



3

USO SOSTENIBILE DELLE RISORSE E IMPATTO DELLE ATTIVITÀ ANTROPICHE



ISPRA
Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

USO SOSTENIBILE DELLE RISORSE RINNOVABILI ED IMPATTO DELLE ATTIVITÀ ANTROPICHE IN LAGUNA DI VENEZIA E NELL'ALTO ADRIATICO

Sintesi dei risultati delle principali ricerche condotte dal 2004 al 2008



Edizione a cura di Otello Giovanardi e Rossella Boscolo



LIBRERIA EDITRICE

Foto di Rossella Boscolo, disegni di Luigi Divari.





ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

**USO SOSTENIBILE
DELLE RISORSE RINNOVABILI
ED IMPATTO DELLE ATTIVITÀ
ANTROPICHE IN LAGUNA DI VENEZIA
E NELL'ALTO ADRIATICO**

Sintesi dei risultati delle principali ricerche condotte dal 2004 al 2008

Edizione a cura di Otello Giovanardi e Rossella Boscolo



LIBRERIA EDITRICE

Al fine di favorire la diffusione e la utilizzazione dei dati e delle informazioni, l'ISPRA autorizza la riproduzione anche parziale dei contenuti del presente volume, purchè venga richiesta l'autorizzazione e siano consegnate 3 copie dei lavori pubblicati.

Copertina - Particolari della laguna di Venezia

© 2009 - BY ISPRA - ISTITUTO SUPERIORE PER LA PROTEZIONE
E LA RICERCA AMBIENTALE

La Legge 133/2008 di conversione, con modificazioni, del Decreto Legge 25 giugno 2008, n. 112 ha istituito l'ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale.

L'ISPRA svolge le funzioni dell'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (ex APAT), dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (ex INFS) e dell'Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (ex ICRAM).

La presente pubblicazione è stata elaborata in un periodo antecedente l'accorpamento delle tre Istituzioni e quindi riporta ancora, al suo interno, riferimenti e denominazioni relativi alla passata struttura organizzativa.

Publicazione curata dalla
Libreria Editrice "Il Leggio" s.a.s.
Viale Padova, 5 - 30019 Sottomarina (VE)
Tel. 041 5540099 - Fax 041 5548616

Presentazione

È con grande piacere che saluto la pubblicazione del terzo Quaderno della Struttura Tecnico-Scientifica di Chioggia: “Uso sostenibile delle risorse rinnovabili ed impatto delle attività antropiche in Laguna di Venezia e nell’alto Adriatico: sintesi dei risultati delle principali ricerche condotte dal 2004 al 2008”. Continua così l’opera di divulgazione delle attività condotte da questa piccola ma significativa Struttura periferica dell’ISPRA posta in un sito strategico nazionale, a cavallo fra mare e laguna. L’area, come è noto, è oggetto di notevoli impatti antropici il cui studio è necessario, attraverso rigorose procedure e metodologie scientifiche, in alcuni casi messe a punto in maniera originale all’interno dei diversi programmi di ricerca e monitoraggio.

Si può notare che le tre linee di ricerca oggi attive, pur diverse nei temi e nei metodi applicati, sono strettamente connesse fra loro ed hanno potuto svilupparsi in maniera sinergica. Si ritrovano quindi in una visione unitaria le sintesi di quanto prodotto e pubblicato sulle migliori riviste scientifiche nazionali ed internazionali (il cui contenuto è spesso disponibile solo in inglese nella versione originale), nei rapporti tecnici e nelle relazioni finali di programmi commissionati, in genere, da Enti pubblici (in particolare il Ministero dell’Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare, il Ministero per le Politiche Agricole - Direzione Generale Pesca e Acquicoltura - e dall’Unione Europea), in comunicazioni a congressi, workshop, ecc. Si tratta di materiale che nella versione originale è difficilmente reperibile e/o accessibile ai non addetti ai lavori, per cui riteniamo estremamente utile questa forma di divulgazione, sia per meglio conoscere la situazione ambientale locale (condizione di base per rispettare e difendere i nostri mari e le nostre lagune) che per valorizzare l’impegno e la professionalità del personale tecnico e scientifico che opera nella STS di Chioggia, coordinato dal dr. Otello Giovanardi dall’apertura della sede nel 1991.

Il Commissario ISPRA
Prefetto Vincenzo Grimaldi

INDICE

PRESENTAZIONE	3
INTRODUZIONE ALLA STRUTTURA TECNICO-SCIENTIFICA (STS) ISPRA DI CHIOGGIA	7
PARTE 1. USO SOSTENIBILE DELLE RISORSE RINNOVABILI	9
INTRODUZIONE	9
1.1 EFFETTI DELLA PESCA SULLE COMUNITÀ BENTONICHE E SULLO SCARTO	15
1.1.1 Modificazioni delle comunità bentoniche marine indotte dalla pesca con il “rapido”	15
1.1.2 Il disturbo da pesca a strascico e dinamiche di ricolonizzazione a medio termine: un approccio funzionale comparando habitat sabbiosi e fangosi in Adriatico settentrionale	22
1.1.3 La fauna di fondo mobile e la pressione di pesca a strascico nell’area delle <i>tegnùe</i> di Chioggia	31
1.1.4 Pescatemi in inverno! Le oscillazioni stagionali della temperatura dell’aria incrementano lo stress fisiologico e la mortalità delle specie scartate dalla pesca	33
1.2 INDICATORI ECOLOGICI E VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DELLA PESCA A LIVELLO ECOSISTEMICO	41
1.2.1 Rassegna di indicatori relativi allo stato e al funzionamento di ecosistemi marini	41
1.2.2 Valutazione comparativa delle performance di indicatori di struttura e funzionamento degli ecosistemi	42
1.2.3 Lo sbilanciamento ecologico indotto dall’introduzione delle vongola filippina, <i>Tapes philippinarum</i> , nella laguna di Venezia	44
1.3 ECOLOGIA DELLE SPECIE MARINE	52
1.3.1 Progressi sulle conoscenze dello stock di sogliola (<i>Solea solea</i>) dell’Adriatico	52
1.3.2 Abitudini alimentari del sarago sparaglione (<i>Diplodus annularis</i>) nella Zona di Tutela Biologica (ZTB) delle <i>tegnùe</i> di Chioggia	60
1.3.3 Eterogeneità strutturale e funzionale dell’emocianina: confronto intra ed inter-specifico in quattro specie di granchi portunidi (crustacea: portunidae)	62
1.4 ECOLOGIA STORICA DELL’ALTO ADRIATICO E DELLA LAGUNA DI VENEZIA	72
1.4.1 Atti del II workshop internazionale <i>History of Marine Animal Populations</i> del Mediterraneo e mar Nero: le interazioni tra uomo ed ambiente nel mediterraneo dall’epoca romana al XIX secolo: una visione storica ed ecologica delle attività di pesca	72
1.4.2 Ricostruzione della dinamica delle popolazioni marine dell’Adriatico dal medioevo fino all’inizio XX secolo: valutazione delle fonti storiche e scientifiche disponibili	79
1.4.3 “ <i>Shifting the baseline</i> ”* nell’alto Adriatico integrando fonti storiche, archivistiche, scientifiche e antropologiche	80
1.4.4 La migrazione della flotta di Chioggia in Adriatico tra la fine del XIX e l’inizio del XX secolo.	81
1.4.5 Lo sfruttamento delle risorse biologiche nella laguna di Venezia tra la caduta della Serenissima e la I guerra mondiale (1797 - 1914)	87
1.4.6 Integrazione di fonti storiche, statistiche, antropologiche e scientifiche per individuare l’estirpazione di specie marine minacciate nel Mediterraneo	89
1.4.7 Integrazione di fonti naturalistiche e scientifiche per la descrizione dei cambiamenti interscorsi nella comunità ittica dell’Adriatico settentrionale negli scorsi due secoli	94
1.4.8 Analisi dello stato delle risorse alieutiche dell’alto Adriatico mediante le serie storiche di sbarcato	99
1.5 GESTIONE DELLE RISORSE	107
1.5.1 Valutazione della sostenibilità di nuove strategie co-gestionali di pesca mediante un approccio ecosistemico	107
1.5.2 Linee guida per il monitoraggio delle barriere artificiali sommerse ai fini dell’incremento della produzione ittica in Adriatico settentrionale	117
1.6 MARICOLTURA SOSTENIBILE	126
1.6.1 Gestione sostenibile delle attività di molluschicoltura “ <i>off-shore</i> ”: un contributo dal progetto europeo “ECASA”	126

PARTE 2. OCEANOGRAFIA E CONTAMINAZIONE AMBIENTI 135 ACQUATICI

INTRODUZIONE	135
2.1 CONTAMINANTI ORGANICI PRIORITARI IN AMBIENTI MARINI E DI TRANSIZIONE: SPERIMENTAZIONE DI METODI ANALITICI E APPLICAZIONE A STUDI DI CARATTERIZZAZIONE E DI MONITORAGGIO	137
2.1.1 La contaminazione da composti organostannici in ambienti marini: valutazione e prospettive	137
2.1.2 Sperimentazione di metodiche analitiche per la determinazione di composti organostannici in matrici ambientali	141
2.1.3 Determinazione di composti butilstannici in matrici ambientali: attività di caratterizzazione e monitoraggio di impatti. Casi studio	144
- <i>Area di mare aperto: monitoraggio di piattaforme estrattive offshore</i>	145
- <i>Caratterizzazione di siti di immersione di materiali di dragaggio portuale (Pescara, mare Adriatico centrale)</i>	147
- <i>Monitoraggio per l'installazione di un terminale offshore di rigassificazione</i>	148
- <i>Bioaccumulo di composti butilstannici in Mytilus galloprovincialis in un'area portuale (La spezia, mar Ligure)</i>	149
- <i>Studio, caratterizzazione e monitoraggio sulla contaminazione da composti organostannici: altri progetti</i>	151
2.1.4 Organostannici (TBT e DBT) in acque, sedimenti e gasteropodi nella laguna sud di Venezia	151
2.2 SPERIMENTAZIONE DI METODICHE ANALITICHE PER INQUINANTI PRIORITARI (DIR. 2000/60/CE): DETERMINAZIONE DI ALCHILFENOLI IN ACQUE, SEDIMENTI E BIOTA	156
2.3 L'ISOLA DI USTICA: CONCENTRAZIONI DI IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI (IPA) NEI SEDIMENTI	157
2.4 CARATTERIZZAZIONE CHIMICA DELLA SOSTANZA ORGANICA PARTICELLATA E DISCIOLTA NELLE ACQUE DELLA LAGUNA DI VENEZIA	160

PARTE 3. PREVENZIONE E MITIGAZIONE DEGLI IMPATTI 167

INTRODUZIONE	167
3.1 ATTIVITÀ DI CARATTERIZZAZIONE E BONIFICA DEL SITO DI INTERESSE NAZIONALE DI PORTO MARGHERA	169
3.1.1 Indagine conoscitiva sulla qualità dei sedimenti e delle acque industriali di Porto Marghera	169
3.1.2 Indagine conoscitiva sulla qualità delle matrici ambientali sedimento e biota nell'area lagunare antistante Porto Marghera	174
3.1.3 Bonifica e ripristino morfologico della zona lagunare antistante Porto Marghera	179
3.2 IMPLEMENTAZIONE DELLA DIRETTIVA 2000/60/CE	183
3.2.1 La Direttiva Quadro sulle acque: il Piano di Gestione come strumento per il governo e la tutela della risorsa idrica	183
3.2.2 Tipizzazione della laguna di Venezia	188
3.3 MONITORAGGIO, SALVAGUARDIA E RIQUALIFICAZIONE DELLA LAGUNA DI VENEZIA	191
3.3.1 Attività di analisi e monitoraggio dello stato della laguna di Venezia	191
- <i>Monitoraggio dei Policlorobifenili (PCB) quali indicatori di qualità delle vongole Tapes philippinarum allevate in laguna di Venezia</i>	197
- <i>Valutazione dello stato di contaminazione e delle qualità nutrizionali nel ciclo di produzione della vongola verace (Tapes philippinarum) in laguna di Venezia</i>	202
- <i>Studio della contaminazione da composti butilstannici mediante indicatori di bioaccumulo. Il caso dell'area portuale e industriale di Porto Marghera (Laguna di Venezia)</i>	206
3.3.2 Monitoraggio degli interventi di ripristino morfologico delle velme e delle barene antistanti il canale dei Marani	210
3.3.3 Individuazione dei criteri tecnici per la ricostruzione di zone umide multifunzionali nella zona di gronda	215
3.3.4 Attività di pesca alle vongole in laguna di Venezia: sostenibilità e ricerca	219

3.4 INDAGINI AMBIENTALI PER INTERVENTI ANTROPICI	235
3.4.1 Nuovi collegamenti a 132 kV “Fusina - Sacca Fisola” e “Sacca Serenella – Cavallino”: attività di desk top study e monitoraggio	235
3.4.2 Rimozione della M/N Notios Hellas: attività di monitoraggio	239
PARTE 4. SINTESI DELLE ATTIVITÀ	243
4.1 LINEA DI RICERCA “USO SOSTENIBILE DELLE RISORSE RINNOVABILI”	243
4.2 LINEA DI RICERCA “OCEANOGRAFIA E CONTAMINAZIONE AMBIENTI ACQUATICI”	249
4.3 LINEA DI RICERCA “PREVENZIONE E MITIGAZIONE DEGLI IMPATTI	257



INTRODUZIONE ALLA STRUTTURA TECNICO-SCIENTIFICA (STS) ISPRA DI CHIOGGIA

Il Quaderno n. 3 della Struttura Tecnico-Scientifica (STS) di Chioggia rappresenta la logica prosecuzione della serie che ha visto la divulgazione dei risultati delle principali ricerche condotte presso tale Struttura con un primo numero nel 1996 ed il secondo nel 2004.

Il Veneto, e Chioggia in particolare, rappresenta un'area con notevole vocazione per attività strettamente legate alle acque lagunari e marine, si pensi ad esempio al rilevante ruolo che hanno pesca ed acquacoltura in Laguna di Venezia ed in Alto Adriatico che, unitamente alle importanti strutture di produzione e di trasformazione, fanno del Veneto una delle aree di produzione ittica più significative del Paese. Chioggia rappresenta dunque un luogo ideale per sperimentare e realizzare le trasformazioni di cui il comparto ha bisogno. Va però sottolineato che tali ambienti sono soggetti a condizioni di forte stress di natura antropica che rendono necessaria una stretta connessione tra lo studio delle condizioni ambientali e quello degli effetti delle varie attività umane che vi insistono.

In particolare il contesto ambientale e socio-economico lagunare rende inscindibili i molteplici campi d'azione in cui sono impegnati i ricercatori della STS di Chioggia, quali gli interventi di bonifica dei sedimenti, le opere di morfologia e ripristino ambientale, le nuove modalità di pesca e di uso delle risorse naturali in genere, i fattori di degrado ambientale, la qualità dell'ambiente acquatico, la sicurezza alimentare del prodotto ittico. Tali aspetti sono così fortemente interconnessi che solo con una visione d'insieme, poggiata su solide basi scientifiche e nel contempo rivolta alle esigenze gestionali delle Amministrazioni, si può concretamente perseguire l'obiettivo della salvaguardia di ambienti di particolare valenza ecologica, quali la Laguna di Venezia e l'alto Adriatico.

La STS di Chioggia dalla sua apertura nel 1991 (ex-ICRAP) svolge attività di ricerca sul campo e in laboratorio, offrendo assistenza tecnica e scientifica agli operatori ed alle Istituzioni responsabili della gestione, diffondendo le conoscenze e le esperienze acquisite. Negli ultimi anni ha non solo fornito il supporto istituzionale tecnico scientifico al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare nelle attività di monitoraggio del mare Adriatico e di salvaguardia e risanamento della Laguna di Venezia, ma ha anche attuato numerosi programmi di ricerca che hanno portato ad un notevole approfondimento di alcune tematiche ambientali di rilievo.

La sede di Chioggia collabora a livello nazionale con molti centri di ricerca, in particolare con le Istituzioni Universitarie di Padova, Venezia e di Ravenna, l'ISMAR-CNR di Ancona e Venezia, l'OGS di Trieste e, in ambito internazionale, con il Centro di Ricerche Marine di Rovigno (Croazia), l'Istituto di Oceanografia e Pesca di Spalato (Croazia), l'Università di Haifa (Israele), la *School of Ocean Sciences (University of Wales, UK)*. Localmente ha instaurato una stretta collaborazione con Enti quali il Magistrato alle Acque di Venezia, la Regione Veneto, la Provincia di Venezia, il Comune di Chioggia, l'ARPAV, il consorzio di Gestione delle Risorse Alieutiche Lagunari.

AMBITI DI RICERCA E ATTIVITÀ

I principali ambiti di ricerca ed attività della STS di Chioggia, che coinvolgono tutti i dipartimenti ex-ICRAM, sono riassumibili in:

- Biologia e tecniche di pesca e acquacoltura (in particolare molluschi bivalvi)
- Valutazione delle risorse ittiche
- Impatto dell'attività di pesca e acquacoltura sull'ambiente marino e lagunare
- Zone di Tutela Biologica
- Ecologia storica
- Effetti degli apporti antropici e delle variazioni indotte da cambiamenti "naturali" sui cicli biogeochimici del carbonio, azoto, fosforo
- Distribuzione e caratterizzazione chimica (elementare, isotopica, spettroscopica) della sostanza organica disciolta, particellata e sedimentata per definire l'origine terrestre o marina, le aree di accumulo e l'associazione con microinquinanti

- Contaminazione dei sedimenti e di organismi (pesci e molluschi) da metalli in traccia e da composti organometallici (organostannici in particolare)
- Caratterizzazioni ambientali
- Interventi di bonifica
- Monitoraggio ambientale
- Mitigazioni degli impatti
- Applicazione delle direttive europee ambientali
- Studi sulla morfologia lagunare

GRUPPI DI RICERCA ATTUALI:

- Uso sostenibile delle risorse rinnovabili (resp. dr. O. Giovanardi, IV Dip.)
- Oceanografia e contaminazione degli ambienti acquatici (resp. dr. M. Giani, I Dip.)
- Analisi e mitigazione degli impatti (resp. dr.ssa R. Boscolo, II Dip.)

LABORATORI:

Sono attivi 2 laboratori: Biologia-Bentonologia e Oceanografia-Contaminazione degli ambienti acquatici.

PERSONALE (al dicembre 2008):

5 strutturati (1 Dirigente Tecnologo, 1 Primo Ricercatore, 2 Tecnici CTER, 1 operatrice amministrativa), una ricercatrice a T.D., 1 ricercatore ed 1 tecnologo in via di assunzione a T. I., una decina di collaboratori con contratti "atipici" (assegnisti di ricerca, 1 dottorando, borsisti, Co.Co.Co., contratti occasionali).

CONTATTI:

- Indirizzo: Loc. Brondolo c/o Mercato Orticolo, 30015 CHIOGGIA, tel. ++041-5543933, fax ++41-5547897
- Sito web: www.icram.org; www.isprambiente.it
- E-mail: stschiooggia@icram.org
- Responsabile: otello.giovanardi@isprambiente.it

PARTE 1. USO SOSTENIBILE DELLE RISORSE RINNOVABILI

Introduzione

Il gruppo di ricerca afferente a questa linea si occupa soprattutto dello studio della pesca e della maricoltura come fonte di disturbo ecologico nell'ambito dell'approccio ecosistemico per uno sfruttamento sostenibile e razionale delle risorse marine e lagunari.

In particolare, negli ultimi anni il gruppo di ricerca ha affrontato le seguenti tematiche:

- **Effetti della pesca:** disturbo della pesca a strascico sulle comunità bentonica e studio dei processi di ricolonizzazione; effetti sulle specie non commerciali (danneggiamento fisico, stress fisiologico, mortalità diretta ed indiretta); quantificazione dello scarto della pesca; applicazione di modelli ecosistemici a bilancio di massa;
- **Gestione sostenibile delle risorse marine:** applicazione di indicatori ecosistemici per lo studio degli effetti di lungo periodo del disturbo della pesca sugli ecosistemi marini; approccio partecipativo e gestionale per la gestione delle risorse biologiche marine;
- **Ecologia storica:** analisi dell'evoluzione della biodiversità marina e lagunare negli ultimi due secoli mediante utilizzo di fonti storiche, statistiche e scientifiche e caratterizzazione delle forzanti ecologiche che hanno indotto i cambiamenti di maggior rilievo in termini di struttura e funzionamento;
- **Ecologia delle specie marine di interesse commerciale e delle comunità ittiche:** valutazione dello stock e studio dell'ecologia trofica riproduttiva della sogliola (*Solea solea*) in Adriatico; *pattern* sessuali e contenuti stomacali del pagello fragolino (*Pagellus erythrinus*) e del sarago sparaglione (*Diplodus annularis*); colonizzazione di substrati artificiali da Pectinidi (canestrelli e capesante); distribuzione spazio-temporale delle comunità ittiche in alto e medio Adriatico;
- **Utilizzo di zone protette quali strumenti gestionali:** valutazione degli effetti della ZTB di Chioggia su alcune specie commercialmente rilevanti per la pesca professionale; semina e crescita di capasanta (*Pecten jacobaeus*) in zone protette dalla pesca a fini di ripopolamento.

L'insieme delle ricerche condotte nel contesto dello studio dell'uso sostenibile delle risorse rinnovabili è stato sviluppato grazie al supporto finanziario di istituzioni a livello regionale, nazionale ed internazionale, quali la Regione Veneto, il Mi.P.A.F. (Ministero per le Politiche Agricole e Forestali) e la Comunità Europea. In ambito scientifico, invece, molte ricerche sono state svolte in collaborazione con enti di ricerca ed istituzioni sia nazionali che internazionali, tra le quali ricordiamo le Istituzioni Universitarie di Padova, Venezia e di Ravenna, l'ISMAR-CNR di Ancona e Venezia, l'Istituto Nazionale di Oceanografia e Geofisica Sperimentale (OGS) di Trieste, il Centro di Ricerche Marine di Rovigno (Croazia), l'Istituto di Oceanografia e Pesca di Spalato (Croazia), l'Università di Haifa (Israele), la *School of Ocean Sciences (University of Wales, UK)*.

La parte 1 del volume include sei sezioni curate da diversi ricercatori afferenti al gruppo di ricerca "Uso sostenibile delle risorse rinnovabili", i cui contenuti vengono di seguito introdotti. La **sezione 1.1** comprende quattro diversi lavori, di cui il primo (par. 1.1.1) sintetizza i risultati conseguiti nell'ambito di un progetto finanziato dal Mi.P.A.F. (Ministero per le Politiche Agricole e Forestali) per lo studio degli effetti della pesca con il rapido, una draga dentata (attrezzo a strascico) utilizzata in particolare per la pesca dei pesci piatti e dei pectinidi, diffuso quasi esclusivamente nell'Adriatico, soprattutto presso la marineria di Chioggia. In questo studio sono stati considerati diversi aspetti dell'impatto della pesca con il rapido, che includono il disturbo diretto sul comparto abiotico (in particolare gli effetti sul sedimento e la conseguente risospensione di sostanza organica e nutrienti), gli effetti sulle comunità macro- e meio-bentonica di ambiente fangoso, la selettività dell'attrezzo e gli effetti sulle specie non commerciali che vengono catturate ed esposte all'aria durante le fasi di selezione del pescato commerciale. Questa analisi si conclude con una comparazione di lungo termine dello scarto della pesca in alto Adriatico, basata sull'utilizzo di dati provenienti da "trawl-survey" sperimentali condotti nel 1948 e 1982, con dati sperimentali relativi al 2002. Secondo gli autori tale comparazione, pur con le evidenziate limitazioni, indica che nel periodo considerato sono intercorse profonde alterazioni della comunità macrobentonica che possono essere almeno in parte ricondotte all'elevato sfruttamento da parte della pesca in tale ecosistema.

Proprio il tema delle alterazioni indotte dalla pesca sulla comunità bentonica viene affrontato con maggiore dettaglio nel secondo lavoro presente in questa sezione (par. 1.1.2). Questo lavoro, si propone di studiare in modo comparativo gli effetti della pesca con il rapido confrontando le dinamiche di ricolonizzazione in due aree con fondali di tipo sabbioso e fangoso. Da questo studio emergono la complessità dei processi ecologici che vengono instaurati dal disturbo della pesca, ed in particolare si evince che una singola azione di pesca esercitata con il rapido in aree indisturbate, viene recuperato in un periodo di circa 9 mesi. Di converso, le aree disturbate in modo continuo dalla pesca, presenterebbero una struttura delle comunità di fondo estremamente alterata. Ne consegue la necessità, in ambienti estremamente sfruttati dalla pesca quali l'alto Adriatico, di mantenere una distribuzione del disturbo della pesca non omogenea, permettendo così la presenza di diversi stadi successionali della comunità bentonica (si veda il testo per ulteriori dettagli).

Nel contesto dell'Adriatico sono comunque presenti ambienti naturali in cui lo sfruttamento da parte di attrezzi a strascico è impedito, o limitato, da affioramenti rocciosi di natura organogena. Tra questi vi sono le "Tegnùe" di Chioggia (ambienti tutelati dal 2002 grazie all'istituzione di una Zona di Tutela Biologica) le cui comunità bentoniche di fondo mobile sono state indagate nel contesto di una ricerca i cui risultati preliminari sono presenti nel lavoro che chiude questa sezione (par. 1.1.3). In questo studio viene descritta la composizione delle comunità bentoniche presenti in siti di campionamento prossimi (50 m) o distanti (1 km) dagli affioramenti rocciosi considerando anche lo sforzo di pesca presente in tali aree, valutata mediante l'utilizzo di sistemi acustici quali il "Side Scan Sonar".

La sezione si conclude con uno studio relativo agli effetti fisiologici della pesca sulle specie non commerciali (par. 1.1.4) che, se catturate accidentalmente, vengono poi rigettate in mare durante la fase di cernita del pescato. In questo ambito gli autori comparano la mortalità e lo stress da cattura ed emersione del crostaceo brachiuro *Liocarcinus depurator* (spesso presente nello scarto della pesca in alto Adriatico) su base stagionale. Questo studio evidenzia che la fase di esposizione all'aria è quella più critica e che in periodo estivo esposizioni anche di breve durata determinano uno stress fisiologico estremamente elevato che induce livelli di mortalità estremi.

La **sezione 1.2** include tre lavori, di cui i primi due sono dedicati alla selezione e comparazione di indicatori di stato e funzionamento degli ecosistemi marini (par. 1.2.1 e 1.2.2). Questi due paragrafi, rappresentano gli estratti delle introduzioni di due documenti (la cui versione integrale è disponibile in internet - si vedano i riferimenti nei testi) estesi nell'ambito di un progetto internazionale di supporto alle politiche della Pesca della UE (INDECO) cui hanno partecipato i ricercatori ICRAM. I lavori prendono in esame le tipologie generali di molteplici indicatori (a livello di specie, comunità ed ecosistema, indicatori dello sforzo di pesca, stato dei parametri ambientali, ecc.) indicando i limiti ed i campi di applicazione nel contesto della valutazione dell'efficacia della Politica Comune della Pesca.

Di aspetti legati alle alterazioni a livello ecosistemico determinate dall'introduzione di specie aliene si occupa invece il par. 1.2.3. Gli autori, infatti, analizzano le conseguenze dell'introduzione e diffusione del mollusco bivalve *Tapes philippinarum* in Laguna di Venezia. Introdotto nel 1983 per motivi sperimentali, la diffusione di questa specie è stata rapida ed immediata, causando alterazioni profonde nella composizione e funzionamento della comunità bentonica. Parte dei significativi cambiamenti osservati nelle ultime decadi sarebbero quindi da ascrivere sia ad effetti di tipo competitivo inter-specifici, che alle conseguenze dell'elevato sfruttamento di questa risorsa, la cui attività di pesca va a danneggiare alcune specie di molluschi bivalvi più fragili e vulnerabili.

La **sezione 1.3**, relativa allo studio dell'ecologia delle specie marine, comprende tre diversi contributi. Nel primo testo (par. 1.3.1) viene presentata una parte dei risultati di un progetto di ricerca (SoleMON), attivato sulla base di un finanziamento del Mi.P.A.F. avente come oggetto di studio lo stock della sogliola (*S. solea*) in Adriatico. Dopo una prima descrizione delle caratteristiche biologiche e dell'importanza per le attività di pesca a livello Adriatico, viene analizzata la distribuzione spazio-temporale di *S. solea* a livello di bacino, descrivendo il complesso ciclo vitale. Secondo le analisi condotte, questa specie presenta distribuzione età-dipendente. Nel caso specifico gli organismi giovanili tendono a essere aggregati lungo la fascia costiera dell'Adriatico occidentale (in particolare nella sua porzione più settentrionale), mentre

con l'aumentare dell'età essi si distribuiscono su un'area più estesa, fino a profondità di circa 80-100 m. La definizione delle aree di riproduzione (identificate in prossimità della costa istriana e, a Sud, lungo la costa montenegrina) ottenuta sulla base dei risultati della ricerca, costituisce una base conoscitiva di estrema rilevanza per l'implementazione di adeguate misure gestionali per una specie come *S. solea*, il cui stock è condiviso tra le diverse nazioni che si affacciano sull'Adriatico.

L'analisi relativa al sarago sparaglione (par. 1.3.2) ha invece come oggetto lo studio della dieta di questa specie, che rappresenta una risorsa sfruttata in particolare per la pesca condotta con attrezzi da pesca. Nella loro analisi, gli autori descrivono la variegata dieta del *D. annularis* sulla base di campionamenti condotti nella Zona di Tutela Biologica delle *Tegnùe* di Chioggia. Se da un lato lo studio conferma le caratteristiche alimentari di questa specie, sostanzialmente generalista ed onnivora, esso permette di evidenziare netti cambiamenti di tipo ontogenetico nella sua dieta. Inoltre, dallo studio condotto emergono differenze relative alla dieta di *D. annularis* che secondo gli autori potrebbero essere determinate dalle caratteristiche ecologiche dei diversi siti di campionamento (gradiente costa-largo), e che potrebbero riflettere differenze nei popolamenti epibentonici degli affioramenti rocciosi su cui questa specie insiste per alimentarsi.

Di diverso tenore rispetto ai precedenti è, invece, l'ultimo contributo di questa sezione (par. 1.3.3) dedicato a specifici aspetti della biologia di *L. depurator* (specie che è stata studiata anche in relazione agli effetti del disturbo della pesca, si veda il par. 1.1.4), e di altre specie di portunidi. In questo lavoro vengono analizzate in dettaglio le caratteristiche strutturali e funzionali delle emocianine (il pigmento respiratorio dei crostacei) confrontando popolazioni presenti in Adriatico ed in altri siti quali il Mare d'Irlanda, il Canale della Manica ed il Mare di Clyde (Scozia). L'analisi evidenzia la presenza di una eterogenità strutturale e funzionale nelle emocianine delle popolazioni studiate, sia a livello intra-specifico che inter-specifico. Gli autori indicano nei differenti regimi oceanografici (temperatura, pressione parziale di ossigeno) dei siti campionati le possibili cause del *pattern* osservato. Sebbene questo studio rappresenti certamente un lavoro specialistico, forse più prossimo alle discipline di base che a quelle applicate, è necessario rimarcare che analisi di questa tipologia possono contribuire in modo estremamente importante alla comprensione delle risposte adattative delle specie (nel caso specifico, proprio l'espressione di emocianine con diverse caratteristiche strutturali e funzionali) alle varie forme di disturbo ecologico, siano esse naturali quali le fluttuazioni dei parametri ambientali, oppure indotte dall'uomo, come ad esempio lo stress indotto dal disturbo della pesca.

La **sezione 1.4**, dedicata all'Ecologia Storica dell'Adriatico e della Laguna di Venezia (sez. 1.4), sintetizza diversi lavori che sono stati sviluppati dai ricercatori dell'ISPRA di Chioggia nell'ambito di questa disciplina a partire dal 2005. Questa tematica di ricerca ha avuto un forte impulso grazie alla partecipazione degli stessi ricercatori al progetto internazionale di storia dell'ambiente *History of Marine Animal Populations* (HMAP - Storia delle Popolazioni Marine) del Mar Mediterraneo e Mar Nero, che rappresenta la componente storica del programma internazionale *Census of Marine Life* (Censimento della Vita Marina).

Tale collaborazione vede i ricercatori dell'ISPRA impegnati in un progetto di ricerca attivato in collaborazione con l'Associazione *Tegnùe* di Chioggia e co-finanziato dalla Regione Veneto e dal progetto internazionale *History of Marine Animal Populations* del Mar Mediterraneo. Il progetto prevede lo studio dei cambiamenti della comunità ittica dell'Alto Adriatico e della Laguna di Venezia dalla caduta della Serenissima (1797) ad oggi. In tale ambito è stato attivato un Dottorato di Ricerca (tuttora in corso) e delle collaborazioni scientifiche con l'OGS di Trieste (Istituto Nazionale di Oceanografia e Geofisica Sperimentale) e l'Università di Haifa (prof. Ruthy Gertwagen).

Nel primo contributo (par 1.4.1) si riporta una sintesi dei lavori che sono stati presentati nell'ambito del II Workshop Internazionale HMAP del Mediterraneo e Mar Nero (organizzato da ISPRA a Chioggia nel 2006), cui hanno partecipato oltre 25 esperti internazionali tra storici, archeologi, antropologi ed ecologi, e che rappresenta un primo tentativo di fornire lo stato dell'arte delle conoscenze relative alla pesca dal periodo Romano al XX secolo nel contesto del Mediterraneo. Gli atti, editi da ISPRA, sono disponibili in versione digitale al sito <http://www.tegnue.it/II%20mare%20Come%20era.pdf>.

Negli articoli successivi vengono invece introdotte le ricerche svolte nel contesto dell'ecologia storica da parte dei ricercatori dell'ISPRA, sia in termini di descrizione delle potenzialità dell'applicazione di tale

approccio all'Alto Adriatico e alla Laguna di Venezia, che in analisi di dettaglio sia a sfondo storico che ecologico.

Il primo contributo di queste sintesi riporta i risultati preliminari, presentati al congresso internazionale *Oceans Past*, tenutosi a Kolding in Danimarca nel 2005, di uno studio che aveva come obiettivo valutare la fattibilità dell'applicazione dell'approccio HMAP nel contesto dell'Alto Adriatico e della Laguna di Venezia (par. 1.4.2). Questo lavoro, che riguardava la descrizione della fauna marina nel periodo compreso tra il basso Medio Evo ed oggi, è seguito da un approfondimento di simile tenore (par. 1.4.3) riferito con maggiore dettaglio al periodo a partire dal 1800, e presenta sostanzialmente le attività di ricerca attualmente in corso presso la sede ISPRA volte a valutare lo stato delle risorse marine in Alto Adriatico e Laguna di Venezia a partire dal 1800.

I due articoli successivi hanno principalmente contenuti di carattere storico. Il primo rappresenta uno studio relativo allo sfruttamento delle risorse ittiche dell'Adriatico da parte dei pescatori di Chioggia nel periodo compreso tra la metà del XIX secolo e l'inizio del XX secolo (par. 1.4.4). Questa ricerca riveste particolare importanza in quanto evidenzia l'importanza storica della marineria di Chioggia, le diverse metodologie di pesca in uso, le migrazioni dei pescatori nelle diverse aree dell'Adriatico e le relative cause e conseguenze. Nel contributo successivo (par. 1.4.5) vengono invece presentate le conoscenze relative all'attività di pesca in un altro ecosistema, ovvero la Laguna di Venezia, in un periodo storico compreso tra il XIX e l'inizio del XX secolo. In esso, oltre ad un'analisi delle metodologie di pesca, delle imbarcazioni e delle specie pescate, viene descritta la legislazione vigente in tale periodo relativa alla gestione delle risorse lagunari, evidenziando come, malgrado durante tutto l'arco di tempo considerato la laguna rappresentasse la principale risorsa alimentare per le popolazioni locali, dopo la caduta della Repubblica Serenissima si sia assistito ad una progressiva deregolamentazione delle attività di pesca, cui seguì un declino delle risorse lagunari legato alla proliferazione di pratiche di pesca dannose.

L'articolo successivo introduce alcuni aspetti relativi all'utilizzo di dati semiquantitativi provenienti dai naturalisti dell'800, come possibile fonte di informazioni a cui comparare dati di natura quantitativa, provenienti ad esempio da serie storiche di sbarcato e *trawl-survey* (par. 1.4.6). Questo approccio, relativo al caso studio dei Selaci, viene ripreso nel successivo contributo (Par. 1.4.7) ed esteso all'intera comunità ittica dell'Adriatico mediante un approccio statistico più raffinato. In esso si mostra la presenza di cambiamenti sostanziali nella composizione della comunità ittica di tale ecosistema nel corso degli ultimi due secoli, con segnali di riduzione della presenza percentuale di gruppi di specie particolarmente vulnerabili al disturbo della pesca, quali i grandi predatori ed i Selaci in genere.

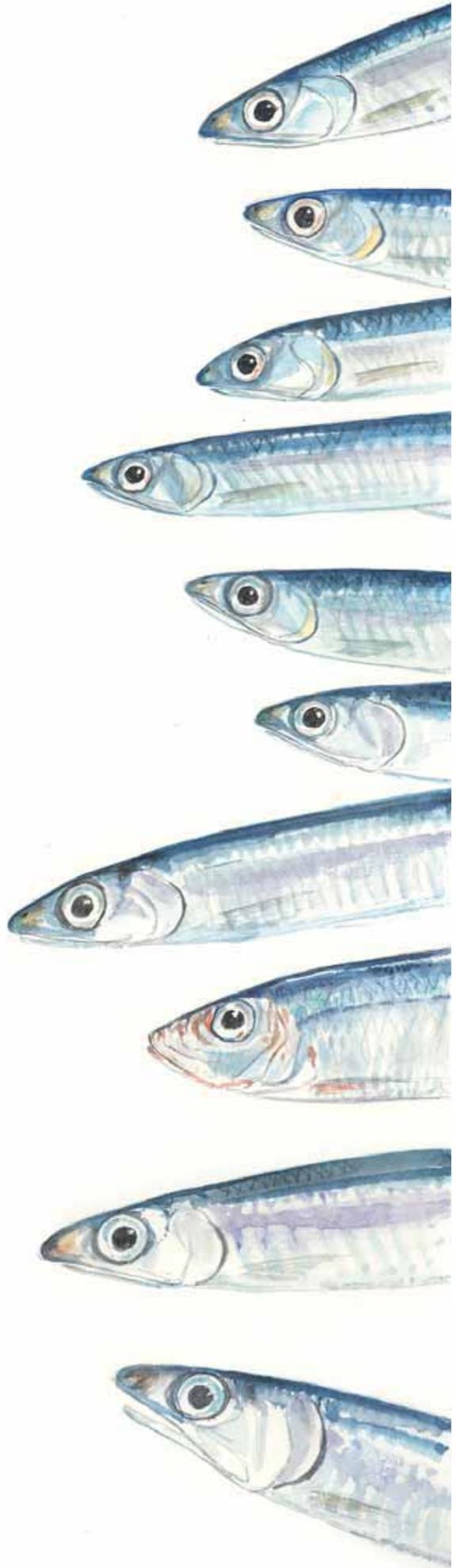
Infine, l'ultimo contributo di questa sezione (par. 1.4.8) considera l'andamento delle serie storiche di sbarcato provenienti da diversi porti dell'Alto Adriatico (Chioggia, Venezia, Trieste, Fiume) nel periodo compreso tra il 1904 ed il 2003. Mediante l'utilizzo di indicatori di tipo trofodinamico (Livello Trofico Medio, Rapporto Pelagici/Demersali), gli autori descrivono la presenza di cambiamenti nella composizione delle catture ascrivibili sia agli effetti diretti della pesca che alle fluttuazioni ambientali, in particolare eutrofizzazione e crisi anossiche.

Le tematiche gestionali vengono trattate nella **sezione 1.5**. L'articolo che apre il capitolo (par. 1.5.1) è relativo ad uno studio che ha avuto come oggetto la descrizione della pesca in Alto Adriatico, sia su base sperimentale che modellistica. Da un lato, infatti, è stato condotto un campionamento intensivo delle catture e dello scarto di diverse attività di pesca (rapido, tartana, volante, draga idraulica) con imbarchi sia su imbarcazioni italiane (Marineria di Chioggia) che croate (Marineria di Cittanova). Dall'altro i dati acquisiti sono stati integrati mediante l'utilizzo di modelli matematici a bilancio di massa (del tipo EwE) per analizzare lo stato dell'ecosistema alto Adriatico. Diverso invece l'argomento trattato nel paragrafo successivo (par. 1.5.2), relativo alle barriere artificiali, oggi considerate come uno strumento utile per diverse finalità gestionali tra le quali ricordiamo, ad esempio, il fornire zone di aggregazione e protezione per specie ittiche. Gli autori focalizzano il loro intervento sulle metodiche di monitoraggio dell'efficacia di tali strumenti, in relazione non solo alla componente ittica ma anche ai popolamenti epibentonici che colonizzano le strutture artificiali ed i popolamenti macrobentonici di fondo molle che possono essere affetti dall'introduzione di tali strutture.

La **sezione 1.6**, relativa alla maricoltura sostenibile, fa riferimento ad un interessante lavoro inerente la molluschicoltura “*off-shore*” (par. 1.6.1) basato sulle attività condotte nell’ambito del progetto europeo ECASA (*ECosystem Approach for Sustainable Aquaculture*). Questo documento riassume i risultati delle analisi modellistiche sperimentali condotte in un allevamento di mitili posto in prossimità della costa veneta (Chioggia) dove sono state condotte diverse misure per valutare l’impatto ambientale di questa tipologia di allevamenti. Gli autori indicano che a livello locale l’impatto dei singoli impianti è trascurabile, mentre su scala regionale è necessario pianificare in modo oculato l’allocazione e concentrazione di tali impianti, in modo da evitare che l’eccessiva densità si traduca in una riduzione della produttività a causa dell’elevata predazione sulla componente planctonica.

Il resp. STS Chioggia
Dr. O. Giovanardi





1. USO SOSTENIBILE DELLE RISORSE RINNOVABILI

1.1 EFFETTI DELLA PESCA SULLE COMUNITÀ BENTONICHE E SULLO SCARTO

A cura di: Dott. Saša Raicevich, Dott. Orello Giovanardi, Dott. Michele Romanelli

1.1.1. MODIFICAZIONI DELLE COMUNITÀ BENTONICHE MARINE INDOTTE DALLA PESCA CON IL “RAPIDO”

Tratto da: GIOVANARDI O., 2004. Indagine a diverse scale spazio-temporali sulle modificazioni delle comunità bentoniche marine indotte dalla pesca con il “Rapido”. Relazione finale ICRAM/Ministero Politiche Agricole e Forestali, Dicembre 2004 (cod. 5A34). Collaborazione di: R. BOSCOLO, L. BOTTER, F. DA PONTE, M. GIANI, A. GRANZOTTO, G. FRANCESCHINI, S. LIBRALATO, L. MANZUETO, F. PRANOVI, S. RAICEVICH, F. SAVELLI, M. ZUCCHETTA.

Introduzione

Tra le diverse fonti di disturbo antropico presenti in ambiente marino, la pesca rappresenta quella più diffusa e rilevante (Jennings e Kaiser, 1998). Le possibili conseguenze di un simile disturbo diretto ripetuto su un’ampia scala spaziale e temporale, possono indurre degli effetti di tipo indiretto (Jennings e Kaiser, 1998) che si manifestano ai diversi livelli gerarchici di organizzazione biologica, propagandosi dagli individui fino al livello degli ecosistemi, determinando ad esempio casi di estirpazione effettiva di specie, alterazioni importanti nelle comunità bentoniche (Kaiser *et al.*, 2002), fino allo spostamento dell’equilibrio degli ecosistemi (Pranovi *et al.*, 2003).

Nel panorama della pesca in Italia molti sono gli attrezzi da pesca, in particolare a strascico, di interesse per la valutazione del loro impatto. Fra questi, sicuramente risulta esservi il “rapido”, per le sue peculiari caratteristiche tecniche e operative. L’attrezzo, del peso di circa 170 kg, si compone di una bocca metallica rigida larga 3,0-4,5 m, sulla cui estremità inferiore è presente una fila di denti di ferro, disposti in modo da penetrare nel sedimento per un massimo di 5 cm.

In Adriatico Settentrionale, in particolare nella Marineria di Chioggia, è concentrato il maggiore numero di imbarcazioni che utilizzano il rapido, con oltre 50 motopescherecci che adottano tale attrezzo, almeno saltuariamente, per la cattura di pectinidi in alto mare (principalmente *Aequipecten opercularis* ma anche *Pecten jacobaeus*), oppure pleuronettiformi (*Solea vulgaris*, *Platichthys flesus*) e molluschi cefalopodi (*Sepia officinalis*) principalmente sottocosta. Ad essi si somma un elevato numero di imbarcazioni (circa 200) che opera nella medesima area utilizzando la cocchia.

Il presente lavoro, finanziato nell’ambito del V Piano Triennale, cerca quindi di sviluppare questo tipo di tematiche con l’intento di fornire informazioni utili all’implementazione di un approccio di tipo ecosistemico nell’ambito di uno sfruttamento sostenibile delle risorse in alto Adriatico.

Obiettivi della ricerca

Gli obiettivi specifici della ricerca erano:

- verifica degli effetti dell’attrezzo sulla comunità bentonica di fondi fangosi mediante passaggi sperimentali ed indagine sulle modalità di ripristino nel tempo;
- prove preliminari dell’impiego del S.P.I. (“Sediment Profile Image”) nell’ambito di valutazioni degli effetti di attrezzi da pesca a strascico sul fondo, in ambienti costieri;
- prove di selettività dell’attrezzo, mediante pescate sperimentali e l’utilizzo di appositi ‘cover’ da fissare ad attrezzi commerciali;
- approfondimento della problematica relativa alla sopravvivenza degli organismi catturati dall’attrezzo con stime delle aspettative di vita;
- approccio preliminare all’applicazione del “Side Scan Sonar” nell’ambito di valutazioni dello sforzo di pesca con il rapido;
- valutazioni degli eventuali cambiamenti a lungo termine della composizione della comunità

macrobentonica in aree soggette a pesca mediante raccolta di dati storici che possano essere utili per effettuare confronti con la situazione attuale e pesche sperimentali da effettuarsi in aree per le quali siano disponibili dati di simili prove effettuate in passato.

Valutazione degli effetti della pesca con il rapido sul comparto abiotico

La valutazione sperimentale degli effetti immediati della pesca con il rapido sul comparto abiotico ha seguito uno schema generale di tipo “before *vs.* after”, ovvero il confronto tra parametri relativi al comparto abiotico in un’area indisturbata a sedimento fangoso (individuata nei pressi di un impianto di mitilicoltura *off-shore*, con fondale sui 14 m) rispettivamente prima (“before”) ed immediatamente dopo (“after”) la realizzazione di un disturbo sperimentale mediante rapido.

Il passaggio sperimentale del ‘rapido’ non sembra scavare un vero e proprio solco quanto piuttosto un avvallamento di un paio di centimetri di profondità come descritto per altri attrezzi a strascico (Tuck *et al.*, 1998; Raicevich, 2000).

L’analisi dei tracciati *Side Scan Sonar* ha permesso di determinare con certezza la presenza di un disturbo fisico sul sedimento (fatto confermato anche tramite *Sediment Profile Image*), in accordo con quanto descritto da altri autori che indicano nell’appiattimento delle scabrosità del fondo e nella ‘asportazione dei sedimenti fini’ le cause della alterazione della risposta acustica del sedimento rilevata con questo strumento (Giovanardi *et al.*, 1998).

Il ‘rapido’ dunque non sprofonda nel sedimento fangoso grazie all’azione di sostegno dei pattini di cui è dotato, ma ugualmente asporta e risospinge i primi 2-2.5 cm di sedimento. Le analisi granulometriche infatti hanno permesso di verificare una diminuzione percentuale di particelle fini nella composizione dei campioni prelevati subito dopo il passaggio sperimentale, in accordo con quegli autori (Meyer *et al.*, 1981) che individuano negli attrezzi da pesca una causa di alterazione della stratificazione dei sedimenti.

Il passaggio dell’attrezzo provoca inoltre un evidente fenomeno di risospensione delle particelle appartenenti allo strato più superficiale di sedimento. Questo determina la formazione di una nuvola statisticamente confrontabile per composizione granulometrica ai campioni di sedimento raccolti prima del passaggio dell’attrezzo. Essa veicola anche una grande quantità di sostanza organica e nutrienti precedentemente ‘stoccati’ nel sedimento, come verificato dalle analisi condotte in questo studio (Fig. 1.1.1).

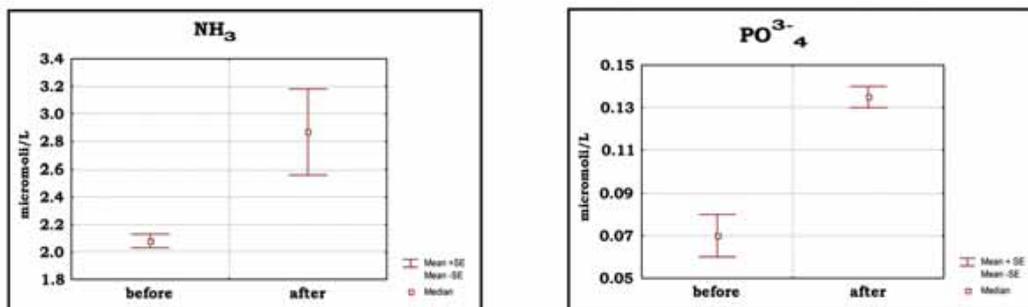


Fig. 1.1.1 - Confronto tra le concentrazioni di ammoniaca (NH₃) e fosfati (PO₃₋₄) nell’acqua di mare in prossimità del fondale prima (“before”) e dopo (“after”) il passaggio sperimentale del ‘rapido’.

L’elevato sfruttamento presente nel Nord Adriatico ad opera della pesca con il rapido, ma anche da parte di altri attrezzi a strascico, suggerisce che questo fenomeno su vasta scala possa portare nel lungo periodo ed in particolare nelle aree intensamente sfruttate, ad una significativa alterazione dei cicli biogeochimici e delle caratteristiche granulometriche e geotecniche del sedimento, come osservato per altri attrezzi Laguna di Venezia (Pranovi *et al.*, 2004).

Effetti sulla comunità bentonica

Allo scopo di valutare quale siano le dinamiche di ricolonizzazione che si instaurano nelle comunità macro- e meio-bentoniche a seguito al disturbo della pesca con il rapido è stato adottato uno schema di campionamento mutuato dal protocollo BACI (“Before” *vs.* “After”; “Control” *vs.* “Impact”). Esso

prevede l'analisi delle comunità studiate prima ("Before") e dopo ("After") l'applicazione del disturbo sperimentale (nel nostro caso il passaggio dell'attrezzo da pesca in esame).

L'analisi è stata estesa fino a 1 mese dal passaggio del 'rapido' per il macrobenthos e 3 mesi per il meiobenthos, con campionamenti realizzati il giorno prima ("before"), immediatamente dopo ("T₀"), 24 ore dopo ("T_{24h}"), 9, 29 e 90 giorni dopo (ossia "T₉", "T₂₉" e "T₉₀").

L'analisi dei campioni bentonici raccolti nell'area sperimentale ha evidenziato la presenza di 75 taxa appartenenti a 5 phyla. A seguito del passaggio sperimentale si evidenzia un incremento nel numero di specie nei campioni raccolti immediatamente dopo ("T₀") e nove giorni dopo ("T₉ solco") (Fig. 1.1.2 A). Il corrispondente numero di individui non presenta significative variazioni mantenendosi su valori confrontabili con quelli ottenuti nei campioni 'before' (Fig. 1.1.2 B).

