

Anno XLVII | Numero 1 | Gennaio 2017

LOGI ITALIANI

del'Ordine Nazionale dei Biologi - www.onb.it

NE S.P.A. - SPEDIZIONE IN ABBONAMENTO POSTALE 70% - DCB - ROMA - ISSN - 0392-2510

postatarget
magazine
MBPA/C/0080/2017
Posteitaliane

ECOTURISMO

Le eccellenze italiane

PARASSITOLOGIA

Gli acari della polvere

RICICLO

Gli abiti in fibra di latte



©Seaphotoart/www.shutterstock.com

Sedimentazione nelle praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile lungo le coste tirreniche calabresi

NICOLA CANTASANO

Consiglio Nazionale delle Ricerche, C.N.R.,
I.S.A.F.O.M., U.O.S. Rende (CS)

Riassunto

L'inquinamento marino da materiale solido sedimentabile è una tra le principali cause della regressione delle praterie di *Posidonia oceanica*. Il Centro di Educazione Ambientale Marina (CEAM) del WWF Calabria ha realizzato nel periodo 2000-2004 un progetto regionale finalizzato al censimento geografico dei posidonieti

presenti nelle regioni litorali della Calabria tirrenica.

In parallelo, nello stesso intervallo temporale, è stata effettuata una campagna di controllo sulle praterie in sofferenza per valutarne il loro grado di interrimento. Dalle evidenze sperimentali risulta che il processo di sedimentazione in essere alla base delle praterie ha causato una forte riduzione della loro densità fogliare in condi-

zioni di interrimento di 4 - 5 cm/anno.

Si ritiene, inoltre, che tali criticità possano essere ricondotte a una riduzione dell'efficienza fotosintetica delle piante, dovuta a un ridotto livello di penetrazione quantitativa e qualitativa della luce solare causato dalla sospensione nel mezzo acquoso del particolato fine e dal conseguente incremento del grado di torbidità delle acque. In conclusione, le risultanze negative evidenziate nel corso del programma di monitoraggio dimostrano che tale stato di grave criticità per la stessa sopravvivenza della specie, è riconducibile al processo di sedimentazione in atto alla base delle praterie di *Posidonia oceanica* causato dai reflui urbani, domestici, industriali ed agricoli.

Introduzione

L'inquinamento marino è, per definizione, "l'introduzione diretta od indiretta, da parte dell'uomo, di sostanze od energie capaci di produrre effetti negativi sulle risorse biologiche, sulla salute umana, sulle attività marittime e sulla qualità delle acque" (ONU 1982).

Lo stato attuale di grave degrado dell'ambiente marino costiero nel bacino del Mediterraneo risulta, in gran parte, determinato da attività antropiche di origine terrestre. In tal senso, le fonti di inquinamento possono essere distinte in dirette e indirette.

Le prime sono rappresentate dalle acque di rifiuto urbane, domestiche, industriali e agricole, ma comprendono anche le acque di drenaggio continentali, che raccolgono sul terreno e trasportano verso il mare il loro carico inquinante.

Le seconde sono, invece, rappresentate dai reflui continentali trasportati dai corsi d'acqua che veicolano verso il corpo idrico recettore finale materiali e sostanze inquinanti di diversa natura e provenienza.

Tra le fonti indirette merita attenzione un particolare tipo di inquinamento marino da materiale solido sedimentabile, il cui carico inquinante viene trasportato dai fiumi, ma anche da piccoli corsi d'acqua a regime

torrenziale, che rappresentano nel loro complesso i vettori principali e secondari del fenomeno.

Una gestione impropria delle acque reflue veicolate in mare dal reticolo idrografico, a causa del carente governo territoriale delle zone interne continentali, amplifica tale fenomeno. Infatti, la deforestazione, gli incendi boschivi e il taglio incontrollato della vegetazione arborea determinano l'erosione e, in caso di intense precipitazioni atmosferiche, il dilavamento del suolo e il trasporto di grandi quantità di sedimenti nei corsi d'acqua continentali.

Tali evidenti criticità idrogeologiche sono aggravate dalla presenza, in prossimità della linea di costa, di numerosi impianti dove il lavaggio degli inerti provoca il dilavamento e il trasporto nei corsi d'acqua continentali di grandi quantità di sedimenti terrigeni. Tale carico sedimentario costituito, in gran parte, da un particolato fine, viene trasportato dalle vie fluviali e raggiunge il bacino costiero causando un particolare tipo di inquinamento da materiale solido sedimentabile, originariamente definito dagli autori anglosassoni "siltting" (Gottschalk, 1946).

L'incremento del grado di torbidità nella colonna d'acqua e il processo di sedimentazione nei fondali del bacino costiero possono causare gravi conseguenze e impatti negativi nel corretto funzionamento degli ecosistemi marini. In particolare, le biocenosi di *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, ecosistema "climax" dei fondi mobili infra-litoranei del Mediterraneo (Ghirardelli, 1981), sono di fondamentale importanza nella struttura del dominio bentonico costiero (Pagliai et al. 1985; Lewis et al. 2001; Falcao et al. 2003; Borum et al. 2004; Erftemejer e Lewis III 2006; Capello et al. 2014).

