Gestione Integrata delle Reti Ecologiche attraverso i Parchi e le Aree Marine

GIREPAM

Componente T1 - Piani di azione transfrontalieri e azioni pilota

T1.2.3 - Approfondimento delle conoscenze sullo stato di habitat e specie in siti di indagine del partenariato e indicazioni gestionali condivise

T1.2.3c - Indagini sulle popolazioni del riccio di mare *Paracentrotus lividus* in due aree protette della Sardegna finalizzate alla gestione della risorsa

Dicembre 2019

La cooperazione al cuore del Mediterraneo
Questo Programma è cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale

Progetto GIREPAM "Gestione Integrata delle Reti Ecologiche attraverso i Parchi e le Aree Marine)"

CUP: E76J16001050007

Componente T1 "Piani di azione transfrontalieri e azioni pilota".

Attività T1.2 "Elaborazione di Piani di Azione transfrontalieri (PdA) per la tutela e gestione di habitat e specie dell'ambito marino-costiero".

Prodotto T1.2.3c "Indagini sulle popolazioni del riccio di mare *Paracentrotus lividus* in due aree protette della Sardegna finalizzate alla gestione della risorsa".

Dicembre 2019

Partner:

Fondazione IMC Onlus

Unità operativa:

Simone Farina, IMC - International Marine Centre
Ivan Guala, IMC - International Marine Centre i.guala@fondazioneimc.it
Daniele Grech, IMC - International Marine Centre
Gianni Brundu, IMC - International Marine Centre

Questo lavoro deve essere citato come:

Farina S., Grech D., Brundu G., Guala I., 2019. Indagini sulle popolazioni del riccio di mare *Paracentrotus lividus* in due aree protette della Sardegna finalizzate alla gestione della risorsa. Progetto GIREPAM - Gestione Integrata delle Reti Ecologiche attraverso i Parchi e le Aree Marine. Rapporto Tecnico Fondazione IMC – Centro Marino Internazionale ONLUS, 5: 2019, 34 pp.

Fondazione IMC Onlus
International Marine Centre
Loc. Sa Mardini, Torregrande, 09170 – Oristano (Italia)
Anagrafe Nazionale Ricerche cod. 11881273
web: hiip://www.fondazioneimc.it

Premessa

Il progetto GIREPAM è stato realizzato allo scopo di migliorare e innovare la governance e la gestione delle aree marino-costiere da parte di Regioni e Enti Gestori e di contribuire ad arrestare la perdita di biodiversità e il degrado dei servizi ecosistemici.

L'obiettivo generale del progetto è l'elaborazione di una strategia transfrontaliera condivisa per la gestione integrata della rete ecologica marino-costiera presente nel territorio di cooperazione Italia – Francia che include le regioni Sardegna, Toscana, Liguria, Corsica e Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA). Tale strategia prevede la realizzazione di tre obiettivi specifici:

1. Migliorare lo stato di conservazione e la valorizzazione degli ambiti marino costieri (comprese zone umide costiere e zone focive di transizione) e indirizzare l'accessibilità del pubblico all'offerta naturale;

2. Migliorare l'efficacia dell'azione pubblica nella governance e nella pianificazione degli ambiti marino costieri dello spazio di cooperazione;

3. Aumentare la consapevolezza del valore economico del capitale naturale e favorire la crescita "green & blue".

In particolare, l'obiettivo specifico 1 prevede l'elaborazione di piani di azione transfrontalieri che garantiscano un approccio comune per la tutela di habitat e specie di interesse presenti negli ambiti marino-costieri indagati. Un tale obiettivo presuppone una profonda conoscenza delle caratteristiche strutturali e funzionali degli habitat e specie di interesse, la comprensione dei processi ecologici alla base del loro mantenimento in uno stato di conservazione ottimale, nonché la percezione del loro valore ecologico, economico e sociale per i territori su cui ricadono.

Pertanto, nell'ambito della Componente **T1** (**Piani di azione transfrontalieri e azioni pilota**), dell'attività **T1.2** (**Elaborazione di Piani di Azione transfrontalieri (PdA) per la tutela e gestione di habitat e specie dell'ambito marino-costiero**), e del prodotto **T1.2.3c** (**Documenti di analisi della capacità di carico degli habitat in funzione delle attività economiche e di fruizione svolte nei siti e definizione di indicazioni gestionali**), sono state realizzate attività di ricerca per l'approfondimento delle conoscenze sul riccio di mare *Paracentrotus lividus* in virtù del ruolo funzionale che questa specie ricopre negli ecosistemi bentonici mediterranei. Infatti, il riccio di mare è uno dei più importanti erbivori delle comunità macrofitiche subtidali, sia su fondi rocciosi (habitat 1170 Scogliere) sia nelle praterie di *Posidonia oceanica* (habitat 1120 Praterie di Posidonia), e gioca un ruolo centrale nella catena trofica che coinvolge anche i predatori. Allo stesso tempo, in molte aree del Mediterraneo, il riccio rappresenta una importante risorsa per la pesca artigianale. Le indagini sono state realizzate in due aree marine protette della Sardegna (AMP Tavolara Punta Coda Cavallo e AMP Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre) con lo scopo di fornire elementi utili alla quantificazione della risorsa e alla gestione della pesca sostenibile della specie.

Le attività sono state realizzate attraverso tra distinte task.

Task 1. Valutazione dell'abbondanza del riccio di mare in zone con diverso grado di tutela, nell'Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo e in aree limitrofe. In particolare, è stato effettuato il monitoraggio della popolazione del riccio di mare *Paracentrotus lividus* attraverso la stima delle densità, della struttura di popolazione, dello *stock* (frazione della popolazione disponibile per il prelievo) e della capacità riproduttiva. Lo studio, realizzato nelle zone con diverso grado di tutela era funzionale alla valutazione della sostenibilità della pesca del riccio nell'AMP.

Task 2. Identificazione dei fattori ecologici chiave necessari per pianificare la gestione della pesca del riccio di mare come specie con alta importanza ecologica. In particolare, è stata realizzata un'analisi di dati pregressi raccolti nell'Area Marina Protetta Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre al fine di valutare la struttura di popolazione del riccio di mare in relazione a fattori idrodinamici costieri e geomorfologici e all'eterogeneità del paesaggio.

Task 3. Valutazione del processo di reclutamento del riccio di mare *Paracentrotus lividus* nell'Area Marina Protetta Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre. Lo studio è stato realizzato attraverso la valutazione delle tre fasi (sviluppo larvale, approvvigionamento larvale e insediamento) del processo ecologico che primariamente determina l'abbondanza e la distribuzione del riccio di mare lungo le coste.

Task 1

Valutazione dell'abbondanza del riccio di mare in zone con diverso grado di tutela, nell'Area Marina Protetta di Tavolara Punta Coda Cavallo e in aree limitrofe

Con il contributo di: Cristina Alvarez Raya (IMC International Marine Centre / Universidad de Las Palmas de Gran Canaria), Marco Masala (Università di Sassari / IMC International Marine Centre), Chiara Roselli (Università di Sassari / IMC International Marine Centre)

Introduzione

Nel Mar Mediterraneo, la pesca eccessiva e la predazione sono tra i principali fattori che regolano l'abbondanza e la taglia media delle popolazioni del riccio di mare edule *Paracentrotus lividus* (Boudouresque e Verlaque, 2007). Negli ultimi decenni, in molte regioni del bacino, il prelievo a fini commerciali del riccio di mare *Paracentrotus lividus* ha registrato un forte incremento a causa della forte richiesta del mercato (Baroli et al., 2006; Pais et al., 2007; Addis et al., 2009). Nelle aree particolarmente sfruttate, l'effetto diretto della rimozione degli individui di taglia commerciale (> 50 mm in diametro) si manifesta come riduzione della taglia media (Guidetti et al., 2004; Loi et al., 2017) e dell'abbondanza (Pais et al., 2007) delle popolazioni naturali; in casi estremi può verificarsi il depauperamento della risorsa disponibile a fini commerciali (Andrew et al., 2002; Bertocci et al., 2014; Loi et al., 2017).

Importanti variazioni della densità della popolazione e della taglia media dei ricci di mare possono tradursi, indirettamente, in alterazioni delle funzioni ecologiche delle popolazioni e delle interazioni con altre specie, con conseguenze per l'intera comunità bentonica (Guidetti 2004). In Mediterraneo, è noto come le relazioni trofiche possano essere alterate dalla pesca eccessiva di pesci predatori, che può innescare una proliferazione incontrollata di ricci di mare (Sala et al., 1998a; Steneck et al., 2002; 2004). Al contrario, se presenti in grande abbondanza, i pesci predatori possono svolgere un ruolo rilevante nel controllo delle popolazioni di riccio (Sala e Zabala 1996, Guidetti 2004, 2006). In particolare, in aree marine protette efficacemente gestite, l'effetto riserva può portare all'incremento dell'abbondanza dei pesci predatori che, a loro volta, esercitano un controllo sui ricci di media taglia (Guidetti, 2006). Poiché notevoli cambiamenti nella densità e nelle dimensioni dei ricci di mare possono produrre alterazioni delle funzioni ecologiche delle popolazioni (Guidetti, 2006), come la capacità riproduttiva (Loi et al., 2017), il monitoraggio della loro demografia nel tempo è fondamentale per capire le possibili conseguenze per l'intera comunità bentonica.

Pertanto, l'approfondimento delle conoscenze sullo stato della popolazione del riccio di mare è funzionale non solo all'identificazione della risorsa disponibile per il prelievo e all'adozione di appropriate strategie di gestione del prelievo, ma anche alla verifica dell'efficacia delle misure di protezione a livello ecologico.

Questo lavoro è stato realizzato nell'Area Marina Protetta Tavolara Punta Coda Cavallo (in seguito AMP) al fine di valutare abbondanza e distribuzione delle classi di taglia di *P. lividus* nei diversi livelli di protezione e fornire una stima quantitativa della risorsa disponibile al prelievo. Inoltre è stato realizzato un confronto con dati raccolti in pregresse campagne di monitoraggio evidenziando possibili cambiamenti anche nel potenziale riproduttivo della

La cooperazione al cuore del Mediterraneo
Questo Programma è cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale

popolazione. L'obiettivo finale era evidenziare eventuali variazioni temporali della popolazione del riccio di mare, in seguito alle misure di gestione attuate dall'ente gestore dell'AMP.

Metodi

Le indagini sono state realizzate attraverso la stima della densità (numero di individui m^{-2}) delle classi di taglia del riccio di mare, in habitat rocciosi subtidali, nelle zone con protezione A, B, C e in zone esterne. In particolare il censimento dei ricci è stato realizzato su substrati rocciosi orizzontali o sub-orizzontali, nella fascia batimetrica compresa tra 2 e 5 m profondità, dove il riccio di mare è più abbondante.

I campionamenti sono stati realizzati nelle zone A (2 siti), B (9), C (11) e in 2 siti all'esterno dell'AMP. I siti di campionamento sono stati selezionati sulla base delle mappe biocenotiche e delle precedenti campagne di monitoraggio (Guala et al., 2009; Guala et al., 2012). Per ciascun sito sono state selezionate 2 stazioni di campionamento con due profondità (-2 e -5 m) per stazione. Per ciascuna profondità sono state effettuate da 3 a 6 repliche (superfici di 5 m^2) dalle quali sono stati raccolti e misurati tutti i ricci presenti.

La densità totale (ind.m^{-2} > 5 mm, come rappresentativa dell'intera popolazione) e la densità di *stock* (ind.m^{-2} ≥50 mm, come rappresentativa della frazione commerciale) sono state stimate per ciascun livello di protezione cumulando i dati delle due profondità.

Per le zone B e C, dove la pesca è consentita e regolamentata, le densità sono state valutate per ciascuna profondità e l'abbondanza di *P. lividus* è stata stimata attraverso metodi diretti sulla base dei dati di densità (numero di ricci per m^2 rilevati a -2 e -5 m) rapportati alle superfici occupate alle diverse fasce batimetriche stimate dalla cartografia esistente (Guala et al., 2009). Sono state individuate due variabili: l'abbondanza totale (numero di individui > 5 mm) che rappresenta l'intera popolazione e l'abbondanza dello *stock* (numero di individui ≥ 50 mm) che rappresenta la frazione di popolazione sfruttata dalla pesca.

La struttura della popolazione è stata calcolata come distribuzione di frequenza delle classi di taglia di 10 mm, raggruppando i dati di tutti i siti per ciascuna zona.

I dati (densità e frequenza delle classi di taglia) sono stati confrontati con quelli raccolti nelle campagne di monitoraggio realizzate nel 2008 e nel 2012 (Guala et al., 2009; 2011; 2012; Brundu et al., 2013). Il confronto è stato effettuato considerando i dati cumulati per le fasce batimetriche dei 2 e 5 m, per i soli substrati rocciosi non inclinati e nei soli siti campionati in tutte e tre le annualità.

Il potenziale riproduttivo della popolazione è stato stimato sulla base di dati pregressi relativi all'emissione di gameti di una popolazione dell'AMP (Loi et al., 2017). In particolare, attraverso l'output gametico, calcolato in base alle differenze annuali dell'indice gonado-somatico per le principali classi di taglia fertili (≥ 50 mm e 40-50 mm) e rapportato alle densità, è stata valutata la variazione temporale del contributo riproduttivo annuale fornito da ricci fertili di ciascuna classe e dell'intera popolazione.

