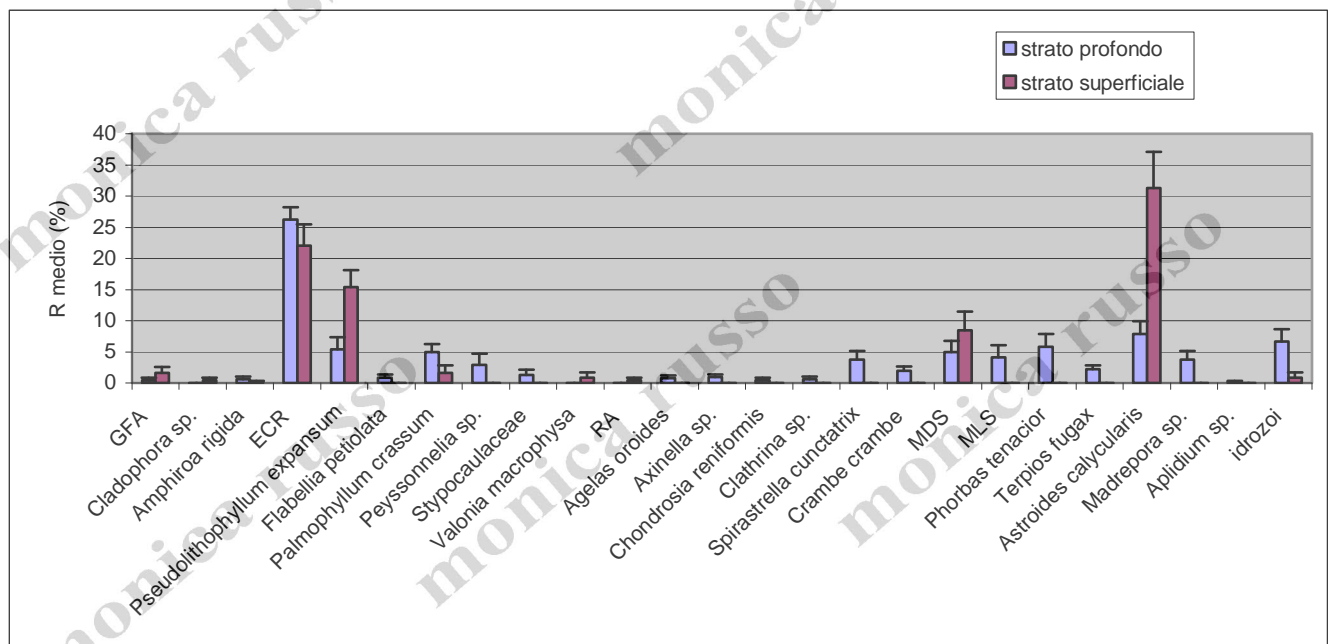


Fig. 5.2.5 Ricoprimento percentuale dei taxa più abbondanti nei due strati batimetrici nella Grotta della Bombarda

- entrambi gli strati nella Grotta del Tuono mostrano una discreta rappresentazione di *taxa*. Netta differenza si nota nello strato superficiale per *Corallina elongata* ed ECR (Fig. 5.2.6).

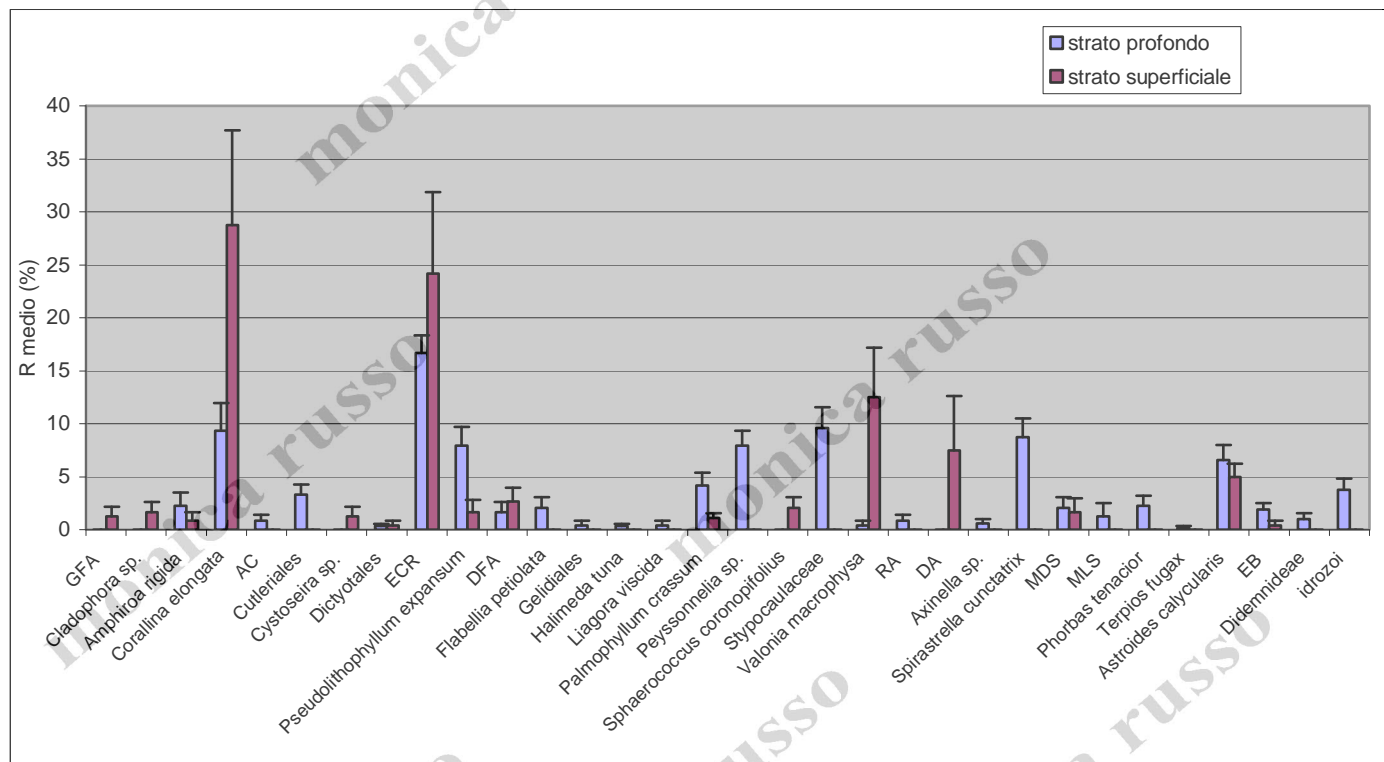


Fig. 5.2.6 Ricoprimento percentuale dei taxa più abbondanti nei due strati batimetrici nella Grotta del Tuono

- nella Grotta del Cammello il numero maggiore di *taxa* è riportato dallo strato superficiale. Entrambi gli strati mostrano un picco netto di *Astrodes calycularis* (Fig. 5.2.7).

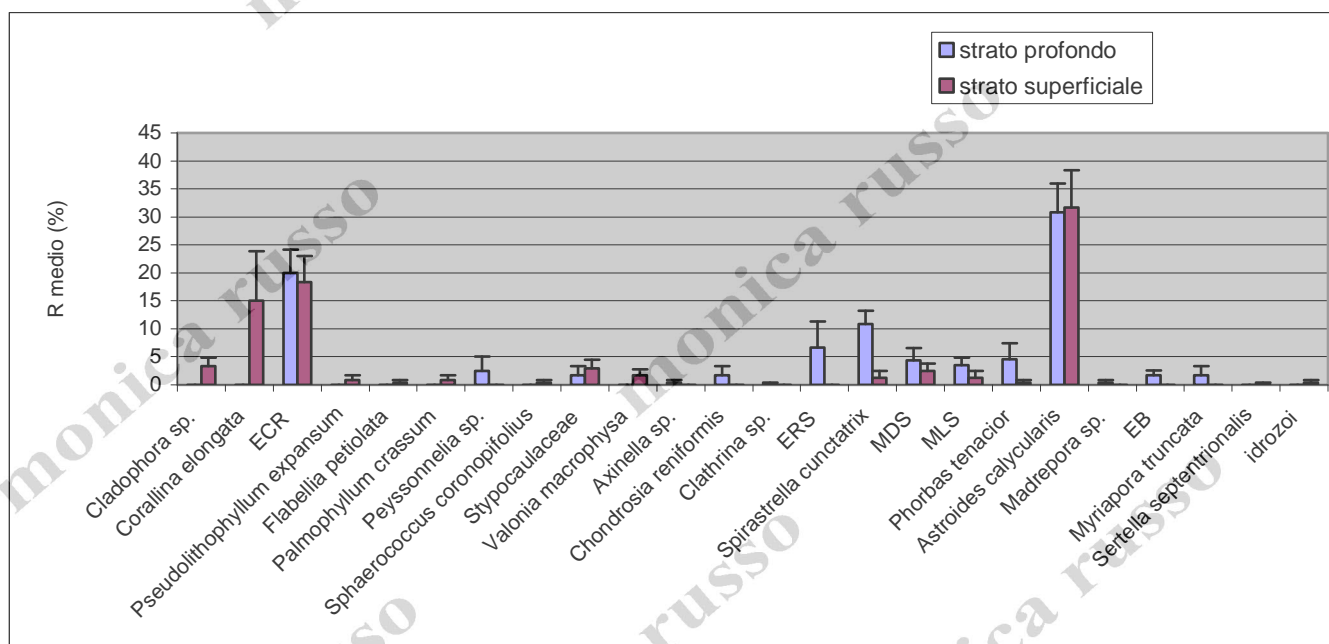


Fig. 5.2.7 Ricoprimento percentuale dei taxa più abbondanti nei due strati batimetrici nella Grotta del Cammello

Tra gli OTUs, cumulando i risultati dello strato profondo e di quello superficiale, risultano più abbondanti nelle tre grotte le rodofite calcificate incrostanti (ECR), con una distribuzione alquanto omogenea (Fig. 5.2.8) e le Spugne massive scure (MDS) che si presentano più abbondanti nella Grotta della Bombarda e meno nella Grotta del Tuono (Fig. 5.2.9).

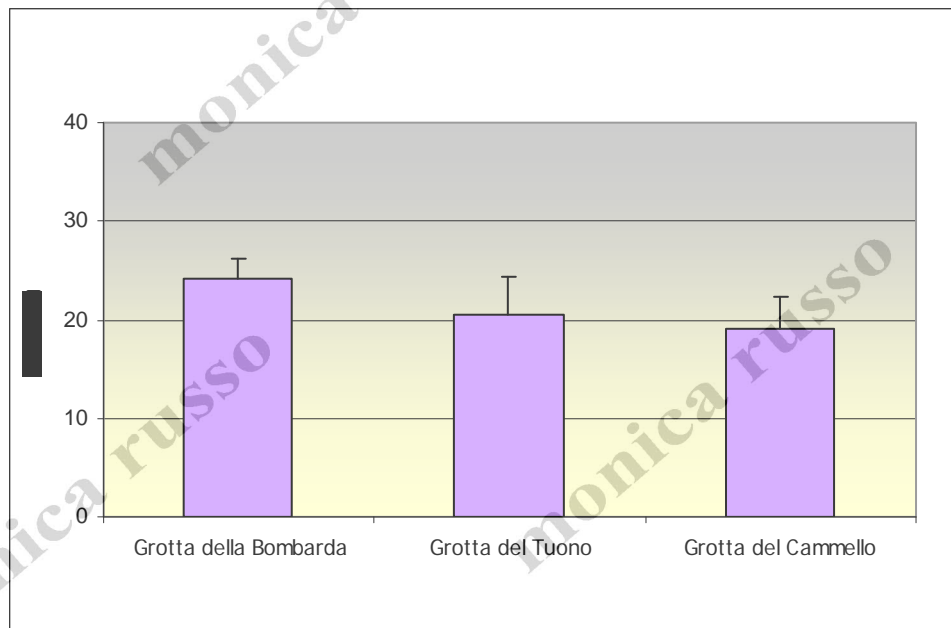


Fig. 5.2.8 Ricoprimento ECR

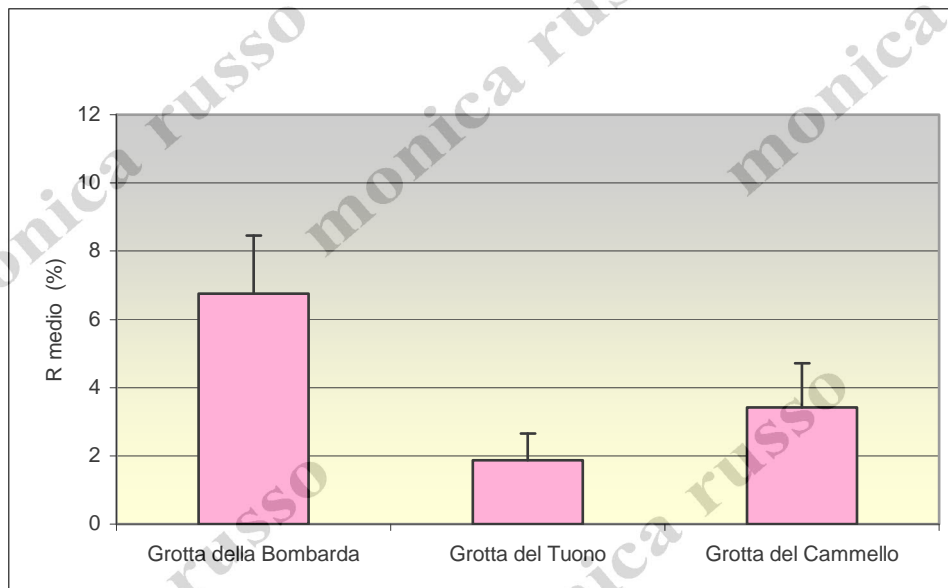


Fig. 5.2.9 Ricoprimento MDS

Tra i *taxa* del fitobenthos più abbondanti si ritrovano *Corallina elongata*, *Pseudolithophyllum expansum*, *Valonia macrophysa*, *Stypocaulaceae*, *Palmophyllum crassum* e *Peyssonnelia spp.*. In particolare, cumulando i risultati dello strato profondo e di quello superficiale, *Corallina elongata* (Fig. 5.2.10) è assente

nella Grotta della Bombarda, mentre risulta notevolmente più abbondante nella Grotta del Tuono. Mentre il ricoprimento di *Valonia macrophysa* (Fig. 5.2.11) risulta nettamente elevato nella Grotta del Tuono rispetto ai valori meno pronunciati degli altri due siti.