Questa specie endemica del bacino forma, infatti, estese praterie sommerse, riconosciute dalla normativa comunitaria quali habitat prioritari ai sensi della Direttiva Habitat 92/43/EEC, che definisce le zone costiere, dove sono presenti tali biocenosi, Siti di Importanza Comunitaria (SIC)

e cardini fondamentali della Rete Natura 2000 (EEA 2005; Boudouresque et al. 2006).

Tuttavia, la specie è estremamente sensibile a eventuali incrementi nel ritmo di sedimentazione alla base della prateria e inoltre richiede acque trasparenti e una notevole irradianza luminosa nel mezzo per la crescita vegetativa e le attività fotosintetiche delle piante. Lo stato di salute ecologica delle praterie risulta, così, strettamente legato alle dinamiche sedimentarie presenti nel bacino costiero e alle condizioni chimico-fisiche delle acque litorali di cui *Posidonia oceanica* diviene prezioso bioindicatore (Jeudy de Grissac e Boudouresque 1985).

Invero, questo tipico ecosistema costiero risulta stabile e in equilibrio dinamico con l'ambiente quando l'apporto sedimentario alla base della prateria è controbilanciato dalla crescita verticale dei rizomi ortotropi delle piante (Gacia et al. 2003).

Negli ultimi decenni, le praterie mediterranee di *Posidonia oceanica* sono fortemente esposte alle pressioni antropiche e agli effetti negativi causati da alterazioni nel tasso di sedimentazione cui risultano estremamente sensibili (Boudouresque et al. 1984; Meinesz et al. 1991; Bianchi e Peirano, 1995; Peirano et al. 2005; Badalamenti et al. 2006; Montefalcone et al. 2007; Boudouresque et al. 2012). Un eccesso nel carico sedimentario può, infatti, causare un notevole aumento nel grado di torbidità delle acque litorali e ridurre, quindi, il livello di penetrazione quantitativa e qualitativa della luce solare con conseguenze negative nelle attività e nell'efficienza fotosintetica delle piante (Duarte 2002).

Il risultato finale di tale squilibrio è quello di ridurre o di ostacolare la capacità della pianta nel reagire al processo di sedimentazione attraverso la crescita verticale dei rizomi ortotropi, tale da determinare la parziale o, nei casi più gravi, il totale interrimento della prateria (Gacia e Duarte, 2001).

Diviene, dunque, necessario conoscere la capacità omeostatica delle piante in questo processo di sedimentazione, per poter



Figura 1. Attività in mare di controllo e monitoraggio.

©N. Cantasano

predire eventuali cambiamenti nello stato di salute ecologica delle praterie in risposta a processi naturali e/o antropici (Astier 1984; Peres 1984; Blanc and Jeudy de Grisac 1989; Bourcier 1989; Sanchez-Lizaro et al. 1990; Boer 2007).

È stato, così, realizzato nel periodo 2000 - 2004 dal Centro di Educazione Ambientale Marina (CEAM) di Belmonte Calabro (Cs), afferente al WWF Calabria, un progetto regionale finalizzato al primo censimento geografico delle praterie di *Posidonia oceanica* presenti lungo le coste tirreniche calabresi. Nel corso del programma di monitoraggio, è stata effettuata una campagna di controllo per valutare, negli erbari in sofferenza e in fase di sedimentazione, il loro grado di interrimento.

Materiali e metodi

Nel progetto di monitoraggio regionale delle praterie di *Posidonia oceanica*, sono state utilizzate specifiche schede di segnalazione che subacquei, pescatori, turisti e attivisti del WWF Italia hanno inviato al CEAM di Belmonte Calabro.

Nella seconda fase del programma sono state controllate le segnalazioni pervenute, effettuando nei singoli siti immersioni dirette con Autorespiratori ad Aria (ARA) per verificare in mare la posizione, l'estensione, la densità fogliare ed i limiti batimetrici delle praterie censite (Fig. 1).

Lo stato vegetativo dei posidonieti è stato valutato attraverso l'utilizzo di un parametro fenologico specifico, la densità dei fascicoli fogliari, che rappresenta un buon descrittore sintetico dello stato di salute delle praterie.

Le analisi fenologiche sono state condotte nel periodo 2000 - 2004 secondo la classificazione di Giraud, che distingue cinque classi di qualità delle praterie (Giraud 1977):

- Classe I: > 700 fasci/m² = Praterie molto dense;
- Classe II: 400 - 700 fasci/m² = Praterie dense;
- Classe III: 300 - 400 fasci/m² = Praterie rare;
- Classe IV: 150 - 300 fasci/m² = Praterie in regressione o in via di colonizzazione;
- Classe V: 50 - 150 fasci/m² = Semi-praterie.

Infine, nella terza fase del progetto sono stati condotti specifici controlli sul grado di interrimento delle praterie in sofferenza, localizzate nei fondali di Cirella, Punta Santa Litterata, Contrada Petrosa, Capo Tirone, Scogli di Isca, Palmi e Scilla, onde misurare i differenti regimi di sedimentazione.