Risultati

Nelle zone A, la densità totale media (± errore standard) è risultata pari a 1.5 ± 0.3 ind. m^{-2}, mentre nelle altre zone indagate i valori si attestano intorno a un individuo per m^{-2}. I valori medi della densità dei ricci di taglia commerciale variano tra 0.3 ± 0.1 ind. m^{-2} nelle zone B e 0.5 ± 0.1 ind. m^{-2} nelle zone A e nelle zone esterne non protette (figura 1).

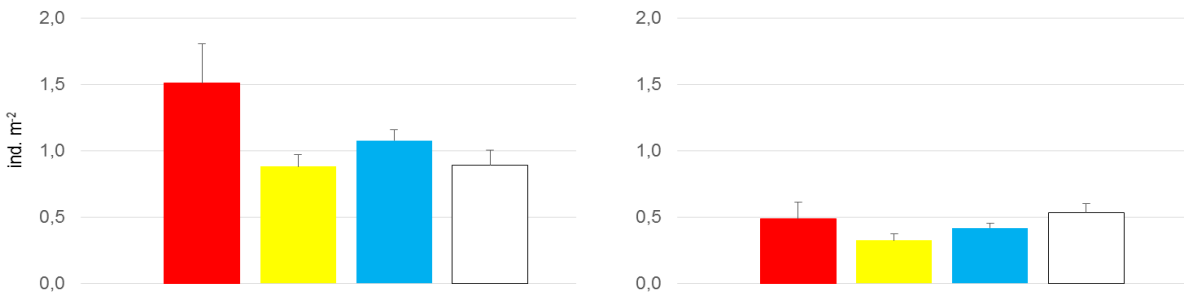


Figura 1. Densità medie totali (sx) e della frazione commerciale (dx) nelle zone con diverso grado di tutela (barre d'errore = errore standard). I colori indicano le diverse zone indagate (rosso = zona A; giallo = zona B; celeste = zona C; bianco = zone esterne).

In figura 2 sono riportate le distribuzioni di frequenza, con la rappresentazione in percentuale, ottenute dalla suddivisione in classi di taglia di 10 mm, per le quattro zone indagate. Nell'AMP le curve di frequenza evidenziano un andamento bimodale con flessione delle taglie intermedie tra 30 e 40 mm. Nelle zone non protette invece è evidente un solo picco con prevalenza di individui di taglia compresa tra 51 e 60 mm (44%).

In figura 3 sono riportati i valori medi della densità totale e della frazione di taglia commerciale di *P. lividus* calcolati per ciascuna delle due profondità considerate nelle zone B e C dell'AMP. Entrambe le variabili decrescono all'aumentare della profondità. La densità totale media (± errore standard) è risultata pari a 1.1 ± 0.1 ind. m^{-2} a -2 m e a 0.8 ± 0.1 ind. m^{-2} a -5 m; i ricci di taglia commerciale hanno una densità di 0.5 ± 0.04 ind. m^{-2} a -2 m e 0.2 ± 0.03 ind. m^{-2} a -5 m.

La cooperazione al cuore del Mediterraneo
Questo Programma è cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale

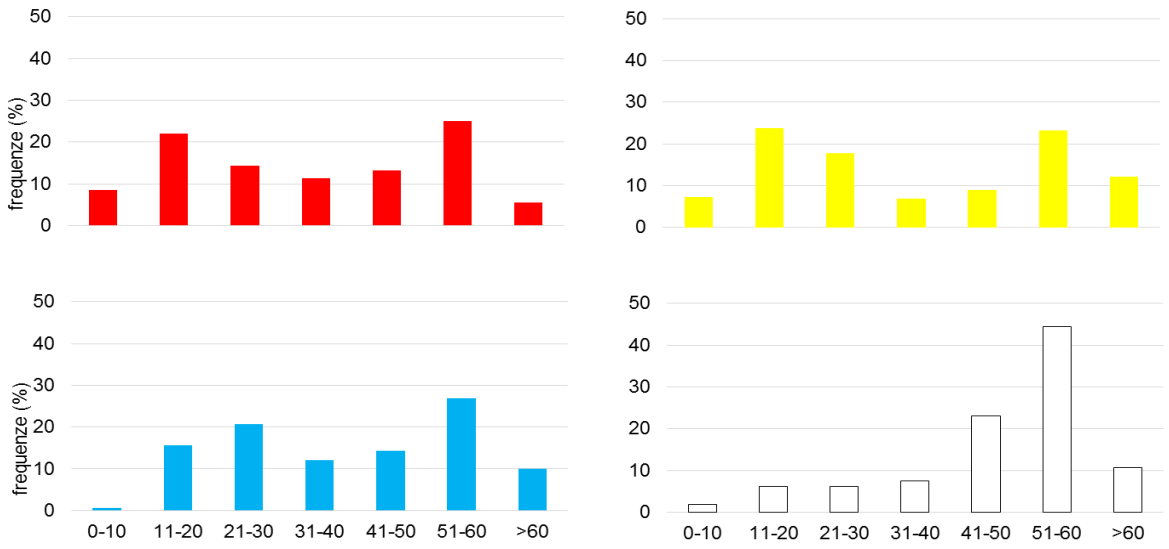


Figura 2. Struttura di popolazione nelle zone A (n=272), B (n=712), C (n=1067) ed esterne (n=160). I colori indicano le diverse zone indagate (rosso = zona A; giallo = zona B; celeste = zona C; bianco = zone esterne).

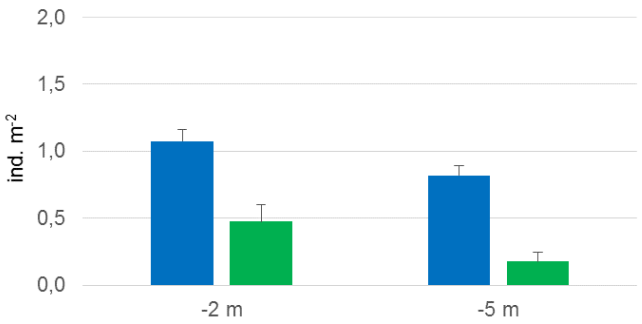


Figura 3. Densità medie totali (blu) e della frazione commerciale (verde) nelle due fasce batimetriche indagate (barre d'errore = errore standard).

La popolazione totale calcolata sulla base dei valori di densità rapportati alle superfici occupate alle diverse fasce batimetriche è risultata pari a 8.6 x 10^6 individui (intervallo di confidenza, CI 95%: 7.1 - 10.2 x 10^6), mentre lo *stock* era di 2.9 x 10^6 individui (CI 95%: 2.3 - 3.6 x 10^6) (Tab. 2).

La cooperazione al cuore del Mediterraneo
Questo Programma è cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale

Tabella 2. Stima dell'abbondanza totale e dello *stock* per fascia di profondità (sd = deviazione standard; CL = intervallo di confidenza).

popolazione totale (ind. ≥ 10 mm)								
	superficie (m^2)	densità media	sd	CL -95%	CL +95%	nr. ind.	CL -95%	CL +95%
-2 m	4.389.000	1,073	1,131	0,930	1,216	4.710.860	4.082.896	5.338.824
-5 m	4.772.700	0,820	1,076	0,627	1,013	3.913.614	2.994.464	4.832.764
TOTALE	**9.161.700**					**8.624.474**	**7.077.360**	**10.171.588**

***stock* (ind. ≥ 50 mm)**								
	superficie (m^2)	densità media	sd	CL -95%	CL +95%	nr. ind.	CL -95%	CL +95%
-2 m	4.389.000	0,475	0,635	0,395	0,555	2.084.775	1.732.396	2.437.154
-5 m	4.772.700	0,177	0,352	0,114	0,240	843.177	542.695	1.143.659
TOTALE	**9.161.700**					**2.927.952**	**2.275.092**	**3.580.812**

Il 55% dei ricci è stato rilevato nella fascia batimetrica superficiale pari al 48% della superficie totale considerata; alla fascia batimetrica dei 5 m (che corrisponde al 52% della superficie considerata) è stato rilevato il 45% dell'abbondanza totale. I ricci di taglia commerciale rappresentano il 25% dell'intera popolazione e sono distribuiti per il 71% a -2 m e per il 29% a -5 m.

In figura 4 sono riportate le distribuzioni di frequenza, con la rappresentazione in percentuale, ottenute dalla suddivisione in classi di taglia di 10 mm, cumulando i dati delle due profondità indagate. Il profilo mostra un andamento bimodale con la flessione delle taglie intermedie tra 30 e 40 mm come già evidenziato per le zone B e C in figura 2.

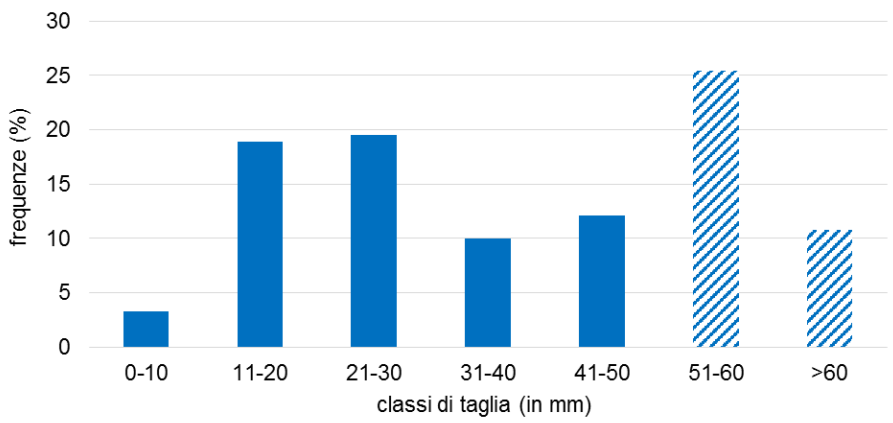


Figura 4. Struttura di popolazione con i dati delle due profondità cumulati. Le barre piene indicano le frequenze dei ricci con diametro < 50 mm, le barre a strisce le frequenze dei ricci di taglia commerciale.

La cooperazione al cuore del Mediterraneo
Questo Programma è cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale

Dal confronto con i dati pregressi (figura 5) è evidente come la densità totale abbia un andamento simile alle due profondità studiate con i valori più alti nel 2012 (la media ± SE era 3,5 ± 0,3 e 1,8 ± 0,3 ind.m^{-2}, rispettivamente a -2 m e -5 m) e il più basso nel 2018 (1,1 ± 0,1 e 0,8 ± 0,1 ind.m^{-2}, rispettivamente a -2 m e -5 m). Anche la densità dello *stock* ha un andamento simile alle due profondità, sebbene per questa variabile i valori massimi siano stati registrati nel 2008 (1,0 ± 0,1 e 0,4 ± 0,1 ind.m^{-2}, rispettivamente a -2 m e -5 m) e i minimi nel 2018 (0,5 ± 0,04 e 0,2 ± 0,03 ind.m^{-2}, rispettivamente a -2 m e -5 m).

Per i tre anni di indagine, la distribuzione di frequenza delle classi di taglia è stata calcolata cumulando i dati per ciascuna profondità (figura 6). Nel 2008, è stata rilevata la più ampia frazione di individui di dimensioni medio-grandi (la densità dello *stock* era pari al 50% della densità totale). Nel 2012 la densità totale è aumentata dell'84% rispetto al monitoraggio precedente, con un predominio di giovani individui (diametro <30 mm) e conseguente modifica nella struttura della popolazione. Nel 2018, all'interno dell'AMP, è stato registrato un calo del 64% della densità totale e del 53% dello *stock*; il profilo della curva è risultato bimodale con una flessione netta delle taglie intermedie comprese tra 30 e 40 mm.

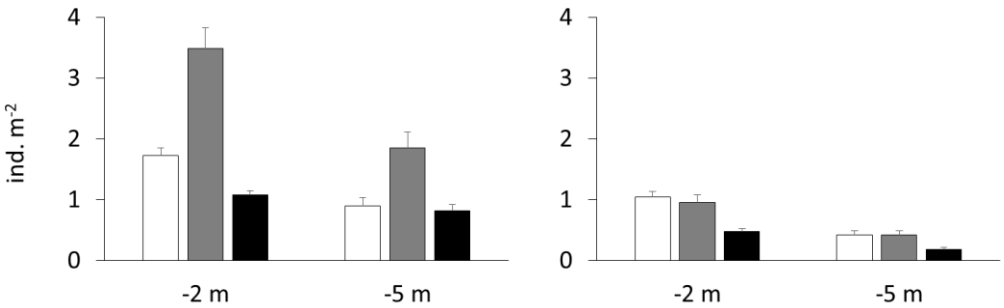


Figura 5. Densità media totale (a sx) e della frazione commerciale (a dx) nelle due fasce batimetriche indagate (barre d'errore = errore standard) e nei tre anni di indagine (bianco = 2008; grigio = 2012; nero = 2018).