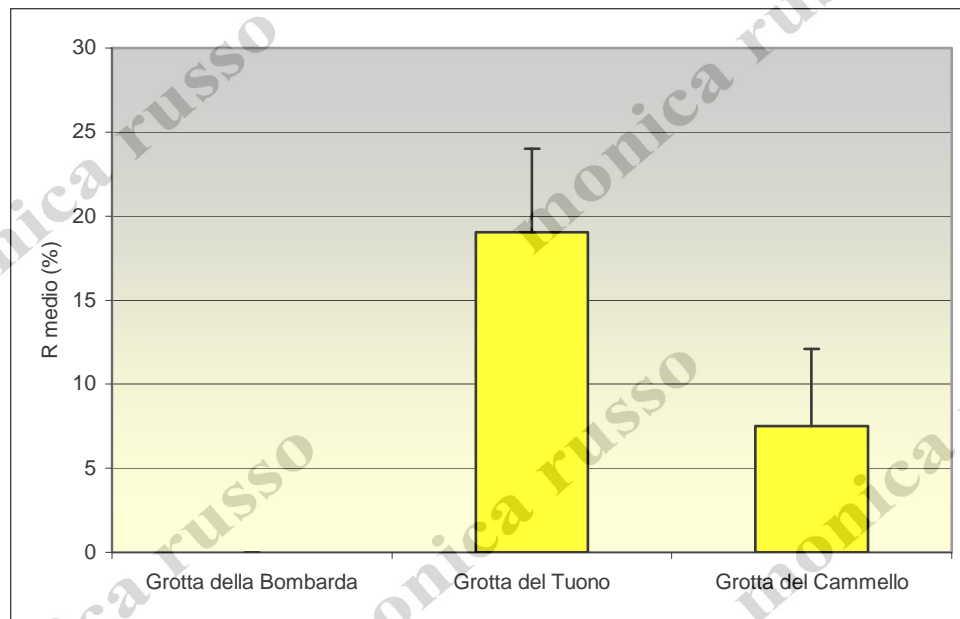


Fig. 5.2.10 Ricoprimento *Corallina elongata*

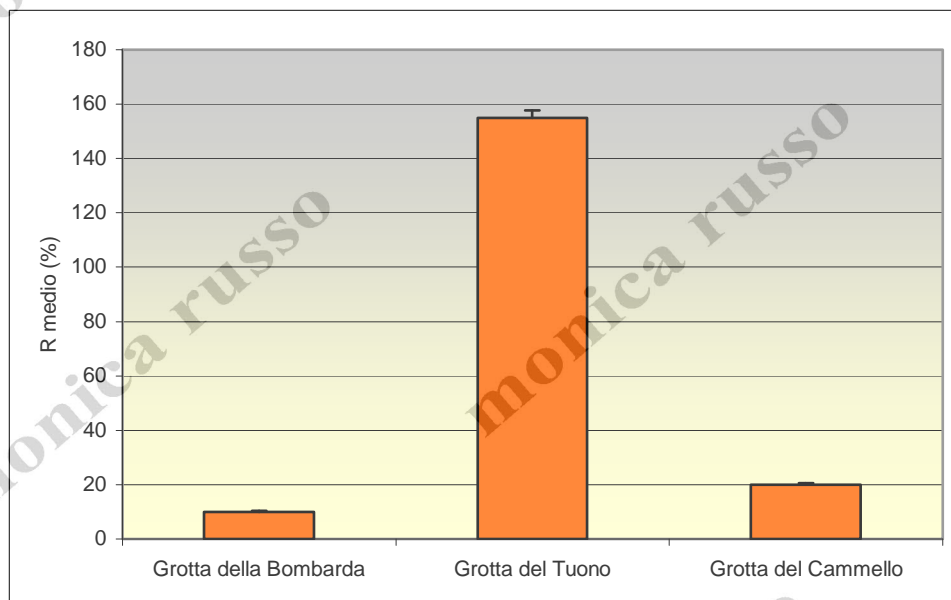


Fig. 5.2.11 Ricoprimento *Valonia macrophysa*

Le specie dello zoobenthos che ricoprono maggiormente le pareti delle tre grotte sono *Astroides calycularis*, *Spirastrella cunctatrix*, *Phorbas tenacior*, gli idrozoi, ed *Ircinia spp.* *Spirastrella cunctatrix* si presenta con un ricoprimento crescente passando dalla Grotta della Bombarda alla Grotta del Cammello (Fig. 5.2.12).

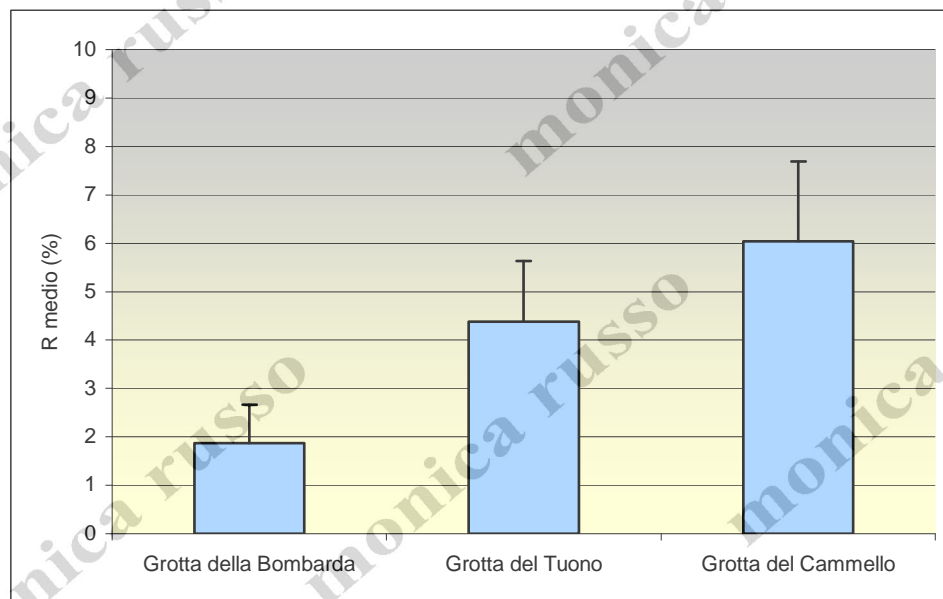


Fig. 5.2.12 Ricoprimento *Spirastrella cunctatrix*

Cumulando i risultati dello strato profondo e di quello superficiale, *Astroides calycularis* (Pallas 1766) si presenta nettamente abbondante nella Grotta del Cammello mentre mostra i valori di ricoprimento più bassi nella Grotta del Tuono (Fig. 5.2.13).

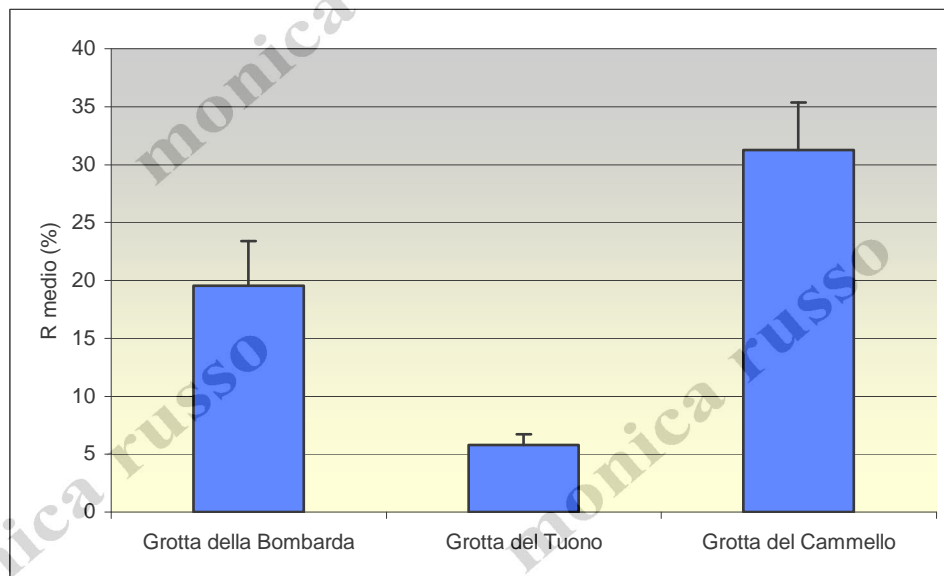


Fig. 5.2.13 Ricoprimento *Astroides calycularis*

Analizzando, invece, singolarmente i valori di ricoprimento di *Astroides calycularis* (Pallas 1766) delle tre grotte:

- nella Grotta della Bombarda, lo strato profondo (Fig. 5.2.14), mostra valori che decrescono lungo il transetto su entrambi le pareti, anche se la parete di sinistra mostra valori più elevati nei primi campioni vicino la bocca della grotta.

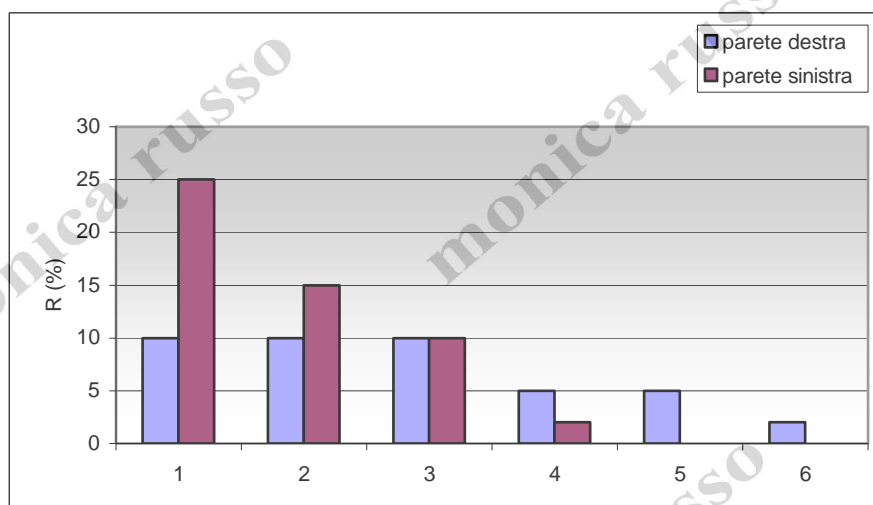


Fig. 5.2.14 Ricoprimento percentuale nello strato profondo della Grotta della Bombarda

Al contrario, lo strato superficiale (Fig. 5.2.15) mostra valori crescenti verso l'interno della grotta ma solo nella parete di destra, mentre nella parete di sinistra si notano valori più elevati nei due campioni iniziali.

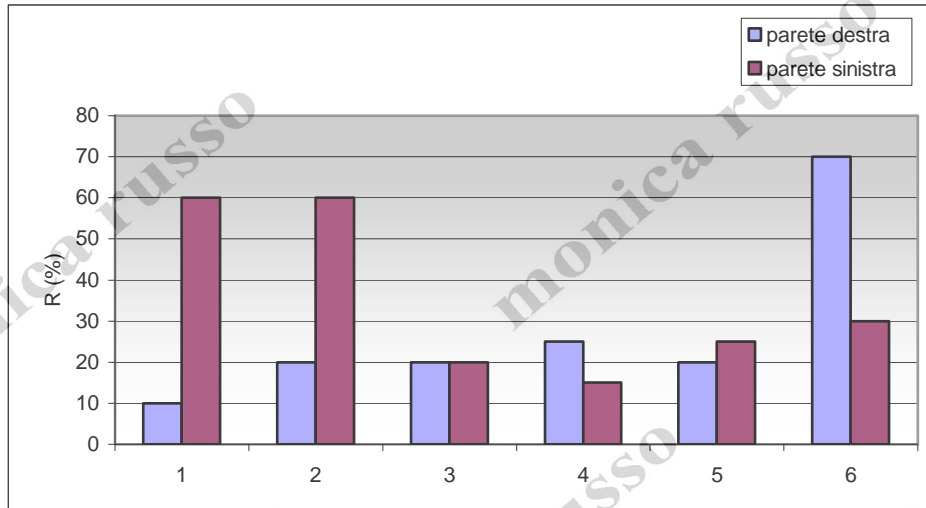


Fig. 5.2.15 Ricoprimento percentuale nello strato superficiale della Grotta della Bombarda

- nella Grotta del Tuono, lo strato profondo (Fig. 5.2.16), sulla parete di destra mostra un valore nettamente più elevato nel campione centrale alla grotta, mentre sulla parete di sinistra non si evince alcuna netta differenza tra i valori di ricoprimento dei campioni.

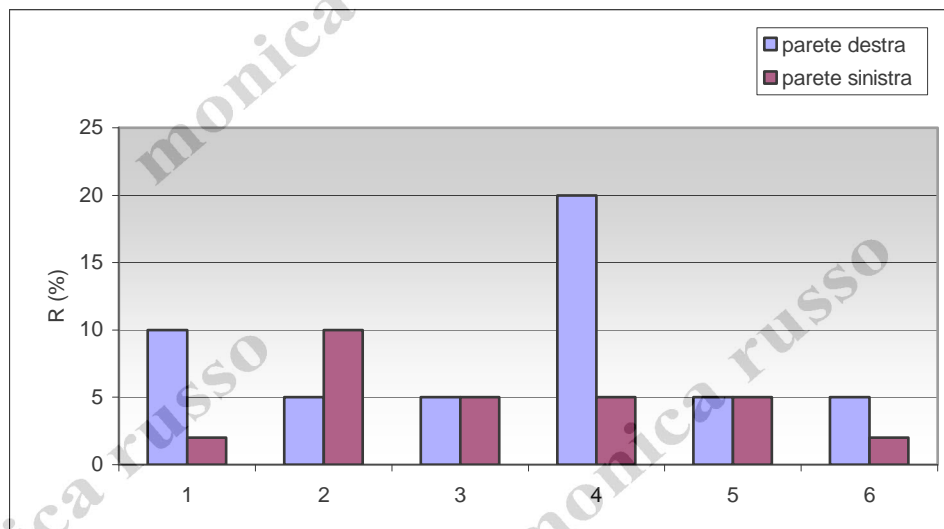


Fig. 5.2.16 Ricoprimento percentuale nello strato profondo della Grotta del Tuono

Mentre, lo strato superficiale (Fig. 5.2.17) presenta nella parete di sinistra valori crescenti verso l'interno della grotta, mentre la parete di destra riporta copertura di *Astroides calycularis* solo negli ultimi tre campioni più interni della grotta.

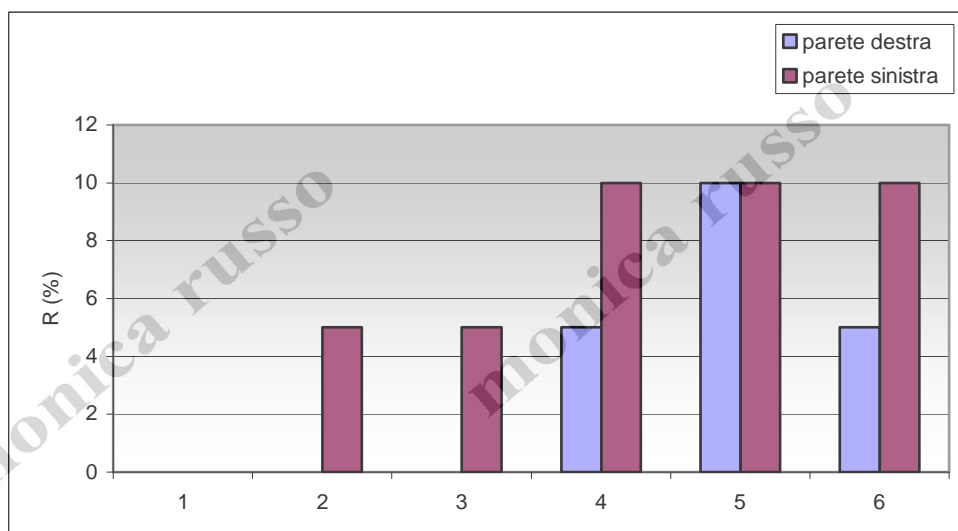


Fig. 5.2.17 Ricoprimento percentuale nello strato superficiale della Grotta del Tuono

- nella Grotta del Cammello, lo strato profondo (Fig. 5.2.18), mostra sulla parete di destra valori più elevati nei primi due campioni e in quello più interno alla grotta, mentre la parete di sinistra mostra valori crescenti verso l'interno.

