

## **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**

##### **T1.2.3b - Valutazione dello stato di conservazione dell'area di foce del Rio Posada nel Parco Naturale Regionale di Tepilora (Sardegna orientale)**

**Novembre 2019**

**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 T1.2.3b “Valutazione dello stato di conservazione dell’area di foce del Rio Posada nel Parco Naturale Regionale di Tepilora (Sardegna orientale)”.

Novembre 2019

Partner:

Fondazione IMC Onlus

Unità operativa

David Cabana, IMC - International Marine Centre, [d.cabana@fondazioneimc.it](mailto:d.cabana@fondazioneimc.it)  
Cristina Orro, IMC - International Marine Centre, Universidade do Algarve (Portugal)  
Ivan Guala, IMC - International Marine Centre, [i.guala@fondazioneimc.it](mailto:i.guala@fondazioneimc.it)  
Daniele Grech, IMC - International Marine Centre  
Simone Farina, IMC - International Marine Centre  
Gianni Brundu, IMC - International Marine Centre

Questo lavoro deve essere citato come:

Orro V.C., Guala I., Grech D., Farina S., Brundu G., Cabana D., 2019. Valutazione dello stato di conservazione dell’area di foce del Rio Posada nel Parco Naturale Regionale di Tepilora (Sardegna orientale). Progetto GIREPAM - Gestione Integrata delle Reti Ecologiche attraverso i Parchi e le Aree Marine. Rapporto Tecnico Fondazione IMC – Centro Marino Internazionale ONLUS, 7: 2019, 41 pp.

**Fondazione IMC Onlus**  
**International Marine Centre**  
Loc. Sa Mardini, Torregrande, 09170 – Oristano (Italia)  
Anagrafe Nazionale Ricerche cod. 11881273  
web: <http://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 foci 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 T1.2.3b (Documenti di analisi del grado di conservazione di habitat e specie e individuazione dei fattori di minaccia), sono state realizzate attività di ricerca per l'approfondimento delle conoscenze sugli habitat di transizione nell'area di foce del Rio Posada nel Parco Naturale Regionale di Tepilora (Sardegna orientale). Le indagini erano volte alla valutazione del grado di conservazione di habitat e specie di interesse e all'individuazione di fattori di minaccia e pressione eventualmente presenti. Lo scopo era fornire agli enti gestori territoriali (la Regione Sardegna e i comuni su cui il parco insiste, Torpè, Posada, Lodè e Bitti) conoscenze scientifiche utili a migliorare l'efficienza della gestione dell'area, in termini sia di conservazione sia di valorizzazione delle risorse naturali.

Le attività sono state realizzate attraverso tra distinte task.

### **Task 1. Caratterizzazione ambientale dell'area di foce del Rio Posada nel Parco di Tepilora.**

L'obiettivo principale della task 1 è produrre una descrizione dei principali habitat presenti nell'area di foce del Rio Posada. Sulla base del materiale bibliografico e cartografico disponibile e delle indagini esplorative *in situ*, sono state messe in evidenza le principali caratteristiche ambientali dell'area di studio. In accordo con la capofila del progetto (Regione Sardegna) e i responsabili amministrativi del Parco di Tepilora sono state definiti gli obiettivi da realizzare nelle successive task.

### **Task 2. Valutazione dello stato ecologico dello Stagno Longu, Posada.**

Le lagune costiere mediterranee sono corpi idrici poco profondi in cui acque continentali e marine si incontrano. Questi ecosistemi di transizione che si formano ai margini tra terra e mare svolgono un ruolo ecologico essenziale. Grazie all'elevata produttività e all'ampia varietà di habitat, possono ospitare una notevole diversità e fornire servizi ecosistemici chiave. Stagno Longu, nel territorio comunale di Posada e compreso nel Parco Naturale Regionale di Tepilora, manca di una caratterizzazione ambientale e di una valutazione dello stato di qualità ecologica. Pertanto, le attività della task 2, sono state indirizzate ad incrementare le conoscenze su questo sistema lagunare e sulla biodiversità attraverso la caratterizzazione delle comunità bentoniche e la valutazione dello stato ecologico dello stagno. Dal punto di vista gestionale, questo studio rappresenta una linea di base poiché identifica le condizioni di riferimento per future azioni di gestione della laguna.

### **Task 3. Servizi ecosistemici. Sfide e vantaggi dell'incorporazione dei servizi ecosistemici culturali nelle decisioni manageriali nel Parco Regionale di Tepilora.**

Gli ecosistemi lagunari costieri del Mediterraneo sono zone cuscinetto per cambiamenti fondamentali che interessano sia le comunità sia la cultura locali. In Sardegna la natura, la tradizione e la cultura sono strettamente interconnesse e le lagune costiere sono sistemi socio-ecologici particolarmente dinamici che offrono un'ampia gamma di servizi culturali alle persone e svolgono un ruolo chiave per l'economia locale e regionale. La comprensione dei cambiamenti naturali e culturali è una priorità per la resilienza delle comunità costiere in Sardegna e in altre aree del Mediterraneo. L'obiettivo principale della task 3 è fornire una prima panoramica del potenziale dell'applicazione dell'approccio dei servizi ecosistemici per valutare i principali benefici culturali forniti dalle lagune costiere in Sardegna, con particolare attenzione al potenziale di una tale valutazione nel Parco Regionale di Tepilora.

## Task 1

### Caratterizzazione ambientale dell'area di foce del Rio Posada nel Parco di Tepilora.

Il Parco Naturale Regionale di Tepilora, situato nel settore nord-orientale della Provincia di Nuoro (Sardegna, Italia), comprende un vasto territorio di quasi 8.000 ha che occupa la parte più settentrionale della Barbagia e della Baronìa, nel territorio di Bitti, Lode, Posada e Torpè.

Il Parco è stato istituito nel 2014, in seguito ad un accordo tra i comuni coinvolti, l'Amministrazione Provinciale di Nuoro e l'Ente Foreste di Nuoro e la Regione Sardegna, con l'obiettivo di proteggere le risorse naturali e favorire lo sviluppo sostenibile del territorio.

**Nome:** Parco Naturale Regionale di Tepilora.

**Legge istitutiva:** Legge Regionale numero 21 del 24 ottobre 2014

**Coordinate geografiche:** 40° 28' 30" N -09° 22'53" E

**Municipalità coinvolte:** Bitti, Lodè, Posada, Torpè

**Superficie:** 7.877,81 ha

**Web:** [www.parcotepilora.it](http://www.parcotepilora.it)

I confini del parco (Figura 1) sono definiti dal bacino idrografico del Rio Posada e dai massicci che lo circondano (Montalbo, monti di Alà e Monte Nieddu). La maggior parte dell'area è occupata dalla foresta Crastazza-Tepilora nel distretto di Bitti e dalla foresta di Usinava nel distretto di Torpè. Da questo territorio scarsamente urbanizzato, il parco si estende fino alla foce del Rio Posada e comprende, nel settore a est dell'abitato di Posada, l'estuario con un sistema di zone umide e la laguna costiera Stagno Longu, e un sistema di dune con una ampia spiaggia sabbiosa. Queste aree, di particolare interesse per la conservazione della biodiversità hanno caratteristiche uniche che non si trovano in nessun'altra parte della Sardegna.

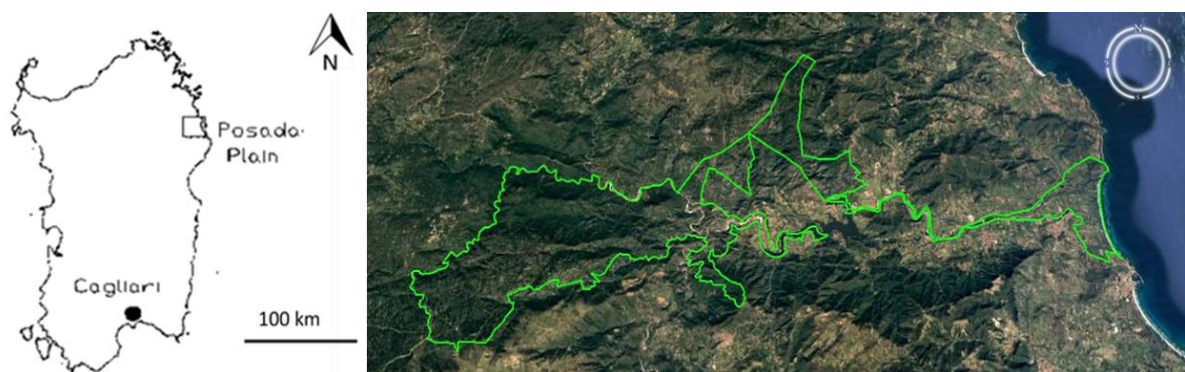


Figura 1. Parco Regionale di Tepilora ([www.parcotepilora.it](http://www.parcotepilora.it)).

Il parco naturale è incluso nel Programma “*Man and the Biosphere*” (MAB) dall'UNESCO, un programma scientifico intergovernativo operativo nel 1971 che mira a stabilire una base scientifica per il miglioramento delle relazioni tra le persone e l'ambiente. Il MAB ha un focus multidisciplinare che combina le scienze naturali e sociali, l'economia e l'educazione per migliorare il sostentamento e l'equa condivisione dei benefici per l'uomo e per salvaguardare gli ecosistemi naturali, promuovendo approcci innovativi allo sviluppo economico che siano socialmente e culturalmente appropriati e sostenibili. La rete mondiale di riserve della biosfera MAB\_UNESCO conta attualmente 701 siti dislocati in 124 paesi in tutto il mondo, inclusi 21 siti transfrontalieri. Tepilora, Rio Posada e Montalbo con una superficie totale di oltre 160.000 ha (Figura 2) sono stati designati come riserva della biosfera UNESCO nel 2017.

**Data di designazione:** 2017

**Autorità amministrative:** lo Stato Italiano e la Regione Autonoma della Sardegna hanno competenze amministrative sull'intera riserva anche attraverso le provincie di Olbia-Tempio e Nuoro e le amministrazioni comunali coinvolte.

**Superficie totale:** 165,173 ha

**Core area:** 10,433 ha

**Zone buffer:** 14,245 ha

**Aree di transizione:** 140,495 ha

**Posizione geografica:** 40°35'18"N - 9°27'15"E

Il fronte costiero che comprende l'area di foce del Rio Posada è un sito RAMSAR, designato nel 2018.

La Convenzione di Ramsar sulle zone umide è il trattato intergovernativo che definisce il quadro per la conservazione e l'utilizzo appropriato delle zone umide e delle loro risorse. La Convenzione, adottata nel 1971, è entrata in vigore nel 1975. Da allora, quasi il 90% degli Stati membri delle Nazioni Unite, provenienti da tutte le regioni geografiche del mondo, ha aderito alla convenzione. All'interno del Parco Nazionale di Tepilora la zona umida denominata "Foce del Rio Posada" è stata identificata come sito RAMSAR attraverso il Decreto del 17 maggio 2018, codice Ramsar 18A04084 (GU Serie Generale n .36 del 15.06.2018).

Questa zona umida comprende il territorio dell'estuario del Rio Posada, nelle località Orvile e San Giovanni e il tratto fluviale adiacente alla città di Torpè chiamata "il Fosso". L'estuario del Rio Posada, l'unico delta presente in Sardegna, è anche l'unica area della Sardegna settentrionale inclusa nella Convenzione di Ramsar. I suoi recenti riconoscimenti consentiranno di attivare programmi di conservazione per l'habitat del parco e la protezione della sua flora e fauna.



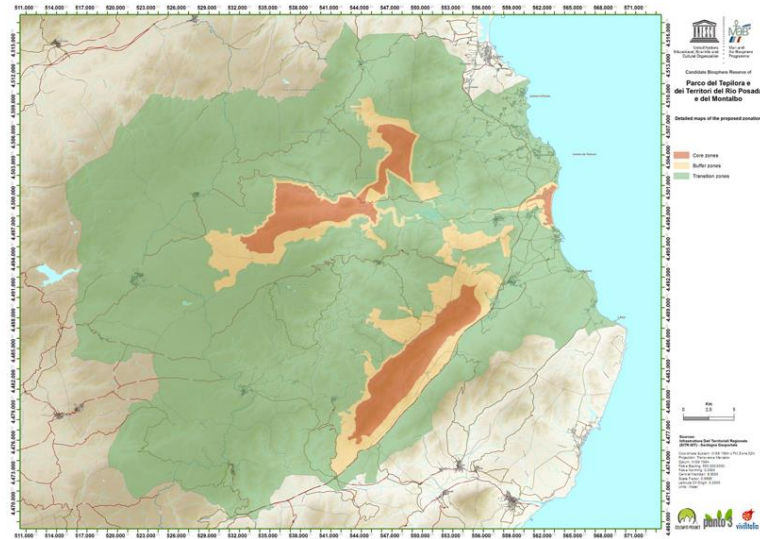


Figura 2. Riserva della Biosfera Tepilora, Rio Posada e Montalbo, Programma MAB, ([www.unesco.org.it](http://www.unesco.org.it)).

Il Parco Naturale Regionale di Tepilora racchiude una vasta gamma di habitat di interesse ai fini della conservazione e della valorizzazione del territorio (Figura 3). In questo lavoro vengono identificati ecosistemi costieri e habitat specifici come base per definire le caratteristiche delle comunità bentoniche dello Stagno Longu, per valutarne lo stato di qualità ecologica e per esplorare le potenzialità dell'applicazione dell'approccio dei servizi ecosistemici culturali nella valutazione dei benefici che gli habitat costieri e la laguna offrono alle persone. In tabella 1, i principali habitat costieri sono inquadrati nell'ambito del sistema di classificazione EUNIS, che identifica gli habitat secondo tre livelli gerarchici diversi, (<https://eunis.eea.europa.eu>). Nelle tabelle 2 e 3 vengono riportate rispettivamente le specie vegetali e animali di interesse conservazionistico presenti.

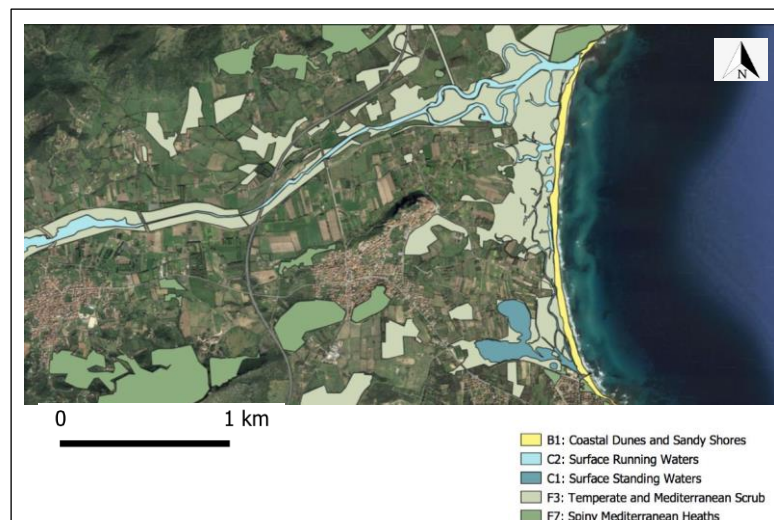


Figure 3. I principali habitat costieri del Parco Naturale Regionale di Tepilora, inquadrati sotto la classificazione EUNIS.