Nel programma di monitoraggio, realizzato sulle praterie calabresi in regressione, il tasso di mortalità delle piante è stato calcolato secondo la formula (Cabaco et al. 2008):

$$M (\%) = (d_i - d_f) / d_i \times 100$$

dove M = Mortalità delle piante; d_i = densità iniziale della prateria; d_f = densità finale della prateria dopo sedimentazione.

Il livello di insabbiamento delle praterie è stato misurato annualmente, nel periodo 2000 - 2004, per mezzo di cilindri in plexiglass (PVC), di 35 cm in diametro e in altezza, a una distanza di circa un metro l'uno dall'altro, infissi nei diversi fondali ai bordi delle praterie, lasciando emergere le parti superiori dei cilindri a 15-20 cm sopra il substrato.

Risultati

Le praterie di *Posidonia oceanica* presenti lungo le coste tirreniche calabresi, procedendo da nord verso sud, sono indicate nella seguente figura (Fig. 2).

Il censimento geografico regionale comprende tredici posidonieti concentrati nelle zone settentrionali e meridionali del versante tirrenico della Calabria.

Si tratta, in gran parte, di praterie superficiali i cui limiti superiori sono localizzati in acque basse a profondità variabili da 2 a 7 metri mentre quelli inferiori raggiungono isobate massime di 20 metri.

Le tre praterie profonde, estese al di sotto dei quindici metri di profondità, denominate dalla tradizione popolare locale "dragare", sono invece localizzate nella zona di Capo Vaticano in provincia di Vibo Valentia. I dati fenologici rilevati nel periodo 2000 - 2004 e, in particolare, la densità dei fascicoli fogliari delle praterie della Calabria tirrenica (Fig. 3), evidenziano le condizioni generali di regressione cui sono soggetti i posidonieti mediterranei, a conferma delle numerose segnalazioni di riduzione degli erbari riportate in letteratura (Augier e Boudouresque 1970; Astier 1984; Meinesz e Laurent 1978; Peres 1984).

Nel corso del programma di monitoraggio, sono state effettuate misure del livello di insabbiamento delle praterie, non solo per correlare la fase di interrimento con il tasso di regressione e mortalità delle piante, ma anche per verificare se tale fenomeno fosse riconducibile ad alterazioni nei processi di sedimentazione causati dallo scarico in mare dei reflui urbani, agricoli e industriali. I risultati ottenuti hanno evidenziato che il processo di interrimento alla base degli erbari causa la loro regressione anche per brevi tempi di esposizione e per modesti tassi di ricoprimento.

Infatti, dai dati sperimentali relativi al periodo 2000-2004, rilevati in campo nelle cinque praterie calabresi soggette a un livello medio di sedimentazione (Punta Santa Litterata, Contrada Petrosa, Capo Tirone, Palmi e Scilla), si registra una riduzione del 50% degli erbari sia pure in condizioni di modesto interrimento pari a 4-5 cm/anno e per brevi intervalli temporali di appena 8-12 settimane.

Tuttavia, in tali condizioni si rileva nelle piante una loro capacità intrinseca di rea-

gire alla parziale sedimentazione dell'erbario grazie a un processo di allungamento e di ramificazione accentuata del rizomi. Invece, nei casi più gravi delle due praterie calabresi soggette a intensa sedimentazione (Cirella e Scogli di Isca), quando i livelli di insabbiamento delle praterie superano i 10 cm/anno, non si osservano più risposte fisiologiche adattative nelle piante, mentre si registra un loro tasso di mortalità variabile dal 90% al 100% (Fig. 4).

Inoltre, ad elevati tassi di sedimenta-



Figura 2. Distribuzione geografica delle praterie di *Posidonia oceanica* della Calabria tirrenica.