La cooperazione al cuore del Mediterraneo
Questo Programma è cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale

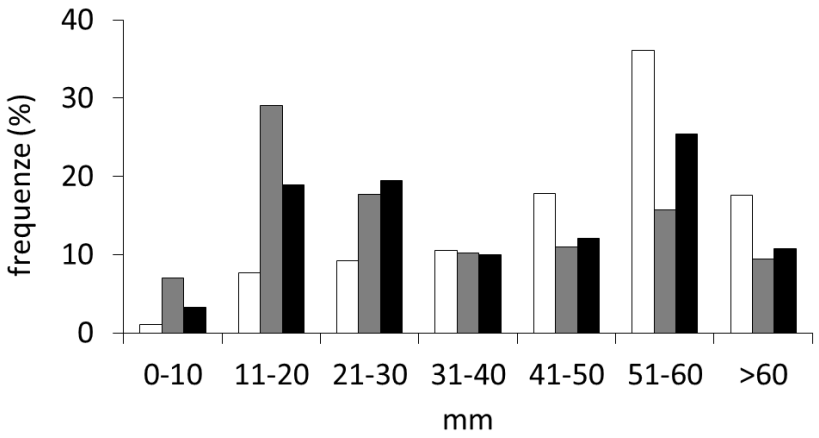


Figura 6. Struttura di popolazione nei tre anni di indagine (bianco = 2008; grigio = 2012; nero = 2018); n_{08} (numero di individui nel 2008) = 551; n_{12} (numero di individui nel 2012) = 1002; n_{18} (numero di individui nel 2018) = 1780.

In base ai valori di densità dei ricci e alla loro distribuzione in classi di taglia, risultano variazioni consistenti tra le tre annualità anche nell'abbondanza totale e della frazione di taglia commerciale. Nel 2008 l'abbondanza totale di *P. lividus* nell'AMP era stata stimata in oltre 14 milioni di individui, la popolazione era caratterizzata da una frazione piuttosto consistente di individui di taglia medio-grande con uno *stock* superiore al 50% della popolazione totale (Guala et al., 2011). Nel 2012 la popolazione totale, con circa 26 milioni individui aveva evidenziato un incremento dell'84% rispetto all'annualità precedente, con una dominanza di individui giovani (diametro < 30 mm) e conseguente trasformazione della struttura di popolazione; l'abbondanza dello *stock* era stato stimato in circa 6 milioni di ricci, con una riduzione del 13% rispetto all'indagine precedente (Guala et al., 2012). Rispetto al censimento del 2012, i dati del 2018 evidenziano un calo del 64% dell'abbondanza totale (ora inferiore a 9 milioni di individui) e del 53% dello *stock* (ora stimato in circa 3 milioni di ricci).

La stima del potenziale riproduttivo è stata calcolata a partire dai valori di output gametico calcolato nell'area di Tavolara per le due principali classi di taglia fertili (Loi et al., 2017). Per ciascun evento di emissione l'output gametico era pari a 0,08 e 0,06 g g^{-1} se^{-1} per i ricci ≥ 50 mm e compresi tra 40 e 50 mm, rispettivamente (Loi et al., 2017). L'output gametico di ciascuna classe di taglia evidenzia come il contributo riproduttivo annuale sia in gran parte a carico degli individui di taglia commerciale, la cui riduzione tra il 2008 e il 2018 ha determinato un declino dell'output gametico totale prossimo al 50% (Tab. 3).

La cooperazione al cuore del Mediterraneo
Questo Programma è cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale

Tabella 3. Stima del potenziale riproduttivo delle due classi di taglia e della popolazione nei tre anni di indagine.

Anno	2008		2012		2018	
Classe di taglia	> 50 mm	40-50 mm	> 50 mm	40-50 mm	> 50 mm	40-50 mm
Densità (ind.m^{-2})	0,73	0,22	0,69	0,23	0,38	0,12
Output Gametico Individuale ($g\ g^{-1}\ se^{-1}$; Loi et al., 2017)	0,08	0,06	0,08	0,06	0,08	0,06
Output Gametico ($g\ g^{-1}\ m^{-2}\ yr^{-1}$)	0,06	0,01	0,05	0,01	0,03	0,01
Output Gametico Totale ($g\ g^{-1}\ m^{-2}\ yr^{-1}$)	0.07		0.07		0.04	
Variazione percentuale	2008-2012 = -4%			Variazione 2012-2018 = -46%		

Discussione

Nelle zone di riserva integrale la densità totale media è risultata superiore a quella calcolata sia per le altre zone dell'AMP sia per quelle esterne. Al contrario la densità dello *stock* è risultata simile nei diversi regimi di tutela.

Indipendentemente dalla densità, la struttura di popolazione all'interno dell'AMP è contraddistinta dalla flessione della curva di popolazione nelle taglie intermedie e tipica delle popolazioni nelle AMP nelle quali è presente una importante attività di pesci predatori (Sala e Zabala 1996, Guidetti 2006). Spicca invece una frequenza più elevata della taglia commerciale nelle zone esterne non protette.

Nelle zone dell'AMP dove il prelievo è consentito (zone B e C), viene confermata la riduzione delle densità dei ricci all'aumentare della profondità registrata nelle precedenti annualità e già osservata anche in altri contesti regionali (Baroli et al., 2006; Guala et al., 2008; Guala et al., 2009; Guala et al., 2011; Nicora et al., 2011)

Complessivamente l'abbondanza dello *stock* (stimata in circa 3 milioni di individui) è risultata pari a circa il 25% della popolazione totale ma si è ridotta di oltre il 50% rispetto a quella stimata per il 2008 e il 2012 (circa 6 milioni di individui per entrambe la annualità).

La diminuzione di tutte le classi di taglia fertili e, in particolare, delle taglie commerciali, ha determinato una riduzione del contributo riproduttivo della popolazione dell'AMP prossima al 50% rispetto al primo monitoraggio del 2008.

La popolazione di *P. lividus* nell'AMP ha subito cambiamenti significativi nella struttura demografica in un periodo di 10 anni intercorsi tra la prima e l'ultima campagna di monitoraggio. Tutte le classi di taglia hanno subito una forte diminuzione della densità ad indicare un alto tasso di mortalità dell'intera popolazione. L'abbondanza di ricci di taglia compresa tra 30 e 50 mm è risultata scarsa in tutte e tre le campagne, a conferma dell'importanza della predazione nell'AMP dove è noto un marcato effetto di riserva, in particolare per gli sparidi del genere *Diplodus* (Bussotti et al., 2011; Guidetti et al., 2008; 2014). Tuttavia, la predazione può contribuire anche alla riduzione dello *stock*, diminuendo il numero di individui che ogni anno raggiungono le dimensioni commerciali, vale a dire le

La cooperazione al cuore del Mediterraneo
Questo Programma è cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale

dimensioni oltre le quali i pesci predatori sono meno efficaci (Sala e Zabala, 1996). Inoltre, la rimozione di ricci di mare di grandi dimensioni, ad opera della pesca professionale e ricreativa, può influenzare la variabilità delle popolazioni, in termini di abbondanza, struttura, fertilità e potenziale riproduttivo (cioè la produzione locale di gameti; Loi et al., 2017). Al contrario, il reclutamento è l'unico processo che rinnova la risorsa (Prado et al., 2012) e può mitigare la diminuzione della popolazione di ricci di mare, grazie alle larve planctoniche prodotte *in situ* e provenienti da aree circostanti. Tuttavia, il processo di reclutamento è piuttosto variabile essendo fortemente influenzato da numerosi fattori (Oliva et al., 2016; Farina et al., 2018). Variazioni inter-annuali del processo di reclutamento, con conseguenti cambiamenti nell'abbondanza e nella struttura demografica delle popolazioni, sono state ampiamente descritte in molte aree del Mediterraneo (Sala et al., 1998b; Tomas et al., 2004; Boudouresque e Verlaque, 2007). Nel caso dell'AMP di Tavolara, le alte frequenze registrate nel 2012 per i ricci di mare inferiori a 20 mm potrebbero indicare un aumento del tasso di reclutamento negli anni precedenti, come suggerito da Brundu et al. (2013). Non sono noti eventi di reclutamento avvenuti tra il 2012 e il 2018, ma il ridotto numero di reclute e giovanili rilevato nell'ultima campagna potrebbe indicare proprio una riduzione del tasso di reclutamento.

Per quanto riguarda il prelievo, le misure di gestione adottate nell'AMP hanno impedito, almeno fino al 2012, il depauperamento della popolazione naturale e garantito il mantenimento della stabilità dello *stock* (Guala et al., 2011a; Brundu et al., 2013). Tuttavia, se da un lato il prelievo professionale sembra essere sotto controllo e limitato secondo regolamento a 300.000 esemplari complessivi per stagione di pesca, non è noto quanto incida la pesca illegale, ivi compresa la cosiddetta "pesca ricreativa" che potenzialmente si esercita anche al di fuori del periodo consentito. A questo proposito è utile considerare che l'intera area è sottoposta ad una forte pressione delle attività ricreative e turistiche, concentrate prevalentemente in estate (Del Principe e Niccolini, 2008) e che il prelievo non professionale (o "ricreativo") è potenzialmente molto elevato, sebbene vietato.

In definitiva, il declino della popolazione e dello *stock* registrato nel 2018 potrebbe essere quindi frutto di una dinamica di popolazione nella quale l'azione combinata del prelievo incontrollato e della forte e persistente pressione dei predatori non è stata bilanciata dall'arrivo di nuove reclute. Essendo il reclutamento l'unico processo che rinnova la risorsa (Prado et al. 2012), a causa della sua elevata variabilità inter-annuale, le popolazioni potrebbero, in effetti, rimanere isolate anche per lungo tempo.

A questo proposito, nelle aree protette, le misure più restrittive di tutela delle taglie commerciali attraverso il controllo sulle catture, dovrebbe garantire la conservazione dei principali riproduttori delle popolazioni locali. Nell'AMP di Tavolara, sulla base dello *stock* stimato nel 2018 e della sua evoluzione temporale, le strategie a breve termine per la tutela del riccio di mare e la gestione sostenibile della risorsa dovrebbero essere improntate secondo un approccio cautelativo che porti a contenere le quote di cattura per le prossime stagioni di pesca, anche in considerazione del ridotto contributo locale alla produzione di gameti delle taglie più piccole (Loi et al., 2017).

La variabilità dell'abbondanza rilevata attraverso le indagini effettuate in un arco temporale di dieci anni e la natura discontinua degli eventi di reclutamento, suggeriscono la necessita

di una maggiore frequenza dei monitoraggi. Nel medio termine, una valutazione quantitativa della risorsa ogni 2-3 anni consentirebbe un aggiornamento tempestivo delle indicazioni gestionali proposte per la sostenibilità della pesca nell'AMP secondo i principi della gestione adattativa (Agardy et al., 2003; Pomeroy et al., 2005). I risultati suggeriscono inoltre l'opportunità di quantificare le catture da parte di pescatori professionisti e ricreativi e dei turisti per valutare la loro effettiva incidenza sulla mortalità, rispetto a quella causata dalla predazione naturale.

Questo lavoro infine sottolinea l'importanza di abbinare al monitoraggio standard dell'abbondanza dei ricci di mare, la valutazione dei processi ecologici che guidano le dinamiche delle popolazioni. In un'ottica a lungo termine, la raccolta di dati su natalità (capacità riproduttiva, disponibilità larvale e reclutamento), mortalità (predazione) e biomassa disponibile al prelievo (abbondanze), sono fondamentali per stabilire se la pesca dei ricci di mare sia sostenibile in un contesto di protezione efficace dei pesci e, nel caso, per realizzare un sistema di gestione delle quote nell'AMP.

Letteratura citata

ADDIS P., SECCI M., MANUNZA A., CORRIAS S., NIFFOI A., CAU A. (2009). A geostatistical approach for the *stock* assessment of the edible sea urchin, *Paracentrotus lividus*, in four coastal zones of Southern and West Sardinia (SW Italy, Mediterranean Sea). Fisheries Research, 100: 215-221.

AGARDY T., BRIDGEWATER P., CROSBY M.P., DAY J., DAYTON P.K., KENCHINGTON R., LAFFOLEY D., MCCONNEY P., MURRAY P.A., PARKS J.E., PEAU L. (2003). Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 13: 353-367.

ANDREW N.L., AGATSUMA Y., BALLESTEROS E., BAZHIN A.G., CREASER E.P., BARNES D.K.A., BOTSFORD L.W., BRADBURY A., CAMPBELL A., DIXON J.D., EINARSSON S., GERRING P.K., HEBERT K., HUNTER M., HUR S.B., JOHNSON C.R., JUINIO-MENEZ M.A., KALVASS P., MILLER R.J., MORENO C.A., PALLEIRO J.S., RIVAS D., ROBINSON S.M.L., SCHROETER S.C., STENECK R.S., VADAS R.L., WOODBY D.A., XIAOQI Z. (2002). Status and management of world sea urchin fisheries. Oceanography and Marine Biology an Annual Review, 40: 343-425.

BAROLI M., DE FALCO G., ANTONINI C., Coppa S., FACHERIS C. (2006) - Analisi della distribuzione e struttura della popolazione di *Paracentrotus lividus* finalizzata alla gestione della pesca del riccio di mare nell'area marina protetta Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre (Sardegna Occidentale). Biologia Marina Mediterranea, 13(1): 326-333.