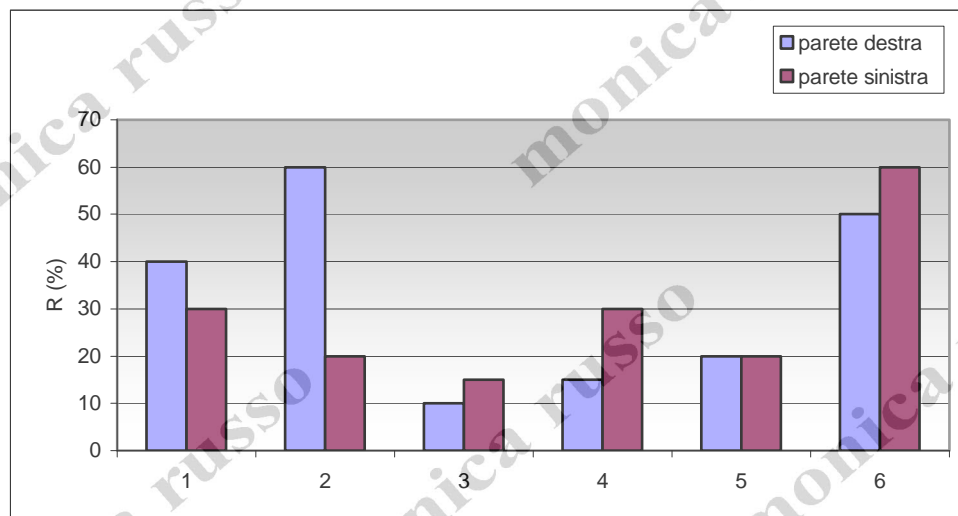


Fig. 5.2.18 Ricoprimento percentuale nello strato profondo della Grotta del Cammello

Lo strato superficiale (Fig. 5.2.19), invece, mostra nella parete di destra valori crescenti verso l'interno della grotta. La parete di sinistra si presenta con valori più bassi in tutti i campioni, eccezion fatta per l'ultimo campione, più interno.

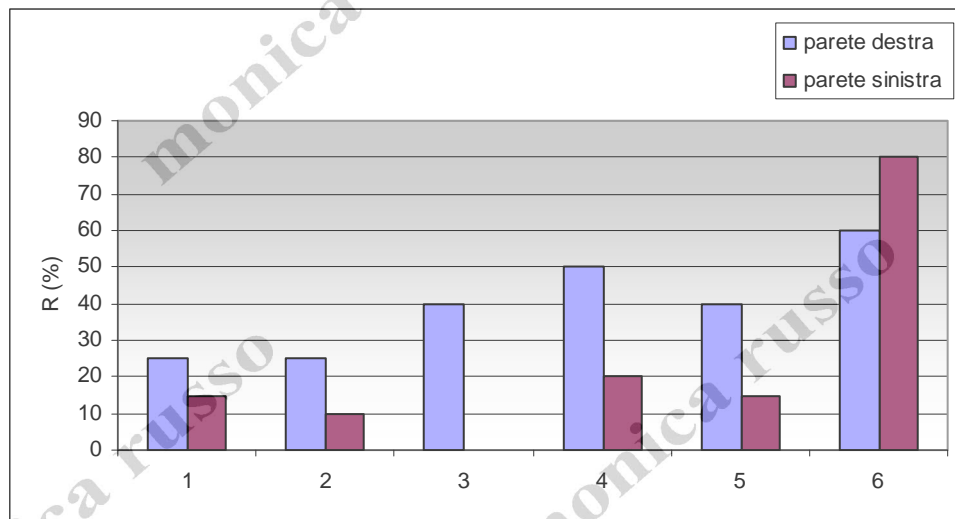


Fig. 5.2.19 Ricoprimento percentuale nello strato superficiale della Grotta del Cammello

5.3 Analisi Multivariata

Nel grafico relativo all'analisi della struttura dei popolamenti delle tre grotte (nMDS, stress: 0,2; Fig. 5.3.1) si evince un discreto grado di similarità tra i popolamenti. Questa similarità risulta essere più elevata nel confronto GR1 (Grotta della Bombarda) e GR3 (Grotta del Cammello), che a loro volta sembrano differire maggiormente rispetto a GR2 (Grotta del Tuono).

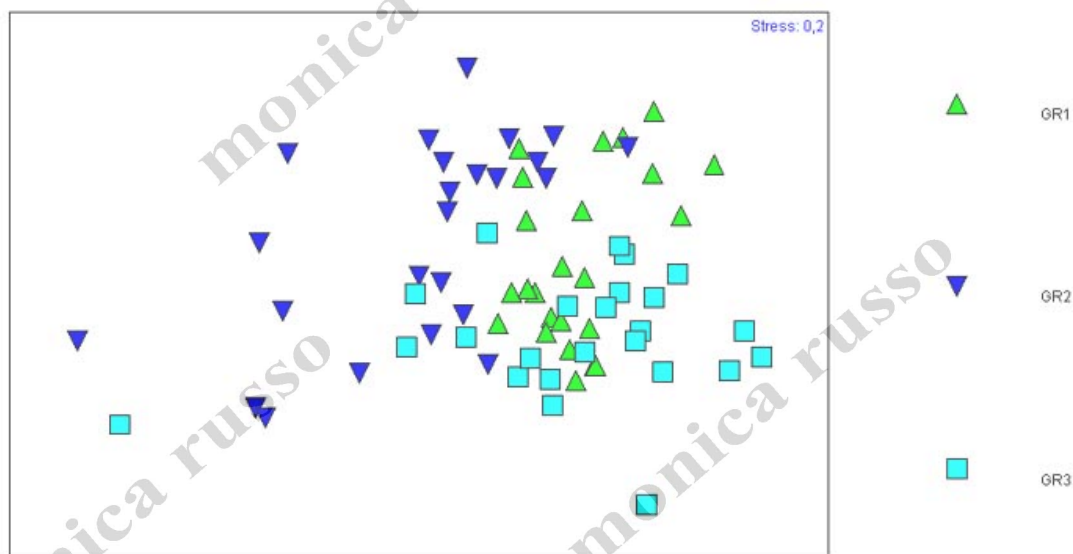


Fig. 5.3.1 Grafico nMDS per le tre grotte

Il SIMPER conferma questi dati rivelando una dissimilarità percentuale di 59,11% tra GR1 e GR3, di 65,47% tra GR1 e GR2 e di 68,36% tra GR2 e GR3.

I *taxa* che contribuiscono maggiormente alle differenze tra GR 1 e GR 3 sono *Pseudolithophyllum expansum* (12,70%), MDS (8,82%), *Spirastrella cunctatrix* (7,50%), *Astroides calycularis* (7,43%) ed ECR (7,22%) (Tab. 5.3.1).

| Taxa | R % medio GR 1 | R % medio GR 3 | Contributo% alla dissimilarità |
|------------------------------------|-------------------|-------------------|-----------------------------------|
| <i>Pseudolithophyllum expansum</i> | 10,42 | 0,42 | 12,70 |
| MDS | 6,75 | 3,42 | 8,82 |
| <i>Spirastrella cunctatrix</i> | 1,88 | 6,04 | 7,50 |
| <i>Astroides calycularis</i> | 19,54 | 31,25 | 7,43 |
| ECR | 24,17 | 19,17 | 7,22 |

Tab. 5.3.1 SIMPER, ricoprimento percentuale medio dei taxa in GR 1 e GR 3 e relativo contributo percentuale di dissimilarità.

I *taxa* che, invece, contribuiscono alle differenze tra GR 1 e GR 2 sono *Corallina elongata* (9,99%), *Pseudolithophyllum expansum* (7,49%), *Astroides calycularis* (6,77%), *MDS* (6,32%) e *Valonia macrophysa* (5,64%) (Tab. 5.3.2).

| Taxa | R % medio GR 1 | R % medio GR 2 | Contributo % alla dissimilarità |
|------------------------------------|-------------------|-------------------|------------------------------------|
| <i>Corallina elongata</i> | 0,00 | 19,04 | 9,99 |
| <i>Pseudolithophyllum expansum</i> | 10,42 | 4,79 | 7,49 |
| <i>Astroides calycularis</i> | 19,54 | 5,79 | 6,77 |
| <i>MDS</i> | 6,75 | 1,88 | 6,32 |
| <i>Valonia macrophysa</i> | 0,42 | 6,46 | 5,64 |

Tab. 5.3.2 SIMPER, ricoprimento percentuale medio dei *taxa* in GR 1 e GR 2 e relativo contributo percentuale di dissimilarità.

Infine, i *taxa* che contribuiscono alle differenze tra GR 2 e GR 3 sono *Corallina elongata* (10,74%), *Astroides calycularis* (9,17%), *ECR* (7,25%), *Spirastrella cunctatrix* (6,44%) e *Valonia macrophysa* (6,29) (Tab. 5.3.3).

| Taxa | R % medio GR 2 | R % medio GR 3 | Contributo % alla dissimilarità |
|--------------------------------|-------------------|-------------------|------------------------------------|
| <i>Corallina elongata</i> | 19,04 | 1,07 | 10,74 |
| <i>Astroides calycularis</i> | 5,79 | 1,38 | 9,17 |
| <i>ECR</i> | 20,42 | 0,88 | 7,25 |
| <i>Spirastrella cunctatrix</i> | 4,38 | 6,04 | 6,44 |
| <i>Valonia macrophysa</i> | 6,46 | 0,83 | 6,29 |

Tab. 5.3.3 SIMPER, ricoprimento percentuale medio dei *taxa* in GR 2 e GR 3 e relativo contributo percentuale di dissimilarità.

Utilizzando nell'analisi come fattore discriminante lo strato di profondità si evince una differenza tra i due strati batimetrici considerati. Differenza confermata dalla procedura SIMPER che riporta un valore di dissimilarità pari a 65,40%. Il grafico (stress 0,2; Fig. 5.3.2) evidenzia una maggiore similarità interna al gruppo dei campioni dello strato profondo rispetto allo strato superficiale.

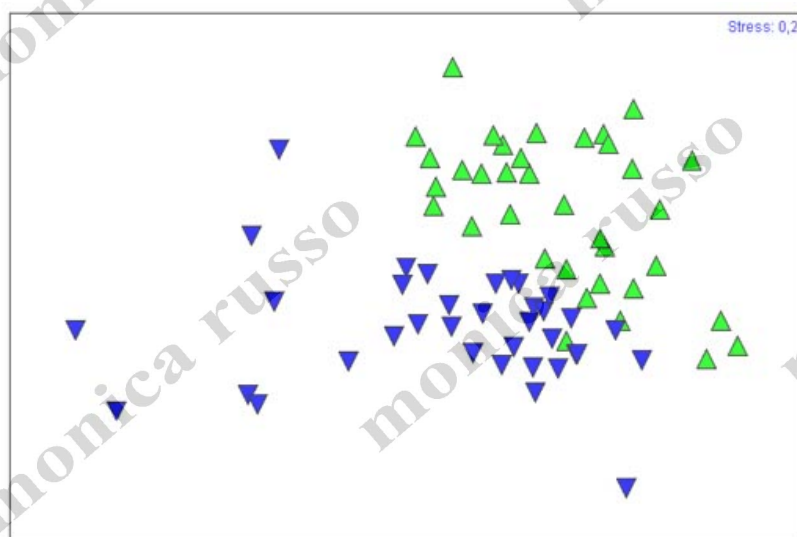


Fig. 5.3.2 Grafico nMDS per le tre grotte nelle due profondità

I taxa che contribuiscono maggiormente alla dissimilarità tra i due strati batimetrici nelle tre grotte sono *Spirastrella cunctatrix* (8,69%), *Corallina elongata* (7,05%), *Astroides calycularis* (6,81%), *Pseudolithophyllum expansum* (6,56%) ed MDS (6,05%) (Tab. 5.3.4).

| Taxa | R % medio Strato profondo | R % medio Strato superficiale | Contributo % alla dissimilarità |
|------------------------------------|------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|
| <i>Spirastrella cunctatrix</i> | 7,78 | 0,42 | 8,69 |
| <i>Corallina elongata</i> | 3,11 | 14,58 | 7,05 |
| <i>Astroides calycularis</i> | 15,08 | 22,64 | 6,81 |
| <i>Pseudolithophyllum expansum</i> | 4,44 | 5,97 | 6,56 |
| MDS | 3,81 | 4,22 | 6,05 |

Tab. 5 SIMPER, ricoprimento percentuale medio dei taxa nei due strati batimetrici e relativo contributo percentuale di dissimilarità.

Infine, confrontando la struttura dei popolamenti delle tre grotte in funzione di ciascuna profondità, è evidente che lo strato superficiale (stress 0,15; Fig. 5.3.3) mostra un andamento simile al grafico nMDS che non considera differenze batimetriche (vedi Fig. 5.3.1). In particolare alcuni campioni della grotta 2 risultano distanti ed evidenziano un discreto livello di dissimilarità.

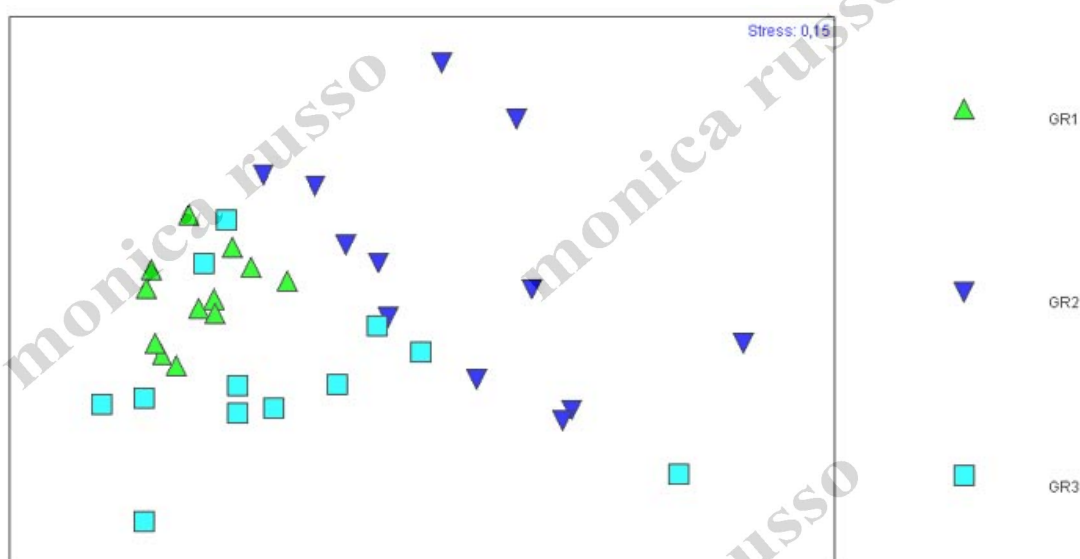


Fig. 5.3.3 Grafico nMDS per le tre grotte nello strato superficiale

Malgrado lo stress statistico non permetta di considerare come accettabile il grafico nMDS ottenuto dai campioni profondi (stress: 0,22; Fig. 5.3.4), il trend evidenziato nella stazione superficiale non sembra essere confermato, rivelando qualitativamente una netta differenza nei popolamenti delle tre grotte.