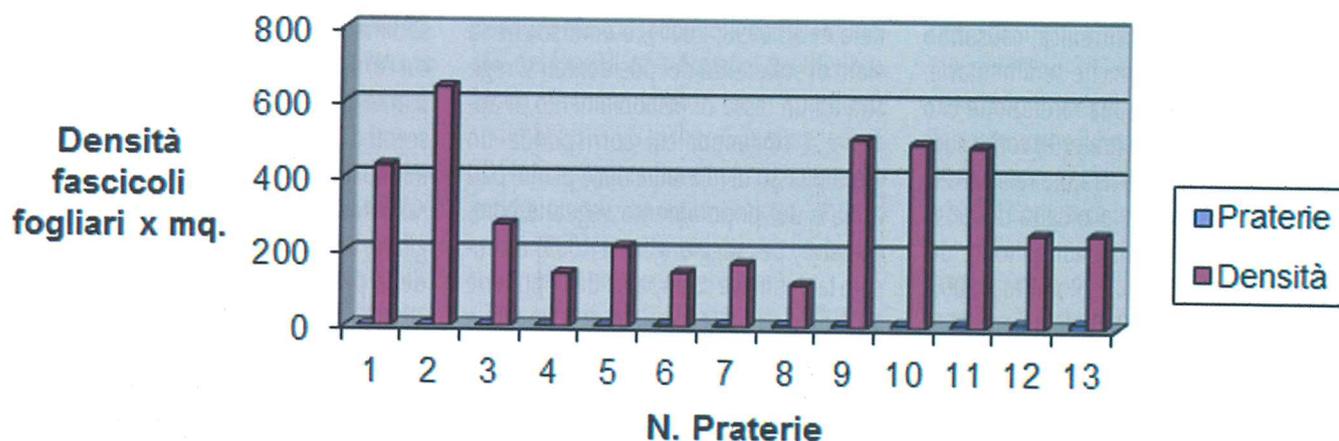


Figura 3. Densità dei fascicoli fogliari nelle praterie censite. Dati medi della rilevazione quinquennale nel periodo 2000-2004.

zione superiori ai 10 cm/anno, si osserva un processo di graduale necrosi nel meristema apicale delle foglie anche per brevi tempi di esposizione al fenomeno di appena 15 - 20 giorni.

Questo stato di evidente criticità ambientale è, pertanto, riconducibile al fatto che l'alto tasso di sedimentazione, determinando verosimilmente condizioni anossiche alla superficie del sedimento, causi nel tempo la morte delle piante e il declino delle praterie.

In linea con i dati presenti in letteratura, è possibile, inoltre, ritenere che le praterie analizzate vengono alterate e/o distrutte non solo a causa degli effetti dovuti alla sedimentazione, ma anche per le conseguenze derivanti dall'intorbidamento delle

acque costiere che limita la radiazione luminosa necessaria alle attività fotosintetiche delle piante (Guidetti e Fabiano 2000; Guidetti, 2001).

In conclusione, dai risultati emersi nel corso del progetto e dal confronto tra le diverse praterie analizzate, risulta chiaro che la condizione attuale di regressione dei posidonieti presenti lungo le coste tirreniche calabresi è strettamente correlata al tasso di sedimentazione presente alla loro base.

Discussione

Le esperienze condotte in campo evidenziano, quindi, che alterazioni nelle di-

namiche costiere e l'aumento del carico sedimentario alla base delle praterie di *Posidonia oceanica*, con il conseguente interrimento delle stesse, possano essere una delle cause principali della loro regressione lungo le coste tirreniche calabresi.

Risulta, infatti, ben noto che nella delicata fase di insabbiamento della prateria, il tasso di accrescimento fogliare della specie è troppo lento per poter compensare il grado artificiale di sedimentazione o per poter colonizzare nuovi substrati dopo episodi distruttivi di interrimento causati da forme di inquinamento antropico. Infatti, la crescita verticale dei rizomi ortotropi è di 1.5 cm/anno, mentre il processo di sedimentazione alla base della prateria, ad elevati tassi di interrimento, può raggiungere i 15 cm/anno (Boudouresque e Meinesz, 1982).

Tale evidente differenza nella cinetica dei due processi, l'uno naturale l'altro artificiale, determina nel tempo la rarefazione e nei casi più gravi la scomparsa della prateria.

Inoltre, alcune attività antropiche presenti nelle regioni litorali possono accentuare i naturali processi di sedimentazione nel bacino costiero e modificare lo stato di salute ecologica delle praterie di *Posidonia oceanica*.

Nel caso in esame, un eccesso nel carico sedimentario, indotto da un uso non corretto del suolo, nei bacini idrografici prossimi alla linea di costa, e la presenza di impianti industriali nelle regioni co-

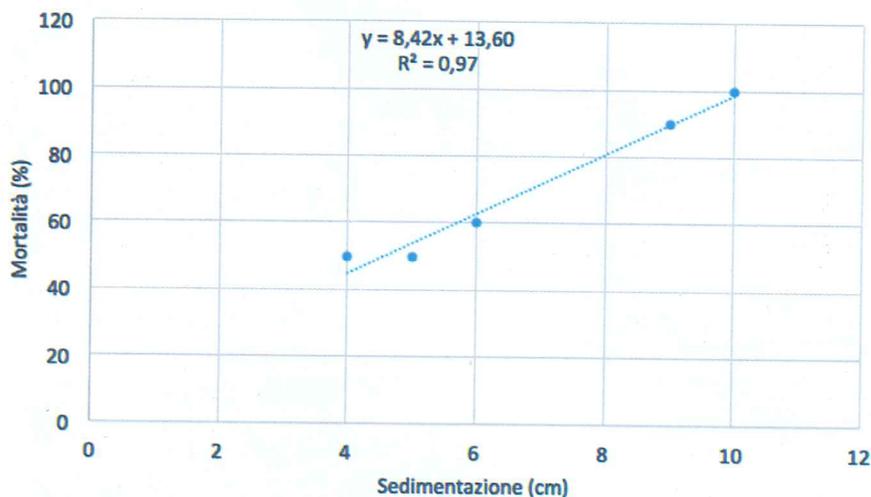


Figura 4. Tassi di mortalità delle foglie di *Posidonia oceanica*, in relazione al grado di sedimentazione ($r^2 = 0,97$) nelle praterie soggette ad interrimento, rilevati nel periodo 2000 - 2004.