Le specie 'nuove' che giustificano questa variazione, sono tra le altre: *Acanthocardia paucicostata*, *Aporrhais pespelecani*, *Liocarcinus maculatus*. Nei campioni raccolti a 'T₂₉ solco' si verifica un aumento notevole nel numero degli individui, ma non nel numero di specie. Si ritrovano infatti molti individui appartenenti a specie dotate di buona mobilità e di abitudini trofiche del tipo 'scavengers' come *Diogenes pugilator*, *A. pespelecani* e crostacei Gammaridae.

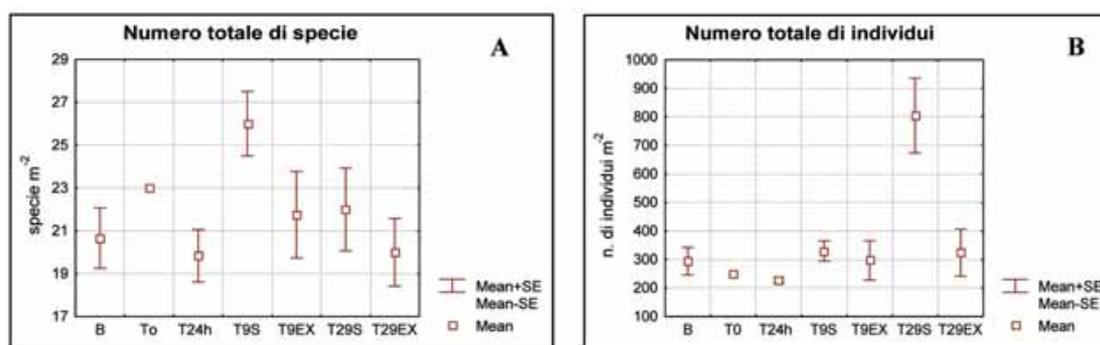


Fig. 1.1.2. Numero totale di specie (A) e numero totale di individui (B) rilevati nei campioni prelevati prima ('B'), dopo ('T₀'), 24 ore dopo ('T_{24h}'), 9 giorni dopo dentro solco ('T₉S') e fuori solco ('T₉EX'), 29 giorni dopo dentro solco ('T₂₉S') e fuori solco ('T₂₉EX').

Non si tratta infatti di una ricolonizzazione in senso stretto, ma piuttosto dell'arrivo di specie opportuniste che si spostano nel solco per sfruttare una nicchia trofica resa disponibile dagli effetti del 'rapido', confermando così la tesi di altri autori (Kaiser e Spencer, 1995; Raicevich, 2000).

La risposta comportamentale dei vari gruppi trofici è differenziata e guidata proprio dalle abitudini alimentari. Gli 'scavengers' veloci (con elevate capacità motorie) immediatamente richiamati dalla presenza di cibo presentano un valore massimo nell'abbondanza proprio nei campioni raccolti poche ore dopo il passaggio sperimentale. Gli 'scavengers' lenti impiegano un tempo maggiore per arrivare nell'area disturbata dall'attrezzo, infatti raggiungono un massimo solo 9 giorni dopo il passaggio, sufficiente a giustificare l'aumento del valore dell'indice di Margalef (ricchezza in specie) relativo a questo set di campioni. Infatti, proprio l'azione di sminuzzamento e triturazione in precedenza messa in atto dagli 'scavenger' veloci rende poi possibile l'alimentazione degli 'scavengers' lenti'.

Anche l'andamento del gruppo dei detritivori che presenta un massimo nei campioni raccolti 'dentro solco' 29 giorni dopo il passaggio è segno della persistenza della mediazione trofica nel processo di ricolonizzazione. Questi organismi si nutrono infatti delle particelle di piccole dimensioni presenti sulla superficie del sedimento. E' però necessario un certo tempo (in questo caso un mese) perché i processi di sminuzzamento e degradazione delle particelle grossolane messi in atto da altri organismi richiamino i detritivori.

L'aumento dei detritivori nell'area soggetta al passaggio del 'rapido' determina un concentramento di possibili prede per organismi carnivori: si verifica infatti un aumento di 'scavengers' veloci nei campioni 'dentro solco' prelevati 29 giorni dopo il passaggio rispetto ai campioni 'fuori solco'.

Questo dato è confermato anche dalla diminuzione del valore assunto dall'indice di diversità di Shannon per i campioni raccolti 'dentro solco' 29 giorni dopo e dalla contestuale diminuzione dell'indice di equitabilità di Evenness. Con un'analisi più raffinata, utilizzando strumenti come l'MDS, ANOSIM, MDI e SIMPER, è stato possibile confermare i risultati ottenuti.

In conclusione, l'insieme degli studi condotti evidenzia che il disturbo della pesca con il rapido non si limita alla parziale rimozione della fauna, ma induce cambiamenti nella struttura delle comunità mediate dalla presenza di cibo (in particolare carogne di animali uccisi o danneggiati) e dalle caratteristiche del sedimento (tessitura, cicli geochimici).

Gli effetti del passaggio del 'rapido' sulla comunità meiobentonica sono stati analizzati nel tempo, fino a 90 giorni. Questo ha permesso di sviluppare un'analisi temporale più ampia rispetto a quella utilizzata per la comunità macrobentonica.

Nei campioni di meiobenthos prelevati nell'area sperimentale sono rappresentati 6 *phyla* e 32 *taxa*. Sia per il numero di specie che per il numero totale di organismi si presenta una riduzione significativa a seguito del passaggio sperimentale del 'rapido'. Nel caso del numero di specie si riscontra un sostanziale recupero dopo 29 giorni ('T_{29S}'; 'T_{29EX}'). Il numero di individui resta invece attestato su valori minori di quelli precedenti al passaggio sperimentale. Salvo che per i campioni 'T_{29S}' e 'T_{29EX}', il numero di organismi rilevati è maggiore nell'area esterna al solco (Fig. 1.1.3).

Tutti gli indici di diversità considerati indicano come maggiormente dispersi i campioni raccolti 'dentro solco' 29 giorni dopo il passaggio del 'rapido'. La presenza di questo effetto 'ritardato' è in linea con i risultati evidenziati di un nostro precedente studio ("Studio degli effetti della pesca con il rapido") che considera gli effetti del disturbo del passaggio del 'rapido' su fondale sabbioso, tanto che i "pattern" di colonizzazione sembrano essere i medesimi. Ciò avviene nonostante vi siano nette differenze in termini di struttura e di effetto iniziale tra le due comunità di sabbia e fango.

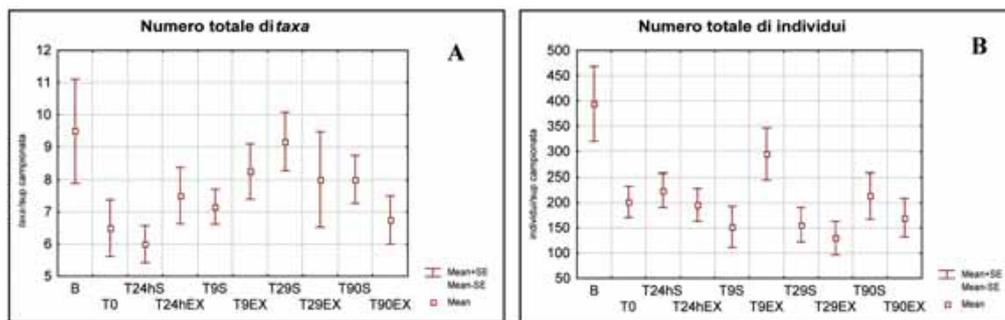


Fig. 1.1.3 Numero totale di taxa (A) e numero totale di individui (B) rilevati nei campioni prelevati prima ('B'), dopo ('T₀'), 24 ore dopo dentro solco ('T_{24hS}') e fuori solco ('T_{24hEX}'), 9 giorni dopo dentro solco ('T_{9S}') e fuori solco ('T_{9EX}'), 29 giorni dopo dentro solco ('T_{29S}') e fuori solco ('T_{29EX}'), 90 giorni dopo dentro solco ('T_{90S}') e fuori solco ('T_{90EX}').

Va inoltre rilevato che in un recente studio è stato dimostrato che in zone sfruttate dalla pesca demersale vi sarebbe una riduzione di diversità nella comunità dei Nematodi (Schratzberger e Jennings, 2002), piuttosto che nella loro abbondanza. Il dettaglio tassonomico seguito in queste analisi ed in quelle precedentemente condotte su sabbia non permette però di testare questa ipotesi.

Prove di selettività dell'attrezzo

La valutazione della selettività dell'attrezzo è stata realizzata mediante prove a bordo di un peschereccio operante con rapidi armati di rete commerciale con maglia di dimensione 40 mm (da nodo a nodo) e la cui parte terminale è generalmente detta "codend". Esternamente ad essa è stata posta una rete di maglia di dimensioni minori (28 mm; detta "cover"), in modo da raccogliere gli organismi che non trattenuti dalla prima. Sono state quindi realizzate alcune cale sperimentali standardizzate (durata = 5 minuti; velocità = 11 km h⁻¹) sia su fondali sabbiosi che fangosi.

Le prove sperimentali sono state effettuate su biocenosi sia di fango che di sabbia per verificare le risposte degli organismi in funzione delle loro dimensioni, morfologia e fragilità corporea.

In generale, si osservano delle differenze importanti tra la selettività dell'attrezzo su sabbia e fango. Esse possono essere ascritte all'effetto di riempimento che su sabbia il "codend" subisce a causa dell'abbondanza di *Aequipecten opercularis*: organismi ingombranti che ostruendo le maglie riducono la selettività della rete. Su fango questo non avviene perché la specie più abbondante (*A. pespelecani*) ha dimensioni medie minori e forma meno ingombrante, tanto da non essere trattenuto dal codend in modo massiccio.

Si può quindi affermare che la composizione della biocenosi su cui opera l'attrezzo influenza la selettività del rapido. Su sabbia, dopo solo 5' di cala, l'attrezzo è così ostruito da trattenere praticamente tutti gli organismi incontrati; se al contrario il volume del pescato nella rete non è elevato, come nel caso del sedimento fangoso, la rete continua a selezionare gli organismi in funzione della loro dimensione e forma.

Nel caso del sedimento fangoso, le prove multiple di selettività, realizzate estendendo il periodo di analisi fino a 10' di durata della cala, mostrano come dopo questo termine si hanno già le prime evidenze dell'effetto del riempimento del codend sul passaggio degli organismi attraverso le maglie. Cionondimeno la distribuzione di taglie tra *cover* e *codend* mantiene le caratteristiche generali evidenziate con la prova singola di 5' su fango: principalmente gli organismi non sono trattenuti dal *codend* ma lo oltrepassano.

Approfondimento della sopravvivenza delle specie catturate

Le prove di sopravvivenza hanno confermato l'importanza della durata del periodo di esposizione all'aria e del fattore stagionale nel determinare la sopravvivenza del granchio *Liocarcinus depurator*, utilizzato come specie guida per l'approfondimento di questa tematica. Nel campionamento invernale circa il 10% degli individui raccolti è morta entro un'ora di esposizione all'aria, a differenza dell'estate, periodo in cui la mortalità è stata invece elevatissima, essendo morti il 100% degli individui entro 40 minuti di esposizione all'aria.

La severa mortalità osservata nel nostro esperimento estivo, può essere giustificata dal fatto che gli organismi sono stati catturati a profondità di circa 27 m, ovvero al di sotto del termocline estivo, e quindi sono stati sottoposti ad uno *shock* termico di circa 14 °C, a differenza di quanto avvenuto in periodo invernale, in cui lo *shock* termico è stato molto limitato, ovvero nell'ordine dei 3 °C. Inoltre, l'elevato valore della temperatura dell'aria in periodo estivo, in quanto tale, contribuisce ad aumentare lo stress dei brachiuri sia per l'elevata perdita di liquidi associata all'evaporazione, che per l'aumento dei parametri metabolici associato alle temperature elevate.

Questi risultati sono in linea con quanto ottenuto nel precedente studio sull'impatto del rapido e dal quadro che emerge indica come gli effetti della cattura e selezione del pescato possano essere importanti sulle specie appartenenti allo scarto, con particolare riguardo al periodo estivo.

Valutazione dello sforzo di pesca mediante "Side Scan Sonar"

I risultati ottenuti confermano, come affermato da altri autori (cfr. Newton e Stefanon, 1975), le potenzialità dell'utilizzo del sonar a scansione laterale come strumento per una valutazione indipendente dello sforzo di pesca. Le immagini acquisite consentono di quantificare con sufficiente precisione la superficie esplorata da attrezzi a strascico quali rapido e coccia.

La rilevabilità del solco sembra essere influenzata dal tipo di sedimento e di battente d'acqua presenti, ma ulteriori verifiche devono essere condotte anche allo scopo di valutare l'influenza sulla stessa delle condizioni meteomarine, come ad esempio eventi di tempesta. La realizzazione di campagne di monitoraggio tramite *Side Scan Sonar* su aree intensamente sfruttate dall'attività di pesca a strascico appare, dunque, uno strumento utile per la quantificazione dello sforzo, l'analisi della sua distribuzione e la comprensione delle modificazioni indotte sull'ambiente.

Effetti a lungo termine della pesca con il rapido in Nord Adriatico

La mancanza di dati di riferimento puntuali relativi a catture del rapido in periodi non recenti e la sovrapposizione del suo disturbo su vasta scala a quello dovuto ad altre attività di pesca, quali lo strascico, ha reso necessario l'utilizzo come riferimenti di alcune campagne di 'trawl survey' realizzate con coccia nel Nord Adriatico nel 1948 (Karlovac, 1956) e nel 1982 (Šimunovic', 1999). Tali dati sono stati confrontati con valori relativi a delle campagne realizzate *ad hoc* con una imbarcazione operante con rete a strascico tradizionale (tartana o "coccia") in Nord Adriatico. I confronti vanno quindi considerati come rappresentativi degli effetti della pesca demersale (strascico e rapido) nel periodo considerato. La scelta di operare con la medesima tipologia di attrezzo da pesca utilizzato per questi *trawl survey* (ovvero la rete a strascico), è determinata dalla necessità di aver un *data-set* confrontabile. Tutto ciò permette di considerare dati quali il "discard ratio" (ovvero il rapporto tra biomassa del pescato commerciale e dello scarto) e la composizione dello scarto nei diversi periodi utilizzati.

Un primo confronto tra il valore di “discard ratio”, evidenzia come questo parametro si sia ridotto notevolmente, passando da valori compresi tra 4 e 40, e da 2.4 a 24 rispettivamente nel 1948 e 1982, a quelli attuali che fluttuano tra 1.6 e 3.4 (Fig. 1.1.4).

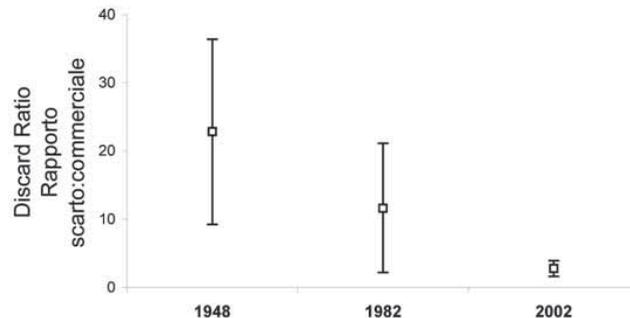


Fig.1.1.4 - Andamento del “Discard ratio” (rapporto scarto:commerciale), rappresentato come valore medio \pm deviazione standard, relativo al Nord Adriatico rilevato nelle campagne di trawl survey nel 1948, 1982 e nel presente studio (2002).

Inoltre, è possibile confrontare i dati ottenuti con quelli relativi alla composizione percentuale dello scarto nel 1982 (Šimunović *et al.*, 1999) non essendo purtroppo disponibile lo stesso dettaglio per il 1948. Nel 1982 le biomasse catturate di poriferi, artropodi, tunicati e molluschi erano più importanti (16%, 26%, 17% e 17%) che nei dati ottenuti nel 2002 (15%, 9%, 6% and 5% rispettivamente), mentre gli echinodermi sono passati dal 21% al 52%.

Šimunović (1999) ha riportato la presenza di ben 13 specie appartenenti al *phylum* dei poriferi, mentre nel 2002 sono state identificate 4 specie. La maggior parte delle specie “mancanti” sono caratterizzate da elevate dimensioni, quali *Siphonocalina crassa*, *Clathria coralloides*, *Geodia* sp. e *Tedania anhelans*, suggerendo che vi sia stata una riduzione di alcune specie più vulnerabili.

L'insieme dei dati raccolti sembra quindi confermare la presenza di una semplificazione ed omogeneizzazione dell'habitat bentonico, supportando l'ipotesi secondo cui il nord Adriatico sarebbe entrato in uno “stato di pesca” (*sensu* Jennings and Kaiser, 1998). Il disturbo prodotto dalla continua attività di pesca perdurerebbe nel tempo, mantenendo così la comunità in uno stato semplificato (Underwood, 1994; Pranovi *et al.*, 2005).

Non va però dimenticato che il mare Adriatico è soggetto ad altre forme di disturbo di origine antropica, come l'eutrofizzazione, le cui conseguenze sono sia un aumento della produzione primaria e sia eventi di anossia e di morie nelle comunità bentoniche (Šimunović *et al.*, 1999). Va comunque ricordato che la presenza di tali fenomeni è stata evidenziata come caratteristica, anche in tempi storici, del Nord Adriatico per la presenza di condizioni oceanografiche che ne favorirebbero la formazione (Degobbis *et al.*, 2000). Le comunità bentoniche, sarebbero, quindi, già adattate a questo disturbo di tipo “pulse” (Underwood, 1994).

Conclusioni

Sulla base dei dati raccolti in questa ricerca e tenendo conto dell'elevato sforzo di pesca presente in Nord Adriatico è possibile concludere che:

- Il disturbo fisico del rapido sul comparto bentonico di sedimento fangoso determina significative alterazioni morfologiche e tessiturali del primo strato di sedimento, inducendo un netto fenomeno di risospensione di sedimento e nutrienti, forse in grado di alterare i flussi biogeochimici nelle aree maggiormente disturbate;
- Un singolo evento di disturbo del rapido induce cambiamenti nella struttura delle comunità macro e meio-bentoniche di fondo fangoso, con fenomeni di recupero principalmente guidati dagli “scavengers” che non si concludono entro il primo mese di disturbo;
- La selettività dell'attrezzo viene rapidamente compromessa già dopo 5 minuti di pesca quando opera su sedimenti sabbiosi, caratterizzati dalla presenza di organismi di dimensioni elevate e detrito conchigliare; viceversa questo fenomeno è più trascurabile operando su fango;

- La fase di selezione delle specie commerciali (“sorting”) può determinare elevatissime mortalità nelle specie non commerciali in particolare in estate a causa dello shock termico associato;
- La valutazione di dettaglio dello sforzo di pesca con il rapido può essere efficientemente coadiuvata dall’applicazione di strumenti acustici quali il “Side scan Sonar”;
- L’impatto della pesca con il rapido (e con lo strascico) valutato a livello preliminare a vasta scala spaziale (Nord Adriatico) e temporale (1948-2002) suggerisce la presenza di cambiamenti strutturali di rilievo nella comunità della macro epifauna, con riduzione della presenza delle specie maggiormente vulnerabili al disturbo della pesca (dimensioni e fragilità elevate);
- L’insieme dei risultati conseguiti deve concorrere ad una migliore gestione di questa attività, che risulta essere ad alto impatto, nell’ambito di un approccio di tipo ecosistemico.

Platophrys nodas



*ombiteo da grotta
7-6-02, paraggi del
ciò*

no klopae

ES

1.1.2 IL DISTURBO DA PESCA A STRASCICO E DINAMICHE DI RICOLONIZZAZIONE A MEDIO TERMINE: UN APPROCCIO FUNZIONALE COMPARANDO HABITAT SABBIOSI E FANGOSI IN ADRIATICO SETTENTRIONALE

Tratto da: PRANOVI F., RAICEVICH S., LIBRALATO S., DA PONTE F., GIOVANARDI O., 2005 - Trawl fishing disturbance and medium-term recolonization dynamics: a functional approach to the comparison between sandy and muddy habitats in the Adriatic Sea (Northern Mediterranean Sea). In: P.W. Barnes e J. P. Thomas (Eds), Benthic habitats and the effects of fishing, *American Fishery Society Symposium*, 41, Bethesda, Maryland: 545-569.

Introduzione

Gli studi sulla ricolonizzazione in substrati mobili sono da tempo oggetto di studio da parte dell'ecologia marina (Pearson e Rosenberg, 1978; Thristle, 1981; Hall *et al.*, 1996). In particolare, si è data grande attenzione ai processi di "recupero" dopo eventi di disturbo indotti dall'uomo e sono stati sviluppati modelli concettuali per valutarne l'impatto sulle dinamiche di popolazione di singole specie o di comunità bentoniche (Grassle e Grassle, 1974; Pearson e Rosenberg, 1978; Dittmann *et al.*, 1999). Inoltre, gli studi sulla ricolonizzazione hanno portato all'elaborazione di uno schema generale secondo cui i primi stadi del processo sono dominati da specie opportunistiche con strategia riproduttiva *r* e quelli successivi da specie con strategia di tipo *k* (Grassle e Grassle, 1974; McCall, 1977; Pearson e Rosenberg, 1978; Rhoads *et al.*, 1979).

Zajac *et al.* (1998) hanno evidenziato come la scala degli studi sia un elemento chiave per valutare appropriatamente i processi di ricolonizzazione di fondali mobili, mentre gli esperimenti relativi all'impatto della pesca di solito si riferiscono ad aree abbastanza piccole. Ciò rende difficile estendere le conclusioni alla pesca commerciale ed il periodo relativamente breve in cui si svolgono non permette di cogliere gli effetti cronici (ossia a lungo termine) determinati dalla pesca (Collie *et al.*, 1997; Thrush *et al.*, 1998; Kaiser *et al.*, 2000; Jennings *et al.*, 2001). Tuttavia, seppur con le evidenziate limitazioni, il contributo di un approccio sperimentale è fondamentale per la comprensione dei processi di ricolonizzazione dei fondali a seguito del disturbo della pesca.

Nel presente studio abbiamo utilizzato diversi indici funzionali (indici di diversità, struttura della comunità, gruppi trofici, analisi della produzione di biomassa e dei flussi energetici) per confrontare i processi di ricolonizzazione in habitat di siti fangosi e sabbiosi sottoposti ad un'unica cala con "rapido". Nella zona sabbiosa si sono fatti confronti tra il sito sperimentale e quelli circostanti frequentemente soggetti ad attività di pesca, onde ottenere informazioni sugli effetti cronici dei pescherecci commerciali.

Metodi

I siti sperimentali per le 2 cale sperimentali con il rapido erano posizionati a 11 miglia nautiche ad Est della Laguna di Venezia (fondo sabbioso, profondità di 23 m) e in un'area fangosa ad 1 miglio dalla foce del Sile (profondità di 11 m). Lo studio nel primo sito è iniziato a fine Novembre 1999 ed un anno dopo quello sul secondo sito.

I due siti sperimentali sono stati selezionati in modo da non essere soggetti ad attività di pesca, in quanto quello su fondo sabbioso è localizzato nei pressi di un impianto di mitilicoltura in sospensione ed il sito sabbioso in prossimità di strutture sommerse (Pranovi *et al.*, 2000; Da Ponte, 2001). Nei due siti sono state preliminarmente condotte delle prospezioni con *side-scan sonar* per verificare l'assenza di tracce lasciate sul sedimento da reti trainate ed, analogamente, le medesime prospezioni sono state realizzate in ognuno dei giorni previsti per i campionamenti post-impatto.

Lo schema sperimentale adottato è stato di tipo "B.A.C.I.", con prelievo di campioni sia entro ("impact") che fuori ("control") la zona del disturbo sperimentale e sia prima ("before") che dopo ("after") tale evento. Il disturbo è consistito da singole cale realizzate in ciascun sito con il "rapido", attrezzo da pesca con bocca rigida, del tipo utilizzato in Nord-Adriatico per la cattura di pesci piatti o dei "canestrelli" (*Aequipecten opercularis*) (Hall-Spencer *et al.*, 1999). I campionamenti di benthos sono stati svolti in ciascun sito sperimentale poco prima di realizzare il disturbo mediante rapido, subito dopo lo svolgimento delle cale, e poi a distanza di 9, 29, 90, 270 giorni e 7, 9, 30, 90, 270, 900 giorni rispettivamente nel sito caratterizzato da fondale sabbioso e fangoso. Inoltre, nella zona sabbiosa si è provveduto a prelevare campioni anche in un sito contiguo soggetto a normale attività di pesca con rapido.

I campionamenti sono stati realizzati sia entro che fuori la traccia delle cale sperimentali da sommozzatori, mediante “sorbona ad acqua” su una superficie di 0,3 m² e setaccio da 1 mm di maglia, operando fino a 25 cm di profondità nel sedimento. In ogni occasione sono state realizzate diverse repliche di campionamento ed il materiale biologico raccolto è stato poi conservato a -20 °C. In sede di esame in laboratorio i campioni sono stati scongelati e trattati con colorante rosso “bengala” per rendere gli organismi più visibili e facilitarne quindi la selezione dal materiale inorganico; successivamente gli organismi sono stati classificati, per quanto possibile, a livello di specie o di genere. Infine gli individui appartenenti a ciascun *taxon* sono stati contati e pesati assieme.

Al fine di valutare la diversità dei campioni in esame sono stati utilizzati i “classici” indici di diversità di Margalef (1957) e di Shannon e Weaver (1963). Inoltre sono stati applicati i seguenti indici di diversità tassonomica: 1) diversità tassonomica (distanza tassonomica media tra coppie di organismi prelevati dal campione); 2) separazione tassonomica (“*taxonomic distinctness*”, Δ^* , ossia il numero medio di passaggi richiesti tra coppie di *taxa* per giungere ad un livello tassonomico comune); 3) variazione della separazione tassonomica (Λ , corrispondente alla varianza di Δ^*) (Warwick e Clarke, 1995; Clarke e Warwick, 2001).

La struttura trofica della comunità bentonica è stata studiata suddividendo gli animali prelevati in gruppi trofici (filtratori, detritivori, erbivori, carnivori e onnivori), in accordo con le classificazioni ed i dati di Fauchald e Jumars (1979) e di Desrosiers *et al.* (1986 e 2000). I gruppi trofici dei carnivori e degli onnivori sono stati suddivisi, a loro volta, nei gruppi sistematici di appartenenza delle singole specie (es. Gasteropodi o Policheti Erranti).

Sebbene il tema sia poco affrontato in studi sul benthos, la produzione di biomassa (produzione secondaria) da parte delle comunità è un importante elemento di giudizio nella valutazione degli effetti della pesca a strascico (Duplisea *et al.*, 2001; Jennings *et al.*, 2002). Pertanto la produzione di biomassa a vari intervalli di tempo dalle cale sperimentali è stata stimata mediante la seguente formula:

$$\text{Log}(P_s) = a + b_1 \log(B_s) + b_2 \log(WM_s)$$

ove (P_s) è la produzione di una determinata specie, correlata alla biomassa della popolazione (B_s) ed al peso medio dei suoi componenti (WM_s) a sua volta stimato come rapporto tra la biomassa ed abbondanza totale della specie medesima (Brey, 1990).

Allo scopo di sintetizzare le variazioni nella biomassa e composizione della comunità in un indice in grado di valutare il contributo delle specie alla complessità totale, abbiamo utilizzato la c.d. “exergia” (*exergy*, in inglese; Muller, 1997). Esso si basa su concetti termodinamici ed ha applicazioni in chimica, però nel presente caso è stato stimato come:

$$Ex = RT * (C_i B_i)$$

ove R è la costante dei gas, T è la temperatura assoluta, C_i è la concentrazione di biomassa di una data specie (ossia la biomassa per unità di superficie) mentre B_i è un fattore che permette di tenere conto della differente complessità strutturale delle singole specie. In particolare, questo fattore è calcolato in base al numero di geni presenti nel loro DNA (Jorgensen *et al.*, 1995 e 2002; Marques *et al.*, 1997; Fonseca *et al.*, 2000; Debeljak, 2002).

La comunità bentonica disturbata può essere considerata come tendente all’equilibrio rispetto alla comunità presente in siti indisturbati, che agisce come riserva di specie e di materia. Pertanto abbiamo calcolato la differenza in “exergia” tra le due componenti, ossia tra la comunità entro e fuori il percorso delle cale sperimentali di disturbo:

$$\Delta Ex = Ex_t^i - E_t^E$$

tale differenza (ΔEx) dovrebbe progressivamente ridursi durante il periodo di “ripresa” della comunità dopo l’impatto sperimentale (Jorgensen e Nielsen, 1998).

Dal punto di vista statistico i dati relativi alle due comunità di fondale sabbioso o fangoso furono comparati tramite ANOVA a due vie. Poiché il disegno sperimentale era molto “prudente” (in quanto

l'impatto era quello determinato da una sola cala) i livelli di significatività dei confronti statistici è stato fissato a $p < 0,1$, onde dare la maggiore rilevanza ai casi di esistenza di effetti indotti dalla pesca (Thrush *et al.*, 1995). Inoltre, i confronti fatti nel tempo tra i siti trattati e quelli di controllo sono stati testati a livelli di significatività pari a $p < 0,1$, $p < 0,05$ e $p < 0,01$.

Le differenze nella composizione delle comunità bentoniche sono state valutate mediante matrice di similarità di Bray-Curtis, effettuata su dati trasformati secondo la radice quarta, seguita da riordinamento mediante *non-Metric Multidimensional Scaling* (nMDS, Kruskal e Wish, 1978). Inoltre, la variabilità tra campioni è stata analizzata tramite Indice di Dispersione Multivariata (MDI) e i relativi valori di dispersione (Warwick e Clarke, 1993). Tutte le analisi sui dati relativi alla struttura di comunità sono state condotte mediante il software Primer 5.0 (Plymouth *Marine Laboratory*).

Risultati

Habitat fangoso

Nell'insieme dei campioni sono stati identificati esemplari appartenenti a 135 *taxa*, di cui 75 nei prelievi immediatamente antecedenti la cala con rapido.

Nell'ultimo citato gruppo di prelievi il macrobenthos era dominato, in termini di abbondanza (ossia di numero di individui), da *Lumbriconereis impatiens* (Anellida, Polychaeta) (>20%), *Corbula gibba* (Mollusca, Bivalvia) (>14%) e dai Gammaridae (Arthropoda, Crustacea) (circa il 5%). I medesimi tre *taxa* erano dominanti anche nei prelievi fatti immediatamente dopo la cala sperimentale (*C. gibba* [14%], Gammaridae [13%] e *L. impatiens* [9%]).

In termini di biomassa il macrobenthos era dominato da *Trachythyone elongata* (Echinodermata, Holoturoidea) (19%), *Philine aperta* (Mollusca, Gastropoda) (15%) e *Parthenope massena* (Arthropoda, Crustacea) nei campionamenti prima della cala e dopo di essa da *Trachythyone elongata* (20%), *Ethusa mascarone* (Arthropoda, Crustacea) (20%), *Philine aperta* (Mollusca, Gastropoda) (16%). Il riordinamento mediante nMDS non ha dato indicazioni chiare, come dimostrato anche dall'alto valore di stress (0,20). Questo fatto è dovuto sia al numero elevato di repliche fatte nei singoli giorni di campionamento, che all'eterogeneità della comunità di fondo fangoso. Tuttavia, a 270 giorni dalla cala la comunità sembra aver "recuperato", come dimostrato dalla convergenza dei campioni di controllo e del sito trattato nei dati di MDI (Fig. 1.1.5).

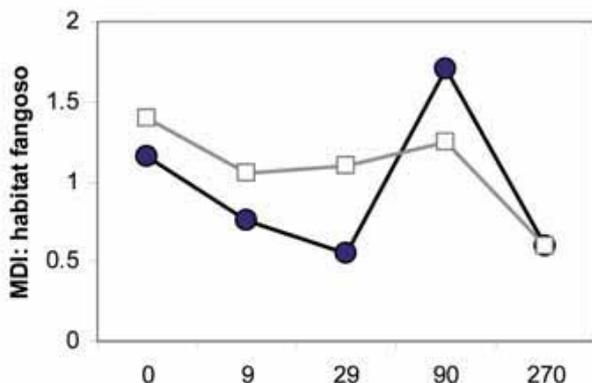


Fig. 1.1.5 - Indice di dispersione multivariata (MDI; □: controllo, ●: trattamento) calcolato per la comunità macrobentonica di habitat fangoso nelle diverse fasi di ricolonizzazione. 0 = campionamento precedente al disturbo con il 'rapido'; 9, 29, 90, 270 = giorni di campionamento dopo il disturbo operato con il 'rapido'.

L'analisi ANOVA non evidenzia differenze statisticamente significative ($p < 0,05$) nell'abbondanza di detritivori, carnivori, Macruri Natanti e Anomuri tra i vari campionamenti fatti in tempi successivi nel sito impattato risultato analogo a quanto conseguito nello studio della "Exergia"

I confronti tra il sito di controllo e quello impattato ha mostrato invece differenze significative di biomassa totale a 9 ($p < 0,1$) e 29 giorni ($p < 0,01$) dall'inizio dell'esperimento. Il comportamento dell'indice di separazione tassonomica (Δ^*) non è di facile interpretazione mentre la sua varianza (Λ) è stata statisticamente maggiore a 29 giorni ($p < 0,1$) nel sito trattato rispetto a quello di controllo.

Considerando i gruppi trofici, la comunità era dominata da detritivori, carnivori ed onnivori. Per i carnivori è stata rilevata una diminuzione significativa ($p < 0,05$) subito dopo la cala rispetto alla situazione immediatamente precedente, seguita da un recupero di tale gruppo nel tempo. L'abbondanza dei detritivori e

degli onnivori a 29 giorni è stata significativamente più alta ($p < 0,05$) nel sito impattato rispetto al controllo. Gli organismi spazzini (“scavengers”) erano in particolare dominati dai Gasteropodi e dai Macruri Natanti, gruppi che hanno raggiunto il loro picco a 29 giorni dalla cala. Inoltre, a 90 giorni dal disturbo del rapido, l’abbondanza dei Gasteropodi era significativamente maggiore ($p < 0,05$) nell’area impattata rispetto al controllo, mentre è stata osservato un andamento opposto per i Macruri Natanti e Reptanti.

Infine la “exergia” ha evidenziato oscillazioni, con valori sia positivi che negativi, di ampiezza progressivamente decrescente (Fig. 1.1.6).

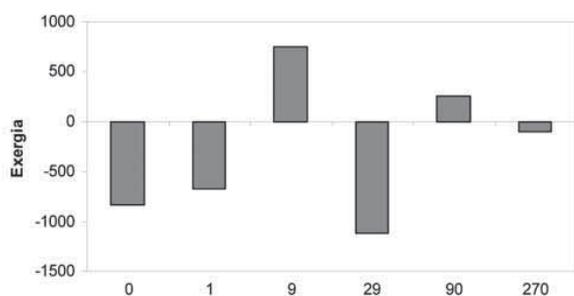


Fig. 1.1.6 - Andamento temporale della “Exergia” nell’habitat fangoso calcolato come differenza tra i valori di Exergia nella comunità bentonica osservata nei campioni raccolti all’interno dell’area trattata ed in quella esterna (controllo). 0 = campionamento precedente al disturbo con il ‘rapido’; 9, 29, 90, 270 = giorni di campionamento dopo il disturbo.

Habitat sabbioso

Nell’insieme dei campionamenti sono stati raccolti esemplari appartenenti a 270 taxa, di cui 95 nei prelievi antecedenti la cala sperimentale. Prima dell’impatto la comunità macrobentonica non presentava specie dominanti, ed i taxa con maggiore importanza erano gli Anfipodi (Arthropoda, Crustacea) (6%), i Syllidae (Annelida, Polychaeta) (5%), *Hiatella arctica* (Mollusca, Bivalvia) e *Anapagurus brevicarpus* (Arthropoda, Crustacea). Anche dopo la cala sperimentale le prime quattro specie costituivano solo il 20% dell’abbondanza totale.

In termini di biomassa la comunità era invece dominata per il 66%, nella situazione pre-impatto, da *Callista chione* (Mollusca, Bivalvia), con le specie *Laevicardium oblungum* (Mollusca, Bivalvia), *Hexaplex trunculus* (Mollusca Gastropoda) e *Sipunculus nudus* (Sipunculida) che costituivano un altro 20%. Subito dopo la cala, tre di queste specie (ossia *C. chione* [48%], *L. oblungum* [31%] e *S. nudus* [5%]) costituivano complessivamente più dell’80% della biomassa.

I risultati dell’applicazione dell’nMDS (stress = 0,19) sono stati simili a quanto riscontrato per la comunità di fango, sebbene i campioni raccolti 900 giorni dopo il disturbo sia nel sito di controllo che in quello trattato erano raggruppati assieme. Analogamente, i dati MDI hanno un andamento simile a quanto rilevato per il sito fangoso (Fig. 1.1.7).

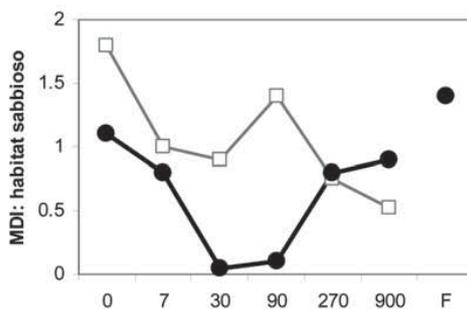


Fig. 1.1.7 - Indice di dispersione multivariata (MDI; □: controllo, ●: trattamento) calcolato per la comunità macrobentonica di habitat sabbioso nelle diverse fasi di ricolonizzazione. 0 = campionamento precedente al disturbo con il ‘rapido’; 30, 90, 270, 900 = giorni di campionamento dopo il disturbo operato con il ‘rapido’; F = dati relativi all’area di pesca commerciale.

L’analisi ANOVA ha evidenziato differenze statisticamente significative nell’abbondanza di carnivori, onnivori, Macruri Natanti e detritivori tra i vari campionamenti fatti in tempi successivi nel sito impattato; un simile andamento è stato osservato per la “exergia”.

I confronti nei singoli giorni di campionamento, tramite t-test, tra il sito impattato e quello di controllo hanno messo in evidenza che l’abbondanza totale ha avuto due picchi a 7 e 270 giorni dalla cala, con valori

significativamente inferiori nell'area trattata rispetto al controllo a 90 giorni dall'impatto ($p < 0,05$). Sono state inoltre rilevate differenze significative tra controllo e sito d'impatto nei campionamenti a 30 e 90 giorni. In generale gli altri indici (numero di *taxa*, indici di Shannon e di Margalef) sono diminuiti a 900 giorni dalla cala sperimentale, con valori significativamente inferiori nel sito impattato rispetto al controllo.

Tra i gruppi trofici la comunità era dominata in abbondanza da detritivori, onnivori e carnivori. Il sito di controllo ha fatto registrare un picco per quasi tutti i gruppi dopo 90 giorni dalla cala, mentre nel sito impattato carnivori ed onnivori hanno mostrato valori statisticamente più elevati rispetto ai contemporanei controlli a sette giorni dalla cala sperimentale ($p < 0,1$). Tuttavia il numero di individui è diminuito più rapidamente nel sito impattato, per cui sono stati riscontrati valori significativamente inferiori rispetto ai controlli per gli onnivori a 30 giorni dall'inizio dell'esperimento ($p < 0,1$) e a 90 giorni per i detritivori ed i carnivori (rispettivamente $p < 0,1$ e $p < 0,01$).

Nell'ambito dei potenziali "spazzini" (*scavengers*), il gruppo più abbondante era costituito dagli Anomuri e dai Macruri Reptanti. A 7 giorni dalla cala l'abbondanza registrata per i Macruri Reptanti è stata statisticamente superiore nell'area trattata che nel sito di controllo ($p < 0,05$). I Gasteropodi erano invece meno abbondanti nell'area interessata dall'impatto a 30 giorni dalla realizzazione della cala sperimentale, mentre hanno mostrato valori significativamente maggiori nei controlli a 900 giorni ($p < 0,05$ e $p < 0,01$).

I valori della produzione secondaria erano significativamente inferiori a 30 e 90 giorni nel sito impattato ($p < 0,1$ in ambo i casi). Tuttavia è stato osservato uno sfasamento nella risposta dei vari gruppi sistematici all'impatto delle rete a traino. Infatti, subito dopo la cala sperimentale, la produzione degli erbivori era maggiore nel sito interessato dal disturbo ($p < 0,01$); quella degli onnivori ha raggiunto invece un massimo in questo sito a 7 giorni dall'evento, mentre la produzione dei carnivori era maggiore nel sito impattato rispetto ai controlli sia a 270 ($p < 0,1$) che a 900 giorni dalla cala ($p < 0,01$). In ogni caso, i filtratori apparivano il gruppo dominante in termini di produzione. Per questo gruppo trofico si registrarono valori significativamente inferiori nel sito trattato sia a 7 e sia a 30 giorni dalla cala con il rapido.

La "exergia" ha mostrato valori quasi sempre negativi, durante l'esperimento con una differenza massima in valore assoluto a 30 giorni dall'impatto, risultato analogo a quello conseguito per l'habitat fangoso. Nel complesso, però, la tendenza di recupero a lungo termine nella comunità sabbiosa ha mostrato un andamento distinto rispetto a quella rilevata per la comunità di fondo fangoso. Infatti è stato rilevato una decrescita asintotica nel tempo, verso valori prossimi allo zero 900 giorni dopo il disturbo (Fig. 1.1.8).

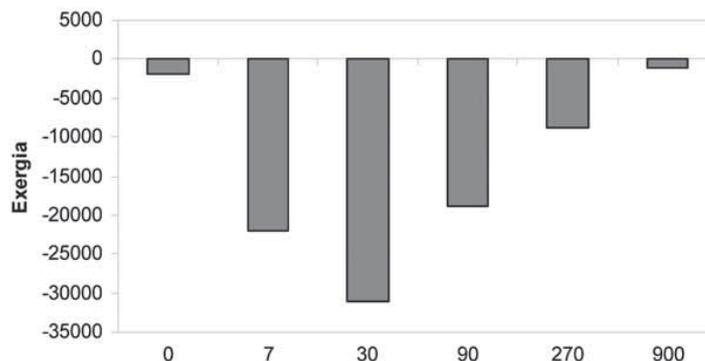


Fig. 1.1.8 - Andamento temporale della "Exergia" nell'habitat sabbioso calcolato come differenza tra i valori di Exergia nella comunità bentonica osservata nei campioni raccolti all'interno dell'area trattata ed in quella esterna (controllo). 0 = campionamento precedente al disturbo con il 'rapido'; 7, 30, 90, 270, 900 = giorni di campionamento dopo il disturbo.

Area di pesca commerciale (fondo sabbioso)

In termini numerici i principali *taxa* presenti nell'area di pesca con fondale sabbioso (in cui sono stati rinvenuti 90 *taxa*) erano costituiti da *Anapagurus brevicapus* (10%), *Lucinella divaricata* (Mollusca, Bivalvia) (8%), Gammaridae (Arthropoda, Crustacea) (6%) e *Aspidosiphon muelleri* (Sipunculida) (6%). In termini di biomassa, *S. nudus* era la specie dominante (24%), poi Cnidaria (8%), *L. oblungum* (7%) e *Labidoplax digitata* (Echinodermata, Holothuroidea) erano altri *taxa* importanti.

I risultati del riordinamento mediante nMDS (stress = 0,16) suggerisce che la comunità macrobentonica dell'area di pesca sia notevolmente difforme da quella rilevata nel sito sperimentale (cioè sia prima che dopo la cala con il rapido) per quanto molto eterogenea.

I valori relativi al numero totale di *taxa*, alla diversità ed agli indici di diversità tassonomica ottenuti nel

sito di pesca commerciale erano paragonabili a quelli rilevati nel sito sperimentale, sia prima che dopo la cala con il rapido, a parte che nel caso del l'abbondanza totale, che era significativamente inferiore nel sito di pesca commerciale ($p < 0,10$).

Considerando i gruppi trofici, il confronto con campioni prelevati nel sito sperimentale prima dell'impatto dimostra che l'abbondanza dei filtratori e dei carnivori era minore nell'area di pesca commerciale. Anche le stime della produzione indicano valori complessivamente minori per tale parametro nell'area commerciale rispetto all'area di controllo, sebbene per gli onnivori il risultato ottenuto sia opposto. Infine i valori di "exergia" calcolati per l'area commerciale erano negativi e paragonabili a quelli registrati nell'area sperimentale a 7 e 90 giorni dalla cala con rapido.

Discussione

In questo studio la macrofauna di fondo fangoso era caratterizzata da un minor numero di *taxa* rispetto a quella del sito sabbioso e tutte le specie dominanti in termini di biomassa o di abbondanza appartenevano al gruppo trofico dei detritivori (*C. gibba*, *Trachythyone elongata* e i Gammaridi). Nel sito sabbioso la comunità era invece dominata da filtratori quali *C. chione* e *Laevicardium oblungum*.

Nell'area sabbiosa di pesca commerciale la comunità macrobentonica aveva una ricchezza di specie simile a quella dell'area di controllo, ma i rapporti tra specie erano diversi. Inoltre, tra le specie dominanti (come biomassa o abbondanza) vi erano specie - quali *Lupinella divaricata*, *Aspidosiphon muelleri*, *S. nudus* e *L. digitata* - che sono detritivore anziché del gruppo dei filtratori, dominante invece nel sito di controllo.

Dinamica della ricolonizzazione

I dati ottenuti hanno permesso di confrontare il processo di ricolonizzazione bentonica in due distinti habitat, uno con fondale sabbioso in un sito abbastanza distante dalla costa, ed uno fangoso più prossimo alla terraferma. In questo tipo di studi il fattore stagionale va tenuto in debita considerazione in quanto esso influenza i processi di ricolonizzazione naturale in particolare a seguito dell'insediamento delle larve (Zajac e Whitlatch, 1982a e 1982b)., particolarmente accentuato in periodo primaverile ed estivo in alto Adriatico Poiché, nel contesto di questa ricerca le indagini sono state condotte in ambo i siti sperimentali all'inizio dell'inverno, è possibile ipotizzare che le dinamiche di ricolonizzazione siano state influenzate in modo simile dal fattore stagionale, ed in particolare che nel primo periodo dello studio, nella stagione invernale, esse siano state principalmente influenzate dal disturbo della cala sperimentale.

In generale il macrobenthos degli habitat era dominato da organismi spazzini (o *scavenger*) e le maggiori differenze tra siti impattati e di controllo sono state rilevate 1 mese dopo l'impatto stesso, evidenziando che erano necessari almeno 3 mesi perché fosse possibile osservare una struttura di comunità simile a quella dei siti di controllo.

Nell'habitat sabbioso la presenza di animali spazzini è stata più limitata nel tempo (il picco è stato raggiunto 1 settimana dopo l'impatto) che nel sito fangoso, dove erano abbondanti fino ad 1 mese dal disturbo mentre solo successivamente i detritivori hanno acquisito maggiore importanza.

I valori di "exergia" mettono in evidenza la difformità delle dinamiche di ricolonizzazione nei due tipi di habitat. Nel sito sabbioso il processo si è svolto come uno spostamento lento ed ampio dall'equilibrio che ha richiesto 9 mesi per giungere a compimento. Ciò risulta confermato dall'analisi ANOVA, i cui risultati mettono in luce l'esistenza di un "effetto persistente" ("press effect") dell'impatto sperimentale che è percepibile dopo 90 giorni da esso. Quando l'analisi ANOVA viene condotta sui campioni fino a 900 giorni, i risultati evidenziano invece un "effetto temporaneo" ("pulse effect"), perché il processo di recupero dall'impatto si è completato. Nel sito fangoso tale processo avviene più rapidamente ed è simile ad una serie di fluttuazioni di breve durata, come confermato dall'ANOVA (un "effetto temporaneo" è visibile sia nell'insieme dei dati a 90 che a 270 giorni). In accordo con le affermazioni di Kaiser *et al.* (2002), tali differenze potrebbero essere connesse al fatto che il sito fangoso da noi studiato è localizzato ad un miglio nautico dalla costa, per cui la fauna locale è più esposta a eventi naturali di disturbo (quali ad esempio le mareggiate) ed è quindi "adattata" a sviluppare processi di ricolonizzazione.

Lo sviluppo delle comunità (ossia la successione, nel senso più ampio di tale termine) può essere definito come un processo di sostituzione di specie. I dati ottenuti sembrano confermare che in entrambi i siti di studio la ricolonizzazione è dovuta alla migrazione da aree adiacenti, indisturbate, piuttosto che

connessa ad insediamenti di organismi giovanili o larve, fenomeni che, come già accennato, in inverno non avvengono. Come evidenziato da Zajac e Whittlach (1991), la composizione della singola comunità bentonica in esame e la stagione dell'anno determinano quale dei due meccanismi sarà prevalente.

Connell e Slatyer (1977) postularono l'esistenza di tre distinti meccanismi nella successione di comunità bentoniche: facilitazione, tolleranza e inibizione, ossia tutte forme di interazione interspecifica. Nel nostro studio è stata osservata la sostituzione delle specie inizialmente presenti e ciò sembra rientrare nel fenomeno della facilitazione, in quanto gli "scavengers" ("specie spazzine") consumando i resti di organismi morti o danneggiati, hanno determinato la trasformazione di tale materia organica, facilitando il successivo instaurarsi di popolazioni di detritivori.

Infatti, come notato in precedenza, i primi stadi della ricolonizzazione erano dominati da "scavengers", o più precisamente da specie che potrebbero agire come spazzine. Come già evidenziato in Pranovi *et al.* (1998) queste specie evidenziano un comportamento opportunistico solo in particolari condizioni. Ad esempio, le Ofiure mostrano un simile comportamento solo su fondale sabbioso, probabilmente perché in tale ambiente il cibo può essere un fattore limitante per gli esemplari di questo gruppo.

Come è stato osservato da Kenny e Rees (1996) gli eventi di disturbo (naturali o indotti dall'uomo) influenzano la stabilità dei sedimenti e nel contempo mantengono la comunità bentonica in uno stadio successionale primitivo. Gli ambienti con forti livelli di disturbo, quali le zone di pesca commerciale ove il disturbo è sempre distribuito in maniera parzialmente disomogenea (Jennings *et al.*, 2002), sono costituiti da un mosaico di piccole zone in diversi stadi successionali, per cui esiste un equilibrio tra il processo di naturale spostamento "in avanti" delle comunità bentoniche lungo la loro successione ecologica e quello "all'indietro" determinato su di esse dall'azione di disturbo esterno (Wittaker e Levin, 1977; Thristle, 1981). Conseguentemente esistono porzioni dell'habitat che si trovano allo stesso punto nella successione ecologica della comunità bentonica e ciò potrebbe spiegare l'ampia presenza di macrofauna spazzina ("scavenger") in aree soggette a forte pressione di pesca (tra cui il Nord Adriatico). Infatti Britton e Morton (1994) hanno suggerito che per gli *scavenger* gli effetti negativi dovuti all'impatto diretto della pesca siano controbilanciati dagli effetti positivi indiretti dovuti alla disponibilità di cibo nella forma di animali morti o danneggiati dalla pesca. Un esempio di tale fenomeno è il confronto tra Macruri Reptanti (granchi) e i Macruri Natanti (gamberi) dell'Alto Adriatico, che sono entrambi costituiti da molte specie spazzine, sebbene i granchi sembrano essere meno sensibili al danno diretto della pesca (Raicevich, 2000) e sono quindi più abbondanti.

Confronto tra diversi tipi di indici

L'abbondanza e la biomassa totale possono dare utili informazioni sulla situazione iniziale del processo di ricolonizzazione e per i confronti tra la situazione nei siti trattati ed in quelli di controllo, ma tali indici sono entrambi di limitata utilità nel descrivere il processo in questione. Allo stesso modo, secondo Kaiser *et al.* (2002) la scarsa sensibilità di diversi indici di diversità (numero di specie, indici di Shannon o di Margalef) è evidente nel registrare sottili mutamenti delle comunità e lo stesso inconveniente è stato osservato nel nostro studio applicando gli indici di diversità tassonomica.