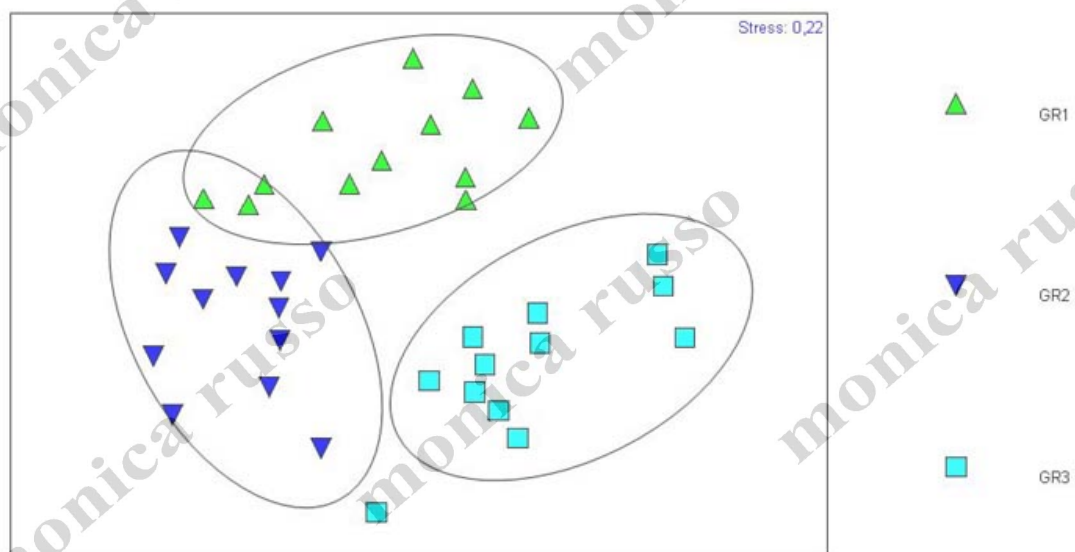


Fig. 5.3.4 Grafico nMDS per le tre grotte nello strato profondo

5.4 Indici di qualità ambientale

Gli alti valori ottenuti dall'applicazione del coefficiente biotico di BORJA *et al.* (2000) associano le tre grotte ad uno stato ecologico di qualità medio elevato. In particolare, è la Grotta del Tuono che mostra lo stato di qualità più basso (Fig. 5.4.1).

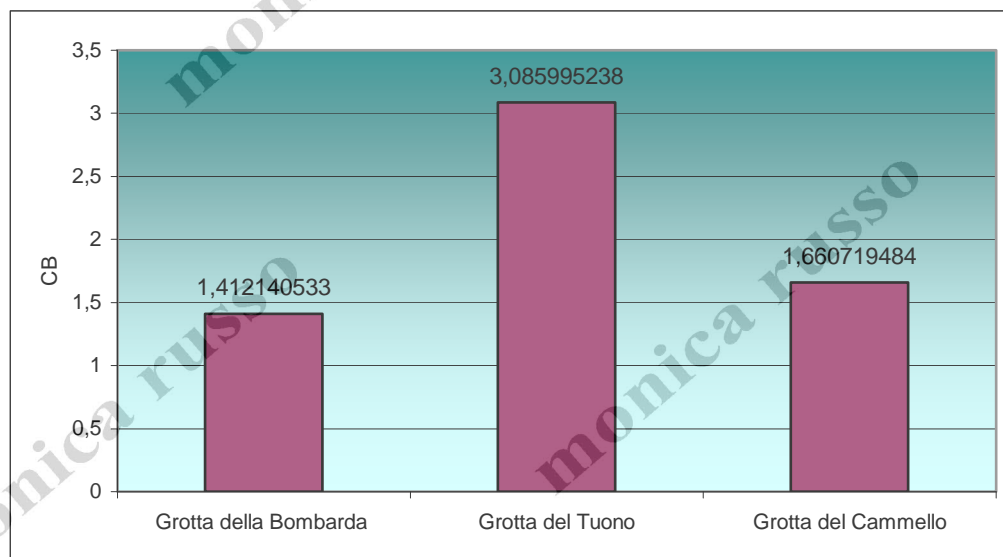


Fig. 5.4.1 Il Coefficiente Biotico (CB) di BORJA *et al.* (2000) nelle tre grotte

Analogamente, l'applicazione del coefficiente in ciascuna grotta nei due strati batimetrici ed in funzione della distanza dall'ingresso evidenzia uno stato di qualità ecologico mediamente elevato. In particolare, la Grotta della Bombarda mostra valori più elevati nello strato profondo rispetto al superficiale (Fig. 5.4.2).

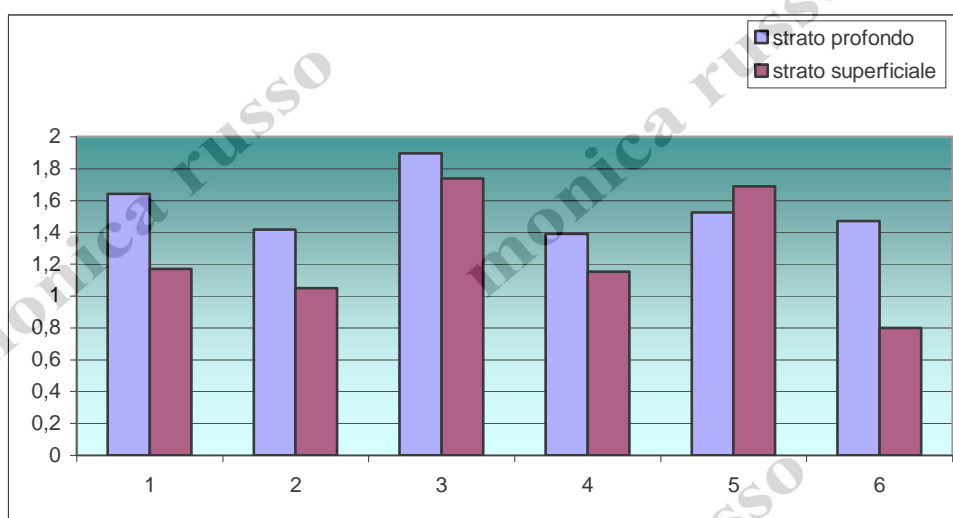


Fig. 5.4.2 Il Coefficiente Biotico (CB) di BORJA *et al.* (2000) per ciascuna unità di campionamento nei due strati batimetrici nella Grotta della Bombarda.

La Grotta del Tuono presenta i valori più elevati tra le tre grotte, ma tra i suoi due strati batimetrici è lo strato superficiale quello con valori di qualità maggiori (Fig. 5.4.3).

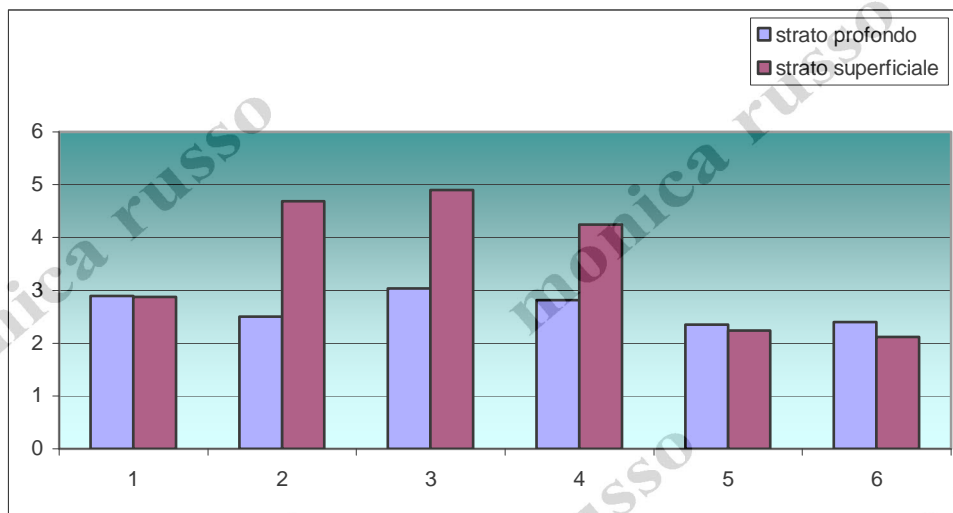


Fig. 5.4.3 Il Coefficiente Biotico (CB) di BORJA *et al.* (2000) per ciascuna unità di campionamento nei due strati batimetrici nella Grotta del Tuono.

La grotta del Cammello presenta per i primi tre quadrati valori più elevati nello strato superficiale, mentre per i quadrati più interni i valori più elevati sono presenti nello strato profondo (Fig. 5.4.4).

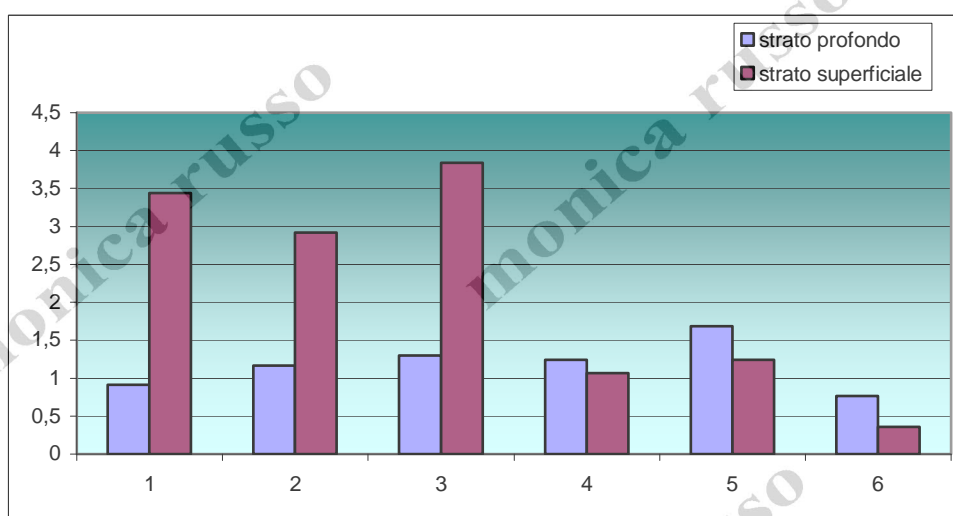


Fig. 5.4.4 Il Coefficiente Biotico (CB) di BORJA *et al.* (2000) per ciascuna unità di campionamento nei due strati batimetrici nella Grotta del Cammello.

Il gruppo ecologico che risulta più abbondante nelle tre grotte è GII, seguito da GI, ovvero quelli comprendenti le specie di maggior valenza ecologica (Fig. 5.4.5).

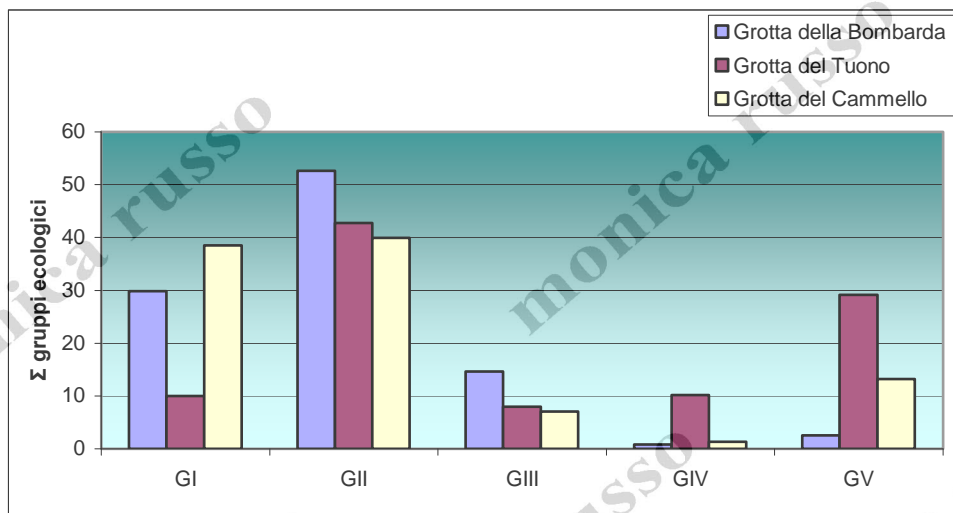


Fig. 5.4.5 Abbondanza dei gruppi ecologici nelle tre grotte

Il *Valore di Qualità Ambientale* (EQV) di TORRAS *et al.* (2003) mostra valori più elevati nella Grotta della Bombarda e nella Grotta del Cammello, mentre la Grotta del Tuono presenta un valore più basso (Fig. 5.4.6).

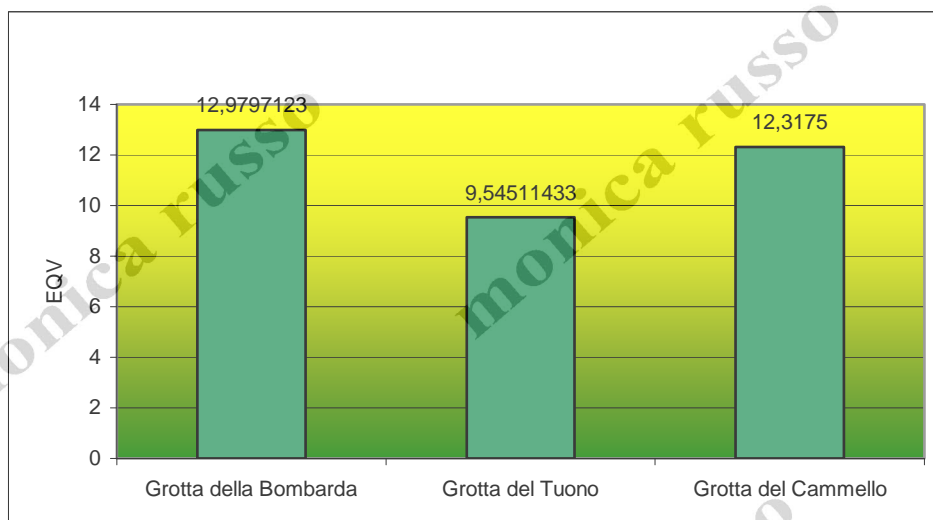


Fig. 5.4.6 Il *Valore di Qualità Ambientale* (EQV) di TORRAS *et al.* (2003) nelle tre grotte

Confrontando, adesso, singolarmente i due strati batimetrici nelle tre grotte, i valori dell'EQV risultano confermati. Lo strato profondo mostra valori più elevati rispetto a quello superficiale, anche se, la differenza più netta risulta solo per la Grotta del Tuono e per la Grotta del Cammello (Fig. 5.4.7).