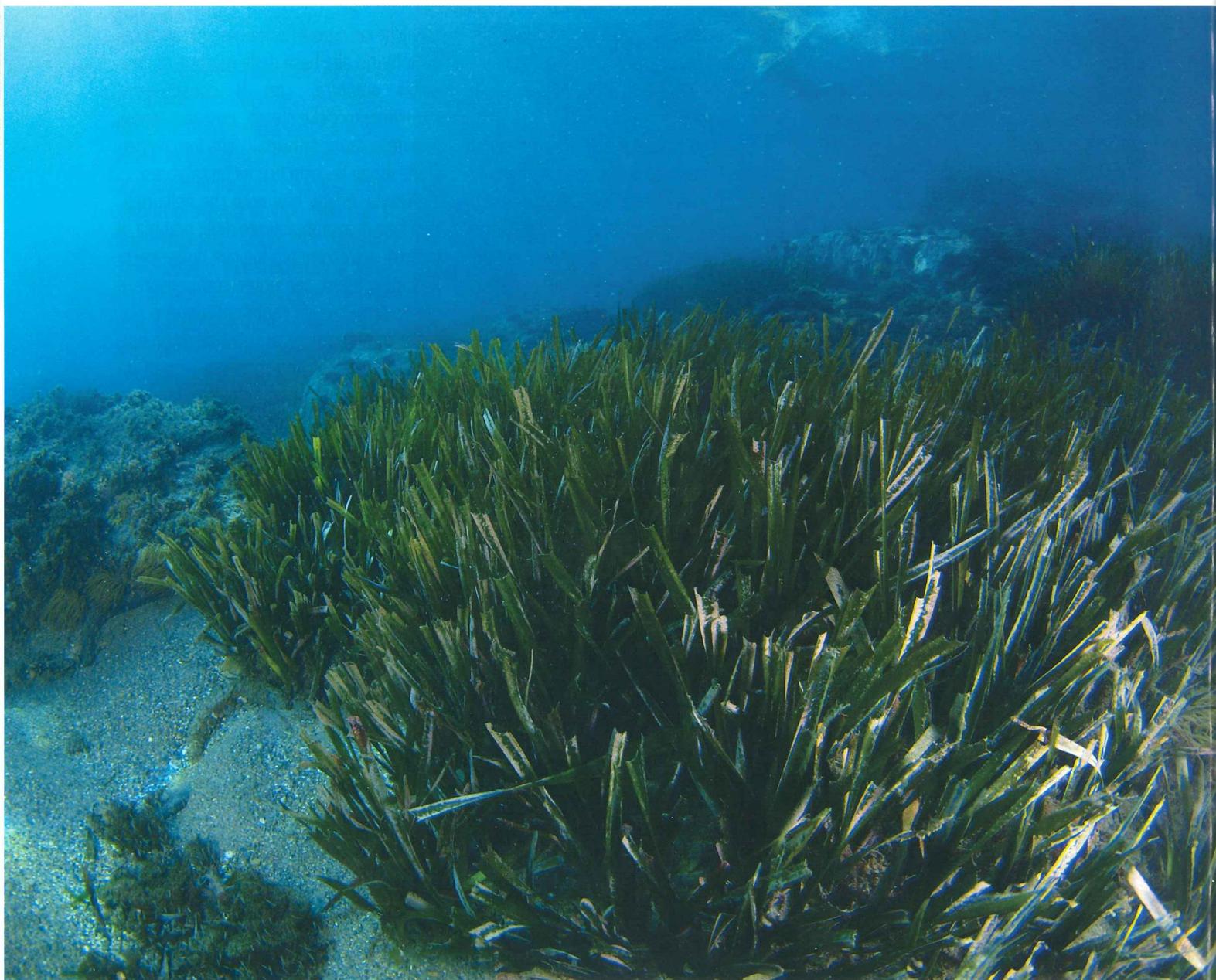
stiere della Calabria tirrenica, causando variazioni nelle dinamiche sedimentarie, possono contribuire alla rarefazione e/o alla scomparsa delle praterie, come supportato anche dalla letteratura relativa allo stato attuale di salute ecologica dei posidonieti presenti in altre zone litorali del Mediterraneo (Ruiz e Romero, 2003; Marbà e Duarte, 2003; Badalamenti et al. 2006; Cabaco et al. 2008). Infatti, dalle prove sperimentali condotte su alcune praterie mediterranee delle coste spagnole soggette a sedimentazione (Manza-

nera et al. 1998; 2011), è emerso che lo stato di sofferenza dei posidonieti si registra ad un tasso di insabbiamento di appena 4 cm/anno, cui corrisponde un elevato tasso di mortalità delle piante pari al 65% del popolamento vegetale complessivo, per raggiungere il 100% e causare la definitiva scomparsa delle praterie a un livello di interrimento di 9 cm/anno (Manzanera et al. 1998; 2011).