Tabella 1. I principali habitat costieri sono inquadrati nell'ambito del sistema di classificazione EUNIS.

---

**B: Habitat costieri**

B1: Dune costiere ed altri habitat sabbiosi marittimi

B1.2 Comunità delle spiagge sabbiose, al di sopra del limite di marea

B1.24 Spiagge con alture sabbiose più o meno senza vegetazione

(Spiagge di Orville, Iscraios, Sutta e Riu, Su Tiriazu, San Giovanni)

**C: Ambienti acquatici dell'entroterra**

C1: Specchi d'acqua permanenti

C1.2 Laghi, pozze e stagni mesotrofici

(Stagno Longu)

**C2: Acque correnti**

C2.3: Corsi d'acqua permanenti a carattere potamale (fiumi a lento decorso), non influenzati dalle maree

(Fiume di Posada, Rio Santa Caterina)

**D: Ambienti umidi con accumulo di torba (torbiere)**

**E: Prati e consorzi di alte erbe (megaforbieti)**

E2: Praterie mesofile

**F: Habitat cespugliati, brughiere e comunità della tundra**

F3: Arbusteti mesofili di regioni temperate o delle aree montanie supra-mediterranee

F7: Frigane (garighe di cespugli spinosi) dell'area mediterranea

F7.1 Frigane del Mediterraneo occidentale (17%, [www.parcotepilora.it](http://www.parcotepilora.it))

**G: Foreste, boschi ed altri habitat alberati**

G2: Boschi e foreste di latifoglie sempreverdi (33%, [www.parcotepilora.it](http://www.parcotepilora.it))

G3: Boschi e foreste di conifere (14%, [www.parcotepilora.it](http://www.parcotepilora.it))

G4: Boschi e foreste misti (con piante decidue e conifere)

**I: Habitat rurali e domestici, con coltivazioni agricole ed orto-frutticole, attive o recenti**

I1: Terreni agricoli, orti e serre

I2: Parchi e giardini coltivati

**J: Aree urbane densamente edificate**

J2: Aree scarsamente edificate

J2.2: Edifici pubblici in aree rurali

(Camping Ermosa, Pista Motocross, Agriturismi)

---



Tabella 2. Specie vegetali di interesse. <http://www.sardegnaforeste.it/>

<b>Gruppo</b>	<b>Ordine</b>	<b>Famiglia</b>	<b>Specie</b>
Alghe	Cladophorales	Cladophoraceae	<i>Chaetomorpha linum</i>
Conifere	Pinales	Cupressaceae	<i>Juniperus oxycedrus</i>
Felci	Osmundales	Osmundaceae	<i>Ceterach officinarum</i>
	Osmundales	Osmundaceae	<i>Polipodium cambricum</i>
	Osmundales	Osmundaceae	<i>Osmunda regalis</i>
Magnoliophyta	Alismatales	Ruppiaceae	<i>Ruppia maritima</i>
	Apiales	Apiaceae	<i>Oenanthe crocata</i>
	Apiales	Apiaceae	<i>Apium nodiflorum</i>
	Asparagales	Asparagaceae	<i>Ruscus aculeatus</i>
	Asparagales	Orchidaceae	<i>Ophrys spp</i>
	Asparagales	Orchidaceae	<i>Orchis spp</i>
	Asparagales	Orchidaceae	<i>Serapias spp</i>
	Asparagales	Asparagaceae	<i>Ornithogalum spp</i>
	Asparagales	Amaryllidaceae	<i>Allium triquetrum</i>
	Asparagales	Asparagaceae	<i>Asparagus acutifolius</i>
	Asparagales	Orchidaceae	<i>Limodorum abortivum</i>
	Asterales	Compositae	<i>Inula crithmoides</i>
	Asterales	Compositae	<i>Helychrisum italicum</i>
	Brassicales	Brassicaceae	<i>Nasturium officinale</i>
	Caryophyllales	Chenopodiaceae	<i>Arthrocnemum fruticosum</i>
	Dipsacales	Caprifoliaceae	<i>Sambucus nigra</i>
	Dipsacales	Caprifoliaceae	<i>Lonicara implexa</i>
	Ericales	Ericaceae	<i>Arbutus unedo</i>
	Ericales	Ericaceae	<i>Erica arborea</i>
	Ericales	Ericaceae	<i>Erica scoparia</i>
	Ericales	Ericaceae	<i>Erica termalis</i>
	Fabales	Fabaceae	<i>Genista corsica</i>
	Fabales	Facaceae	<i>Calicotome villosa</i>
	Fabales	Facaceae	<i>Calicotome spinosa</i>
	Fabales	Fabaceae	<i>Trifolium campestre</i>
	Fabales	Fabaceae	<i>Trifolium augustifolium</i>
	Fabales	Fabaceae	<i>Trifolium incarnatum</i>
	Fabales	Fabaceae	<i>Genista aetnensis</i>
	Fabales	Fabaceae	<i>Quercus pubescens</i>
	Fabales	Fabaceae	<i>Quercus suber</i>
	Fabales	Fabaceae	<i>Genista corsica</i>
	Fabales	Betulaceae	<i>Alnus glutinosa</i>
	Fabales	Fabaceae	<i>Trifolium arvense</i>
Gentianales	Rubiaceae	<i>Rubia peregrina</i>	
Gentianales	Apocynaceae	<i>Nerium oleander</i>	
Lamiales	Lamiaceae	<i>Rosmarinus officinalis</i>	
Lamiales	Lamiaceae	<i>Teucrium marum</i>	
Lamiales	Lamiaceae	<i>Teucrium massiliense</i>	
Lamiales	Lamiaceae	<i>Lavandola stoechas</i>	
Lamiales	Lamiaceae	<i>Vitex agnus</i>	
Lamiales	Oleaceae	<i>Fraxinus augustifolia</i>	
Liliales	Smilacaceae	<i>Smilax aspera</i>	
Liliales	Smilacaceae	<i>Smilax aspera</i>	
Malpighiales	Euphorbiaceae	<i>Euphorbia dendroide</i>	

Malpighiales	Euphorbiaceae	<i>Euphorbia caracias</i>
Malpighiales	Salicaceae	<i>Salix atrocinerea</i>
Myrtales	Myrtaceae	<i>Myrtus communis</i>
Myrtales	Lythraceae	<i>Lythrum junceum</i>
Neuroptera	Chrysopidae	<i>Ninphaea alba</i>
Poales	Typhaceae	<i>Typha latifolia</i>
Poales	Poaceae	<i>Phragmite australis</i>
Poales	Poaceae	<i>Phragmites communis</i>
Poales	Poaceae	<i>Spartina juncea</i>
Poales	Poaceae	<i>Aegylops geniculata</i>
Poales	Poaceae	<i>Lolium perenne</i>
Ranunculales	Ranunculaceae	<i>Clematis cirrhosa</i>
Ranunculales	Ranunculaceae	<i>Clematis vitalba</i>
Rhamnales	Rhamnaceae	<i>Rhamnus alaternus</i>
Rosales	Rosaceae	<i>Crataegus monogina</i>
Rosales	Rosaceae	<i>Prunus spinosa</i>
Rosales	Moraceae	<i>Ficus carica</i>
Rutales	Rutaceae	<i>Ruta chalepensis</i>
Sapindales	Aceraceae	<i>Acer monspessulanum</i>
Sapindales	Anacardiaceae	<i>Pistacia lentiscus</i>
Violales	Cistaceae	<i>Cistus monspeliensis</i>
Violales	Cistaceae	<i>Cistus incanus</i>
Violales	Cistaceae	<i>Cistus salvifolium</i>
Violales	Cistaceae	<i>Halimium halimiufolium</i>
Violales	Tamaricaceae	<i>Tamarix africana</i>

Tabella 3. Specie animali di interesse. <http://www.sardegnaforeste.it/>

<b>Gruppo</b>	<b>Ordine</b>	<b>Famiglia</b>	<b>Specie</b>
Uccelli	Anseriformes	Anatidae	<i>Aythya nyroca</i>
	Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius alexandrinus</i>
	Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius hiaticula</i>
	Charadriiformes	Burhinidae	<i>Burbinus oediconemus</i>
	Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Actitishypolucos</i>
	Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Calindris minuta</i>
	Charadriiformes	Recurvirostridae	<i>Himantopus himantopus</i>
	Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i>
	Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ixobrychus minutus</i>
	Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ardeola ralloides</i>
	Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Ardea purpurea</i>
	Ciconiiformes	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>
	Columbiformes	Columbidae	<i>Streptopelia turtur</i>
	Falconiformes	Accipitridae	<i>Circus aeruginosus</i>
	Falconiformes	Accipitridae	<i>Aquila Chrysaetos</i>
	Falconiformes	Falconidae	<i>Falco peregrinus</i>
	Falconiformes	Falconidae	<i>Falco tinnunculus</i>
	Falconiformes	Accipitridae	<i>Accipiter nisus</i>
	Falconiformes	Accipitridae	<i>Accipiter gentilis</i>
	Falconiformes	Accipitridae	<i>Buteo buteovulpinus</i>

	Galliformes	Phasianidae	<i>Alectoris barbara</i>
	Gruiformes	Rallidae	<i>Porphyrio porphyrio</i>
	Gruiformes	Rallidae	<i>Rallus aquaticus</i>
	Gruiformes	Rallidae	<i>Fulica atra</i>
	Gruiformes	Rallidae	<i>Gallinula chloropus</i>
	Passeriformes	Passeridae	<i>Passer montanus</i>
	Passeriformes	Alaudidae	<i>Alauda arvensis</i>
	Passeriformes	Motacillidae	<i>Motacilla flava</i>
	Passeriformes	Saxicolidae	<i>Luscinia spp</i>
	Passeriformes	Laniidae	<i>Lanius senator</i>
	Passeriformes	Alaudidae	<i>Calandrella brachydactyla</i>
	Passeriformes	Motacillidae	<i>Anthus campestris</i>
Invertebrati	Coleoptera	Curculionidae	<i>Laridae rafinesque</i>
Mammiferi	Artiodactyla	Bovidae	<i>Ovis ammon misumon</i>
	Artiodactyla	Cervidae	<i>Cervus elaphus corsicanus</i>
	Artiodactyla	Cervidae	<i>Dama dama</i>
	Artiodactyla	Suidae	<i>Sus scofa meridionalis</i>
	Carnivora	Canidae	<i>Vulpes vulpes ichnusae</i>
	Carnivora	Felidae	<i>Felis silvestris sarda</i>
	Carnivora	Mustelidae	<i>Mustela nivalis boccamela</i>
	Carnivora	Mustelidae	<i>Martes martes latinorum</i>
	Lagomorpha	Leporidae	<i>Lepus capensis mediterraneus</i>
	Lagomorpha	Leporidae	<i>Oryctolagus cuniculus</i>
Rodentia	Myoxidae	<i>Glis glis</i>	
Rettili	Testudines	Emydidae	<i>Emys orbicularis</i>

## Task 2

### Valutazione dello stato ecologico dello Stagno Longu, Posada

#### Introduzione

##### **Le lagune costiere del Mediterraneo**

Le lagune costiere rappresentano importanti zone di transizione tra terra e mare. Sono ambienti arricchiti da input sia continentali sia marini, offrono alta produttività biologica e sono tra gli ecosistemi acquatici più produttivi. In tutto il mondo, occupano fino al 13% delle aree costiere e solo la regione mediterranea ospita circa 400 lagune costiere, che coprono una superficie di oltre 641.000 ettari (Cataudella et al., 2015).

Sin dai tempi antichi, le lagune costiere del Mediterraneo sono fonte di sostentamento per gli esseri umani, forniscono beni e servizi importanti (Pérez-Ruzafa et al., 2011) e svolgono pertanto un ruolo economico rilevante.

Le lagune costiere supportano importanti attività di pesca e possono essere utilizzate per lo sfruttamento intensivo ed esteso dell'acquacoltura. Inoltre, sono anche luoghi adatti per sport nautici, nuoto e forniscono benessere attraverso servizi turistici e ricreativi chiave.

Analogamente ad altri ecosistemi marini costieri, le lagune costiere sono sottoposte a pressioni di diversa natura, sia naturale sia antropica. È noto che le attività umane come le acque reflue urbane, le attività industriali, l'acquacoltura e l'uso dell'habitat (Frontalini et al. 2009, Bouchet e Sauriau, 2008, Simboura e Zenetos, 2002) aumentano il carico di nutrienti e di materia organica che portano all'eutrofizzazione. Le variazioni degli input organici in queste aree causate da stress sia biotici sia abiotici, provocano cambiamenti per l'intero ecosistema. Per il loro carattere particolare, le lagune costiere sono considerate un ecosistema acquatico molto sensibile in cui i processi che coinvolgono le comunità bentoniche svolgono una funzione regolatrice cruciale per l'intero ecosistema.

La loro elevata produttività biologica (Allongi, 1998) produce una varietà di tipi di habitat per le specie residenti che rappresentano anche aree di riproduzione e alimentazione per specie in via di estinzione e migratorie (Levin, 2001). Inoltre, le lagune costiere contribuiscono alla regolazione del clima e dell'atmosfera, alla prevenzione di disturbi naturali e antropici e al miglioramento della qualità dell'acqua, riducendo il carico di inquinamento che arriva agli ambienti costieri attraverso i fiumi (Levin, 2001).

Ciascuna laguna costiera ha proprietà specifiche che derivano dalla propria geomorfologia e dalla propria configurazione spaziale. Sono ecotoni (Basset et al., 2006) in cui il gradiente ecologico, dovuto alla transizione dalla terra al mare, crea condizioni peculiari e spesso imprevedibili. Tali ecosistemi sono caratterizzati dalla presenza di confini fisici tra la terra e le acque, tra la colonna d'acqua e gli strati di sedimento e l'atmosfera, tra la laguna e il mare e, spesso, tra le acque della laguna e gli apporti di acqua dolce. Ciascuno di questi confini consente la formazione di forti gradienti fisici ed ecologici, che rendono questi sistemi altamente dinamici. Hanno profondità relativamente basse e acque tranquille il cui rinnovo

dipende dalla morfologia (es. dal grado di confinamento) e dall'idrologia (es. dall'ampiezza delle maree) della laguna.