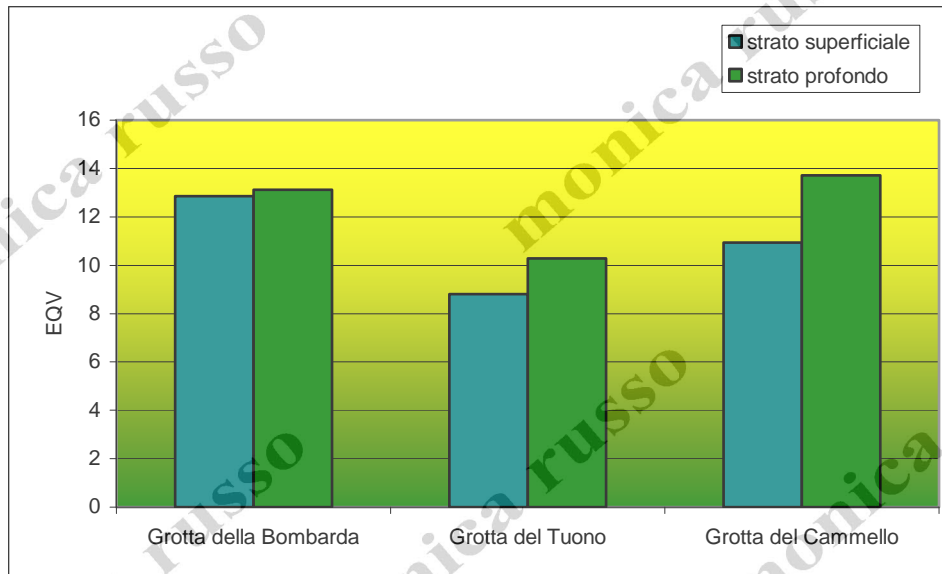


Fig. 5.4.7 Il Valore di Qualità Ambientale (EQV) di TORRAS *et al.* (2003) nelle tre grotte nei due strati batimetrici

Infine, l' *"Hilsenhoff-like" Biotic Index (EBI)* di EATON (2001) riporta valori più elevati nella Grotta della Bombarda e nella Grotta del Cammello (Fig. 5.4.8). I valori più elevati sono associati ad una sensibilità maggiore (EATON, 2001).

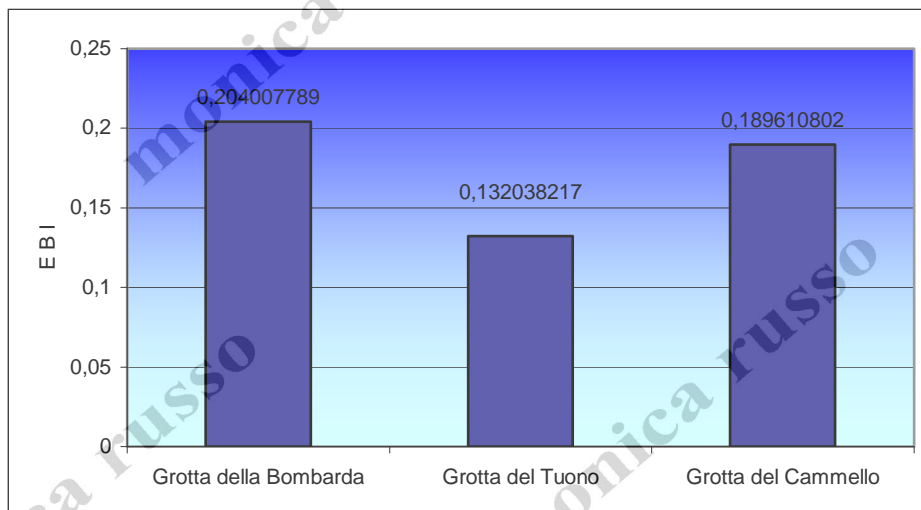


Fig. 5.4.8 L' "Hilsenhoff-like" Biotic Index (EBI) di EATON (2001) nelle tre grotte

Se si considerano separatamente i due strati batimetrici: nella Grotta della Bombarda (Fig. 5.4.9) ciascuna unità di campionamento dei due strati batimetrici si presenta con valori di EBI elevati.

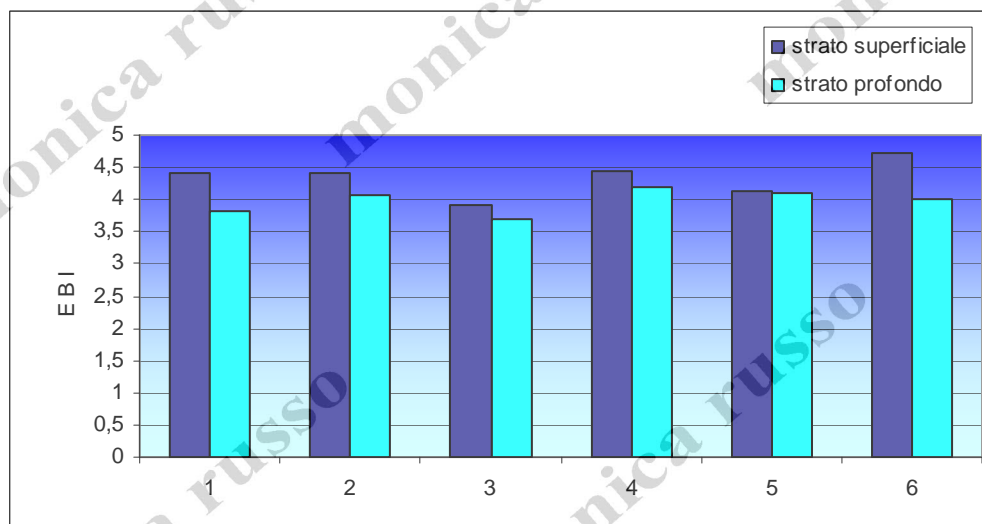


Fig. 5.4.9 L' "Hilsenhoff-like" Biotic Index (EBI) di EATON (2001) nei due strati batimetrici della Grotta della Bombarda

Nella Grotta del Tuono, invece, lo strato profondo presenta valori più elevati in tutte le unità di campionamento. Al contrario, lo strato superficiale mostra valori più elevati solo verso l'interno della grotta (Fig. 5.4.10).

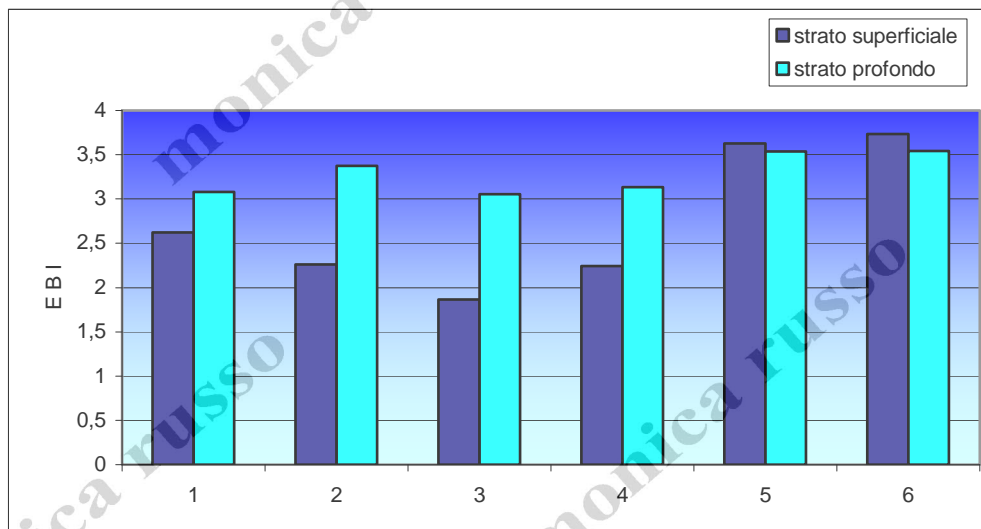


Fig. 5.4.10 L' "Hilsenhoff-like" Biotic Index (EBI) di EATON (2001) nei due strati batimetrici della Grotta de l Tuono

Stesso andamento si ritrova nella Grotta del Cammello (Fig. 5.4.11) anche se in generale i valori risultano più alti rispetto a quelli della Grotta del Tuono.

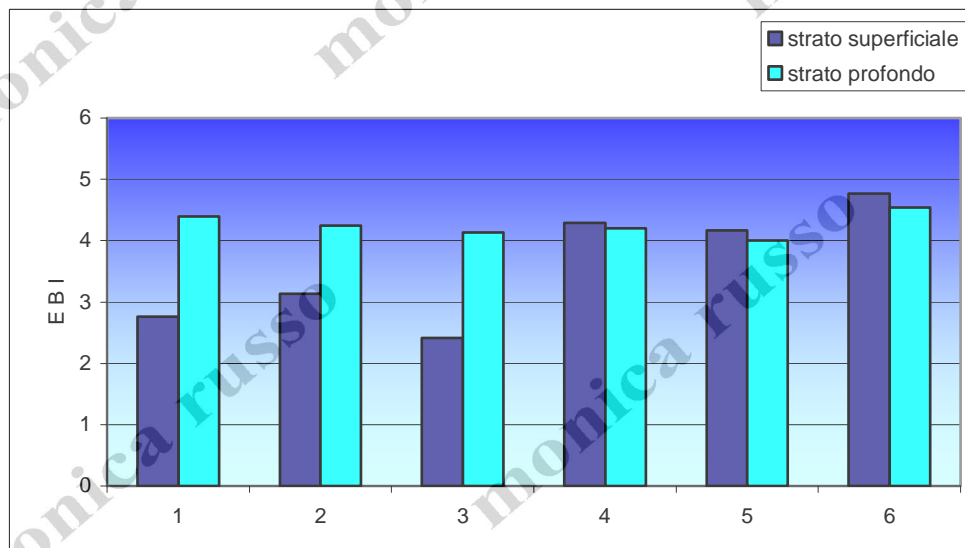


Fig. 5.4.11 L' "Hilsenhoff-like" Biotic Index (EBI) di EATON (2001) nei due strati batimetrici della Grotta del Cammello

6. Discussioni e Conclusioni

Dal confronto spaziale delle tre grotte appare evidente che la Grotta del Tuono (Sito2) è quella con il maggior numero di specie. Questa grotta è situata sul lato nord dell'isola e se pur non direttamente irradiata dal sole risulta abbastanza illuminata data la sua ampiezza dovuta alla proporzione nello spazio delle tre rispettive dimensioni (altezza, larghezza e lunghezza). Infatti, le caratteristiche strutturali (morfologia o conformazione) e la profondità alla quale si sviluppano le grotte marine concorrono nel determinare le condizioni all'interno. In particolare, il numero e le dimensioni degli ingressi che mettono la grotta in comunicazione con l'esterno influenzano sia la penetrazione della luce sia il regime idrodinamico (HARMELIN, 1969; HARMELIN *et al.*, 1985). La presenza di un numero nettamente più alto di componente fitobentonica, ben 22 tra OTUs e *taxa*, rispetto alle altre due grotte è probabilmente una conferma della maggiore presenza di luce. Le specie che più facilmente si ritrovano sono quelle tipiche dell'infralitorale adattate a basse intensità luminose. Grazie alla capacità di questi vegetali di adattarsi alle più estreme condizioni di vita, possono diventare una porzione importante della vita di una grotta, non solo nella parte iniziale. Un'osservazione molto facile da fare è che l'imboccatura di una grotta è, di solito, colonizzata da un popolamento vegetale che, via via che si procede verso l'interno, è costituito dapprima da alghe frondose brune come *Corallina*

o *Cystoseira* per poi lasciare il passo a forme più aderenti al substrato come *Valonia* e *Peyssonnelia* ed infine a forme crostose rosse come varie specie di Corallinacee incrostanti calcaree o a varie forme di rodoficee incrostanti. Questa sostituzione verso forme sempre più specializzate verso condizioni di sciafilia deriva ovviamente dalla capacità di utilizzare la luce da parte dei vari gruppi di alghe. Il crollo di parte della grotta come nel caso della Grotta del Cammello (Sito3) determina una fonte di illuminazione addizionale che incide pesantemente sulla disponibilità di luce generale all'interno della cavità, permettendo quindi alle alghe di colonizzare le zone in cui la quantità di luce risulta ancora sufficiente per la funzione fotosintetica (CICOGNA *et al.*, 1997). FALKEMBERG (1878) e FUNK (1927) hanno messo in evidenza la rapidissima diminuzione delle alghe dall'imboccatura della grotta se si procede verso il suo interno. Questo è in parte legato alla altrettanto drastica diminuzione della luce ma anche, come è stato dimostrato nella Grotta del Mago ad Ischia (CINELLI *et al.*, 1977) dalla diminuzione del fattore idrodinamico. Tuttavia, è quasi sempre la diminuzione netta della luce a escludere la componente fitobentonica dal colonizzare l'intero sviluppo di una grotta. Nelle altre due grotte la più abbondante è la componente zoobentonica. In particolare, i poriferi risultano essere il gruppo faunistico maggiormente rappresentativo, in tutte e tre le grotte e soprattutto nello strato profondo rispetto al superficiale. Solitamente le spugne mostrano alti valori di ricoprimento in determinati settori delle grotte ma i modelli osservati da vari autori non risultano sempre coerenti tra loro. In alcune

grotte nelle Isole Baleari, ad esempio, è stato osservato un decremento piuttosto regolare del ricoprimento procedendo dalle zone più esterne verso quelle più interne (BIBILONI *et al.*, 1989). BALDUZZI *et. al* (1989), invece, in una grotta della Penisola Sorrentina hanno riscontrato brusche cadute nei valori di ricoprimento sin dai primi metri dall'ingresso anche se si osservavano valori vicini all'80% alla distanza di 35 m per la presenza di *Aaptos aaptos* (Schmidt 1864). Studi fatti in una grotta delle Isole Tremiti, al contrario, hanno mostrato un graduale decremento soltanto a partire dalle porzioni centrali della grotta (CORRIERO *et al.*, 2000). Molto abbondante nelle tre grotte è risultata *Spirastrella cunctatrix*, Schmidt (1868), una spugna incrostante rossa molto diffusa ed evidente in ambienti coralligeni e precoralligeni dove forma grandi incrostazioni, talvolta di molti decimetri quadrati. Il tessuto di cui è composta è molto sottile e i principali canali del sistema acquifero si possono osservare in rilievo, all'interno dei tessuti. Questa spugna è in grado di penetrare abbastanza profondamente all'interno di grotte marine dove tende a perdere la sua colorazione. In questi ambienti gli esemplari subiscono rilevanti modificazioni dovute alla notevole riduzione dell'idrodinamismo, fattore determinante per i filtratori: ciascuna spugna diventa più piccola e, soprattutto il numero delle aperture esalanti tende drasticamente a diminuire. Contemporaneamente il diametro dei canali esalanti aumenta in modo molto evidente. Tramite queste modificazioni *S. cunctatrix*, Schmidt (1868), riduce l'attrito dell'acqua reflua contro le pareti dei canali, riuscendo pertanto a sfruttare al meglio la

propulsione coanocitaria per allontanare l'acqua in uscita (CICOGNA *et al.*, 1997). Il secondo gruppo più rappresentato è risultato quello degli antozoi, in particolare l'ordine dei madreporari di cui ZIBROWIUS (1978) riporta 15 specie rinvenute nelle grotte marine. PESSANI (1994) non riporta un modello comune di distribuzione nelle diverse grotte osservate. Anche CORRIERO *et al.* (2000) osservano un andamento irregolare di alcuni antozoi, quali *Leptosammia pruvoti*, Lacaze-Duthiers (1897), *Caryophyllia* spp. e *Parazoanthus axinellae* (Schmidt 1862), relativamente ad una grotta superficiale delle Isole Tremiti con elevati valori di ricoprimento a 60 m dall'ingresso (70%) per scendere a valori prossimi allo 0 ad 80 m e risalire nuovamente a 90 m. A Marettimo le tre grotte presentano una notevole abbondanza in *Astroides calycularis* (Pallas 1766), tanto da costituire delle vere e proprie fasce alla profondità di -1m per quasi tutta la lunghezza delle pareti, in particolare nella Grotta del Cammello (Sito3) e nella Grotta della Bombarda (Sito1). Numerosi studi hanno evidenziato come non sembra esistere una chiara distribuzione di questa specie in ambienti di grotta, ma che piuttosto questa sia fortemente influenzata da cause locali di covariazione di luce ed idrodinamismo. A quest'ultimo fattore si collega successivamente anche la disponibilità di materia organica trattando di organismi che catturano il cibo direttamente dalla colonna d'acqua. Uno studio sembra però correlare negativamente la distribuzione di questa specie con la presenza di poriferi (BENEDETTI-CECCHI *et al.*, 1996), facendo ipotizzare quindi un'interazione di questi gruppi tassonomici con la disponibilità della risorsa spazio.