BERTOCCI I., DOMINGUEZ R., MACHADO I., FREITAS C., DOMÍNGUEZ GODINO J., SOUSA-PINTO I., GONCALVES M., GASPAR M.B. (2014). Multiple effects of harvesting on populations of the purple sea urchin *Paracentrotus lividus* in north Portugal. Fisheries Research, 150: 60-65 DOI 10.1016/j.fishres.2013.10.010

BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE M. (2007) - Ecology of *Paracentrotus lividus*. In: Lawrence J.M. (ed), Edible Sea Urchins: Biology and Ecology. Elsevier publ., Amsterdam: 243-285.

BRUNDU G., LOI B., BAROLI M., FRAU F., PANZALIS P., BERNARDI G., NAVONE A., GUALA I. (2013). Change of density and structure of sea urchin population at the MPA Tavolara – Punta Coda Cavallo). Biologia Marina Mediterranea, 20(1): 122-123.

BUSSOTTI S., BAROLI M., COPPA S., DI FRANCO A., GUALA I., PANZALIS P., SAHYOUN R., GUIDETTI P. (2011). Relationships between sea urchins and their predatory fishes in the marine protected area Tavolara-Punta Coda Cavallo. Biologia Marina Mediterranea, 18(1): 294-295.

DEL PRINCIPE S., NICCOLINI F. (2008). Per una strategia socio-economica. In: Tavolara, nature at work… working in nature (a cura di A. Navone e E. Trainito, Delfino Editore): 231-247.

FARINA S., QUATTROCCHI G., GUALA I., CUCCO A. (2018). Hydrodynamic patterns favouring sea urchin recruitment in coastal areas: A Mediterranean study case. Marine Environmental Research, 117: 13-20. doi: doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.05.013.

GUALA I., BRUNDU G., LOI B., BAROLI M., FRAU F. (2012). Monitoraggio della popolazione del riccio di mare nell'Area Marina Protetta Tavolara Punta Coda Cavallo - III annualità. Rapporto Tecnico Fondazione IMC – Centro Marino Internazionale ONLUS. 5:2012, 46 pp.

GUALA I., CULIOLI J.M., COPPA S., DIAGO M.C., IANNUZZI A., BAROLI M. (2008). La pesca del riccio di mare *Paracentrotus lividus*: i casi di studio dell'area Marina Protetta Penisola del Sinis – Isola di Maldiventre e della Riserva Naturale delle Bocche di Bonifacio. In: AMPAMED: Le rôle des Aires Marines Protégées dans la gestion durable d'Activités économiques, telles que la pêche artisanale et le tourisme, en harmonie avec l'identité culturelle des régions de Méditerranée occidentale (a cura della Fondazione IMC Onlus, Grafiche Editoriali Solinas): 20-32.

GUALA I., SIMEONE S., BAROLI M. (2009). Abbondanza e struttura della popolazione di *Paracentrotus lividus* nell'Area Marina Protetta Tavolara – Punta Coda Cavallo. Relazione finale Convenzione Fondazione IMC-AMP Tavolara del 31.10.2008. 34 pp.

GUALA I., SIMEONE S., NAVONE A., PANZALIS P., BAROLI M. (2011). Valutazione della sostenibilità del prelievo del riccio di mare *Paracentrotus lividus* nell'Area Marina Protetta Tavolara – Punta Coda Cavallo. Studi Trentini di Scienze Naturali. 89: 119-121.

GUIDETTI P. (2004). Consumers of sea urchins, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, in shallow Mediterranean rocky reefs. Helgoland Marine Research. 58: 110-116.

GUIDETTI P. (2006). Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. Ecological Applications, 16 (3): 963-976

GUIDETTI P., BAIATA P., BALLESTEROS E., DI FRANCO A., HEREU B., MACPHERSON E., MICHELI F., PAIS A., PANZALIS P., ROSENBERG A.A., ZABALA M., SALA E. (2014). Large-Scale Assessment of Mediterranean Marine Protected Areas Effects on Fish Assemblages. PLoS One, 9 (4): e91841.

GUIDETTI P., BIANCHI C.N., CHIANTORE M., SCHIAPARELLI S., MORRI C., CATTANEO-VIETTI R. (2004). Living on the rocks: Substrate mineralogy and the structure of subtidal rocky substrate communities in the Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series, 274: 57-68.

GUIDETTI P., BUSSOTTI S., PANZALIS P.A., BAROLI M., GUALA I., COPPA S., TRAINITO E. (2008). Effetto riserva. In "Tavolara, nature at work… working in nature" a cura di Navone A., Trainito E. (Delfino Editore): 167-173. ISBN: 978-88-7138-494-8.

LOI B., GUALA I., PIRES DA SILVA R., BRUNDU G., BAROLI M., FARINA S. (2017). Hard time to be parents? Sea urchin fishery shifts potential reproductive contribution of population onto the shoulders of the young adults. PeerJ 5:e3067; DOI 10.7717/peerj.3067.

NICORA F. PALOMBO L., SIMEONE S.,BAROLI M., GUALA I. (2012). Monitoring populations of the sea urchin *Paracentrotus lividus* at the Arcipelago di La Maddalena National Park. Biologia Marina Mediterranea, 19(1): 180-181.

OLIVA S., FARINA S., PINNA S., GUALA I., AGNETTA D., ARIOTTI P., MURA F., CHECCHERELLI G. (2016). Determinants of *Paracentrotus lividus* sea urchin recruitment under oligotrophic conditions: implications for conservation management. Marine Environmental Research, 117: 13-20.

PAIS A., CHESSA L.A, SERRA S., RUIU A., MELONI G., DONNO Y. (2007). The impact of commercial and recreational harvesting for *Paracentrotus lividus* on shallow rocky reef sea urchin communities in North-Western Sardinia, Italy. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 73 (3-4): 589-597.

POMEROY R.S., WATSON, L.M., PARKS, J.E., CID G.A. (2005). How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. Ocean and Coastal Management, 48: 485-502.

PRADO P., TOMAS F., PINNA S., FARINA S., ROCA G., CECCHERELLI G., ROMERO J., ALCOVERRO T. (2012). Habitat and scale shape the demographic fate of the keystone sea urchin *Paracentrotus lividus* in Mediterranean macrophyte communities. PLoS One, 7, e35170.

SALA E., BOUDOURESQUE C.F., HARMELIN-VIVIEN M. (1998a). Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. Oikos, 82: 425-439. DOI: 10.2307/ 3546364.

SALA E., RIBES M., HEREU B., ZABALA M., ALVÀ V., COMA R., GARRABOU J. (1998b). Temporal variability in abundance of the sea urchins *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula* in the northwestern Mediterranean: comparison between a marine reserve and an unprotected area. Marine Ecology Progress Series, 168: 135-45.

SALA E., ZABALA M. (1996). Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. Marine Ecology Progress Series, 140: 71-81. DOI: 10.3354/meps140071.

STENECK R.S., GRAHAM M.H., BOURQUE B.J., CORBETT D., ERLANDSON J.M., ESTES J.A., TEGNER M.J. (2002). Kelp forest ecosystem: biodiversity, stability, resilience and their future. Environmental Conservation, 29: 436-459.

STENECK R.S., VAVRINEC J., LELAND A.V. (2004). Accelerating trophic level dysfunction in kelp forest ecosystems of the Western North Atlantic. Ecosystems, 7: 323-332 DOI 10.1007/s11252-005-6833-9.

TOMAS F., ROMERO J., TURON X. (2004). Settlement and recruitment of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in two contrasting habitats in the Mediterranean. Marine Ecology Progress Series, 282: 173-184.

Task 2

Identificazione dei fattori ecologici chiave necessari per pianificare la gestione della pesca del riccio di mare come specie con alta importanza ecologica

Introduzione

Molte specie ittiche sono sfruttate eccessivamente e molti *stock* hanno subito un collasso in tutto il pianeta. Questa crisi, oltre alle crescenti preoccupazioni per gli effetti a cascata sugli ecosistemi, ha portato in molti casi alla rivalutazione della gestione delle pratiche di pesca e ha promosso un approccio alla gestione delle risorse ittiche basata sugli ecosistemi (Garcia et al., 2003). L'adozione di un approccio ecosistemico per la gestione della pesca è basato sulla considerazione dei principali componenti e servizi dell'ecosistema - sia strutturali che funzionali – e ha come obiettivi principali la conservazione della struttura, della diversità e del funzionamento degli ecosistemi, rendendo sostenibili le catture delle specie bersaglio con elevata importanza ecologica (Garcia et al., 2003). Questo è il caso della pesca dei ricci di mare che, in alcune regioni del Mar Mediterraneo, si concentra sulla specie funzionale *Paracentrotus lividus*, uno tra i più importanti erbivori degli ecosistemi bentonici (Hereu et al., 2005; Prado et al. ., 2012). In alcune regioni, come la Sardegna (Mediterraneo occidentale), questa specie viene raccolta intensamente per scopi commerciali e le popolazioni sono sottoposte ad una forte pressione da diverse decadi (Pais et al., 2012; Addis et al., 2014; Loi et al., 2017) . In particolare, la Penisola del Sinis, nella costa centro-occidentale dell'isola, è una delle zone maggiormente soggette all'attività di prelievo. Questo tratto di costa comprende l'Area Marina Protetta Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre (AMP) dove le regole che disciplinano lo sfruttamento all'interno dell'AMP sono più restrittive rispetto alle aree esterne. Ad esempio, viene rilasciato un numero di licenze inferiore, la pesca è consentita solo nella zona di riserva parziale (zona C) e senza autorespiratore, le quote di cattura giornaliere sono inferiori rispetto all'esterno. Tuttavia, il monitoraggio scientifico ha indicato una forte riduzione della popolazione totale di *P. lividus* sia all'interno che all'esterno dell'AMP e nessun incremento della frazione commerciale o *stock* (Coppa et al. 2018). Appare evidente che le azioni intraprese non siano sufficienti per la conservazione degli *stock* a lungo termine e che le strategie di gestione debbano essere modificate radicalmente per evitare un collasso della pesca in questo settore.

Sono note, in varie parti del mondo, misure di gestione che rendono l'attività di pesca dei ricci di mare sostenibile. Tali misure sono basate su una solida conoscenza della biologia e delle dinamiche di popolazione delle specie target (James et al., 2016). In effetti, il monitoraggio dell'abbondanza dei ricci di mare può fornire informazioni sulla dimensione dello *stock* e sulla biomassa disponibile ma non consente di determinare il rendimento massimo sostenibile (*Maximum Sustainable Yield* o MSY) inteso come la quantità di ricci di mare che possono essere prelevati in base a fattori ambientali locali. In questo senso, la dinamica delle popolazioni dei ricci di mare e il modo in cui interagiscono con l'ambiente acquistano una rilevanza cruciale.

La rimozione sistematica degli individui di taglia commerciale, ossia dei principali produttori di gameti, potrebbe creare alterazioni sostanziali nella capacità riproduttiva delle popolazioni

sotto pressione da pesca e, di conseguenza, potrebbe modificarne il reclutamento e quindi l'abbondanza delle taglie medie potenzialmente predabili.

L'analisi dei dati precedenti al forte declino descritto da Pieraccini et al. (2016) per le coste della Penisola del Sinis a partire dal 2007, rappresenta la chiave per comprendere i principali meccanismi che regolano la struttura di popolazione dei ricci di mare, ovvero il reclutamento e la predazione e i fattori ambientali da cui essi dipendono. Questo lavoro analizza la densità del riccio di mare *Paracentrotus lividus* nel periodo pre-crisi (2003-2007) in relazione ai fattori ambientali che potenzialmente influenzano i principali processi ecologici che guidano la dinamica della popolazione, il reclutamento e la predazione, allo scopo di fornire elementi utili alla definizione di un piano di raccolta sostenibile della specie e a supporto della conservazione degli ecosistemi marini. Lo scopo è evidenziare i fattori ecologici chiave per la definizione di un piano di prelievo sostenibile del riccio di mare che, come specie funzionale dei sistemi litorali mediterranei (Sala et al. 1998, Guidetti & Sala 2007), supporta il mantenimento di ecosistemi marini costieri sani.

Metodi

La Penisola del Sinis si estende, lungo la costa occidentale della Sardegna, dal Golfo di Oristano a sud alla baia di Su Pallosu a nord. L'area di indagine è limitata alla batimetria dei 10 metri, oltre la quale i pescatori di ricci solitamente non si spingono. L'intero tratto di costa è stato suddiviso in 5 settori (figura 1) che si differenziano per geomorfologia e mineralogia dei substrati e loro organizzazione spaziale, idrodinamismo, caratteristiche degli habitat e delle comunità bentoniche, livello di protezione e utilizzo dello spazio da parte dell'uomo (presenza di impianti di maricoltura, porti, ecc.). Per ciascun settore sono stati considerati: i) le caratteristiche morfologiche (morfotipi) e l'organizzazione spaziale degli habitat; ii) la circolazione delle acque costiere superficiali e il reclutamento; iii) le biocenosi e il rischio di predazione. Infine, iv) l'abbondanza dei ricci di mare e la struttura di popolazione dei ricci di mare è stata valutata in relazione ai fattori ambientali.