Di contro, nel corso dello studio condotto sulle praterie calabresi, risulta che esse entrano in sofferenza a un livello di

sedimentazione superiore ai 5 cm/anno cui corrisponde un tasso di mortalità delle piante pari al 50%, mentre a livelli crescenti di interrimento viene parzialmente inibito il meristema apicale delle piante e rallentato il processo di accrescimento fogliare, causando nel tempo la rarefazione della prateria che si riduce, così, a una semi-prateria, come nel caso del posidonieto di Isca.

Solo, per tassi di sedimentazione superiori ai 10 cm/anno, il meristema apicale della pianta viene completamente



©Antonio Martin/www.shutterstock.com

inibito e il processo di accrescimento fogliare si arresta del tutto, causando la morte della pianta e la scomparsa definitiva della prateria.

Le praterie della Calabria tirrenica dimostrano, quindi, una migliore risposta omeostatica al processo di sedimentazione e presentano un andamento più graduale e progressivo della fase regressiva rispetto alle praterie spagnole.

Nonostante la migliore performance delle praterie calabresi, è comunque emerso che anche a un modesto tasso di interrimento degli erbari, pari a 4-5 cm/anno, corrisponde una notevole mortalità delle piante mentre la densità finale dei fascicoli fogliari dopo sedimentazione si riduce al 50% della densità iniziale (Fig. 4).

La causa fisiologica di tale mortalità si deve a una evidente necrosi del meristema apicale delle foglie e degli apici vegetativi dei rizomi ortotropi, osservabili nelle praterie in fase di regressione.

Si potrebbe, pertanto, ipotizzare che il processo di interrimento alla base del posidonieto riduce la disponibilità di ossigeno (O₂) per i tessuti vegetativi esponendo, così, la pianta all'aggressione di composti tossici, quali ad esempio l'acido solfidrico (H₂S), su fondi mobili dalle caratteristiche chimiche sempre più riducenti e ipossiche. Tali criticità nelle condizioni abiotiche del sistema edafico, estese anche in altre regioni costiere del bacino, si inquadrano in una prospettiva che, a lungo termine, vede a rischio il futuro e la sopravvivenza delle praterie di *Posidonia oceanica* nel Mediterraneo (Duarte 2002).

Conclusioni

Le praterie di *Posidonia oceanica* svolgono un ruolo fondamentale per le coste mediterranee e in particolare per le regioni litorali della Calabria tirrenica dove rappresentano una difesa naturale contro il fenomeno dell'erosione costiera. Infatti, il complesso radicale e l'apparato fogliare

delle piante consolidano il substrato mobile dei fondali infra-litoranei del Mediterraneo trattenendo le particelle sedimentarie (Sánchez-González et al. 2011; Boudouresque et al. 2012) e svolgendo, quindi, un ruolo analogo a quello svolto dall'apparato radicale delle piante superiori in ambiente terrestre.

Numerosi studi dimostrano l'influenza delle praterie sulla natura e la dinamica sedimentaria (Blanc, 1975; Blanc e Jeudy de Grissac, 1984; Jeudy de Grissac e Boudouresque, 1985).

In realtà la pianta è in grado di orientare la direzione di accrescimento dei propri rizomi ortotropi e plagiotropi in relazione ai tassi di sedimentazione alla base delle praterie. Tuttavia, nonostante la plasticità morfologica e la variabilità adattativa della specie, forti e brusche variazioni nella dinamica sedimentaria possono causare l'interrimento e il declino delle praterie determinando, così, il progressivo deterioramento delle condizioni ambientali nelle zone costiere del Mediterraneo (Manzanera et al. 1995).

Lungo le regioni litorali delle coste tirreniche calabresi il principale carico sedimentario è rappresentato dai corsi d'acqua continentali, la maggior parte dei quali a regime torrentizio.

La presenza di impianti per il lavaggio degli inerti e di altri complessi industriali, in prossimità della linea di costa, aggrava il deflusso di sedimenti terrigeni nel bacino costiero, in modo tale da ostacolare l'impianto e l'accrescimento delle praterie di *Posidonia oceanica*, poiché le radici dei rizomi richiedono un substrato stabile per l'attecchimento delle plantule, mentre l'elevata torbidità del mezzo ne limita la crescita (Libes 1986).

In conclusione, la specie risulta estremamente sensibile anche a bassi livelli di interrimento alla base delle praterie.

Tale marcata suscettibilità al processo di sedimentazione e la scarsa capacità omeostatica della pianta sono tra le cause principali della sua regressione nel bacino del Mediterraneo (Manzanera et al. 2011) per

cause di origine antropica (Ruiz et al. 2001). Tali condizioni di evidente criticità, per la stessa sopravvivenza della specie, sono evidenziate anche lungo le coste tirreniche calabresi, dove i reflui continentali di origine urbana, domestica, industriale e/o agricola, convogliati in mare dal fitto reticolo idrografico regionale, alterano le dinamiche sedimentarie litoranee e causano l'interrimento delle praterie sino a livelli di 4-5 cm/anno, determinando un loro preoccupante livello di regressione.