Su scala locale e quindi all'interno di ciascuna grotta, i due strati di profondità campionati presentano un diverso andamento: quello profondo mostra un numero di specie maggiore di quello superficiale in almeno due dei siti (Sito 1 e 2). Nella Grotta del Cammello (Sito 3) infatti, non c'è una netta differenza nel numero di specie tra strato profondo e superficiale; ciò forse dovuto al fatto che la grotta è ben illuminata da una grande apertura formatasi dopo il crollo di una parte della volta e data la sua favorevole esposizione ad est.

Attraverso l'analisi multivariata, la struttura dei popolamenti appare alquanto simile tra le tre grotte. L'unica netta differenza che l'analisi mostra tra le tre grotte è rispetto allo strato profondo. Strato che oltre al fattore luce è influenzato soprattutto dal fattore idrodinamismo, il quale subisce una progressiva diminuzione a partire dall'ingresso. Da esso dipendono apporto di nutrimento, temperatura dell'acqua, salinità e tasso di sedimentazione (BIANCHI *et al.*, 1996).

Gli indici di qualità ambientale applicati hanno evidenziato degli ambienti dalla qualità e sensibilità elevata. I tre indici, infatti si confermano a vicenda indicando la Grotta della Bombarda e la Grotta del Cammello come quelle a più elevato valore di qualità, rispetto alla Grotta del Tuono. Queste due grotte mostrano i valori di ricoprimento percentuale di *Astroides calycularis* (Pallas 1766) più elevati. Tra i due strati batimetrici non si evince alcuna netta differenza.

Sulla base di questi risultati si potrebbe proporre l'adozione di misure di protezione più restrittive nelle due grotte a maggior grado di vulnerabilità (Sito 1, Sito 3); ad esempio vietando l'ingresso al loro interno dei natanti e permettendovi solo quello dei bagnanti al seguito di una guida che spieghi loro il prezioso patrimonio naturale ivi presente e che ne eviti dannosi contatti con i popolamenti presenti sulle pareti.

Uno dei punti critici per gli indici di BORJA *et al.* (2000) e di EATON (2001) risiede nell'attribuzione dei livelli di sensibilità ai fenomeni di disturbo da parte dei diversi *taxa*. Questa attribuzione, infatti, non trova spesso fondamenti in misure sperimentali ma solo in osservazioni sul campo (PONTI *et al.*, 2003). Entrambi sembrano risentire comunque dell'elevata eterogeneità dell'ambiente (PONTI *et al.*, 2003), nonché del basso numero di *taxa* (BORJA *et al.*, 2005) utilizzato nel presente studio. In particolare il Coefficiente Biotico di BORJA *et al.* (2000) sembra che in presenza di condizioni ambientali di qualità elevate o di popolamenti paucispecifici mostri uno scarso potere discriminante.

Naturalmente, gli adattamenti introdotti nella loro applicazione in questo studio suggeriscono molta cautela nell'interpretazione dei risultati; ponendo l'accento sull'esigenza di indici a validità più generale e che consentano confronti anche tra aree geografiche differenti. Il presente studio ha voluto semplicemente fornire un tentativo nell'applicazione di questi indici, seguendo le indicazioni della Direttiva 2000/60/CE nel cercare di individuare strumenti validi non solo che permettino di discriminare la

qualità degli ambienti naturali ma soprattutto la loro vulnerabilità (TUNESI, 2004).

L'ambiente di grotta è caratterizzato da popolamenti peculiari che si sviluppano in risposta a condizioni abiotiche e biotiche marcatamente differenti rispetto a quelle riscontrabili nell'ambiente esterno (RIEDL, 1966; OTT & SVOBODA, 1976; ZIBROWIUS, 1978). La struttura di questi popolamenti viene descritta mediante variabili strutturali quali ricoprimento e ricchezza specifica che generalmente mostrano, in maniera più o meno marcata a seconda dei taxa, un decremento dei valori procedendo dall'ingresso verso le parti più interne delle grotte (TRUE, 1970; GILI *et al.*, 1986; ZABALA *et al.*, 1989). I risultati ottenuti, in questo studio, non evidenziano un netto gradiente. Una spiegazione potrebbe essere il fatto che il campionamento svolto, avendo come scopo la caratterizzazione dei popolamenti di grotta, non ha preso in considerazione lo studio del gradiente esterno-interno della grotta e di conseguenza non sono state eseguite repliche dei campioni lungo un gradiente, ma semplicemente lungo un transetto. Anche se la metodica assume che un singolo campione prelevato ad una data posizione lungo il transetto sia rappresentativo dell'intero popolamento per quella determinata posizione, vi possono essere differenze fra campione e campione indipendenti dall'effetto gradiente. L'utilizzo di campioni non replicati lungo un transetto potrebbe confondere, quindi, l'effetto gradiente con l'effetto di altre cause di variabilità spaziale. Per separare queste sorgenti

di variabilità sarebbe necessario replicare i campionamenti a ciascuna posizione lungo il gradiente (CICOGNA *et al.*, 1997). Sulla base di queste valutazioni si potrebbe supporre uno studio futuro che abbia come scopo principale proprio l'indagine di un eventuale gradiente interno alle grotte.

Le grotte marine sono tra gli ambienti più peculiari e fragili di tutto il sistema marino e meritano pertanto programmi specifici di protezione. Questa tesi contribuisce ad accrescere le conoscenze floro-faunistiche degli ambienti di grotta dell'Isola di Marettimo, con l'obiettivo indiretto di fornire una base di dati per futuri programmi di gestione delle attività turistiche all'interno dell'AMP 'Isole Egadi'. Non si può in questa fase escludere che fattori esterni legati alla frequenza turistica degli ambienti di grotta possano aver contribuito nel modificare i pattern di distribuzione delle specie insieme ai già citati fattori strettamente abiotici.

Tuttavia, per valutare efficacemente i cambiamenti indotti dall'uomo, bisognerebbe capire qual'è la scala spaziale e temporale a cui agiscono le attività ricreative, avendo cura di separare i loro effetti dalla variabilità naturale delle comunità marine (STEWART-OATEN *et al.*, 1986; SCHMITT & OSENBURG, 1996).

Dai risultati ottenuti da questo studio si evince, infatti, che occorrono ulteriori indagini e conoscenze per poter capire a fondo il funzionamento di questi ambienti e soprattutto per poter scegliere lo strumento di protezione più adeguato. Non esistono, infatti, dei modelli di distribuzione standard dei

popolamenti di grotta, in quanto, ogni ambiente cavernicolo oggetto di studio, ha una sua individualità (SARÀ, 1974). Una conseguenza dell'eterogeneità che si osserva all'interno delle grotte marine (es. piccole sporgenze, anfratti, pianori, sedimento sulle pareti) è una notevole complessità dell'ambiente, probabilmente responsabile della distribuzione a chiazze degli organismi e di una aggregazione a facies. Queste spesso sono le cause che rendono la metodologia utilizzata, come osservato da BALDUZZI *et al.* (1989), non idonea nel rappresentare appropriatamente la distribuzione e l'organizzazione spaziale degli organismi.

Le grotte rivestono una notevole rilevanza ambientale per la presenza di specie di particolare importanza e di endemismi, ma rivestono anche una notevole importanza economica nei confronti degli utenti locali che le sfruttano come richiamo turistico. La presenza delle grotte marine costituisce un interessante valore aggiunto ma anche un valido strumento per sperimentare nuove forme di tutela aperte alla fruizione ragionata e programmata del mare e delle sue risorse. Uno sfruttamento razionale di questi delicati ambienti come risorsa turistica non potrà perciò esimersi da un'attenta politica di pianificazione e programmazione delle visite. Sarebbe inoltre necessario coinvolgere la popolazione locale mettendola a conoscenza di quale bene prezioso siano le grotte marine non solo dal loro punto di vista turistico-economico ma anche dal punto di vista scientifico. I locali dovrebbero sentirsi allo stesso tempo come i privilegiati custodi e fruitori di questi ambienti, non si deve infatti impedire loro di effettuare visite guidate

ma semplicemente cercare con loro una soluzione ottimale per regolamentarne la metodica, la frequenza ed il numero di imbarcazioni. Tutto questo nell'ottica di uno sviluppo ecocompatibile che sappia coinvolgere e valorizzare le risorse locali esistenti.

7. Bibliografia

- ABATE B., BUCCHERI G., RENDA P. e INCANDELA A., 1996. Le sezioni tirreniane della località La Conca e Punta Libeccio (Isola di Marettimo-Arcipelago delle Egadi, Sicilia N-O): indagine stratigrafica e paleoecologica. *Boll.Soc Geol.It.*, **115**: 145-158
- ABATE B., INCANDELA A. e RENDA P., 1999. Geologia dell'isola di Marettimo. *Naturalista sicil.*, S. IV, XXIII (1-2): 3- 41
- ABATE B., LO CICERO G., RENDA P., 1982. Facies carbonatiche ed evaporitiche del trias superiore di Marettimo. *Rend. Soc. Geol. It.*, 5: 71-76.
- ABEL E., 1959. Zur Kenntnis der Beziehungen des Fische zu Hölen im Mittelmeer. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, **30** (suppl.): 519-528.
- ABEL E., 1959. Zur Kenntnis der marinen Höhlen-fauna unter besonderer Berücksichtigung der Anthozoen. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, **30** (suppl.): 1-94.
- AGARDY M.T. 1993. Accomodating ecotourism in multiple use planning of coastal and marine protected area. *Ocean and Coastal Management*, 20: 219-239.
- AGARDY M.T. 1994. Advanced in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 267-270.
- AGATE M., D'ARGENIO A., DI MAIO D., LO IACONO C., LUCIDO M., MANCUSO M. e SCANNAVINO M., 1996. La dinamica sedimentaria dell'*Offshore* della Sicilia Nord-Occidentale durante il tardo Quaternario. : 157-167

- AGNESI V., MACALUSO T., ORRÚ P., ULZEGA A., 1993. Paleogeografia dell'Arcipelago delle Egadi (SICILIA) nel Pleistocene Sup.-Olocene. *Naturalista sicil.*, S. IV, XVII (1-2): 3-22.
- ALCALA, A.C. and RUSS, G.R., (1990). A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *Journal du Conseil pour l'Exploration de la Mer* **46**: 40-7.
- ALVISI M. and R. BRUNI, 1994. Le grotte marine del Promontorio dell'Argentario (Grosseto). *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia*, Bologna, **6** (II serie): 31-35.
- ALVISI M., F. BARBIERI and P. COLANTONI, 1994. Le grotte marine di Capo Palinuro. *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia*, Bologna, **6** (II serie): 143-181.
- BADALAMENTI F., RAMOS A., VOULTSIADOU E., SANCHEZ-LISAZO J.L., D'ANNA G., PIPITONE C., MAS J., RUIZ FERNANDEZ J.A., WHITMARSH D., RIGGIO S. 2000. Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation*, **27**(2): 1-16.
- BALDUZZI A., C.N. BIANCHI, F. BOERO, R. CATTANEO-VIETTI, M. PANSINI and M. SARÀ, 1989. The suspension-feeder communities of a Mediterranean Sea cave. In: J.-D. Ros (Ed.), *Topics in Marine Biology. Scientia Marina*, **53**: 387-395.
- BALDUZZI A., M. PANSINI and R. PRONZATO, 1985. Estimation par relèvements photographiques de la distribution de spongiaires et bryozoaires dans une grotte sous-marine du Golfe de Naples. *Rapports et*

Procès-Verbaux des Réunions. Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée, Monaco, **29** (5): 131-134.

- BATTERSHILL C. N., 1986. The marine benthos of caves, archways, and vertical reef walls of the Poor Knights Islands. Unpublished report. Poor Knights Marine Reserve Committee. 179 pp.
- BELLAN G., 1993. Les indicateurs biologiques du milieu marin – Remarques introductives. In: Boudouresque C. F., Avon M., Pergent-Martini C. (eds), *Qualité du milieu marin – Indicateurs biologiques et physico-chimiques*, GIS Posidonie Publ.: 5-42.
- BENEDETTI-CECCHI L., 2003. *Disegno sperimentale ed analisi di ipotesi in ecologia*. Biol. Mar. Medit., 10: 433-484.
- BENEDETTI-CECCHI L., L. AIROLDI, M. ABBIATI and F. CINELLI, 1998. Spatial variability in the distribution of sponges and cnidarians in a sublittoral marine cave with sulphur- water springs. *Journal of the Marine Biology Association UK*, **78**: 43-58.
- BENEDETTI-CECCHI L., L. AIROLDI, M. ABBIATI e F. CINELLI, 1996. Estimating the abundance of benthic invertebrates: a comparison of procedures and variability between observers. *Marine Ecology Progress Series*, **138**: 93-101.
- BENEDETTI-CECCHI L., L. AIROLDI, M. ABBIATI e F. CINELLI, 1996. Exploring the causes of spatial variation in an assemblage of benthic invertebrates from a submarine cave with sulphur springs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **208**: 153-168.