L'analisi multivariata, invece, facilita la descrizione dei mutamenti nella struttura di una comunità, sia confrontando la composizione che sia analizzando il tasso di eterogeneità e le percentuali di dissimilarità in campioni prelevati a diversi intervalli di tempo. Però se sono necessarie informazioni più dettagliate, onde fare inferenze sui processi che guidano la fase di recupero ("recovery") dopo eventi di disturbo, occorre applicare indicatori di tipo funzionale, quali ad esempio i gruppi trofici (Kaiser, 2003). Nel nostro studio abbiamo rilevato, ad esempio, incrementi nella presenza di *taxa* potenzialmente spazzini ad 1 settimana o ad 1 mese dalla cala sperimentale, la cui presenza è stata determinata, come già accennato, dalla disponibilità di animali morti e quindi di cibo. Un altro esempio è il picco di detritivori osservato dopo un mese nel sito fangoso, fatto che probabilmente era connesso a fenomeni di facilitazione. Le specie spazzine attratte dalla disponibilità di animali morti nel sito impattato iniziano un processo di trasformazione delle fonti di cibo che a sua volta facilita l'arrivo di specie capaci di sfruttare altre nicchie (es. cibo di minore qualità o complessità).

Ovviamente il punto critico di un'analisi funzionale è l'assegnazione delle singole specie ai gruppi trofici; per far ciò sono necessari dati dettagliati sulle stesse specie e spesso vi è carenza di tali informazioni. Tuttavia,

i nostri risultati dimostrano che l'uso di dati dalla letteratura (talvolta provenienti da habitat diversi da quelli oggetto del presente studio) possono consentire un'analisi alquanto approssimata ma sempre efficace dei gruppi trofici.

Un altro importante aspetto da considerare in studi come il nostro è la produttività della comunità bentonica interessata dal disturbo, poiché è noto che la pesca può influenzare, direttamente o indirettamente, tale parametro (Jennings *et al.*, 2002; Kaiser *et al.*, 2002). A tale riguardo i nostri risultati indicano che nel sito sabbioso non si rilevarono differenze nell'area impattata nei primi tre mesi di campionamento. Tuttavia nel relativo sito di controllo, e sia nel sito impattato che in quello di controllo su fondo fangoso, sono stati rilevati picchi di produttività ad un mese dal disturbo. Al momento non vi è una chiara spiegazione per tali osservazioni, però potrebbe accadere che i siti di controllo traggano benefici, in qualche modo, dai processi di ricolonizzazione in atto. Inoltre il lasso di tempo intercorso (1 mese) suggerisce un importante contributo in tal senso da parte delle specie spazzine.

Infine, anche la "exergia" risulta essere un interessante indice per analizzare la dinamica dei processi di ricolonizzazione in differenti habitat o tra aree soggette a differente disturbo. In effetti, tale parametro ha permesso di distinguere sia i processi in corso nei due tipi di habitat sia alcuni eventi di supercompensazione.

Le modifiche funzionali avvenute nei siti di studio a seguito dell'impatto sperimentale di pesca (stress acuto) possono risultare utili per comprendere anche gli effetti cronici indotti nelle aree soggette a sfruttamento commerciale. Infatti gli effetti di un persistente impatto di pesca sono, di per sé, non analizzabili tramite approcci sperimentali e in assenza di dati sulla situazione preesistente.

Effetti del disturbo "cronico"

I valori di diversità, biomassa totale e produzione nell'area di pesca commerciale erano simili a quelli più bassi rilevati nel sito sabbioso di controllo. I valori rilevati per alcuni indici nella zona commerciale erano, tuttavia, inferiori a quelli rilevati nel corso dei campionamenti svolti nel sito sabbioso impattato.

Nel presente lavoro il confronto dei dati ottenuti nei siti sperimentali e nella zona di pesca commerciale ha permesso di trarre alcune conclusioni sull'impatto cronico dell'attività con rapido in aree sabbiose. Il confronto tramite analisi multivariata ha messo in luce che la struttura della comunità bentonica non era uguale era caratterizzata da una elevata eterogeneità nella zona di pesca commerciale.

Come già accennato i dati dalla zona commerciale hanno evidenziato che l'abbondanza e la biomassa totali erano confrontabili con i valori minimi rilevati nei nostri campionamenti nel corrispondente sito sperimentale. Tali dati, unitamente ai risultati dell'analisi multivariata, concordano con le previsioni di tipo teorico e quelle basate su altri studi sperimentali, secondo cui la fauna di maggiori dimensioni è quasi totalmente rimossa nelle zone di pesca (Lambhead *et al.*, 1983; Kaiser *et al.*, 2000). Nel nostro caso l'eliminazione della fauna di maggiori dimensioni è confermata dalla scarsa presenza di filtratori (ossia principalmente molluschi bivalvi, quale *C. chione*) nell'area commerciale. In questa zona gli "scavenger" contribuivano per il 35% all'abbondanza totale (contro il 28% nel sito di controllo), confermando le osservazioni di Collie *et al.* (1997) secondo cui le specie spazzine tendono a dominare le comunità soggette a forte sforzo di pesca.

Come evidenziato da altri autori (Jennings *et al.*, 2001 e 2002), lo strascico riduce la produzione di biomassa da parte della comunità bentonica e ciò è dovuto principalmente alla rarefazione delle specie di maggiori dimensioni (D. E. Duplisea, Maurice Lamontaigne Institute, com. pers.).

Infine, la "exergia" suggerisce che le comunità bentoniche dell'area di pesca commerciale era in uno stato primitivo della propria successione ecologica, con valori del parametro in questione simili a quelli rilevati nei siti sperimentali in lassi di tempo tra 1 settimana e 1 mese dall'impatto.

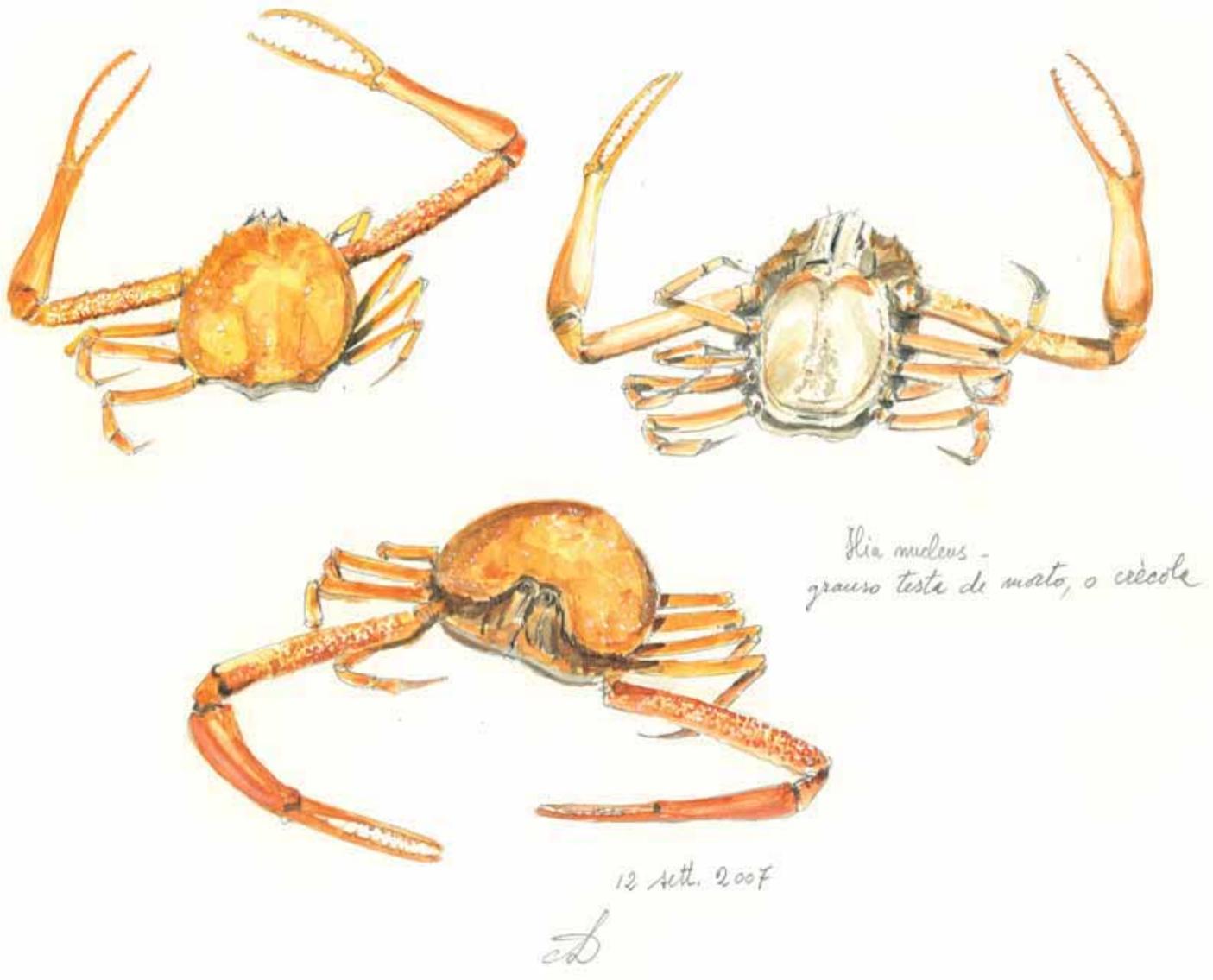
Conclusioni

Le fonti di disturbo esterno sono state da tempo individuate come le principali responsabili della destrutturazione delle comunità bentoniche su scala locale (Menge *et al.*, 1999). Il disturbo rimuove alcuni individui dalla comunità, aprendo opportunità di colonizzazione per nuove specie e quindi al mutamento nella struttura della comunità stessa. Le caratteristiche del processo di "ripresa" dopo eventi di disturbo dipende dal tempo intercorso dal precedente evento, dall'intensità del disturbo stesso, dalla

composizione in specie della comunità e dal tasso di rifornimento dall'esterno di materiale biologico (Tilman, 1988).

L'approccio funzionale utilizzato nel presente studio ha permesso di evidenziare che i processi di "recupero" della comunità bentonica richiedono sia su fondo sabbioso che su quello fangoso circa 9 mesi per concludersi. Questo fatto ha notevoli implicazioni in Nord Adriatico, dal momento che le zone di pesca del rapido possono essere sfruttate 8-10 volte per anno (Pranovi *et al.*, 2000), quindi è necessario pervenire ad una distribuzione meno omogenea dello sforzo per consentire lo sviluppo di siti con comunità bentoniche in diverso stadio successionale (Jennings *et al.*, 2002). La presenza nella zona di pesca commerciale esplorata di una comunità in una fase precoce della propria successione ecologica indica quindi una situazione di instabilità.

Infine il nostro studio ha permesso di confrontare la capacità di diversi indici sintetici di monitorare gli effetti del disturbo indotto dalla pesca. Tra questi alcuni indici quali la "exergia" e la produzione di biomassa sembrano essere più sensibili rispetto a quelli che misurano la diversità.



1.1.3. LA FAUNA DI FONDO MOBILE E LA PRESSIONE DI PESCA A STRASCICO NELL'AREA DELLE *TEGNÙE* DI CHIOGGIA

Tratto da: S. BOSCOLO, S. BORROMEO, G. FRANCESCHINI, M. CORNELLO, 2006, La fauna di fondo mobile e la pressione di pesca a strascico nell'area delle *tegnùe* di Chioggia (Adriatico settentrionale). *Biol. Mar. Mediterr.* 13 (1): 556-560.

Introduzione

Al largo di Chioggia, uno dei maggiori porti pescherecci dell'Adriatico, vi sono alcune tra le più estese formazioni di coralligeno di piattaforma del Mediterraneo, localmente chiamate "tegnùe"; esse sono circondate da fondi mobili, essenzialmente pelitici e pelitico-sabbiosi e giacciono ad una profondità compresa tra i 17 e 25 m (Stefanon, 1984; Giovanardi *et al.*, 2003a). Le *Tegnùe* di Chioggia sono state riconosciute come Zona di Tutela Biologica (ZTB) nel 2002; attualmente tale ZTB consta di 4 aree. Questo lavoro si prefigge di dare una prima descrizione della macrofauna bentonica di fondo mobile presente in alcune zone dell'Area 1 della ZTB di Chioggia, confrontando questi dati con i risultati di recenti studi sul benthos di fondo mobile condotti di fronte alla foce del fiume Adige (Giovanardi *et al.*, 2003b). Inoltre, grazie ad una serie di tracciati *Side Scan Sonar* (SSS) eseguiti nel 2001 (Franceschini *et al.*, 2003) e nel 2003, è stato possibile confrontare la pressione di pesca a strascico nell'area di studio prima e dopo l'istituzione della ZTB.

Materiali e metodi

I campioni di benthos sono stati raccolti in 4 stazioni dell'Area 1 con una benna Van Veen (0,05 m²) nell'agosto 2003 (4 repliche per stazione). Le stazioni sono state disposte a circa 50 m dagli affioramenti rocciosi (Staz. A1 e A2) e ad 1 Km da esse (B1 e B2; Fig. 1.1.9). Tutti gli organismi raccolti sono stati identificati al più basso livello tassonomico possibile.

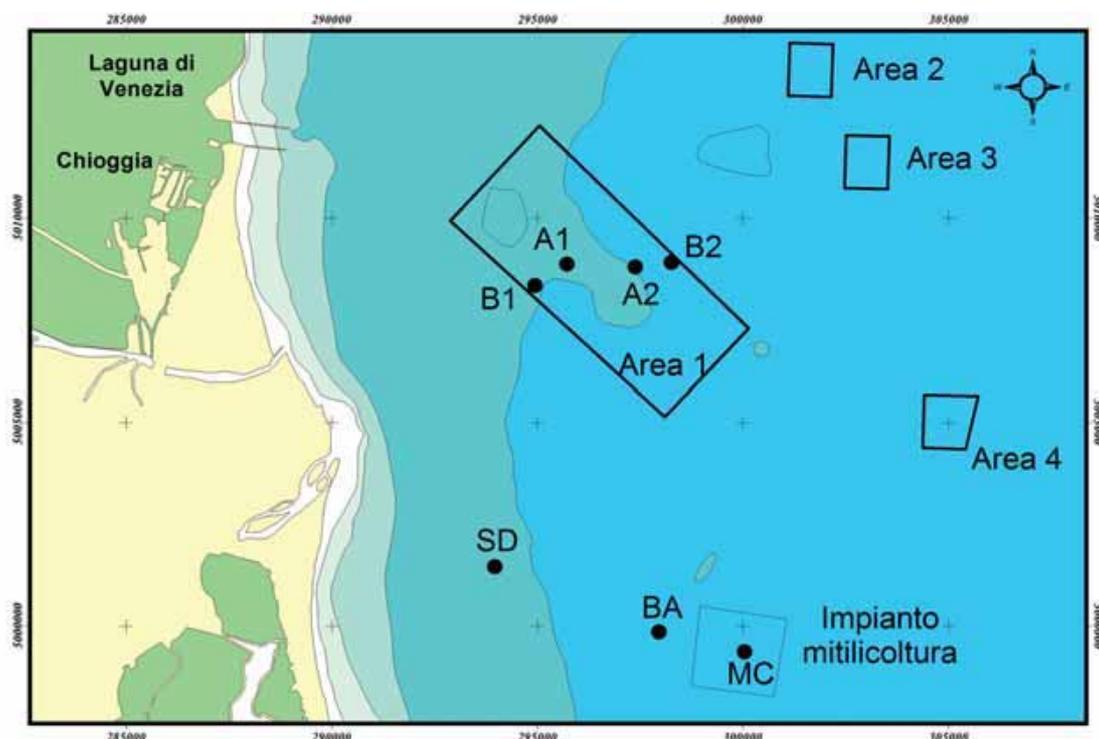


Fig. 1.1.9 – Area di campionamento. A1, A2 = stazioni poste a circa 50 metri dagli affioramenti rocciosi; B1, B2 = stazioni poste a circa 1 km dagli affioramenti rocciosi; SD: area di campionamento posta in prossimità della foce del fiume Adige; BA, MC = area di campionamento in prossimità dell'impianto di mitilcoltura; Area 1, 2, 3, 4 = Delimitazione delle 4 aree che costituiscono la Zona di Tutela Biologica delle *Tegnùe* di Chioggia.

Dai dati di abbondanza numerica e ricchezza specifica sono stati ricavati gli indici di Margalef, Pielou, Shannon e Simpson. Inoltre, i dati sono stati sottoposti a tecniche di analisi multivariata, utilizzando il pacchetto software PRIMER 5. Dopo l'estrazione della quarta radice dei valori di abbondanza, si è proceduto alla creazione di una matrice di similarità/dissimilarità utilizzando l'indice di Bray-Curtis; tale matrice è stata sottoposta a "cluster analysis", utilizzando il metodo del legame medio, ed a riordinamento mediante *nonMetric Multidimensional Scaling* - nMDS (Fig. 1.1.10; i "clusters" riportati sono stati ottenuti al livello di 50% della matrice di similarità di Bray-Curtis).

Sulla base dei tracciati SSS del 2003, eseguiti su una zona sovrapposta del 27% all'area indagata nel 2001 (pari a 6 Km², localizzati lungo i bordi dei due lati orientali dell'Area 1) si è proceduto all'identificazione ed al conteggio dei segni di pesca a strascico lasciati sul fondo dagli attrezzi commerciali (rete a strascico con divergenti e "rapido").

Tali conteggi sono stati poi importati in un GIS per essere rappresentati in una mappa tematica (Franceschini *et al.*, 2003). Per le 4 stazioni in oggetto, infine, sono stati mediati tutti i conteggi rilevati in un raggio di 300 m, ottenendo così una misura del disturbo dovuto alla pesca nei luoghi campionati.

Risultati

L'analisi faunistica ha permesso di identificare 128 *taxa* raggruppati in 8 *phyla* [nella presente sintesi l'elenco è stato omissis], corrispondenti ad un totale di 4562 individui. Più del 95% delle specie e del numero di individui, sia totali che per stazione, è rappresentato, nell'ordine, da Molluschi, Anellidi, Echinodermi e Artropodi.

La stazione A1 presenta valori più elevati degli indici di Margalef, Pielou, Shannon e Simpson sia rispetto alla stazione contigua A2 che rispetto alle altre stazioni. In B1, B2 ed A2 le due specie che contribuiscono maggiormente alla similarità tra le repliche sono *Corbula gibba* e *Lumbrineris gracilis* (dal 55% al 65%), seguite da *Montacuta ferruginosa* e *Amphiura filiformis* (A2 e B2, con il 18% ed il 13%) e da *Ampelisca* spp. e Capitellidi (B1, 10%). In A1, al contributo di *C. gibba* (28,3%) si affianca quello di *Terebellides stroemi*, *Thyasira flexuosa*, *A. filiformis* ed *Ampelisca* spp. (27% complessivamente).

Confrontando i nostri dati con quelli di uno studio condotto negli anni 1999-2002 (Giovanardi *et al.*, 2003) in tre stazioni distanti tra 6 e 10 Km dalle zone campionate (in prossimità - SD - e all'interno di un impianto di mitilicoltura - BA, MC, Fig. 1.1.9), a parità di mese di campionamento - agosto - si osserva che la composizione della comunità bentonica rilevata nelle stazioni da noi campionate (in particolare le stazioni poste a maggiore distanza dagli affioramenti rocciosi, B1 e B2) è più simile a quella dei campioni raccolti presso l'impianto di mitilicoltura nel biennio 2001-2002 (Fig. 1.1.10). Infine, in merito alla pressione di pesca nelle diverse stazioni campionate, sono stati conteggiati rispettivamente 12 (B1), 9,5 (B2), 5,7 (A2) e 1, 3 (A1) tracce di singoli rapidi.

Conclusioni

I dati raccolti hanno mostrato come le stazioni più vicine agli affioramenti rocciosi (A1 e A2) siano più ricche di specie, e che quelle poste a maggiore vicinanza dalla costa (A1 e B1) presentano le abbondanze più elevate. Dominano in tutte le stazioni *C. gibba*, specie caratteristica della biocenosi di fondi molli instabili (MI; Pérès e Picard, 1964) e *L. gracilis* (tranne che in A1), caratteristica dei substrati misti a regime sedimentario variabile con spiccate condizioni di arricchimento organico (Pearson e Rosenberg, 1978). Sebbene questi tratti siano molto simili a quelli dei popolamenti campionati alla foce dell'Adige e, soprattutto, nell'impianto di mitilicoltura, l'nMDS evidenzia una specificità degli organismi nell'area delle *tegnùe* che a livello macroscopico è indicata dagli elevati valori di abbondanza ivi riscontrati. Non si può escludere che anche l'origine dell'arricchimento organico, in un caso naturale e nell'altro proveniente dai mitili allevati, abbia un suo ruolo. L'area delle *tegnùe* è, infatti, caratterizzata da un intenso apporto di sedimenti di provenienza fluviale e lagunare (Soresi, 2003). Per quanto riguarda la pressione di pesca, infine, il numero di segni conteggiati è risultato maggiore lungo le zone più esposte della ZTB (a 1 km di distanza dagli affioramenti rocciosi) sebbene siano state rilevate tracce anche nelle stazioni di campionamento più interne. Le differenze riscontrate nella composizione delle comunità bentoniche potrebbero essere quindi spiegate, almeno in parte, dalla presenza di tale disturbo.

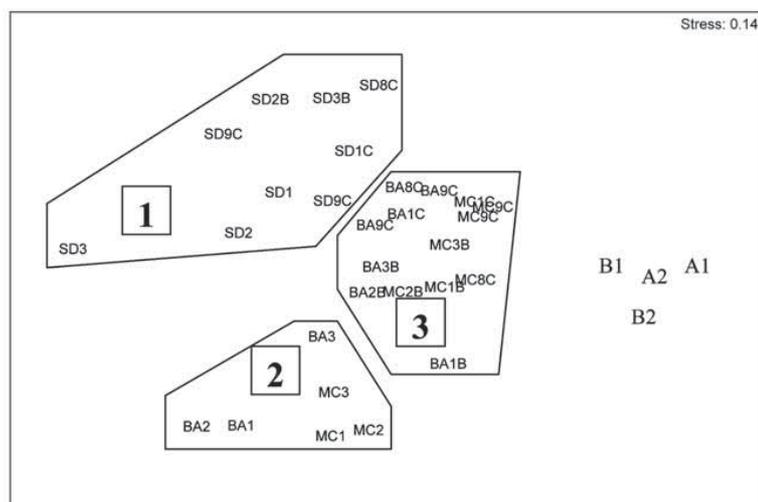


Fig. 1.1.10 - Riordinamento mediante nonMetric Multidimensional Scaling (nMDS; stress = 0.14) dei campioni di macrobenthos raccolti nella presente ricerca (A1, A2, B1, B2) e quelli raccolti in precedenti studi nella stazione SD davanti l'Adige (gruppo 1), presso l'impianto di mitilicoltura rispettivamente nel 2000 (gruppo 2) e negli anni 2001- 2002 (gruppi 3).

1.1.4 PESCATEMI IN INVERNO! LE OSCILLAZIONI STAGIONALI DELLA TEMPERATURA DELL'ARIA INCREMENTANO LO STRESS FISILOGICO E LA MORTALITÀ DELLE SPECIE SCARTATE DALLA PESCA

Tratto da: GIOMI F., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., PRANOVI F., BELTRAMINI M., 2008 – *Catch me in Winter! Seasonal variation in air temperature severely enhances physiological stress and mortality of species subjected to sorting operations and discarded during annual fishing activities*. *Hydrobiologia*, 606, 195-202.

Introduzione

L'attività di pesca è una delle forme di intervento umano che esercita il maggiore disturbo ecologico (nel senso di White e Pickett, 1985) sugli ecosistemi marini (Williams, 1998). Gli effetti di una pressione di pesca intensa e costante sulla biodiversità e sulla consistenza delle risorse marine sono stati ampiamente studiati (Jennings e Kaiser, 1998) anche al fine di definire linee guida per uno sfruttamento sostenibile delle stesse risorse.

Infatti il sovrasfruttamento delle risorse aliene determina serie alterazioni delle reti trofiche marine e ne influenza la produttività (Pauly e Christensen, 1995). Inoltre, la pesca ha effetti rilevanti anche sulle specie non bersaglio (ossia specie di interesse economico modesto, che vengono quindi rigettate – scartate - in mare) ed alcune tecniche di cattura possono avere impatto sulla biodiversità e sulla struttura delle comunità biologiche (Jennings *et al.*, 2001; Queirós *et al.*, 2006; Tillin *et al.*, 2006). Questi effetti possono derivare, a loro volta, da differenze inter-specifiche nella sensibilità all'impatto meccanico, allo stress fisiologico ed alla mortalità indotta dalla pesca con reti trainate (Kaiser e Spencer, 1995; Bergmann e Moore, 2001; Bergmann *et al.*, 2001 a e 2001 b; Pranovi *et al.*, 2001; Gamito e Cabral, 2003).

Tra le specie presenti nello "scarto" della pesca, tra le più abbondanti in termini di biomassa appartengono al gruppo dei crostacei. Di conseguenza questi animali sono ottimi candidati per studiare l'effetto meccanico e fisiologico della reti trainate e delle operazioni di cernita effettuate sul pescato (Bergmann *et al.*, 2001 b; Pranovi *et al.*, 2001). In particolare per le specie distribuite in ambienti subtidali l'emersione dall'acqua costituisce un evento traumatico che determina un forte sforzo metabolico (Burnett, 1998;

Durand e Regnault, 1998). La permanenza all'aria causa infatti il collasso degli organi deputati agli scambi gassosi, quali le branchie (McMahon, 2001). Pertanto nei tessuti e nell'emolinfa si accumulano i prodotti finali di diversi processi metabolici. Ad esempio, il soffocamento degli animali è determinato da un rapido incremento del livello di anidride carbonica nell'emolinfa. Analogamente agli scambi gassosi, l'esposizione all'aria riduce i processi di escrezione attraverso le branchie e quindi determina l'aumento della concentrazione di ioni di ammonio (Dandford *et al.*, 2002). Inoltre il traino delle reti e le operazioni effettuate in coperta sul pescato causano danno meccanico agli animali, nonché un concomitante aumento dei livelli di utilizzazione di glicogeno e quindi iperglicemia (Taylor e Spicer, 1987; Hagerman *et al.*, 1990; Schmitt e Uglow, 1997).

Tutti i parametri biochimici sopra citati sono stati utilizzati, in passato, nello studio dell'impatto della pesca su specie costituenti lo scarto e recentemente anche su *Liocarcinus depurator* (Portunidae) nel Clyde Sea (Bergmann *et al.*, 2001b). In Adriatico *L. depurator* costituisce una parte consistente dello scarto di pesca e gli esemplari subiscono ferite letali o subletali nel corso delle singole cale con reti trainate (Pranovi *et al.*, 2001).

Lo scopo di del nostro studio è stato quello di studiare l'effetto delle oscillazioni stagionali del dislivello termico esistente tra le acque marine litorali e l'ambiente aereo esterno, in termini di mortalità e stress fisiologico indotto nei granchi scartati dalle unità del Nord Adriatico operanti con reti a traino.

Materiali e metodi

Nei mesi di marzo 2002 e luglio 2003 sono state svolte complessivamente 8 cale sperimentali con rapidi commerciali (per una descrizione di tale attrezzo di veda Hall-Spencer *et al.*, 1999) in un sito del Nord Adriatico nei pressi di Chioggia (posizione: 45° 03'N/13° 01'E; prof: 27 m). Le cale della durata di 40 minuti sono state effettuate alla velocità di traino era di 11 Km/ora. Nel corso delle prove invernali la temperatura dell'acqua di fondo era di 9 °C e quella dell'aria è variata tra 9 e 12 °C; nelle prove estive, invece, è stata registrata una temperatura di 14 °C sul fondale mentre la temperatura dell'aria è variata tra 26 e 28 °C.

I test di sopravvivenza sono stati condotti su lotti di 100 esemplari, prelevati quando il pescato era scaricato sul ponte dell'imbarcazione e dopo 10 e 20 minuti di esposizione all'aria rispettivamente. Ciascun test di sopravvivenza è stato ripetuto tre volte per stagione, considerando morti tutti gli esemplari di *L. depurator* che non reagivano a stimoli esterni e i cui scafognatiti non davano segni di movimento (Bergmann e Moore, 2001).

Lo stato di stress fisiologico dei granchi è stato invece valutato su un primo gruppo di animali immediatamente prelevati dalla saccata di rete e posti, entro tre minuti, in recipienti con acqua di mare mantenuta sugli stessi valori di temperatura rilevati sul fondale, provvedendo prelevare campioni di emolinfa entro 5-15 minuti dal termine di ciascuna cala. A questo primo gruppo di animali "pescati" si affiancava un altro di granchi "pescati ed esposti", dai cui esemplari è stata estratta l'emolinfa dopo che gli stessi erano stati esposti all'aria per periodi compresi tra 5 e 45 minuti (prove invernali) o tra 5 e 25 minuti (prove estive). Da ciascun individuo è stato estratto un singolo campione di emolinfa per le successive determinazioni analitiche.

Al fine di tener in considerazione anche l'effetto del traino della rete, nel corso degli esperimenti invernali ed estivi si è provveduto anche a catturare lotti di *L. depurator* tramite nasse (in modo da ridurre il disturbo meccanico associato alla cattura) traendone poi sottogruppi di sei esemplari che erano sottoposti ai trattamenti prima specificati. I campioni di emolinfa erano prelevati tramite siringa da 1 ml inserita nella cavità pericardica degli individui campionati. I campioni ottenuti sono stati immediatamente congelati tramite immersione in azoto liquido e mantenuti successivamente alla temperatura di -20 °C. In generale ogni campione di emolinfa è stato utilizzato per la determinazione di tutti i metaboliti in esame, ma in alcuni casi sono stati determinati solo lattato e glucosio a causa del volume ridotto del campione. Per ciascuno dei trattamenti sperimentali sopra specificati e riportati sono stati utilizzati campioni di emolinfa tratti da lotti di 23-41 esemplari (Fig. 2).

Nei campioni di emolinfa il livello totale di azoto $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ è stato determinato con metodo colorimetrico basato sull'assorbimento a 634 nm (Solorzano, 1969). Le concentrazioni di L-lattato sono state stimate mediante il metodo di Gutmann e Wahlefeld (1974), integrato con le indicazioni di altri autori (Engel e Jones, 1978). Invece, la stima quantitativa del D-glucosio è stata basata su alcune reazioni biochimiche a catena che producono NADPH (Webster, 1996).

I valori medi relativi ai vari parametri metabolici presi in esame sono stati confrontati mediante test statistico di Mann-Whitney. I confronti hanno interessato i campioni di granchi “pescati” relativi alle prove estive ed invernali, nonché i gruppi di granchi “pescati ed esposti” nelle stesse occasioni. A causa del modesto numero di animali disponibili, il gruppo dei granchi di “controllo” non è stato incluso nelle analisi statistiche, però i valori medi dei vari parametri rilevati in tali lotti di animali sono riportati nelle figure allo scopo di fornire un ulteriore elemento di riferimento. Nei confronti statistici il livello di significatività è stato fissato a $P < 0,001$.

Risultati

I risultati relativi alle prove di sopravvivenza a breve indicano l'esistenza di nette differenze stagionali in tale parametro, poiché in estate è stata registrata una mortalità del 96% in granchi esposti all'aria per non più di 20 minuti, mentre in inverno (temperatura: 9 °C) lo stesso fenomeno ha interessato solo il 2% degli esemplari (Fig. 1.1.11).

Lo stato di alterazione fisiologica determinato nei granchi dal traino delle reti e/o dall'esposizione all'aria può essere valutato misurando le concentrazioni di ioni ammonio, L-lattato e D-glucosio nell'emolinfa. In Fig. 1.1.12 sono mostrati i valori medi ottenuti da gruppi di animali “pescati” o “pescati ed esposti”. Come già indicato i valori medi rilevati negli animali di “controllo”, prelevati con nasse, sono parimenti evidenziati, ma solo come elementi di “riferimento” e rappresentano la media dei valori ottenuti nelle prove estive ed invernali.

Gli esemplari del gruppo “pescati” avevano, nelle prove invernali, un livello medio di ioni ammonio pari a $0,149 \pm 0,019$ mmol l⁻¹, leggermente superiore a quanto riscontrato negli animali “controllo” ($0,107 \pm 0,007$ mmol l⁻¹), però in estate gli animali di tale gruppo hanno presentato valori di $0,365 \pm 0,055$ mmol l⁻¹. Negli animali “pescati ed esposti” la concentrazione di ioni di ammonio era nettamente maggiore rispetto agli animali non esposti all'aria, raggiungendo valori di $0,187 \pm 0,068$ mmol l⁻¹ e di $0,539 \pm 0,101$ mmol l⁻¹, rispettivamente nel corso delle prove invernali ed estive.

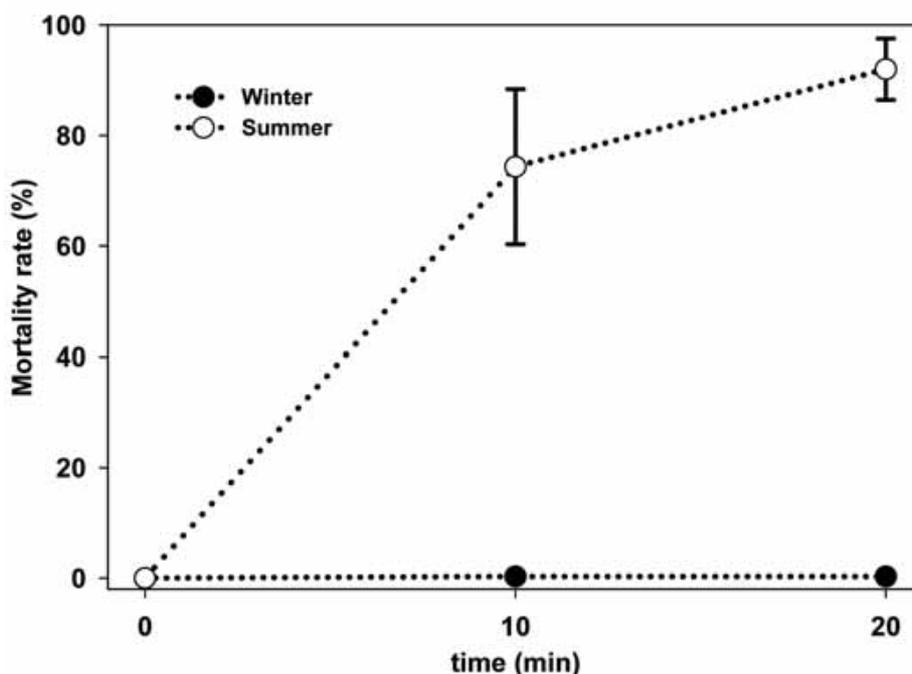


Fig. 1.1.11. - Tasso di mortalità (Mortality rate) rilevato in *L. depurator* esposti all'aria immediatamente dopo la cattura (0) e nei 10 e 20 minuti (min) successivi; $n = 100$ (tre repliche per stagione); Winter = inverno; Summer = Estate.

La concentrazione di lattato rilevata nei gruppi degli individui di “controllo” catturati mediante nasse era molto modesta ($0,068 \pm 0,010$ mmol l⁻¹), indicando che tali organismi erano in condizioni di

scarso stress. Nelle prove invernali gli animali del gruppo “pescati” hanno mostrato invece registrare una concentrazione media molto maggiore ($5,808 \pm 2,654 \text{ mmol l}^{-1}$) comunque inferiore a quella registrata nel gruppo “pescati ed esposti” ($7,666 \pm 3,160 \text{ mmol l}^{-1}$). In estate per il gruppo di organismi “pescati” è stata ottenuta una concentrazione media di lattato pari a $10,422 \pm 3,497 \text{ mmol l}^{-1}$, circa il doppio di quanto rilevato nel corrispondente gruppo delle prove invernali, mentre il valore massimo è stato osservato negli individui “pescati ed esposti”, con una media di $14,750 \pm 2,755 \text{ mmol l}^{-1}$.

Nel gruppo “controllo” la concentrazione media di glucosio nell’emolinfa è stata di $0,435 \pm 0,044 \text{ mmol l}^{-1}$. In inverno è stata rilevata una variazione molto limitata del glucosio sia nei granchi “pescati” ($0,359 \pm 0,0,227 \text{ mmol l}^{-1}$) che per quelli “pescati ed esposti” con un incremento fino al valore medio di $0,918 \pm 0,491 \text{ mmol l}^{-1}$). In estate, invece i livelli medi di glucosio sono stati assai differenti: il gruppo “pescati” ha mostrato infatti valori medi pari $1,475 \pm 0,420 \text{ mmol l}^{-1}$, ossia circa 3 volte superiori rispetto agli esperimenti invernali, mentre l’esposizione all’aria ha determinato un incremento ancora più massiccio, in quanto negli esemplari del gruppo “pescati ed esposti” è stato ottenuto un valore medio di $5,719 \pm 0,559 \text{ mmol l}^{-1}$, ossia 6-7 maggiore che nel corrispondente gruppo delle prove invernali.

Discussione

Gli effetti dell’esposizione all’aria sono stati accuratamente descritti nei crostacei da diversi autori sia per le specie che normalmente sperimentano periodiche emersioni per effetto delle maree che per specie che vengono a contatto con l’aria perché prelevati da attrezzi da pesca (Bridges e Brand, 1981; De Fur, 1988; Taylor e Spicer, 1988; Stillman e Somero, 1996; Schmitt e Uglow, 1997; Morris e Olivier, 1999; Bergmann *et al.*, 2001b; Danford *et al.*, 2002).

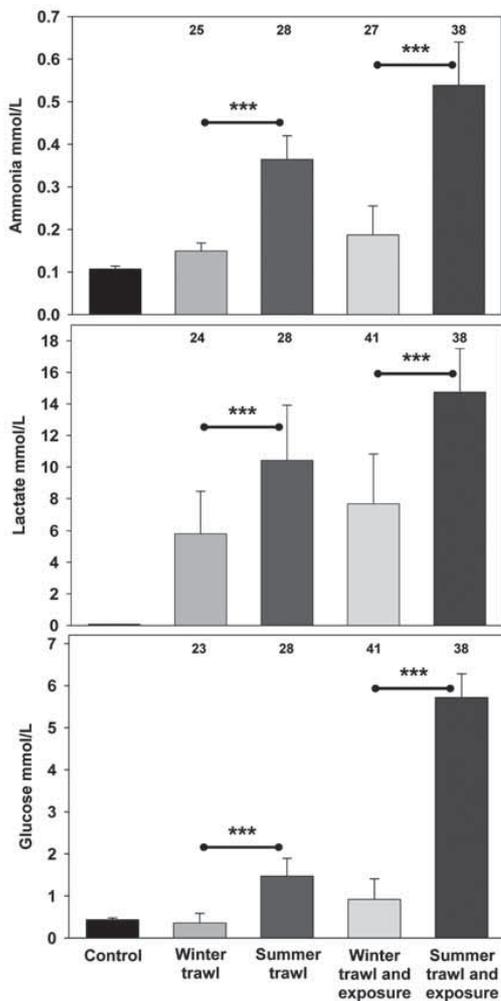


Fig. 1.1.12 - Concentrazione media (\pm dev.st.) di metaboliti rilevata nell’emolinfa di *L. depurator* in diverse condizioni sperimentali. Ammonio = Ammonio; Lactate = L-lattato; Glucose = D-glucosio; Control = organismi di controllo catturati con le nasse; Winter = Inverno; Summer = Estate; Trawl = organismi catturati; Trawl and exposure = organismi catturati ed esposti all’aria. I numeri sopra le barre indicano il numero di campioni (individui) considerati; *** confronti significativi ($P < 0,001$).

Dall’insieme di tali lavori risulta che la cernita ed il trasporto degli animali determinano nei crostacei sbilanciamenti fisiologici che interessano il sistema circolatorio, la respirazione ed i processi metabolici. In generale, tutto ciò comporta l’insorgere di mortalità negli organismi interessati.

I nostri risultati concordano con quanto noto sulla tolleranza di *L. depurator* all’emersione (Bergmann *et al.*, 2001b) e sulla sua sensibilità allo stress meccanico indotto dal traino delle reti e dalle operazioni di cernita del pescato. I test di sopravvivenza hanno dimostrato l’esistenza di una netta differenza nella sopravvivenza, dovuta alla differenza tra le temperatura dell’aria e dell’acqua di mare, che si rispecchia nell’entità del danno metabolico indotto dalle operazioni di pesca commerciale.

L'esame nell'emolinfa di alcuni metaboliti noti per essere prodotti in condizioni di anaerobiosi o di collasso dei processi di escrezione a livello branchiale (De Fur, 1988; Taylor e Whiteley, 1989; Durand e Regnault, 1998; Dandford *et al.*, 2002) hanno evidenziato che in inverno gli stessi raggiungevano livelli, sia negli animali appena prelevati dalla rete e sia in quelli soggetti ad esposizione all'aria, probabilmente subletali ossia tali che gli animali possono rapidamente riprendersi dopo re-immissione in acqua e quindi in gran parte sopravvivere.

In particolare, nelle nostre prove invernali sono stati rilevati livelli di ammonio simili a quelli osservati da altri autori (Durand e Regnault, 1998) in esperimenti fatti mantenendo organismi all'aria per 18 ore. In quest'ultimi esperimenti erano state infatti rilevate concentrazioni di ioni ammonio in *Carcinus maenas* (livelli medi di 0.12 mmol l⁻¹) e *Necora puber* (livelli medi di 1.3 mmol l⁻¹) che sembrano indicare, pur essendo tali valori in ogni caso subletali, una migliore resistenza della prima specie all'esposizione all'aria, ciò in accordo con il fatto che essa è normalmente presente in siti soggetti ad ampie fluttuazioni di marea. Tuttavia nelle nostre prove estive sono stati rilevati livelli di questo metabolita nettamente più elevati e ciò è presumibilmente spiegabile con il metabolismo più accelerato indotto dalle alte temperature di tale periodo.

La scelta di esaminare il livello di lattato si spiega con il fatto che esso aumenta nelle condizioni di anaerobiosi nei crostacei esposti all'aria, sebbene sia noto che i Portunidi hanno meccanismi efficienti di recupero del debito di ossigeno, quando sono ricollocati in acqua. In esemplari di *N. puber* lasciati all'aria i livelli di lattato nel sangue giungono a 9 o 60 mmol l⁻¹ rispettivamente dopo 4 o 18 ore di trattamento (Durand e Regnault, 1998). Per *L. depurator* risulta che in animali esposti all'aria per 40 minuti dopo pescate sperimentali con reti a strascico il lattato era pari invece a 6,2 mmol l⁻¹ (Bergmann *et al.*, 2001b), e valori simili sono stati da noi rilevati in inverno. Dalle nostre prove risulta, peraltro, che l'impatto meccanico delle reti è forse il fattore più rilevante nello stimolare il metabolismo anaerobico (cfr. in Fig. 1.1.12 i dati del gruppo "pescati", e di quello "pescati ed esposti").

Sebbene l'uso dei livelli di glucosio quale indizio di stress fisiologico debba essere cauto, in quanto la concentrazione di tale composto varia in tutte le situazioni in cui gli animali sono sottoposti a sforzi fisici prolungati, nondimeno tale parametro biochimico risulta essere stato già utilizzato per quantificare il danno determinato dalle reti a traino. In *L. depurator* è stato rilevato un significativo aumento di glucosio dopo vari trattamenti di disturbo ed esposizione all'aria (Bergmann, *et al.*, 2001). I nostri risultati concordano con tali osservazioni, ma mettono in evidenza pure un forte effetto stagionale, dal momento che nei campioni estivi i livelli di glucosio erano 6-7 volte superiori rispetto a quanto rilevato nei granchi delle prove invernali.

In merito alle nostre determinazioni dei metaboliti è necessario rilevare che le citate differenze stagionali non possono essere attribuite alla perdita per evaporazione dei liquidi interni da parte dei granchi, perché su animali della stessa specie prelevati nel Clyde Sea è stata rilevata una modesta perdita di peso dopo 1 ora di esposizione all'aria (Bergmann *et al.*, 2001b).

L'insieme dei dati ottenuti dai nostri test di sopravvivenza e dalla rilevazione dei livelli dei metaboliti studiati suggerisce quindi che ci si dovrebbe aspettare un declino dell'abbondanza di *L. depurator* nelle aree soggette ad intensa pesca a strascico. Questa ipotesi risulta rafforzata dall'osservazione che sono necessarie circa 24 ore in acqua per il recupero dello stress biochimico (Bergmann *et al.*, 2001b) e che danni subletali come la perdita di arti riducono la capacità competitive di alimentarsi degli individui interessati (Bergmann *et al.*, 2001a; Pranovi *et al.*, 2001).

Invece, dati di pesca sembrano indicare una sostanziale stabilità della popolazione della specie in Nord Adriatico (Raicevich, 2004). Ciò potrebbe essere dovuto al fatto che la locale popolazione di *L. depurator* è invece avvantaggiata dal punto di vista trofico, essendo tale specie capace di alimentarsi di organismi morti o danneggiati e rigettati a mare dalla pesca (Bergmann *et al.*, 2002)

Ulteriori sviluppi del presente studi potrebbero permettere una classificazione della vulnerabilità alla pesca delle specie animali presenti nello "scarto", considerando sia dati provenienti da test di sopravvivenza, che da test biochimici e da studi sui danni meccanici sugli individui (Macdonald *et al.*, 1996). Tali conoscenze potrebbero poi essere utili per adottare misure idonee a ridurre l'impatto della pesca sulle specie non bersaglio. In proposito si potrebbe ipotizzare, ad esempio, di estendere la durata del periodo mensile di fermo biologico obbligatorio già previsto in Adriatico in estate per le unità con reti da traino.

Bibliografia

- BERGMANN M. & P.G. MOORE, 2001. Survival of decapod crustaceans discarded in the *Nephrops* fishery of the Clyde Sea area, Scotland. *ICES Journal of Marine Science* 58:163–171.
- BERGMANN M., D.J. BEARE & P.G. MOORE, 2001a. Damage sustained by epibenthic invertebrates discarded in the *Nephrops* fishery of the Clyde Sea, Scotland. *Journal of Sea Research* 45: 105–118.
- BERGMANN M., A.C. TAYLOR & P.G. MOORE, 2001b. Physiological stress in decapod crustaceans (*Munida rugosa* and *Liocarcinus depurator*) discarded in the Clyde *Nephrops* fishery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 259: 215–229.
- BERGMANN, M., S.K. WIECZOREK, P.G. MOORE & R.J.A. ATKINSON, 2002. Utilisation of invertebrates discarded from the *Nephrops* fishery by variously selective benthic scavengers in the west of Scotland. *Marine Ecology Progress Series* 233: 185–198.
- BREY T., 1990. Estimating productivity of macrobenthic invertebrates from biomass and individual weight. *Meeresforschung* 32: 329–343.
- BRIDGES C.R. & A.R. BRAND, 1981. The effect of hypoxia on haemolymph oxygen consumption and haemolymph lactate levels of some marine Crustacea. *Comparative Biochemistry and Physiology A* 65: 157–168.
- BURNETT L.E., 1988. Physiological responses to air exposure: acid–base status and the role of branchial water stores. *American Zoologist* 28: 125–135.
- CLARKE K.R. & R.M. WARWICK, 2001. A further diversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 216: 265–278.
- COLLIE J.S., A. ESCANERO & P.C. VALENTIE, 1997. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 155: 159–172.
- CONNELL J.H. & R.O. SLAYTER, 1977. Mechanism of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Amer. Naturalist* 3: 1119–1144.
- DANFORD A.R., L. HAGERMAN & R.F. UGLOW, 2002. Effects of emersion and elevated haemolymph ammonia on haemocyanin–oxygen affinity of *Cancer pagurus*. *Marine Biology* 141: 1019–1027.
- DEBELJAK M., 2002. Applicability of genome size in exergy calculation. *Ecol. Model.* 152: 103–107.
- DEFUR P.L., 1988. Systemic respiratory adaptations to air exposure in intertidal decapod crustaceans. *American Zoologist* 28: 115–124.
- DEGOBBIS D., R. PRECALI, I. IVANCIC, N. SMODLAKA, D. FUCKS & S.K. VEDER, 2000. Long-term changes in the northern Adriatic ecosystem related to anthropogenic eutrophication. *International Journal of Environment and Pollution* 13 (1-6): 495–533.
- DESROSIERES G., C. SAVENKOFF, M. OLIVIER, G. STORA, K. JUNIPER, A. CARON, J.-P. GAGNE, L. LEGENDRE, S. MULSOW, J. GRANT, S. ROY, A. GREHAN, P. SCAPS, N. SILVERBERG, B. KLEIN, J.E. TREMBLAY & J.C. THERIAULT, 2000. Trophic structure of macrobenthos in the Gulf of St. Lawrence and on the Scotian Shelf. *Deep-Sea Res.* 47: 663–697.
- DESROSIERES G., D. BELLAN-SANTINI & J.C. BRETHERS, 1986. Organisation trophique de quatre peuplements de substrats rocheux selon un gradient de pollution industrielle. (Golfe de Fos, France). *Mar. Biol.* 91: 107–120.
- DITTMANN S., C. GUNTHER & U. SCLEIER, 1999. Recolonisation of tidal flats after disturbance. In: Dittmann S. (Ed) – *The Wadden Sea ecosystem*. Springer, Berlin: 175–192.
- DUPLISEA D.E., S. JENNINGS, S. MALCOM, R. PARKER & D.B. SIVYER, 2001. Modelling potential impacts of bottom trawls on soft-sediment biogeochemistry in the North Sea. *Geochem. Trans.* 14: 1–6.
- DURAND F. & M. REGNAULT, 1998. Nitrogen metabolism of two portunid crabs, *Carcinus maenas* and *Necora puber*, during prolonged air exposure and subsequent recovery: a comparative study. *Journal of Experimental Biology* 201: 2515–2528.
- ENGEL P.C. & J.B. JONES, 1978. Causes and elimination of erratic blanks in enzymatic metabolite assays involving the use of NAD⁺ in alkaline hydrazine buffers: improved conditions for the assay of L-glutamate, L-lactate and other metabolites. *Analytical Biochemistry* 88: 475–484.
- FAUCHAULD K. & P.A. JUMARS, 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.* 17: 193–284.
- FONSECA J.C., J.C. MARQUES, A.A. PAIVA, A. M. FREITAS, V.M.C. MADEIRA & S. JORGENSEN, 2000. Nuclear DNA in the determination of weighing factors to estimate energy from organism biomass. *Ecol. Model.* 126: 179–189.
- FRANCESCHINI G., S. RAICEVICH, O. GIOVANARDI, F. PRANOVI & L. MANZUETO, 2003. Le “Tegnùe” di Chioggia: valutazione dell’impatto della pesca a strascico con metodi acustici e sistemi informatici. *Chioggia – Rivista di studi e ricerche* 23: 93–102.
- GAMITO R. & H. CABRAL, 2003. Mortality of brown-shrimp discards from the beam trawl fishery in the Tagus estuary, Portugal. *Fisheries Research* 63: 423–427.
- GIOVANARDI O., G. CRISTOFALO, L. MANZUETO & G. FRANCESCHINI, 2003. Le “Tegnùe” di Chioggia: nuovi dati e osservazioni sulla base di campionamenti acustici ad alta definizione (“Multibeam” e “Side Scan Sonar”). *Chioggia – Rivista di studi e ricerche* 23: 103–116.
- GIOVANARDI O., M. CORNELLO, K. TIOZZO, M. CASALE & G. FRANCESCHINI, 2003. Effetti degli aggregati mucilluginosi sulle comunità macrozoobentoniche a largo di Chioggia. In: *Programma di monitoraggio e studio sui processi di formazione delle mucillagini nell’Adriatico e Tirreno (MAT)*. Rapporto finale, ICRAM- Ministero Ambiente 3: 351–366.
- GIOVANARDI O., PRANOVI F. & G. FRANCESCHINI, 1998. ‘Rapido’ trawl-fishing in the Northern Adriatic: preliminary observation on effects on macrobenthic communities. *Acta adriatica* 39: 37–57.
- GRASSLE J.F. & J.P. GRASSLE, 1974. Opportunistic life histories and genetic system in marine benthic polychaetes. *J. Mar. Res.* 32: 253–284.
- GUTMANN I. & A.W. WAHLEFELD, 1974. L-(+)-lactate: determination with lactate dehydrogenase and NAD⁺. In Bergmeier, H.U. (ed.), *Methods of Enzymatic Analysis*. Academic Press, New York: 1464–1468.
- HAGERMAN L., T. SØNDERGAARD, K. WEILE, D. HOSIE & R.F. UGLOW, 1990. Aspects of blood physiology and ammonia excretion in *Nephrops norvegicus* under hypoxia. *Comparative Biochemistry and Physiology* 97: 51–55.
- HALL J.J., M.R. ROBERTSON & S. E. THRUSH, 1996. Patchiness and disturbance in shallow-water assemblages. In: Giller P.S., A.G. Hildrew, D. Raffaelli (eds) - *Aquatic ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 333–376.
- HALL-SPENCER J.M., FROGLIA C., ATKINSON R.J.A. & P.G. MOORE, 1999. The impact of Rapido trawling for scallops, *Pecten jacobaeus* (L.), on the benthos of the Gulf of Venice. *ICES Journal of Marine Science* 56: 111–124.