In prospettiva, il declino di questa importante specie endemica del Mediterraneo potrebbe determinare gravi conseguenze sui delicati equilibri biotici ed abiotici delle regioni litoranee del Mediterraneo e causare nel tempo una allarmante flessione nei livelli di biodiversità marina. ●

©Riproduzione riservata

BIBLIOGRAFIA

- 1 Astier J.M. (1984). *Impact des aménagements littoraux de la rade de Toulon, liés aux techniques d'endigage, sur les herbiers à Posidonia oceanica*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. (eds) International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. GIS Posidonie Publishers, Marseille, 255-259 pp.
- 2 Augier H., Boudouresque C.F. (1970). *Vegetation marine de l'île de Port Cross. La baie de Port-Man et le problème de la regression de l'herbier de posidonies*. Bull. Mus. Hist. Nat., Marseille, 30: 145-166.
- 3 Badalamenti F., Carlo D.G., D'Anna G., Gristina M., Toccaceli M. (2006). *Effects of dredging activities on population dynamics of Posidonia oceanica (L.) Delile in the Mediterranean Sea: The case study of Capo Feto*. Hydrobiologia, 555: 253-261.
- 4 Bianchi C.N., Peirano A. (1995). *Atlante delle fanerogame marine della Liguria: Posidonia oceanica e Cymodocea nodosa*. ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia, 146 pp.
- 5 Blanc J. (1975). *Reserches de sédimentologie appliquée au littoral rocheux de la Provence. Aménagement et protection*. Centre National Exploit Océans (France), 23-28 pp.
- 6 Blanc J.J., Jeudy de Grissac A. (1984). *Erosion sous-marine des herbiers à Posidonia oceanica (Méditerranée)*.