- BENNETT, B.A. and ATTWOOD C.G., 1991. Evidence for recovery of a surf-zone fish assemblage following the establishment of a marine reserve on the southern coast of South Africa. *Marine Ecology Progress Series* **75**(2-3): 173-81.
- BIANCHI C.N. e MORRI C., 1994. Southern species in the Ligurian Sea (Northern Mediterranean): new records and a review. *Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell'Università di Genova*, **58-59** (1992-1993): 181-197.
- BIANCHI C.N. e MORRI C., 1999. Biologia ed ecologia delle grotte sottomarine. In: F. Barbieri (Ed.), *Speleologia marina*, Cavallermaggiore Gribaudo. 113-160.
- BIANCHI C.N., 1988. Tipologia ecologica delle lagune costiere italiane. In: G. Carrada, F. Cicogna & E. Fresi (Eds.), *Le lagune costiere: ricerca e gestione*, CLEM, Massa Lubrense (Napoli): 57-66.
- BIANCHI C.N., 1994. Biologia delle grotte sottomarine. In: A. Fiorentini (Ed.) *Mare ed ecologia*, pp. 35-44. Genova: Provincia di Genova, U.R.P.I. (Unione Regionale Province Liguri) e Mare Vivo.
- BIANCHI C.N., CATTANEO-VIETTI R., CINELLI F., MORRI C. e PANSINI M., 1996. Lo studio biologico delle grotte sottomarine del Mediterraneo: conoscenze attuali e prospettive. *Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell'Università di Genova*, **60-61**: 41-69.
- BIANCHI C.N., CINELLI F. e MORRI C., 1995. The biology of a submarine cave with sulphur springs (the "Grotta Azzurra" of Capo Palinuro, southern Italy). *Cave Diving*, **6**: 10-13.
- BIANCHI C.N., PRONZATO R., CATTANEO-VIETTI R., BENEDETTI-CECCHI L., MORRI C., PANSINI M., CNEMELLO R., MILAZZO M., FRASCHETTI S., TERLIZZI A., PEIRANO A., SALVATI E., BENZONI F.,

CALCINAI B., CERRANO C., BAVESTRELLO G., 2003- *I fondi duri*. Biol. Mar. Medit., 10: 199-232.

- BIANCHI C.N., ZURLINI G., 1984. Criteri e prospettive di una classificazione ecotipologica dei sistemi marini costieri italiani. *Acqua Aria*, 8: 785-796.
- BIBILONI M.A., URIZ M.J. e GILI J.-M., 1989. Sponges communities in three submarine caves of the Balearic Islands (Western Mediterranean). Adaptation and faunistic composition. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli I: Marine Ecology*, 10: 317-334.
- BIXIO R., BRUZZONE E. e PESENTI E., 1978. Forme di erosione nei terreni carbonatici dell'isola di Marettimo. In: *Atti del XIII Congresso nazionale di speleologia, preprints, Perugia, 30 settembre - 4 ottobre 1978.* : snp.
- BLANDIN M., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, 17 (4) :215-307.
- BOHNSACK J.A., 1994. How marine fishery reserves can improve reef fisheries. In: *Proceedings of the 43rd Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, ed. M.H. Goodwin & G.T. Waugh, pp. 217-40. Miami, Charleston, USA.
- BORJA A., FRANCO J., PEREZ V., 2000. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.*, 40 (12): 1100-1114.
- BOUDOURESQUE C.F. et RIBERA M.A., 1993. *Les espèces et les espaces protégés marins en Méditerranée, situation actuelle, problèmes et priorités*. Actes coll. «Les zones protégées en Méditerranée: espaces, espèces et instruments d'application des conventions et protocoles de la Méditerranée». Cerp/ Cem/ Isprom ed. , Tunis. : 99-141

- BOUDOURESQUE C.F., 1971. Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). *Tethys*, **3** (1): 79-104.
- BOUDOURESQUE C.F., BEAUBRUN P.-C., RELINI G., TEMPLADO J., VAN KLAVEREN M.-C., VAN KLAVEREN P e WALMSLEY J.G., 1996. *Critères de sélection et liste révisée des espèces en danger et menacées (marine et saumâtres) en Méditerranée*
- BROWN P.J. and TAYLOR R.B., 1999. Effects of trampling by humans on animals inhabiting coralline algal turf in the rocky intertidal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 235(1): 45-53.
- CALVÍN-CALVO J.C., 1995. El ecosistema marino mediterráneo. Guía de su flora y fauna. Impr. Eurocolor, Murcia, Esp. : i-xv + 1-797.
- CANTONE G., FASSARI G. e BRIGANDI S., 1979. Ricerche sui policheti e molluschi di una grotta semisommersa del litorale catanese. *Animalia*, Catania, **6**: 127-141.
- CATALANO R., DI STEFANO P., NIGRO F., VITALE F. P., 1993. Sicily mainland and its offshore a structural comparison. In MAX M.D. and COLANTONI P. (eds) "Geological development of the Sicilian-Tunisian Platform ". *Proceedings of International Scientific Meeting*, University of Urbino, Italy, 4-6 November, 1992. UNESCO report in Marine Sciences 58: 25-30.
- CATTANEO R. e PASTORINO M.V., 1974. Popolamenti algali e fauna bentonica nelle cavità naturali della regione litorale mediterranea. *Rassegna Speleologica Italiana*, **12**: 272-281.
- CATTANEO R., 1981. Molluscs fauna of some marine caves of the Sorrentina Peninsula (Naples). *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions. Commission*

Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée, Monaco, **27** (2): 169-170.

- CATTANEO R., 1982. Opisthobranch molluscs of the Sorrentine Peninsula caves. *Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell'Università di Genova*, **50** (suppl.): 376-377
- CATTANEO-VIETTI R. and RUSSO G.F., 1987. Molluscs from submarine caves of the Sorrentine Peninsula (Southern Tyrrhenian Sea). *Stygologia*, **3** (2): 138-148.
- CICOGLA F., NIKE BIANCHI C., FERRARI G., FORTI P., 1997 - Grotte Marine, cinquant'anni di ricerca in Italia. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.
- CINELLI F., FRESI E., MAZZELLA L., PRONZATO M., PANSINI M. and SVOBODA A., 1977. Distribution of benthic phyto- and zoocoenoses along a light gradient in a superficial marine cave. In: Keegan and O'Céidigh (Eds.), *Biology of Benthic Organisms*. Pergamon Press, Oxford. 173-183
- CLARK, C.W., 1996. Marine reserves and the precautionary management of fisheries. *Ecological Applications* **6**(2): 369-70.
- CLARKE K. R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* **18**, 117-143.
- CLARKE K.R. & WARWICK R.M., 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- CORRIERO G., SCALERA LIACI L., and PRONZATO R., 1997b. *Didiscus spinoxeatus*, a new species of Porifera (Demospongiae) from the Mediterranean Sea. *Ophelia*, **47** (1): 63-70.

- CORRIERO G., SCALERA LIACI L., GRISTINA M., CHEMELLO R., RIGGIO S., MERCURIO M., 1997a. Composizione tassonomica e distribuzione della fauna a poriferi e briozoi in una grotta semisommersa della Riserva Naturale Marina "Isola di Ustica". *Biologia Marina Mediterranea*, **4**: 34-43.
- CORRIERO G., SCALERA LIACI L., RUGGIERO D. and PANSINI M., 2000. The sponge community of a semi-submerged Mediterranean cave. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli I: Marine Ecology*, **21**: 85-96.
- D'ANNA G., LIPARI R., BADALAMENTI F. e CUTTITTA A, 1999 - Question arising from the use of visual census techniques in natural and artificial habitats. *Naturalista sicil.* **XXIII (s)**: 187-204
- DAVIS D. and HARRIOT V.J., 1996. Sustainable tourism development or a case of loving a special place to death? Scuba diving in the Julian Rocks aquatic reserve, Eastern Australia. In: *Practising Responsible Tourism. International Case Studies in Tourism Planning, Policy and Development*, ed. L.C. Harrison & W. Husbands, pp. 423-43. Toronto, Canada: Ryerson Polytechnic University and John Wiley & Sons Inc.
- DAVIS D. and TISDELL C. 1995. Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean and Coastal Management*, **26** (1): 19-40
- DE GIROLAMO M. & MAZZOLDI C, 2001. The application of visual census on Mediterranean rocky habitats. *Marine Environmental Research* **51** : 1-16
- DETHIER M. N., 1994. The ecology of intertidal algal crusts: variation within a functional group. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **177**: 37-71.

- DETHIER M. N., GRAHAM E. S., COHEN S., TEAR L. M., 1993. Visual versus random point percent cover estimations: 'objective' is not always better. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **110**: 9-18.
- DI GERONIMO I., R. LA PERNA, A. ROSSO e R. SANFILIPPO, 1993. Popolamento e tanatocenosi bentonica della Grotta dell'Accademia (Ustica, Mar Tirreno meridionale). *Il Naturalista Siciliano*, s. **4**, **17** (1-2): 45-63
- DIVIACCO G., 2001. Il ruolo delle aree marine protette nel contesto della gestione integrata dell'ambiente costiero: aspetti generali e considerazioni sull'esperienza italiana. In: MOSCHINI. La gestione integrata delle coste e il ruolo delle aree protette: 180-209
- DIXON J.A., FALLON SCURA L. and VAN'T HOF T., 1993. Meeting ecological and economic goals: marine parks in the Caribbean. *Ambio* **22**(2-3): 117-25.
- EATON L., 2001. Development and validation of biocriteria using benthic macroinvertebrates for north Carolina estuarine waters. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. **42** (1): 22-30.
- EDGAR G.J. & BARRET N.S., 1997. Short term monitoring of biotic change in Tasmanian marine reserves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **213**: 261 - 279.
- FAIRWEATHER P.G., 1991. Implications of 'supply-side' ecology for environmental assessment and management. *Trends in Ecology and Evolution* **6**: 60-3.
- FALKENBERG P., 1878. Die Meeres-Algen des Golfes von Neapel. *Mitteilung Zoologische Station Neapel*, **1**(3): 218-277

- FEOLI E. e BRESSAN G., 1972. Affinità floristica dei tipi di vegetazione bentonica della Cala di Mitigliano (Massa Lubrense, Napoli). *Giornale Botanico Italiano*, **107**: 245-256.
- FICHEZ R., 1989. Phénomènes d'oligotrophie en milieu aphotique. Etude des grottes sous-marines, comparaison avec les milieux profonds et bilans énergétiques. Thèse de Doctorat de l'Université d'Aix-Marseille II: 1-251.
- FICHEZ R., 1990. Absence of redox potential discontinuity in dark submarine cave sediments as evidence of oligotrophic conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **31**: 875-881.
- FICHEZ R., 1990. Decrease in allochthonous organic inputs in dark submarine caves, connection with lowering in benthic community richness. *Hydrobiologia*, **207**: 61-69.
- FICHEZ R., 1990. Les pigments chlorophylliens: indices d'oligotrophie dans les grottes sous-marines. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences, Paris*, **310**: 155-161.
- FICHEZ R., 1991. Suspended particulate organic matter in a Mediterranean submarine cave. *Marine Biology*, **108**: 167-174.
- FLETCHER W. J., 1987. Interactions among sutidal Australian sea urchins, gastropods, and algae : effects of experimental removals. *Ecol. Monogr.* **57**: 89-109.
- FRASCHETTI S., BIANCHI C.N., TERLIZZI A., FANELLI G., MORRI C. e BOERO F., 2001. Spazial variability and human disturbance in shallow subtidal hard substrate assemblages : a regional approach. *Marine Ecology Progress Series*, vol 212: 1-12

- FUNK G., 1927. Die Algenvegetation des Golfs von Neapel, Nach neurenokologischen Untersuchungen. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, 7 (suppl.): 1-507.
- GARCIA CHARTON J.A., WILLIAMS I.D., PEREZ RUZAF A., MILAZZO M., CHEMELLO R., MARCOS C., KITSOS M. S., KOUKOURAS A. and RIGGIO S., 2000. Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of the ecosystems. *Environmental Conservation* 27 (2): 159-178.
- GARCIA-RUBIES A. and ZABALA M., 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Island marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 54: 317-328.
- GAUCH H.G., 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press. Cambridge
- GIACCONE G. e DRAGO D., 1989. Bionomia della Grotta dell'Accademia. *Quaderni dell'Accademia Internazionale di Scienze e Tecniche subacquee*, Ustica, 2: 39-41.
- GIACCONE G., 1987. *Stato dell'ambiente marino costiero in Sicilia*, in "Documenti per il 5° Convegno Internazionale Mare e Territorio", Agrigento, Lega Navale Italiana, Delegazione di Agrigento.
- GILI J.-M., ROS J.-D. e ROMERO J., 1989. The structural role of Cnidaria in Mediterranean benthic communities: a simulation-like approach. In: R. Klekowski, E. Styczynska-Jurewicz and L. Falkowski (Eds.), *Proceedings of the Twenty-first European Marine Biology Symposium*, Ossolineum, Wroclaw, 1986. 279-289.

- GILI J.-M., T. RIERA e M. ZABALA, 1986. Physical and biological gradients in a submarine cave on the Western Mediterranean coast (North-East Spain). *Marine Biology*, **90**: 291-297.
- GIUNTA G, LIGUORI V., 1972. Geologia dell'estremità Nord-Occidentale della Sicilia. *Riv. Min. Sic.*, 136-138:165-226.
- GLADSTONE W, 2002. The potential value of indicator groups in the selection of marine reserves. *Biological Conservation* **104**: 211- 220
- GRAÇA M. A. S., COIMBRA C. N., 1998. The elaboration of indice sto assess biological water qualità. A case study. *Wat. Res.*, **32** (2): 380-392.
- GRAY J. S., 2000. The measurement of marine species diversity, with an application of the benthic of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **250**: 23 – 49
- GUBBAY S., 1995. Marine protected areas. Principles an techniques for management. Chapman e Hall, London: 232
- HARMELIN G., 1986. Autres groupes zoologique. Le benthos marin de l'île de Zembra (Parc National, Tunisie), BOUDOURESQUE C. F., HARMELIN J.G., JEUDY DE GRISSA A. Edit, IUCN et GIS Posidonie publ., Fr. : 117-125.
- HARMELIN J.-G., 1969. Bryozoaires des grottes sous-marines obscures de la région marseillaise. Faunistique et écologie. *Tethys*, **1** (3): 793-806.
- HARMELIN J.-G., 1980. Etablissement des communautés de substrats durs en milieu obscur. Résultats préliminaires d'une expérience à long terme en Méditerranée. *Memorie di Biologia marina ed Oceanografia*, **10** (suppl.): 29-52.
- HARMELIN J.G., 1985. Organisation spatiale des communautés sessiles des grottes sous-marines de Méditerranée. *Rapports et Procès-Verbaux des*

Réunions. Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée, Monaco, **29** (5): 149-153.

- HARMELIN J.G., 2000. Mediterranean marine protected areas: some prominent traits and promising trends. *Environmental Conservation* **27** (2): 104-105
- HARMELIN J.G., BACHET F., GARCIA F., 1995. Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *P.S.Z.N. I: Marine Ecology*, **16**, 233-250.
- HARMELIN J.-G., J. VACELET e P. VASSEUR, 1985. Les grottes sous-marines obscures: un milieu extrême et un remarquable biotope refuge. *Tethys*, **11** (3-4): 214-229.
- HISCOCK K., 1987. Subtidal and shallow sediments using diving. pp. 198-237 in Baker J. M., Wolf W. J. (eds), biological surveys of estuaries and coast. Cambridge University Press, Cambridge. 449 pp.
- HOLLING C. S., 1986. Resilience of ecosystems; local surprise and global change. Pages 292-317 in W. C. Clark and R. E. Munn, editors. Sustainable development of the biosphere. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- HOOPER J. N.A., 1994. Coral reef sponges of the shelf - a case for habitat preservation. *Mem. Qd Mus.* **36**, 93-106.
- HOPKINSON P., TRAVIS J.M.J., EVANS J., GREGORY R., TELFER M.G. e WILLIAMS P.H., 2001. Flexibility and the use of indicator taxa in the selection of sites for nature reserves. *Biodiversity and Conservation* **10**: 271-285
- IDATO E., CINELLI F., FRESI E., MAZZELLA L. e SCIPIONE M.B., 1983. Distribuzione dei popolamenti bentonici di substrato duro lungo un

gradiente di luce in una grotta marina superficiale dell'Isola d'Ischia: Molluschi. *Archivio di Oceanografia e Limnologia*, Venezia, **20**: 113-129.