Le lagune costiere costituiscono ambienti eterogenei altamente variabili sia nella colonna d'acqua sia nei tassi di sedimentazione (Mistri et al., 2002).

Tali caratteristiche influenzano la maggior parte delle variabili ambientali fisiche e chimiche come la salinità, la temperatura e l'ossigeno disciolto sia nello spazio che nel tempo.

### **Macroinvertebrati bentonici**

Dal punto di vista biologico ed ecologico, le lagune costiere sono caratterizzate da comunità di macroinvertebrati bentonici che rispondono in tempi relativamente rapidi alle perturbazioni (sia antropogeniche sia naturali) (Simboura e Zenetos, 2002; Bouchet et al., 2018; Basset et al., 2006; Ponti e Abbiati, 2004; Reizopoulou e Nicolaidou, 2007).

Le comunità bentoniche comprendono una vasta gamma di organismi dai batteri alle piante (fitobentos) e agli animali (zoobenthos). I macroinvertebrati bentonici sono quelli di dimensioni superiori a 1 mm (generalmente definiti come organismi trattenuti da un setaccio da 1 mm) che popolano ambienti a fondo molle e comprendono gruppi come i vermi (es. policheti e oligocheti), molluschi (es. bivalvi e gasteropodi) e crostacei (es. anfipodi e decapodi). Gli organismi bentonici sono considerati buoni indicatori per le seguenti caratteristiche: (i) comprendono diverse specie sedentarie che non possono evitare il deterioramento delle condizioni di qualità dell'acqua e dei sedimenti e quindi hanno maggiori probabilità di rispondere agli impatti ambientali locali; (ii) hanno una durata relativamente lunga, indicano e integrano nel tempo le condizioni di qualità dell'acqua e dei sedimenti, (iii) includono una vasta gamma di gruppi tassonomici, funzionali e trofici che presentano tolleranze diverse a diversa fonte di disturbo (iv) diverse specie sono sensibili a perturbazioni dell'habitat e le comunità rispondano abbastanza rapidamente con cambiamenti nella composizione e nell'abbondanza delle specie. Inoltre, (v) la maggior parte delle specie che compongono gli assemblaggi bentonici sono componenti importanti della catena alimentare, hanno un ruolo nel ciclo dei nutrienti tra i sedimenti e la colonna d'acqua sovrastante, e spesso trasportano nutrienti (ma anche sostanze tossiche) al resto del sistema.

La composizione e l'abbondanza dei macroinvertebrati bentonici, oltre a un ruolo centrale nel funzionamento degli ecosistemi lagunari, rappresentano uno strumento affidabile e ampiamente consolidato come Elemento di Qualità Biologica (*Biological Quality Element*, BQE) utilizzato nella valutazione dello Stato di Qualità Ecologica (*Ecological Quality Status*, EQS) nelle acque costiere. Gli organismi bentonici sono facili da raccogliere e conservare e, pertanto, vengono usati per la valutazione *in situ* dell'integrità biotica relativa e della qualità dell'habitat. Le comunità bentoniche consentono il confronto su scala geografica poiché alcune specie sono ampiamente distribuite (Dauer, 1993). Per le loro diverse caratteristiche, il macrobenthos è comunemente usato come indicatori per la valutazione delle condizioni biologiche dei corpi idrici costieri e abitualmente utilizzati negli studi di biomonitoraggio ambientale (Grall e Glemarec 1997; Borja et al., 2003; Bouchet e Sauriau 2008).



## La direttiva quadro sulle acque e gli indici biotici

La direttiva quadro sulle acque (Water Framework Directive, WFD 2000/60/EU) ha istituito un quadro giuridico di base per la protezione e il miglioramento delle acque europee in un approccio olistico basato sugli ecosistemi. Le "acque superficiali" sono state classificate in cinque categorie: acque costiere, fiumi, laghi, corpi idrici artificiali e fortemente modificati e acque di transizione (*Transitional Water*, TW). Le acque di transizione comprendono paludi, fiordi, rias, estuari fluviali e lagune costiere. Agli stati membri viene richiesto di valutare lo stato di qualità ecologica (EQS) per tutti i corpi idrici. L'EQS è assegnato attraverso la valutazione di elementi di qualità biologica, idro-morfologica e fisico-chimica e determinato confrontando i dati ottenuti dalle reti di monitoraggio con condizioni di riferimento (possibilmente indisturbate/incontaminate), ottenendo così un Rapporto di Qualità Ecologica (*Ecological Quality Ratio*, EQR). L'EQR è espresso come valore numerico compreso tra 0 (stato ecologico "Cattivo") e 1 (stato ecologico "Elevato"). L'intervallo comprende altre tre categorie di EQS: "Buono", "Moderato", "Scarso". Gli elementi di qualità biologica (BQE) proposti dalla WFD e inclusi nella valutazione dell'EQR come elementi di qualità per la classificazione delle acque di transizione sono la composizione, l'abbondanza e la biomassa del fitoplancton, la flora acquatica (ovvero macroalghe e angiosperme), la fauna invertebrata bentonica e i pesci.

La direttiva quadro sulle acque ha già portato a un cambiamento significativo nella gestione delle risorse idriche degli stati membri: ha aumentato la disponibilità di informazioni al pubblico e sta fornendo una comprensione molto migliore dello stato e delle pressioni sugli ecosistemi acquatici, nonché delle misure per ridurre le pressioni e ottenere miglioramenti dello stato di qualità.

Negli ultimi decenni, sono stati compiuti chiari progressi nella riduzione delle emissioni nelle acque superficiali, portando a miglioramenti nei trattamenti delle acque reflue in tutto il continente europeo. Tuttavia, i risultati hanno anche mostrato che le acque europee rimangono sotto multiple pressioni che influiscono sul funzionamento degli ecosistemi acquatici, contribuendo alla perdita di biodiversità e minacciando la fornitura a lungo termine di servizi ecosistemici e benefici per la società.

Al fine di soddisfare i requisiti richiesti per l'implementazione della WFD sono stati sviluppati numerosi strumenti di valutazione biologica che consentono una migliore valutazione delle perturbazioni ambientali sui sistemi biologici, facilitando l'interpretazione del funzionamento degli ecosistemi. Attualmente, sono disponibili numerosi indici basati sullo studio del macrobenthos bentonico allo scopo di valutare l'EQS negli ecosistemi acquatici costieri: AMBI (Borja et al., 2000), BENTIX (Simboura e Zenetos, 2002), BQI (Rosemberg et al., 2004), BOPA (Dauvin e Ruellet, 2007), M-AMBI (Muxika et al., 2007) e BO2A (Dauvin e Ruellet, 2009). Il Marine Biotic Index di ATZI (AMBI) e il multivariate-AMBI (M-AMBI) sono gli indici più utilizzati in tutto il mondo e si basano su alcuni descrittori degli assemblaggi bentonici come la ricchezza delle specie, la diversità delle specie, l'abbondanza delle specie indicatrici e la sensibilità delle specie al disturbo antropogenico (Diaz et al., 2004). La caratteristica principale di questi indici è la capacità di ridurre o sintetizzare la qualità o le condizioni ambientali a un numero, che diventerà la base per prendere decisioni di gestione riguardanti le condizioni e le tendenze ambientali. Uno strumento essenziale per prendere

decisioni sostenibili per gli ecosistemi e le risorse costiere, nonché la crescita economica e il benessere sociale.

La maggior parte degli indici di diversità sono basati sul paradigma Person-Roseberg (Pearson e Rosenberg, 1978) che descrive un modello generalizzato di risposta della comunità bentonica lungo un gradiente di arricchimento organico. In generale esso afferma che (i) la ricchezza delle specie tende ad aumentare, (ii) la dominanza tende a diminuire e (iii) la percentuale di specie sensibili tende ad aumentare durante la successione secondaria in seguito di perturbazioni.

### **Obiettivi**

Tenendo conto del valore biologico, sociale ed economico degli ecosistemi costieri, questa task ha l'obiettivo di fornire una prima caratterizzazione ambientale dello Stagno Longu come base informativa funzionale alla gestione degli ecosistemi, all'uso sostenibile delle risorse e alla implementazione di efficaci misure di conservazione e protezione. Tale obiettivo viene raggiunto attraverso la raccolta di informazioni e dati sulle caratteristiche dell'area di studio, sulla sua fauna bentonica e sull'attuale stato di qualità ecologica. Complessivamente, tali informazioni rappresentano riferimenti di base per ulteriori programmi di monitoraggio che potranno garantire in futuro una gestione sostenibile delle risorse idriche e l'attuazione di azioni per migliorare la coerenza tra obiettivi economici, sociali e ambientali. In particolare, in questo studio, viene descritta la comunità macrozoobentonica tenendo conto della composizione dei sedimenti.

### **Metodi**

#### **Lo Stagno Longu di Posada**

Il delta del Rio Posada nel Parco nazionale Regionale di Tepilora è associato ad una rete di specchi acquei costieri che includono, verso Sud, la laguna Stagno Longu (Schenk, 2010). La laguna è situata nella pianura alluvionale di Posada formata dai fiumi Rio Posada e Rio Santa Caterina, più piccolo che entra nella laguna nella sua parte nord-orientale (Figura 1) La laguna comprende due bacini secondari a Nord e a Ovest mentre la parte orientale è collegata al mare per mezzo una serie di canali e di uno stretto canale artificiale (largo circa 10 m) che attraversa il sistema di dune costiere e la spiaggia di Posada (Figura 2). Stagno Longu ha una superficie di circa 0.27 Km<sup>2</sup>, un perimetro di circa 4000 m e profondità comprese tra 0,1 e 0,8 m.

Stagno Longu è un'area importante per uccelli endemici e migratori (Podicipediformes, Pelecaniformes, Phoenicopteriformes, Charadriiformes e Coraciformes) ed è rinomata per le sue attività di pesca (es. Mugilidae, Anguillidae e Moronidae) (Schenk, 2010). Durante una prima fase esplorativa sul campo è stata osservata una vegetazione caratterizzata da *Ruppia maritima*, *Ruppia cirrhosa*, *Gracilaria sp.* e *Ulva sp.*; lungo le sponde sono state rilevate macchie di *Chaetomorpha linum*, *Ulva intestinalis* e *Ulva compressa*, mentre nelle zone centrali della laguna, sebbene si trovino piccole macchie delle stesse specie, dominano sedimenti non vegetati.

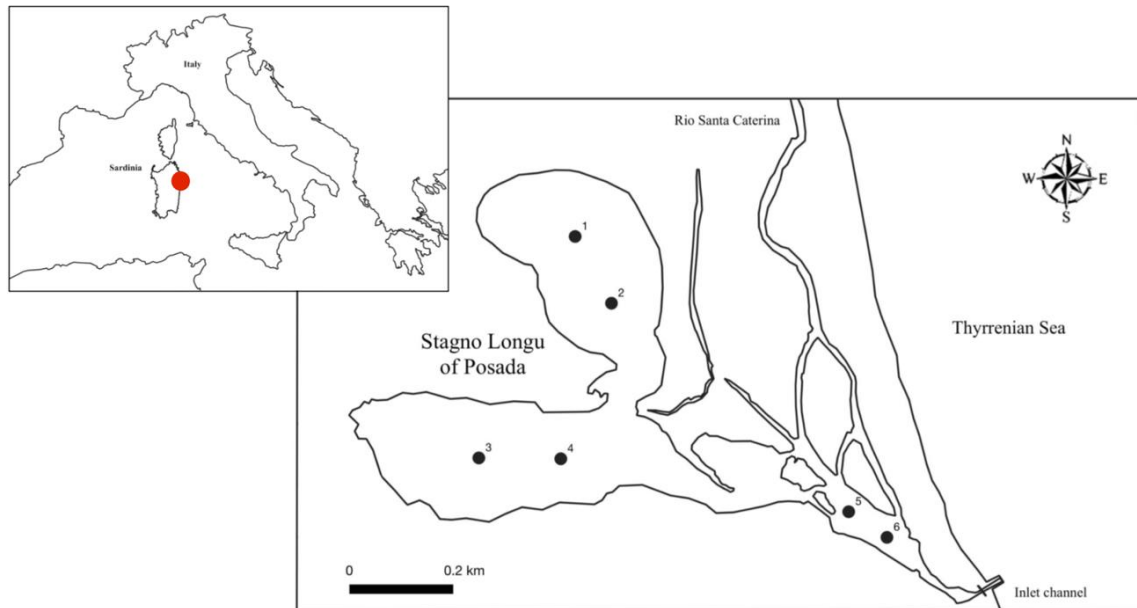


Figura 1. Mappa dello Stagno Longu di Posada. Per ciascun bacino sono indicati i siti di campionamento: bacino nord (stazioni 1 e 2), bacino ovest (stazioni 3 e 4) e bacino orientale (stazioni 5 e 6).



Figure 2. Stagno Longu visto dal satellite (Google Earth Pro).

## Campionamenti e analisi di laboratorio

Il piano di campionamento è stato disegnato al fine di valutare la variabilità spaziale e temporale nella distribuzione degli invertebrati bentonici all'interno dei bacini principali (nord, ovest e est) della laguna. Sulla base della conformazione geofisica della laguna, in ciascun bacino sono state selezionate casualmente due stazioni. I bacini sono caratterizzati da diversi afflussi in base anche alla prossimità delle fonti di acqua dolce e marina. Il bacino settentrionale ha una circolazione dell'acqua potenzialmente inferiore ed è distante dagli ingressi di acqua dolce e/o marina (stazioni 1 e 2); il bacino ovest è più vicino al principale affluente di acqua dolce (stazioni 3 e 4); il bacino est è il più vicino al canale di collegamento al mare (stazioni 5 e 6). La variabilità temporale è stata valutata scegliendo stagioni opposte in termini di precipitazioni e intervalli di temperature. I macroinvertebrati bentonici sono stati raccolti in ciascuna stazione in due periodi (inverno ed estate 2019); ad ogni periodo stagionale, la campagna di campionamento è stata eseguita in due tempi (stagione invernale: gennaio e febbraio; stagione estiva: maggio e giugno).

Tre repliche di sedimento per l'analisi della comunità macrobentonica sono state prelevate mediante benna Ekman-Birge (0,17 m<sup>2</sup>) da ciascun bacino, per ciascun tempo, da tutte le stazioni di campionamento. I campioni sono stati immediatamente passati a setaccio (con maglia da 0,5 mm) per trattenere gli organismi macrobentonici, che sono stati conservati in etanolo al 90% per la successiva identificazione allo stereomicroscopio in laboratorio. Gli organismi rilevati sono stati identificati al livello tassonomico più basso possibile e contati.