Sono state considerati 5 morfotipi, idonei alla colonizzazione da parte dei ricci di mare, che si distribuiscono in modo eterogeneo lungo la costa: rocce calcaree, graniti, basalti, praterie continue e discontinue di *Posidonia oceanica*. Un insieme di parametri paesaggistici sono stati usati per descrivere la loro organizzazione spaziale: *Patch Density*, *Perimeter-to-Area Ratio*, *Mean Patch Area*, *Largest Patch Index* and *Interspersion/Juxtaposition Index* (Farina et al., 2016).

Il reclutamento è il processo naturale principale che regola l'abbondanza dei ricci di mare ed è fortemente associato alle caratteristiche oceanografiche (Fenaux et al, 1988; Prado et al. 2012). Il modello idrodinamico tridimensionale a onda finita e il modello SHYFEM-WWM sono stati sviluppati per stimare la circolazione delle acque superficiali e in particolare la velocità della corrente come variabile fortemente correlata alla densità di reclutamento (Farina et al., 2018). Il campo attuale viene calcolato per i primi sei mesi dell'anno (da Gennaio a Giugno) quando il processo di reclutamento è attivo e comprende le fasi dell'evento di deposizione dei gameti, l'approvvigionamento delle larve e l'insediamento delle reclute (Prado et al., 2012; Loi et al., 2017).

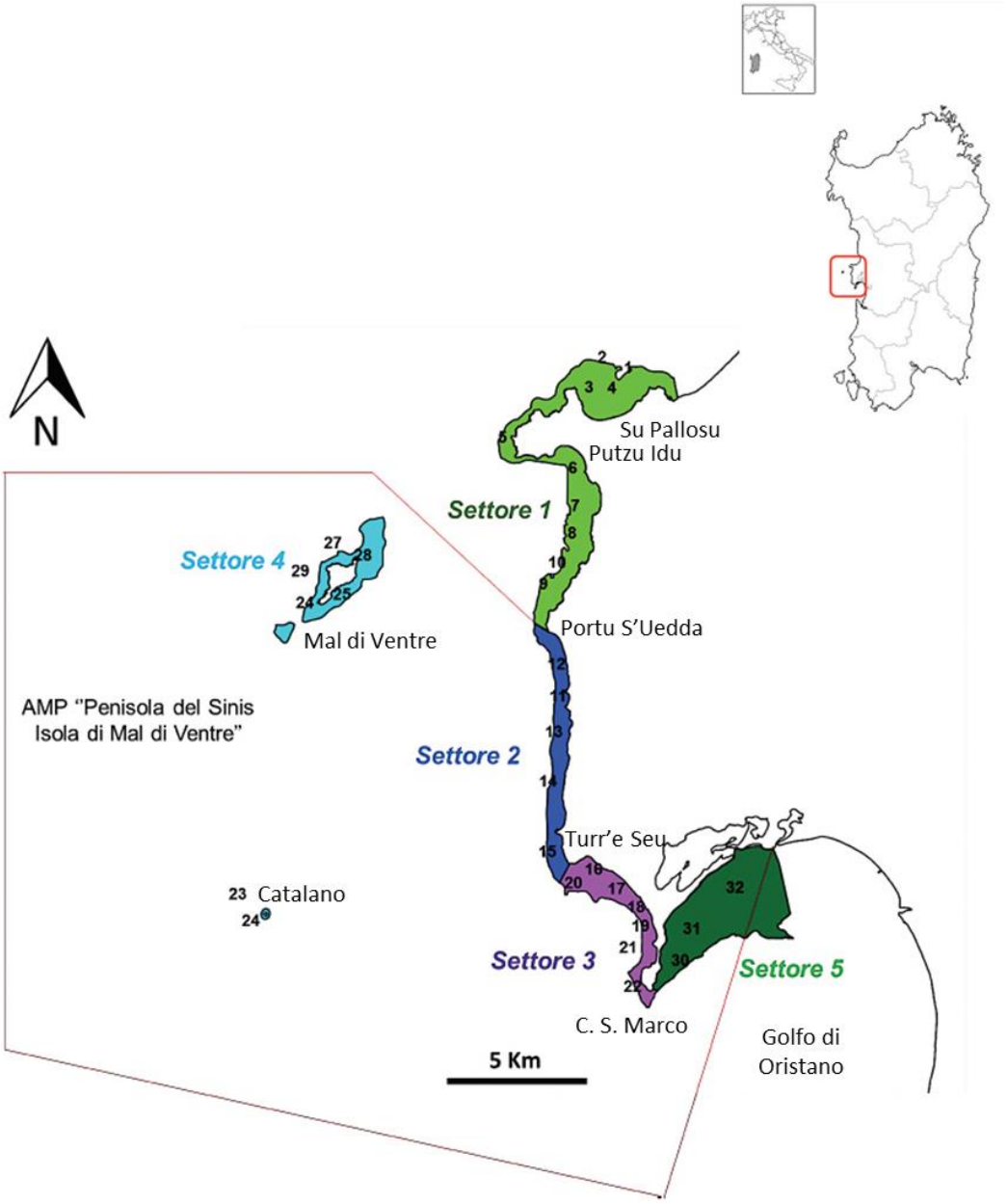


Figura 1. Area di studio: la Penisola del Sinis suddivisa nei 5 settori di indagine.

Dopo il processo di reclutamento, la predazione è il meccanismo che controlla direttamente la densità dei ricci di mare su piccola scala in relazione alla struttura dell'habitat e alla composizione della comunità di predatori (Farina et al. 2009; 2014). Da una serie pluriennale di raccolta di dati sulla biomassa dei pesci (Marra et al., 2016), è stato estrapolata

l'abbondanza di pesci predatori di ricci di mare in ciascun settore. I dati rappresentano l'abbondanza dei principali predatori di ricci di mare in Mediterraneo, ossia gli Sparidi (*Diplodus* spp. e *Sparus aurata*) e i Labridi (*Coris julis*), su fondali rocciosi poco profondi (5 metri di profondità).

Nei diversi settori e per ciascun morfotipo rielevato è stata stimata la struttura della popolazione dei ricci di mare sulla base di serie pluriennali di dati. In particolare, sono stati analizzati i *dataset* relativi al periodo 2003-2007, durante il quale i ricci di mare sono stati contati nel corso di diverse campagne di monitoraggio, in diversi siti a profondità comprese tra 2 e 10 m, seguendo un protocollo standard (Guala et al., 2008). I ricci raccolti sono stati misurati (diametro massimo escluse le spine) e divisi in classi di taglia. Definiamo come reclute gli individui con diametro (senza spine) ≤ 20 mm, che sono sopravvissuti approssimativamente fino a due anni dopo il loro insediamento (Ouréns et al., 2013). Le classi di taglia media sono rappresentati da individui con diametro compreso tra 20 e 50 mm, ossia con dimensioni inferiori alla taglia commerciale. Questo gruppo include i ricci di mare adulti, con diametro compreso tra 40 e 50 mm, che potenzialmente entreranno nella frazione commerciale negli anni a venire. Lo *stock* attuale è rappresentato dalle taglie comprese tra 50 e 60 mm e quelle oltre 60 mm.

Risultati

Il settore 1, dalla baia di Su Pallosu al confine settentrionale dell'AMP (in località Portu S'Uedda), è il settore più vasto ed è caratterizzato da prateria discontinua di *Posidonia oceanica* come morfotipo più esteso. Anche la roccia calcarea è un morfotipo molto presente nel settore 1, e caratterizza i settori 2 (da Portu S'Uedda a Turr'e Seu) e 3 (da Turr'e Seu a Capo S. Marco). Il settore 4 è il quello meno sviluppato, comprende le isole di Mal di Ventre e Catalano dove i morfotipi principali sono graniti e basalti, rispettivamente. Il settore 5 include la parte settentrionale del Golfo di Oristano, all'interno dell'AMP, ed è caratterizzato da una vasta prateria di *Posidonia oceanica* continua.

L'analisi della circolazione residua indica che la presenza di strutture locali di circolazione permanenti sostiene il processo di reclutamento dei ricci di mare (Farina et al., 2018). In particolare, il reclutamento è favorito nelle aree con correnti lente e alto grado di confinamento e intrappolamento delle masse d'acqua. In particolare, le celle di circolazione residua sono state trovate al di fuori dell'AMP nel settore 1, nelle baie di Su Pallosu e di Putzu Idu. In seguito, i forzanti ambientali favorevoli dell'area (ad es. tipo di habitat e bassa abbondanza di predatori) potrebbero aumentare le possibilità di sopravvivenza delle larve e il loro insediamento *in situ* (Boudouresque e Verlaque, 2007; Oliva et al., 2016). Al contrario, la velocità della corrente d'acqua risulta essere più elevata nell'Isola di Mal di Ventre (settore 4) rispetto agli altri settori.

La predazione è il meccanismo prevalente nel controllo della popolazione dei ricci di mare dopo l'insediamento e rappresenta un collo di bottiglia critico per le popolazioni di ricci. La predazione rappresenta una pressione significativa fino a quando i ricci di mare raggiungono la "taglia rifugio" di circa 50 mm di diametro (Guidetti et al., 2004; Hereu et al., 2005). L'abbondanza più alta di pesci predatori (Marra et al., 2016) è stata riscontrata nelle isole

rispetto agli altri settori e nel Golfo di Oristano (settore 5), dove sono presenti impianti di mitilicoltura e acquacoltura di *Sparus aurata*.

Nel settore 1, al di fuori dell'AMP, è stata rilevata una elevata densità di ricci di mare e in particolare di reclute, mentre i riproduttori più grandi sono risultati meno abbondanti, probabilmente a causa della raccolta intensiva. I valori più alti di densità sono stati trovati su substrati calcarei, sebbene la prateria discontinua di *Posidonia oceanica* sia l'habitat più esteso del settore. Rispetto al settore 1, i settori 2 e 3 all'interno dell'AMP sono caratterizzati da densità più elevate delle classi di taglia medie e delle taglie commerciali. Nel settore 3, le reclute erano quasi assenti nei substrati basaltici di Capo San Marco. Nelle isole (settore 4), la densità totale dei ricci di mare era elevata e simile a quella del settore 1. Le densità più elevate sono state rilevate sul granito di Mal di Ventre, mentre sul basalto del Catalano sono state riscontrate bassa densità di ricci di mare. Poiché la percentuale delle taglie commerciali è risultata elevata rispetto alla popolazione totale, le classi di dimensione media nel settore 4 erano poco rappresentate). Infine, nella prateria continua di *Posidonia oceanica* del settore 5 sono state rilevate le densità più basse è stata stimata e non sono state osservate reclute.

Discussione

I risultati mettono in evidenza come abbondanza e struttura di popolazione dei ricci di mare varino nei diversi settori in relazione alle differenti caratteristiche ambientali, in particolare geomorfologia e idrodinamismo, tipo di habitat ed organizzazione spaziale degli stessi, e comunità biotiche, specificamente della composizione dei pesci predatori.

In generale, sono evidenti differenze tra gli habitat rocciosi che supportano popolazioni più abbondanti rispetto alle praterie continue e discontinue di *Posidonia oceanica*. Tuttavia, si riscontrano anche differenze tra le densità della stessa classe dimensionale di uno specifico morfotipo nei settori diversi. Ad esempio, le reclute sono risultate più abbondanti sulla roccia calcarea del settore 1 rispetto alla roccia calcarea del settore 2 e 3. Allo stesso tempo, nonostante gli alti valori di densità delle reclute, le classi di taglia media avevano una densità inferiore negli habitat rocciosi del Settore 4 rispetto agli altri settori.

Una chiara relazione è stata identificata tra l'abbondanza delle reclute e la velocità di circolazione dell'acqua, cosi come tra l'abbondanza dei ricci di mare di taglia inferiore a quella commerciale (classe media) e quella dei pesci predatori presenti nei diversi settori di raccolta. In effetti, la densità delle reclute è massima nel settore 1, dove la velocità della corrente è risultata più bassa rispetto agli altri settori. Inoltre, i ricci di mare di taglia media avevano densità più basse nelle isole, dove i pesci predatori risultavano più abbondante, probabilmente per un effetto isolamento. Invece, l'abbondanza dei ricci di mare di dimensioni commerciali è maggiore negli habitat rocciosi dove il paesaggio è organizzato in chiazze numerose e ampie (ossia, con alti valori di densità di *patch* per metro quadrato e di bassi valori di area media di *patch*).

La Penisola del Sinis è caratterizzata da grande eterogeneità che si manifesta, in tutti i settori indagati, nella differente composizione degli habitat e della loro organizzazione spaziale, della velocità delle acque superficiali, della biomassa dei pesci predatori. Una tale variabilità

La cooperazione al cuore del Mediterraneo
Questo Programma è cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale

dei fattori ambientali investigati influenza reclutamento e predazione che, come principali processi ecologici che regolano la dinamica della popolazione dei ricci di mare (Harmelin, 2000; Tomas et al., 2004; Hereu et al., 2005; Boudouresque e Verlaque, 2007; Farina et al., 2009; Prado et al. , 2012), a loro volta ne condizionano l'abbondanza e la struttura di popolazione (ad es. Farina et al., 2018, 2016; Oliva et al., 2016).