- JACKSON J.B.C., M.X. KIRBY, W.H. BERGER, K.A. BJORNDA, L.W. BOTSFORD, B.J. BOURQUE, R.H. BRADBURY, R. COOKE, J. ERLANDSON, J.A. ESTES, T.P. HUGHES, S. KIDWELL, C.B. LANGE, H.S. LENIHAN, J.M. PANDOLFI, C.H. PETERSON, R.S. STENECK, M.J. TEGNER, & WARNER R.R., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- JENNINGS S. & M.J. KAISER, 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advanced in Marine Biology* 34: 201-351.
- JENNINGS S., T.A. DINMORE, D.E. DUPLISEA, K.J. WARR & J.E. LANCASTER, 2001. Effects of chronic trawling disturbance can modify benthic processes. *J. Anim. Ecol.* 70: 459-475.
- JENNINGS S., M.D. NICHOLSON, T.A. DINMORE & J.E. LANCASTER, 2002. Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities. *Adv. Mar. Biol.* 34: 201-351.
- JORGESEN S.E. & S.N. NIELSEN, 1998. Thermodynamic orientors: exergy as goal function and as an ecological indicator for the description of ecosystem development. In: Muller F., M. Leupelt (eds) – *Eco targets, goal function and orientors*. Springer Verlag, Berlin: 64-86.
- JORGENSEN S.E., S.N. NIELSEN & H. MEJER, 1995. Emergy, environ, exergy and ecological modelling. *Ecol. Model.* 77: 99-109.
- JORGENSEN S.E., P. VERDONSCHOT & S. LEK, 2002. Explanation of the observed structure of functional feeding groups of aquatic macro-invertebrates by an ecological model and maximum exergy principle. *Ecol. Model.* 158: 223-231.
- KAISER M.J., J.S. COLLIE, S.J. HALL, S. JENNINGS & I.R. POINER, 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries* 3: 114-136.
- KAISER M.J., K. RAMSAY, C.A. RICHARDSON, F.E. SPENCER & A.R. BRAND, 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf benthic structure. *J. Anim. Ecol.*, 69: 494-503.
- KENNY A. J. & H. L. REES, 1996. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: results 2 year post-dredging. *Mar. Poll. Bull.* 32: 615-622.
- KRUSKAL J. B. & M. WISH, 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Publ., Beverly Hills (Ca), USA.
- MACDONALD D.S., M. LITTLE, M.C. ENO & K. HISCOCK, 1996. Disturbance of benthic species by fishing activities: a sensitivity index. *Aquatic Conservation* 6(4): 257-268.
- MARQUES J.C., M.A. PARDAL, S.N. NIELSEN & S. E. JORGENSEN, 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecol. Model.* 102: 155-167.
- MCCALL P.L., 1977. Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island Sound. *J. Mar. Res.* 35: 221-266.
- MCMAHON B R., 2001. Respiratory and circulatory compensation to hypoxia in crustaceans. *Respiration Physiology* 128: 349-364.
- MEYER T.L., R.A. COOPER & PECCI K.J., 1981. The performance and environmental effects of hydraulic clam dredge. *Marine Fisheries Review* 43: 14-22.
- MORRIS S. & S. OLIVER, 1999. Circulatory, respiratory and metabolic response to emersion and low temperature of *Janus edwardsii*: simulation studies of commercial shipping methods. *Comparative Biochemistry and Physiology A—Molecular and Integrative Physiology* 122: 299-308.
- MULLER F., 1997. State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecol. Model.* 100: 135-161.
- NEWTON R.S. & STEFANON A., 1975. Application of Side Scan Sonar in Marine Biology. *Marine Biology* 3: 287-291.
- PAULY D. & V. CHRISTENSEN, 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255-257.
- PEARSON T.H. & R. ROSEMBERG, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.
- PÈRES G.M. & J. PICARD, 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stn. Mar. Endoume Bull.* 31: 1-137.
- PRANOVI E., F. DA PONTE, S. RAICEVICH S. & O. GIOVANARDI, 2004. A multidisciplinary study of the immediate effects of mechanical clam harvesting in the Venice Lagoon. *ICES Journal of Marine Science* 61 (1): 43-52.
- PRANOVI E., S. LIBRALATO, S. RAICEVICH, A. GRANZOTTO, R. PASTRES & O. GIOVANARDI, 2003. Mechanical clam dredging in Venice lagoon: ecosystem effects evaluated with a trophic mass-balance model. *Marine Biology* 143: 393-403.
- PRANOVI E., O. GIOVANARDI & G. FRANCESCHINI, 1998. Recolonization dynamics in areas disturbed by the bottom fishing gears. *Hydrobiologia* 375/376: 125-135.
- PRANOVI E., S. RAICEVICH, G. FRANCESCHINI, M.G. FARRACE & O. GIOVANARDI, 2000. 'Rapido' trawling in the Northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES Journal of Marine Science* 57: 517-524.
- PRANOVI E., S. RAICEVICH, G. FRANCESCHINI, P. TORRICELLI P. & O. GIOVANARDI, 2001. Discard composition and damage to non-target species in the "rapido" trawl fishery. *Marine Biology* 139: 863-875.
- RAICEVICH S., 2000. *La pesca con il "rapido" in nord Adriatico: effetti sulle comunità bentoniche ed implicazioni gestionali*. Tesi di laurea in Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari di Venezia, 104 pp.
- RAICEVICH S., 2004. Assessment of ecological disturbance in marine environments. Ph.D. thesis, University "Ca' Foscari", Venice.
- RHOADS D.C., P.L. MCCALL & J.Y. YINGST, 1978. Disturbance and production on the estuarine seafloor. *J. Sci.* 66: 577-586.
- SCHMITT A.S.C. & R. F. UGLOW, 1997. Haemolymph constituent levels and ammonia efflux rates of *Nephtys norvegicus* during emersion. *Marine Biology* 127: 403-410.
- ŠIMUNOVIĆ A., 1999. Quantitative and qualitative investigations of the benthic communities in the areas of mobile bottoms of the Adriatic Sea. *Acta Adriatica* 38 (1): 77-197.
- SOLORZANO L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenylhypochlorite method. *Limnology and Oceanography* 4: 799-801.
- SORESI S., 2003. *Studio della comunità bentonica di un affioramento roccioso in Alto Adriatico di coordinate 45°01'1.570N 012°02'5.420E*. Tesi di laurea, Università degli Studi di Padova, a.a. 2002-2003, 94 pp.
- STEFANON A., 1984. Sedimentologia del Mare Adriatico: rapporti tra erosione e sedimentazione olocenica. *Boll. Oceanol. Teor. Appl.* 2 (4)
- STILLMAN J.H. & G.N. SOMERO, 1996. Adaptation to temperature stress and aerial exposure in congeneric species of intertidal porcelain crabs (genus *Petrolisthes*): correlation of physiology, biochemistry and morphology with vertical distribution. *Journal of Experimental Biology* 199: 1845-1855.
- TAYLOR A.C. & J.I. SPICER, 1987. Metabolic responses of the prawns *Palaemon elegans* and *P. serratus* (Crustacea: Decapoda) to acute

- hypoxia and anoxia. *Marine Biology* 95: 521–530.
- TAYLOR A.C. & J.I. SPICER, 1988. Functional significance of a partial-emersion response in the prawn *Palaemon elegans* (Crustacea: Palaemonidae) during environmental hypoxia. *Marine Ecology Progress Series* 44: 141–147.
- TAYLOR E.W. & M.G. WHITELEY, 1989. Oxygen transport and acid–base balance in the haemolymph of the lobster, *Homarus gammarus*, during aerial exposure and resubmersion. *Journal of Experimental Biology* 144: 417–436.
- THRISTLE D., 1981. Natural physical disturbances and communities of marine soft bottoms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 6: 223–228.
- THRUSH S.F., J.E. HEWITT, V.J. CUMMINGS, P.K. DAYTON, M. CRYER, S.J. TURNER, G.A. FUNNELL, R.G. BUDD, C.J. MILBURN & M.R. WILKINSON, 1998. Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of fishery. *Ecol. Appl.* 8: 866–879.
- THRUSH S.F., J.E. HEWITT, V.J. CUMMINGS & P.K. DAYTON, 1995. The impact of habitat disturbance by scallop dredging on marine benthic communities: what can be predicted from the results experiments? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 129: 141–150
- TILMAN D., 1988. *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*. Princeton University Press, Princeton (NJ), USA
- TUCK I.D., S.J. HALL, M.R. ROBERTSON, E. ARMSTRONG & D.J. BASFORD, 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 162: 227–242.
- UNDERWOOD A.J., 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4 (1): 3–15.
- WARWICK R.M. & K.R. CLARKE, 1995. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 129: 301–305.
- WEBSTER S.G., 1996. Measurement of crustacean hyperglycaemic hormone levels in the edible crab *Cancer pagurus* during emersion stress. *Journal of Experimental Biology* 199: 1585–1597.
- WHITE P.S. & S.T.A. PICKETT, 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In White P.S. & S.T.A. Pickett (eds), *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, New York: 1–3.
- Williams N., 1998. Overfishing disrupts entire ecosystems. *Science* 279: 809.
- WITTAKER R.H. & S.A. LEVIN, 1977. The role of mosaic phenomena in natural communities. *Theor. Popul. Biol.*, 12:117–139
- ZAJAC R.N., R.B. WHITLACH & S.F. THRUSH, 1998. Recolonization and succession in soft-sediment infaunal communities: the spatial scale of controlling factors. *Hydrobiologia*, 375/376: 227–240.
- ZAJAC R.N., R.B. WHITLACH & S.F. THRUSH, 1982. Responses of estuarine infauna to disturbance. I. Spatial and temporal variations of initial recolonization. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10, 1–147.



1.2 INDICATORI ECOLOGICI E VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI DELLA PESCA A LIVELLO ECOSISTEMICO

A cura di: *Dott. Saša Raicevich, Dott. Michele Romanelli, Dott. Otello Giovanardi*

1.2.1. RASSEGNA DI INDICATORI RELATIVI ALLO STATO E AL FUNZIONAMENTO DI ECOSISTEMI MARINI

Tratto da: PIET G.J. & F. PRANOVI, con contributi di E. ANDRILEWICZ (SFI), M. APPELBERG (ICR), A. BORJA (AZTI), F. COLLOCA (UR), O. GIOVANARDI e S. RAICEVICH (ICRAM), S. GREENSTREET (FRSMLA), M. GRISTINA (IAMC-CNR), A. JARRE (DIFRES), S. JENNINGS (CEFAS), A. LAPPALANINEN (FGFRI), S. LIBRALATO (DSA-UNIVE), M. TASKER (JNCC), N. STREFTARIS, V. VASSILOPOULOU (HCMR), 2005. *A review of the indicators for ecosystem structure and Functioning*. Rapporto alla Commissione Europea nell'ambito del progetto INDECO (Project no. 513754): "Development of Indicators of Environmental Performance of the Common Fisheries Policy". 74 pp. Il testo integrale è disponibile al sito web: <http://www.ieep.eu/publications/publications.php?search=41&submit=Submit>.

Al fine di poter applicare una gestione della pesca mediante un approccio di tipo ecosistemico (o EAFM, *Ecosystem Approach to Fisheries Management*) è necessario disporre di indicatori (o "indici sintetici", NdT) che siano in grado di descrivere lo stato degli ecosistemi marini, le pressioni antropiche esercitate su di essi (NdT: ad esempio, lo sforzo di pesca) e gli effetti di eventuali politiche gestionali sull'ambiente marino e sulla società.

Nell'ottica di una migliore gestione della pesca tali indicatori devono anche servire a facilitare il processo decisionale delle strutture politiche ed amministrative deputate, permettere di valutare il possibile miglioramento dello stato degli ecosistemi marini a seguito di determinate misure gestionali, spiegare al grande pubblico la natura dei problemi alla base delle stesse misure intraprese ed i risultati attesi.

Poiché gli obiettivi politici sono indirizzati al raggiungimento di determinati "punti di riferimento" nello stato degli ecosistemi marini è necessario conoscere le correlazioni esistenti tra livelli di pressione, stato dell'ambiente marino, nonché gli effetti sulla società per definire percorsi operativi mirati al conseguimento dell'obiettivo prefissato. In pratica, le decisioni gestionali in materia di pesca sono però generalmente adottate sulla base di indicatori relativi allo sforzo di pesca esercitato, sugli effetti sociali delle decisioni previste (ad es. perdita di posti di lavoro), mentre gli effetti di queste stesse decisioni sulle risorse marine sono valutati meno frequentemente, soprattutto a livello ecosistemico (Nicholson e Jennings, 2004).

In letteratura esistono numerosi indicatori descrittivi di singoli componenti o gruppi di componenti di un ecosistema ed i vari tipi di indici sintetici esistenti sono classificati secondo molteplici approcci (Rice, 2000; Link, 2002; Link *et al.*, 2002; Rochet e Trenkel, 2002).

Al fine di avere un quadro conoscitivo unitario di un determinato ecosistema marino è necessario disporre di una serie di indicatori che descrivano adeguatamente sia la struttura che il funzionamento degli stessi ecosistemi, nonché delle loro molteplici componenti. Nell'ambito di questo rapporto, al fine di mantenere una corrispondenza tra ecosistemi indagati e possibili azioni gestionali, sono stati di fatto considerati gli ecosistemi che coincidono con le aree marine di riferimento dei "RACs", i "Regional Advisory Council" instaurati nel 2004 nell'ambito della Politica Comune di Pesca della UE). Nel presente rapporto vengono presi in considerazione, quindi, un numero elevato di indicatori.

In particolare accanto a indici che descrivono gli ecosistemi marini nei termini delle loro caratteristiche chimico-fisiche, esistono indicatori che descrivono lo stato delle popolazioni biologiche e delle comunità da esse formate. Il massimo livello di complessità è invece l'ecosistema, in cui sono racchiuse le complesse interazioni esistenti tra componenti biotiche e abiotiche, e tali interazioni sono espresse in forma di processi funzionali. La natura internazionale (transfrontaliera) degli ecosistemi è importante dal punto di vista della gestione della pesca, perché popolazioni e comunità di più specie sono generalmente più sensibili allo sfruttamento che non i singoli processi funzionali dell'ecosistema (Vitousek, 1990). Quindi un ecosistema sottoposto a stress esterno (quale ad esempio la pressione di pesca) apparentemente conserva molte delle sue funzioni, sebbene la composizione specifica si modifichi anche sostanzialmente (Holling, 1992).

All'interno del rapporto viene brevemente descritto il significato di circa 60 indici sintetici di stato, che descrivono i diversi livelli gerarchici delle componenti biologiche, dalle popolazioni agli ecosistemi. Analogamente vengono riportati la tipologia ed efficacia di indici sintetici per la pressione di pesca; questi ultimi sono numericamente più limitati e concettualmente più semplici.

I dati relativi a numerosi indicatori si ottengono principalmente da apposite prospezioni scientifiche, quindi nell'allegato n. 7 del rapporto si fornisce un elenco dei vari tipi di "surveys" in corso, o condotti in passato nel contesto degli ecosistemi marini della Comunità Europea, indicando anche informazioni relative all'attrezzatura utilizzata ed alla frequenza di campionamento.

1.2.2. VALUTAZIONE COMPARATIVA DELLE *PERFORMANCE* DI INDICATORI DI STRUTTURA E FUNZIONAMENTO DEGLI ECOSISTEMI

Tratto da: PIET G.J. & F. PRANOVI, con contributi di E. ANDRULEWICZ (SFI), M. APPELBERG (ICR), A. BORJA (AZTI), F. COLLOCA (UR), O. GIOVANARDI e S. RAICEVICH (ICRAM), S. GREENSTREET (FRSMLA), M. GRISTINA (IAMC-CNR), A. JARRE (DIFRES), S. JENNINGS (CEFAS), A. LAPPALANINEN (FGFRI), S. LIBRALATO (DSA-UNIVE), M. TASKER (JNCC), N. STREFTARIS and V. VASSILOPOULOU (HCMR), 2005., 2006 - *Performance of indicators for ecosystem structure and functioning against screening criteria*. Rapporto alla Commissione Europea nell'ambito del progetto INDECO (Project no. 513754): *Development of Indicators of Environmental Performance of the Common Fisheries Policy*, 119 pp Il testo integrale è disponibile al sito web: <http://www.ieep.eu/publications/publications.php?search=41&submit=Submit>.

Il rapporto tecnico fornisce le informazioni di base per valutare in termini comparativi gli indicatori ambientali (o "indici sintetici", NdT) da applicare nel contesto della descrizione della struttura e funzionamento degli ecosistemi marini soggetti a sfruttamento da parte della pesca e dare a ciascuno di essi un punteggio basato secondo lo schema definito da Rice e Rochet (2005).

Pertanto, noi affronteremo il problema degli obiettivi operativi del presente programma di ricerca e presenteremo alcune informazioni di base.

In questo ambito, è stato necessario raccogliere informazioni su alcuni ecosistemi marini presenti nella UE, che differiscono dal punto di vista, sia aspetti biologici che nei parametri fisico-chimici presenti, nonché per il tipo e l'intensità dello sfruttamento da parte dell'uomo. Ovviamente è necessario anche tenere in considerazione il fatto che si ha diversa disponibilità di dati in relazione ai comparti ed all'area geografica considerata. Per tali ragioni la scelta degli ecosistemi considerati è coincisa con le aree dei RAC (NdT: trattasi dei "Regional Advisory Council", istituiti ai fini della Politica Comune per la Pesca con Decisione del 19.07.2004; cfr. GUCE, L256/2004).

Per i vari indici sintetici ambientali disponibili, questo documento fornisce informazioni in particolare riguardo a delle seguenti caratteristiche: concretezza dell'indicatore, sue basi teoriche, consapevolezza del significato da parte del grande pubblico, costi concernenti la raccolta di dati, precisione dei dati stessi, disponibilità di serie storiche dei dati (indicatori, sensibilità allo sforzo di pesca, reattività nei confronti variazioni dello sforzo in questione, scarsa sensibilità a fattori diversi dallo sforzo di pesca. Inoltre nel rapporto vengono considerate la validità dei vari indicatori ambientali rispetto ai criteri segnalati.

Attualmente sono disponibili scarse informazioni per valutare gli indicatori ambientali riguardo alla loro concretezza, alla consapevolezza del grande pubblico sul loro significato, nonché sui costi inerenti la raccolta dei dati richiesti, mentre molte delle informazioni concernenti le basi teoriche dei vari indici sintetici sono riportate nel primo rapporto Indeco (Reyntjens e Brown, 2005).

Sono invece disponibili informazioni più dettagliate sulla disponibilità di serie storiche di dati per l'applicazione dei diversi indici sintetici descrittivi dello stato di un determinato ambiente, o delle varie forme di pressione antropica insistenti su di esso.

Nel contesto di questo rapporto abbiamo elencato diverse caratteristiche dell'ecosistema marino che devono essere mantenute affinché esso sia in buona salute e per ciascuna di tali caratteristiche abbiamo cercato di individuare serie storiche relative ad opportuni indicatori ambientali.

Per quanto riguarda la componente biologica degli ecosistemi marini, le serie storiche riguardano in particolare le specie ittiche, a livello di singole specie o popolazioni o di quelle coesistenti all'interno di una determinata comunità. Per le popolazioni ittiche si dispone di dati suddivisibili in tre ampie categorie: abbondanza, caratteristiche biologiche, caratteristiche genetiche della popolazione. Si rileva che tali dati possono riferirsi solo a specie commerciali o anche ad altre ittiche non-bersaglio.

Per quanto riguarda l'abbondanza di specie ittiche, vi è un generale consenso che i dati relativi a specie commerciali sono utili nell'ambito dell'applicazione di indicatori a livello ecosistemico. Inoltre esistono serie storiche quasi ovunque per i mari che bagnano l'Europa settentrionale, mentre per il Mediterraneo vi sono problemi riguardo alla validità dei dati disponibili.

In merito all'abbondanza di specie non direttamente valutate, esistono due tipi di indicatori: abbondanza o biomassa di una serie di specie opportunamente selezionate o un indicatore di declino basato sui criteri adottati in proposito dalla IUCN. Ambedue i tipi di indicatori richiedono dati provenienti dai vari programmi di monitoraggio scientifico da tempo in corso nei vari ecosistemi marini europei e per i quali di solito si dispone di serie storiche.

I più comuni indicatori biologici disponibili per le popolazioni ittiche sono la loro struttura per età o per taglia, la prima solo per alcune specie, mentre l'altra può essere disponibile per la maggioranza delle specie. In genere le serie storiche di dati coincidono con quelle relative ai dati di abbondanza o biomassa.

Per quanto riguarda infine la valutazione della variabilità genetica nelle popolazioni, essa si basa su test come i microsattelliti o su marcatori genetici, quindi su tecniche piuttosto costose: di conseguenza i dati disponibili per le popolazioni ittiche sono generalmente molto scarsi. In tempi recenti è stato però sviluppato un metodo per stimare un indice sintetico di "effetti genetici" che richiede lo stesso tipo di dati necessari per definire la struttura d'età, ed è quindi possibile utilizzare i dati disponibili per ottenere delle serie storiche di questo indicatore.

Gli indici sintetici relativi a comunità ittiche dipendono da dati ottenuti tramite apposite campagne, analogamente a quanto avviene per le specie non commerciali o non oggetto di studi mirati, quindi le serie storiche disponibili coincidono in genere con il periodo di svolgimento delle prospezioni scientifiche. Per questo tipo di indicatori è necessario avere dati sulla composizione per specie (sia commerciali che non) di campioni e sulla struttura di taglia degli esemplari di una stessa specie.

Per le altre componenti biologiche degli ecosistemi marini (uccelli, mammiferi e rettili marini, benthos o habitat) si dispone di dati meno precisi e continui, in quanto componenti sono state storicamente meno indagate; infatti in genere non è possibile applicare indicatori al di fuori di quelli basati su valori dell'abbondanza di alcune specie.

Spesso si suppone che l'applicazione di indici sintetici permetta di monitorare lo stato di alcune componenti particolarmente sensibili degli ecosistemi (ad esempio, alcune specie bentoniche o habitat), ma attualmente non vi è alcuna indicazione sulla sensibilità di tali indicatori, inficiando così in parte l'affidabilità delle analisi.

In merito al funzionamento degli ecosistemi marini sono stati proposti diversi indicatori, tra loro differenti per la quantità di dati disponibili, o per il fatto di essere basati su alcuni modelli teorici o su dati di tipo più convenzionale.

I dati di natura fisica o chimica come pure quelli riguardanti il fitoplancton non sono influenzati dallo sforzo di pesca, ma possono essere importanti per spiegare le oscillazioni che si verificano negli ecosistemi marini ed i loro effetti sulla pesca. Serie storiche sono di solito disponibili per questo tipo di dati però, soprattutto quelli concernenti il fitoplancton, possono essere poco accessibili agli scienziati che si occupano di studi di pesca ed inoltre esistono relativamente pochi programmi di monitoraggio strutturati e su vasta scala.

In merito agli indicatori della pressione di pesca quello ritenuto migliore è la mortalità indotta da tale attività valutata per particolari componenti degli ecosistemi marini (es. pesci commerciali, invertebrati bentonici, mammiferi marini). Questo tipo di informazione è però di solito disponibile solo per le specie ittiche commerciali; pertanto, per le altre componenti si utilizzano indicatori indiretti, quali le dimensioni delle flotte o lo sforzo esercitato per singoli sistemi di cattura. Si osserva però che dati sulle dimensioni della flotta, un indicatore molto generico in termini informativi, sono comunque disponibili per tutte le aree marine della UE. Per l'indice più importante tra quelli citati, ossia lo sforzo di pesca esercitato, le serie storiche sono spesso incomplete o i dati non sono sempre validi o non sono disponibili per determinati sistemi di cattura o per alcune nazioni, rendendo alcune analisi praticamente impossibile o troppo approssimative.

La misurazione di parametri ambientali implica l'esistenza di variabilità tra essi e/o di errori sistematici per i dati. Nel presente rapporto vengono forniti esempi di variabilità tra dati ottenuti in un medesimo periodo, ma in diversi siti di campionamento, e di variabilità tra dati di differenti anni. L'esistenza di forti oscillazioni interannuali rende difficile l'applicazione di un determinato indicatore al fine della gestione della pesca, perché è necessario avere dati relativi ad un lungo lasso di tempo per stabilire se una determinata misura sia efficace o meno in termini di risultati attesi. In relazione alla variabilità di alcuni indicatori, è stata condotta un'analisi della potenza (*power analysis*) dei test statistici e delle implicazioni nella valutazione di misure gestionali.

Esistono diversi studi sulla sensibilità di determinati indicatori alla pressione di pesca. Questi studi dimostrano che alcuni indicatori concernenti specie ittiche o il livello di presenza di singole popolazioni rispondono bene allo sforzo di pesca sia nei singoli valori e sia nella loro complessiva evoluzione.

L'analisi della reattività degli indici sintetici a variazioni dello sforzo di pesca evidenzia che quelli che descrivono lo sforzo stesso rispondono immediatamente ad eventuali misure gestionali miranti a contenerlo, ma la reattività è modesta per gli indicatori di stato (NdT: ossia che descrivono una determinata popolazione, comunità o ecosistema).

Nel contesto di questo rapporto sono stati tratti esempi dal Mar Baltico, ecosistema notoriamente soggetto a diverse forzanti ambientali di rilievo, per verificare come alcuni indici sintetici possano essere influenzati da fattori diversi dalla pressione di pesca. Dall'analisi si evidenzia come in tali ecosistemi marini, ove la specificità degli indicatori è più bassa, potrebbe essere necessario utilizzare ulteriori indici sintetici che non riguardino la pesca ma piuttosto fattori ambientali indipendenti da essa.

Sulla base di tali esempi e della conoscenze disponibili per diversi ecosistemi marini sono stati infine selezionati alcuni indicatori e gli stessi sono stati valutati formalmente rispetto ai vari criteri inizialmente citati, onde verificare la loro utilità ai fini di applicare una gestione della pesca mediante un approccio di tipo ecosistemico (o EAFM, *Ecosystem Approach to Fisheries Management*).

1.2.3 LO SBILANCIAMENTO ECOLOGICO INDOTTO DALL'INTRODUZIONE DELLE VONGOLA FILIPPINA (*TAPES PHILIPPINARUM*) NELLA LAGUNA DI VENEZIA

Tratto da: GIOVANARDI O., R. BOSCOLO, G. FRANCESCHINI & M. CASALE, 2006. Lo sbilanciamento ecologico indotto dall'introduzione delle vongola filippina, *Tapes philippinarum*, nella Laguna di Venezia. *Chioggia: rivista di studi e ricerche*, 28: 73-90.

Introduzione

Al giorno d'oggi l'invasione di specie esotiche o "aliene" è una delle maggiori minacce alla diversità biologica. Infatti, esse possono essere di danno sia alle specie autoctone che e agli ecosistemi, concorrendo inoltre alla perdita ed al degrado degli habitat (Sala *et al.*, 2000). In tutto il mondo l'acquacoltura è stata identificata, attraverso lo spostamento di flora e fauna, come uno dei principali vettori di specie acquatiche invasive (Wohnman e Carlton, 2005).

Una sfida nella valutazione del ruolo delle specie aliene è la determinazione dei loro effetti a lungo termine, problematica di difficile valutazione a causa della mancanza di dati e dell'intrinseca variabilità degli ecosistemi. Gli effetti della presenza delle specie invasive possono essere infatti confusi con le risposte biotiche ad altri eventuali cambiamenti ambientali, quali la distruzione dell'habitat, l'inquinamento e il sovrasfruttamento della risorsa (Ruiz *et al.*, 1997). Pertanto per studiare gli effetti a lungo termine delle invasioni da parte di nuove specie, può essere utile partire da una prospettiva storica.

La Laguna di Venezia, come altre aree costiere italiane, è stata soggetta nelle ultime decenni all'invasione di molteplici specie alloctone (per una lista di queste in Italia si veda Occhipinti Ambrogio, 2002). Al momento sono state descritte per tale ecosistema 19 specie alloctone di invertebrati (Mizzan, 1999) e circa 50 *taxa* di alghe (Curiel *et al.* 2002).

Tra le specie aliene presenti la vongola filippina, *Tapes philippinarum* (Adams e Reeve, 1850), è sicuramente quella meglio adattata e distribuita, visto che colonizza praticamente l'intero bacino lagunare. Questa specie di origine indo-pacifica fu deliberatamente introdotta nel 1983 (Cesari e Pellizzato, 1985) per rispondere ad una situazione di crisi dell'acquacoltura, in seguito ad eutrofizzazione ed eventi distrofici (Libralato *et al.*, 2004).

L'introduzione della specie è stato un evento chiave per la molluschicoltura italiana, dal momento che l'Italia è divenuta il primo produttore europeo di vongole filippine e per la Laguna di Venezia la quantità di *T. philippinarum* immesse sul mercato è passata dalle 1.300 t del 1990 alle 40.000 t del 1998. Lo sfruttamento di tale risorsa, che richiede anche l'uso di piccole draghe meccaniche di raccolta o "rasche" (si noti che in Laguna di Venezia sono presenti circa 600 imbarcazioni), è attualmente una delle principali fonti di disturbo per l'ambiente lagunare (Pranovi *et al.*, 2003).

In relazione a tale tematica gli obiettivi della presente ricerca sono stati: a) studiare la distribuzione di *T. philippinarum* in laguna; b) valutare sulla base di dati storici le variazioni subite da altre specie di bivalvi dopo l'introduzione della specie; c) analizzare le modifiche determinate dalla citata introduzione della specie in esame a livello di ecosistema.

Materiali e metodi

Con i suoi 550 Km² la Laguna di Venezia è la più vasta singola laguna del Mediterraneo ed è caratterizzata da una profondità media di circa 1 m. È soggetta a notevole disturbo antropico, causato da numerosi insediamenti urbani ed industriali e il suo bacino imbrifero raccoglie inquinanti e nutrienti dalle terre intensamente coltivate che la circondano. Recentemente è stata messa in evidenza un'evoluzione verso caratteristiche prettamente più marine.

I campionamenti sono stati effettuati nell'agosto 1999 in 101 stazioni distribuite in maniera casuale nei bacini lagunari (Nord, Centro e Sud), nell'ambito di un programma finanziato con fondi del IV Piano Triennale per la Pesca e l'Acquacoltura.

In ogni stazione sono state realizzate 5 repliche con benna *Day-grab* (superficie di presa: 0,1 m²), annotando posizione, profondità e marea; i campioni raccolti sono stati immediatamente lavati su setaccio con maglia da 1 mm e conservate a bordo a 4 °C per essere poi successivamente congelate in laboratorio a -20 °C.

In fase di analisi, i campioni sono stati scongelati; successivamente stata effettuata una cernita preliminare degli organismi di maggiori dimensioni, seguita poi da quelli più minuti, che sono stati trattati con il colorante Rosa Bengala per renderli più discernibili. Infine, gli esemplari raccolti sono stati identificati al più basso livello tassonomico possibile. Inoltre, nel caso di *T. philippinarum* sono state realizzate misure individuali di lunghezza e peso.

Al fine della ricerca sono stati ottenuti dati sulla presenza passata di alcune specie o gruppi di specie del macrobenthos dai studi pregressi pubblicati o da fonti di "letteratura grigia". In dettaglio:

- dati pubblicati da Giordani Soika e Perin (1974) riguardanti poche specie macrobentoniche in una serie di campionamenti effettuati nell'ambito dell'intero bacino lagunare;
- dati sulla presenza/assenza di molluschi nella Laguna di Venezia, solo in parte pubblicati (Cesari, 1994), raccolti verso la metà degli anni '80 e qui riportati come "anno 1985";
- dati del Magistrato alle Acque di Venezia - Consorzio Venezia Nuova (MAV-CVN, 1992) riguardanti campionamenti in 6 transetti (per un totale di 18 aree investigate) distribuiti nei tre bacini lagunari.

I dati ottenuti mediante i nostri campionamenti sono stati trasferiti in un sistema GIS (*Geographic Information System*) attraverso la seguente metodica:

- scansione di una carta della Laguna di Venezia (in scala 1: 50.000), suo georeferenzamento rispetto al sistema di coordinate d'Italia e digitalizzazione per essere utilizzata come mappa vettoriale di base. La medesima procedura è stata applicata per le serie di dati storici ricavabili dai lavori precedentemente citati (Giordani Soika e Perin, 1974; Cesari, 1994);
- i dati biologici raccolti nelle campagne del 1990 (MAV-CVN, 1992) e del 1999 (Casale *et al.*, 2001) sono stati direttamente rappresentati sulla mappa di partenza;
- analisi geostatistica (analisi dei variogrammi ed opportune interpolazioni), tramite appositi software informatici.

Risultati

Il confronto dei dati raccolti nel corso dei nostri campionamenti con quelli ottenuti nelle indagini svolte in passato mette in luce diversi cambiamenti a lungo termine nella distribuzione di molluschi

bivalvi. Infatti, nel 1985 e nel 1990 furono identificati nella laguna di Venezia rispettivamente 34 e 30 specie di bivalvi filtratori (Tab. 1.2.1). Nel 1990 la specie più importante, sia in termini di abbondanza che di biomassa (56% e 43%), era *Cerastoderma glaucum*, seguita da *Paphia aurea* (28% e 26%); *T. philippinarum*, invece rappresentava meno dell'1% dell'abbondanza e del 2% della biomassa totali.

Nel 1999 abbiamo invece individuato solo 19 specie di bivalvi filtratori (Tab. 1.2.1) e la vongola filippina è risultata la specie più rilevante (72% dell'abbondanza, 78% della biomassa totali). Le due specie *C. glaucum* e *P. aurea* hanno registrato invece una drastica riduzione percentuale sia nell'abbondanza (9% e 17%) che nella biomassa (17% e 3%).

Tapes philippinarum

Nel 1985 la specie era presente in sole 6 stazioni, corrispondenti alle aree sperimentali di allevamento. Nel 1999 ha mostrato di essere diffusa in larga parte della laguna (54% delle stazioni), ad eccezione del bacino Nord, con un pronunciato incremento rispetto alla situazione del 1990 (Fig.1.2.1a).

I dati di biomassa evidenziano che il bacino centrale è quello più produttivo, in quanto i livelli di presenza di vongola filippina sono più elevati (Fig. 1.2.1b). Suddividendo gli esemplari di tale specie in tre classi di taglia (< 10 mm; 10-25 mm ed oltre i 25 mm), si rileva che gli individui di dimensioni medie e grandi sono diffusi in tutta la laguna, mentre quelli piccoli sono prevalentemente nel bacino centrale, per cui esso può essere considerato una sorta di "nursery area". Nella maggior parte delle stazioni da noi campionate *T. philippinarum* rappresentava circa metà dell'abbondanza dei grandi/medi bivalvi (Tab. 1.2.1) ed in 5 di esse contribuiva a valori compresi tra l'80% e il 100% per tale parametro (Fig. 1.2.1c).



Cepola rubescens
Lanzade o pesci cordala
S

	1985	1990	1999
<i>Arca noae</i>	+		
<i>Striarca lactea</i>	+		
<i>Scapharca inaequivalvis</i> *	+	+	+
<i>Modiolarca subpicta</i>	+	+	
<i>Musculus costulatus</i>	+	+	
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	+	+	
<i>Mytilaster lineatus</i>	+	+	
<i>Mytilaster minimus</i>	+	+	
<i>Modiolus adriaticus</i>	+	+	
<i>Modiolus barbatus</i>	+	+	
<i>Ostrea edulis</i>	+		
<i>Crassostrea gigas</i>	+	+	+
<i>Ostreidae</i>	+		
<i>Chlamys varia</i>	+		
<i>Chlamys glabra</i>	+	+	+
<i>Aequipecten opercularis</i>	+		
<i>Pododesmus patelliformis</i>	+		
<i>Lima hians</i>	+		
<i>Lima exigua</i>	+		
<i>Acanthocardia aculeata</i>	+		
<i>Acanthocardia paucicostata</i>	+		
<i>Acanthocardia tuberculata</i>	+		
<i>Parvicardium exiguum</i>	+	+	
<i>Plagiocardium papillosum</i>	+		
<i>Cerastoderma glaucum</i> *	+	+	+
<i>Mactra stultorum</i>	+	+	+
<i>Spisula subtruncata</i>	+		+
<i>Solen marginatus</i>	+	+	+
<i>Ensis minor</i>	+	+	+
<i>Azorinus chamasolen</i>	+		
<i>Solenocurtus strigillatus</i>	+		
<i>Chamelea gallina</i> *	+	+	+
<i>Dosinia exoleta</i>	+		+
<i>Dosinia lupinus</i> *	+	+	+
<i>Dosinia sp.</i>	+		
<i>Tapes decussatus</i> *	+	+	+
<i>Tapes philippinarum</i>	+	+	+
<i>Paphia aurea</i> *	+	+	+
<i>Pitar rudis</i>	+		+
<i>Venus verrucosa</i>	+		

Tab. 1.2.1. Specie di bivalvi filtratori registrate nelle campagne del 1985, 1990 e 1999. * rappresenta le specie medio/grandi usate per stimare l'incidenza di *T. philippinarum*.

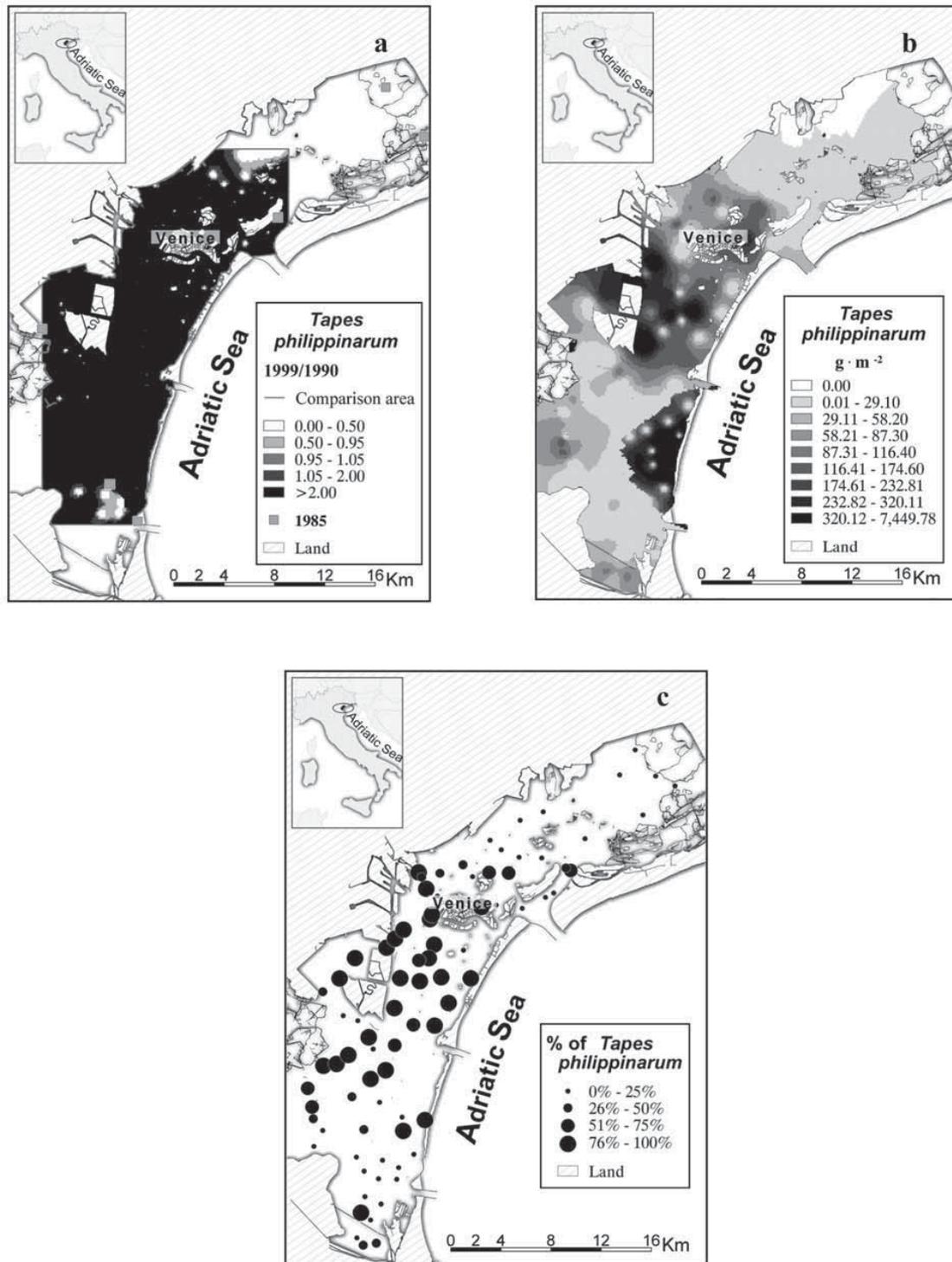


Fig. 1.2.1 – Distribuzione di *T. philippinarum* in Laguna di Venezia. a) Distribuzione dell'abbondanza (individui/m²) di *T. philippinarum* (vongola filippina); i dati del 1985 sono rappresentati dalle stazioni dove la specie era presente; per l'area in comune (definita come comparison area), la figura illustra il risultato dell'interpolazione eseguita sul rapporto fra il dataset del 1999 e quello del 1990. b) Distribuzione della biomassa (g/m²) di *T. philippinarum*, basata sull'interpolazione dei dati del 1999. c) Distribuzione della densità di *T. philippinarum*; i dati sono riportati come incidenza percentuale della vongola filippina sull'abbondanza totale di tutte le altre specie di bivalvi campionate per ogni stazione.

Tapes decussatus (nome locale: “caparossolo”)

Probabilmente è la specie che ha più sofferto l'introduzione della vongola filippina, ciò a causa dell'ampia sovrapposizione tra le rispettive nicchie ecologiche. La presenza della vongola nostrana, una volta estesa a tutti i bacini della laguna, si è infatti fortemente ridimensionata sia in termini di areale di distribuzione che di abbondanza (Fig. 1.2.2a).

Cerastoderma glaucum (o “capa tonda de val”)

Le ricerche precedenti (dati 1968, 1985 e 1990) avevano messo in luce che si trattava della specie più comune nei bacini centrale e meridionale, ma tra il 1990 e 1999 la sua presenza si è ristretta alle aree lagunari più interne ove *T. philippinarum*, e quindi al pesca con la “rusca”, è infrequente (Fig. 1.2.2b).

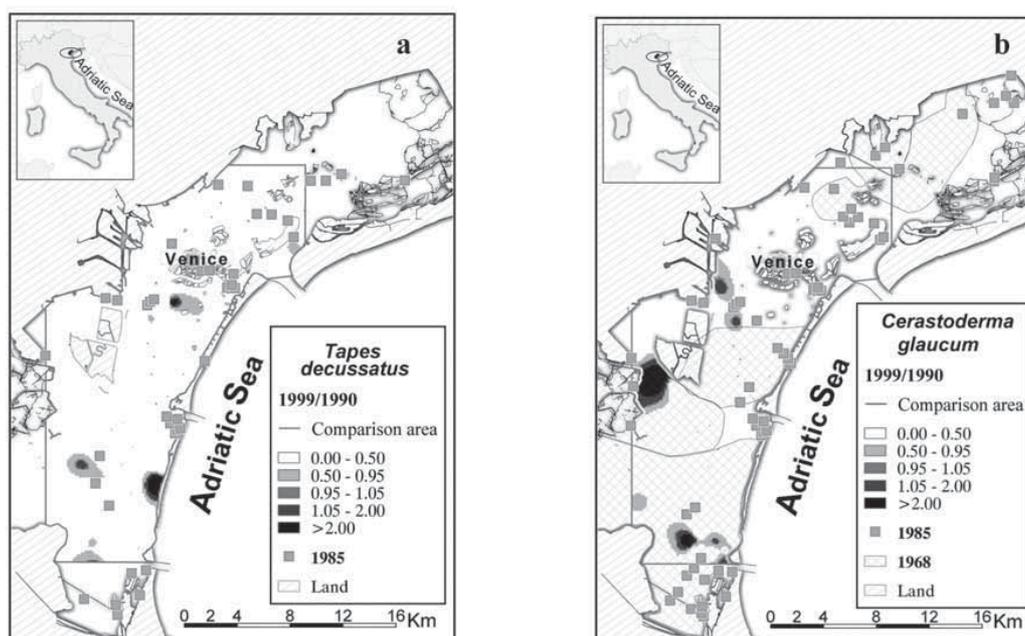


Fig. 1.2.2 - Distribuzione dell'abbondanza di *T. decussatus* (a) e *C. glaucum* (b). I dati del 1985 sono rappresentati dalle stazioni dove la specie era presente. Per l'area in comune (definita come comparison area), la figura illustra il risultato dell'interpolazione eseguita sul rapporto fra il dataset del 1999 e quello del 1990. Nel caso di *C. glaucum* (b) le aree in tratteggio reticolato rappresentano i dati relativi alla presenza della specie nel 1968.

Infine, sulla base dei dati acquisiti direttamente nel corso di questo studio e di quelli provenienti da ricerche pregresse sui livelli di presenza delle specie di bivalvi più abbondanti nel 1990 e nel 1999, ossia *C. glaucum* e *T. philippinarum*, nonché sulle capacità di filtrazione di tali specie (stime ottenute da dati in letteratura; cf.: Sorokin e Giovanardi, 1995; Ibarrola *et al.*, 1998) è stato possibile stimare il tasso medio di filtrazione nelle aree delle due specie aggregate, pari rispettivamente a 54 e 115 $l \cdot h^{-1} \cdot m^{-2}$.

Discussione

Al momento *T. philippinarum* risulta una delle specie dominanti nel macrobenthos lagunare, sia in termini di abbondanza numerica, sia di biomassa. Poiché si ritiene che i fenomeni di invasione da parte di specie alloctone siano legati alle condizioni ambientali del corpo acqueo ricevente al momento dell'evento (Carlton, 1996), alla luce della grande celerità del processo di propagazione di *T. philippinarum* in laguna di Venezia (lo sfruttamento commerciale dei banchi iniziò 5-7 anni dall'introduzione della specie, in meno di 15 anni essa divenne il bivalve filtratore più abbondante) si può ipotizzare che la vongola filippina sia stata “la specie giusta al momento giusto”.

Infatti il contesto ambientale della laguna nella fase di prima colonizzazione può essere sintetizzato come segue:

- la specie fu introdotta a metà degli anni '80, in coincidenza con consistenti fenomeni di “maree verdi”, dovute alla presenza di nutrienti, in occasione delle quali le macroalghe raggiunsero biomasse enormi

(oltre 20 Kg/m² in peso umido, 90% *Ulva sp.*; Sfriso *et al.*, 2003). Questa coltre algale causò anossie e il rilascio di ammoniaca nei sedimenti, inibendo così le popolazioni bentoniche ed il funzionamento dell'intero comparto;

- l'esplosione demografica della vongola filippina avvenne durante la fase di veloce declino delle macroalghe, negli anni 1989-1991, con spostamento della produzione primaria verso il fitoplancton (Sfriso *et al.*, 2003).

Pertanto è possibile ipotizzare che l'ecosistema lagunare in tale periodo fosse molto stressato, come peraltro confermato anche da mutamenti rilevati nella sua comunità ittica (Libralato *et al.*, 2004). Infatti si suppone che siano proprio forti variazioni delle caratteristiche chimiche, fisiche ed ecologiche di un ecosistema a renderlo maggiormente esposto alla colonizzazione da parte di specie alloctone.

I cambiamenti a lungo termine indotti nella laguna dall'introduzione di *T. philippinarum* possono essere evidenziati tramite serie storiche dei dati sui molluschi bivalvi. I risultati indicano che nel 1999 si rilevò una netta perdita di diversità in questo gruppo, con una diminuzione di specie del 44% e del 37% rispetto alle prospezioni condotte nel 1985 e nel 1990. Inoltre, nel contesto del nostro campionamento *T. philippinarum* risultava il bivalve dominante sia in termini di numerosità degli individui che di biomassa complessiva (72% e 78% dei bivalvi). I rimanenti bivalvi del macrobenthos hanno invece fatto registrare una riduzione delle popolazioni, oppure il loro spostamento verso altre zone lagunari.

In termini generali si può affermare che *T. philippinarum* mostra caratteristiche biologiche, come il veloce tasso di crescita, l'estesa stagione riproduttiva e l'alta fecondità che possono conferire migliori possibilità di successo nella competizione con altre specie. Inoltre alcuni studi hanno evidenziato che questa specie ha uno spettro trofico più ampio rispetto a *T. decussatus* (Sorokin e Giovanardi, 1995).

Se si considera che la vongola filippina è stata fin da subito soggetta a sfruttamento commerciale (Pranovi *et al.*, 2004) si può, pertanto, inferire che la diminuzione di *T. decussatus* e *C. glaucum* sia stata prevalentemente dovuta a competizione diretta con il bivalve alloctono, mentre per *P. aurea* avrebbe invece contato la vulnerabilità nei confronti degli attrezzi di cattura.

Nella Laguna di Venezia la comparazione fra la situazione prima e dopo l'invasione di *T. philippinarum* ha mostrato gli effetti diretti su altri bivalvi, ma ha anche permesso di inferire qualcosa sui cambiamenti intervenuti nel funzionamento del sistema.

L'enorme densità e biomassa raggiunta dalla specie, unitamente al suo relativamente alto tasso di filtrazione (o "clearance"), hanno suggerito che in laguna la capacità di filtrazione da parte del macrobenthos sia almeno raddoppiata tra il 1990 e il 1999. Tutto questo ha presumibilmente prodotto un forte "accoppiamento" (o "coupling") bento-pelagico, cosicché *T. philippinarum* esercita un forte controllo di tipo *top-down* (Libralato *et al.*, 2004).

Dati di Sorokin e Giovanardi (1995) e di Pranovi *et al.* (2003) dimostrano inoltre che la produzione primaria potrebbe essere insufficiente per sostenere la biomassa di vongole filippine osservata in laguna. Il cibo addizionale potrebbe essere fornito dal contenuto organico dei sedimenti sospesi dalle operazioni di cattura delle stesse vongole, per cui la pesca giocherebbe il doppio ruolo di "predatore" e di agente favorevole per l'incremento della biomassa di *T. philippinarum*. In questo contesto quindi il bivalve effettua quindi un controllo detto a "vitino di vespa" (*wasp-waist*) ove una singola specie, di solito planctivora, esercita contemporaneamente un controllo *top-down* e *bottom-up* (Cury *et al.*, 2000).

Inoltre l'abbondante presenza di bivalvi filtratori può ridurre i fenomeni di rigenerazione microbica nella colonna d'acqua e trasferire materiale digerito o non digerito nei sedimenti superficiali, tramite feci e pseudofeci. Tutto ciò è stato dimostrato per *T. philippinarum* sia in laguna di Venezia che nella Sacca di Goro (Sorokin *et al.*, 1999; Bartoli *et al.*, 2001), evidenziando che ambienti caratterizzati da elevate densità della specie convogliavano un flusso di materia organica direttamente verso il sedimento, modificando le caratteristiche biogeochimiche delle aree interessate.