Campioni di sedimento sono stati prelevati mediante carotatore manuale (60 cm di lunghezza, 10 cm di diametro). Gli strati superficiali ("t", 0-2 cm) e sub-superficiali ("b", 2-5 cm) sono stati accuratamente tagliati, congelati e trattati come un singolo campione. Per l'analisi, i campioni sono stati congelati e completamente essiccati a 60 °C. In laboratorio sono state eseguite le analisi granulometriche e valutato il contenuto di materia organica (OM) e di carbonato di calcio (CaCO<sub>3</sub>).

Da ciascun campione, la distribuzione granulometrica è stata determinata mediante setacciatura a umido per separare sabbia (> 63 µm) e frazioni di silt e clay (<63 µm), seguendo le procedure indicate da De Falco (2004). Campioni <63 µm sono stati analizzati usando un misuratore laser di particelle CIS 1 Galai (Molinari et al., 2000). Dopo il setacciamento a umido, le dimensioni dei grani della frazione di sabbia sono state analizzate utilizzando un agitatore meccanico e classificate in base alla scala di Wentworth (Buchanan, 1984): ghiaia (64-2 mm), sabbia (2-0,25 mm), sabbia fine (0,25-0,065 mm), silt (0,065-0,0039 mm) clay (0,0039-0,001 mm).

La materia organica è stata determinata come la differenza di peso del sedimento prima e dopo essiccazione (Dean, 1974). Il carbonato di calcio è stato stimato in percentuale (CaCO<sub>3</sub>%) mediante calcimetro come descritto da Balázs (Horváth et al., 2005). In ogni sito di campionamento sono stati registrati temperatura dell'acqua, salinità, ossigeno disciolto nelle acque superficiali, pH e profondità.



## Analisi dei dati

L'analisi dei dati è stata eseguita utilizzando il pacchetto software PRIMER v6 e PERMANOVA + (Clarke e Gorley, 2001). Struttura, abbondanza e ricchezza delle comunità macrobentoniche sono state analizzate attraverso variabili univariate, ossia numero di individui (N), numero di specie (S), indice biodiversità Margalef (d) e diversità di Shannon-Wiener (H').

La similarità tra stazioni all'interno dei bacini e tra le stagioni è stata analizzata mediante analisi multivariate con tecniche di *clustering* dopo trasformazione a radice quadrata dei valori di abbondanza. La similarità tra le stazioni di campionamento è stata valutata mediante indice di Bray-Curtis. I modelli di similarità tra le stazioni di campionamento e le stagioni sono stati evidenziati mediante non-metric Multi-Dimensional Scaling (nMDS). L'analisi SIMPER è stata eseguita per identificare il contributo percentuale delle specie più abbondanti alla similarità complessiva all'interno di ciascun gruppo identificato dell'analisi dei *cluster*.

I dati di granulometria sono stati analizzati mediante Analisi delle Componenti Principali (PCA). Le interazioni tra fattori sono state testate a posteriori e le relazioni tra il modello di distribuzione degli assemblaggi dei macroinvertebrati e le variabili ambientali sono state valutate mediante test Global BEST.

Le differenze tra gli assemblaggi macrobentonici tra bacini e stagioni sono state testate mediante PERMANOVA a tra vie basato sulla (dis)similarità di Bray-Curtis. Il modello è stato basato su stagioni (inverno, estate, fisso), bacino (N, W e E, fisso) come fattori ortogonali e stazioni (6, casuali e *nested* nei bacini).

Infine è stato stimato l'indice M-AMBI (Muxika et al., 2007) per valutare la salute dello Stagno Longu di Posada e i risultati sono stati confrontati con le condizioni di riferimento ottenute dall'intercalibrazione europea (Reizopolou et al., 2018) per le acque di transizione del Mediterraneo.

## Risultati

### Macroinvertebrati bentonici

Complessivamente sono stati raccolti 14.928 individui appartenenti a 31 specie, di cui 5.532 Crustacea (42%) 5.101 Polychaeta (39%) e 2.526 Bivalvia (19%). Inoltre, sono stati rilevati 1.013 Oligochaeta e 756 larve di Chironomidae che, tuttavia, sono stati esclusi poiché i dataset sono stati costruiti esclusivamente su taxa bentonici di macroinvertebrati. L'abbondanza macrobentonica variava tra le stagioni, con un totale di 5.368 individui rilevati in inverno e 7.791 in estate. La specie più abbondante è risultata il polichete *Streblospio* sp., ampiamente distribuito in tutte le stazioni di campionamento (ad eccezione della stazione 1) in entrambe le stagioni indagate. Altri macroinvertebrati con un'ampia distribuzione (trovati abbondanti in tutte le stazioni per entrambe le stagioni) sono stati i policheti *Neanthes nubila* e *Polydora hoplura* i crostacei *Corophium ascherusicum*,



*Corophium sextonae*, *Gammarus insensibilis* e i bivalvi *Scrobicularia plana*, *Cerastoderma edule*.

In figura 3 sono riportati i valori degli indici ecologici delle comunità bentoniche valutati per ciascun bacino e per le stagioni invernali ed estive. Il numero totale di individui (N) variava da 5 nella stazione 1 a 1.123 nella stazione 5. Il più alto numero di specie (S) è stato riscontrato nella stazione 6 (S=16) mentre il più basso (S=1) è stato trovato nella stazione 1, entrambi durante il campionamento estivo. La ricchezza di specie (d) variava da 1,1 nella stazione 1 a 2,1 nella stazione 6 durante la stagione invernale, mentre durante il periodo estivo variava da 0,7 a 1,7 ancora nelle stazioni 1 e 6, rispettivamente. L'indice di diversità di Shannon Wiener (H') variava in entrambe le stagioni da 0,7 nella stazione 1 a 1,8 nella stazione 6.

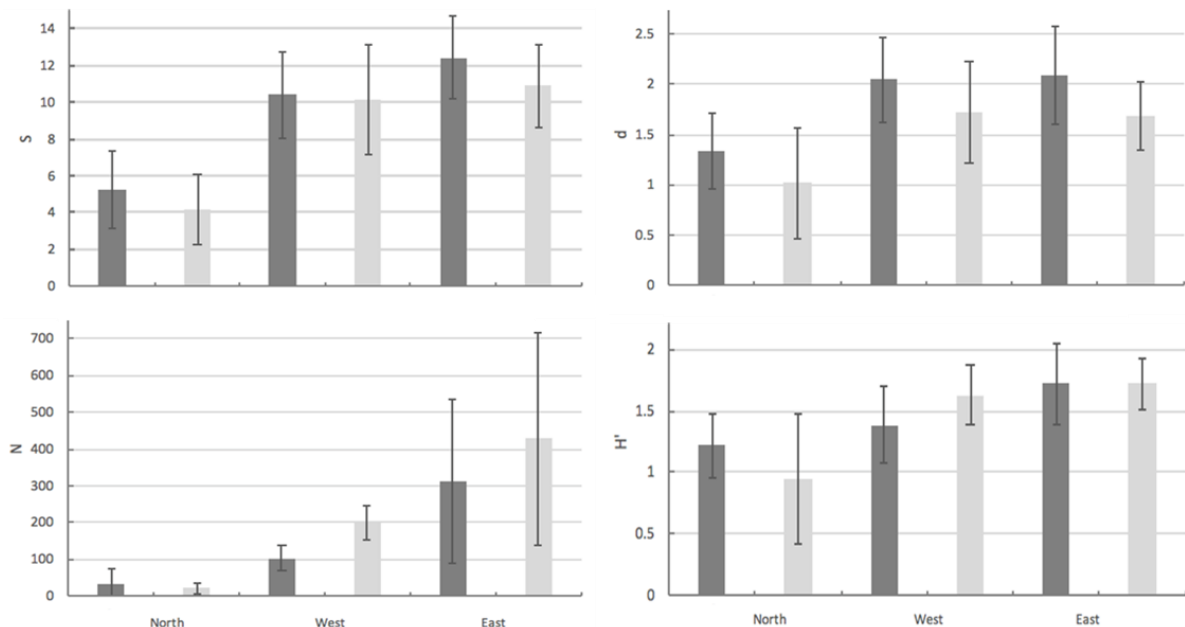


Figura 3. Indici ecologici delle comunità bentoniche per ogni bacino (North, West e East) e per le due stagioni indagate (barre scure =inverno; barre chiare=estate).

L'ordinamento nMDS dei campioni (Figura 4) ha mostrato un'elevata similarità (~40%) delle comunità dei bacini di Stagno Longu e nelle stagioni (W=inverno, S estate). Alcuni campioni (stazione 1W e 1S) hanno mostrato una similarità più bassa e si trovano lungo il bordo del bacino nord. All'interno di una così bassa similarità, si possono descrivere tre gruppi: un gruppo spaziale eterogeneo formato dal resto delle stazioni 1W e 1S e le stazioni 2W e 2S nel bacino nord; un altro gruppo composto da 3W, 3S, 4W e 4S situati su il bacino occidentale; un ultimo gruppo, situato nel bacino orientale verso il mare, composto da 5W, 5S, 6W e 6S.

L'analisi SIMPER basata sulla similarità di Bray-Curtis è stata utilizzata per identificare il ruolo delle singole specie nel tipizzare ciascun gruppo di stazioni (Tabella 1) e le specie maggiormente responsabili delle distinzioni tra le stagioni (Tabella 2). La similarità media tra le stagioni è risultata del 62% per l'inverno e del 67 % per l'estate, con una dissimilarità media del 45% tra inverno ed estate. Le specie dominanti che hanno contribuito in modo consistente in entrambe le stagioni sono state *Neanthes nubila* (19% per l'inverno e 21 % per l'estate) seguite da *Scrobicularia plana*, *Streblospio sp.* e *Corophiu ascherusicum*.

La similarità media per il bacino settentrionale era del 48%, per il bacino occidentale del 71% e per il bacino orientale del 65%. La dissimilarità media più rilevante tra i bacini è stata quella tra i bacini nord e ovest (74%) e tra i bacini nord e est (75%), mentre la dissimilarità media tra bacino occidentale e orientale era del 60%. Le specie discriminanti che hanno contribuito maggiormente alla dissimilarità sono state *Neanthes nubila* nel bacino settentrionale, *Scrobicularia plana* nel bacino occidentale, *Streblospio sp.* e *Corophium ascherusicum* nel bacino orientale.

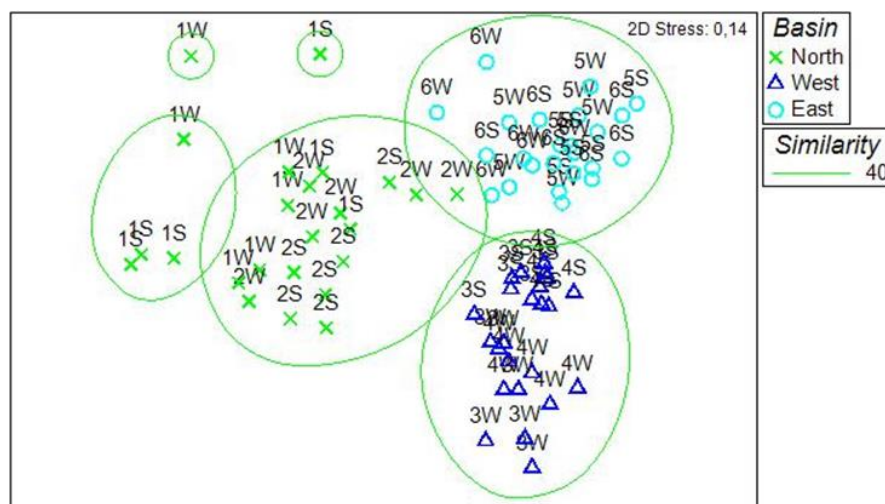


Figura 4. Ordinamento nMDS delle stazioni di campionamento (da 1 a 6), nelle stagioni inverno (W) ed estate (S).

La PCA è stata utilizzata per spiegare la varianza della struttura della comunità in relazione alla composizione granulometrica rilevata in ciascuna stazione (Figura 5). Le prime due componenti hanno spiegato l'83% della varianza totale del bacino. Il primo asse (PC1) rappresentava il 44% della varianza e il secondo (PC2) il 39% della relazione tra composizione del macrobenthos e le variabili ambientali selezionate. Secondo i risultati, le principali variabili ambientali che hanno determinato le caratteristiche della stazione erano il contenuto di acqua, sabbia fine, sabbia e materia organica (coefficienti: -0,527, -0,514, -0,497 e -0,453, rispettivamente). Inoltre, la PCA ha mostrato la relazione tra i principali gruppi in base alla composizione delle particelle di sedimento. Le stazioni 1 e 2 (bacino nord) erano correlate positivamente con il contenuto di acqua, sabbia fine e materia

organica, negativamente con la sabbia; le stazioni 5 e 6 (bacino orientale) hanno mostrato un andamento opposto. Le stazioni 3 e 4 (ovest) erano correlate positivamente al contenuto di CaCO<sub>3</sub>, ghiaia e clay e negativamente correlata al silt.

Tabella 1. Risultati dell'analisi SIMPER per la laguna di Stagno Longu tra i gruppi di stazioni: abbondanza media delle specie, loro contributo alla similarità all'interno del gruppo e totale cumulativo; (cut off 80%).