Questo lavoro fornisce informazioni cruciali per sviluppare una proposta di ricerca avanzata per una gestione sostenibile della pesca basata sull'approccio ecosistemico. Un sistema di gestione delle quote dovrebbe essere realizzato attraverso l'integrazione delle informazioni sull'abbondanza dello *stock* e delle catture con quelle ecologiche, attraverso specifici monitoraggi che consentano di fornire serie temporali relative a tutti i fattori e i processi che regolano la dinamica della popolazione. Infine, questo lavoro sottolinea come i fattori ambientali e la dinamica della popolazione e, di conseguenza la variabilità dello *stock*, varino anche su piccola scala, suggerendo un approccio locale per la gestione della raccolta dei ricci di mare.

Letteratura citata

ADDIS P., SECCI M., MANUNZA A., CORRIAS S., NIFFOI A., CAU A. (2009). A geostatistical approach for the *stock* assessment of the edible sea urchin, *Paracentrotus lividus*, in four coastal zones of Southern and West Sardinia (SW Italy, Mediterranean Sea). Fisheries Research, 100: 215-221.

BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE M. (2007). Ecology of *Paracentrotus lividus*. In: Lawrence J.M. (ed), Edible Sea Urchins: Biology and Ecology. Elsevier publ., Amsterdam: 243-285.

COPPA S., CAMEDDA A., PALAZZO L., DE LUCIA A.G. (2018). Convenzione operativa tra l'AMP Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre e l'IAMC-CNR S.S. di Oristano per la realizzazione delle attività di monitoraggio e ricerca sulle componenti ambientali marine e costiere (Programma di contabilità naturalistica). Report finale, 29 pp.

FARINA S., ARTHUR R., PAGÈS J.F., PRADO P., ROMERO J., VERGÉS A., HYNDES G., HECK K.L., GLENOS S., ALCOVERRO T. (2014). Differences in predator composition alter the direction of structure-mediated predation risk in macrophyte communities. Oikos 123:1311-1322 DOI 10.1111/oik.01382.

FARINA S., GUALA I., OLIVA S., PIAZZI L., PIRES DA SILVA R., CECCHERELLI G. (2016). The seagrass effect turned upside down changes the prospective of sea urchin survival and landscape implications. PLoS One 11, e0164294. DOI 10.1371/journal.pone.0164294.

FARINA S., QUATTROCCHI G., GUALA I., CUCCO A. (2018). Hydrodynamic patterns favouring sea urchin recruitment in coastal areas: A Mediterranean study case. Marine Environmental Research, 117: 13-20. DOI 10.1016/j.marenvres.2018.05.013.

FARINA S., TOMAS F., PRADO P., ROMERO J., ALCOVERRO T. (2009). Seagrass meadow structure alters interactions between the sea urchin *Paracentrotus lividus* and its predators. Marine Ecology Progress Series 377:131-137 DOI 10.3354/meps07692.

FENAUX L., CELLARIO C., RASSOULZADEGAN F. (1988). Sensitivity of different morphological stages of the larva of *Paracentrotus lividus* (Lamarck) to quantity and quality of food. In: Burke D, Mladenov PV, Lambert P, Parsley RL, eds. Echinoderm biology. Rotterdam: A.A. Balkema, 259-266.

GARCIA S.M., ZERBI A., ALIAUME C., DO CHI T., LASSERRE G. (2003). The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical Paper. No. 443. Rome, FAO. 71 p.

GUALA I., CULIOLI J.M., COPPA S., DIAGO M.C., IANNUZZI A., BAROLI M. (2008). La pesca del riccio di mare *Paracentrotus lividus*: i casi di studio dell'area Marina Protetta Penisola del Sinis – Isola di Maldiventre e della Riserva Naturale delle Bocche di Bonifacio. In: AMPAMED: Le rôle des Aires Marines Protégées dans la gestion durable d'Activités économiques, telles que la pêche artisanale et le tourisme, en harmonie avec l'identité culturelle des régions de Méditerranée occidentale (a cura della Fondazione IMC Onlus, Grafiche Editoriali Solinas): 20-32.

GUIDETTI P., BIANCHI C.N., CHIANTORE M., SCHIAPARELLI S., MORRI C., CATTANEO-VIETTI R. (2004). Living on the rocks: Substrate mineralogy and the structure of subtidal rocky substrate communities in the Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series, 274: 57-68.

GUIDETTI P., SALA E. (2007) Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series, 335:43−56

HARMELIN J.-G. (2000). Mediterranean marine protected areas: some prominent traits and promising trends. Environmental Conservation, 27:104-105. DOI 10.1017/S037689290000014X

HEREU B., ZABALA M., LINARES C., SALA E. (2005). The effects of predator abundance and habitat structural complexity on survival of juvenile sea urchins. Marine Biology, 146:293-299 DOI 10.1007/s00227-004-1439-y

JAMES P., NOBLE C., HANNON C., STEFÁNSSON G., THORARINSDÓTTIR G., SLOANE R., ZIEMER N., LOCHEAD J. (2016). Sea urchin fisheries, management and policy review. DOI 10.13140/RG.2.2.29800.88326

LOI B., GUALA I., PIRES DA SILVA R., BRUNDU G., BAROLI M., FARINA S. (2017). Hard time to be parents? Sea urchin fishery shifts potential reproductive contribution of population onto the shoulders of the young adults. PeerJ 5:e3067; DOI 10.7717/peerj.3067.

MARRA S., COPPA S., CAMEDDA A., MAZZOLDI C., WRACHIEN F., MASSARO G., DE LUCIA G.A. (2016). Recovery trends of commercial fish: the case of an underperforming mediterranean marine protected area. PLoS One 11, 1–22. DOI 10.1371/journal.pone.0146391.

OLIVA S., FARINA S., PINNA S., GUALA I., AGNETTA D., ARIOTTI P., MURA F., CHECCHERELLI G. (2016). Determinants of *Paracentrotus lividus* sea urchin recruitment under oligotrophic conditions: implications for conservation management. Marine Environmental Research, 117: 13-20.

OURÉNS R., FERNÁNDEZ L., FERNÁNDEZ-BOÁN M., NAYA I., FREIRE J. (2013). Reproductive dynamics of the sea urchin *Paracentrotus lividus* on the Galicia coast (NW Spain): effects of habitat and population density. Marine Biology, 160, 2413-2423. DOI 10.1007/s00227-013-2236-2.

PAIS A., CHESSA L.A, SERRA S., RUIU A., MELONI G., DONNO Y. (2007). The impact of commercial and recreational harvesting for *Paracentrotus lividus* on shallow rocky reef sea urchin communities in North-Western Sardinia, Italy. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 73 (3-4): 589-597.

PIERACCINI M., COPPA S., DE LUCIA G.A. (2016). Beyond marine paper parks? Regulation theory to assess and address environmental non-compliance. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. DOI 10.1002/aqc.2632.

PRADO P., TOMAS F., PINNA S., FARINA S., ROCA G., CECCHERELLI G., ROMERO J., ALCOVERRO T. (2012). Habitat and scale shape the demographic fate of the keystone sea urchin *Paracentrotus lividus* in Mediterranean macrophyte communities. PLoS One, 7, e35170.

SALA E., BOUDOURESQUE C.F., HARMELIN-VIVIEN M. (1998). Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. Oikos, 82: 425-439. DOI: 10.2307/ 3546364.

TOMAS F., ROMERO J., TURON X. (2004). Settlement and recruitment of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in two contrasting habitats in the Mediterranean. Marine Ecology Progress Series, 282: 173-184.

Task 3

Valutazione del processo di reclutamento del riccio di mare *Paracentrotus lividus* nell'Area Marina Protetta Penisola del Sinis Isola di Mal di Ventre.

Con il contributo di: Barbara Loi (IMC International Marine Centre), Alessia Cardella (Università di Milano / IMC International Marine Centre), Dimitri Bernabè (IMC International Marine Centre)

Introduzione

Il reclutamento è il processo ecologico che primariamente determina l'abbondanza e la distribuzione del riccio di mare *Paracentrotus lividus* lungo le coste. Questo processo si divide in tre fasi: 1) la capacità riproduttiva, 2) la disponibilità larvale e 3) l'insediamento dei *settlers*.

La capacità riproduttiva delle popolazioni è strettamente legata allo sviluppo gonadico e alla densità di ricci fertili delle popolazioni a sostegno del rinnovamento della risorsa (Loi et al. 2017). L'analisi dell'Indice Gonado-Somatico (IGS) è quindi indispensabile per stimare la quantità di gameti prodotti dalle popolazioni di riccio di mare.

Le fasi successive, disponibilità larvale e insediamento, dipendono sia da processi oceanografici a meso-scala, come le correnti, sia da fattori che influiscono su scala locale, come per esempio il tipo di habitat, cruciale per indurre la metamorfosi delle larve e l'insediamento (Tomas et al. 2004). In particolare, la disponibilità larvale è altamente associata all'idrodinamismo costiero (Fenaux et al.1988, Prado et al., 2012 ; Farina et al. 2018), mentre altri elementi biotici e abiotici legati all'habitat (ad esempio abbondanza di adulti, presenza di alghe crostose, rugosità del substrato) influenzano il successo dell'insediamento delle larve (Boudouresque e Verlaque 2007, Oliva et al. 2016). Pertanto, la distribuzione del riccio di mare lungo costa è definita da un insieme di fattori tra i quali giocano un ruolo determinante la circolazione costiera, le caratteristiche geomorfologiche, il tipo di habitat, la sua organizzazione paesaggistica e la complessità strutturale del substrato.

La stima della disponibilità di larve e del loro insediamento in relazione alle condizioni favorevoli al passaggio dalla fase pelagica (larve) a quella bentonica (*settlers*) è funzionale alla predizione dell'evoluzione delle popolazioni naturali. Al fine di approfondire le conoscenze sui processi ecologici e biologici che regolano l'abbondanza del riccio di mare *P. lividus* nell'Area Marina Protetta Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre (AMP), il processo di reclutamento, è stato valutato in continuo per circa due mesi nel periodo corrispondente al picco di insediamento dei *settlers* nel Mediterraneo Occidentale (Lopez et al., 1998; Tomas et al., 2004; Hereu et al., 2004; Boudouresque e Verlaque 2007; Prado et al., 2012) e monitorato localmente, attraverso il controllo dello sviluppo delle gonadi e il successivo rilevamento di larve in campioni nella colonna d'acqua.

Metodi

La Penisola del Sinis, nella fascia batimetrica compresa tra 2 e 5 m di profondità è caratterizzata dall'alternanza di fondi rocciosi con diversa complessità e mineralogia, praterie

La cooperazione al cuore del Mediterraneo
Questo Programma è cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale

di *Posidonia oceanica* continue e frammentate (substrato misto *P. oceanica* / comunità fotofile di fondo roccioso), substrati mobili (Baroli et al., 2003). Sulla base delle caratteristiche geomorfologiche e mineralogiche dei substrati e loro organizzazione spaziale, dell'idrodinamismo, delle caratteristiche degli habitat e delle comunità bentoniche, oltre che del livello di protezione e utilizzo dello spazio da parte dell'uomo, l'area di studio è stata suddivisa in 5 settori (si veda figura 1 in task 2 pagina 18):

- Settore 1 (S1), da Is Benas a Portu Suedda;
- Settore 2 (S2), da Portu Suedda a Turr'e Seu;
- Settore 3 (S3), da Turr'e Seu a Capo San Marco;
- Settore 4 (S4), Isole (Mal di Ventre e Catalano);
- Settore 5 (S5), da Capo San Marco a Su Siccu nel Golfo di Oristano.

Lo sviluppo delle gonadi è stato stimato attraverso la stima mensile dell'IGS e il calcolo della *Spawning Magnitude* (SM), ossia la valutazione dei gameti rilasciati ad ogni evento di emissione. A tal fine, da Gennaio 2018 sono stati effettuati campionamenti mensili di 10-12 ricci di mare, in due stazioni di campionamento selezionate nei settori S1 (in località Su Pallosu), S3 (Turr'e Seu) e S5 (Golfo). Dal mese di Luglio 2018 il prelievo nel settore 5 è stato interrotto a causa della ridotta densità di ricci di taglia commerciale all'interno del Golfo di Oristano. Nei settori 1 e 3 le attività sono perseguite per tutto il 2018 e per i primi 7 mesi del 2019 al fine di evidenziare eventuali picchi dei valori dell'IGS ed ulteriori eventi autunnali di *spawning*. L'IGS è stato calcolato come rapporto percentuale tra il peso fresco delle gonadi e il peso fresco totale di ciascun esemplare. Per ciascun evento di emissione, la SM è stata calcolata come rapporto percentuale tra la differenza dell'IGS massimo e minimo, registrati prima (pre-*spawning*) e dopo (post-*spawning*) l'emissione (Loi et al., 2017).

Il campionamento delle larve è stato effettuato in ciascuno dei 5 settori mediante retinate planctoniche con cadenza bisettimanale a partire dal periodo immediatamente successivo all'emissione dei gameti indicato dall'inizio del declino primaverile dell'IGS (tra aprile e giugno 2018). I campioni di plancton sono stati raccolti da natante con retino planctonico con maglia da 100 µm, trainato sub-superficialmente per 5 minuti con velocità di traino di 1,5 nodi. I campioni (3 repliche per settore per 3 tempi di campionamento, t1, t2 e t3), sono stati fissati direttamente in mare con alcool 75% in contenitori da 150 mL. In laboratorio si è proceduto successivamente al *sorting*, identificazione e conteggio delle larve mediante binoculare di un'aliquota del campione di 40 mL. Il numero di larve, riferito al volume totale del campione, è stato espresso in numero di larve al m^3 di acqua filtrata dal retino.