- ranée). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds) International Workshop on *Posidonia oceanica* meadows, GIS Posidonie Publishers, Marseille, 23-28 pp.
- 7 Blanc J.J., Jeudy de Grissac A. (1989). *Réflexions géologiques sur la regression des herbiers à Posidonies (Departements du Var et des Bouches-de-Rhone)*. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds) International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. GIS Posidonie Publishers, Marseille, 273-285 pp.
 - 8 Boer W.F. (2007). *Seagrass-sediment interactions, positive feedbacks and critical thresholds for occurrence, a review*. Hydrobiologia, 591: 5-24.
 - 9 Borum J., Duarte C.M., Krause-Jensen D., Greve T.M. (2004). *European seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management*. The M&MS Project, Denmark, 8-10 pp., <http://www.seagrasses.org>.
 - 10 Boudouresque C.F., Meinesz A. (1982). *Decouverte de l'herbier de posidonie*. Cahier Parc National de Port Cross. Fr., 4: 1-81 pp.
 - 11 Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Meinesz A. (1984). *Relations entre la sedimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de Posidonia oceanica dans la baie d'Elbu (Corse)*. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds) International Workshop on *Posidonia oceanica* beds, 1, GIS Posidonie Publishers, Marseille, 185-191 pp.
 - 12 Boudouresque C.F., Bernard C.F., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. (2006). *Preservation et conservation des herbiers à Posidonia oceanica*. Ra.Mo.Ge. Publ., <http://www.ramoge.org/files/fr/pdf>.
 - 13 Boudouresque C.F., Bernard G., Bohomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L. (2012). *Protection and conservation of Posidonia oceanica meadows*. RAMOGE and RAC/SPA Publishers, Tunis, 202 pp.
 - 14 Bourcier M. (1989). *Régression des herbiers à Posidonia oceanica (L.) Delile a l'Est de Marseille, sous l'action conjuguée des activités humaines et des modifications climatiques*. In: Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds) International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. GIS Posidonie Publishers, Marseille, 287-292 pp.
 - 15 Cabaco S., Santos R., Duarte C.M. (2008). *The impact of sediment burial and erosion on seagrasses: a review*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 79: 354-356.
 - 16 Capello M., Cutroneo L., Ferranti M.P., Budillon G., Bertolotto R.M., Ciappa A., Cotroneo Y., Castellano M., Povero P., Tucci S. (2014). *Simulations of dredged sediment spreading on a Posidonia oceanica meadow off the Ligurian coast, Northwestern Mediterranean*. Marine Pollution Bulletin, 79: 196-2014.
 - 17 Duarte C.M. (2002). *The future of seagrass meadows*. Environmental Conservation, 29: 192-206.
 - 18 EEA (2005). *Priority issues in the Mediterranean environment*. UNEP, European Environment Agency (EEA), Copenhagen, EEA report, 5/2005.
 - 19 Erftemeijer P.L.A., Lewis III R.R.R. (2006). *Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review*. Marine Pollution Bulletin, 52: 1553-1572.
 - 20 Falcão M., Gaspar M.B., Caetano M., Santos M.N., Vale C. (2003). *Short-term environmental impact of clam dredging in coastal waters (south of Portugal): chemical disturbance and subsequent recovery of seabeds*. Mar. Environ. Res., 56 (5): 649-664.
 - 21 Gacia E., Duarte C.M. (2001). *Sediment retention by a Mediterranean Posidonia oceanica meadow: the balance between deposition and resuspension*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 52: 505-514.
 - 22 Gacia E., Duarte C.M., Marbà N., Terrados J., Kennedy H., Fortes M.D., Tri N.H. (2003). *Sediment deposition and production in SE-Asia seagrass meadows*. Estuarine, Coastal Shelf Science, 56: 909-919.
 - 23 Ghirardelli E. (1981). *La vita nelle acque*. Utet Editore, Torino: 392-402 pp.
 - 24 Giraud G. (1977). *Essai de classement des herbiers de Posidonia oceanica (L.) Delile*. Botanica Marina, 20 (8): 487-491.
 - 25 Gottschalk L.C. (1946). *Silting of stock ponds inland utilization project area, SD-LU-2, Pierre, South Dakota*. USDA-SCS Special Report, 9.
 - 26 Guidetti P. (2001). *Detecting environmental impacts on the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica (L.) Delile: the use of reconstructive methods in combination with "beyond BACI" designs*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 260: 27-39.
 - 27 Guidetti P., Fabiano M. (2000). *The use of lepidochronology to assess the impact of terrigenous discharges on the primary leaf production of the Mediterranean seagrass Posidonia oceanica*. Marine Pollution Bulletin, 40: 449-453.
 - 28 Jeudy de Grissac A., Boudouresque C.F. (1985). *Rôles des herbiers de phanérogames marines dans le mouvement des sédiments c tiers: les herbiers à Posidonia oceanica*. Colloque Franco-Japonais d'Océanographie, 1: 143-151.
 - 29 Lewis M.A., Weber D.E., Stanley R.S., Moore J.C. (2001). *Dredging impact on a urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal periphyton*. Environmental Pollution, 115: 161-171.
 - 30 Libes M. (1986). *Productive-irradiance relationship of Posidonia oceanica and its epiphytes*. Aquatic Botany, 26: 285-306.
 - 31 Manzanera M., Perez M., Romero J. (1995). *Seagrass mortality due to oversedimentation: an experimental approach*. In: Proceedings of the Second International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 95, October 24-27 1995, Taragona, Spain.
 - 32 Manzanera M., Perez M., Romero J. (1998). *Seagrass mortality due to oversedimentation: an experimental approach*. Journal of Coastal Conservation, 4: 67-70.
 - 33 Manzanera M., Alcoverro T., Tomas F., Romero J. (2011). *Response of Posidonia oceanica to burial dynamics*. Marine Ecology Progress Series, 423: 47-56.
 - 34 Marbà N., Duarte C.M. (2003). *Scaling of ramet size and spacing in seagrasses: implications for stand development*. Aquatic Botany, 77: 87-98.
 - 35 Meinesz A., Laurent R. (1978). *Cartographie et état de la limite inférieure de l'herbier de Posidonia oceanica dans les Alpes-Maritimes (France)*. Botanica Marina, 21: 513-526.
 - 36 Meinesz A., Lefevre J.R., Astier J.M. (1991). *Impact of coastal development on the infralittoral zone along the Southeastern Mediterranean shore of continental France*. Marine Pollution Bulletin, 23: 343-347.
 - 37 Montefalcone M., Albertelli, G., Morri, C., Bianchi C.N. (2007). *Urban seagrasses status of Posidonia oceanica facing the Genoa city waterfront (Italy) and implication for management*. Marine Pollution Bulletin, 54: 206-213.
 - 38 ONU (1982). *Conferenza sull'ambiente umano e Carta Mondiale della natura*. Ris. 37/77.
 - 39 Pagliai A.M.B., Varriale A.M.C., Crema R., Gallett M.C., Zunarelli R.V. (1985). *Environmental impact of extensive dredging in a coastal marine area*. Marine Pollution Bulletin, 16 (12): 483-488.
 - 40 Peirano A., Damasso V., Montefalcone M., Morri C., Bianchi C.N. (2005). *Effects of climate, invasive species and anthropogenic impacts on the growth of the seagrass Posidonia oceanica (L.) Delile in Liguria (NW Mediterranean Sea)*. Marine Pollution Bulletin, 50: 817-822.
 - 41 Pérès J.M. (1984). *La regression des herbiers à Posidonia oceanica*. International workshop on *Posidonia oceanica* beds. In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds) GIS Posidonie Publisher, Marseille, 445-454 pp.
 - 42 Ruiz J.M., Pérez M., Romero J. (2001). *Effects of fish farm loadings on seagrass (Posidonia oceanica) distribution, growth and photosynthesis*. Marine Pollution Bulletin, 42 (9): 749-760.
 - 43 Ruiz J.M., Romero J. (2003). *Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass Posidonia oceanica*. Marine Pollution Bulletin, 46: 1523-1533.
 - 44 Sánchez-González J.F., Sánchez-Rojas V., Memos C.D. (2011). *Wave attenuation due to Posidonia oceanica meadows*. Journal of Hydraulic Research, 49: 503-514.
 - 45 Sánchez-Lizaso J.L., Guillén J.E., Ramos A. (1990). *The regression of Posidonia oceanica meadows in El Campello (Spain)*. Rapp. Comm. Int. Mer Médit. 32 (1): B-1 10, 17.