Bacino	Specie	Abbondanza media (%)	Contributo (%)	Cumulativo (%)
North	<i>Neanthes nubila</i>	3.17	55.62	55.62
	<i>Corophium ascherusicum</i>	2.12	24.13	
	<i>Corophium sextonae</i>	1.25	7.82	87.57
West	<i>Scrobicularia plana</i>	8.24	34.45	34.45
	<i>Corophium ascherusicum</i>	3.96	12.67	
	<i>Streblospio sp.</i>	3.57	11.72	58.84
	<i>Heteromastus filiformis</i>	2.02	7.75	
	<i>Capitella capitata</i>	1.97	7.36	73.95
	<i>Corophium sextonae</i>	2.66	7.03	80.98
	<i>Streblospio sp.</i>	10.01	20.84	20.84
East	<i>Corophium ascherusicum</i>	6.77	16.21	
	<i>Corophium sextonae</i>	5.78	11.09	48.14
	<i>Cyathura carinata</i>	4.6	10.66	58.81
	<i>Neanthes nubila</i>	3.75	8.98	67.79
	<i>Malita palmata</i>	3.48	8.92	76.71
	<i>Scrobicularia plana</i>	2.82	5.86	82.57

Tabella 2. Risultati dell'analisi SIMPER per la laguna di Stagno Longu tra le stagioni: abbondanza media delle specie, loro contributo alla similarità all'interno del gruppo e totale cumulativo; (cut off 80%)

Stagione	Specie	Abbondanza media (%)	Contributo (%)	Cumulativo (%)
Inverno	<i>Neanthes nubila</i>	2.74	19.17	19.17
	<i>Scrobicularia plana</i>	3.69	18.48	37.65
	<i>Streblospio sp.</i>	4.34	12.68	50.32
	<i>Corophium ascherusicum</i>	2.65	11.13	
	<i>Corophium sextonae</i>	2.12	6.91	68.36
	<i>Melita palmata</i>	1.93	5.58	73.94
	<i>Gammarus insensibilis</i>	1.75	4.32	
	<i>Capitella capitata</i>	0.89	4.32	82.59
Estate	<i>Neanthes nubila</i>	2.93	20.95	20.95
	<i>Corophium ascherusicum</i>	5.91	20.71	
	<i>Streblospio sp.</i>	5.09	14.78	56.43
	<i>Scrobicularia plana</i>	4.05	14.55	70.98
	<i>Corophium sextonae</i>	4.34	9.72	80.7

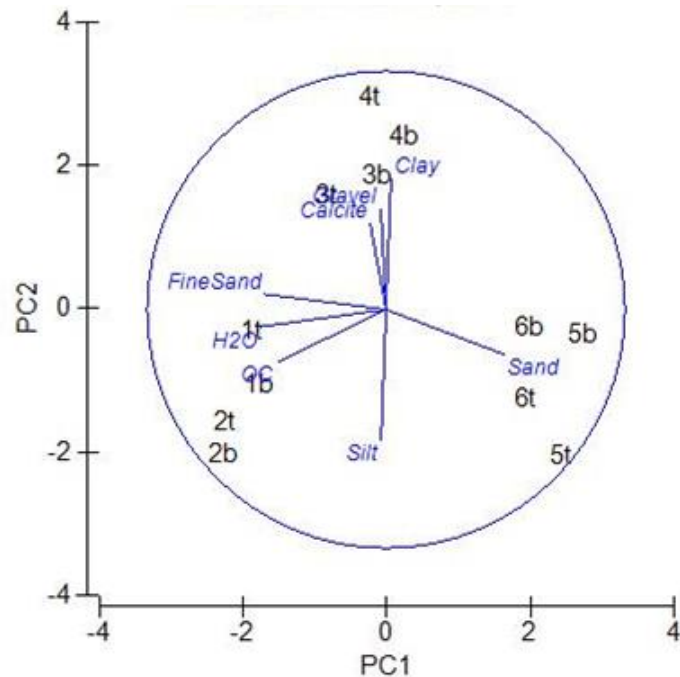


Figura 5. Ordinamento PCA che mostra la composizione granulometrica dei sedimenti per ciascuna stazione di campionamento (da 1 a 6) con distinzione tra strato superficiale (0-2 cm, 't') e strato sottosuperficie (2-5 cm 'b').

### Variabili abiotiche

In tabella 3 sono riportati i valori delle principali variabili chimico-fisiche della superficie dell'acqua registrate in tutte le stazioni campionate nelle due stagioni di indagine.

I valori di salinità all'interno delle stesse stazioni nei bacini Nord e Ovest hanno mostrato valori minimi inferiori durante l'inverno e più alti durante l'estate, mentre le stazioni del bacino Est mostrarono un andamento contrario. I valori ossigeno disciolto hanno mostrato valori minimi più alti in inverno e più bassi in estate, ad eccezione della stazione 6 (più vicina all'ingresso del canale verso il mare) che mostrava un andamento contrario. La temperatura misura più in alto durante l'estate rispetto alla stagione invernale mentre il pH non varia sensibilmente nelle stazioni e nelle stagioni. La profondità variava da 0,1 a 0,6 nel bacini Nord, da 0,4 a 0,6 nel bacino occidentale e da 0,2 a 0,4 nel bacino orientale.

Per quanto riguarda la granulometria del sedimento (tabella 4), le stazioni 1 e 2 (bacino settentrionale) risultano composte principalmente da sabbia fine (32,52-37,61%) e clay (27,55-30,87%) con i più alti valori di materia organica (20,25-18,09%). Anche le stazioni 3 e 4 (bacino occidentale) mostravano alti valori di sabbia fine e clay, ma nella stazione 4 è risultata presente la percentuale più alta di ghiaia (composta principalmente da conchiglie, 12,77-11,19%). Per quanto riguarda le stazioni 5 e 6, le particelle più abbondanti erano quelle composte da sabbia (44,09-38,93%) clay (32,01-26,79%) e silt (23,22-18%). Queste

due stazioni avevano la percentuale più bassa materia organica (2,23-1,16) e carbonato di calcio (2,74-1,41%).

Tabella 3. Valori minimo (min) e massimo (max) delle variabili abiotiche della superficie dell'acqua per ciascuna stazione campionata e le due stagioni invernali ed estive.

	<b>North Basin</b>			
<b>Stazione</b>	<b>1</b>		<b>2</b>	
<b>Stagione</b>	<b>Inverno</b>	<b>Estate</b>	<b>Inverno</b>	<b>Estate</b>
<b>Salinità (ms/cm)</b>	12.9-46.0	13-46.6	12.5-47.8	13.6-48.1
<b>(O<sub>2</sub>) (mg/l)</b>	10.8-11.5	7.6-8.6	11.5-12	9.1-9.2
<b>Temperatura (°C)</b>	8.9-9.5	19.5-28.8	8.2-8.8	20.6-29.6
<b>pH</b>	7.3-7.4	8.1-8.4	7-7.7	8.1-8.4
<b>Profondità (m)</b>	0.1-0.3	0.3-0.4	0.1-0.3	0.3-0.6

	<b>West Basin</b>			
<b>Stazione</b>	<b>3</b>		<b>4</b>	
<b>Stagione</b>	<b>Inverno</b>	<b>Estate</b>	<b>Inverno</b>	<b>Estate</b>
<b>Salinità (ms/cm)</b>	10.4-49.8	12.2-50	6.5-50.2	13.3-49
<b>(O<sub>2</sub>) (mg/l)</b>	11.4-12.7	6.5-9.2	13.2-11.7	7-9.9
<b>Temperatura (°C)</b>	8.2-10	21.3-30.2	7.8-9.9	21.7-29.8
<b>pH</b>	7.2-8.1	8-8.01	7.7-8.1	8-8.1
<b>Profondità (m)</b>	0.4-0.5	0.4-0.5	0.4-0.5	0.5-0.6

	<b>East Basin</b>			
<b>Stazione</b>	<b>5</b>		<b>6</b>	
<b>Stagione</b>	<b>Inverno</b>	<b>Estate</b>	<b>Inverno</b>	<b>Estate</b>
<b>Salinità (ms/cm)</b>	17.7-49.7	8.8-53.3	10.3-50.8	8.9-54.7
<b>(O<sub>2</sub>) (mg/l)</b>	12.4-11.3	8.4-11.5	11.3-12.7	8.9-11.53
<b>Temperatura (°C)</b>	9.5-13	22.5-28.9	10.5-13.1	22.6-26.9
<b>pH</b>	7.4-8	8-8.3	7.3-8	8.1-8.3
<b>Profondità (m)</b>	0.2-0.3	0.2-0.2	0.2-0.4	0.2-0.3

Il test Global BEST è stato applicato per studiare la corrispondenza tra l'abbondanza multivariata di campioni tra i campioni e le variabili ambientali associate. Il coefficiente di correlazione di Spearman indicava che vi era un buon accordo tra la distribuzione dell'abbondanza della fauna macrobentonica e l'analisi granulometrica. In particolare in inverno, variabili come sabbia fine, sabbia e ghiaia spiegano la distribuzione della fauna bentonica (0.704) mentre in estate prevale l'effetto di materia organica e ghiaia (0.871).



Tabella 4. Risultati dell'analisi di granulometria: percentuale di contenuto d'acqua (H<sub>2</sub>O), contenuto organico (OM), percentuale di CaCO<sub>3</sub>; particelle di ghiaia, sabbia, sabbia fine, silt e clay, con distinzione tra strato superficiale (0-2 cm, "t") e strato sottosuolo (2-5 cm "b") per ogni stazione di campionamento.

Stazione	Strato		H <sub>2</sub> O	OM	Ghiaia	Sabbia	Sabbia fine	Silt	Clay	CaCO <sub>3</sub>
1	0-2	t	79.90	11.01	1.24	11.15	37.61	19.14	30.87	5.03
	2-5	b	75.98	12.13	1.99	12.07	35.94	21.17	28.83	4.24
2	0-2	t	85.04	18.09	1.31	13.91	34.78	21.27	28.74	2.15
	2-5	b	84.44	20.25	1.98	15.50	32.52	22.45	27.55	2.08
3	0-2	t	64.43	2.29	1.77	11.41	36.82	15.10	34.91	6.26
	2-5	b	52.51	5.34	2.80	21.43	25.77	16.62	33.38	19.79
4	0-2	t	55.58	5.37	11.19	14.36	24.45	13.54	36.47	6.74
	2-5	b	48.40	4.99	12.77	18.05	19.18	15.70	34.31	7.77
5	0-2	t	31.03	1.32	1.22	43.18	5.60	23.22	26.79	2.74
	2-5	b	24.70	1.16	1.17	44.09	4.73	18.45	31.55	2.65
6	0-2	t	37.15	2.23	1.16	38.93	9.91	20.93	29.07	2.08
	2-5	b	37.50	2.09	1.33	38.93	9.74	18.00	32.01	1.41

I test PERMANOVA sono stati usati per testare le variazioni spaziali e temporali sulla base della similarità, usando metodi di permutazione. L'analisi ha rivelato un'elevata variabilità spaziale-temporale nell'abbondanza della comunità macrobentonica (Tabelle 5 e 6) con differenze significative all'interno di ciascun fattore (bacini e stagioni) e una interazione significativa tra i fattori (tra stazione all'interno dei bacini e tra bacino all'interno delle stagioni). I confronti a coppie hanno mostrato una differenza significativa tra le stagioni, i bacini e il bacino all'interno delle stagioni (Se (Ba)) ( $p < 0,05$ ), ad eccezione del bacino settentrionale.

Tabella 5. Risultati dell'analisi PERMANOVA per le differenze nell'abbondanza delle comunità macrobentoniche. I dati sono stati trasformati con radice quadrata ( $x+1$ ). In grassetto le differenze significative.

(a)	Source	df	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms	P(MC)
	Se	1	6137.2	66.721	<b>0.027</b>	9486	0.0008
	Ba	2	38026	12.186	0.0626	15	<b>0.0001</b>
	St(Ba)	3	3120.5	40.668	<b>0.0001</b>	9897	0.0001
	SexBa	2	3102.6	33.731	<b>0.0407</b>	9906	0.01
	SexSt(Ba)	3	919.82	11.988	0.2487	9902	0.2566
	Residual	60	767.3				
	Total	71					

Tabella 6. Risultati del confronto a coppie tra stagioni, bacini, stazione all'interno in bacino (St (Ba)) e bacino all'interno delle stagioni (Se (Ba)). In grassetto le differenze significative.

(b)	Source	Name	t	P(perm)	Unique perms	P(MC)
	Seasons	Winter, Summer	2.583	0.0286	9446	<b>0.0006</b>
	Basins	North, West	3.5108	0.3315	3	<b>0.0029</b>
		North, East	3.2224	0.3372	3	<b>0.0019</b>
		West, East	3.9543	0.3382	3	<b>0.001</b>
	St(Ba)	North (1,2)	2.0276	<b>0.0037</b>	9946	0.0069
		West (3,4)	1.8662	<b>0.0049</b>	9956	0.0104
		East (5,6)	2.0881	<b>0.0021</b>	9950	0.0033
	Se(Ba)	North (Winter, Summer)	0.81013	0.6645	3	0.6488
		West (Winter, Summer)	3.3877	0.4981	3	<b>0.0158</b>
		East (Winter, Summer)	2.3181	0.4951	3	<b>0.0414</b>

### Stato di qualità ecologica (EQS)

Un totale di 27 specie sono state inserite in cinque gruppi ecologici basati sulla classificazione ATZI, suddivisi in 6 stazioni (due per ogni stagione). Tra queste, 5 specie (18,5%), 3 specie (11%), 16 specie (59,3%), 2 specie (7,4%), una specie (3,7%) sono state raggruppate come EGI, II, III, IV e V rispettivamente come specie di macroinvertebrati bentonici dominanti all'interno di ciascun gruppo ecologico. I valori dei risultati M-AMBI variano tra 0,42 e 0,66. I risultati hanno rivelato uno stato ecologico compreso tra moderato e buono, con le stazioni da 1 a 4 moderata per entrambe le stagioni, la stazione 5 buona in inverno e moderata in estate, la stazione 6 in buono stato in entrambe le stagioni (Figura 6).

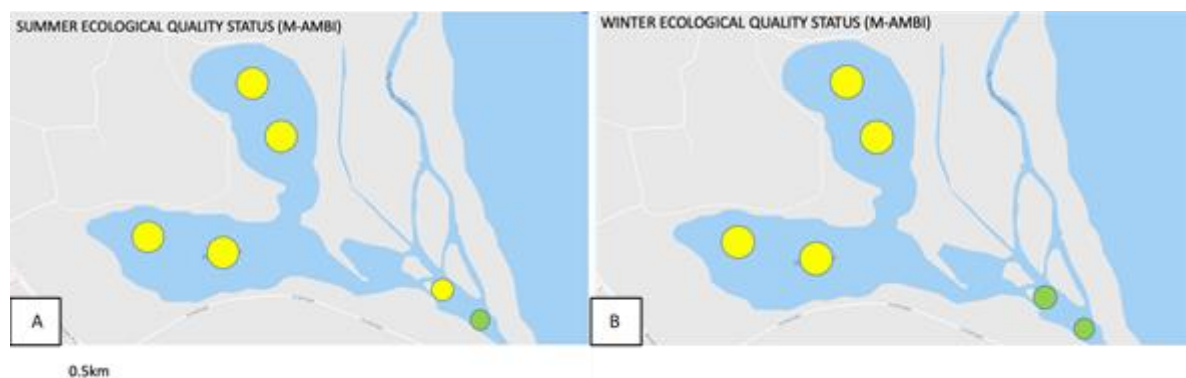


Figura 6. Stato di qualità ecologica per i bacini nord, ovest e est di Stagno Longu, in estate (A) e inverno (B). In giallo le stazioni in stato ecologico moderato, in verde in stato ecologico buono.

## Discussione

La struttura tassonomica della comunità bentonica dello Stagno Longu è risultata quella tipica delle lagune d'acqua salmastra con fauna mesoalina (Pérès, 1967), comune a quella di altre lagune mediterranee (Reipoulou et al., 2004; Amanieu et al., 1977; Mistri et al., 2002). Nonostante le dimensioni ridotte e la bassa profondità media, Stagno Longu ha mostrato un'abbondanza elevata. La comunità bentonica era numericamente dominata da Crustacea, Polychaeta e Bivalvia. I taxa dominanti includono i policheti detritivori *Neanthes nubila* e *Streblospio sp.* e i croatacei *Corophium ascherosicum*, *Corophium sextonae* e *Gammarus sensibilis*. I filtratori sono rappresentati quasi esclusivamente da bivalvi *Scrobicularia plana*.