Il campionamento dei *settlers* è stato realizzato in 32 stazioni considerate rappresentative degli habitat preferenziali del riccio di mare presenti in ciascun settore. In particolare, per ogni settore, sono state selezionate da 3 a 10 stazioni su: i) comunità fotofile di fondo roccioso (17 stazioni), ii) *Posidonia oceanica* (7 stazioni), iii) substrato roccioso frammisto a *P. oceanica* roccioso (8 stazioni). Il campionamento è stato effettuato disponendo sul fondale, intorno alla batimetrica dei 5 m, appositi collettori per *settlers* di *P. lividus* (Hereu et al., 2004; Tomas et al., 2004; Prado et al., 2012). I collettori, costituiti da spazzole in fibra vegetale che simulano il substrato naturale, sono stati posizionati in modo casuale e collocati a circa un metro dal fondo, per poter intercettare gli organismi al di sopra dei fasci fogliari di *P. oceanica*.

Per ciascuna stazione, i collettori sono stati dislocati a gruppi di tre repliche a distanza reciproca di circa 5 m. Complessivamente sono stati posizionati 96 collettori lungo l'intera area d'indagine. I collettori sono stati recuperati e sostituiti da nuovi, ogni due settimane, in modo da effettuare un campionamento in continuo per due mesi con quattro tempi di raccolta (T1, T2, T3 e T4). Dopo il recupero, i collettori sono state lavate con acqua a pressione e il campione è stato filtrato utilizzando una rete con maglia da 250 µm. Il materiale è stato conservato in alcool 75% e congelato a -18°C. Successivamente è stata effettuata l'analisi dei campioni al fine di determinare la presenza e il numero di *settlers* di *P. lividus*. Di ciascun campione è stata osservata allo stereo-microscopio un'aliquota di 40 mL; il valore finale è stato poi riportato al volume totale del campione ed espresso come numero di *settlers* per collettore.

Risultati

I risultati indicano una marcata variabilità dell'IGS, degli eventi di *spawning* e della loro magnitudine nei tre siti campionati (figura 1).

Nel 2018, a Su Pallosu (S1), l'IGS diminuisce costantemente tra Marzo e Agosto con un evento di *spawning* protratto per sei mesi. A Turr'e Seu (S3) e nel Golfo (S5) l'evento di emissione dei gameti è risultato più breve, l'indice gonado-somatico declina velocemente tra Gennaio e Aprile per poi assestarsi nei mesi tardo-primaverili. La SM nei tre siti è risultata pari all'80% a Su Pallosu, al 61% a Turr'e Seu e al 73% nel Golfo di Oristano.

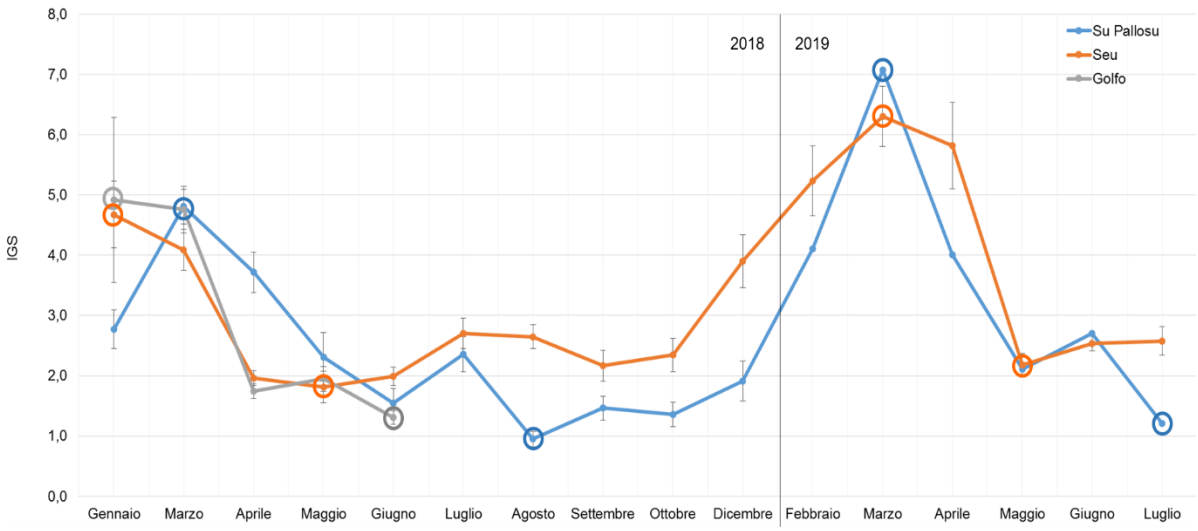
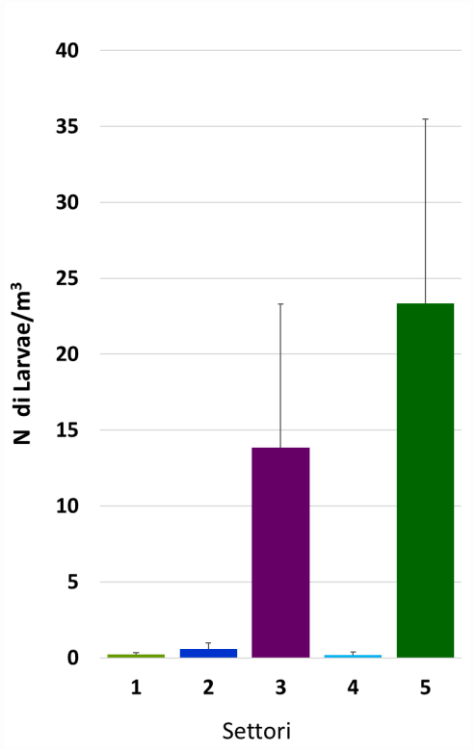


Figura 1. Andamento mensile dell'IGS (media ± errore standard). Per ciascuna curva, i cerchi indicano i valori di IGS (pre- e post-*spawning*) utilizzati per il calcolo della SM, in entrambi i periodi di emissione dei gameti.

La cooperazione al cuore del Mediterraneo
Questo Programma è cofinanziato dal Fondo Europeo di Sviluppo Regionale

Nei siti di Su Pallosu e Turr'e Seu, l'IGS riprende ad aumentare nei mesi autunnali, fino a raggiungere i valori massimi alla fine dell'inverno successivo (Marzo). Nel 2019 l'emissione dei gameti è piuttosto brusca in entrambi i siti. Tuttavia, ancora una volta, a Su Pallosu l'emissione si protrae almeno sino a Luglio, mentre a Turr'e Seu il valore minimo di IGS è stato registrato a Maggio. Come l'anno precedente, la SM è risultata maggiore a Su Pallosu (83%) rispetto a Turr'e Seu (60%). Per tutto il periodo di indagine è stato rilevato un solo picco annuale dell'IGS come già evidenziato da studi precedenti per l'area del Sinis (Loi et al., 2017).

L'abbondanza di larve è risultata molto variabile all'interno di ciascun settore, tra settori e nei diversi periodi di campionamento (figura 2). In S3 e S5, la densità larvale è risultata la più elevata per l'intero periodo di studio. Nel mese di Maggio (t1), sono state registrate le densità massime (media ± errore standard), con 41 ± 24 larve/m^3 in S3 e 70 ± 40 larve/m^3 in S5 (figura 2). Questo andamento è risultato coerente con l'andamento dell'IGS che ha evidenziato eventi di *spawning* nei periodi immediatamente precedenti.



Settore	Tempo	Densità (larve/m^3)	ES
S1	T1	0.60	0.3
	T2	0.00	0.0
	T3	0.04	0.0
S2	T1	1.72	1.0
	T2	0.00	0.0
	T3	0.00	0.0
S3	T1	41.53	24.0
	T2	0.00	0.0
	T3	0.00	0.0
S4	T1	0.52	0.3
	T2	0.00	0.0
	T3	0.09	0.0
S5	T1	69.99	40.4
	T2	0.00	0.0
	T3	0.00	0.0

Figura 2. Numero di larve al m^3 (media ± errore standard) per settore di studio e per ciascun tempo di raccolta.

L'abbondanza di *settlers* osservata nei campioni indica una notevole variabilità spaziale (lungo i settori) e temporale (lungo il periodo di campionamento) con un numero di individui per collettore compreso tra 0 e 25.

Nei settori S1 e S2, i valori medi dell'abbondanza di *settlers* per collettore sono risultati, rispettivamente più bassi (1.0 ± 0.2) e più alti (2.9 ± 0.7). In figura 3, per ciascun sito viene riportato il numero medio di *settlers* rilevato nei quattro intervalli di tempo di due settimane (da T1 a T4) intercorse tra il posizionamento e il recupero dei collettori. In tutti i settori, l'abbondanza di *settlers* è risultata maggiore nel periodo compreso tra Maggio e inizio Giugno (corrispondente ai tempi T1 e T2). In T1 l'abbondanza è risultata massima nel settore S2 e, a seguire, in S5; in T2 il picco è stato osservato in S4; in S3 i valori di abbondanza sono simili nei due tempi T1 e T2, mentre il settore S1 è l'unico nel quale i *settlers* sono stati rilevati lungo tutto il periodo di indagine (da T1 a T4), sebbene con abbondanze minori.

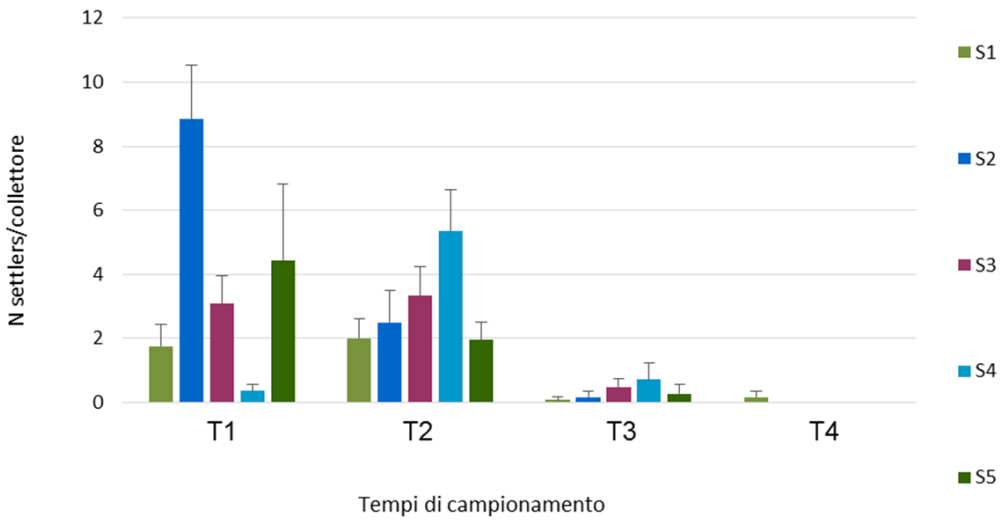


Figura 3. Numero medio (± errore standard) di *settlers* per settore per ciascun tempo di raccolta (T1 = Maggio; T2 = fine Maggio / inizio Giugno; T3 = Giugno; T4 = fine Giugno / inizio Luglio).

In figura 4 è riportata l'abbondanza dei *settlers* rilevata nei diversi habitat presenti in ciascun settore. Non sono evidenti particolari andamenti che indichino un substrato preferenziale per il reclutamento. Soltanto in S3 è stata osservata una prevalenza di *settlers* su roccia rispetto a quelli rilevati nell'habitat frammentato. In S5, corrispondente al Golfo di Oristano, l'unico habitat presente è la prateria continua di *P. oceanica*.

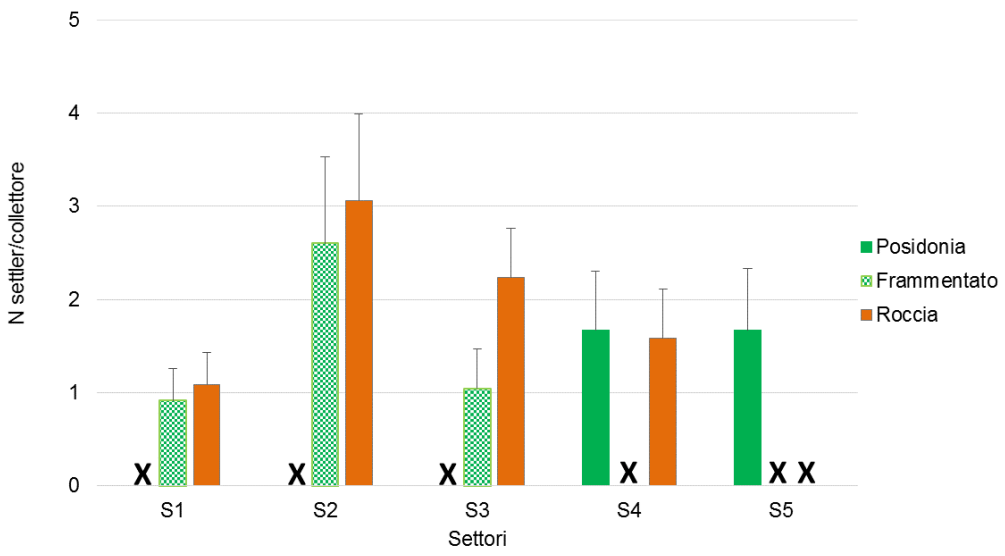


Figura 4. Numero medio (± errore standard) di *settlers* per habitat per ciascun settore di indagine. Con la X sono indicati i substrati sui quali non sono stati collocati i collettori perché assenti o trascurabili per il settore (si vedano tabelle 2 e 3).