In conclusione, l'introduzione intenzionale della vongola filippina e la sua attività di pesca hanno modificato profondamente il funzionamento dell'ecosistema della Laguna di Venezia ed inoltre gli altri bivalvi filtratori hanno conseguentemente subito una riduzione nel loro areale di distribuzione e nei rispettivi ruoli ecologici. Si può quindi affermare che l'ecosistema lagunare è entrato in un nuovo stato, e ciò deve di conseguenza influenzare le future scelte gestionali.

Bibliografia

- BARTOLI M., D. NIZZOLI, P. VIAROLI, E. TUROLLA, G. CASTALDELLI, E.A. FANO & R. ROSSI, 2001. Impact of *Tapes philippinarum* farming on nutrient dynamics and benthic respiration in the Sacca of Goro. *Hydrobiologia* 45: 203-212.
- CARLTON J.T., 1996. Pattern, process and prediction in marine invasion ecology. *Biological Conservation* 78: 97-106.
- CASALE M., O. GIOVANARDI, F. GRIMM, G. OREL & G. PESSA, 2001. Distribuzione ed abbondanza delle principali specie di molluschi bivalvi nella Laguna di Venezia nell'estate 1999. *Biologia Marina Mediterranea* 8 (1): 413-423.
- CESARI P. & M. PELLIZZATO, 1985. Molluschi pervenuti in Laguna di Venezia per apporti volontari o casuali. Acclimatazione di *Saccostera commercialis* (Iredale and Roughely, 1933) e di *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). *Bollettino Malacologico* 21(10-12): 237-274.
- CESARI P., 1994. *I Molluschi della Laguna Veneta*. Arsenale Editrice, Venezia, 200 pp
- CURIEL D., G. BELLEMO, B. LA ROCCA, M. SCATTOLIN & M. MARZOCCHI, 2002. First report of *Polysiphonia morrowii* Harvey (Ceramiales, Rhodophyta) in the Mediterranean sea. *Botanica Marina* 45: 66-70.
- CURY P., A. BAKUN, R.J.M. CRAWFORD, A. JARRE, R.A. QUINONES, L.J. SHANNON & H.M. VERHEYE, 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in "wasp-waist" ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 603-618.
- GIORDANI SOIKA A. & G. PERIN, 1974. L'inquinamento della Laguna di Venezia: studio delle modificazioni chimiche e del popolamento sottobasale dei sedimenti lagunari negli ultimi vent'anni. *Bollettino del Museo Civico di Venezia* 26: 25-68.
- HOLLING C.S., 1992. Cross-scale morphology, geometry and dynamics of ecosystems. *Ecological Monographs* 62: 447-502.
- IBARROLA I., E. NAVARRO & J.I.P. IGLESIAS, 1998. Short-term adaptation of digestive processes in the cockle *Cerastoderma edule* exposed to different food quantity and quality. *Journal of Comparative Physiology B* 168: 32-40.
- LIBRALATO S., F. PRANOVI, S. RAICEVICH & O. GIOVANARDI, 2004. Mixed Trophic Impact e Transfer Efficiency come indicatori del ruolo di una specie e dello stato dell'ecosistema. *Biologia Marina Mediterranea* 11 (2): 255-264.
- LINK J.S., 2002. Ecological considerations in fisheries management: when does it matter? *Fisheries* 27(4): 10-17.
- LINK J.S., J.K.T. BRODZIAK, S.F. EDWARDS, W.J. OVERHOLTZ, D. MOUNTAIN, J.W. JOSSI, T.D. SMITH & M.J. FOGARTY, 2002. Marine ecosystem assessment in a fisheries management context. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 59: 1429-1440.
- MAV-CVN, 1992. Studio A3.16/II Composizione delle comunità biologiche connesse con le modifiche morfologiche - II fase, 123 pp.
- MIZZAN L., 1999. Le specie alloctone del macrozoobenthos della laguna di Venezia: il punto della situazione. *Bollettino del Museo civico di Storia Naturale di Venezia* 49: 145-177.
- NICHOLSON M. D. & S. JENNINGS, 2004. Testing candidate indicators to support ecosystem-based management: the power of monitoring surveys to detect temporal trends in fish community metrics. *ICES Journal of Marine Science* 61: 35-42.
- PRANOVI F., S. LIBRALATO, S. RAICEVICH, A. GRANZOTTO, R. PASTRES & O. GIOVANARDI, 2003. Mechanical clam dredging in Venice Lagoon: effects on ecosystem stability evaluated with a trophic mass-balance model. *Marine Biology* 143: 393-403.
- REYNTJENS D. & J. BROWN, 2005. *Indicators: an overview*. Rapporto alla Commissione Europea nell'ambito del progetto INDECO (Project no. 513754): "Development of Indicators of Environmental Performance of the Common Fisheries Policy", 22 pp.
- RICE J.C., 2000. Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. management: the power of monitoring surveys to detect temporal trends in fish community metrics. *ICES Journal of Marine Science* 57: 682-688.
- RICE J.C. & M.J. ROCHET, 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 62: 516-527.
- ROCHET M.J. & V.M. TRENKEL, 2002. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 60: 86-99.
- RUIZ G.M., E.D. CARLTON, E.D. GROSHOLZ & A.H. HINES, 1997. Global invasions of marine and estuarine habitat by non-indigenous species: mechanism, extent, and consequence. *American Zoologist* 37: 950-632.
- SALA O.E., F.S. III CHAPIN, J.J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLUNFIELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANWALD, L.F. HUENNEKE, R.B. JACKSON, M. WALKER & D.H. WALL, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- SFRISO A., C. FACCA & P.F. GHETTI, 2003. Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area: the Venice lagoon as a case study. *Marine Environmental Research* 56: 316-336.
- SOROKIN I., O. GIOVANARDI, F. PRANOVI & P. SOROKIN, 1999. Need for restricting bivalve culture in the southern basin of the Lagoon of Venice. *Hydrobiologia*, 400: 141-148.
- SOROKIN Y.I. & O. GIOVANARDI, 1995. Trophic characteristics of the Manila clam (*Tapes philippinarum* Adams & Reeve, 1850). *ICES Journal of Marine Science* 52: 835-862.
- VERMEIJ G.J., 1996. An agenda for invasion biology. *Biological Conservation* 78: 3-9.
- VITOUSEK P.M., 1990. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57: 7-13.

1.3 ECOLOGIA DELLE SPECIE MARINE

A cura di: Dott. Igor Celić, Dott. Saša Raicevich, Dott. Gianluca Franceschini, Dott.ssa Laura Sabatini, Dott. Otello Giovanardi

1.3.1 PROGRESSI SULLE CONOSCENZE DELLO STOCK DI SOGLIOLA (*SOLEA SOLEA*) DELL'ADRIATICO

Tratto da:

FABI G., M. DE MAURO, O. GIOVANARDI, F. GRATI, I. ISAJLOVIĆ, P. POLIDORI, S. RAICEVICH, G. SCARCELLA & N. VRGOĆ, 2006. Preliminary results on stock assessment of *Solea solea* in the Northern and Central Adriatic Sea through rapido trawl surveys (SoleMON Project). *General Fishery Commission of the Mediterranean Sea - SCSA*, Roma, 11-14 Settembre.

FABI G., I. CELIĆ, M. DESPLATOVIĆ, O. GIOVANARDI, F. GRATI, I. ISAJLOVIĆ, A. JENIĆ, D. PEHAR, S. RAICEVICH, G. SCARCELLA & N. VRGOĆ, 2008. Assessment of sole (*Solea solea*) from rapido trawl surveys in GSA 17 (2005-2007). Presentazione presso l' "AdriaMed working group on demersal fishery resources", Kotor (Montenegro), 18-19 Giugno.

FABI G., I. CELIĆ I., DUROVIĆ O., O. GIOVANARDI O., F. GRATI, A. JOKSIMOVIC, S. KUKA, S. RAICEVICH, G. SCARCELLA & E. SPAHO, 2008. Assessment of sole (*Solea solea*) from rapido trawl surveys in GSA 18 (2007). Presentazione presso l' "AdriaMed working group on demersal fishery resources", Kotor (Montenegro), 18-19 Giugno 2008.

RAICEVICH S., S. BORROMEO, S. BOSCOLO, L. BOTTER, I. CELIĆ, G. FRANCESCHINI & O. GIOVANARDI., 2005. Common sole (*Solea solea* L., 1758) spatial distribution in the Northern Adriatic Sea, 2005. Fish Habitat and Ecology and Conservation, Congresso della Fisheries Society of the British Isles, Bangor (UK), 18-22 Luglio.

La gestione sostenibile dello sfruttamento delle risorse aliutiche è un tema sempre più rilevante nel contesto della pesca mondiale, anche a causa del progressivo aumento della capacità e dello sforzo di pesca stimolati dal progresso tecnologico. Infatti, la presenza di prelievi eccessivi ha portato all'impoverimento delle risorse ittiche determinando effetti negativi sia in termini ecologici che socio-economici. Per tali motivi risulta di fondamentale importanza applicare una corretta gestione delle risorse, favorendo la preservazione degli stock ittici e prevenendone il collasso. A tale scopo è necessario essere in possesso di adeguate conoscenze relative alle caratteristiche ecologiche ed allo stato degli stock sfruttati, monitorandone la dinamica e consentendo quindi l'applicazione di modalità gestionali adeguate.

La sogliola comune

La sogliola comune (*Solea solea* L.) è presente nel Mediterraneo e nell'Atlantico, dalla Norvegia al Senegal, sia in acque marine che di transizione. Dal punto di vista commerciale è una delle specie demersali di maggior rilievo nel Mediterraneo e Mar Nero, dove la produzione ittica di tale specie fornisce circa il 15% delle catture mondiali, seconda solo all'Atlantico settentrionale (FAOSTAT, 2004). Circa il 22% delle catture della sogliola comune del Mediterraneo e Mar Nero provengono dall'Adriatico.

Infatti, grazie alla particolare conformazione geografica dell'Adriatico, con ampie superfici con fondali a profondità inferiori ai 100 m, esso rappresenta un'importante zona di riproduzione e di concentrazione per la sogliola. Inoltre la presenza di ambienti di transizione quali lagune e foci di fiumi lungo la costa italiana, in particolare nella sua porzione più settentrionale, ha un ruolo determinante nell'offrire habitat per l'accrescimento degli stadi giovanili.

La sogliola comune vive su fondali incoerenti e conduce una vita da predatore notturno, mentre di giorno rimane inattiva (Fischer *et al.*, 1987). Nel periodo invernale nell'alto e medio Adriatico assume una distribuzione con gli esemplari più adulti concentrati a largo delle coste istriane, su fondali caratterizzati da sabbie residuali, mentre gli individui giovanili sono maggiormente concentrati lungo la costa italiana, su fondi sabbiosi o fangosi (Giovanardi, 1984; Raicevich *et al.*, 2005). Inoltre secondo alcuni autori la popolazione adriatica compierebbe spostamenti da nord a sud lungo la costa italiana, e probabilmente da sud a nord lungo quella croata (Pagotto e Piccinetti, 1982). Dati relativi alla campagna di campionamento eseguiti nel contesto della campagna a strascico MEDITS del 1995 (Relini *et al.*, 1999) mostrano un intervallo di distribuzione delle taglie compreso tra 7 e 43 cm di lunghezza totale. In letteratura esistono dati contrastanti sulla lunghezza totale massima di tale specie, con alcuni autori riportano il valore di 30 cm (Bini, 1968; Tortonese, 1975) mentre, secondo Fisher *et al.* (1987) tale valore nel Mediterraneo sarebbe di 70 cm, corrispondente ad una longevità di 24 anni per i maschi e 27 per le femmine. Nell'Adriatico la riproduzione avviene tra novembre e marzo (Giovanardi, 1984) e la maturità sessuale è raggiunta a 25 cm di lunghezza totale (Fisher *et al.*, 1987). Le uova sono di tipo pelagico, la schiusa avviene dopo circa otto

giorni e la larva misura 3-4 mm (Tortonese, 1975). La vita bentonica inizia dopo sette-otto settimane, a 15 mm di lunghezza, nelle vicinanze della costa e preferibilmente nei bacini salmastrati, quali lagune e foci dei fiumi (Bini, 1968). Nello spettro alimentare della sogliola comune rientrano in particolare i policheti, molluschi e piccoli crostacei (Fischer *et al.*, 1987). Secondo Rijnsdorp (2001) i policheti hanno un'importanza maggiore per l'alimentazione degli stadi giovanili, mentre con l'avanzare dell'età sono sempre più rappresentati nella dieta i crostacei.

Nell'Adriatico, dal secondo dopoguerra, lo sforzo di pesca è aumentato considerevolmente e dall'inizio degli anni '60 si è verificata l'introduzione di un attrezzo specifico per la cattura di pleuronettidi e pectinidi, ovvero il "rapido" (Hall-Spencer *et al.*, 1999, Pranovi *et al.*, 2001). Il rapido è una draga dentata di larghezza compresa tra i 2,0 ed i 4,5 metri, trainata ad elevata velocità (circa 10-15 km/h) da motopescherecci, che ne utilizzano in genere dai 2 ai 6 contemporaneamente. L'utilizzo del rapido è diffuso principalmente nelle marinerie della costa occidentale dell'Adriatico, ed in particolare diffuso presso la marineria di Chioggia. Invece lungo la costa orientale, ed in particolare in Istria, è presente un contingente limitato di pescherecci che lo utilizzano. La pesca della sogliola nell'Adriatico è svolta anche mediante utilizzo di reti a strascico tradizionali (tartana) e di reti da posta, quali reti ad imbrocco e tramaglio. Tra tutti gli attrezzi menzionati il rapido è quello che presenta la maggiore efficienza per la cattura di tale specie e viene adottato dal segmento di imbarcazioni che utilizza la sogliola comune come specie bersaglio primaria. Di converso, nella pesca con la rete a strascico tradizionale essa rappresenta solo una specie accessoria, essendo catturata in quantità limitate. L'utilizzo delle reti da posta per la cattura di *S. solea* è maggiormente diffuso lungo la costa croata, in particolare quella istriana, da pescherecci polivalenti, e dalle marinerie antistanti il Golfo di Trieste dalle imbarcazioni adibite alla piccola pesca. Tale scenario vede quindi il rapido contribuire alla maggior parte dello sbarcato di sogliole pescate nell'Adriatico.

Grazie al suo vasto areale di distribuzione, lo stock della sogliola dell'Adriatico è uno stock condiviso tra i diversi paesi che si affacciano su questo bacino (Italia, Slovenia, Croazia, Montenegro, Albania), e pertanto la sua gestione dovrebbe essere congiunta, analogamente a quella di altre specie. Nel bacino adriatico vengono svolti alcuni progetti nazionali (ad es. il programma di monitoraggio nazionale in Croazia) ed internazionali (MEDITS dal 1994) volti alla valutazione delle risorse demersali. Questi programmi di monitoraggio vengono condotti utilizzando la rete a strascico tradizionale, un attrezzo poco efficiente per la cattura di *S. solea* (ed altre specie tipiche degli ambienti bentonici) e non sono quindi in grado di fornire stime realistiche della consistenza dello stock della sogliola comune.

Il progetto SoleMON

Considerando l'importanza economica di tale specie e la mancanza di dati adeguati inerenti sia la sua distribuzione spaziale che la consistenza dello stock adriatico, nel 2004 è stato avviato il progetto di ricerca SoleMON, con l'obiettivo di contribuire alla valutazione di misure gestionali per promuovere uno sfruttamento sostenibile di tale risorsa. Il progetto è stato inizialmente finanziato dal Mi.P.A.F. per la durata di 36 mesi (2004-06), coordinato dal CNR-ISMAR di Ancona, con la partecipazione dell'ICRAM di Chioggia (oggi ISPRA) e dello *Institute of Oceanography and Fishery* di Spalato (Croazia). Nel 2007, grazie al contributo di AdriaMed, il progetto è stato ampliato a tutto il bacino dell'Adriatico, con la partecipazione di Italia, Slovenia, Montenegro ed Albania. Nel 2008 invece hanno partecipato al progetto Italia, Croazia e Slovenia, considerando come area di studio quella a nord del Gargano, lungo la costa italiana e nelle acque internazionali.

Gli obiettivi del progetto comprendevano lo studio della distribuzione spazio-temporale della sogliola comune attraverso il campionamento in mare mediante *trawl-survey* (condotti sia in acque italiane ed internazionali che croate), e la valutazione delle catture mediante campionamento presso i porti di sbarco della costa italiana. Inoltre durante il progetto sono stati raccolti dati relativi alla densità e distribuzione spaziale di specie commerciali di fondo non monitorate da altri progetti, nonché dati relativi alla mega-epifauna al fine di studiare la relazione tra la distribuzione di *S. solea* con la tipologia di biocenosi bentoniche.

Sulla base delle informazioni acquisite nel contesto della ricerca sono state stimate l'entità dello stock, la distribuzione delle aree di riproduzione e di reclutamento, e l'incidenza delle diverse attività di pesca (rapido, strascico, reti da posta) sulle catture e sullo stock sfruttato.

I dati presentati in questa sintesi riguardano in particolare i *trawl-survey* condotti dal 2005 al 2007.

Materiali e metodi

L'area di studio considerata nei *trawl-survey* del 2005 e 2006, realizzati sia in periodo primaverile (maggio-giugno) che autunnale (ottobre-novembre), comprende la porzione centro-settentrionale dell'Adriatico fino alla Fossa di Pomo (Jabuka). L'area campionata, di circa 44880 km², si estende a nord della congiungente tra San Benedetto del Tronto (I) e Šibenik (HR), comprese le isole croate. Nel 2005 si è preferito condurre un'indagine di tipo esplorativo, utilizzando una strategia di campionamento sistematico campionando lungo 11 transetti paralleli (SW-NE; distanti tra di loro 15 miglia nautiche), aventi la prima stazione disposta a circa 1 mn dalla costa italiana, la seconda a circa 6 mn e le successive distanti tra loro 15 miglia (Fig 1.3.1.a,b). Sulla base dei risultati ottenuti nel 2005, nel 2006 è stato deciso di cambiare strategia di campionamento adottandone una di tipo *random* stratifico per strati di profondità (Fig 1.3.1.c,d). Questo prevedeva la divisione dell'area di studio in tre diversi strati di profondità (0-30 m, 30-50 m, >50 m), in cui l'allocazione delle stazioni di campionamento all'interno del singolo strato è realizzata su base casuale. Il numero di stazioni in cui condurre il campionamento in ciascun strato nel 2006 è stato valutato sulla base dei coefficienti di variazione delle specie maggiormente rappresentative catturate nel 2005, a parte nelle isole croate dove il numero di stazioni è rimasto invariato.

Nel 2007 l'area di campionamento è stata estesa a tutto il bacino adriatico, escluse le acque territoriali croate, su fondali a profondità inferiori a 100 m, mantenendo la strategia di campionamento di tipo *random* stratificato. L'area di studio è stata suddivisa in zone: la prima (relativa alla GSA 17 secondo la classificazione FAO-CGPM) a nord della congiungente tra il Gargano (I) e Boka Kotarska (Bocche di Cattaro - Montenegro) (Fig 1.3.1.e); la seconda (relativa alla GSA 18 secondo la classificazione FAO-CGPM) a sud dell'area GSA17 fino al Canale di Otranto (Fig 1.3.1.f).

In dettaglio i campionamenti sono stati condotti a novembre-dicembre del 2007 nella GSA18 e nelle aree di alto mare della GSA17, mentre a gennaio 2008 sono stati effettuati i restanti campionamenti lungo la zona occidentale dell'alto Adriatico (per motivi di sintesi faremo riferimento all'insieme di questi campionamenti come campionamenti del 2007).

Nell'ambito dei *trawl-survey* è stato utilizzato come strumento di campionamento il rapido, aventi le seguenti caratteristiche tecniche: larghezza di 3,59 m, peso 220 di kg, maglia di rete (nella parte terminale) dimensione di 40 mm (maglia stirata). Il campionamento è stato svolto a bordo di pescherecci commerciali (2005-07) ed a bordo della nave oceanografica del CNR, N/O "Gianfranco Dallaporta" (2007). Nel primo caso sono stati utilizzati simultaneamente quattro rapidi, mentre a bordo della N/O solo due, a causa di limitazioni tecniche. Le cale sono state effettuate trainando i rapidi alla velocità di 5,5 nodi (10,5 km/h), con durata media di 30 minuti. Per standardizzare ulteriormente il campionamento, le cale sono state realizzate esclusivamente durante le ore diurne. Nel caso di fondali caratterizzati da biocenosi particolarmente ricche, sono state effettuate due cale di durata più breve (poi standardizzate per la durata) utilizzando unicamente due rapidi.

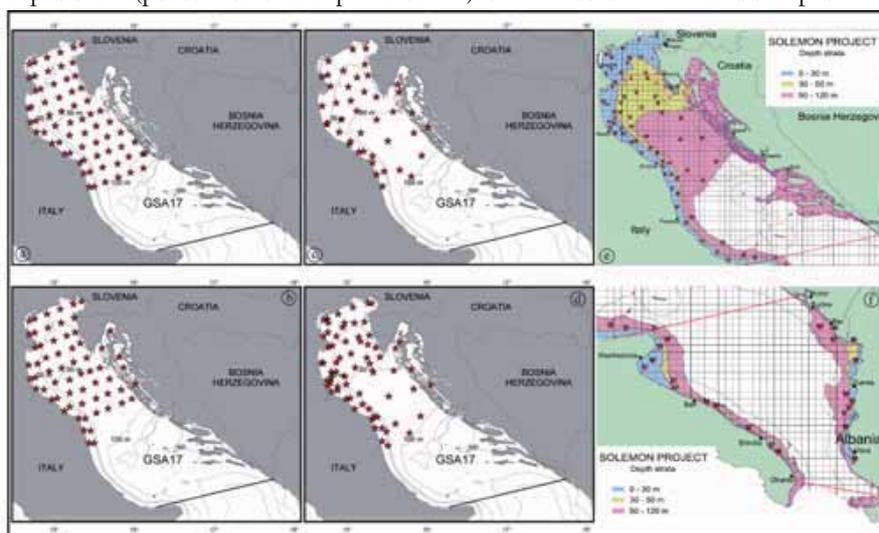


Fig 1.3.1. – Schema di campionamento del progetto SoleMON. I punti indicano le stazioni di campionamento. a) primavera 2005, b) autunno 2005, c) primavera 2006, d) autunno 2006, e) GSA17: autunno 2007 e 2008, f) GSA18: autunno 2007.

Durante il campionamento sono stati raccolti dati di navigazione e parametri abiotici. Le posizioni di inizio e fine cala, la velocità e la profondità sono state registrate utilizzando il GPS e l'ecoscandaglio di bordo, considerando unicamente l'effettiva attività di pesca, ovvero quando i rapidi erano calati ed il peschereccio operava a piena velocità. Dati di precisione relativi alla temperatura ($\pm 0,1$ °C), la profondità ($\pm 0,1$ m) e la durata della cala del singolo rapido sono stati acquisiti tramite sonde MINILOG (Modello Star-Oddi, DST Milli) installate sui rapidi.

A termine di ogni cala i rapidi sono stati salpati a bordo singolarmente ed è stato pesato il pescato totale. Una volta svuotato il rapido sulla poppa dell'imbarcazione sono state acquisite delle fotografie del pescato ed inoltre si è proceduto al prelievo di un campione di scarto raccolto in modo casuale (i campioni sono stati conservati a -20 °C fino alle successive analisi di laboratorio). Successivamente si è proceduto alla selezione di tutte le specie ittiche e degli invertebrati aventi valore commerciale, per quali successivamente è stata misurata l'abbondanza e la biomassa. Dati più dettagliati sono stati acquisiti per ogni individuo di *Solea solea*: la lunghezza totale (± 1 mm), il peso ($\pm 0,1$ g), sesso, stadio della maturità gonadica (registrata solo per gli individui di sesso femminile mediante la scala a 5 stadi di Holden & Raitt, 1974); inoltre è stato misurato il peso dell'ovario su alcuni individui ($\pm 0,01$ g) e si è proceduto al prelievo degli otoliti per la stima dell'età. Sugli individui delle altre specie di interesse commerciale sono state acquisite le lunghezze totali.

L'analisi della composizione dello scarto è stata fatta in laboratorio, dopo scongelamento del campione a temperatura ambiente. Si è proceduto quindi alla selezione degli organismi dalla frazione inorganica (*debris*) ed all'identificazione degli organismi mediante opportune chiavi sistematiche al massimo livello tassonomico pratico, nonché l'acquisizione delle misure dell'abbondanza e biomassa

Il trattamento e la gestione dei dati delle catture è stata fatta utilizzando un apposito programma: ATrIS (*Adriatic Trawl Information System*) (Gramolini *et al.*, 2005). Tale programma si interfaccia con il programma di gestione dei *database* Microsoft Access e permette l'inserimento, l'elaborazione ed il calcolo degli indici di abbondanza e biomassa delle singole specie, standardizzandoli al km² sulla base dei dati della cala rilevati durante il campionamento.

Per stimare la mortalità naturale e la mortalità della pesca che insistono sullo stock di *S. solea* in Adriatico, è stata considerata una curva di crescita di Von Bertalanffy caratterizzata dai seguenti parametri: $L_{\infty} = 39,6$ cm, $K = 0,44$ e $t_0 = -0,46$. La mortalità naturale è stata calcolata utilizzando il metodo di Djabali *et al.* (1994), scelto per la sua specificità regionale (Mar Mediterraneo) e considerando un valore di longevità pari a 10 anni, ottenuto mediante l'equazione di Alagaraja (1984). Altri parametri come la mortalità totale (Z), la mortalità da pesca (F) e lo sforzo da pesca (E) sono stati calcolati tramite la curva di cattura convertita in base alla lunghezza linearizzata (*linearized length converted catch curve*). A tale fine è stato utilizzato il software FiSAT (Gayanilo, 2005).

Risultati

In questa sintesi sono riportati i dati relativi allo studio della sogliola comune mentre vengono omessi quelli relativi alle altre specie commerciali ed alla caratterizzazione delle biocenosi bentoniche.

Nell'insieme dello studio le stazioni campionate sono state collocate a profondità comprese tra i 5 ed i 143 m, con temperatura di fondo che variava al massimo di 10 °C. I valori minori sono stati osservati durante i campionamenti primaverili, compresa tra 9 a 19 °C, mentre quelli autunnali mostravano temperature generalmente maggiori, con valori da 10 a 21 °C. La distribuzione delle temperature registrate descriveva un *pattern* stagionale piuttosto regolare. Infatti durante i campionamenti primaverili i fondali erano caratterizzati da temperature basse nella gran parte del bacino, fino alla fascia costiera dove i valori erano invece maggiori (Fig. 1.3.2a,c). Viceversa in autunno le acque hanno mostrato temperature più elevate ad eccezione della presenza di acque relativamente fredde nelle stazioni disposte a profondità maggiori di 60 m (Fig. 1.3.2b,d). Si osservi che la disomogeneità termica che si osserva nella Figura 1.3.2e è dovuta alla discontinuità del campionamento nel 2007-inizio 2008.

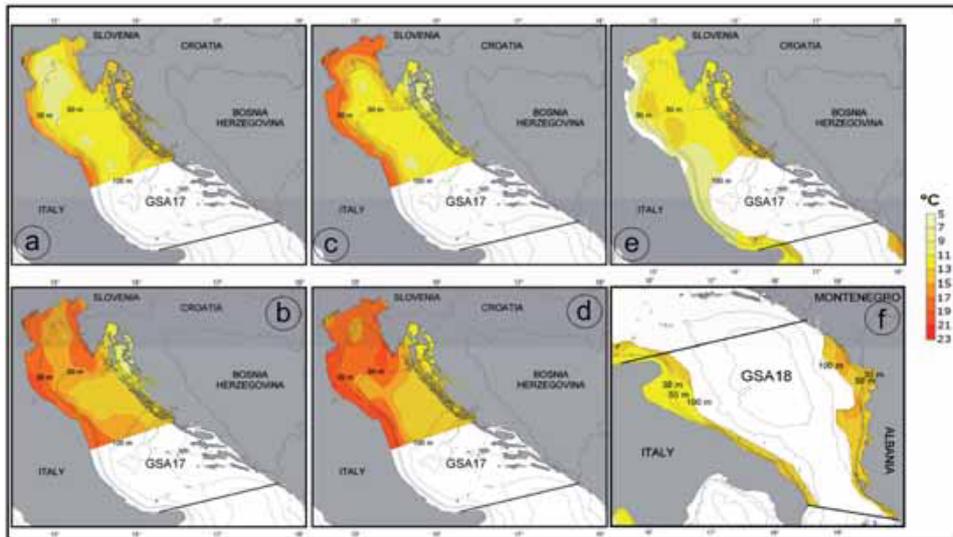


Fig. 1.3.2 - Distribuzione spaziale della temperatura di fondo (°C) nell'Adriatico durante i diversi trawl survey. GSA 17 a) primavera 2005, b) autunno 2005, c) primavera 2006, d) autunno 2006, e) autunno-inverno 2007, f) GSA18, autunno 2007.

Durante il progetto SoleMON, la distribuzione spaziale e temporale di *S. solea* è risultata essere non omogenea lungo l'intero bacino Adriatico. Le densità maggiori sono state osservate nell'alto Adriatico, fino alle acque antistanti l'Isola Grossa (Dugi Otok) per quanto riguarda il largo, e fino a San Benedetto del Tronto per la fascia costiera italiana (Fig. 1.3.3a,b,c,d,e). Nel medio e basso Adriatico prevalgono densità piuttosto basse lungo la costa italiana (Fig. 1.3.3e), mentre lungo la costa montenegrina ed albanese, in particolare nel Golfo del Drin, sono state rilevate densità con valori intermedi, seppur in una fascia ristretta (Fig. 1.3.3f).

Nell'alto Adriatico, dove sono stati realizzati campionamenti in stagione primaverile ed autunnale, è possibile apprezzare le fluttuazioni nella distribuzione spaziale della sogliola comune. In primavera essa appare relativamente uniforme su tutto il bacino, con densità lievemente maggiori lungo la costa italiana (Fig. 1.3.3a,c). Lo scenario cambia nettamente durante l'autunno, quando si possono osservare due raggruppamenti nell'alto Adriatico. Il primo si trova lungo la costa italiana, nella fascia che va dalla laguna veneta fino alla costa marchigiana, ed in particolare lungo il Delta del Po. Un secondo gruppo distribuito su un'area più estesa ma con densità minore è individuabile a largo della costa istriana (Fig. 1.3.3b,d,e).

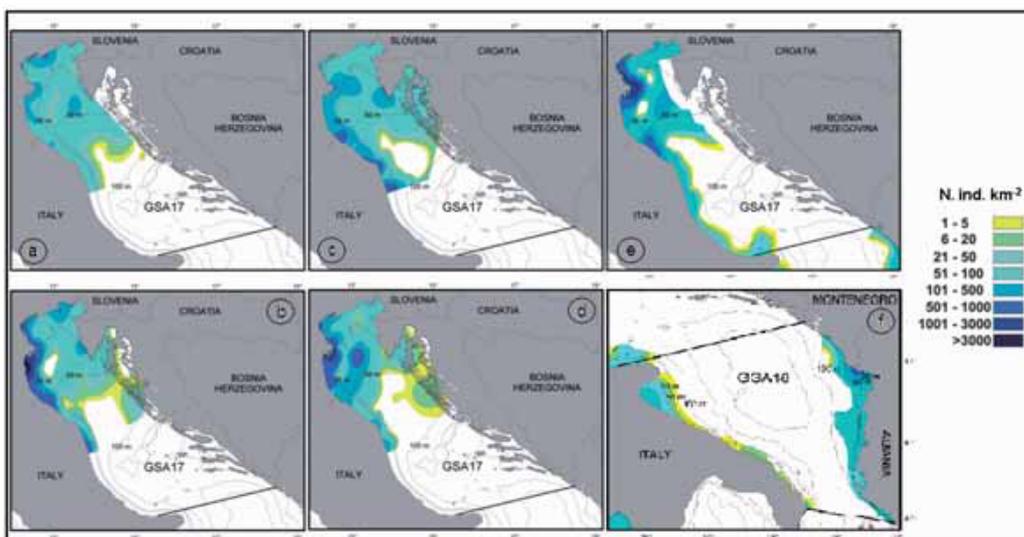


Fig- 1.3.3 - Distribuzione spaziale degli indici di abbondanza (N. di Ind./Km²) di *S. solea* in Adriatico. GSA 17 a) primavera 2005, b) autunno 2005, c) primavera 2006, d) autunno 2006, e) autunno-inverno 2007, f) GSA18, autunno 2007.

Per meglio comprendere la natura di questa eterogeneità nella distribuzione degli individui è utile scomporre i dati relativi al periodo autunnale, considerando separatamente gli individui giovanili ($LT < 19.0$ cm, Fig. 1.3.3b,d,f) e quelli in fase riproduttiva (con scala di maturità pari a 4, Fig. 1.3.4a,c,e). Da questa analisi si evidenzia la concentrazione di individui giovanili, costituiti proprio da reclute, lungo la costa italiana (Fig. 1.3.4b,d,f), cui si contrappone una concentrazione relativamente elevata di femmine mature (caratterizzate da $LT >$ di circa 25 cm), concentrati nella zona che si estende dall'Istria verso SE fino a circa la mezzeria.

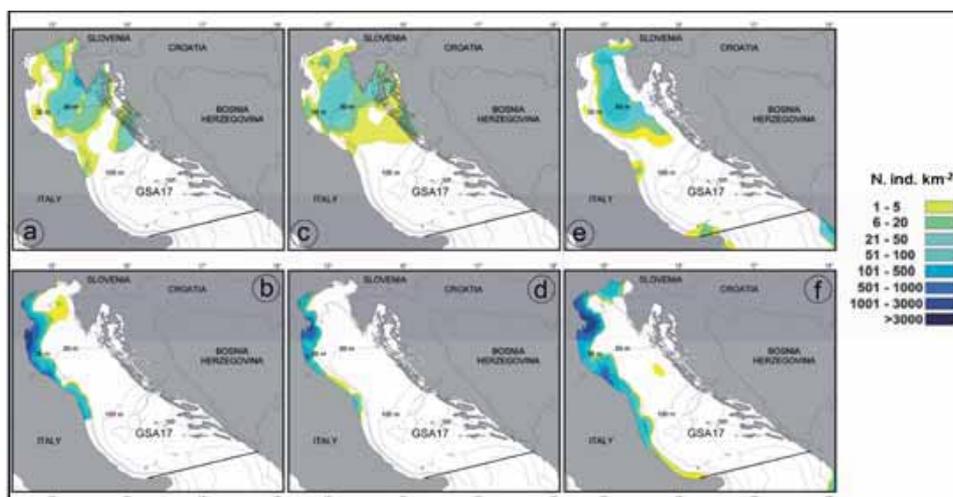


Fig. 1.3.4 - Distribuzione spaziale dei riproduttori ($LT > 25.0$ cm; a, c, e) e delle reclute ($LT < 19.0$; b, d, f) della sogliola comune nella stagione riproduttiva. GSA 17 a, b) 2005, c, d) 2006, e, f) 2007.

L'analisi di dettaglio della distribuzione di taglia rilevata nel corso dei campionamenti permettono ulteriori approfondimenti. In particolare la struttura di taglia osservata in funzione degli strati di profondità (< 30 m, 30-50 m, 50-100 m) e nella zona delle isole croate (si veda la Figura 1.3.5) conferma che lo strato di profondità 0-30 m, tranne ad autunno 2006, sia prevalentemente caratterizzato dalla presenza di individui con taglia inferiore a 21 cm (età stimata compresa tra 0+ ed 1+). Oltre i 30 m di profondità, invece, le taglie degli individui sono nettamente maggiori che nello strato precedente. Si rileva inoltre una lieve differenza della struttura di taglia tra lo strato 30-50 m e 50-100m, in quanto in quest'ultimo si osservano taglie ancora maggiori. Infine, nell'area delle isole croate sono stati catturati gli individui aventi le maggiori taglie rispetto agli strati precedentemente citati.

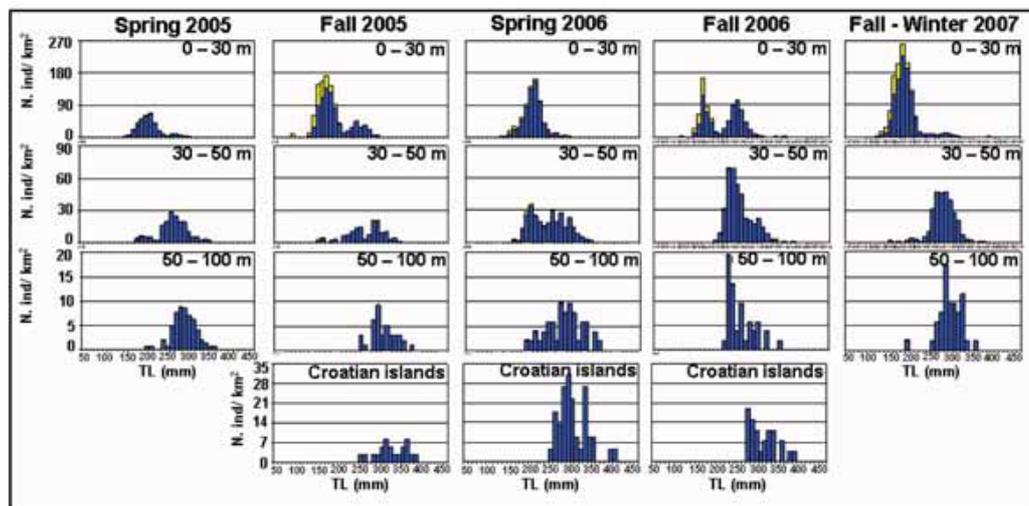


Fig- 1.3.5 - Distribuzione della frequenza di taglia di *S. solea* per i diversi strati di profondità (0-30; 30-50; 50-100; Croatian islands=Isole Croate). Spring = primavera; Fall = autunno; Winter = Inverno.

In figura 1.3.6 viene riportata la sovrapposizione tra le strutture di taglia osservate e la curva di crescita di von Bertalanffy nei diversi *trawl survey* realizzati.

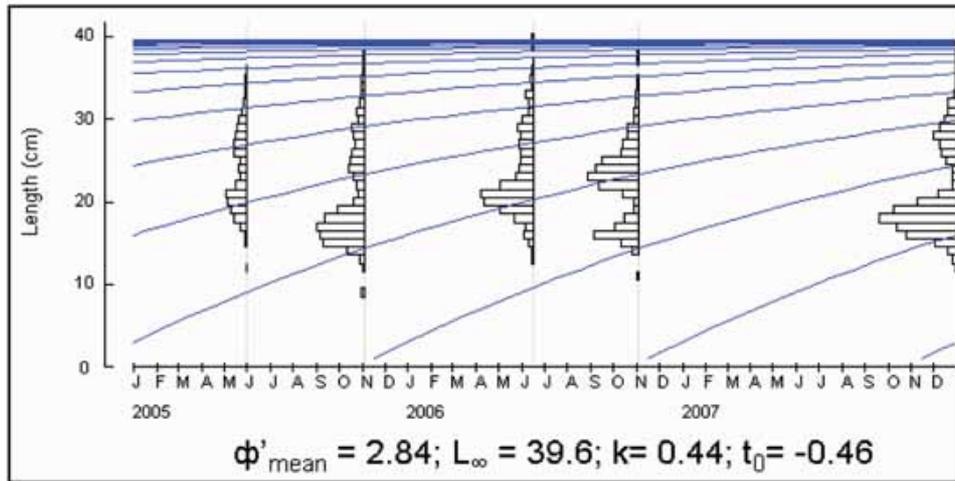


Fig. 1.3.6 - Sovrapposizione della curva di crescita di Von Bertalanffy della sogliola comune ai dati di struttura di taglia nei survey 2005-07 nella GSA17.

Sulla base delle strutture di taglia sopra descritte (stimate a livello di bacino) è stato possibile stimare che la mortalità naturale di *S. solea* abbia valori compresi tra 0,44 e 0,50, con un valore medio di 0,46. Considerando tale valore la mortalità totale (Z), la mortalità naturale (M) e quella da pesca (E) assumono i seguenti valori: 1,34; 0,46; 0,88.

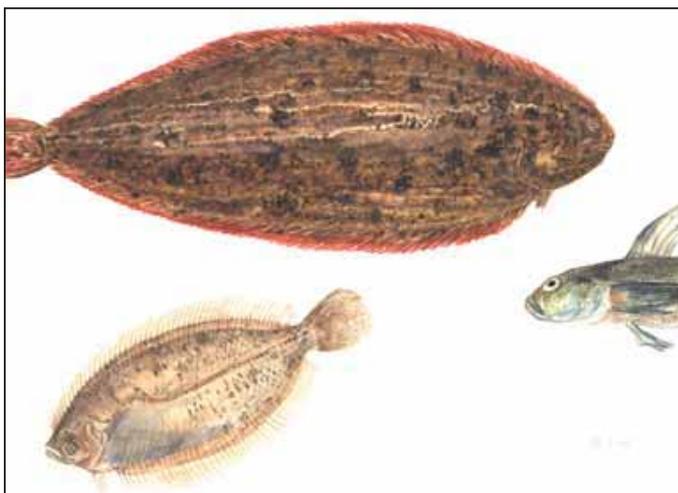
Discussione e conclusioni

Il progetto SoleMON rappresenta il primo tentativo di studio completo dell'ecologia di *S. solea* nell'Adriatico e, per molti aspetti, anche a livello di Mediterraneo. Infatti tale specie, sebbene inserita nei protocollo di campionamento di altri *trawl-survey*, è stata studiata con minor approfondimento in quanto le metodologie di ricerca non erano probabilmente adeguate per una efficiente cattura di una specie che vive a stretto contatto con il sedimento. Ciò è confermato dalla comparazione degli indici di abbondanza e biomassa ottenuti nell'ambito di questo progetto utilizzando il rapido come strumento di campionamento con quelli dei *surveys* "MEDITS" e *AdriaMed Trawl Survey* (che utilizzano la rete a strascico tradizionale). Ad esempio, gli indici di biomassa (kg/km²) di *S. solea* riportati per l'alto Adriatico da Sartor *et al.* (2002) nell'ambito del progetto MEDITS (1994-1999) mostra valori di circa due ordini di grandezza inferiori rispetto a quelli da noi rilevati nelle campagne SoleMON. Grazie al maggior numero di individui catturati, lo studio da noi condotto permette di descrivere la struttura della popolazione di *S. solea* in modo più adeguato.

Osservando la distribuzione spaziale della sogliola comune nell'intero bacino adriatico si nota come lo stock sembri essere costituito da due popolazioni distinte, o quanto meno si abbiano dei picchi di indici di abbondanza situati in due zone molto separate. La prima popolazione si trova concentrata nell'Adriatico settentrionale, dove sono presenti la maggioranza delle sogliole adriatiche, che si propaga verso sud, lungo le coste italiane, in una fascia ristretta e di densità minore, riducendosi fortemente lungo la costa pugliese. La presenza della "coda" lungo la costa italiana sembra essere determinata dalla presenza al largo di San Benedetto del Tronto ed al largo del Gargano, nelle quali è stata riscontrata la presenza di adulti riproduttori. La seconda area ad alta densità di popolazione si trova invece sulla costa orientale dell'Adriatico, lungo le coste albanesi e montenegrine, però con densità minori rispetto la popolazione dell'alto Adriatico. Tuttavia, in mancanza di dati relativi alla distribuzione spaziale lungo la costa croata non è possibile stabilire se le due popolazioni siano effettivamente separate. Ciononostante, dall'elevata distanza che separa le due popolazioni e le rispettive aree di riproduzione si potrebbe supporre che le due abbiano dinamiche di

popolazioni indipendenti ed in questo senso siano popolazioni separate. Solo un'accurata analisi genetica (in corso) può permettere di stabilire se alla separazione geografica dei riproduttori sia associata una effettiva separazione genetica delle due popolazioni.

Le analisi condotte nel contesto della ricerca nella GSA17 hanno confermato la presenza di una distribuzione di tipo età dipendente di *S. solea*, con individui giovanili presenti con maggiore densità in prossimità della costa italiana, in particolare nella sua porzione più settentrionale, mentre gli



adulti sono maggiormente concentrati in prossimità della costa istriana. Ciò conferma quanto riportato da Giovanardi per tale specie (1984). In particolare, in periodo autunnale è stata definita l'estensione dell'area di riproduzione, che è piuttosto ampia e situata a largo delle coste istriane, tra i meridiani 13°00' E e 14°20' E e tra i paralleli 44°10' N e 45°20' N. Considerando le caratteristiche idrodinamiche del bacino settentrionale e la posizione geografica della riproduzione, questa ultima viene ad essere una posizione strategica. Infatti appare possibile ricostruire il ciclo vitale di *S. solea*, le cui uova, a seguito della riproduzione tardo autunnale/invernale, vengono passivamente trasportate dalla corrente antioraria verso la costa italiana. In questo modo esse schiuderanno, o le larve metamorfoseranno, in acque con elevata produzione primaria, ricche di alimento per le larve (Zavatarelli, 1998), in prossimità di ambienti di transizione (lagune ed estuari). Avvenuto l'insediamento sul fondale, i giovanili migrano verso ambienti salmastri e fangosi, come riportato da Bini (1968), dove trovano ambienti con abbondanza di cibo (quali policheti e piccoli crostacei, ad es. i gammaridi) come suggerito da Rijnsdorp (2001). Verosimilmente gli individui giovanili permarranno nell'ambiente salmastro, o nella vicinanza delle coste, fino al raffreddamento delle acque costiere, quando migrano in mare verso acque più profonde, dove la temperatura resta maggiormente stabile in periodo invernale. Raggiunta la maturità sessuale i riproduttori chiudono quindi il ciclo biologico concentrandosi nuovamente al largo delle coste istriane per la riproduzione. La maggiore taglia (e quindi età) degli organismi rilevati al largo della costa croata ed in genere nelle aree ad elevata profondità potrebbe essere quindi legata al ciclo riproduttivo biologico di tale specie. Un altro fattore che potrebbe contribuire alla elevata densità di organismi di taglia elevata nelle aree poste in prossimità della costa croata potrebbe essere legato al minore sforzo di pesca ivi esercitato, dovuto sia alla complessità e/o inoperabilità del fondale ed alla relativa scarsità di marinerie sviluppate con l'uso del rapido. Questo conferirebbe agli individui una probabilità di sopravvivenza più elevata risultando quindi una longevità maggiore.

Infine, considerando i dati di mortalità stimati nel presente studio, la popolazione adriatica mostra valori nettamente inferiori rispetto a quanto stimato per il Mediterraneo da Giovanardi e Piccinetti (1984). Tuttavia, la mortalità da pesca stimata nell'Adriatico nel contesto di questo studio mostra valori fino a tre volte maggiori rispetto a quelli dello Stretto della Manica (Horwood, 1993). Tenendo conto di tali stime e del fatto che la pesca sfrutta in modo consistente anche gli individui giovanili, e che il successo del reclutamento è strettamente influenzato dalle condizioni ambientali, potrebbe esserci il rischio di un collasso dello stock nel caso di un netto insuccesso del reclutamento. Di conseguenza lo stock di sogliole comuni dell'Alto Adriatico, per i parametri stimati, può essere considerato come completamente sfruttato o sovrasfruttato, nonostante sia avvenuta una riduzione dello sforzo di pesca negli ultimi anni. La prosecuzione dello studio, con la disponibilità di una serie temporale più estesa di dati, permetterà di approfondire meglio la dinamica di popolazione di questa specie e di valutare sia le fluttuazioni nel reclutamento che gli effetti della pesca.

1.3.2. ABITUDINI ALIMENTARI DEL SARAGO SPARAGLIONE (*DIPLODUS ANNULARIS*) NELLA ZONA DI TUTELA BIOLOGICA (ZTB) DELLE TEGNÙE DI CHIOGGIA

Tratto da: L. SABATINI, FRANCESCHINI G. & O. GIOVANARDI, 2008. Abitudini alimentari del sarago sparaglione (*Diplodus annularis*) nella Zona di Tutela Biologica (ZTB) delle Tegnùe di Chioggia. *Biol. Mar. Medit.* 15 (1): 352-353.

Introduzione

La dieta del sarago sparaglione, *Diplodus annularis* (Sparidae) è stata indagata in varie aree del Mediterraneo caratterizzate da praterie di fanerogame (Bell e Harmelin-Vivien, 1983; Rodríguez-Ruiz *et al.*, 2002; Matic-Skoko *et al.*, 2004) e gli autori concordano nel considerare tale specie onnivora e generalista. Nel bacino dell'Alto Adriatico le informazioni riguardanti la sua alimentazione sono invece molto scarse. Lo scopo di questo lavoro è descrivere la dieta del sarago sparaglione, evidenziandone le variazioni stagionali, le differenze ontogenetiche ed intersessuali in un ambiente caratterizzato da estesi affioramenti organogeni - la Zona di Tutela Biologica delle "Tegnùe" di Chioggia.

Materiali e metodi

Nel periodo inverno-estate 2007, campioni mensili di *D. annularis* sono stati raccolti mediante rete da posta in tre aree della ZTB delle "Tegnùe" di Chioggia. Misurando i principali parametri biometrici (Lunghezza Totale, Lunghezza alla Furca, Peso umido, sesso, stadio di maturità gonadica ed Indice Gonadosomatico). All'interno dei contenuti stomacali (raccolti in accordo con Matic-Skoko *et al.*, 2004), il contributo di ogni preda nella dieta è stato valutato in base ai principali indici alimentari (Pinkas *et al.*, 1971; Hyslop, 1980; Hacunda, 1981). I dati di abbondanza e biomassa sono stati analizzati con PRIMER (SIMPER, cluster analysis, nMDS) (Clarke e Warwick, 1995).

Risultati

Nelle tre stagioni sono stati campionati in totale 293 individui con un indice di vacuità: pari al 12,9%. I 255 stomaci analizzati appartenevano a 96 femmine (LT: 12,1-19,8 cm), 137 maschi (LT: 10,4-21,1 cm) e 22 ermafroditi (LT: 10-18 cm). Nei contenuti stomacali sono stati identificati 143 *taxa*, raggruppati in Algae, Porifera, Cnidaria, Nematoda, Mollusca, Annelida, Sipuncula, Arthropoda, Bryozoa, Echinodermata e Tunicata. In termini di IRI% la dieta del sarago sparaglione è rappresentata soprattutto da Arthropoda (79,6%) ed Echinodermata (9,9%), seguiti da Mollusca, Porifera, Annelida ed Algae (tra il 3,4 e l'1%) mentre i rimanenti gruppi mostrato hanno valori <1%. In inverno i valori di IRI% mostrano che i contenuti stomacali sono dominati da Algae (45%) ed Arthropoda (44,2%) mentre in primavera si ha la netta predominanza di questo ultimo *phylum* (80,8%). In estate un numero maggiore di *phyla* caratterizza la dieta di *D. annularis*: con la diminuzione dell'importanza relativa degli Artropodi (35,6%), si ha infatti un aumento di quella di Echinodermata (28,4%), Porifera (12,7%), mentre Mollusca e Cnidaria raggiungono quasi il 10%. Mediante la routine SIMPER sono stati confrontati i dati di dieta stagionale (abbondanza e biomassa delle prede), per sesso e classi di taglia (piccola: ≤ 13 cm LT; media: $>13 - \leq 17$ cm; grande: >17 cm). I maggiori valori di dissimilarità (>95%) sono stati relativi ai confronti tra classi di taglia nei maschi (la specie è ermafrodita proterandrica), in quanto negli organismi di taglia piccola i Misidiacei dominano la composizione delle prede (IRI% in primavera: 99,4%). La *cluster analysis* sui dati complessivi di abbondanza e biomassa delle prede ha permesso di identificare dei gruppi di individui associati sia ad un fattore di taglia (confermando i risultati del SIMPER) che spaziale, separando esemplari pescati sugli affioramenti rocciosi delle tegnùe al largo (8 mn circa) da quelli campionati sulle formazioni sotto costa (4 mn circa). La successiva analisi nMDS condotta considerando la biomassa delle prede ha permesso l'identificazione di 4 diversi gruppi costituiti da individui con dieta affine, ed un altro ridotto gruppo costituito da 6 individui con scarso contenuto stomacale (Fig. 1.3.7).