Il bacino nord è dominato dal detritivoro *Neanthes nubila* in entrambe le stazioni e durante le stagioni invernale ed estiva. I sedimenti mobili (per lo più fangosi) con alta concentrazione di materia organica sono un ambiente favorevole per questa specie (Bakken, 2006) che si nutre principalmente di detriti, residui di alghe e batteri (Sayam et al., 1983; Pesch et al., 1988). Complessivamente la comunità del bacino settentrionale ha mostrato la più bassa abbondanza e ricchezza di specie, con condizioni simili a quelle osservate in altri ambienti mediterranei da Amanieu et al. (1977), Gravina et al. (1989) e Reizopolou et al. (2004).

Il bacino occidentale mostra una diversa struttura della comunità tra estate e inverno in entrambe le stagioni. Durante il periodo invernale, la parte interna (stazione 3) era dominata da *Scrobicularia plana* mentre la parte esterna (stazione 4) da *Streblospio sp.*; durante la stagione estiva, *Scrobicularia plana* era dominante nell'intero bacino, affiancato da un elevato numero di specie del genere *Corophium*. Sebbene questa laguna abbia una scarsa connessione con il mare, il cambiamento nella composizione e nella distribuzione della comunità può essere correlato all'ampiezza delle maree e alle basse profondità, che potrebbero promuovere la rimozione di organismi mobili (come *Streblospio sp.* e *Corophium sp.*) verso nuovi ambienti; al contrario, specie resilienti come *Scrobicularia plana*, nascondendosi nel fango per evitare di essere trascinati via, sono in grado di persistere nello stesso habitat.

Il bacino orientale, il più vicino al canale verso il mare, mostra la più alta abbondanza e ricchezza di specie per entrambe le stagioni. Entrambe le stazioni sono dominate da *Streblospio sp.*, *Corophium ascherosicum*, *C. sextonae*, *Gammarus insensibilis* e *Cyathura carinata*. Si tratta di specie tipicamente marine, presenti in estuari e acque costiere (Levin, 2001) ma che probabilmente colonizzano le aree lagunari a immediato contatto con il mare.

Tra le variabili spaziali e temporali misurate, la posizione del bacino e la composizione dei sedimenti hanno contribuito maggiormente alla struttura e alla distribuzione delle comunità di macroinvertebrati bentonici. Confinamento e distanza dall'ingresso a mare sono quelle che causano principalmente la variabilità spaziale rilevata nella laguna.

Nelle lagune costiere non è semplice distinguere tra il ruolo del sedimento e quello del confinamento (Reizopolou et al., 2004) dal momento che entrambe le variabili dipendono dalla circolazione dell'acqua della laguna, che è il fattore più importante nell'organizzazione biologica delle lagune del Mediterraneo (Frisoni et al., 1984). Tuttavia, sono stati identificati modelli distinti di distribuzione degli assemblaggi macrobentonici lungo un gradiente

sedimentario di composizione granulometrica e contenuto di materia organica (Schlacher e Wooldridge, 1996; Bachelet et al., 1996; Fresi et al., 1983; Quintino e Rodriguez, 1989). Nel caso della laguna di Stagno Longu, la riduzione del contenuto di sostanza organica dalle aree interne (bacino settentrionale) verso quelle esterne (ovest, est) situate vicino al canale verso mare, è associata da una parte alla dominanza di specie opportunistiche che sono in grado di proliferando in sedimenti ridotti e possono tollerare anche condizioni tossiche e, d'altra parte, alla presenza di specie sensibili e indifferenti, principalmente associate ad acque pulite con fondi sabbiosi (Grall e Glémarec, 1997).

È degno di nota il passaggio stagionale da una prevalenza di Polychaeta su Crustacea durante la stagione invernale alla relazione inversa durante la stagione estiva. Inoltre, alcune specie di crostacei (es. *Corophium ascherosicum*, *Corophium sextonae* e *Melita palmata*), anche se in numero limitato, hanno contribuito in maniera importante a discriminare i bacini, per entrambe le stagioni. Questo può essere correlato sia alle variazioni delle condizioni ambientali nelle stagioni, sia al ciclo vitale proprio delle specie. Stagno Longu, con un'estensione spaziale relativamente piccola, può facilitare le capacità di dispersione delle specie: per i microcrostacei, la maggior parte degli studi hanno evidenziato un potenziale di dispersione rilevante (Michels et al., 2001; Cohen e Shurin, 2003) mentre la maggior parte dei policheti tende ad avere un potenziale di dispersione limitato (Carson e Hentschel, 2006).

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale, sono stati ottenuti valori più elevati dell'indice di diversità Shannon-Wiener nelle stazioni vicino al canale a mare (bacino orientale e occidentale) e valori più bassi nelle stazioni più interne (bacino settentrionale). Questa variazione riflette l'effetto delle caratteristiche dell'habitat sulla biodiversità e l'importanza della variazione dell'habitat per il funzionamento degli ecosistemi costieri. È ben documentato che i sedimenti fangosi sono ambienti omogenei con livelli di diversità inferiore rispetto agli habitat eterogenei con specie strutturanti (*habitat formers*) più abbondanti (Thrust et al., 2006) correlate alle variabili fisiche e chimiche, come temperatura e salinità (Barnes, 1980) e all'approvvigionamento alimentare (Gravina et al., 1989). Risultati simili sono stati descritti per altre lagune costiere del Mediterraneo (Koutsoubas et al., 2000) nelle quali il livello di confinamento determinato dal *turn-over* dell'acqua definisce la zonazione biologica, la distribuzione e la diversità degli invertebrati macrobentonici (Guelorget e Perthuisot, 1992).

Sulla base dell'indice M-AMBI lo stato ecologico della maggior parte delle stazioni è risultato moderato (per entrambe le stagioni di indagine), ad eccezione delle stazioni 5 (stato ecologico buono stato in inverno, moderato in estate) e 6 (stato di buona qualità in entrambe le stagioni). A causa della carenza di informazioni di letteratura e delle particolari caratteristiche oceanografiche della penisola italiana (Occhipinti-Ambrogi et al., 2009) è stato abbastanza complesso identificare specifiche condizioni di riferimento. Tuttavia, i recenti lavori sulle acque di transizione nel Mar Mediterraneo hanno armonizzato e adeguato i confini del buono stato attraverso un esercizio di intercalibrazione, identificando la condizione di riferimento per le grandi unità geografiche che includono Stati membri con corpi idrici simili (Reizopolou et al., 2018). L'EQS ottenuto dai vari indici ha indicato che,

complessivamente, le acque di Stagno Longu sono risultate tra moderate e buone condizioni ecologiche.

### Letteratura citata

- ALLONGI D.M. 1998. Coastal Ecosystem Processes. CRC Press: Boca Raton. 32-41.
- AMANIEU M., GUELORGET O., MICHEL P. 1977. Richesse et diversité de la macrofaune benthique d'une lagune littorale méditerranéenne. *Vie Milieu*, 27(1B): 85-109.
- BACHELET G., DE MONTAUDOUIN X., DAUVIN J.C. 1996. The quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon Bay in relation to environmental factors: a multivariate analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42(3): 371-391.
- BAKKEN T. 2006. Redescription of two species of *Neanthes* (Polychaeta, Nereididae) possessing large notopodial prechaetal lobe. *Scientia Marina*, 70(S3): 27-33.
- BARNES R.S.K. 1980. Coastal Lagoons. The Natural History of a Neglected Habitat. Cambridge Studies in Modern Biology: 1. Cambridge University Press, Cambridge. xi pp 106.
- BASSET A., SABETTA L., FONNESU A., MOUILLOT D., DO CHI T., VIAROLI P., GIORDANI G., REIZOPOULOU S., ABBIATI M., CARRADA G.C. 2006. Typology in Mediterranean transitional waters: new challenges and perspectives. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(5), pp.441-455.
- BASSET A., SANGIORGIO F., PINNA M. 2004. Monitoring with benthic macroinvertebrates: advantages and disadvantages of body size descriptors. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(S1), pp.S43-S58.
- BORJA A., FRANCO J., PEREZ V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40 (12), pp.1100-1114.
- BORJA A., MUXIKA I., FRANCO J. 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46(7), pp.835-845.
- BOUCHET V.M., GOBERVILLE E., FRONTALINI F. 2018. Benthic foraminifera to assess Ecological Quality Statuses in Italian transitional waters. *Ecological Indicators*, 84, pp.130-139.
- BOUCHET V.M., SAURIAU P.G. 2008. Influence of oyster culture practices and environmental conditions on the ecological status of intertidal mudflats in the Pertuis Charentais (SW France): a multi-index approach. *Marine Pollution Bulletin*, 56(11), pp.1898-1912.
- BUCHANAN J.B. 1984. Sediment analysis. NA Holme & AD McIntyre (eds). *Methods for the study of marine benthos*. pp.41-65
- CARSON H.S., HENTSCHEL B.T. 2006. Estimating the dispersal potential of polychaete species in the Southern California Bight: implications for designing marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 316, pp.105-113.
- CATTAUDELLA S, CROSETTI D, MASSA F. Mediterranean coastal lagoons: sustainable management and interactions among aquaculture, capture fisheries and the environment. *Studies and Reviews General Fisheries Commission for the Mediterranean*. No 95. Rome, FAO. 2015



- CLARKE K.R., GORLEY R.N. 2001. PRIMER (Plymouth routines in multivariate ecological research) v5: user manual/tutorial. Primer-E Ltd, Plymouth, pp.1-91.
- COHEN G.M., SHURIN J.B. 2003. Scale-dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos*, 103(3), pp.603-617.
- DAUER D.M. 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*, 26(5), pp.249-257.
- DAUVIN J.C., RUELLET T. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*. Volume 55, Issues 1–6, 2007, Pages 215-224 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.045>
- DAUVIN J.C., RUELLET T. 2009. The estuarine quality paradox: is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems?. *Marine Pollution Bulletin*, 59(1-3), pp.38-47.
- DE FALCO G., MAGNI P., TERÄSVUORI L.M.H., MATTEUCCI G. 2004. Sediment grain size and organic carbon distribution in the Cabras lagoon (Sardinia, western Mediterranean). *Chemistry and Ecology*, 20(sup1), pp.367-377.
- DEAN W.E. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition; comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Research*, 44(1), pp.242-248.
- DIAZ R.J., SOLAN M., VALENTE R.M. 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of environmental management*, 73(3), pp.165-181.
- FRESI E., GAMBI M.C., FOCARDI S., BARGAGLI R., BALDI F., FALCIAI L. 1983. Benthic community and sediment types: a structural analysis. *Marine Ecology*, 4(2), pp.101-121.
- FRISONI G., GUELORGET O., PERTHUISOT J.P. 1984. (Ecological diagnosis applied to biological development of Mediterranean coastal lagoons: methodological approach).(French). *Studies and Reviews-General Fisheries Council for the Mediterranean (FAO)*. no. 61.
- FRONTALINI F., BUOSI C., DA PELO S., COCCIONI R., CHERCHI A., BUCCI C. 2009. Benthic foraminifera as bio-indicators of trace element pollution in the heavily contaminated Santa Gilla lagoon (Cagliari, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 58, pp.858–877.
- GRALL J., GLÉMAREC M. 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44, pp.43-53.
- GRAVINA M.F., ARDIZZONE G.D., SCALETTA F., CHIMENZ C. 1989. Descriptive analysis and classification of benthic communities in some Mediterranean coastal lagoons (central Italy). *Marine Ecology*, 10(2), pp.141-166.
- GUELORGET O., PERTHUISOT J.P. 1992. Paralic ecosystems. Biological organization and functioning. *Vie et milieu*, 42(2), pp.215-251.
- HORVÁTH B., OPARA-NADI O., BEESE, F. 2005. A simple method for measuring the carbonate content of soils. *Soil Science Society of America Journal*, 69, pp.1066-1068.
- KOUTSOUBAS D., DOUNAS C., ARVANITIDIS C., KORNILIOS S., PETIHAKIS G., TRIANTAFYLLOU G.,ELEFThERIOU A. 2000. Macrobenthic community structure and disturbance assessment in Gialova Lagoon, Ionian Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57(5), pp.1472-1480.
- LEVIN S. 2001. *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press: New York. pp.211-224.

- MAB UNESCO, 2019. Italian MAB UNESCO Biosphere Reserves. A rising network. Ministry for Environment, Land and Sea Protection of Italy.
- MICHELS E., COTTENIE K., NEYS L., DE MEESTER L. 2001. Zooplankton on the move: first results on the quantification of dispersal of zooplankton in a set of interconnected ponds. *Hydrobiologia*, 442(1-3), pp.117-126.
- MISTRI M., GHION F., MODUGNO S., ROSSI, R. 2002. Response of macrobenthic communities to an hydraulic intervention in an enclosed lagoon (Valle di Gorino, northern Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82(5), pp.771-778.
- MOLINAROLI E., DE FALCO G., RABITTI S., PORTARO R.A. 2000. Stream-scanning laser system, electric sensing counter and settling grain size analysis: a comparison using reference materials and marine sediments. *Sedimentary Geology*, 130(3-4), pp.269-281.
- MUXIKA I., BORJA A., BALD J. 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55 (1–6), pp.16–29.
- OCCHIPINTI AMBROGI A., FORNI, G., SILVESTRI C. 2009. The Mediterranean intercalibration exercise on soft-bottom benthic invertebrates with special emphasis on the Italian situation. *Marine Ecology*, 30(4), pp.495-504.
- PEARSON T.H., ROSENBERG R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 16, pp.229-311.
- PÉRÈS J.M. 1967. The mediterranean benthos. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*. pp.34-41.
- PEREZ-RUZAF A., MARCOS C, PEREZ RUZAF I.M., (2011). Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(5-6), 160-166. Mediterranean coastal lagoons in an ecosystem and aquatic resources management context
- PESCH C.E., SCHAUER P.S. 1998. Flow-through culture techniques for neanthes arenaceodentata (annelida: Polychaeta), including influence of diet on growth and survival. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 1998. 7(12) pp. 961-986.
- PONTI M., ABBIATI M. 2004. Quality assessment of transitional waters using a benthic biotic index: the case study of the Piailassa Baiona (northern Adriatic Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(S1), pp.S31-S41.
- QUINTINO V., RODRIGUES A.M. 1989. Environment gradients and distribution of macrozoobenthos in three Portuguese coastal systems: Obidos, Albufeira and Alvor.
- REGIONE AUTONOMA DELLA SARDEGNA, 2007. Programmazione Territoriale, Accordo di Programma Quadro. Progetto di Sviluppo Territoriale: Parco di Tepilora,.
- REIZOPOULOU S., NICOLAIDOU A. 2004. Benthic diversity of coastal brackish-water lagoons in western Greece. *Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems*, 14(S1), pp.S93-S102.
- REIZOPOULOU S., NICOLAIDOU A. 2007. Index of size distribution (ISD): a method of quality assessment for coastal lagoons. In *Lagoons and Coastal Wetlands in the Global Change Context: Impacts and Management Issues*. pp. 141-149.