Discussione

In generale, i valori di IGS rilevati nell'arco di tutto il periodo di indagine, evidenziano un unico episodio annuale di emissione dei gameti, come già rilevato nella stessa area di studio (Loi et al., 2017). Questo risultato è coerente con quanto riportato per altri contesti mediterranei (Byrne, 1990; Lozano et al., 1995; Spirlet et al., 1998; Guettaf et al., 2000; Bayed et al., 2005; Garmendia et al., 2010). I risultati indicano, altresì, una certa variabilità, tra i siti indagati, dell'inizio dell'evento di emissione e della sua durata. Inoltre, dal confronto con i risultati ottenuti in anni precedenti si evidenzia una variabilità inter-annuale a livello locale. In particolare, Guala et al. (2018) riportano un andamento dell'IGS anomalo nel sito di Su Pallosu, per l'anno 2017, con un evento di *spawning* in ritardo rispetto a quello rilevato in anni precedenti e nel corso delle due annualità nel presente studio.

La quantità di gameti emessi da parte di individui fertili è risultata differente tra i siti. Le percentuali di emissione più elevate sono state osservate a Su Pallosu (circa 80% in entrambe gli anni di indagine) rispetto ai siti all'interno dell'AMP (73% nel Golfo nel 2018 e circa 60% a Turr'e Seu in entrambe le annualità). A Su Pallosu è stato riscontrato anche un periodo di emissione dei gameti più lungo (5 mesi) rispetto agli altri due siti.

La disponibilità larvale differisce sensibilmente tra i settori di raccolta, con le concentrazioni più elevate a Maggio nei settori S3 e S5, entrambi interni all'AMP. Tuttavia, è opportuno evidenziare che, dato il ruolo chiave che giocano le caratteristiche idrodinamiche lungo costa nel determinare l'offerta larvale (Fenaux et al., 1988; Prado et al., 2012), considerata la naturale instabilità della colonna d'acqua e il numero limitato di repliche effettuate, le retinate planctoniche avevano, già in avvio di progetto, l'obiettivo primario di identificare la presenza di larve nella colonna d'acqua (al fine di programmare con appropriata tempistica il

posizionamento delle trappole per la raccolta dei *settlers*) piuttosto che valutarne l'abbondanza.

Nonostante la disponibilità larvale sia stata apprezzabile soltanto in due settori, la densità delle reclute ritrovate nei collettori è risultata cospicua in tutta l'area indagata, in particolare in S2, dove invece la concentrazione delle larve era trascurabile. Al contrario, nel settore S5, nel Golfo di Oristano, dove l'abbondanza di larve è risultata elevata, la densità dei *settlers* era più bassa. Questo risultato è coerente con quanto osservato da altri autori che suggeriscono come nelle praterie di *P. oceanica* la popolazione del riccio di mare non sia del tutto sostenuta dal reclutamento locale ma, piuttosto, da una serie di fattori e interazioni che includono anche la migrazione (Tomas et al., 2004), la qualità delle acque (Prado et al., 2009), la predazione e la configurazione del paesaggio a diversa scala spaziale (Farina et al., 2009; Prado et al., 2012). Anche i processi di micropredazione, ad opera di diversi invertebrati bentonici, possano avere un ruolo importante nel regolare le popolazioni del riccio all'interno delle praterie come già evidenziato per gli habitat rocciosi (Bonaviri et al., 2012).

Non sono state osservate differenze di reclutamento importanti tra i diversi tipi di habitat, sebbene la densità di *settlers* sia stata in generale più elevata negli habitat rocciosi come rilevato anche da (Tomas et al., 2004).

In tutta l'area indagata, l'insediamento dei *settlers* è avvenuto alla fine della primavera, tra Maggio e Giugno, come descritto anche da altri autori in altri contesti mediterranei (López et al., 1998; Hereu et al., 2004). Tuttavia, il confronto con la campagna dell'anno precedente (Guala et al., 2018), evidenzia anche importanti differenze temporali inter-annuali. Infatti, nella prima indagine del 2017, realizzata con lo stesso approccio metodologico e con lo stesso calendario, non sono stati rilevati *settlers* in nessuno dei collettori raccolti.

Nell'elevata variabilità spaziale delle concentrazioni di larve e dell'insediamento dei *settlers* giocano un ruolo di primo piano le caratteristiche idrodinamiche. Effettivamente, la circolazione costiera e i tempi di ritenzione idrica lungo costa sembrano determinare aree più o meno idonee all'accumulo di larve e, in generale, di organismi planctonici (Farina et al. 2018). A questo proposito, l'identificazione di corridoi ecologici capaci di connettere aree ad elevata produzione con aree meno produttive durante il periodo di approvvigionamento larvale, potrebbe determinare un effetto "salvataggio" sulle popolazioni la cui capacità riproduttiva è di fatto più debole. Questo punto dovrebbe essere considerato come cruciale nella pianificazione di azioni di gestione per la pesca sostenibile all'interno dell'Area Marina Protetta del Sinis.

In conclusione, il lavoro evidenzia come tutta la Penisola del Sinis sia interessata dal processo di reclutamento con i settori dell'AMP esterni al Golfo di Oristano particolarmente favorevoli all'insediamento dei *settlers*. Tuttavia, l'intero processo è chiaramente caratterizzato da un'elevata variabilità spaziale e temporale. Stabilire se le reclute siano di origine locale o provenienti da aree esterne e acquisire serie storiche, che consentano di comprendere la variabilità dei processi di riproduzione e reclutamento su intervalli temporali più lunghi, sono cruciali per valutare l'efficacia delle misure di gestione adottate nell'AMP o per identificare quelle più appropriate ai fini dello sfruttamento sostenibile della risorsa.

Letteratura citata

BAROLI M., DE FALCO G., PIERGALLINI G., 2003. Cartografia ad alta risoluzione dei popolamenti bentonici della fascia costiera dell'Area Marina Protetta del Sinis – Penisola di Mal di Ventre finalizzata alla gestione del diporto nautico. Biologia Marina Mediterranea 10 (2): 644-646.

BAYED A., QUINIOU F., BENRHA A., GUILLOU M. 2005. The *Paracentrotus lividus* populations from the northern Moroccan Atlantic coast: growth, reproduction and health condition. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 85: 999-1007.

BONAVIRI C., GIANGUZZA P., PIPITONE C., HEREU B., 2012. Micropredation on sea urchins as a potential stabilizing process for rocky reefs. Journal of Sea Research. 73: 18-23.

BOUDOURESQUE C.F., VERLAQUE M., 2007. Ecology of *Paracentrotus lividus*. In: Lawrence JM, ed. Edible sea urchins: biology and ecology. Amsterdam: Elsevier, 243-285.

BYRNE M., 1990. Annual reproductive cycles of the commercial sea urchin *Paracentrotus lividus* from an exposed intertidal and a sheltered subtidal habitat on the west coast of Ireland. Marine Biology, 104(2), 275-289.

FARINA S., TOMAS F., PRADO P., ROMERO J., ALCOVERRO T., 2009. Seagrass meadow structure alters interactions between the sea urchin *Paracentrotus lividus* and its predators. Marine Ecology Progress Series. 377: 131-137.

FARINA S., QUATTROCCHI G., GUALA I., CUCCO A. 2018. Hydrodynamic patterns favouring sea urchin recruitment in coastal areas: A Mediterranean study case. Marine environmental research, 139, 182-192.

FENAUX L., CELLARIO C., RASSOULZADEGAN F. 1988. Sensitivity of different morphological stages of the larva of *Paracentrotus lividus* (Lamarck) to quantity and quality of food. Echinoderm biology. AA Balkema Publishers, Rotterdam. 259-266.

GARMENDIA J., MENCHACA I., BELZUNCE M., FRANCO J., REVILLA M. 2010. Seasonal variability in gonad development in the sea urchin (*Paracentrotus lividus*) on the Basque coast (Southeastern Bay of Biscay). Marine Pollution Bulletin. 61: 259–266

GUALA I., NAVARRO PÉREZ M.L., SECCI G., LUKIANOVA I., BORRAS PALOMARES A.I., ANDRADES CARLES L., BRAMBILLA W., FARINA S., 2018. Stima della variabilità spaziale dell'insediamento dei settlers di *Paracentrotus lividus* nell'AMP Penisola del Sinis - Isola di Mal di Ventre. Rapporto Tecnico Fondazione IMC – Centro Marino Internazionale ONLUS, ECB1:2018, 18 pp.

GUETTAF M., SAN MARTIN A., FRANCOUR P. 2000. Interpopulation variability of the reproductive cycle of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in the southwestern Mediterranean. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 80: 899-907

HEREU B., ZABALA M., LINARES C., SALA E., 2004. Temporal and spatial variability in settlement of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the NW Mediterranean. Marine Biology 144: 1011-1018.

LOI B., GUALA I., PIRES DA SILVA R., BRUNDU G., BAROLI M., FARINA S., 2017. Hard time to be parents? Sea urchin fishery shifts potential reproductive contribution of population onto the shoulders of the young adults. PeerJ 5: e3067; DOI 10.7717/peerj.3067.

LOPEZ S., TURON X., MONTERO E., PALACÌN C., DUARTE C.M., et al. 1998. Larval abundance, recruitment and early mortality in *Paracentrotus lividus* (Echinoidea). Interannual variability and plankton-benthos coupling. Marine Ecology Progress Series 172: 239-251.

LOZANO J., GALERA J., LOPEZ S., TURON X., PALACIN C., MORERA G. 1995. Biological cycles and recruitment of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. Marine Ecology Progress Series. 122: 179-192

OLIVA S., FARINA S., PINNA S., GUALA I., AGNETTA D., ARIOTTI P.A., MURA F., CECCHERELLI G. 2016 Determinants of *Paracentrotus lividus* sea urchin recruitment under oligotrophic conditions: implications for conservation management. Marine Environmental Research 117: 13-20.

PRADO P., ROMERO J., ALCOVERRO T., 2009. Welcome mats? The role of seagrass meadow structure in controlling post-settlement survival in a keystone sea-urchin species. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 85: 472-478.

PRADO P., TOMAS F., PINNA S., FARINA S., ROCA G., CECCHERELLI G., ROMERO J., ALCOVERRO T., 2012. Habitat and scale shape the demographic fate of the Keystone Sea Urchin *Paracentrotus lividus* in Mediterranean Macrophyte Communities. PLOS ONE 7:e35170 doi: 10.1371/journal.pone.0035170.

SPIRLET C., GROSJEAN P., JANGOUX M. 1998. Reproductive cycle of the echinoid *Paracentrotus lividus*: analysis by means of the maturity index. Invertebrate Reproduction & Development. 34: 69-81

TOMAS F., ROMERO J., TURON X., 2004. Settlement and recruitment of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in two contrasting habitats in the Mediterranean. Marine Ecology Progress Series 282:173-184.

Prodotti realizzati / in preparazione

Pubblicazioni

- ✓ Guala I., Grech D., Masala M., Roselli C., Brundu G., Alvarez Raya C., Panzalis P., Navone A., Farina S. - Is sustainable fishery of sea urchins a chimera in effective marine protected areas? Biologia Marina Mediterranea (in press).
- ✓ Farina S., Cucco A., Baroli M., Brundu R., Conforti A., De Falco G., Guala I., Guerzoni S., Massaro G., Romagnoni G., Brambilla W. The challenge of managing the commercial harvesting of the *Paracentrotus lividus*: are novel approaches required? (submitted)

Presentazioni a congresso

- ✓ Cardella A., Loi B., Farina S., Grech D., Bernabè D., Guala I., 2018. Variability of *Paracentrotus lividus* gonad development in the Sinis Marine Protected Area (Western Sardinia, Italy). XXVIII Congresso Società Italiana di Ecologia, Cagliari 12-14 Settembre 2018.
- ✓ Bernabè D., Guala I., Cardella A., Grech D., Farina S., 2018. Distribution and abundance of *Paracentrotus lividus* larvae and *settlers* in the Sinis Marine Protected Area (western Sardinia, Italy). XXVIII Congresso Società Italiana di Ecologia, Cagliari 12-14 Settembre 2018.
- ✓ Guala I., Grech D., Masala M., Roselli C., Brundu G., Alvarez Raya C., Panzalis P., Navone A., Farina S. - Is sustainable fishery of sea urchins a chimera in effective marine protected areas? 50° Congresso Società Italiana di Biologia Marina, Livorno 12-14 Giugno 2019.

Tesi di Laurea

- ✓ Cardella A., 2019. Indagine sui processi di sviluppo gonadico, dispersione larvale e reclutamento di *Paracentrotus lividus* lungo la Penisola del Sinis (Sardegna). Tesi di Laurea specialistica in biodiversità ed evoluzione biologica, Università degli Studi di Milano, A.A. 2018-19). Tutor IMC: Ivan Guala, Simone Farina.