L'analisi delle prede prevalenti e delle biometrie degli individui così raggruppati ha permesso di descrivere con maggior dettaglio le caratteristiche di tali gruppi (Fig. 1.3.8, Tab. 1.3.1) : A) esemplari pescati sotto costa, con una dieta composta da alghe - in gran parte *Ulva* sp. (81,2%) e bivalvi (5,6%), in particolare *Modiolarca subpicta*; B) individui piccoli, pescati al largo, che si alimentano con Misidiacei (94,8%) e ofiure (2,5%); C e D) due gruppi di individui di taglia medio-grande, al largo, caratterizzati da un ampio spettro di prede, uno con una netta prevalenza di Poriferi (40%) e ofiure (26%) ed uno caratterizzato da prede quali Attinie (30,5%), ofiure (21,7%) e Gammaridi (18,7%).

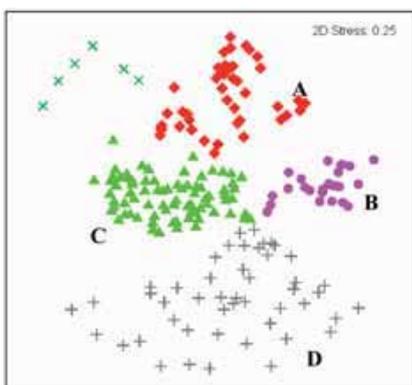


Fig. 1.3.7 - Riordinamento mediante nMDS (stress =0.25) dei dati relativi ai contenuti stomacali (biomassa delle prede).

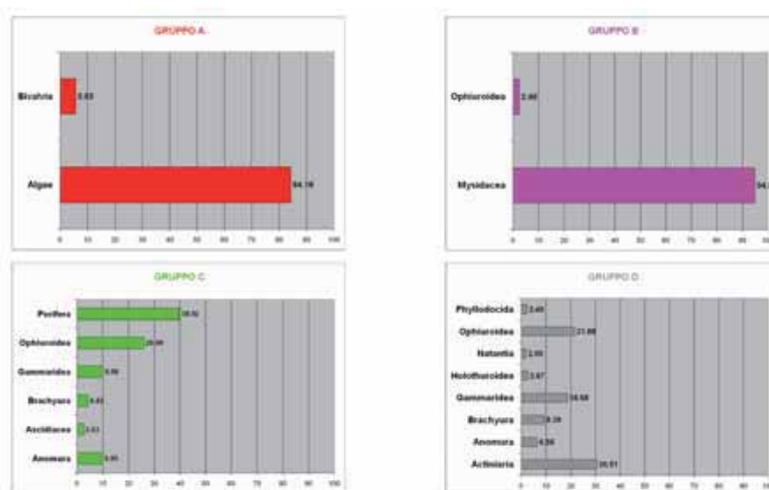


Fig.1.3.8 - Contributo percentuale (in termini di biomassa) dei taxon di maggior rilievo nella dieta di *D. annularis* ripartito per i gruppi identificati mediante nMDS.

		GRUPPO A		Taglia						GRUPPO B		Taglia			
COSTA	Sesso	Abbondanza	Min	Max	Media	Dev. Std.			LARGO	Sesso	Abbondanza	Min	Max	Media	Dev. Std.
		ERM	6	11.4	18.0	13.4	2.4				ERM	12	10.0	12.0	11.1
	F	16	14.2	19.5	17.6	1.3				F	3	13.3	16.2	15.2	1.7
	M	37	11.8	19.5	17.0	1.6				M	37	10.4	16.1	11.4	1.2
	Stagione	inverno - primavera - estate									Stagione	inverno - primavera - estate			
LARGO	Sesso	Abbondanza	Min	Max	Media	Dev. Std.			LARGO	Sesso	Abbondanza	Min	Max	Media	Dev. Std.
	ERM	2	15.7	16.4	16.1	0.5					ERM	2	11.5	11.8	11.7
	F	48	12.1	19.4	17.2	1.4				F	25	13.5	19.5	17.2	1.3
	M	36	15.4	21.1	17.4	1.2				M	24	11.0	18.4	16.2	2.0
	Stagione	inverno - primavera - estate									Stagione	inverno - primavera - estate			

Tab. 1.3.1 - Caratteristiche degli individui appartenenti ai gruppi identificati mediante nMDS. ERM = Ermafroditi; F = Femmine; M = Maschi; Abbondanza = n. di individui campionati; Taglia e dev.st. (Deviazione standard) sono espressi in cm.

Conclusioni

I risultati ottenuti dall'analisi dei contenuti stomacali del *D. annularis* confermano che la specie è onnivora e generalista, alimentandosi su un ampio range di prede (Rodríguez-Ruiz *et al.*, 2002). Più che su scala stagionale o tra sessi, nell'area di studio si riscontrano principalmente differenze nelle abitudini alimentari a livello ontogenetico (Matic-Skoko *et al.*, 2004), con una netta separazione tra giovanili - che predano soprattutto piccoli crostacei - ed esemplari medio-grandi, caratterizzati da una dieta più ampia sia dal punto di vista quali-quantitativo che dimensionale. Il gradiente costa-largo osservato potrebbe riflettere l'elevata eterogeneità spaziale dei popolamenti epibentonici degli affioramenti rocciosi (Ponti *et al.*, 2006).

1.3.3 ETEROGENEITÀ STRUTTURALE E FUNZIONALE DELL'EMOCIANINA: CONFRONTO INTRA- ED INTER-SPECIFICO IN QUATTRO SPECIE DI GRANCHI PORTUNIDI (CRUSTACEA: PORTUNIDAE)

Tratto da: GIOMI F., RAICEVICH S., FERRARESE A., PRANOVI F., DI MURO P. & M. BELTRAMINI (2007), Structural and functional heterogeneity of hemocyanin: intra- and inter-specific comparison in four species of portunid crabs (Crustacea: Portunidae) - *Marine Biology* 151: 1237-1247.

Introduzione

Le emocianine dei crostacei sono molecole complesse costituite dall'aggregazione di subunità di circa 75KDa in gruppi di sei o suoi multipli. Nei crostacei brachiuri sono stati descritti due stati di aggregazione: una prevalente frazione dodecamerica assieme ad una esamerica (Terwilliger, 1982; Ellerton *et al.*, 1983; Markl, 1986). Il rapporto tra le due forme varia sensibilmente tra specie, popolazioni ed individui (Mangum *et al.*, 1991). Questa forte plasticità potrebbe essere la base biochimica per adattamenti fisiologici a diverse condizioni ambientali. Questa considerazione è rafforzata da un importante aspetto delle emocianine dei crostacei: la specie-specificità nella struttura delle subunità e l'esistenza di differenze molecolari tra popolazioni di una stessa specie. Al loro volta tali subunità (od oligomeri) derivano dall'aggregazione di diverse unità minori, in numero variabile da 1 a 17 (Terwilliger *et al.*, 1979; Mangum e McKenney, 1996). Informazioni sull'aggregazione delle varie subunità, ottenute tramite varie tecniche elettroforetiche, sono state rese note per diversi crostacei decapodi, isopodi ed anfipodi (Terwilliger, 1982; Reese e Mangum, 1994; Mangum, 1996; Mangum e Greaves, 1996; Mangum e McKenney, 1996; Hodgson e Spicer, 2001; Schmitt, 2002).

In tempi recenti le informazioni disponibili sulla sequenza di singole emocianine di artropodi (Terwilliger, 1998; Decker e Terwilliger, 2000; Van Holde *et al.*, 2001; Jaenicke e Decker, 2004) sono state utilizzate per delineare relazioni filogenetiche tra *taxa* di più alto livello (Kusche e Burmester, 2001; Ballweber *et al.*, 2002; Burmester, 2004) o tra proteine della superfamiglia delle emocianine, che include profenolossidasi ed altre sostanze, o relazioni tra le emocianine di artropodi e molluschi (Burmester, 2001 e 2002; Immesberger e Burmester, 2004).

Numerosi studi sono stati svolti per esaminare le correlazioni esistenti tra le proprietà le strutturali e funzionali delle emocianine con le caratteristiche ecologiche od ontologiche delle varie specie animali (Sullivan *et al.*, 1974; Mangum e Rainer, 1988; Callicott e Mangum, 1993; Mangum e Greaves, 1996; Durstewitz e Terwilliger, 1997; Brown e Terwilliger, 1998; Terwilliger e Dumler, 2001). Questi studi hanno considerato l'eterogeneità delle emocianine tra le varie popolazioni come un importante fattore adattativo e suggerito che modifiche nelle modalità di aggregazione delle subunità influenzino i diversi aspetti del legame con l'ossigeno (cooperatività, affinità per l'ossigeno, regolazione allosterica, ecc).

L'eterogeneità delle subunità tra differenti popolazioni è collegata anche a variazioni del ciclo riproduttivo, stagionale ed ecologiche, quindi ciò rafforza il concetto dell'importanza funzionale del polimorfismo delle emocianine (Bellelli *et al.*, 1988; Mangum, 1990, 1993 e 1994; Mangum e McKenney, 1996; Spicer e Baden, 2001; Spicer e Hodgson, 2003a e 2003b). La capacità di trasporto dell'ossigeno risulta essere influenzata dalla sintesi di differenti catene polipeptidiche (Terwilliger, 1998).

Il nostro lavoro si è focalizzato sul polimorfismo delle emocianine in differenti popolazioni di specie tra loro affini. Abbiamo analizzato le proprietà degli oligomeri isolati dall'emolinfa e confrontato le modalità di aggregazione delle subunità nell'emocianina. Infine le differenze rilevate sono state correlate a differenze ecologiche tra popolazioni ed aree di campionamento, ed a tale riguardo i crostacei portunidi quali quelli utilizzati sono particolarmente idonei.

Per gli studi intraspecifici sono stati raccolti esemplari di *Liocarcinus depurator* (Linnaeus, 1758) sia in Alto Adriatico che in varie località costiere delle Isole Britanniche. Gli studi inter-specifici sono stati invece condotti su individui di *Liocarcinus holsatus* (Fabricius, 1798), *Liocarcinus marmoreus* (Leach, 1814) e di *Necora puber* (Linnaeus, 1767).

Materiali e metodi

Lotti di 50-60 granchi (20-25 per *N. puber*) sono stati raccolti in modo casuale da pescate effettuate in Adriatico nel marzo 2002 e tra agosto e settembre dello stesso anno nei mari delle Isole Britanniche (Tab. 1.3.2 e Fig. 1.3.9).

Specie	Campione	Area di campionamento	Data di campionamento	Profondità (m)	Sedimento
<i>L. depurator</i>	LdA	Nord Adriatico	15.03.02	27	Detrito-Sabbia
<i>L. depurator</i>	LdEc1	Canale della Manica	24.08.02	31	Fango
<i>L. depurator</i>	LdEc2	Canale della Manica	25.08.02	43	Detrito-Fango
<i>L. depurator</i>	LdEc3	Canale della Manica	31.08.02	24	Detrito-Fango
<i>L. depurator</i>	LdCs	Mare di Clyde	04.10.02	75	Fango
<i>L. depurator</i>	LdIs	Mare d'Irlanda (Baia di Conwy)	08.10.02	15	Sabbia
<i>L. holsatus</i>	LhEc3	Canale della Manica	29-30.08.02	24	Detrito-Sabbia
<i>L. holsatus</i>	LhIs	Mare d'Irlanda (Baia di Conwy)	10.10.02	15	Sabbia
<i>L. marmoreus</i>	LmEc4	Canale della Manica	30.08.02	64	Detrito-Sabbia
<i>Necora puber</i>	NpEc3	Canale della Manica	30.08.02	24	Detrito-Sabbia
<i>Necora puber</i>	NpIs	Mare d'Irlanda (Baia di Conwy)	24.10.02	15	Detrito-Sabbia

Tab. 1.3.2 - Popolazioni di portunidi campionate (indicate come specie e codice identificativo del campione) e caratteristiche delle aree campionate (posizione, data di campionamento, profondità e tipologia di sedimento).

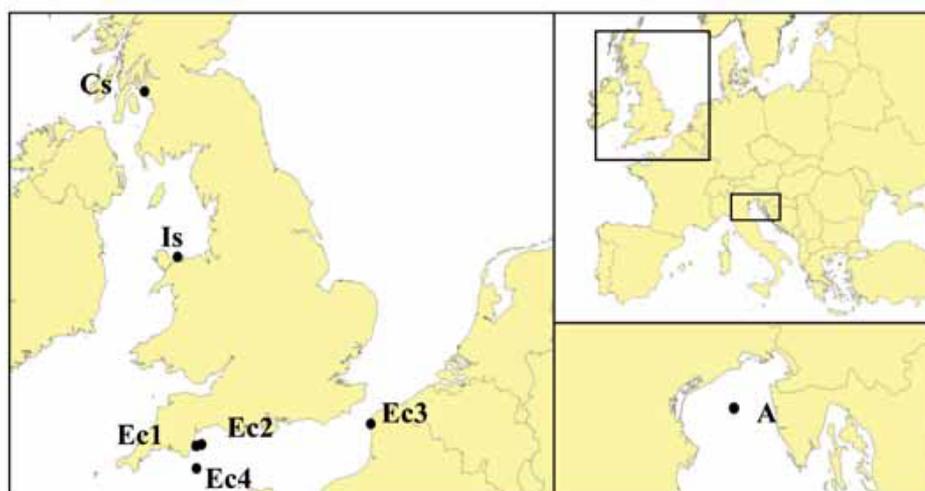


Fig. 1.3.9 - Posizione delle aree di campionamento. Ec = Canale della Manica; Cs = Mare di Clyde; Is = Mare d'Irlanda, A = Mare Adriatico.

Le aree di campionamento differivano per sedimento e profondità ed il campionamento è stato realizzato mediante cale sperimentali condotte con i rapidi in Adriatico e con reti a strascico e *beam trawl* nelle altre zone di campionamento. Alla fine delle cale sperimentali sono stati selezionati dal pescato individui che non presentassero danni fisici esterni, che sono stati poi posti in contenitori con acqua di mare. I campioni di emolinfa sono stati quindi prelevati appena possibile dagli animali stabulati, tramite siringa e congelando i volumi di emolinfa a - 20 °C.

In fase di analisi i campioni di emolinfa erano scongelati e dializzati per tutta la notte rispetto mediante particolari soluzioni tampone e successivamente centrifugati per rimuovere le cellule e altro materiale

ad alto peso molecolare. L'emocianina è stata quindi purificata tramite centrifugazione di cinque ore a 296.000 g. La concentrazione proteica totale e di ossi-emocianina è stata determinata con il coefficiente di assorbimento a 278 nm ($1,24 \text{ mg}^{-1} \text{ ml cm}^{-1}$) ed il rapporto di assorbanza $A_{336}/A_{278} = 0,21$ in una preparazione con il 100% di ossi-emocianina (Danese *et al.*, 1998).

Poiché l'emocianina mantiene la struttura originale solo a determinati valori di pH e livelli di ioni bivalenti (Ca^{2+} o Mg^{2+}) (Markl e Decker, 1992), la dissociazione delle stesse è stata ottenuta rimuovendo gli ioni di Ca^{2+} mediante dialisi in particolari soluzioni a 4 °C.

I differenti stati di aggregazione e la dissociazione delle emocianine in esame sono state studiate mediante cromatografia con gel-filtrazione. I profili dell'eluato sono stati registrati mediante computer e le aree sottostanti i vari picchi debitamente stimate (**nota:** nell'articolo originale, pag. 1239, vengono forniti ulteriori dettagli metodologici in relazione alle analisi cromatografiche ed elettroforetiche).

Le subunità di emocianina precedentemente isolate mediante SDS-PAGE sono state trasferite in una membrana PVDF. Le membrane, colorate con rosso Ponceau, sono state successivamente disidratate al fine isolare le diverse subunità. Le sequenze di aminoacidi sono state determinate mediante degradazione mediante sequenziatore automatico a fase liquida. Per ogni campione sono stati realizzati 12 cicli di sequenziamento. Le sequenze sono state allineate con le regioni N-terminali di alcune emocianine di riferimento specificate in Tab. 1.3.3 ottenute da vari crostacei (quali *Callinectes sapidus*, *Homarus americanus*, *Penaeus vannamei* ed altre specie).

Infine le curve di captazione molecolare dell'ossigeno sono state definite mediante prove in vitro con ossimetro e stima delle concentrazioni di ossi-emocianina mediante spettrofotometro, utilizzando lunghezze d'onda di 334-338 nm.

Risultati

Nelle condizioni in vitro, che favoriscono la stabilità delle emocianine, le stesse hanno mostrato la stessa struttura in termini di subunità in tutte le popolazioni di *L. depurator* campionate nei vari siti di studio. Inoltre esse si dissociano nelle subunità a valori più elevati di pH ed in assenza di ioni bivalenti, mantenendo però la capacità ossigeno-legante. Il grafico in Fig. 1.3.10 della cromatografia in gel dell'emocianina della popolazione di *L. depurator* indicata in Tab. 1.3.2 come LdEc3 indica che a pH neutro ed a concentrazione 20 mM di Ca^{2+} la forma dodecamerica della emocianina è prevalente (picco A nella parte superiore di Fig. 1.3.10) mentre vi è una modesta frazione allo stadio esamerico (picco B nello stesso grafico). Il materiale eluato corrispondente al picco A (74,3% della proteina totale dai campioni in esame dagli esemplari LdEc3) mostra, allo spettrofotometro, la tipica ossi-emocianina a 338 nm mentre il picco B (25,7%) ne è privo. Tali risultati dimostrano che la forma dodecamerica è una emocianina ossigeno-legante mentre la forma esamerica non è funzionale. Quindi oltre alla emocianina funzionale esiste una proteina esamerica priva di funzione respiratoria.

In condizioni che favoriscono la dissociazione, le emocianine dei crostacei sono convertite quasi completamente ad una forma monomerica (Markl e Decker, 1992). Nei nostri esperimenti si rileva che l'emocianina ottenuta da esemplari del Nord Adriatico (Fig. 1.3.11, inserto, LdA) è più facilmente convertita nei suoi monomeri mentre quella proveniente dalla popolazione LdEc3 mostra una buona resistenza alla dissociazione (Fig. 1.3.11, linea vi è una significativa frazione di proteina che nella soluzione tampone. Le altre popolazioni resistenza intermedio mentre LdCs ha un

In Fig. 1.3.12 sono sintetizzati i dati relativi ai saggi condotti per verificare la resistenza alla dissociazione delle emocianine LdA e LdEc3 tramite variazioni di pH in assenza di ioni calcio.



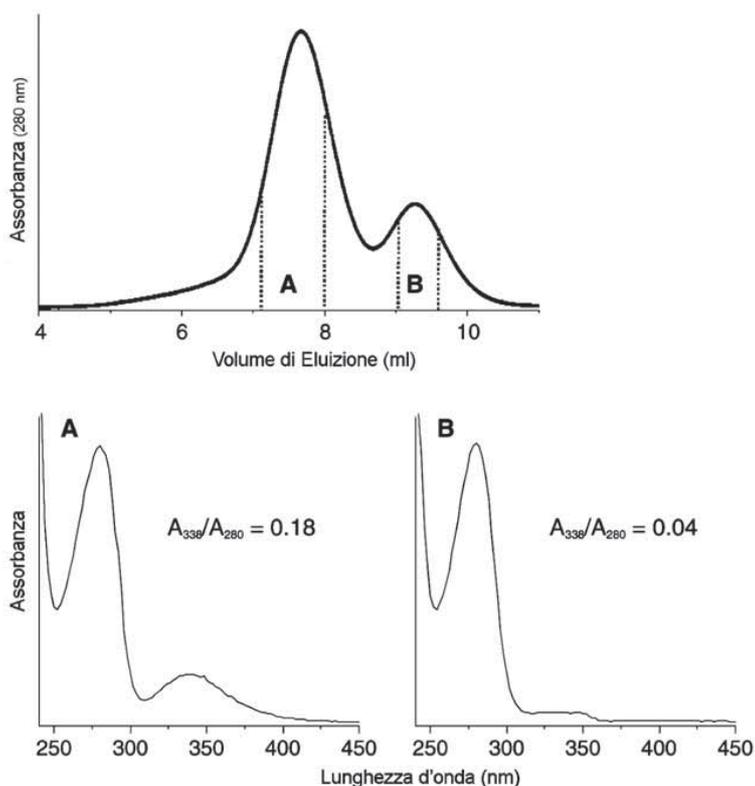


Fig. 1.3.10 - Cromatografia a gel-filtrazione dell'emocianina di *L. depurator* (campioni LdEc3, tabella 1.3.2). A e B riportano lo spettro di assorbimento dei picchi indicati nel profilo di eluizione.

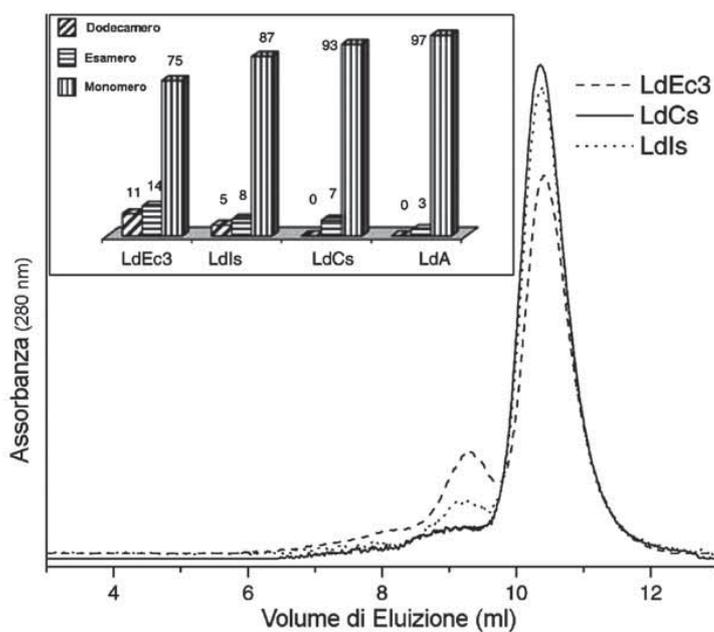


Fig. 1.3.11 - Cromatografia a gel-filtrazione filtrazione dell'emocianina di *L. depurator* dei campioni LdEc1 (linea continua), LdEc3 (tratteggiato) e LdIs (linea a punti). Nel pannello vengono riportate le composizioni percentuali delle frazioni monomeric e oligomeric dedotte sulla base dell'analisi dei profili cromatografici; i valori includono quelli relativi alla popolazione LdA il cui profilo non è incluso nella figura.

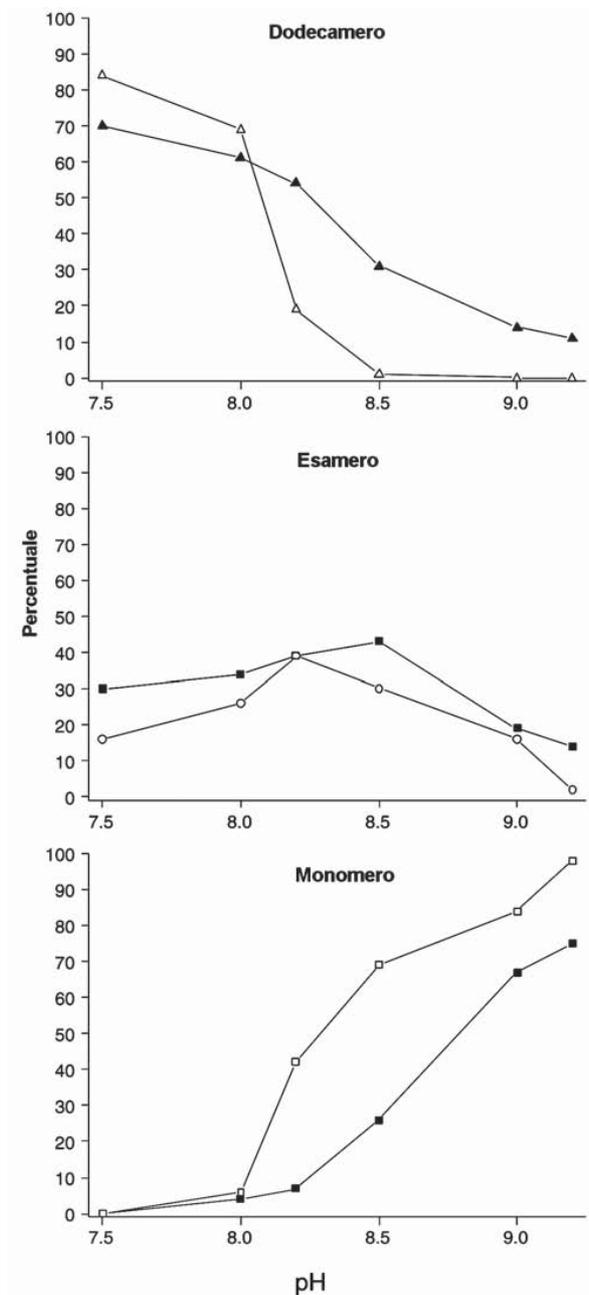


Fig. 1.3.12 - Relazione tra dissociazione dell'emocianina di *L. deplanator* e pH nelle popolazioni LdA (■) e LdEc3 (□).

È interessante rilevare che la rimozione del calcio non influenza la stabilità delle emocianine se il pH è mantenuto vicino alla neutralità. L'emocianina dalla popolazione LdEc3 si dimostra più stabile (ciò in accordo con la Fig. 1.3.11) e le curve relative ai singoli componenti rivelano che il processo di dissociazione segue l'ordine dodecamero-esamero-monomero. I valori di pH efficaci differiscono di 0,5 tra LdA e LdEc3, quindi ciò dimostra che i campioni della seconda popolazione citata sono caratterizzati da una frazione più elevata della componente esamerica e che le due forme, dodecamerica ed esamerica, sono più stabili nei confronti della dissociazione.

I risultati dell'analisi elettroforetica in condizioni alcaline (Fig. 1.3.12) confermano quanto sopra. Dalla dissociazione del preparato proteico di studio risultano tre bande; però la persistenza di materiale aggregato nelle popolazioni LdEc3 e LdI è rivelato dalla presenza di una banda a migrazione lenta. Essa è più netta in LdEc3, piccola ma ancora rilevabile in LdI ed assente in LdEc1, LdEc2, LdCs mentre in LdA

gli esameri si dissociano durante lo spostamento sul gel e ciò spiega lo “striscio” rilevato in figura.

Un ulteriore approccio di studio è stato la caratterizzazione delle proteine nell'emolinfa di *L. depurator* tramite SDS-PAGE effettuato sul materiale totale isolato per ultracentrifugazione. I risultati in Fig. 1.3.14 evidenziano che in tutti i campioni si rileva una struttura a 2-3 bande (Lioc.dep.1, 2 e 3) con peso molecolare attorno a 75KDa. I campioni dalla popolazione LdEc3 mostrano un uguale quantità di prodotto per le tre bande, i campioni LdIs e LdA una minore abbondanza sulla banda 1, la quale diviene trascurabile nei campioni LdEc1, LdEc2, LdCs.

I dati congiunti di gel-filtrazione (Fig. 1.3.11), elettroforesi nativa (Fig. 1.3.13) e SDS-PAGE (Fig. 1.3.14) indicano che le popolazioni in cui è stata rilevata la banda 1 erano anche caratterizzate da emocianina più stabile alla dissociazione. Questo conferma per *L. depurator* l'eterogeneità intraspecifica delle proteine presenti nell'emolinfa.

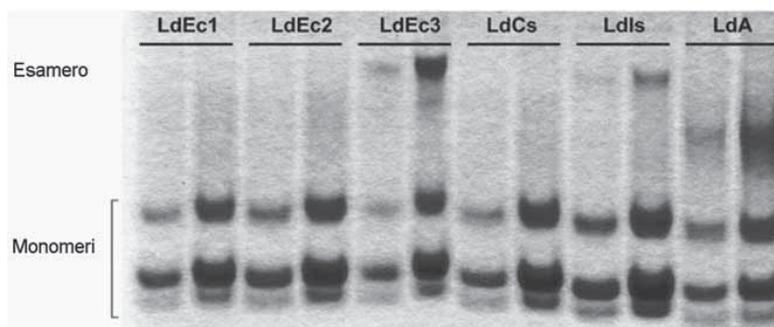


Fig. 1.3.13 - Elettroforesi nativa a pH 9.6 (8,5% gel) delle emocianine di diverse popolazioni di *L. depurator* (si veda la Tabella 1.3.2). Le due corsie per singola popolazione indicano rispettivamente campioni di di emocianina di 5 μ g (sinistra) e 10 μ g (destra).

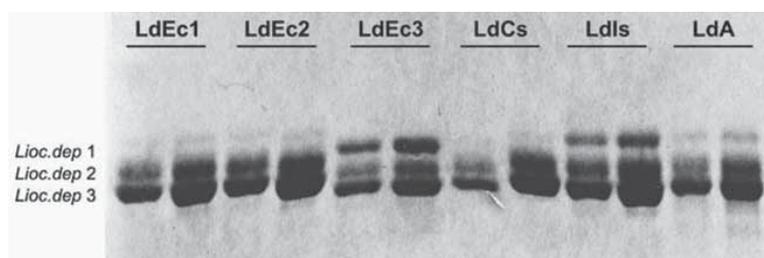


Fig. 1.3.14 - Analisi SDS PAGE (8,5% di gel di poliaccrilammide) delle emocianine di diverse popolazioni di *L. depurator* (si veda la Tabella 1.3.2). Le due corsie per singola popolazione indicano rispettivamente campioni di di emocianina di 2 μ g (sinistra) e 4 μ g (destra). Le diverse bande sono identificate con i numeri 1, 2, 3.

I dati ottenuti dal sequenziamento N-terminale delle subunità corrispondenti alle bande 1, 2, 3 e il successivo allineamento delle sequenze, ottenute tramite ClustalX, con altre emocianine respiratorie e non respiratorie sono sintetizzati in Tabella 1.3.3. Per la banda 1, su una sequenza nota di 12 residui, 11 erano identici con la sequenza N-terminale della pseudo-emocianina di *H. americanus* (Burmester, 1999), nove con la criptocianina di *C. magister* (Terwilliger *et al.*, 1999) mentre solo 1-5 residui coincidevano con sequenze di emocianine di altri crostacei. Nel contempo le sequenze N-terminali delle bande 2-3 condividevano fino a 11 posizioni con le emocianine di altri crostacei. Pertanto la banda 1 è una pseudo-emocianina e le bande 2-3 rappresentano due differenti subunità di emocianina.

Emocianina respiratoria	
Pac.le.	TVSADTDVAHQQ
Pal.vu.1	SDVHSSDNAHKQ
Pon.le.B	-DASGATLAKRQ
Hom.am.A	NDASGDSTAKRQ
Cal.sa	DSPGGASNAQKQ
Pen.va.	SDAGGESDAQKQ
Can.ma.6	-TAGGAFDAQKQ
HCY1_LIODE	DSPGGASDAQKQ
HCY2_LIODE	DAPGGASDAQKQ
HCY1_NECPU	DSPAGVSDAQKQ
Emocianina non respiratoria	
Can.ma.cryp	DEPDGVSKYQKQ
Hom.am.ps-Hc1	DEPDGVPTAQKQ
Hom.am.ps-Hc2	DEPDGVPTAQKQ
PHCY_LIODE	DEPDGVPTHQKQ
PHCY_LIOHO	DEPDGVPTHQKQ
PHCY_LIOMA	DEPDGVPTRQKQ
PHCY_NECPU	DEPDGVPTTQKQ
Aminoacidi identici	
PHCY_LIODE	
6	HCY1_LIODE
6	11 HCY2_LIODE
12	6 6 PHCY_LIOHO
11	6 6 11 PHCY_LIOMA
11	6 6 11 11 PHCY_NECPU
7	10 9 7 7 7 HCY1_NECPU

Tab. 1.3.3 - Allineamento multiplo delle sequenze N-terminali degli aminoacidi dell'emocianina respiratoria e non respiratoria dei portunidi studiati. Le sequenze di *L. depurator*, *L. holsatus*, *L. marmoreus* e *N. puber* sono indicate in maiuscolo. Nella parte inferiore della tabella viene indicato il numero di posizioni di aminoacidi identici nella comparazione a coppie delle sequenze N-terminali.

In Fig. 1.3.15 sono riportati i risultati delle prove in vitro sull'affinità delle emocianine delle popolazioni LdA, LdEc1, LdEc3, LdCs e LdIs e le relative stime della p50: Tali campioni sono stati scelti perché permettono il confronto tra la popolazione adriatica e quelle del mare del Nord e tra popolazioni con (LdEc3 e LdIs) o senza pseudo-emocianina (LdEc1 e LdCs). In proposito è da rilevare la minore affinità per l'ossigeno dell'emocianina della popolazione adriatica, LdA. Inoltre l'affinità dell'emocianina risulta più simile per popolazioni contigue (LdEc e LdEc1) che per quelle più distanti (LdA rispetto a LdEc3 o LdEc1).

I campioni di emocianina di *L. marmoreus*, *L. holsatus* e *N. puber* sono stati analizzati tramite elettroforesi nativa e SDS-PAGE. Le subunità da popolazioni di *L. holsatus* e *N. puber* del mare d'Irlanda erano meno stabili rispetto a quelle di popolazioni conspecifiche presenti nella Manica (Fig. 1.3.16, settore a, popolazioni Ec3 e Is). Ciò si rileva dalla persistenza di una banda a bassa velocità di migrazione nell'elettroforesi in condizioni alcaline. Analogamente a quanto rilevato per *L. depurator* la peculiarità dell'emocianina delle popolazioni dal sito Ec3 è collegato alla presenza di una banda a bassa velocità di migrazione in SDS-PAGE (Fig. 1.3.16, settore B).

Il confronto delle bande SDS-PAGE mette in evidenza la presenza di 5, 5 e 6 di tali strutture distinte rispettivamente in *L. holsatus*, *L. marmoreus* e *N. puber* mentre nell'emocianina di *L. depurator* sono presenti solo tre bande.

L'N-sequenziamento del contenuto delle singole bande ha messo in evidenza che tre di esse sono attribuibili a pseudo-emocianina e la quarta ad emocianina (Tab. 1.3.3); così le differenze esistenti tra le popolazioni dei differenti siti riguardo all'espressione di tale proteina non respiratoria sono confermate anche per altre specie.

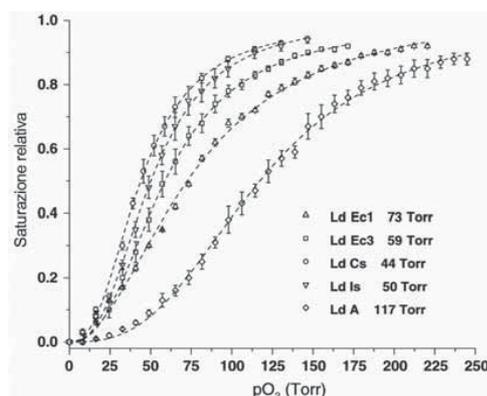


Fig.1.3.15 - Curve di affinità dell'ossigeno dell'emocianina di diverse popolazioni di *L. depurator* (LdEc1, LdEC3, LdCs, LdIs, LdA; Tabella 1.3.2); la barra di errore rappresenta l'errore standard della misura basata su tre repliche. Sono indicati i valori della p50 sulla base dei plot di Hill.

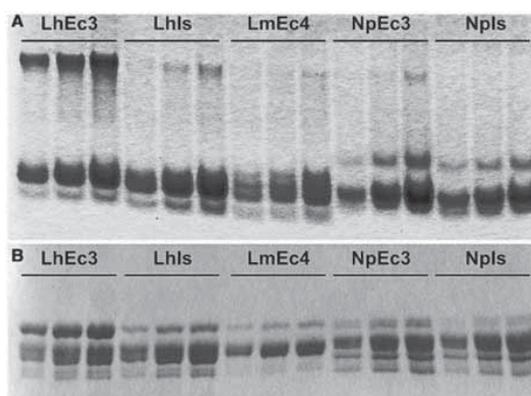


Fig. 1.3.17- Analisi elettroforetica delle emocianine di diverse popolazioni di portunidi (si veda la Tabella 1.3.2). A. Native PAGE; B = SDS PAGE. Le tre corsie per singola popolazione indicano rispettivamente campioni di emocianina di 2 µg (sinistra), 4 µg (centro), 6 µg (destra).

Discussione

Nel presente lavoro sono state confrontate a livello inter- ed intra-specifico le emocianine di alcuni granchi portunidi prelevati in più siti geografici. Il confronto tra specie ha evidenziato che la presenza di differenze nella composizione delle subunità di emocianina. Analoghi confronti sono stati fatti in passato da alcuni autori sia per i crostacei decapodi che per i non decapodi (Reese e Mangum, 1994; Mangum, 1996; Mangum e McKenney, 1996; Hodgson e Spicer, 2001) indicando che l'eterogeneità delle subunità di emocianina è specie-specifica e che differisce nei diversi gruppi di crostacei. I nostri dati confermano la specie-specificità dell'emocianina e che due specie filogeneticamente affini quali *L. holsatus* e *L. marmoreus* evidenziano somiglianze nelle loro subunità. Ciò concorda con le analisi filogenetiche fatte da altri autori sulla base di dati molecolari o sul cariotipo (Trentini, 1989 e 1992; Mantovani *et al.*, 1992; Froglija e Manning, 2006) e confermano anche la stretta relazione di *L. holsatus* e *L. marmoreus* con *L. depurator* e *N. puber*. Inoltre, i nostri risultati indicano che l'espressione di proteine non respiratorie nell'emolinfa non dipende dalla specie, ma è correlata a stimoli ambientali.

Infatti i confronti intraspecifici svolti su popolazioni di granchi di differenti siti geografici danno sostegno all'ipotesi presente in letteratura che i livelli di ossigenazione, salinità e temperatura possono influenzare le caratteristiche dell'emocianina nei singoli individui (Bellelli *et al.*, 1988; Mangum e Rainer, 1988; Mangum *et al.*, 1991; Mangum, 1994; Decker e Foll, 2000; Spicer e Hodgson, 2003).

Dal confronto delle emocianine di *L. depurator* provenienti dall'Adriatico o dall'Atlantico risulta sia una separazione tra le popolazioni interessate che una correlazione tra affinità per l'ossigeno e resistenza a condizioni dissocianti. Questo concorda con le osservazioni di Passamonti *et al.* (1996/1997) circa l'isolamento genetico della popolazione di *L. depurator* adriatica.

Poiché le varie popolazioni prelevate intorno alle Isole Britanniche non possono essere considerate geograficamente isolate, in quanto i granchi hanno uno stadio larvale che permette alle popolazioni di

diffondersi, le differenze riscontrate nelle subunità potrebbero essere determinate dall'effetto di particolari condizioni ambientali presenti a livello locale.

Nel confronto della composizione dell'emocianina in differenti popolazioni il dato più inatteso è stato il rinvenimento di diverse quantità di pseudo-emocianina; ciò permette di confermare l'esistenza di tale tipo di proteine in intere popolazioni, mentre in precedenza era stata osservata solo in singoli individui di *H. americanus* (Burmester, 1999). E' anche interessante notare la correlazione tra livelli di presenza di pseudo-emocianina e la stabilità della emocianina alla dissociazione, fenomeno verificato nei nostri studi sia a livello intra- che inter-specifico, per cui sembra che medesimi stimoli ambientali modulino l'espressione dei due tipi di proteine presenti nell'emolinfa. Il fatto che le differenze nella stabilità dell'emocianina e nella presenza di pseudo-emocianina siano preminentemente presenti tra popolazioni di una stessa specie induce a supporre che la modulazione dell'emocianina sia una risposta alle condizioni ambientali prevalenti. A loro volta, le differenze nella struttura delle subunità di emocianina ne influenzano le proprietà di trasporto dell'ossigeno.

Bibliografia

- ALAGARAJA A., 1984 Simple methods for estimation of parameters for assessing exploited fish stocks. *Indian J. Fish.* 31: 177-208.
- BALLWEBER P., J. MARL & T. BURMESTER, 2002. Complete hemocyanin subunit sequences of the hunting spider *Cupiennius salei*: recent hemocyanin remodeling in entelegyne spiders. *J. Biol. Chem.* 277: 14451-14457.
- BELL J.I. & M.L. HARMELIN-VIVIEN, 1983. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 2. Feeding habits. *Thetys* 11: 1-14.
- BELLELLI A., G. GIARDINA, M. CORDA, M.G. PELLEGRINI, A. CAU, S.G. CONDO & M. BRUNORI, 1988. Sexual and seasonal variability of lobster hemocyanin. *Comp. Biochem. Physiol. A* 91: 445-449.
- BINI G., 1968-1970. Atlante dei pesci delle costiere italiane. *Mondo sommerso*, Roma, 1-10.
- BROWN A.C. & N.B. TERWILLIGER, 1998. Ontogeny of hemocyanin function in the Dungeness crab *Cancer magister*: hemolymph modulation of hemocyanin oxygen-binding. *J. Exp. Biol.* 201: 819-826.
- CALLICOTT K.A. & C.P. MANGUM, 1993. Phenotypic variation and lability of the subunit composition of the hemocyanin of *Uca pugilator*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 165: 143-159.
- CLARKE K.R. & R.M. WARWICK, 1995. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. *Natural Environment Research Council*, UK: 144 pp.
- DECKER H. & N.B. TERWILLIGER, 2000. Cops and robbers: putative evolution of copper oxygen-binding proteins. *J. Exp. Biol.* 203: 1777-1782.
- DECKER H. & R. FOLL, 2000. Temperature adaptation influences the aggregation state of hemocyanin from *Astacus leptodactylus*. *Comp. Biochem. Physiol. A* 127: 147-154.
- DJABALI F., A. MEHAILA, M. KODIL & B. BRAHMI, 1994. A reassessment of equations for predicting natural mortality in Mediterranean teleosts. *NAGA* 17: 33-34.
- DURSTEWITZ G. & N.B. TERWILLIGER, 1997. Developmental changes in hemocyanin expression in the Dungeness crab, *Cancer magister*. *J. Biol. Chem.* 272: 4347-4350.
- ELLERTON H.D., N.F. ELLERTON & H.A. ROBINSON, 1983. Hemocyanin—a current perspective. *Prog. Biophys. Mol. Biol.* 41: 143-248
- FISHER W., M.L. BAUCHOT & M. SCHNEIDER, 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (Revision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. 2. Vertébrés. *Publication prepare par la FAO (Project GCP/INT/422/EEC)*. Rome, FAO: 761 - 1530.
- FROGLIA C. & R.B. MANNING, 2006. Marine decapod and Stomatopod Crustacea from Sicily and surrounding seas. *Quad. Ist. Ric. Pesca Maritt.*, Ancona.
- GAYNILO F.C.JR, P. SPARRE & D. PAULY, 2005. FAO-ICLARM stock assessment tools II (FiSAT II), Revised version, User's guide. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*. No. 8, Revised version, Rome, FAO, 2005, pp 168.
- GIOVANARDI O., 1984. Distribution of flat-fish in northern and central Adriatic according to depth and bottom type. *Nova Thalassia* 6, 465-469.
- GRAMOLINI R., P. MANNINI, N. MILONE & V. ZEULI, 2005. AdriaMed trawl survey information system (ATrIS): User Manual. *AdriaMed Technical Documents n°17*.
- HACUNDA J.S., 1981. Trophic relationships among demersal fishes in a coastal area of the Gulf of Maine. *Fish. Bull.*, 79: 775-788.
- HODGSON E. & J.I. SPICER, 2001. Subunit compositions of crustacean haemocyanins are species-specific: evidence from non-decapod species. *Comp. Biochem. Physiol. A* 128: 873-888.
- HOLDEN M.J. & D.E.S. RAITT, 1974. Manual of Fisheries Science. Part 2- Methods of resource investigation and their application. *FAO Fisheries Technical Paper* 115(1): 1-214
- HORWOOD J., 1993. The Bristol channel sole (*Solea solea* L.): a fishery case study. *Advances in Mar. Biol.* 29: 215-367.
- HYSLOP E.J., 1980. Stomach content analysis – a review of methods and their application. *J. Fish Biol.*, 17: 411-429.
- IMMESBERGER I. & T. BURMESTER, 2004. Phenoloxidase-like proteins of the tunicate *Ciona intestinalis* and the origin of the arthropod hemocyanin superfamily. *J. Comp. Physiol. B* 174: 169-180.
- JAENICKE E. & H. DECKER, 2004. Functional changes in the family of type 3 copper proteins during evolution. *ChemBiochem.* 5: 163-169.
- KUSCHE K & T. BURMESTER, 2001. Diplopod hemocyanin sequence and the phylogenetic position of the Myriapoda. *Mol. Biol. Evol.* 18: 1566-1573.
- MANGUM C.P., 1990. Inducible O₂ carriers in the crustaceans. In: Truchot J.P. & B. Lalou (eds) *Animal nutrition and transport processes*.

2. *Transport, respiration and excretion: comparative and environmental aspects*. Karger, Basel, Switzerland, pp 92–103.
- MANGUM C.P., 1993. Structural and functional polymorphism of the haemocyanin O₂ transport system of the sand fiddler crab *Uca pugilator*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 165: 133–141.
- MANGUM C.P., 1994. Subunit composition of hemocyanin of *Callinectes sapidus*: phenotypes from naturally hypoxic waters and isolated oligomers. *Comp. Biochem. Physiol. B* 108: 537–541.
- MANGUM C.P., 1996. Subunit composition of polymorphic hemocyanin in the decapod crustaceans: differences between sibling species. *Physiol. Zool.* 69: 568–585.
- MANGUM C.P. & J. GREAVES, 1996. Hemocyanins of the genus *Uca*: structural polymorphisms and native oligomers. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 199: 1–15.
- MANGUM C.P. & A.L. MCKENNEY, 1996. Subunit composition of the crustacean hemocyanins: divergence in incipient speciation. *Biol. Bull.* 191: 33–41.
- MANGUM C.P. & J.S. RAINER, 1988. The relationship between subunit composition and oxygen binding of blue crab hemocyanin. *Biol. Bull.* 174: 77–82.
- MANGUM C.P., J. GREAVES & J.S. RAINER, 1991. Oligomer composition and oxygen binding of the blue crab *Callinectes sapidus*. *Biol. Bull.* 181: 453–458.
- MANTOVANI M., V. SCALI & C. FROGLIA, 1992. Allozymic characterization and phyletic relationships among four species of the genus *Liocarcinus* STIMPSON 1871 (Crustacea Decapoda). *Zool. Anz.* 229: 237–247.
- MARKL J. & DECKER H., 1992. Molecular structure of the arthropod hemocyanins. In: Mangum C.P. (ed) *Blood and tissue oxygen carriers*, *Adv. Comp. Environ. Physiol.* 13. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp 325–376.
- MATIC-SKOKO S., B. ANTOLIC & M. KRALJEVIC, 2004. Ontogenetic and seasonal feeding habits of the annular seabream (*Diplodus annularis* L.) in *Zostera* sp. beds, Eastern Adriatic Sea. *J. Appl. Ichthyol.*, 20: 376–381.
- PAGOTTO G., C. PICCINETTI & M. SPECCHI, 1982. Censimento della popolazione di *Solea vulgaris* (Quensel, 1814) in Adriatico mediante marcatura. *Atti 1° seminario italiano sui censimenti faunistici*, Urbino, 21–22 Settembre 1982.
- PASSAMONTI M., M. MANTOVANI, V. SCALI & FROGLIA C., 1996/1997. Genetic differentiation of European species of *Liocarcinus* (Crustacea: Portunidae): a gene–enzyme study. *Zool Anz.* 235: 157–164.
- PINKAS L.M., S. OLIPHANT & I.L.K. IVERSON, 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. *Cal. Co. Fish and Game*, 152: 1–105.
- PONTI M., M. TUMEDEI, F. COLOSIO & ABBIATI M., 2006. Distribuzione dei popolamenti epibentonici sui fondali rocciosi (tegnùe) al largo di Chioggia (Venezia). *Biol. Mar. Mediterr.*, 13 (1): 625–628.
- RAINER J., C.P. MANGUM & GODETTE G., 1985. Subunit heterogeneity of the blue crab (*Callinectes sapidus*) hemocyanin along a salinity gradient. *Am. Zool.* 25: 47A.
- REESE J.E. & MANGUM C.P., 1994. Subunit composition and O₂ binding of the crustacean hemocyanins: interspecific relationships. *Biol. Bull.* 187: 385–397.
- RELINI G., J. BERTRAND & A. ZAMBONI, 1999. Synthesis of the knowledge on bottom fishery resources in central Mediterranean (Italy and Corsica). *Biol. Mar. Medit* 6 (suppl 1), 367 – 374.
- RIJNSDORP A.D. & B. VINGERHOED, 2001. Feeding of plaice *Pleuronectes platessa* (L.) and sole *Solea solea* (L.) in relation of the effects of bottom trawling. *Journal of Sea Research* 45, 219–229.
- RODRIGUEZ-RUIZ S., J.L. SANCHEZ-LIZASO, A.A. RAMOS-ESPLA, 2002. Feeding of *Diplodus annularis* in *Posidonia oceanica* meadows: ontogenetic, diel and habitat related dietary shifts. *Bull. Mar. Sci.*, 71 (3): 1353–1360.
- SARTOR P., M. SBRANA, N. UNGARO, C.A. MARANO, C. PICCINETTI & G.A. PICCINETTI MANFRIN, 2002. Distribution and abundance of *Citharus linguatola*, *Lepidorhombus boschii*, and *Solea vulgaris* (Osteichthyes: Pleuronectiformes) in the Mediterranean sea. *Sci. Mar.* 66 (Suppl. 2), 83 – 102.
- SCHMITT J., 2002. The influence of vertical zonation: differences in hemocyanin structure and function between two crab congeners. M.S. thesis, University of Oregon.
- SPICER J.I. & S.P. BADEN, 2001. Environmental hypoxia and haemocyanin between-individual variability in Norway lobsters *Nephrops norvegicus* (L.). *Mar. Biol.* 139: 727–734.
- SPICER J.I. & HODGSON E., 2003a. Between-population variation in haemocyanin subunit composition of the beachflea *Orchestia gammarellus* (Crustacea: Amphipoda). *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 83: 945–947.
- SPICER J.I. & HODGSON E., 2003b. Structural basis for salinity induced alteration in oxygen binding by haemocyanin from the estuarine amphipod *Chaetogammarus marinus* (L.). *Physiol. Biochem. Zool.* 76: 843–849.
- SULLIVAN B., J. BONAVENTURA & C. BONAVENTURA, 1974. Functional differences in the multiple hemocyanins of the horseshoe crab, *Limulus polyphemus*. *L. Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 71: 2558–2562.
- TERWILLIGER N.B., 1982. Effect of subunit composition on the quaternary structure of isopod (*Ligia pallasii*) hemocyanin. *Biochemistry* 21: 2579–2586.
- TERWILLIGER N.B., 1998. Functional adaptations of oxygen-transport proteins. *J. Exp. Biol.* 201: 1085–1098.
- TERWILLIGER N.B., L. DANGOTT & M. RYAN, 1999. Cryptocyanin, a crustacean molting protein: evolutionary link with arthropod hemocyanins and insect hexamerins. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 96: 2013–2018.
- TERWILLIGER N.B., R.C. TERWILLIGER, M. APPLESTEIN, C. BONAVENTURA & J. BONAVENTURA, 1979. Subunit structure and oxygen binding by hemocyanin of the isopod *Ligia exotica*. *Biochemistry* 18: 102–108.
- TORTONESE E., 1975. Fauna d'Italia *Osteichthyes*. *Calderini editore*, Bologna, 11, pp. 636.
- TRENTINI M., M.G. CORNI & FROGLIA C., 1989. The Chromosomes of *Liocarcinus vernalis* (Risso, 1916) and *Liocarcinus depurator* (L., 1758) (Decapoda, Brachiura, Portunidae). *Biol. Zent. Bl.* 108: 163–166.
- TRENTINI M., M.G. CORNI & C. FROGLIA, 1992. The chromosomes of *Carcinus mediterraneus* Czerniavsky, 1884, *Liocarcinus maculatus* (Risso, 1827) and *Necora puber* (L., 1767) (Decapoda, Brachyura, Portunidae). *Zool. Anz.* 228: 39–44.
- VAN HOLDE K.E., K.I. MILLER & H. DECKER, 2001. Hemocyanins and invertebrate evolution. *J. Biol. Chem.* 276: 15563–15566.
- ZAVATARELLI, F. LAICICH, D. BREGANT, A. RUSSO & A. ARTEGIANI, 1998. Climatological biogeochemical characteristics of the Adriatic Sea. *Journal of Marine Systems* 18: 227–263.