- REIZOPOULOU S., PENNA M., BOIX D., BUCHET R., COSTAS N., DEROLEZ V., GASCON S., GIFRE J., MARTINOY M., PARDO I., QUINTANA X., TRABUCCO B., SALA J., SALAS HERRERO F. 2018. Benthic invertebrates fauna ecological assessment methods. Transitional waters Mediterranean Geographic Intercalibration Group. JRC Technical Report.
- ROSENBERG R., BLOMQUIST M., NILSSON M., CEDERWAL H., DIMMING A. (2004). Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine pollution bulletin*, 49(9-10), 728-739.
- SAYAMA M., KURIHARA Y. 1983. Relationship between burrowing activity of the polychaetous annelid, *Neanthes japonica* (Izuka) and nitrification-denitrification processes in the sediments. *Journal of experimental marine biology and ecology*. 72(3), pp. 233-241.
- SCHENK H. 2010. Checklist degli uccelli del sistema di Montentargius (Sardegna, Italia) 1850-2010. Montelargiu saline. pp.44-71.
- SCHLACHER T.A., WOOLDRIDGE T.H. 1996. Axial zonation patterns of subtidal macrozoobenthos in the Gamtoos Estuary, South Africa. *Estuaries*, 19(3), pp.680-696.
- SIMBOURA N., ZENETOS A. 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3(2), pp.77-111.

### Task 3

## Servizi ecosistemici. Sfide e vantaggi dell'incorporazione dei servizi ecosistemici culturali nelle decisioni manageriali nel Parco Regionale di Tepilora

### Introduzione

Le lagune costiere mediterranee sono aree cuscinetto chiave per i cambiamenti ambientali e paesaggistici che interessano le comunità e la cultura locali. In Sardegna natura, tradizione e cultura sono strettamente interconnesse e le lagune costiere sono tra i sistemi socio-ecologici più dinamici, forniscono una vasta gamma di servizi culturali alle persone e svolgono un ruolo chiave per l'economia locale e regionale. Comprendere i cambiamenti dei sistemi naturali e degli aspetti culturali ad essi legati e adattarsi a questi è una priorità per la resilienza delle comunità costiere in Sardegna e altrove.

In questo contributo viene introdotto il concetto di servizi ecosistemici culturali e viene fornita una prima panoramica del potenziale dell'applicazione dell'approccio dei servizi ecosistemici per valutare i principali benefici e valori culturali forniti in Sardegna dagli habitat costieri come spiagge sabbiose, praterie di *Posidonia oceanica*, dune costiere e lagune. Un focus speciale è incentrato sul potenziale dell'attuazione di tale valutazione nella laguna Stagno Longu di Posada nel Parco Naturale Regionale di Tepilora (Sardegna occidentale).

Su scala globale, la costa offre numerosi servizi ecosistemici a supporto dei benefici economici, sociali e culturali per le persone (Mehvar et al., 2018). Gli ecosistemi costieri, in virtù delle proprie particolari caratteristiche ecologiche, demografiche e sociali, svolgono un ruolo cruciale verso le pressioni chiave dei cambiamenti climatici e per aspetti legati a sicurezza, migrazione, energia e commercio (Halpern et al., 2015; Kummu et al., 2016). Su scala globale è stato stimato che il 72% delle coste è coperto da ecosistemi naturali mentre il 28% è stato modificato dalle attività umane (Martínez et al., 2007). In questo contesto, il degrado degli ecosistemi costieri naturali e dei servizi che essi forniscono, nonché la concentrazione delle attività antropiche lungo la costa, si traducono in un intricato elenco di interessi diversi dove si intensificano le pressioni, si inaspriscono i conflitti tra gruppi di interesse e sorgono differenti priorità di gestione (Ehler e Douvère, 2009; Small et al., 2017).

Negli ultimi due decenni sono stati concepiti diverse iniziative e quadri concettuali sui servizi ecosistemici. Ne è un esempio il *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA), cui sono seguiti altri programmi e piattaforme come *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES), la *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES), e *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB). A parte particolari tipologie di classificazione e differenze concettuali, il loro obiettivo comune è fornire un quadro per la valutazione dei servizi ecosistemici, riconoscendone il potenziale per migliorare le azioni di gestione ambientale (Díaz et al., 2018; Díaz et al., 2015; Haines-Young e Potschin, 2012; 2018). Tuttavia, nonostante i progressi nello studio e nella valutazione dei servizi ecosistemici e il numero di iniziative e ricerche che si sono sviluppate, restano alcuni elementi che ne limitano l'applicazione e l'efficacia, tra cui l'incoerenza tra gli approcci, la mancanza di raffinatezza metodologica, la mancanza di

supporto istituzionale e la sfiducia nei confronti della scienza (Costanza et al., 2017). Il risultato è che ancora oggi i servizi ecosistemici culturali (*Cultural Ecosystem Services*, CES) sono stati trascurati nel processo decisionale nonostante il loro potenziale contributo per il benessere umano. Sebbene siano complessi e complessi da spiegare, è ampiamente riconosciuto che i CES siano importanti quanto altri tipi di servizi ecosistemici e che sia necessario comprenderli e integrarli ulteriormente nelle decisioni manageriali e nei processi decisionali.

### **Cosa sono i servizi ecosistemici culturali**

La cultura mette in relazione molti aspetti propri dell'essere umano, comprese le nostre vite spirituali, materiali ed emotive, le tradizioni, i modi di dire, i valori e le ambizioni della nostra civiltà. La cultura determina ciò che singoli e gruppi gli individui considerano prezioso, desiderabile, bello, corretto, morale o immorale. Tutto ciò influenza le interazioni delle persone con il mondo naturale. I CES, come altri servizi ecosistemici, sono modellati e influenzati da queste prospettive e valori. Nella recente letteratura esiste una pleora di definizioni per i CES. Il *Millennium Ecosystem Assessment* (2005), definisce i CES come i benefici non materiali ottenuti dall'ecosistema attraverso l'arricchimento spirituale, lo sviluppo cognitivo, la riflessione, la ricreazione e le esperienze estetiche. Fish et al. (2016) definiscono i CES come spazi ambientali (in cui le persone interagiscono tra loro e l'ambiente naturale) e pratiche culturali (le attività che collegano le persone tra loro e l'ambiente naturale) a beneficio del benessere umano in modi materiali e non materiali. Cheng et al. (2019) definiscono i CES come i benefici non materiali che le persone ottengono dagli ecosistemi e hanno un'influenza diretta sulla qualità della vita.

In generale tutte le definizioni dei CES si riferiscono ai benefici non materiali che le persone ottengono dai sistemi naturali (Figura 1). Per una migliore comprensione di ciò che contiene questa definizione, sono riportate di seguito le 11 classi sistema di classificazione del CICES V5.1.

1. Interazioni attive o immersive che promuovono la salute, il recupero o il divertimento.
2. Interazioni passive o osservative che promuovono la salute, il recupero o il godimento.
3. Indagine scientifica o creazione di conoscenze ecologiche tradizionali.
4. Istruzione e formazione.
5. Caratteristiche dei sistemi viventi che sono risonanti in termini di cultura o patrimonio.
6. Esperienze estetiche.
7. Elementi di sistemi viventi che hanno un significato simbolico.
8. Elementi di sistemi viventi che hanno un significato sacro o religioso.
9. Elementi dei sistemi viventi utilizzati per l'intrattenimento o la rappresentazione.
10. Caratteristiche dei sistemi viventi che hanno un valore di esistenza.
11. Caratteristiche sistemi viventi che hanno un'opzione o un valore di lascito.



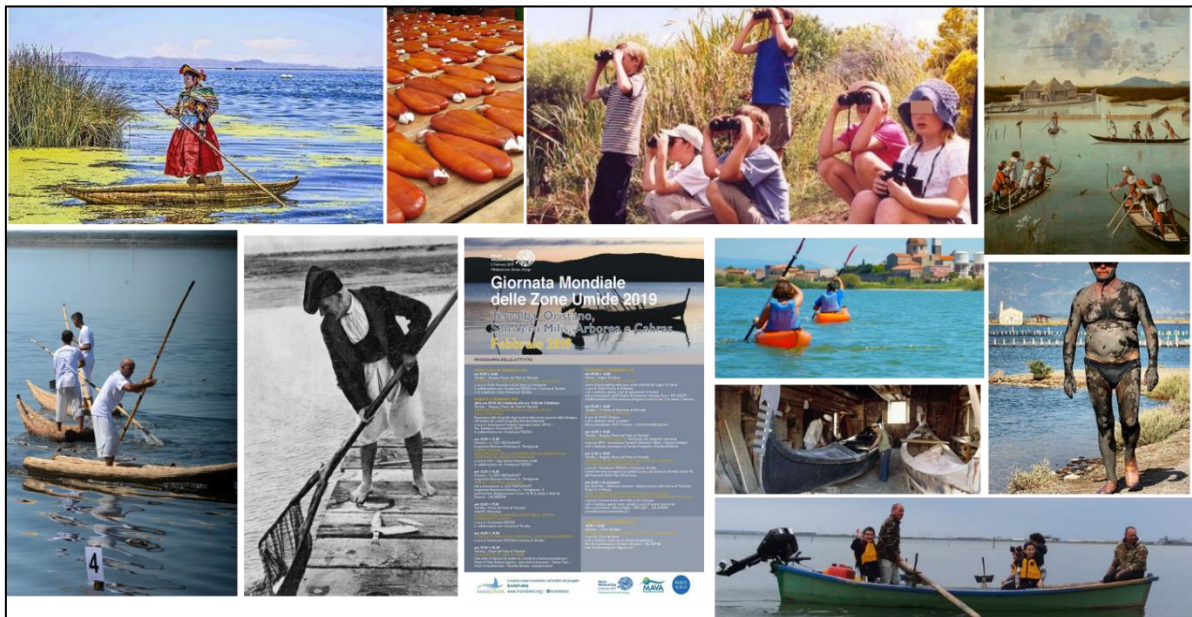


Figura 1. Immagini e rappresentazioni che racchiudono una serie di servizi ecosistemici culturali forniti dagli ecosistemi lagunari costieri del Mediterraneo. Dall'ispirazione per l'arte, alla tradizione locale per la produzione di cibo, *birdwatching*, rappresentazioni artistiche con carattere storico, senso del luogo, conoscenza ecologica locale, pesca tradizionale, conoscenza scientifica e divulgazione, ricreativa, terapeutica e benessere (immagini *open* da *Creative Commons*).

### Principali sfide e lacune della conoscenza nella valutazione del CES

Attualmente i servizi ecosistemici culturali (CES) sono ancora trascurati a causa di una serie di problematiche metodologiche e pratiche. La mancanza di dati prontamente disponibili e l'esistenza di questioni semantiche, senza un accordo comune su quali termini e definizioni siano più appropriati, ne ha ostacolato lo sviluppo (Small et al., 2017). Ad esempio, per definire la conoscenza ecologica detenuta dalle comunità locali esiste un elenco di termini, tra cui conoscenza locale, conoscenza indigena, conoscenza ecologica tradizionale, etnoscienza, scienze popolari (Pascual et al., 2017).

Alla mancanza di un *framework* comunemente accettato per valutare benefici meno tangibili, caratterizzarne i cambiamenti e includerli insieme ad altri benefici nei processi decisionali (Chan et al. 2012) si aggiungono le difficoltà derivanti dai confini disciplinari che impongono limiti tecnici e pratici (Liu et al. 2010, Fish et al. 2016).

Come accade per altri ecosistemi, gli ecosistemi costieri mancano di valutazioni integrate in cui le classi di servizi ecosistemici culturali intangibili e soggettive possono essere comprese e valutate. Le valutazioni economiche dei servizi culturali costieri, con particolare attenzione ai servizi monetizzabili come il turismo e le attività ricreative, sono piuttosto comuni. All'interno dei servizi ecosistemici culturali costieri, le categorie sottorappresentate includono il lascito e la custodia, il benessere e le rappresentazioni artistiche (Garcia Rodrigues et al., 2017). Le principali difficoltà sorgono con i servizi ecosistemici culturali per una serie di motivi, come ad esempio mancanza di dati, indicatori imprecisi, difficoltà di

misurazione, soggettività (Lillebø et al., 2016). Drakou et al. (2017) indicano che i servizi ecosistemici culturali costieri contengono diverse caratteristiche che sono difficili da comprendere e valutare nel legame tra ecosistemi e servizi marini come il sacro, il senso del luogo e distinzioni poco chiare tra servizi, benefici e valori associati. Anche la mancanza di conoscenze ben documentate sui tipi di interazione tra attività umane ed ecosistemi è stata identificata come limitazione. L'attenzione relativamente scarsa della ricerca riservata ai CES marini e costieri, diminuisce la loro integrazione nei piani di gestione ambientale (ad es. pianificazione dello spazio marino) a causa della percezione parziale che la loro importanza sia trascurabile rispetto ad altri servizi ecosistemici. In generale, nella maggior parte delle classi di CES marini e costieri mancano valutazioni quantitative e qualitative e pertanto è necessario testare e sviluppare metodologie e indicatori adeguati per valutarle (Garcia Rodrigues et al., 2017).

La ricerca e la valutazione dei servizi ecosistemici culturali devono essere affrontate da una prospettiva di ricerca multidisciplinare e diverse discipline che lavorano insieme sono la strada da percorrere per valutazioni più complete in cui anche l'inclusione di diverse parti interessate svolge un ruolo chiave (Chan et al., 2012; Fish et al., 2016; Ryfield et al., 2019). Il risultato di tale condizione è la possibilità e la necessità di applicare diversi metodi che includono scienze sociali, antropologia, scienze umane, scienze ambientali, economia. L'insieme di discipline porta alla creazione di conoscenze multidisciplinari attraverso un approccio collaborativo.

In tabella 1 è riportata una serie di metodi non economici utilizzati nella valutazione dei servizi ecosistemici culturali.

### **Potenziali servizi ecosistemici culturali legati alle aree costiere lagunari**

Le lagune costiere del Mediterraneo e le aree adiacenti hanno sempre avuto grande interesse per l'umanità. Questi ecosistemi, che si trovano tra il mare e la terra e comprendono molteplici habitat, offrono una notevole variabilità di servizi ecosistemici proprio in virtù delle variazioni ambientali locali (ad es. caratteristiche topografiche dell'habitat o correnti d'acqua localizzate).