- JONES G.P., COLE R.C. and BATTERSHILL C.N., 1992. Marine reserves: do they work? In: *International Temperate Reef Symposium*, ed. C.N. Battershill, D.R. Schiel, G.P. Jones, R.G. Creese & A.B. MacDiarmid, pp. 29-45. Wellington, New Zealand, NIWA Marine.
- KINGSFORD M. and BATTERSHILL C., 1998. Studying temperate marine environments. A handbook for ecologist. Kingsford and Battershill ed. Canterbury University Press. Christchurch, New Zealand; 335pp
- KREBS C. J., 1999. Ecological Methodology. *Addison-Welsey Educational Publishers*, New York (2^a edizione): 576 pp.
- KRUSKAL J.B., WISH M., 1978. Multidimensional scaling. Sage Publications, Beverly Hills.
- LABOREL J. et J. VACELET, 1958. Étude des peuplements d'une grotte sous-marine du golfe de Marseille. *Bulletin de l'Institut Océanographique*, Monaco, **55** (1120): 1-20.
- MAZZELLA L., CINELLI F., FRESI E., PANSINI M., PONTICELLI M.P. and PRONZATO R., 1979. Distribution of benthic phyto- and zoocenoses along a light gradient in a superficial marine cave: diatoms. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions. Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, Monaco, **25-26** (4): 153-155.
- MCCLANAHAN T.R. and KAUNDA-ARARA B., 1996. Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effects on the adjacent fishery. *Conservation Biology* **10**(4): 1187-99

- MILAZZO M., CHEMELLO R., BADALAMENTI F., CAMARDA R., RIGGIO S. 2002b. The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean sea?. *P.S.Z.N. I: Marine Ecology*, 5: 980-990.
- MIRAGOLI M. e CRISCUOLO M.C., 1993. Le Egadi, queste sconosciute, *Speleologia* **29**: 47-55.
- MORRI C., BELLAN-SANTINI D., GIACCONE G., BIANCHI C. N., 2003. *Principi di bionomia: definizione dei popolamenti e uso dei descrittori tassonomici (macrobenthos)*. *Biol. Mar. Medit.*, **10** (Suppl.): 605-634.
- MORRI C., BIANCHI C.N., DEGLI'INNOCENTI F., DIVIACCO G., FORTI S., MACCARONE M., NICCOLAI I., SGORBINI S. e TUCCI S., 1994. Gradienti fisico-chimici e ricoprimento biologico nella Grotta Marina di Bergeggi (Mar Ligure). *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia*, Bologna, **6** (II serie): 85-94.
- NORSE E. A., 1993. Global marine biological diversity. A strategy for building conservation into decision making. Island Press, Washington, DC.
- NORTON T.A., EBLING F.J. and KITCHING J.A., 1971. Light and distribution of organisms in a sea marine cave. In: D.J. Crisp (Ed.), *Proceedings of the Fourth European Marine Biological Symposium*, London. Cambridge University Press. 409-432.
- OCCHIPINTI AMBROGI A. e SALA I., 2000. Il macrobenthos come indicatore di qualità dell'ambiente marino: una proposta per il monitoraggio. *Atti Assoc. It. Oceanol. Limnol.*, **13** (2): 379-394.

- OCCHIPINTI AMBROGI A., FORNI G., 2003. Gli indici biotici. In: GAMBI M.C., DAPPIANO M. (eds). *Manuale di metodologia di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. Biologia Marina Mediterranea*, **10**: Cap. 17.
- OCCHIPINTI AMBROGI A., FORNI G., 2004. *Applicazione di indici biotici basati sulle comunità macrobentoniche di fondi incoerenti per la valutazione della qualità ambientale*. Biol. Mar. Medit., **11** (1): 93-100.
- OTT J.A. and SVOBODA A., 1977. Sea caves as model systems for energy flow studies in primary hard bottom communities. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, **40**: 477-485.
- PALAZZI S. e VILLARI A., 2000. Molluschi e Brachiopodi delle grotte sommerse del Taorminese. *La Conchiglia*, Roma, **32** (suppl.): 1-56.
- PANOU A., JACOBS J. and PANOS D., 1993. The endangered Mediterranean monk seal *Monachus monachus* in the Ionian Sea, Greece. *Biological Conservation* **64**(2): 129-40.
- PANSINI M. e PRONZATO R., 1982. Distribuzione ed ecologia dei poriferi nella grotta di Mitigliano (Penisola Sorrentina). *Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell' Università di Genova*, **50** (suppl.): 287-293.
- PANSINI M., PRONZATO R., FRESI E., CINELLI F., MAZZELLA L. e PONTICELLI M.P., 1977. Evoluzione delle biocenosi bentoniche di substrato duro lungo un gradiente di luce in una grotta marina superficiale: Poriferi. *Atti del IX Congresso della Società Italiana di Biologia Marina*: 315-330.
- PASSELAIGUE F. et BOURDILLON A., 1985. Thermographie de l'écosystème de quelques grottes sous-marines obscures. *Rapports et Procès-*

verbaux des Réunionns. *Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, Monaco, **29** (5): 155-156

- PÉRÈS J. M., BELLAN G., 1972. Aperçu sur l'influence des pollutions sur les peuplements benthiques. In: M. Ruivo (ed), *Marine pollution and sea life*. Fishing News (Books) LTD, Surrey: 375-386.
- PÉRÈS J.-M. et J. PICARD, 1949. Notes sommaires sur le peuplement des grottes sous-marines de la région de Marseille. *Comptes Rendus Sommaire Séances de la Société Biogéographique*, **227**: 42-45.
- PÉRÈS J.-M. et J. PICARD, 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, **31** (47): 5-137.
- PESSANI D., 1982. Distribuzione ed ecologia dei Madreporari in alcune grotte della Penisola Sorrentina. *Naturalista Siciliano*, **6** (suppl.): 137-138.
- PESSANI D., 1994. I Madreporari (Cnidari, Antozoi) nelle grotte della Penisola Sorrentina (Napoli). *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia*, Bologna, **6** (serie II): 75-80.
- PIGNATTI S., DE CRISTINI P. e RIZZI, L., 1967. Le associazioni algali della Grotta delle Viole nell'Isola di S. Domino (Isole Tremiti). *Giornale Botanico Italiano*, **101** (2): 117-126.
- PLANES S., GALZIN R., GARCIA RUBIES A., GOÑI R., HARMELIN J-G, LE DIRÈACH L., LENFANT P. e QUETGLAS A., 2000. Effects of marine protected areas on recruitment process with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environmental Conservation* **27** (2): 126-143

- PONTI M., 2001. Aspetti biologici ed ecologici delle "tegnùe": biocostruzione, biodiversità e salvaguardia. Chioggia, rivista semestrale di studi e ricerche del Comune, 18: 179-194.
- PONTI M., CASSELLI C., ABBIATI M., 2003. Applicazione degli indici biotici all'analisi delle comunità bentoniche degli ambienti lagunari costieri: la "Pialassa Baiona" (Ravenna). Riassunti XII Congresso S.It.E, Urbino.
- POULIQUEN L., 1969. Remarques sur la présence d'éponges de l'étage bathyal dans les grottes sous-marines obscures en Méditerranée. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Paris*, **268**: 1324-1326.
- Protocollo relativo alle Aree Specialmente Protette e la Biodiversità in Mediterraneo (ASPIM), Monaco, 24/11/1996.
- RACHELIN GIN, 1979. Egadi, mare e vita. Mursia Editore.
- REISH D.J., 1972. The use of marine invertebrates as indicators of varying degrees of marine pollution. In: M. Ruivo (ed), *Marine pollution and sea life*. Fishing News (Books) LTD, Surrey: 203-207.
- RELINI G., 1999. *L'Italia e la Protezione della Biodiversità in Mediterraneo*, in *Biol. Mar. Medit.*
- RELINI G., 2000. Nuovi contributi per la conservazione della biodiversità marina in Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, **7** (3): 173-211
- RIEDL R., 1966. *Biologie der Meereshöhlen*. Paul Parey, Hamburg e Berlin.
- RIEDL R., 1978. The role of sea cave investigation in marine sciences. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, **40**: 492-501.

- RIGGIO S., 1989. Parchi marini del Mediterraneo. Aspetti naturalistici e gestionali. *Atti del 1° Convegno Internazionale San Teodoro*, pp. 171-81. Sassari, Italy: Chiarella.
- ROSSI L., 1958. Madreporarii raccolti durante la campagna della N.F. "Calypso" nello Stretto Siculo-Tunisino (1954) (nota preliminare). *Atti Soc. Ital. Sci. Nat. Mus. Civ. Storia nat. Milano, Ital.*, 97 (3): 239-250.
- RUSS G.R. and ALCALA A.C., 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series* **132**: 1-9.
- SALGHETTI-DRIOLI U., FRADÀ ORESTANO C., CINELLI F. et COLANTONI P., 1985. Les peuplements végétaux de quelques grottes de la mer Tyrrhénienne centrale et méridionale: note préliminaire. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions. Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, Monaco, **29** (5): 167-169.
- SALM R.V. AND CLARK J.R., 1984. *Marine and Coastal Protected Areas: A Guide for Planners and Managers*. Gland, Switzerland: IUCN. 302 pp.
- SARÀ M., 1958. Studio sui Poriferi di una grotta di marea del Golfo di Napoli. *Archivio Zoologico Italiano*, **43**: 203-280.
- SARÀ M., 1959. Considerazioni sulla distribuzione ed ecologia dei Poriferi nelle grotte. *Annuario dell'Istituto e Museo di Zoologia dell'Università di Napoli*, **11** (2): 1-7.
- SARÀ M., 1961. La fauna di Poriferi delle grotte delle isole Tremiti. Studio ecologico e sistematico. *Archivio Zoologico Italiano*, **46**: 1-59.
- SARÀ M., 1961. Zonazione dei poriferi nella grotta della Gaiola. *Annuali dell'Istituto e Museo di Zoologia dell'Università di Napoli*, **13**: 1-32.

- SARA M., 1968. Stratification des peuplements d'éponges à recouvrement total dans certaines grottes du niveau superficiel. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, Monaco, **19** (2): 83-85.
- SARÁ M., 1974. Il popolamento delle grotte marine e sua protezione. In: *Atti IV Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura*, Bari, **1**: 51-59.
- SARÁ M., 1978. Il popolamento delle grotte marine: interesse di una salvaguardia. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, **40** (1976): 502-505.
- SCHMITT R.J. e OSENBERG C.W. 1996. *Detecting ecological impacts: Concepts and applications in coastal habitats*. Academic Press, San Diego.
- SEGRE A.G., 1956. Molluschi marini del Lago Lamarmora nella Grotta di Nettuno (Alghero, Sardegna). *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali*, Pisa, **63** (B): 14-20.
- SPAGNESI M., ZAMBROTTI L., 2001. Raccolta delle norme nazionali ed internazionali per la conservazione della fauna selvatica e degli habitat. *Quad. Cons. Natura*, 1. Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica: 375 pp.
- STARMULHNER F., 1968. Investigations about the mollusc fauna in submarine caves. *Proceedings of Symposium on Mollusca*, Cochin (India), **1** (3): 137-163.
- STENECK R. S., DETHIER M. N., 1994. A functional group approach to the structures of algal-dominated communities. *Oikos* **69**, 476-498.
- STEWART-OATEN A., MURDOCH W.W., PARKER K.R., 1986. Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time? *Ecology*, **67**: 929-940.

- STONER A.W., 1996. Queen conch, *Strombus gigas*, in fished and unfished locations of the Bahamas: effects of a marine fishery reserve on adults, juveniles, and larval production. *Fishery Bulletin* **94**(3): 551-64.
- TADDEI-RUGGIERO E., ANNUNZIATA G., ROSSO A. e SANFILIPPO R., 1996. Il benthos della grotta sottomarina dell'Isca (Penisola Sorrentina): evidenze faunistiche della sua evoluzione recente. *Società Italiana di Ecologia, Atti*, **17**: 329-332.
- TORRAS X., PINEDO S., GARCIA M., MANGIALAJO L., BALLESTEROS E., 2003. Assessment of coastal environmental quality based on littoral community cartography: methodological approach. *Proceed. 2nd Mar. Veg. Symp.*, Athens, Dec. 2003.
- TRUE M.A., 1970. Étude quantitative de quatre peuplements sciaphiles sur substrat rocheux dans la région marseillaise. *Bulletin de l'Institut Océanographique*, Monaco, **69** (1401): 1-48
- TUNESI L., 2004. indicatori biologici nel quadro della direttiva 2000/60CE: il microbenthos di substrato duro. *Biol. Mar. Medit.*, **11** (1): 101-107.
- TYLER-WALTERS H. and JACKSON A., 1999. Assessing seabed species and ecosystem sensitivities; rationale and user guide. Report to English Nature, Scottish Natural Heritage and the Department of the Environment Transport, and the Regions from the Marine Life Information Network (MarLIN report 4). Marine Biological Association of the United Kingdom, Plymouth.
- VACELET J. et LEVI C., 1958. Un case de survivance, en Méditerranée, du groupe d'éponge fossiles des Pharétronidae. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, Paris, **246**: 318-320.

- VACELET J., 1964. Etude monographique de l'Eponge calcaire Pharétronide de Méditerranée, *Petrobiona massiliana* Vacelet & Lévi. Les Pharétronides actuelles et fossiles. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, **50** (34): 3-131.
- VACELET J., 1967. Quelques éponges Pharétronidés et "silico-calcaires" de grottes sous-marines obscures. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, **42** (58): 121-133.
- ZABALA M., RIERA T., GILI J.-M., BARANGÉ M., LOBO A. e PEÑUELAS J., 1989. Water flow, trophic depletion, and benthic macrofauna impoverishment in a submarine cave from the Western Mediterranean. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli I: Marine Ecology*, **10** (3): 271-287.
- ZACHARIAS M.A. and GREGR E.J., 2005. Sensitivity and vulnerability in marine environments: an approach to identifying vulnerable marine areas. *Conservation Biology*, **19** (1): 86-97
- ZIBROWIUS H., 1971. Remarques sur la faune sessile des grottes sous-marines et de l'étage bathyal en Méditerranée. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration de la Mer Méditerranée*, Monaco, **20** (3): 243-245.
- ZIBROWIUS H., 1978. Les Scleractiniaires des grotte sous-marine en Méditerranée et dans l'Atlantique nord orientale (Portugal, Madère, Canaries, Açores). *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli*, **40**: 516-545.
- ZIBROWIUS H., 1980. Les Scléractiniaires de la Méditerranée et de l'Atlantique nord-oriental. *Mém. Inst. Océanogr.*, Monaco, **11**: 1-284, pl. 1-107.