1.4 ECOLOGIA STORICA DELL'ALTO ADRIATICO E DELLA LAGUNA DI VENEZIA

A cura di: Dott. Saša Raicevich, Dott. Tomaso Fortibuoni, Dott.ssa Marianna Bullo, Dott. Michele Romanelli, Dott. Otello Giovanardi

1.4.1. ATTI DEL II WORKSHOP INTERNAZIONALE *HISTORY OF MARINE ANIMAL POPULATIONS* DEL MEDITERRANEO E MAR NERO: “LE INTERAZIONI TRA UOMO ED AMBIENTE NEL MEDITERRANEO DALL'EPOCA ROMANA AL XIX SECOLO: UNA VISIONE STORICA ED ECOLOGICA DELLE ATTIVITÀ DI PESCA”

Tratto da: GERTWAGEN R. RAICEVICH S., FORTIBUONI T, GIOVANARDI O., 2008 (Ed. a cura di), “Le interazioni tra uomo ed ambiente nel Mediterraneo dall'Epoca Romana al XIX secolo: una visione storica ed ecologica delle attività di pesca”, Atti II Workshop Internazionale *History of Marine Animal Populations* del Mediterraneo e Mar Nero. Chioggia, 27-29 settembre 2006. Suppl. Quaderni ex-ICRAM, 219 pp.

Questo articolo sintetizza i contributi presentati nell'ambito del workshop internazionale “Le interazioni tra uomo ed ambiente nel Mediterraneo dall'Epoca Romana al XIX secolo: una visione storica ed ecologica delle attività di pesca” (*Human-environment interactions in the Mediterranean Sea since the Roman period until the XIX century: an historical and ecological perspective on fishing activities*). Il workshop, della durata di tre giorni, si è tenuto a Chioggia (Venezia, Italia) nel mese di settembre 2006 ed è stato realizzato grazie al supporto della sezione europea del *Census of Marine Life* (EuroCoML - Censimento della Vita Marina), della Regione Veneto e dell'Associazione “Tegnùe di Chioggia” - onlus nella persona del presidente Piero Mescalchin. L'organizzazione è stata curata da Ruthy Gertwagen (Università di Haifa, Israele) e da Otello Giovanardi e Saša Raicevich dell'ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale - ex ICRAM) di Chioggia. L'incontro è stato ospitato presso Palazzo Grassi, sede del Corso di Studio in Biologia Marina dell'Università di Padova, grazie al sostegno della responsabile Maria Berica Rasotto.

Le traduzioni dei testi originali in inglese e la veste grafica del volume che raccoglie gli atti sono state curate da Saša Raicevich e Tomaso Fortibuoni (ISPRA) con la collaborazione tecnica di Piero Mescalchin (Associazione “Tegnùe di Chioggia”). Il volume è disponibile in versione digitale al sito internet: <http://www.tegnue.it/Il%20mare%20Come%20era.pdf>.

Il workshop è stato organizzato nell'ambito del progetto internazionale di storia dell'ambiente *History of Marine Animal Populations* (HMAP - Storia delle Popolazioni Marine). HMAP è un progetto internazionale il cui principale obiettivo è lo studio della storia della vita negli oceani e delle interazioni tra uomo e mare, e si basa quindi su dati ed informazioni che descrivono lo stato degli oceani prima e dopo che l'azione dell'uomo diventasse significativa. Si tratta di un nuovo settore di ricerca che ha preso vita nel 2001 con un progetto della durata di 10 anni che si colloca nell'ambito del progetto globale *Census of Marine Life*. È un'iniziativa multi ed inter-disciplinare che integra storia, archeologia, oceanografia ed ecologia e che ha come obiettivo contribuire a migliorare la nostra conoscenza dei processi di erosione della biodiversità, della distribuzione e abbondanza della vita nel mare a livello globale e dei suoi cambiamenti nel lungo termine, analizzando con particolare attenzione il ruolo giocato dalle interazioni tra fattori antropici e naturali nel guidare l'evoluzione degli ecosistemi marini. Se consideriamo che a livello globale molti degli stock ittici di maggior valore sono in declino se non, in alcuni casi, addirittura estinti localmente, ci rendiamo conto di come l'approccio di HMAP rappresenti un'opportunità per valutare l'attuale stato di salute degli oceani e definire le future politiche di gestione dell'ambiente.¹ Il bacino del Mediterraneo è stato incluso nel progetto nel 2004 in occasione del workshop tenutosi a Barcellona, Spagna.²

Il contesto

Il Mediterraneo si estende dallo Stretto di Gibilterra ad ovest al Mar Nero ad est. Il Mar Nero è considerato un sottosistema del Mediterraneo malgrado si tratti di un mare semi-chiuso su cui si affacciano territori che non sono in comunicazione diretta con il Mediterraneo. Il Mar Nero è diventato un mare salato meno di 10.000 anni fa, quando le acque del Mediterraneo si sono aperte una breccia attraverso il Bosforo e vi si sono riversate. Da circa 7-5.000 anni la fauna marina è costituita per la maggior parte (80%) da specie del Mediterraneo.³ Inoltre, tra Mediterraneo e Mar Nero vi è storicamente una connessione politica, culturale

ed economico-commerciale, che comprendeva anche le attività di pesca e il commercio del pesce.

Sia il Mediterraneo che il Mar Nero hanno rappresentato, sin dalla preistoria, un'importante fonte di risorse per le nazioni che vi si affacciano e i prodotti del mare sono sempre stati molto richiesti nell'entroterra europeo. Questi ecosistemi hanno un notevole valore ambientale dal momento che ospitano un'elevata biodiversità.⁴ Alcune specie come il tonno rosso (*Thunnus thynnus*) sono apprezzate sin dall'antichità, come documentano le tradizionali tonnare in azione nel Mediterraneo da tempo immemorabile,⁵ che testimoniano tra l'altro come la diffusione e l'abbondanza di questa specie fossero ben diverse dallo stato attuale di sovra-sfruttamento. Se consideriamo inoltre che questi due ecosistemi ospitavano in passato altre specie di elevate dimensioni come la foca monaca (*Monachus monachus*), la tartaruga di mare (*Caretta caretta*), squali, mammiferi e uccelli marini, ci rendiamo conto di come il Mediterraneo e il Mar Nero siano oggi poco più dell'ombra di un passato che tuttora non conosciamo pienamente.⁶ L'abbondanza, la distribuzione e la composizione delle popolazioni marine sono profondamente cambiate come conseguenza di variazioni e fluttuazioni ambientali, ma soprattutto a causa dell'impatto dell'uomo.⁷

La pesca è considerata la principale forzante antropica che storicamente ha alterato la struttura e il funzionamento degli ecosistemi da migliaia di anni, attraverso la rimozione di predatori apicali e specie chiave.⁸ In Mediterraneo e nel Mar Nero lo sfruttamento delle risorse in acque costiere risale al Neolitico e si è intensificato nei secoli fino ad oggi.⁹ Già in Epoca Romana il sovra-sfruttamento delle risorse acquatiche era comune e nel I secolo d.C. la maggior parte del pesce consumato nella penisola italiana proveniva dalle colonie del Mediterraneo e del Mar Nero. La foca monaca, ad esempio, ecologicamente estinta nel Mediterraneo occidentale e nel Mar Nero, fu vittima di un deliberato sterminio fin dall'Epoca Romana.¹⁰ Attualmente un piccolo numero di individui sopravvive lungo la costa della Tunisia e del Mediterraneo orientale grazie a progetti di conservazione messi in atto nell'Egeo e nello Ionio, che proteggono tra l'altro anche la tartaruga marina *Caretta caretta*, altra specie che nel Mediterraneo occidentale è minacciata.¹¹

L'uomo rappresenta tutt'oggi la principale forzante in grado di alterare l'ecosistema mediterraneo. Attualmente sono molto diffuse pratiche di pesca non sostenibili che fanno uso di attrezzi ad elevato impatto ambientale.¹² Altre fonti di disturbo antropico includono: alterazione e distruzione degli habitat a seguito di bonifiche; eutrofizzazione ed inquinamento sia organico che inorganico; utilizzo di esplosivi; inquinamento acustico prodotto da imbarcazioni a motore;¹³ la presenza di specie invasive sia introdotte intenzionalmente che accidentalmente, come le specie provenienti dal Mar Rosso (specie Lessepsiane, entrate nel Mediterraneo in seguito all'apertura del Canale di Suez nel XIX secolo), o le specie trasportate nelle acque di zavorra a partire dall'inizio del XX secolo.¹⁴

Obiettivi del workshop

I principali obiettivi del workshop possono essere riassunti nei seguenti punti: descrivere le attività di pesca a partire dall'Epoca Romana, quando l'intero Mediterraneo e il Mar Nero erano sotto l'Impero Romano, fino al XIX secolo, prima del completamento delle prime fasi dello scavo del Canale di Suez, nel 1869, e prima dell'introduzione del motore e di attrezzi meccanici avvenuta nel secolo successivo. Il fine era studiare e valutare come sono cambiati il mar Mediterraneo e le comunità marine che vi vivono, e cercare di capire se questi cambiamenti possono spiegare l'ecosistema che conosciamo oggi. Questa ricerca è stata affrontata attraverso un approccio multi-disciplinare che integra fonti storiche, archeologiche, documenti artistici, scienze ecologiche, informazioni riportate dai naturalisti e dati scientifici. Al workshop hanno quindi partecipato storici, archeologi, oceanografi, biologi marini ed ecologi. Dal momento che il Mediterraneo è un ecosistema complesso sono stati analizzati una serie di sottosistemi: il Nord Africa, il mar Catalano, la Francia meridionale, la Laguna di Venezia, il mare Adriatico, l'Egeo e il Mar Nero. Per ciascun sottosistema sono state affrontate tre tematiche principali:

- 1) lo studio delle interazioni dinamiche tra attività di pesca, commercio e gestione delle risorse e dell'influenza che queste attività hanno esercitato sui cambiamenti della diversità, distribuzione e abbondanza delle popolazioni marine;
- 2) l'identificazione delle specie e delle componenti ecosistemiche che hanno subito cambiamenti a partire dall'Epoca Romana;
- 3) la definizione del contesto metodologico multidisciplinare per confrontare modelli e processi di erosione della biodiversità che riguardano le popolazioni marine e gli habitat del Mediterraneo.

Un altro obiettivo era inoltre quello di sensibilizzare l'opinione pubblica nei confronti dei processi degenerativi che stanno interessando, con sempre maggiore intensità, gli ecosistemi e le reti trofiche del Mediterraneo e del Mar Nero, allo scopo di favorire l'adozione di misure di conservazione e ripristino ecologico.

I contributi

I contributi sono organizzati in tre sezioni. La prima comprende sei articoli che trattano vari aspetti riguardanti le attività di pesca, il commercio e la gestione della pesca, le barche e gli attrezzi utilizzati, oltre a descrivere le popolazioni marine e il loro habitat in Nord Africa, in Francia meridionale e nell'Egeo.

Athena Trakadas, archeologa marina, descrive la pesca litoranea in Nord Africa dal Tardo Romano Impero (III-IV secolo d.C.) al XII secolo, dal Marocco all'Egitto, in termini di equipaggiamento e tecniche utilizzate, specie catturate e principali aree sfruttate. Tra le fonti utilizzate da Trakadas vi sono testi tradotti, rappresentazioni pittoriche e dati archeologici. L'autrice evidenzia come testimonianze archeologiche sulla pesca e sulle attività ad essa connesse risalgono prevalentemente all'Epoca Romana e Tardo Romana, mentre per l'Epoca Bizantina è l'iconografia a fornire maggiori informazioni. Trakadas sottolinea inoltre l'esistenza di una grande lacuna tra le fonti che risalgono all'Epoca Tardo Romana e Bizantina ed il Medioevo (X-XII secolo), legata al fatto che ha utilizzato solamente testi tradotti. L'autrice denuncia una diffusa carenza di informazioni di tipo storico ed archeologico in Marocco, Algeria, Libia ed Egitto, luoghi in cui fino ad ora sono state condotte poche ricerche. L'autrice comunque sottolinea, a ragione, che la mancanza di testimonianze non significa necessariamente che queste attività non fossero praticate in determinati periodi. Da queste considerazioni emerge la necessità di investire maggiori risorse in questo campo di ricerca.

Maria Lucia De Nicolò, storica della pesca, sostiene che la pesca in mare e le attività ad essa connesse sono state abbandonate durante il Medioevo per essere poi riprese in Epoca Moderna. L'autrice si basa su un saggio di un autore del Rinascimento, stampato nel 1523, che elenca le principali specie di pesce che costituivano la gastronomia dell'epoca e che lamenta sia lo scarso consumo di pesce di mare, che la perdita della conoscenza delle "antiche" tecniche di pesca, ad es. quelle dell'Epoca Romana. Infatti, al contrario di quanto accadeva in Epoca Romana durante cui si faceva un consumo abituale di pesce, nel Medioevo vi fu un cambiamento radicale delle abitudini alimentari. Durante la Quaresima non era più obbligatorio sostituire la carne con il pesce, e anche quando veniva mangiato pesce si trattava, in genere, di specie di acqua dolce (escluse anche le specie lagunari). Di conseguenza andarono perdute sia le tecniche di pesca in mare che le tecniche di allevamento di alcune specie che facevano parte della cucina Romana. Il pesce di mare era consumato raramente durante il Medioevo ed era comunque prerogativa delle classi più agiate. De Nicolò sostiene che alimentarsi di pesce di mare tornò ad essere popolare nella seconda metà del XVI secolo, come conseguenza di variazioni politiche, economiche, climatologiche e sociali. Inoltre, grazie all'introduzione di innovative tecniche di conservazione che utilizzavano il ghiaccio, diventò possibile trasportare il pesce per lunghe distanze. Nel XVI e XVII secolo, grazie all'adozione di nuovi strumenti e barche per la pesca, fu possibile spostarsi da una pesca costiera ad una pesca in mare aperto. L'autrice afferma che la vera rivoluzione della pesca in mare ebbe luogo a metà del XVII secolo, quando si iniziò a pescare in coppia con imbarcazioni decisamente più piccole di quelle utilizzate in passato, con le quali venivano trainate reti a strascico.

Katia Frangouides, esperta di storia economica e sociale, si occupa degli aspetti sociali della gestione della pesca raccontando la storia dei *Prud'homies* dall'inizio dell'Età Moderna al XIX secolo. I *Prud'homies* sono un'antica organizzazione di pescatori della costa mediterranea francese nata a Marsiglia. I primi documenti che ne attestano l'esistenza risalgono al XV secolo e contengono riferimenti anche al XIV secolo. Successivamente fu ufficialmente riconosciuta come organizzazione di pescatori e legalizzata nel XVII secolo attraverso un'ordinanza regale (1680). Frangouides sostiene che si trattasse di un'istituzione paternalistica che si occupava più della gestione delle persone che delle risorse. Le risorse marine infatti erano estremamente variabili e difficili da quantificare, mentre i rendimenti della pesca potevano essere controllati. Il principio base su cui si fondava questa organizzazione era assicurare a ciascuno il diritto di trarre sostentamento dalla pesca. Venivano inoltre eletti dei *Prud'hommes* che godevano del potere di stabilire le regole "per prevenire scontri". Queste regole divennero presto la legge della comunità, e rappresentavano più che altro la codifica in norme di usi e costumi. Frangouides conclude asserendo che i poteri devoluti ai *Prud'hommes* erano straordinari se

considerati nell'ambito della legge costituzionale della Repubblica Francese. Si trattava di organizzazioni decentralizzate e partecipative. Dopo la Rivoluzione le autorità francesi tentarono invano ben due volte di estendere queste istituzioni, riconosciute ufficialmente nel 1790 attraverso un decreto dell'Assemblea Nazionale Costituente, all'intero territorio nazionale, e nel 1859 i *Prud'homies* vennero definiti come una "comunità di possessori di barche". Queste organizzazioni sopravvivono e svolgono ancora un ruolo attivo, malgrado la loro autorità sia andata progressivamente riducendosi.

José-Luis Cortés, archeologo, prende in esame attraverso fonti pittoriche varie tipologie di imbarcazione in uso tra il XVII e il XX secolo nel Golfo del Leone, da Marsiglia al confine Catalano. Si tratta sia di imbarcazioni costiere che lagunari della Linguadoca. L'autore ne descrive l'architettura navale, adattata a ciascun particolare ambiente acquatico sia lagunare che marino, e descrive gli attrezzi e le tecniche di pesca. Descrive inoltre le rotte di migrazione delle barche da un'area ad un'altra, in particolare tra la Catalogna e il Golfo del Leone, che hanno contribuito allo scambio di conoscenze tra gli artigiani che lavoravano nei piccoli cantieri navali. Queste migrazioni hanno inoltre avuto il merito di incoraggiare evoluzioni tecnologiche, che si svilupparono nelle diverse aree in funzione delle caratteristiche geografiche (tipo di costa) ed economiche (tipo di pesca) peculiari. Si tratta di un approccio in grado di fornire informazioni importanti, anche perché al momento non sono stati ritrovati resti di queste imbarcazioni.

I due articoli successivi di questo gruppo descrivono la pesca in Grecia e nell'Egeo dal XVI al XIX secolo come attività economica e come fonte di cibo per l'alimentazione. Entrambi i ricercatori greci, uno dei quali è uno storico economico e sociale, mentre l'altro è un etnologo che si occupa di materiale storico, lamentano la carenza di ricerche sistematiche sulla pesca in Grecia, fatto senza dubbio inusuale in una nazione come la Grecia la cui storia è strettamente legata al mare sin dall'antichità. Un'ulteriore difficoltà è rappresentata dal fatto che dopo l'insediamento dello stato greco nel 1830 le isole dell'Egeo non appartenevano più all'Impero Ottomano e quindi ad un unico sistema amministrativo, ma divennero soggette a diversi stati ed amministrazioni e di conseguenza a diversi sistemi di tassazione. Lo studio di documenti che riguardano la pesca richiede quindi una ricerca approfondita presso gli archivi diffusi in tutta la Grecia. Dimitris Dimitropoulos si occupa del periodo storico che va dal XVII secolo alla prima metà del XIX secolo, quando la Grecia e le sue isole appartenevano all'Impero Ottomano. In questo studio si avvale di documenti turchi tradotti in greco e presenta lo stato dell'arte sulle informazioni raccolte e attualmente utilizzate dagli storici economici, che comprendono principalmente decreti normativi del Sultano Ottomano per la tassazione della pesca e del commercio di pesce. Si tratta di documenti simili ai *tarifa* delle comunità cristiane dell'Egeo e di resoconti di viaggiatori. Questi documenti contengono informazioni sulle specie pescate, sull'acquacoltura e sui metodi ed equipaggi per la pesca. Una delle conclusioni più interessanti cui giunge l'autore è che la pesca nell'Egeo non era in grado di soddisfare le esigenze alimentari degli isolani, malgrado fosse praticata con ottimi risultati in alcune aree altamente produttive. Uno dei motivi è che i prezzi, stabiliti dalle autorità, erano in genere molto alti. I pesci di grossa taglia ed i pesci conservati sotto sale erano infatti molto costosi, con prezzi simili o addirittura superiori alla carne di agnello. Evdokia Olympitou, che si è occupata di queste tematiche per il periodo successivo all'indipendenza della Grecia, evidenzia come la situazione non sia sostanzialmente cambiata sotto il governo greco sebbene nel XIX secolo gli abitanti delle isole mostrassero maggior interesse verso il mare, sia per il commercio e gli spostamenti, che per la costruzione di nuovi insediamenti. Fu così che gran parte della popolazione si spostò dai centri urbani all'interno delle isole alle aree costiere. Come nel periodo precedente, però, l'agricoltura e l'allevamento rimanevano le principali attività di sussistenza, mentre la caccia e la pesca rivestivano un ruolo secondario legato a differenze tra le classi sociali. Infatti le classi sociali più povere, che non potevano permettersi la carne o il pesce di taglia elevata o importato, vivevano di pesce poco costoso, come le sardine fresche o salate e lo sgombro. La pesca rivestiva un ruolo secondario anche nell'economia delle isole. Non si formarono mai comunità di pescatori e la pesca non attrasse mai grandi fondi e forza lavoro, con la conseguenza che non vi furono innovazioni per quanto riguarda le barche da pesca. Entrambi i ricercatori fanno fatica a spiegare queste evidenze basandosi sulle attuali conoscenze. Olympitou sostiene che il quadro delineato dipende principalmente dal fatto che le fonti analizzate non sono coerenti ed esaustive. Per quanto possa sembrare strano, comunque, per molti aspetti le cose non sono molto cambiate nemmeno oggi, dal momento che prevalgono tuttora forme di pesca e di organizzazione del lavoro non industriali basate sull'utilizzo di piccole barche a motore.

La seconda sezione degli Atti del Workshop include cinque articoli che si occupano della descrizione sia qualitativa che quantitativa delle catture, del commercio e degli andamenti delle popolazioni marine, con lo scopo di identificare specie e componenti ecosistemiche che sono state soggette a cambiamenti a partire dell'Epoca Classica in ciascun sottosistema del Mediterraneo.

Tønnes Bekker-Nielsen, storico che si occupa del periodo che va dall'Epoca Arcaica all'inizio dell'Epoca Bizantina, riporta i risultati di uno studio sugli aspetti sia qualitativi che quantitativi della storia della fauna del Mar Nero. L'articolo fornisce una panoramica sullo stato attuale delle conoscenze sulle risorse marine e sul loro sfruttamento, oltre che sulle relative fonti sia letterarie che archeologiche, tra il V secolo a.C., periodo durante il quale da questa regione venivano esportate grandi quantità di prodotti ittici diretti ad Atene e ad altri mercati dell'Egeo, e il IV secolo d.C. L'autore discute il ruolo giocato sia dai fattori ambientali, come la salinità e le variazioni di temperatura, sia dalle attività dell'uomo. Lo sfruttamento commerciale delle risorse marine nel Mar Nero iniziò durante l'Epoca Classica e proseguì per tutta l'Epoca Ellenistica, mentre assunse scala industriale in Epoca Romana. Le fonti dell'Epoca Classica ed Ellenistica parlano solo del *tarichos* (pesce salato), e le evidenze archeologiche degli stabilimenti di lavorazione del pesce in Crimea indicano che il *garum/garos* (salsa di pesce) era prodotto esclusivamente in Epoca Romana, un periodo in cui la domanda dei mercati del Mediterraneo stava crescendo. Molto probabilmente entrambi i prodotti erano trasportati per le vie del Mediterraneo in botti caricate sulle barche. Bekker, comunque, sottolinea l'importanza di approfondire queste ricerche per capire l'impatto sugli stock ittici e ottenere un quadro più dettagliato della storia della fauna del Mar Nero. Dal momento che i fondali anossici del Mar Nero rappresentano un ottimo ambiente per la conservazione di resti di pesce e di altro materiale organico, Bekker suggerisce di esplorare le potenzialità offerte dall'analisi dell'archeofauna nelle carote di sedimento.

Il successivo articolo si occupa della storia di una specie particolare, il pesce pappagallo, *Sparisoma cretense*. Andrea Bullock, biologa, si avvale di dati archeologici, biologici, letterari e pittorici. Queste informazioni storiche dimostrano che lo *Sparisoma cretense* era un alimento di lusso molto apprezzato che veniva consumato fresco durante l'Epoca Greco-Romana. Numerose fonti letterarie ne attestano la reputazione e l'elevato prezzo, anche se la sua scarsa rappresentazione negli affreschi e nei mosaici rimane tuttora un enigma. Questa specie, ampiamente distribuita nell'Egeo e nel Dodecaneso, fu volutamente importata nel mar Tirreno nel I secolo a.C. I documenti storici, comunque, non forniscono informazioni sui metodi di pesca utilizzati per la sua cattura. Sebbene non vi siano informazioni quantitative sulle catture di questa specie prima del XIX secolo, dettagli qualitativi possono essere ricavati da fonti storiche e archeologiche.

Sabine Florence Fabijanec, studiosa di storia marittima del periodo iniziale dell'Epoca Moderna, si occupa invece di pesca e commercio del pesce lungo la costa della Dalmazia alla fine del Medioevo, alla fine del XV secolo e durante il XVI secolo. L'autrice sottolinea l'elevata disponibilità presso gli Archivi Statali della Croazia di materiale archivistico e di storiografia moderna, che forniscono informazioni sulla pesca e il mondo marittimo in Croazia nel tardo Medioevo. Grazie a queste fonti è possibile ricostruire ampiamente molti aspetti della pesca: aree sfruttate, tecniche, dati qualitativi e quantitativi delle catture, corporazioni, consuetudini dei mercati del pesce e del suo commercio.

Alfons Garrido e Juan Luis Alegret, storici marittimi che si occupano degli aspetti sociali della pesca, discutono lo sviluppo storico della pesca nella regione dell'Empordà, area situata a nord-est del Principato della Catalogna in Spagna, nel periodo compreso tra il XIV e il XVIII secolo, approfondendo aspetti quali le tecniche e gli attrezzi da pesca, le abitudini alimentari e la gestione della pesca. Gli autori affrontano l'argomento in chiave sociale, focalizzando la loro attenzione su un fenomeno particolare che ha caratterizzato la comunità di pescatori di Empordà, un'area in cui il mare riveste un ruolo fondamentale per la vita sociale, economica e culturale. Una delle tesi che sostengono è che siccome la pesca non forniva grandi prospettive d'impiego e nemmeno possibilità di espansione, i pescatori catalani cambiavano spesso attività a seconda delle condizioni del momento. Di conseguenza nei documenti storici risulta difficile distinguere tra pescatori professionisti e non. Nell'Empordà il continuo turn-over tra pesca e navigazione avvenne tra il XIV e il XVII secolo. Solo in seguito all'industrializzazione della pesca, che in Catalogna ebbe luogo all'inizio del XX secolo, ed alla diffusione delle reti a strascico con conseguente aumento delle catture e dei profitti, i pescatori cominciarono ad occuparsi esclusivamente di pesca. Entrambi i ricercatori

sono comunque d'accordo nell'affermare che questa ricostruzione è parziale, e che sono necessari ulteriori studi storici e sociali sull'evoluzione della pesca in Catalogna e, in generale, sulle strategie di sussistenza dei lavoratori costieri, con particolare riferimento ai pescatori di Empordà.

L'ultimo articolo di questa sezione è stato scritto da Fabrizio Serena, Cecilia Mancusi e Marino Vacchi, biologi marini, e affronta il tema delle specie minacciate del Mediterraneo concentrandosi sui selaci (squali e razze), classe di pesci gravemente impattata a livello globale dal sovra-sfruttamento. In particolare l'articolo si occupa della valutazione del loro stato di conservazione e delle azioni internazionali messe in atto per la loro tutela. Gli autori riportano informazioni tratte dalla lista rossa dell'*International Union for the Conservation of Nature* (Unione Internazionale per la Conservazione della Natura) sullo stato di conservazione e di sfruttamento delle tre principali specie protette del Mediterraneo, lo squalo elefante *Cetorhinus maximus*, il diavolo di mare *Mobula mobular* e lo squalo bianco *Carcharodon carcharias*. I tre ricercatori presentano le Convenzioni e gli Accordi internazionali per la conservazione della natura, e in particolare per la protezione dei selaci. Nell'articolo vengono affrontati i problemi connessi alla pesca di squali e razze e sono brevemente descritti i Piani d'Azione Internazionali per la Conservazione dei Selaci (in particolare l'IPOA-Sharks). Gli autori inoltre discutono alcuni dettagli della proposta di un Piano d'Azione Italiano per la conservazione di questo gruppo di pesci nel Mediterraneo (il progetto MedLEM e la Guida per l'Identificazione sul Campo della FAO).

L'ultima sezione degli Atti del Workshop contiene quattro articoli che si occupano dell'identificazione di una metodica multidisciplinare per lo studio dei processi di erosione della biodiversità delle popolazioni marine e dei loro habitat nel Mediterraneo.

Ruthy Gertwagen, storica marittima e archeologa marina che si occupa dell'Epoca Bizantina, Medioevale e dell'inizio dell'Epoca Moderna, rivisita la comune credenza secondo la quale durante il Medioevo si consumava principalmente carne, considerata molto nutritiva, mentre il pesce, quello di mare in particolare, era consumato soprattutto durante la Quaresima. Come conseguenza di questa abitudine alimentare l'arte della pesca sarebbe stata abbandonata durante il Medioevo per essere poi ripresa solo nel XVI secolo. Gertwagen si avvale di un approccio multidisciplinare che integra diverse fonti che coprono un periodo che va dal VII secolo al 1500: documenti storici, archivistici e pubblicati, nonché evidenze archeologiche ed artistiche. Queste fonti si riferiscono principalmente al Mediterraneo orientale, con alcuni cenni anche al bacino occidentale, e sottolineano come in realtà vi sia una continuità per quanto riguarda i metodi di pesca, come ad esempio l'uso di lanterne per attrarre il pesce per la pesca notturna. Le fonti inoltre forniscono informazioni sul commercio del pesce sia nel Mediterraneo che nel Mar Nero e testimoniano come le persone che si occupavano di attività connesse al mare, ed in particolare i marinai, fossero ben consapevoli delle qualità nutritive e salutari del pesce. Sebbene le fonti riportate da Gertwagen siano frammentarie, dall'articolo emerge chiaramente la necessità di una ricerca multidisciplinare che comprenda il periodo Medioevale e l'inizio dell'Epoca Moderna fino al 1500, per far luce sulla storia della pesca nel Mediterraneo e nel Mar Nero ed in particolare sugli effetti su popolazioni e habitat.

Il secondo articolo evidenzia l'importanza del metodo multidisciplinare che integra fonti storiche, statistiche, antropologiche, scientifiche ed ecologiche per definire un punto di riferimento rappresentativo dell'abbondanza e distribuzione delle specie marine nel passato. Saša Raicevich, Tomaso Fortibuoni e Otello Giovanardi, biologi ed ecologi marini, si occupano dell'estirpazione di specie minacciate del Mediterraneo, proponendo il caso studio dei selaci nell'Adriatico. Questo gruppo di pesci è stato scelto in quanto particolarmente sensibile alla pesca, considerata la principale causa del loro declino a livello mondiale. Allo scopo i tre autori confrontano dati quali-quantitativi che provengono dalle descrizioni di tre naturalisti del XIX secolo, che includono informazioni sulla morfologia, la taglia massima, la tassonomia, il nome volgare in diverse aree, il comportamento, la distribuzione spaziale, la frequenza e le metodologie di pesca di ciascuna specie, con dati sulla composizione specifica dei selaci provenienti da campagne di pesca a strascico del 1948 e 1998. Gli autori concludono che applicare questo approccio ad altre specie/*taxa* permetterebbe di estendere questo tipo di analisi dal livello di specie al livello di comunità ed ecosistema, passo fondamentale per estrarre informazioni sui cambiamenti che hanno riguardato la struttura e il funzionamento delle reti trofiche negli ultimi secoli. La speranza è che mediante un approccio di questo tipo si possano determinare degli obiettivi gestionali concreti per l'immediato futuro prevenendo l'esaurimento delle risorse marine.

L'articolo successivo si occupa delle attuali strategie informative per la gestione e l'uso di dati storici di pesca mediante opportuni database. Salvatore Rino Coppola, ex coordinatore del programma sulle risorse ittiche del Dipartimento Pesca della FAO, enfatizza l'importanza delle tecnologie di informazione concepite, nell'accezione più ampia del termine, come un aiuto per il lavoro quotidiano di ricercatori e scienziati (biologi, storici, archeologi, antropologi, ecc.) nel reperire e gestire le informazioni ed implementare le conoscenze relative alla pesca nel Mediterraneo. Questi sistemi possono essere utili anche per costruire modelli, formulare teorie e testare ipotesi. L'autore espone i problemi che vanno affrontati e illustra i passi da seguire per arrivare ad integrare i singoli database esistenti.

L'articolo di Coppola introduce l'ultimo lavoro presentato al workshop da Simone Libralato, Donata Melaku Canu e Cosimo Solidoro, ricercatori che si occupano di ecologia numerica e applicazione di modelli matematici nel contesto della ricerca ecologica. Gli autori passano in rassegna le possibilità offerte da diverse tecniche analitiche per l'integrazione ed interpretazione di dati provenienti da fonti eterogenee, che sono spesso discontinui e di natura quali-quantitativa. Si tratta di una tipologia di dati utilizzata nel contesto di progetti che presentano un approccio multidisciplinare, come HMAP. Di conseguenza la disamina delle limitazioni e potenzialità offerte da questa tipologia di dati rappresenta un argomento di particolare utilità nella definizione delle metodologie e obiettivi della ricerca corrente. Questo articolo ha come scopo quello di introdurre uno dei principali obiettivi del workshop: identificare finalità, argomenti di rilievo e priorità per il lavoro futuro, cui seguirà lo sviluppo delle opportune metodologie analitiche.

Note

¹ Informazioni dettagliate sullo stato delle risorse ittiche e sulla biomassa degli stock coprono un arco di tempo inferiore ai 30 anni: PINNEGAR J.K & G.H ENGELHARD, 2007, "The 'shifting baseline' Phenomenon: a global perspective", *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 18: 1-16 e Fig. 3; per informazioni sugli obiettivi e le metodologie di HMAP vedere: HOLM P., T.D. SMITH & D.J. STARKEY (eds.), "The Exploited Seas: New Directions for Marine Environmental History", International Maritime Economic History Association, Maritime Studies, Research Unit, 2001; <http://hmap.ruc.dk/about/>; HMAP rappresenta la componente storica del progetto globale di ricerca *Census of Marine Life* (CoML), che ha come principale obiettivo rispondere alle tre domande: Cosa viveva, cosa vive e cosa vivrà negli oceani? <http://www.coml.org/aboutcoml.htm>.

² Il rapporto e gli abstract di questo workshop si possono trovare al seguente indirizzo:<http://hmap.ruc.dk/projects/m&cb>. *Atti del II Workshop Internazionale HMAP del Mediterraneo e Mar Nero* 14

³ KIDEYS A.E., 2004, "History of Marine Populations in the Black Sea", Mediterranean History of Marine Animal Population HMAP-Med Workshop, Barcellona, 20-22 settembre 2004, <http://hmap.ruc.dk/projects/m&cb/Documents/kideys.pdf>-icrosoft.

⁴ BIANCHI C.N. & C. MORRI, 2000. "Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research". *Marine Pollution Bulletin* 40 (5): 367-376.

⁵ FLORIDO D., "The Bio-economic Crisis of 'Almadraba' (Tuna Trap-net) Fishing from the 14th to the 19th Centuries: Economic, Social, Political and Ideological Factors", *Ibid*.

⁶ MOTT L., "2004 HMAP-Med Barcelona Workshop Summary" in http://hmap.ruc.dk/projects/m&cb/documents/workshop%20summary_med.pdf.

⁷ Sala E., 2004. "The past and present topology and structure of Mediterranean sub tidal rocky shore food webs". *Ecosystems*, 7: 333-340.

⁸ JACKSON J.B.C., M.X. KIRBY, W.H. BERGER, K.A. BJORN DAL, L.W. BOTS FORD, B.J. BOURQUE, R.H. BRADBURY *et al.*, 2001. "Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems". *Science*, 293: 629-637.

⁹ MORALES A., "Fishing down the food web in Iberian prehistory? A new look at the fishes from Cueva de Nerja (Malaga, Spain)", in http://hmap.ruc.dk/projects/m&cb/Scientific/Workshop_presentations.html; MORALES A., A. EKATERINA, ALUNA & E. ROSELLO, "An ichthyoarchaeological survey of the ancient fisheries from the Northern Black Sea Coast", report non pubblicato scaricabile su <http://hmap.ruc.dk/projects/m&cb/documents>.

¹⁰ JOHNSON W.M., LAVIGNE D.M., 1999, "Monk Seals in Antiquity. The Mediterranean Monk Seal (*Monachus monachus*) in Ancient History and Literature", *Mededeligen*, 35, Netherlands Commission for International Nature Protection; KIRAC C.O., 2001, "Witnessing the monk Seals' Extinction in the Black Sea", *The Monachus guardian*, 4(2).

¹¹ EU. European Union. DGXI. "LIFE-Nature Project. Conservation programme for the Ionian Sea region concerning habitats of species threatened with extinction (LIFE92NAT/GR/013800)", WWF Greece. 01-OCT-1992 – 01-DEC-1995; REES A.F. E. TZOVALI, & D. MARGARITOU LIS, 2001, "Conservation Activities for Protection of the Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*) in Kyparissia Bay, Greece during 2001", <http://members.seaturtle.org/totem/Archelo/abstracts/45.pdf>; MARGARITOU LIS D. & A.F. REES, "Loggerhead Nesting Effort and Conservation Initiatives at the Monitored Beaches of Greece during 2002", <http://members.seaturtle.org/totem/Archelo/abstracts/29.pdf>.

¹² TUDELA S., 2004, "Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats", *Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean*, 2004, 74.

¹³ WHITE P.S. & PICKETT S.T.A., "Natural disturbance and patch dynamics: an introduction". *The ecology of natural disturbance and patch dynamics* (New York, 1985), 1-3.

¹⁴ GALIL BELLA S., 2000 "A Sea under siege – Alien species in the Mediterranean". *Biological Invasions* 2: 177-186; GOREN M. & GALIL BELLA S., 2005, "A review of changes in the fish assemblages of Levantine inland and marine ecosystems following the introduction of non native fishes". *Journal of Applied Ichthyology* 21: 364-370.

1.4.2. RICOSTRUZIONE DELLA DINAMICA DELLE POPOLAZIONI MARINE DELL'ADRIATICO DAL MEDIOEVO FINO ALL'INIZIO XX SECOLO: VALUTAZIONE DELLE FONTI STORICHE E SCIENTIFICHE DISPONIBILI

Tratto da: RAICEVICH S., GERTWAGEN R., LIBRALATO S., PRANOVI F., GRANZOTTO A., GIOVANARDI O., "Reconstructing dynamics of marine animal populations in the Adriatic Sea from Middle Age to early 20th century: evaluation of the available scientific and historical sources", poster presentato alla conferenza *Ocean Past - Multidisciplinary Perspectives on the History of Marine Animal Populations*, Kolding, Danimarca, 22-24 Ottobre 2005.

La prima fase del progetto HMAP (*History of Marine Populations* o Storia delle Popolazioni Marine), che costituisce la componente storica del programma internazionale *Census of Marine Life* (Censimento della Vita Marina), si è svolta durante il secondo semestre del 2005. L'obiettivo era quello di valutare le fonti scientifiche, storiche, archeologiche ed artistiche disponibili per ricostruire la storia delle popolazioni marine del Nord Adriatico e della Laguna di Venezia tra il medioevo e l'inizio del XX secolo. Il lavoro ha avuto, pertanto, carattere interdisciplinare, poiché ad esso hanno contribuito storici, archeologi ed ecologi.

In questa prima fase del progetto si è provveduto ad esaminare le fonti presenti in diverse biblioteche ed archivi storici di Venezia, quali la Biblioteca Nazionale Marciana, l'Archivio di Stato e la biblioteca del Museo Correr; tali ricerche sono state successivamente estese alla Biblioteca Civica e all'Archivio di Chioggia, cittadina situata in Laguna di Venezia, che da lungo tempo ospita il più importante porto di pesca del Nord Adriatico. È stata passata in rassegna la letteratura grigia relativa alla tematica oggetto di studio, costituita da rapporti ministeriali, tesi di laurea, libri o altre pubblicazioni. Allo stesso modo è stata realizzata un'ampia ricerca bibliografica nell'ambito della letteratura scientifica. Le indagini condotte, pur avendo avuto una durata limitata, hanno permesso di individuare diversi documenti che meritano di essere studiati in dettaglio, ed hanno evidenziato la necessità di un più ampio studio di archivio per reperire ulteriori informazioni.

Lo studio di fonti bibliografiche medioevali o dei primi secoli dell'era moderna richiede la conoscenza delle lingue in cui sono scritte (latino o il dialetto veneziano o di Chioggia, quest'ultimi molto mutati nel corso del tempo) e della paleografia, dato che i documenti sono scritti a mano e con segni caratteristici di ciascun periodo. Nei documenti visionati in questa prima fase del progetto è emersa la presenza di citazioni relative ai nomi di specie marine, alle aree e le modalità di pesca a seconda delle diverse specie bersaglio, alla presenza di conflitti nelle zone di pesca e a provvedimenti amministrativi in materia di pesca; sono inoltre stati rilevati nomi di singoli pescatori, dati sul numero di operatori costituenti singoli gruppi di pesca, nonché indicazioni sulle barche, gli attrezzi di cattura ed i metodi di pesca adottati. Questo tipo di informazione è però parziale e incompleta, e non copre tutti i periodi storici. Un'ulteriore fonte di informazione che merita di essere approfondita sono le varie forme di folklore dei pescatori, tra cui i santi patroni e le loro varie forme di rappresentazione, reperti archeologici, affreschi e mosaici, poiché da tale insieme di fonti si potrebbero ottenere informazioni sulle specie bersaglio e/o accessorie, nonché sulle barche e sui metodi di cattura.

Per i secoli XIX e XX il lavoro archivistico è più facile, perché i lavori sono scritti in italiano moderno e spesso contengono dati quantitativi. Nell'ambito di questa prima fase del progetto sono stati esaminati circa 150 documenti, che sono stati successivamente classificati come segue: descrizioni faunistiche; resoconti sulle catture o sulle flotte da pesca in differenti periodi o località; informazioni su nuovi macchinari e attrezzi da pesca, come ad esempio le imbarcazioni operanti con reti a strascico con divergenti o con i "rapidi". Oltre a fornire informazioni sulle attività di pesca, le fonti in questione hanno permesso di individuare altri fattori che presumibilmente hanno influenzato la dinamica delle popolazioni marine, come ad esempio le fluttuazioni di alcuni parametri ambientali (anomalie climatiche, presenza di mucillagini) o diversi tipi di disturbo di origine antropica (eutrofizzazione, anossie sui fondali, modalità di utilizzo delle aree costiere, inquinamento chimico).

1.4.3. “SHIFTING THE BASELINE”* NELL’ALTO ADRIATICO INTEGRANDO FONTI STORICHE, ARCHIVISTICHE, SCIENTIFICHE E ANTROPOLOGICHE

Tratto da: FORTIBUONI T., RAICEVICH S., SOLIDORO C., LIBRALATO S., GIOVANARDI O., GERTWAGEN R., 2007, “Shifting the baseline in the Northern Adriatic Sea integrating historical, archival, scientific and anthropological sources”, poster presentato a *Ecologia, Limnologia ed Oceanografia: quale futuro per l’ambiente? XVII Congresso Site - XVIII Congresso AIOL*, Ancona (Italia), 17-20 settembre 2007.

La storia delle interazioni tra uomo ed ambiente marino è tuttora poco studiata, con la conseguenza che risulta difficile stabilire dei punti di riferimento scientificamente solidi su cui basare politiche di gestione delle risorse marine e degli ecosistemi. L’Alto Adriatico è considerato un ecosistema di primaria importanza per l’ecologia storica, dal momento che è stato fortemente modificato e impattato dall’uomo sin dai tempi antichi. Nel 2007 è stato avviato, nell’ambito del programma internazionale *History of Marine Animal Populations*, la componente storica del *Census of Marine Life*, e in collaborazione con l’Associazione Tegnùe di Chioggia - onlus e la Regione Veneto, un progetto sulla storia ecologica dell’Alto Adriatico negli ultimi due secoli (a partire dal 1797).

Con questo poster descriviamo alcune fonti storiche, archivistiche, scientifiche e antropologiche, che possono contribuire a studiare i cambiamenti su scala decennale delle popolazioni marine e degli ecosistemi, presentando alcuni esempi di documenti. La tipologia e le caratteristiche delle fonti dipende essenzialmente dal periodo considerato e include, tra le altre, la descrizione della fauna marina da parte dei naturalisti, statistiche di sbarcato nei principali mercati ittici, statistiche del movimento delle flotte pescherecce, interviste ai pescatori, aneddoti, e dati raccolti attraverso campagne di pesca sperimentale. Questo materiale, integrato da informazioni scientifiche e di letteratura, rappresenta un’opportunità per stabilire un punto di riferimento per capire come le popolazioni marine e gli ecosistemi dell’Alto Adriatico sono cambiati negli ultimi due secoli. Allo scopo è stata condotta una ricerca bibliografica presso gli archivi e le biblioteche di Venezia, Chioggia, Trieste, Padova, Spalato e Roma, che ha permesso di individuare gruppi di documenti ad oggi poco conosciuti. Crediamo che, integrando informazioni storiche e dati scientifici, statistici ed antropologici, sia possibile descrivere e studiare come sono cambiate nel tempo le popolazioni marine e gli ecosistemi, e interpretare il ruolo giocato in questi processi dalle diverse forzanti antropologiche come la pesca e l’eutrofizzazione.

Tra le diverse fonti considerate ricordiamo in particolare:

- Fonti storiche (descrizioni naturalistiche, rapporti dei ministeri);
- Fonti archivistiche (archivi locali; archivi delle società di pesca; leggi);
- Fonti scientifiche e statistiche (articoli scientifici, sbarcato dei mercati ittici e statistiche di pesca);
- Fonti antropologiche (interviste ai pescatori; aneddoti).

La varietà di informazioni che può essere ottenuta mediante questa tipologia di approccio è notevole. Ad esempio, dalle ricerche dei naturalisti dell’800 è possibile ottenere informazioni relative alle diverse specie marine che includono, oltre al nome scientifico, il loro nome vernacolare, le dimensioni massime, l’habitat, il periodo di riproduzione, l’andamento stagionale e i metodi di pesca utilizzati per pescarle. Allo stesso modo le statistiche di pesca, disponibili in taluni casi a partire dalla fine del XIX secolo, possono includere sia informazioni relative alle catture a livello specifico (o di gruppi di specie affini), sia informazioni relative ai diversi compartimenti marittimi, incluse informazioni relative alla consistenza delle marinerie e allo sforzo di pesca.

*“*shifting the baseline syndrome*” - ogni generazione di ecologi della pesca assume come punto di riferimento per valutare i cambiamenti lo stato degli stock e la composizione delle comunità marine che conosce all’inizio della propria carriera, determinando uno spostamento dei punti di riferimento di generazione in generazione (Pauly, 1995).

1.4.4. LA MIGRAZIONE DELLA FLOTTA DI CHIOGGIA IN ADRIATICO TRA LA FINE DEL XIX E L'INIZIO DEL XX SECOLO

Tratto da: BOTTER L., GIOVANARDI O., RAICEVICH S., 2006 - The migration of Chioggia's fishing fleet in the Adriatic from the mid-nineteenth to the early twentieth century, *Journal of Mediterranean Studies*, 16 (1/2): 27-44.

BOTTER L., GIOVANARDI O., RAICEVICH S., 2006 - L'attività della pesca della marineria di Chioggia in Adriatico tra la fine del XIX e l'inizio del XX secolo, *Chioggia, Riv. di Studi e Ricerche*, 29: 97-114.

Introduzione

Recenti studi hanno evidenziato la presenza di chiari segni di stress nell'alto Adriatico, incluso il collasso di specie vulnerabili alla pesca quali i Selaci (Raicevich *et al.*, 2005) e cambiamenti nella struttura della comunità bentonica (Pranovi *et al.*, 2005). In accordo con analisi condotte sia a livello globale che di Mediterraneo (Jackson *et al.*, 2001; Sala, 2004), si ritiene che l'attività di pesca abbia avuto un ruolo fondamentale nel determinare questi cambiamenti e l'attuale stato degli ecosistemi marini. In questo ambito è nato un interesse particolare verso la realizzazione di studi multidisciplinari che permettano di ricostruire la tipologia delle interazioni tra uomo ed ambiente abbracciando periodi storici ampi. Lo scopo è quello di poter descrivere lo stato della biodiversità marina nel passato, come questa sia cambiata nel tempo, quali fonti di disturbo antropogenico si sono rivelate in grado di alterarla, ed infine prevedere il suo andamento nel futuro. Tutto ciò ha portato alla nascita di progetti di ricerca a livello internazionale quale HMAP, "*History of Marine Animal Populations*" (Storia delle popolazioni animali marine) (Holm, 2003), che ha lo scopo di ricostruire la storia ambientale di molteplici ecosistemi marini applicando un approccio che unisca esperti di discipline umanistiche (storia, archeologia, antropologia) e scientifiche (ecologia e biologia marina). Questo articolo si inserisce nel solco del progetto HMAP, cui l'ISPRA di Chioggia partecipa, e la scelta di considerare la locale marineria è basata sull'importanza che la sua flotta ha avuto ed ha in alto Adriatico. Questo lavoro affronta in particolare il tema delle migrazioni dei pescatori di Chioggia in Adriatico, con particolare riferimento al periodo compreso tra la fine del XIX e l'inizio del XX secolo.

Origine e prime testimonianze della pesca dei Chioggiotti in alto mare

Durante il Medio Evo l'attività salinifera rappresentò per la città di Chioggia la principale attività (Hocquet, 1970) fino al XVI secolo quando, a causa di importanti mutamenti nella politica della Repubblica Serenissima, la produzione subì una brusca interruzione. Molti degli abitanti di Chioggia si trovarono quindi a dover cambiare attività lavorativa e si rivolsero inizialmente alla pesca lagunare. Alla fine dello stesso secolo, però, vi furono segnali di sovrasfruttamento delle risorse con conseguente riduzione dei profitti che determinarono lo spostamento di parte della pesca verso le acque marine (Perini, 1989 e 1992).

Nel corso del tempo la pesca marina divenne talmente importante da rendere Chioggia il porto più sviluppato dell'intero Adriatico, ciò grazie alla tenacia e al coraggio dei pescatori che affrontarono migrazioni per lunghe distanze e per lunghi periodi per assicurare un guadagno alla propria famiglia.

Testimonianze delle migrazioni della flotta di Chioggia possono trovarsi in numerosi documenti, ad esempio quelli che descrivono i conflitti tra i pescatori Chioggiotti ed i pescatori locali, in particolare con quelli della costa orientale dell'Adriatico. Ad esempio, all'inizio del XVIII secolo (1716) il Podestà di Capo d'Istria proibì la pesca dei Chioggiotti nelle acque Istriane (Marella, 1890). In pratica, nessuna legge limitava l'attività dei Chioggiotti fino al 1770, quando la Giustizia Vecchia (l'ufficio della Serenissima incaricato di gestire la pesca), pressata dai pescatori di Rovigno, abolì l'autorizzazione alla pesca di tali pescatori nella parte orientale dell'Adriatico.

Struttura della flotta peschereccia di Chioggia

Nel 1866, data iniziale del periodo considerato in questo studio, la flotta peschereccia di Chioggia era sicuramente la più importante di tutto l'Adriatico e l'attività di pesca rappresentava la più rilevante risorsa per i suoi abitanti. Infatti, considerando i dati sulla pesca di Chioggia riferiti al 1868, si evidenzia che ben il 21% della popolazione totale era costituita da pescatori (in totale 5.509 persone, Memmo 1985) mentre il 2% era impiegata nell'attività cantieristica e di costruzione degli attrezzi da pesca. Nel 1869 la flotta era costituita da 2.500 imbarcazioni: 50 Tartane, 550 Bragozzi (di cui 510 d'alto mare e 333 attivi anche in acque Austro-Ungariche), 700 velieri e 1.200 imbarcazioni per la pesca lagunare e valliva.