L'area costiera Parco Naturale Regionale di Tepilora ospita ecosistemi come zone umide, un estuario, una laguna costiera, un sistema di dune, una spiaggia sabbiosa, una pineta che ospita un'elevata biodiversità riconosciuta attraverso le molteplici designazioni internazionali ai sensi delle Direttive europee Habitat e Uccelli (es. *Special Protected Area*, SPA e *Special Area of Conservation*, SAC) entrambe parte della rete Natura 2000 e della Convenzione sulle zone umide di importanza internazionale (RAMSAR). Nel 2017 la zona è stata designata dall'UNESCO come riserva della biosfera.

Tabella 1. Insieme di potenziali metodi, con vantaggi e svantaggi dati per la valutazione e la comunicazione dei servizi ecosistemici culturali (Cabana et al., 2020. *Ecosystem Services*. Accepted).

Methodology	Sub-type	Methodology strength	Information	Communication* During/After	Main advantages	Main disadvantages
<b>Value current multiple links between nature and culture. Sociocultural and social media-based methods</b>						
Observational study		Team building and deliberative process.	C	Low/Low	Get to know the working study area which is helpful for research purposes	Offers limited information thus it doesn't stand by its own and needs to be complemented with other research methods.
Multi stakeholders' meetings and experts' participatory GIS mapping.		Access to multidisciplinary and professional perspectives as well as local knowledge.	C, Q and G	Medium/High	Advise from professionals to outline priorities and establish key contact with people and institutions.	Some professionals could have a hidden agenda driven by personal or institutional interests.
Surveys and public participatory GIS mapping	Face to face questionnaires and public participatory mapping	Evaluate public activities, values and perceptions. Local knowledge.	C, Q and G	High/High	Identify values for different beneficiaries. Interaction with public, high impact as communication tool while conducting the survey. Dissemination.	Needs high effort for collecting information and transfer to digital format.
	Online questionnaires and public participatory mapping	Evaluate public activities, values and perceptions. Local knowledge. Potential for collecting information in other formats (e.g. images, video, etc ...)	C, Q and G	High/High	Access to higher number of people with less effort if compared with face to face surveys. High impact driving traffic to project website. Dissemination.	Respondents need to be driven to the survey site and need to have intention to fill the questionnaire. May result in non-representative group of respondents in terms of age or social groups.
Social media related methods	Strava heatmap	Information from high number of people.	Q and G	Low/High	Information from high number of people.	Information obtained limited from people within a sports related community.
<b>Value overtime changes on the links between nature and culture. Analysis of artistic representations.</b>						
Analysis of artistic representations	Paintings	Access to information from the past helpful for analysing changes and conceptualizations.	C and G	Medium/High	High potential for communication and outreach by means of story maps and other type of digital supports.	
	Literature	Access to information from the past helpful for analysing changes and conceptualizations.	C and G	Medium/High		
<b>Communicate to raise public awareness and contribute to decision making. Mapping tools</b>						
GIS Mapping	Ecosystems	Essential to establish spatial distribution and limits of different habitats, ecosystems and ecological condition.	C, Q and G	Low/High	Accurate and high potential as communication and outreach for scientific and policy making purposes.	Less adequate for general dissemination and outreach, whereas other means as story maps, websites or blogs can be more adequate.
	CES	Essential to provide spatial distribution and analysis of cultural values and benefits	C, Q and G	Low/High		
	Integrated information	Essential to establish spatial links between ecosystems and their values and benefits.	C, Q and G	Low/high		
Story Maps		Accommodates diverse type of information. Great impact for communication and outreach. Free online platforms available.	C, Q and G	Low/high	User friendly which permit access to a wide spectrum of ages and public. Great impact for communication and outreach.	Limited functions depending on the platform and plan.

Di seguito vengono riportati esempi di potenziali servizi ecosistemici culturali, nonché i disservizi e le potenziali minacce, relativi alle aree costiere lagunari.

Interazioni fisiche ed esperienziali:

Questi ambienti forniscono una serie di opportunità per turismo e attività ricreative come *birdwatching*, pesca tradizionale (muggini, orate, vongole etc.), caccia, passeggiate, vela, canoa, bagni di sole, navigazione, windsurf e kitesurf, raccolta materiali per artigianato, tessitura di erbe palustri per cestini, creazione di gioielli da squame e conchiglie, collezionismo di piante.

Interazioni intellettuali e comunitarie:

Gli ecosistemi di transizione sono oggetto di studio, educazione e ricerca. I sedimenti lagunari sono ambienti naturali dinamici in cui l'interazione dei processi fisici, chimici e biologici naturali è osservata e monitorata da geomorfologi, sedimentologi, geochimici ed ecologi. Molti organismi (es. mitili, comunità macrobentonica) possono essere utilizzate come bioindicatori di stato ecologico o presenza di sostanze tossiche. Questi ecosistemi sono anche utilizzati a scopo didattico.

Bagni di alghe e fanghi sono utilizzati per il benessere personale, le passeggiate in acque fredde per motivi terapeutici. Pesci, molluschi, alghe sono utilizzate in ambito gastronomico. Possono essere di rilievo tradizioni (es. strumenti da pesca), leggende e miti locali e la nomenclatura indigena (es. nome degli organismi).

Patrimonio naturale:

In molte zone umide del mondo l'avifauna è utilizzata come fiore all'occhiello della conservazione in generale. Gli ecosistemi di transizione sono potenziali siti Ramsar ([www.ramsar.org/](http://www.ramsar.org/)) che forniscono un ulteriore interesse culturale a causa della designazione come zone umide di importanza internazionale.

### Potenziali impatti sui CES a causa delle pressioni antropogeniche sulle ambienti lagunari

Potenziali pressioni antropogeniche sull'ambiente	Esempi di potenziali cambiamenti sui CES lagunari
Inquinanti industriali, agricoli e urbani; rumore	L'attività di <i>Birdwatching</i> e la pesca tradizionale dei molluschi possono essere impattati a causa dell'inquinamento. La riduzione del valore estetico a causa dell'impatto visivo in caso di aumento della torbidità dell'acqua o presenza evidente di sostanze inquinanti, anche nel sedimento. La percezione del mare inquinato può influire sui servizi culturali legati alla conoscenza tradizionale.
Sviluppo urbano (es. costruzioni stradali, immobili, porti, frangiflutti, dighe marine) e bonifica di terreni	La pesca tradizionale può essere influenzata dai cambiamenti nei <i>pattern</i> di sedimentazione e dalle conseguenti variazioni dei requisiti favorevoli per molluschi bivalvi. Lo sviluppo urbano può agire sui modelli turistici.

<p>Navigazione e trasporto marittimo (es. rumore, fuoriuscite di petrolio, specie aliene etc.)</p>	<p>I miasmi dovuti a reazioni anossiche nel sedimento, il declino della biodiversità locale o dello stato di qualità ecologica possono ridurre il valore legato a differenti usi ricreativi e turistici (es. passeggiate, nuoto, benessere, windsurf ...).          L'attività di <i>Birdwatching</i> e la pesca tradizionale dei molluschi possono essere impattati a causa dell'inquinamento.          La ricerca scientifica può aumentare a causa dell'interesse per lo studio dei processi ecologici in seguito a impatti o per azioni di recupero di luoghi inquinati.</p>
<p>Acquacultura e pesca eccessiva</p>	<p>La presenza di specie di molluschi alloctoni che possono competere con le popolazioni locali fino a far scomparire le specie presenti nella cucina tradizionale locale.          L'acquacoltura può sostituire le attività più tradizionali legate all'industria della pesca fino a far scomparire, a causa del disuso, le professioni tradizionali, le conoscenze locali, la nomenclatura di specie e l'uso di strumenti tipici.</p>
<p>Turismo e tempo libero</p>	<p>Il turismo e lo sviluppo non pianificati possono ridurre i valori culturali direttamente correlati allo stato di qualità dell'ecosistema.          Trasformazioni nelle comunità tradizionali che si intrecciano con la loro storia culturale, i loro valori, il loro stile di vita.</p>

## Conclusioni

La valutazione dei servizi ecosistemici culturali è essenziale per prendere decisioni manageriali informate e l'elaborazione delle politiche. Infatti la valutazione dei servizi ecosistemici culturali fornisce informazioni sulla percezione delle diverse parti interessate nei confronti delle relazioni umane e naturali, che possono consentire ai manager di affrontare le differenze fondamentali e ridurre le tensioni multiculturali o legate a diversi interessi degli *stakeholder* in materia di conservazione e sviluppo. Questo aspetto assume particolare importanza nei sistemi socio-ecologici complessi, come possono essere i siti costieri del Mediterraneo, dove si sovrappongono usi diversi e importanti variazioni stagionali dovute al turismo.

L'applicazione del quadro dei servizi ecosistemici può aiutare i decisori politici, le imprese e la società a utilizzare i risultati scientifici per sviluppare la capacità di comprendere interazioni complesse. I programmi di valutazione dei servizi ecosistemici culturali sono uno strumento che aiuta a unire gli sforzi dei governi, di diversi gruppi di parti interessate, del mondo accademico e della società civile per valutare e promuovere la conoscenza della biodiversità e degli ecosistemi e del loro contributo alla società. Il fine di conservazione nel quadro dei servizi ecosistemici culturali promuove la cooperazione tra la società civile, le parti interessate locali e gli enti governativi.

Per rendere operativi i CES nel supportare i piani di gestione, è fondamentale integrare ulteriormente le diverse discipline scientifiche per comprendere le interazioni tra servizi degli ecosistemi marini e le attività umane.



## Letteratura citata

- CABANA D, REYFIELD, CROWE T, BRANIGAN J. 2020. Valuing and Communicating Cultural Ecosystem Services. *Ecosystem Services* 2020 (Accepted).
- DRAKOU et al. (2017). Marine and coastal ecosystem services on the science–policy–practice nexus: challenges and opportunities from 11 European case studies. ISSN: 2151-3732 (Print) 2151-3740 (Online) Journal homepage: <http://www.tandfonline.com/loi/tbsm21>
- GARCIA RODRIGUES et al. (2017) Marine and Coastal Cultural Ecosystem Services: knowledge gaps and research priorities. *One Ecosystem* 2: e12290 doi: 10.3897/oneeco.2.e12290
- LILLEBØ et al. (2016). Assessment of Marine Ecosystem Services Indicators: Experiences and Lessons Learned from 14 European Case Studies. *Integrated Environmental Assessment and Management*. Volume 12, Number 4 726-734
- LIU, S., COSTANZA, R., FARBER, S., TROY, A. (2010). Valuing ecosystem services Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Annals of the New York Academy of Sciences Issue: Ecological Economics Reviews*. Ann. N.Y. Acad. Sci. ISSN 0077-8923
- CHAN, K. M., T. SATTERFIELD, J. GOLDSTEIN (2012), Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values, *Ecological Economics*, 74(Supplement C), 8-18, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.11.011>.
- CHENG, X., S. VAN DAMME, L. LI, P. UYTENHOVE (2019), Evaluation of cultural ecosystem services: A review of methods, *Ecosystem Services*, 37, 100925, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100925>.
- COSTANZA, R., R. DE GROOT, L. BRAAT, I. KUBISZEWSKI, L. FIORAMONTI, P. SUTTON, S. FARBER, M. GRASSO (2017), Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?, *Ecosystem Services*, 28, 1-16, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>.
- DÍAZ, S., et al. (2018), Assessing nature's contributions to people, *Science*, 359(6373), 270-272, doi: 10.1126/science.aap8826.
- DÍAZ, S., et al. (2015), The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16, doi: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>.
- EHLER, C., F. DOUVERE (2009), Marine spatial planning, a step-by-step approach towards ecosystem-based management.
- FISH, R., A. CHURCH, C. WILLIS, M. WINTER, J. A. TRATALOS, R. HAINES-YOUNG, M. POTSCHEIN (2016), Making space for cultural ecosystem services: Insights from a study of the UK nature improvement initiative, *Ecosystem Services*, 21, 329-343, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.017>.
- HAINES-YOUNG, R., M. POTSCHEIN (2012), Common international classification of ecosystem services (CICES, Version 4.1), European Environment Agency, 33.

- HAINES-YOUNG, R., M. POTSCHIN (2018), Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised StructureRep., [www.cices.eu](http://www.cices.eu).
- HALPERN, B. S., et al. (2015), Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean, *Nature Communications*, 6, 7615, doi: 10.1038/ncomms8615  
<https://www.nature.com/articles/ncomms8615#supplementary-information>.
- KUMMU, M., H. D. MOEL, G. SALVUCCI, D. VIVIROLI, P. J. WARD, O. VARIS (2016), Over the hills and further away from coast: global geospatial patterns of human and environment over the 20th–21st centuries, *Environmental Research Letters*, 11(3), 034010.
- MARTÍNEZ, M. L., A. INTRALAWAN, G. VÁZQUEZ, O. PÉREZ-MAQUEO, P. SUTTON, R. LANDGRAVE (2007), The coasts of our world: Ecological, economic and social importance, *Ecological Economics*, 63(2), 254-272, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.10.022>.
- MEHVAR, S., T. FILATOVA, A. DASTGHEIB, E. DE RUYTER VAN STEVENINCK, R. RANASINGHE (2018), Quantifying Economic Value of Coastal Ecosystem Services: A Review, *Journal of Marine Science and Engineering*, 6(1), 5.
- PASCUAL, U., et al. (2017), Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26-27, 7-16, doi: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>.
- RYFIELD, F., D. CABANA, J. BRANNIGAN, T. CROWE (2019), Conceptualizing 'sense of place' in cultural ecosystem services: A framework for interdisciplinary research, *Ecosystem Services*, 36, 100907, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100907>.
- SMALL, N., M. MUNDAY, I. DURANCE (2017), The challenge of valuing ecosystem services that have no material benefits, *Global Environmental Change*, 44(Supplement C), 57-67, doi: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.03.005>.

## Prodotti realizzati / in preparazione

### Pubblicazioni

- ✓ Orro C., Cabana D., 2020. Environmental Characterisation of Stagno Longu Posada, Sardinia. Assessing the Benthic Communities and Ecological Quality Status. Estuarine, Coastal and Shelf Science (Submitted January 2020).

### Tesi di Laurea

- ✓ Orro C., 2019. Environmental Characterization of the Stagno Longu of Posada, Sardinia. Assessing the Benthic Community and Ecological Quality Status. Tesi di Master (Università di Algarve, Portogallo). Tutor IMC: David Cabana.

### Divulgazione:

- ✓ Seminario per la comunità scientifica del International Marine Centre e il Consiglio Nazionale delle Ricerche (IAS\_CNR), Oristano. 29 Ottobre 2019, Environmental Characterisation of Stagno Longu Posada, Sardinia. Assessing the Benthic Communities and Ecological Quality Status. By Cristina Vanda Orro. MSc University of Algarve.