È possibile valutare la grandezza di questa flotta considerando che nello stesso periodo (1869) lungo tutta la costa orientale dell'Adriatico posta sotto dominio dell'Austria-Ungheria vi erano 1.269 pescherecci, ovvero la metà di quelli presenti a Chioggia, e 4.049 pescatori (Faber, 1883). Il testo di Faber "*Fisheries of the Adriatic. The Austro-Hungarian sea fisheries*" (L'attività di pesca in Adriatico. La pesca marittima nell'impero dell'Austria-Ungheria), pubblicato nel 1883, comprende una descrizione dettagliata della pesca lungo le coste orientali dell'Adriatico (inclusa quella dei pescatori di Chioggia), la quantificazione del pescato, delle imbarcazioni e degli attrezzi da pesca. Tuttavia la descrizione spazio-temporale delle attività di pesca è poco precisa.

A metà del XIX secolo, quando Chioggia passò sotto lo stato italiano (1866), le attività di pesca venivano regolate tramite un Trattato di Commercio e Navigazione, che veniva rinnovato circa ogni dieci anni (1869, 1878, 1891, 1904). Il Trattato permetteva la pesca in acque straniere, purché non fosse svolta con attrezzi dannosi per gli organismi e l'ambiente, come gli esplosivi, nonché con reti considerate distruttive per le uova e gli stadi giovanili di pesci.

In particolare, tra il 1866 e il 1884 il numero dei pescatori e delle imbarcazioni dei Chioggiotti fu soggetto ad una riduzione a causa degli ostacoli imposti dall'Impero Austro-Ungarico, quindi nel 1876 rimasero attivi solo 2.644 pescatori. Conseguentemente, il numero di imbarcazioni costruite localmente diminuì da 71 nel 1870 a 48 nel 1873 (Memmo, 1985). Questa situazione cambiò nel 1884, quando la Conferenza di Gorizia impose uno stretto rispetto del Trattato di Commercio e Navigazione già esistente tra Regno d'Italia e Impero Austro-Ungarico, stabilendo che i pescatori di entrambi i paesi potevano pescare nelle acque straniere rispettando il limite di un miglio dalla costa o di otto metri di profondità, riservando le altre zone e la pesca ai coralli e alle spugne solo ai pescatori locali (Morenos, 1903). In questa relativa tranquillità la pesca chioggiotta ricominciò a prosperare ed un numero sempre maggiore di pescatori cominciò a migrare per condurre la propria attività presso l'altra sponda dell'Adriatico. Il Razza scrisse (1895): "*... Nel tempo decorso, fino a dieci anni fa, la pesca dei Chioggiotti sulle coste dell'Istria era poca cosa. Solo dai primi di agosto a mezzo novembre circa, alcune Tartane vi esercitavano la pesca... In seguito la pesca delle estinte Tartane veniva sostituita da quella dei Bragozzi... Al contrario da qualche tempo quel mare poco fruttuoso cominciò ad essere pescato per tutto l'anno.*"

Tipologia di barche ed attrezzi da pesca

Bellemo (1908-12) e Levi-Morenos descrissero una grande varietà di imbarcazioni usate dai Chioggiotti per pescare in acque straniere, in particolare le Tartane, i Bragozzi, i Bragozzetti e le Sardelliere.

Il Bragozzo fu l'imbarcazione più tipica e famosa, in quanto veniva costruita solo a Chioggia e il suo utilizzo era una prerogativa di tale marineria. Misurava generalmente 8-14 metri, con una stazza pari a 6-10 tonnellate e 3-5 persone di equipaggio. Il Bragozzo era caratterizzato da due alberi e due vele "al quarto" di colorazioni molto vivaci che riportavano, al centro, il disegno del simbolo della famiglia proprietaria dell'imbarcazione.

Il Bragozzetto era uguale in forma al Bragozzo, ma molto più piccolo nelle dimensioni, con un solo albero ed una sola vela (Marella, 1890). La Sardelliera, simile al Bragozzetto, ma anch'essa più piccola (circa 5 tonnellate alla fine del XIX secolo; Memmo, 1895) veniva utilizzata soprattutto per la pesca delle sogliole e delle sardine. Infine, veniva utilizzata la Tartana (Fig. 1.4.1), un'imbarcazione che come anticipato vide il suo declino proprio nella seconda metà del XIX secolo. Le principali caratteristiche erano le dimensioni molto elevate (circa 18-30 metri di lunghezza e 10-15 tonnellate di stazza) e l'elevato numero di pescatori necessario per le operazioni di bordo (circa otto persone).

Levi Morenos (1916) descrisse le tipologie di attrezzi (7 in particolare), sia fissi che a strascico, che venivano utilizzati dai pescatori di Chioggia nelle attività di pesca in alto mare. Questi attrezzi costituivano una piccola porzione di quelli (circa 60) in uso nella Laguna e per la pesca costiera locale, tutti attrezzi ad alta specializzazione in quanto dedicati alla cattura di singole specie bersaglio (si veda Levi Morenos, 1916, per dettagli).

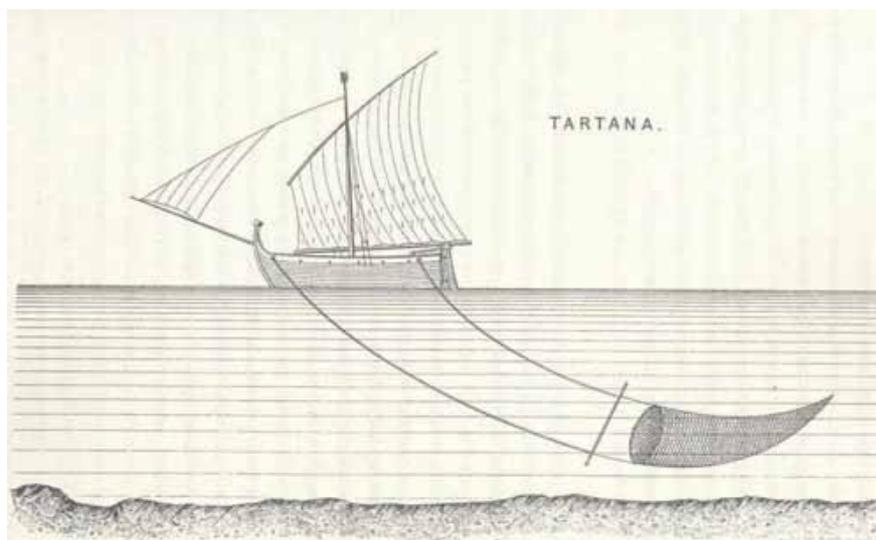


Fig. 1.4.1 – La tartana (Fonte: Faber, 1883, *The fisheries of the Adriatic Sea*).

Nella pesca in alto mare gli attrezzi a strascico maggiormente impiegati erano l'Ostreghero, la Tartanella e la Chioccia, tutti concepiti per lo sfruttamento delle specie demersali e bentoniche. L'Ostreghero era una specie di sfogliara composta da una rete fissata ad un semicerchio di ferro o legno chiamato *massa*, che con l'aiuto di un bastoncino di legno (*bastonzin*) fissato alla bocca, manteneva aperta la rete. A volte denti di ferro venivano fissati alla bocca della rete con lo scopo di aumentare l'efficienza dell'attrezzo.

I Chioggiotti solitamente pescavano con due o tre Ostregheri contemporaneamente, a seconda delle dimensioni dell'imbarcazione. Questi attrezzi erano fissati mediante l'uso di cime rispettivamente a poppa, prua e lungo la mezzeria dell'imbarcazione (Marella, 1890). Le specie bersaglio più importanti pescate con l'Ostreghero erano la sogliola comune (*Solea solea*), il rombo (*Psetta maxima*) e la passerella (*Platichthys flesus*).

La Chioccia era una rete trainata da una coppia di Bragozzi mantenuta aperta mediante il controllo della distanza e la velocità relativa tra le due imbarcazioni.

La Tartanella era invece una piccola tartana (Marella, 1890), ovvero una rete a strascico conica, meno efficiente della già vista Chioccia, essendo più piccola, ma con il vantaggio di poter essere trainata da un'unica imbarcazione (generalmente di dimensioni relativamente ridotte). La rete veniva fissata a prua e a poppa mediante due lunghe aste di legno, chiamate *spunteri* (Marella, 1890), e veniva trascinata perpendicolarmente al fianco della barca nella direzione del vento. La Tartanella era un tipico attrezzo multi-specifico, utilizzata per catturare diverse specie tra cui il fragolino (*Pagellus erythrinus*), la triglia di fango (*Mullus barbatus barbatus*), il nasello (*Merluccius merluccius*), lo scorfano (*Scorpaena* spp.) ed il molo (*Merlangius merlangus*).

Gli attrezzi fissi erano soprattutto monospecifici, ossia concepiti per catturare solo una o alcune specie, in particolare la sardina (*Sardina pilchardus*), la sogliola comune (*Solea solea*), la papalina (*Sprattus sprattus*) e lo sgombrò (*Scomber scombrus*), che venivano pescati rispettivamente mediante la *Rè da sardele*, *Rè da Sfogi* o *Sfogioni*, la *Rè da renghe* e con le *Panole*. Squali e razze venivano pescati mediante parangali denominati *Amanti*, lunghi circa 480 metri ed equipaggiati con ami ogni due metri, innescati con sardine, seppie e altre specie. I pescatori, a seconda della specie bersaglio, lasciavano fluttare il parangale o lo armavano con pietre per farlo sprofondare (Marella, 1890).

Le *Rè da sardele*, chiamate anche Melaidi (ed attualmente Menaidi), erano reti fisse costituite da una serie di pannelli di rete con maglie della stessa taglia, mantenuta aperta verticalmente da una lima di piombi e da una di sugheri.

La *Rè da Sfogi* o da *Sfogioni* aveva la stessa forma, ma veniva usata solo a contatto con il fondo; durante l'attività di pesca veniva fissata da una parte ad una grossa pietra e dall'altra direttamente alla barca. La *Rè da Sfogioni* differiva perché le maglie erano più larghe in quanto gli *Sfogioni* erano le sogliole di grosse dimensioni. *Rè da renghe*, invece, era una rete lasciata alla deriva nell'acqua.

Durante le migrazioni, i Chioggiotti si organizzavano in compagnie costituite da 18 o 20 Bragozzi con a capo un pescatore esperto. I pescherecci si univano in coppie per pescare con la Chioccia od operavano da soli con l'Ostreghero. Per risparmiare tempo nel trasporto del pescato al mercato veniva utilizzata un'altra imbarcazione, chiamata Portolata, che era più piccola e veloce (Marella, 1890). Da una parte questa soluzione permetteva di ridurre il tempo effettivo di trasporto del prodotto, evitando il deterioramento del pesce, dall'altra consentiva ai pescatori di continuare la propria attività (Levi Morenos, 1916).

I profitti di ogni imbarcazione erano divisi in più parti, secondo un'antica tradizione peschereccia: il 25% del totale era devoluto all'acquisto di beni di vario tipo (cibo, bevande, cassette per il pescato, ecc.), il rimanente 75% era ulteriormente suddiviso in due parti: il 40% costituiva la parte del proprietario dell'imbarcazione mentre il rimanente andava all'equipaggio (Neptunia, 1893-94).

Distribuzione spazio-temporale dell'attività di pesca dei Chioggiotti in Adriatico

Una prima descrizione organica della distribuzione spazio-temporale delle attività di pesca della marineria chioggiotta in Adriatico è fornita da Levi Morenos che nel 1916 dedicò a tale argomento un articolo pubblicato nelle Memorie del Regio Comitato Talassografico. Egli si basò sui dati raccolti periodicamente da Don Eugenio Bellemo, direttore della sezione di Chioggia della Scuola Veneta di Pesca e Acquacoltura, per gli anni 1914 e 1915, descrivendo tre contingenti di pesca impiegati in diverse tipologie di attività.

Allo scopo di fornire un ulteriore approfondimento, in mancanza dei dati originali su cui tale studio era basato, sono stati da noi considerati dati analoghi pubblicati da Bellemo sulla rivista *Neptunia* per un periodo compreso tra il 1908 e il 1912. Queste relazioni comprendono dati relativi a tre stagioni (primavera, autunno, inverno) per gli anni 1908-09, 1910-11, 1911-12. I dati sono molto dettagliati ed è possibile avere una descrizione precisa della flotta peschereccia, del numero di pescatori, della tipologia di pescato, dei mercati di vendita e della relativa organizzazione. Tutti questi dati sono riportati per specifiche aree di pesca quali le Marche, Romagna-Veneto, il Golfo di Trieste, il Golfo del Quarnero, l'isola di Segna, la Dalmazia, Zara, Spalato, Makarska (Fig. 1.4.2).

L'analisi preliminare dei dati ha permesso di stabilire che la distribuzione spazio-temporale delle attività di pesca nei diversi anni considerati era sostanzialmente la medesima; di conseguenza essi sono riassunti come valori medi dei tre anni descritti, per stagione ed area di pesca.

Durante il periodo primaverile, 527 imbarcazioni (354 Bragozzi, 45 Bragozzetti, 93 Sardelliere e 35 Battelli da pizzo) e circa 2.070 pescatori pescavano lungo le coste italiane tra Porto Buso e Ancona. In particolare, lungo le coste della Romagna e del Veneto si dirigevano 93 Sardelliere munite di melaidi per la pesca delle sardine. In confronto solo 145 imbarcazioni (138 Bragozzi e 7 Portolate) e circa 620 pescatori pescavano lungo la costa orientale, da Porto Buso a Makarska; il 59% era localizzato nel Golfo di Trieste.

Come riportato da Bellemo e Levi Morenos, parte dei pescatori che operavano lungo la costa italiana erano soliti abbandonare le coste della Romagna e delle Marche verso fine estate, in quanto diventavano povere di pesce.

Ciò è confermato dai dati relativi alla stagione di pesca autunnale che mostrano come le imbarcazioni che operavano in quest'area diminuivano fino a 423 pescherecci (270 Bragozzi, 76 Bragozzetti, 23 Sardelliere, 40 Battelli da pizzo e 24 Portolate) e 1.570 operatori. La capacità di pesca si riduceva ulteriormente in inverno, periodo in cui rimanevano in tale area solo 354 imbarcazioni (197 Bragozzi, 47 Bragozzetti, 50 Sardelliere, 60 Battelli da pizzo) e 1.376 pescatori.

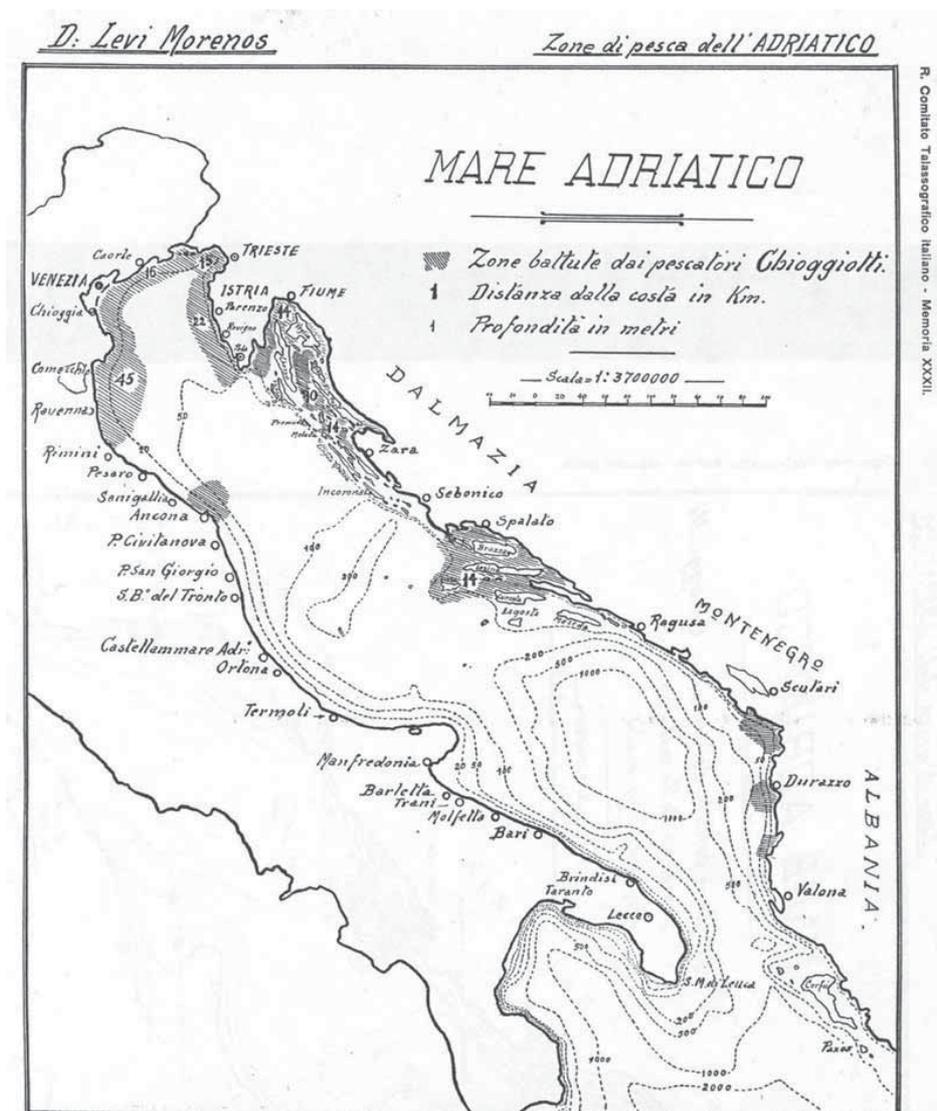


Fig. 1.4.2 - Aree di pesca sfruttate dai pescatori Chioggiotti ad inizio del XX secolo (Fonte: Levi Morenos, 1916. Regio Comitato Talassografico, XXXII).

Di converso si evidenzia un incremento del numero di pescatori lungo le coste orientali dell'Adriatico. Durante il periodo autunnale sono riportate lungo la costa orientale 211 imbarcazioni (153 Bragozzi, 5 Bragozzetti, 47 Sardelliere e 6 Portolate) e 969 pescatori, in particolare in Istria (24%) e Quarnero (21%). Durante il periodo invernale il contingente di pescatori che operava lungo le coste dell'Impero Austro-Ungarico aumentava ulteriormente, raggiungendo il numero di 256 pescherecci (185 Bragozzi, 8 Bragozzetti, 48 Sardelliere, 16 Portolate) e 1.212 pescatori, concentrati in particolare in Dalmazia (29%) e Istria (24%).

Cause della migrazione dei Chioggiotti: aspetti economici, ecologici, geografici e storici

La comprensione delle cause che determinarono la migrazione dei Chioggiotti lungo le coste dell'Adriatico necessita di considerazioni di tipo economico, ecologico, geografico e storico.

I dati riportati da Bellemo sui guadagni delle differenti attività di pesca permettono di valutare l'importanza del fattore economico. In primavera la differenza tra i rendimenti ottenuti lungo le due coste dell'Adriatico era relativamente ridotta: ad esempio, il guadagno di ogni pescatore per settimana di pesca era di 18,8 L (Lire), 17,5 L, 18,1 L per Marche, Romagna e per la pesca delle sardine, e di 20,4L, 19,7L, 18,4 L per Trieste, Istria e per la pesca nel Quarnero.

Durante il periodo autunnale i profitti lungo la costa italiana erano pressoché costanti (18,3 L per la pesca sottocosta) ma più bassi se confrontati con quelli della pesca nella zona orientale dell'Adriatico, specialmente in Istria (25,1 L), Quarnero (23,8 L), e Golfo di Trieste (23,5 L). Anche in inverno, il quadro era all'incirca lo stesso.

In occasione del rinnovo del Trattato di Commercio e Navigazione tra Regno d'Italia e Impero Austro-Ungarico (1903), Levi Morenos presentò un Memoriale al Governo Italiano puntualizzando l'importanza economica della pesca lungo le coste orientali dell'Adriatico per i Chioggiotti. In sintesi, egli sostenne che l'emigrazione era fondamentale in quanto permetteva ai Chioggiotti di chiudere l'attività annuale di lavoro, essendo la loro pesca un'attività di sostentamento e non industriale. I pescatori che si fossero limitati a pescare solo in parte dell'Adriatico non avrebbero guadagnato abbastanza per sopravvivere tutto l'anno, come sottolinea Levi Morenos nel suo memoriale.

Gli elevati profitti dei pescatori Chioggiotti erano consentiti dallo scarso sviluppo della pesca locale lungo il litorale dell'Impero Austro-Ungarico. I pescatori Chioggiotti e quelli Austro-Ungarici avevano una psicologia molto diversa, come affermava Anton Krisch, il Consigliere Aulico Austriaco (Neptunia, 1904): “... *Ci vuole organizzazione, ci vuole istruzione pratica, una propaganda paziente poiché i pescatori che si accontentino di andar in alto mare a gettar le reti, senza far sempre una preda copiosa, non si creano da un giorno all'altro, ma si formano. Formati questi pescatori, soprattutto invigorendo lo spirito d'associazione e la coltura delle acque, allora solo si potrà regolare completamente la pesca, secondo il desiderio di gran parte delle popolazioni litoranee Austriache...*”.

Alle imbarcazioni Chiogiotte era consentito pescare nelle acque dell'Impero solamente perché ci si rendeva conto che i pescatori Austro-Ungarici rappresentavano una classe immatura, come sottolinea Hütterot durante il Congresso generale della Società Austriaca di Pesca (24 maggio 1903): “*Non siamo ancora riusciti ad introdurre da noi con successo la pesca d'alto mare e ciò dobbiamo, a nostro malincuore, addebitare all'immaturità del nostro ceto dei pescatori...*”

Le migrazioni dei pescatori di Chioggia erano giustificate anche dalla presenza lungo la costa orientale di specie pregiate quali pesci di ambienti rocciosi e crostacei. Alcune specie erano comuni solo in queste aree, come ad esempio lo scampo *Nephrops norvegicus* che si riscontra solo nella zona del Golfo del Quarnero. Inoltre, i Chioggiotti adattavano la loro strategia di pesca alla distribuzione spazio-temporale delle specie in accordo con la temperatura dell'acqua e il periodo riproduttivo. Ad esempio, le specie pelagiche, come sardine e sgombri, migrano seguendo le correnti più calde. Durante la primavera e l'estate sono diffuse in tutte le acque dell'Adriatico; nel periodo freddo, invece, migrano a profondità maggiori ove le acque sono più calde. Faber riporta (1883) che le sardine venivano catturate principalmente due volte all'anno (aprile-maggio e settembre-novembre) lungo le coste del Quarnero e della Dalmazia, ma erano assenti durante il resto dell'anno.

La sogliola, che costituiva anch'essa una delle specie più importanti per i Chioggiotti lungo la costa istriana, migra verso tale area tra novembre e marzo, a scopo riproduttivo. In accordo con questa migrazione, i Chioggiotti durante il periodo invernale praticavano la pesca agli *sfogioni* (grosse sogliole) proprio lungo le coste Istriane.

Un ulteriore fattore che deve essere considerato è la morfologia dell'Adriatico. Al contrario della costa occidentale, quella orientale è alta e frastagliata, presenta molte isole e rocce che fungono da frangiflutti contro vento e onde. La presenza di numerosi fiordi, baie e golfi ha reso nota nel passato questa costa come “*tutta un porto*” (Faber, 1883). Faber sostiene che i Chioggiotti preferivano pescare lungo la costa orientale in autunno e in inverno, per scongiurare naufragi che erano comuni in quelle stagioni caratterizzate da maltempo. In effetti, Ferrari (1998) riporta che nel decennio 1882-92 ci furono 106 naufragi nella pesca sottocosta e 46 nella pesca d'alto mare, e ben 25 pescatori persero la vita in una sola notte, il 13 febbraio 1889.

Un altro importante fattore delle migrazioni è quello storico, che contribuì a farle divenire un'abitudine ed una tradizione. Infatti, nel periodo della Repubblica Serenissima tutto il Nord Adriatico occidentale e buona parte della costa orientale erano sotto il dominio veneziano, ed era comune che i pescatori traessero risorse lungo queste aree, considerandole proprio territorio. Tutto ciò divenne appunto una secolare abitudine e la mentalità dei Chioggiotti non cambiò nemmeno quando la situazione politica mutò.

Conseguenze delle migrazioni pescherecce

Tra le maggiori conseguenze dell'attività di pesca dei Chioggiotti lungo la costa orientale dell'Adriatico vi furono i vantaggi per la popolazione locale, in quanto venivano catturate grandi quantità di pescato con un corrispondente calo del prezzo del prodotto; inoltre, la grande varietà di pescato appagava sia le tavole dei ricchi con specie pregiate che quelle della popolazione povera con specie di più basso valore. I dati delle catture lungo l'insieme delle coste orientali nel 1878-79 (Faber, 1883) confermano l'importanza dell'attività dei pescatori di Chioggia: durante il periodo estivo, il 100% dei crostacei catturati, il 34,6% dei molluschi, il 43,9% dei selaci e il 19% dei pesci ossei provenivano dalle loro imbarcazioni; in inverno, invece, catturavano il 99,8% dei crostacei, l'82,6% dei molluschi, il 95,9% dei selaci e l'85,1% dei pesci ossei.

Il Razza scrisse sulla rivista "Neptunia" (1893): "... *E quantunque non siano ben visti dai pescatori costieri per naturale gelosia di mestiere, sono però assai ben accetti dal rimanente della popolazione e per la quantità del pesce che loro offrono a buon mercato, e perché facendo i nostri in quei porti le loro provvisioni danno ai commercianti motivo di lucro maggiore.*"

Si manifestavano, infatti, frequenti conflitti tra pescatori dell'Impero nei confronti dei Chioggiotti, legati a motivi di gelosia professionale, che si manifestarono anche con atti di vandalismo verso le imbarcazioni o le attrezzature. Anche le autorità politiche auto-ungariche utilizzavano ogni tipo di strategia per ostacolare l'attività dei pescatori Chioggiotti lungo le coste orientali. In particolare, non ottenendo altro limite alla pesca straniera se non quello di operare ad oltre un miglio dalla costa, utilizzavano strumentalmente il riferimento alla proibizione, da parte del Trattato di Gorizia, di far uso di attrezzi impattanti, sostenendo che la pesca svolta con la Chioccia distruggeva le uova degli organismi marini, i loro stadi giovanili ed era inoltre distruttiva per le piante acquatiche che fungevano da riparo e zona *nursery*. Per confutare tali affermazioni Levi Morenos, nel suo memoriale (1903), riportò le osservazioni di alcuni scienziati che avevano già dimostrato come gli stadi giovanili e le uova di pesci non venivano distrutti con la Chioccia, ma dalla pesca con la dinamite e con le reti tirate dalla spiaggia (sciabiche), attrezzi che venivano esclusivamente utilizzati dai pescatori Austro-Ungarici.

Conclusioni

In conclusione, le migrazioni pescherecce dei Chioggiotti rappresentano, tra il 1866 e il 1915, la principale risorsa per il proletariato peschereccio. L'attività di pesca fu causa di molti conflitti con le autorità Austro-Ungariche, ma era sostanzialmente accettata perché forniva cibo alle popolazioni locali che non venivano pienamente soddisfatte dai pescatori dell'impero. Nonostante fossero analfabeti, i pescatori Chioggiotti dimostravano di conoscere perfettamente l'ecologia e la distribuzione delle specie in relazione alle fluttuazioni ambientali, in modo da massimizzare il loro profitto. Molteplici furono i fattori che determinarono l'abitudine dei pescatori di Chioggia a migrare sfruttando le zone lungo le coste orientali. Tra questi ricordiamo fattori economici (profitto), geografici (maggiore protezione lungo le coste orientali) e storici (abitudine a considerare la Dalmazia come proprio territorio).

1.4.5 LO SFRUTTAMENTO DELLE RISORSE BIOLOGICHE NELLA LAGUNA DI VENEZIA TRA LA CADUTA DELLA SERENISSIMA E LA I GUERRA MONDIALE (1797 - 1914)

Tratto da: FORTIBUONI T., GERTWAGEN R., GIOVANARDI O., RAICEVICH S. The Historical Search for Sustainable use of Biological Resources in the Venetian Lagoon Between the Fall of the Repubblica Serenissima and World War I (1797-1914). *Fifth IMEHA International Congress of Maritime History*, Greenwich (Inghilterra), 23-27 Giugno 2008.

La Laguna di Venezia è la più grande laguna singola del Mediterraneo e rappresenta storicamente un'importante risorsa per l'alimentazione degli abitanti locali, dal momento che si tratta di un ecosistema estremamente produttivo dal punto di vista biologico. La pesca, infatti, assieme alla caccia, ha da sempre rappresentato una delle principali risorse per gli abitanti di Venezia e delle aree circostanti. Da secoli in laguna sono esercitate due diverse tipologie di pesca: la pesca vagantiva, in laguna aperta, e l'acquicoltura nelle valli da pesca. I veneziani sono sempre stati ottimi pescatori e navigatori, sia di mare che di laguna (Rallo, 1999). Dal momento che la pesca in laguna è storicamente praticata con metodi ed attrezzi artigianali, la capacità di ottenere elevate rese si

è sempre basata su una profonda conoscenza della biologia delle specie e sulla modulazione di pratiche di pesca che ne sfruttassero il comportamento (ad esempio le migrazioni tra mare e laguna e viceversa, su cui si basava l'antica pratica della vallicoltura e la pesca del pesce novello). Ciò ha portato allo sviluppo di attrezzi e barche da pesca peculiari e perfettamente consoni al tipo di ambiente (acque basse, canali stretti e meandriformi) e alle caratteristiche ecologiche delle specie sfruttate (stagioni della pesca, a seconda della stagione venivano pescate specie diverse con attrezzi diversi). In figura 1.4.3 sono riportate alcune barche utilizzate storicamente per la pesca in Laguna di Venezia e in figura 1.4.4 alcuni attrezzi da pesca tipici. Stando alle fonti dell'epoca le specie sfruttate erano circa 41: 27 specie di pesci, 1 specie di cefalopodi, 4 specie di crostacei, 6 specie di bivalvi e 3 specie di gasteropodi (Sormani Moretti, 1884).

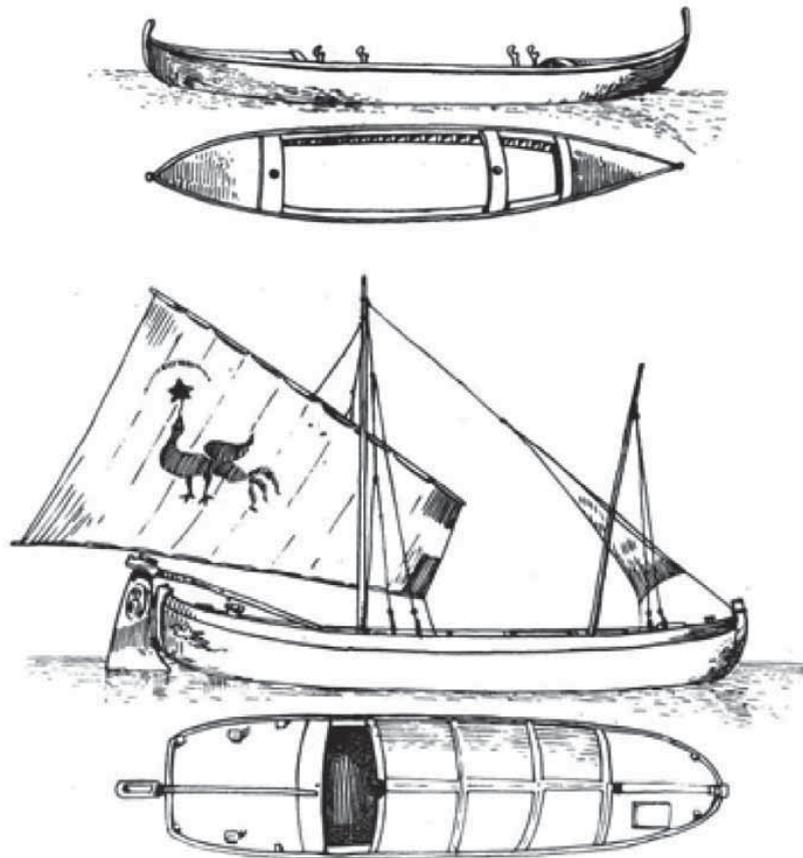


Fig. 1.4.3 – La caorlina e il topo, imbarcazioni storicamente utilizzate per la pesca in Laguna di Venezia.

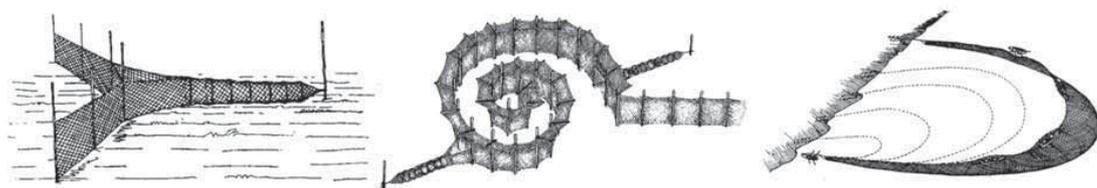


Fig. 1.4.4 – Il cogollo, il saltarello e la tratta, attrezzi da pesca storicamente utilizzati in Laguna di Venezia.

In questo articolo si dimostra come nel periodo successivo alla caduta della Repubblica Serenissima (1797), malgrado la laguna abbia mantenuto il suo ruolo fondamentale per l'alimentazione degli abitanti locali, si sia assistito ad una progressiva deregolamentazione delle attività di pesca che ha portato all'inizio del XX secolo ai primi segnali di impoverimento delle risorse lagunari.

La Repubblica Serenissima era molto severa nel disciplinare la gestione della laguna e delle sue risorse, dal momento che da essa ne traeva difesa militare e alimento per gran parte della popolazione. Leggi e

regolamenti avevano come obiettivo la salvaguardia della ricchezza e dell'abbondanza di pesce e venivano promulgate da Magistrati altamente competenti (un organo era attivo fin dal 1261 per la gestione della pesca, la Giustizia Vecchia). Le punizioni dei soprusi erano severe e comprendevano l'imprigionamento, il sequestro della barca e degli attrezzi da pesca. I pescatori erano organizzati in corporazioni chiamate *fraglie*, titolari di diritti esclusivi di pesca in determinate aree. Le *fraglie* erano governate da due pescatori anziani esperti, eletti periodicamente, che controllavano che le attività di pesca fossero svolte nel rispetto delle leggi. In questo modo i pescatori erano coinvolti direttamente nella gestione delle risorse biologiche lagunari, cosicché il loro uso sostenibile rappresentava il principale obiettivo dei pescatori stessi (Levi Morenos, 1919; Granzotto *et al.*, 2001). Con l'instaurarsi del Governo Austriaco (1815) furono inizialmente mantenute la maggior parte delle leggi sulla pesca in vigore con la Repubblica Serenissima (Ministero di Agricoltura Industria e Commercio, 1872). Con il passare del tempo, però, la loro applicazione e il controllo divennero progressivamente più blandi, probabilmente anche come conseguenza della soppressione delle *fraglie*, che non esercitavano più la loro azione di controllo. A seguito dell'annessione di Venezia al Regno d'Italia (1866) la situazione peggiorò ulteriormente, considerando anche che le nuove leggi promulgate erano decisamente meno severe di quelle precedentemente in vigore (furono ad esempio abolite le restrizioni riguardo la maglia degli attrezzi da pesca) (Ministero di Agricoltura Industria e Commercio, 1872). Il vero problema della legislazione italiana nell'ambito della pesca era, però, rappresentato dal controllo, delegato alle comunità locali che non avevano sufficienti risorse economiche per pagare un adeguato numero di agenti. Ad esempio, in tutta la Provincia di Venezia erano attivi solo due agenti, entrambi operanti in Laguna di Venezia, che difficilmente riuscivano a pattugliare l'intera laguna (considerando anche che la pesca veniva esercitata principalmente di notte e lontano dai centri abitati). Inoltre gli abusi erano spesso condonati o puniti con multe irrisorie. Per questi motivi andarono diffondendosi pratiche di pesca proibite e dannose per l'ecosistema e per le popolazioni lagunari (come ad esempio l'eccessiva pesca del novellame), che già alla fine del 19° secolo iniziarono a dare i primi segnali di impoverimento. Scienziati e naturalisti denunciarono per primi questi fenomeni, invocando un maggior rigore delle leggi e la loro applicazione per evitare che pratiche di pesca non sostenibili minassero la produttività della laguna (Levi Morenos, 1919).

In conclusione, dopo secoli di gestione sostenibile delle risorse lagunari attuata dalla Repubblica Serenissima, seguì un periodo di transizione sotto il Governo Austriaco. Dopo l'annessione della Provincia di Venezia al Regno d'Italia le leggi divennero progressivamente più permissive e il controllo andò indebolendosi, portando alla diffusione di pratiche di pesca illegali e dannose per l'ecosistema. Malgrado durante tutto il periodo considerato (1797-1914) la laguna abbia mantenuto un ruolo importante nell'approvvigionamento di cibo per i veneziani, all'inizio del XX secolo furono evidenti i primi segnali di diminuzione della produttività della laguna (con conseguente diminuzione dei prodotti lagunari sbarcati al Mercato Ittico di Rialto), e scienziati e naturalisti indicarono nella proliferazione di pratiche di pesca non sostenibili, che seguì la caduta della Serenissima, la principale causa.

1.4.6 INTEGRAZIONE DI FONTI STORICHE, STATISTICHE, ANTROPOLOGICHE E SCIENTIFICHE PER INDIVIDUARE L'ESTIRPAZIONE DI SPECIE MARINE MINACCIATE NEL MEDITERRANEO

Tratto da: RAICEVICH S., FORTIBUONI T., GIOVANARDI O., 2008. Integrazione di fonti storiche, statistiche, antropologiche e scientifiche per individuare l'estirpazione di specie marine minacciate nel Mediterraneo. In "Le interazioni tra uomo ed ambiente nel Mediterraneo dall'Epoca Romana al XIX secolo: una visione storica ed ecologica delle attività di pesca". *Atti del II Workshop Internazionale HMAP del Mediterraneo e Mar Nero*. Chioggia, 27-29 settembre 2006. Edizione a cura di R. Gertwagen, Raicevich S., Fortibuoni T., Giovanardi O.; Supplemento ai Quaderni ex ICRAM, pp. 183-199.

Riassunto

Onde valutare il potenziale dell'approccio multidisciplinare del progetto HMAP (la cui sigla significa "Storia delle popolazioni marine") per definire un chiaro riferimento sulla presenza e distribuzione spaziale del passato delle specie marine, abbiamo considerato il gruppo dei selaci nell'Adriatico. I selaci sono stati scelti a causa della loro vulnerabilità alla pesca, riconosciuta come la principale causa del loro declino

a livello mondiale. Quale primo passo abbiamo confrontato la composizione faunistica dei selaci nelle catture di due campagne di ricerca di pesca a strascico fra il 1948 e il 1998. Successivamente abbiamo raccolto le descrizioni naturalistiche di tre autori del XIX secolo (Chiereghin, 1818; Ninni, 1870 e Faber, 1883). Il confronto fra i dati quali-quantitativi del XIX secolo ed i dati ottenuti da campagne a strascico del XX secolo hanno messo in luce variazioni rilevanti nei selaci dell'Adriatico e questi risultati potrebbero essere utili nel definire un riferimento sullo stato di queste risorse precedente al forte sviluppo della pesca meccanizzata ed all'attivazione di programmi di monitoraggio.

Introduzione

La lunga storia della vita sul nostro pianeta è stata caratterizzata da cinque grandi processi globali di estinzione, comunemente noti come "Estinzioni di Massa". La quinta estinzione di massa, ad esempio, avvenne 65 milioni di anni fa alla fine del periodo Cretaceo e fu probabilmente causata dalla collisione con un meteorite gigante, che pose fine alla dominanza dei rettili sulla Terra, portando alla attuale dominazione da parte dei mammiferi. Oggi gli scienziati e l'opinione pubblica sono preoccupati per le molte evidenze che dimostrano come la velocità di scomparsa delle specie sia aumentata, a tal punto che il processo attualmente in corso a livello globale è stato definito come la "Sesta Estinzione di Massa". La preoccupazione nasce dal fatto che, a differenza delle estinzioni di massa precedenti, l'attuale crisi di biodiversità è indotta dall'Uomo e che le conseguenze della perdita di specie non sono tuttora chiare e prevedibili (Carlton *et al.*, 1999).

Le difficoltà pratiche nel valutare l'estinzione di una specie sono però molte, in particolare in ambiente marino (Roberts & Hawkins, 1999, Dulvy *et al.*, 2004). Inoltre va ricordato che l'estinzione di specie è un fenomeno relativamente poco comune in ambiente marino, se paragonato con gli ecosistemi d'acqua dolce e terrestri. Negli ecosistemi marini, infatti, solo tre mammiferi, cinque uccelli, quattro gasteropodi e altri diciotto *taxa* sono stati dichiarati estinti negli ultimi tre secoli a scala mondiale. Inoltre, non sono conosciute estinzioni su scala globale di pesci marini, anche se la pesca è esercitata da millenni e lo sfruttamento delle risorse marine è diffuso in tutto il globo, con particolare intensità nelle aree costiere (Jackson *et al.*, 2001, Pauly *et al.*, 2002). Al contrario sono conosciuti fenomeni di estirpazione, ovvero estinzione a livello locale o regionale. L'estirpazione, quindi, rappresenta un preavvertimento circa la minaccia cui è sottoposta una specie ed è un fenomeno relativamente frequente su scala globale (Pitcher, 2001). È stato infatti osservato come un numero crescente di specie marine siano diminuite o addirittura scomparse da aree discrete del loro *range* geografico originale (Dulvy *et al.*, 2003).

Le principali minacce nei confronti delle specie marine sono lo sfruttamento da parte della pesca (55%), la perdita/degradazione di habitat (37%), l'introduzione di specie invasive (2%) e altri fattori come i cambiamenti climatici, l'inquinamento e varie patologie (6% in totale). Merita di essere ricordato che casi di estirpazione dovuti alla pesca non sono legati esclusivamente allo sfruttamento di tipo meccanizzato/industriale, ma al contrario si conoscono casi di estinzione locale legati a tipologie di prelievo di sussistenza ed artigianale (Pinnegar & Engelhard, 2007).

Il declino e la scomparsa di specie e la perdita di molti habitat rende necessario identificare quali specie siano a rischio di estinzione. In questo ambito la *World Conservation Union* (IUCN) ha compilato la Lista Rossa delle specie minacciate. In tale lista le diverse specie vengono classificate in relazione al loro stato di conservazione ed il rischio d'estinzione è valutato sulla base di criteri oggettivi. Nel contesto del Mediterraneo le valutazioni più recenti (IUCN; 2007) hanno preso in esame 89 specie marine (animali): 47 selaci, 18 pesci ossei, 18 mammiferi, 4 rettili e 1 uccello. Fra queste, i selaci (razze e squali) e i mammiferi sono descritti come i gruppi più vulnerabili allo sfruttamento a causa delle loro caratteristiche ecologiche. Essi, infatti, sono caratterizzati da elevate dimensioni, crescita lenta, bassi tassi riproduttivi, specificità ecologica, alta catturabilità. I criteri che vengono adottati nell'ambito delle valutazioni della Lista Rossa dello IUCN per identificare le specie minacciate includono la presenza e l'evidenza di: improvvisa diminuzione della popolazione, riduzione dell'area di distribuzione geografica, popolazioni che consistono di un numero molto basso di individui, alta probabilità di estinzione stimata mediante modelli matematici.

Merita di essere ricordato che la decisione di quali specie debbano essere valutate nella Lista Rossa è arbitraria e di solito basata sulla disponibilità di dati quantitativi, semi-quantitativi o qualitativi.

¹ Piccoli demersali/pelagici: $L_{max} \leq 30$ cm; medi demersali/pelagici: $30 \text{ cm} < L_{max} \leq 90$ cm; grandi demersali/pelagici: $L_{max} > 90$ cm.

Quindi, ogni tentativo di raccogliere dati storici e informazioni, specialmente sulle specie più vulnerabili, può contribuire al sostanziale miglioramento della conoscenza dello stato attuale delle specie marine. L'approccio multidisciplinare del progetto HMAP (*History of Marine Animal Populations*), che integra fonti storiche, statistiche, antropologiche e scientifiche, ha le potenzialità per contribuire a stabilire un punto di riferimento chiaro per definire la presenza e la distribuzione spaziale delle specie in periodi antichi (Holm, 2003). Dulvy e colleghi (2003) riportano che dal 1900 l'80% delle estinzioni sono state identificate usando metodi storici comparativi, come ad esempio il confronto con liste di specie del passato, l'utilizzo di questionari ed informazioni informali o aneddotiche. Le comparazioni storiche della fauna, per esempio, consistono nella compilazione di liste di presenza o di abbondanza di specie nel passato da confrontare con le liste faunistiche attuali (Pauly, 1995; Johannes, 1998; Saez-Arroyo *et al.*, 2005).

Un caso studio: i selaci del mare Adriatico

Per valutare il potenziale di questo approccio abbiamo considerato come caso studio il gruppo dei selaci dell'Adriatico, un sottosistema del bacino Mediterraneo. I selaci rappresentano un buon esempio perché sono caratterizzati da un'elevata vulnerabilità alla pesca, considerata la principale causa del loro declino a livello planetario. Inoltre, la pesca nel Mediterraneo è una delle più antiche del pianeta ed ha storicamente interessato anche squali e razze (Farrugio *et al.*, 1993).

Il mare Adriatico rappresenta un caso di studio interessante vista l'abbondanza di fonti storiche, archeologiche e artistiche che possono contribuire a ricostruire le dinamiche delle interazioni fra fonti di disturbo ecologico, antropogenico e naturale. I bacini settentrionale e centrale sono caratterizzati da una ampia piattaforma continentale e rappresentano attualmente una delle aree mediterranee più produttive per la pesca (Stomatopoulos, 1995).

L'obiettivo di questo lavoro è identificare le specie di selaci che storicamente abitavano l'Adriatico, al fine di ottenere una "fotografia" della loro presenza nel passato da utilizzare come punto di riferimento per i confronti con i dati attuali. Questo approccio dovrebbe permettere di identificare le specie che sono andate incontro ad estirpazione/declino o, quanto meno, di individuare quali dovrebbero essere oggetto di più approfondite valutazioni.

Un primo punto di riferimento: il 1948

Il primo passo è stato considerare le informazioni scientifiche disponibili basate sul campionamento diretto della fauna marina. A questo proposito abbiamo usato i dati pubblicati da Jukic'-Peladic' e colleghi (2001), che hanno confrontato le catture di due campagne di pesca a strascico: una effettuata nel 1998 nell'ambito del progetto MEDITS (Campagne internazionali di pesca a strascico nel mare Mediterraneo) (Bertrand *et al.*, 1997), e una effettuata nel 1948, che rappresenta una delle prime campagne scientifiche di pesca a strascico effettuate in acque adriatiche (Karlovac, 1959).

Immediatamente dopo la fine della seconda guerra mondiale (1948) furono catturate un totale di 22 specie di selaci (11 squali e 11 razze), mentre nel 1998 ne vennero catturate solo 14 (7 squali e 7 razze) (Fig. 1.4.5). Si tratta di un risultato importante considerato che, secondo gli autori, in appena cinquant'anni circa un terzo delle specie di selaci sono state perse. Le specie ritenute estirpate sono: il pesce porco (*Oxynotus centrina*), lo squalo manzo (*Hepttranchias perlo*), il pesce angelo (*Squatina squatina*), la canesca (*Galeorhinus galeus*), la razza bianca (*Rostroraja alba*), la razza bavosa (*Dipturus batis*), la razza rotonda (*Leucoraja circularis*) e la razza maculata (*Raja montagui*). Per quanto questa descrizione sia interessante, va ricordato che le reti a strascico sono poco adatte a catturare squali pelagici ed è improbabile che specie molto rare siano catturate durante una singola campagna di pesca, anche qualora essa sia molto intensa.

Un nuovo punto di riferimento nel passato: il XIX secolo

Da fonti storiche si evince che l'Adriatico era già pienamente sfruttato in epoca passata e che la pressione di pesca è aumentata notevolmente dopo la seconda guerra mondiale, a causa dell'adozione del motore a scoppio sui pescherecci (Botter *et al.*, 2006). Queste osservazioni sono confermate da un lavoro svolto dal Prof. U. D'Ancona (1926) sulle statistiche degli sbarcati. Lo scienziato evidenziò come l'effetto della pesca sulla fauna adriatica fosse evidente già prima della I Guerra Mondiale. Egli dimostrò, infatti, che la cessazione della pesca a causa della guerra indusse cambiamenti sostanziali nella struttura delle comunità ittiche, ed in particolare

fra i selaci. L'autore interpretò questi mutamenti supponendo che la lunga interruzione della pesca avesse permesso alle specie marine di tornare al loro stato di equilibrio originale, prima dello sfruttamento.

Alla luce di queste osservazioni risulta interessante andare indietro nel tempo per descrivere quale fosse la biodiversità dei selaci nel passato. A questo scopo abbiamo considerato tre pubblicazioni: 1) “*Descrizione de' pesci, de' crostacei, e de' testacei che abitano le lagune ed il golfo veneto*” di S. Chiereghin (1818); 2) “*Enumerazione dei pesci delle lagune e del golfo di Venezia*” di A.P. Ninni (1870); 3) “*La pesca nell'Adriatico*” di G. L. Faber (1883). I tre testi si basano su diverse metodologie ed approcci. Il testo di Chiereghin rappresenta la prima opera che elenca le specie ittiche dell'Adriatico applicando il sistema linneano, ed è basato su osservazioni degli sbarcati dei mercati ittici di Venezia e Chioggia e su interviste dirette ai pescatori. Il secondo testo è, invece, basato su una sistematica più “moderna” e rappresenta il risultato di analisi di esemplari appartenenti a collezioni di musei naturalistici. Le informazioni sono riferite all'intero golfo di Venezia (Adriatico settentrionale e centrale), ed includono i nomi scientifici e vernacolari delle specie, informazioni sulla loro presenza, distribuzione (mare, laguna, acqua dolce) e stagionalità. Il terzo testo fu compilato dal Console Inglese a Fiume (quindi non da un biologo) relativamente alle attività di pesca nell'Impero Austro-Ungarico (che a quel tempo comprendeva il versante orientale dell'Adriatico), con informazioni sullo sbarcato basate su fonti o sopralluoghi dell'autore nei principali porti; l'autore include una descrizione degli attrezzi e delle barche da pesca, della distribuzione spaziale delle attività di pesca, delle statistiche degli sbarcati e delle flotte pescherecce e, naturalmente, la descrizione delle specie (nomi scientifici e popolari, presenza, distribuzione, habitat, stagionalità). Ai fini del presente lavoro abbiamo selezionato tutte le specie di selaci descritte in questi testi e ne abbiamo aggiornato il nome scientifico secondo le sinonimie moderne. In pochi casi (solo 4) non è stato possibile individuare le specie descritte, quindi sono state omesse dalle successive elaborazioni. Chiereghin descrisse 21 specie di selaci: 10 razze e 11 squali; Ninni 40 specie di selaci: 16 razze e 24 squali; infine, Faber ne menzionò 44: 17 razze e 27 squali. Le liste di specie degli ultimi due autori sono sostanzialmente simili e ci permettono di affermare che nel XIX secolo circa 48 specie di selaci (21 razze e 27 squali) erano presenti nell'Adriatico (Fig. 1.4.5). Il basso numero di selaci identificato da Chiereghin potrebbe, invece, dipendere da errori di interpretazione: egli probabilmente raggruppò diverse specie sotto uno stesso nome in base a somiglianze morfologiche.

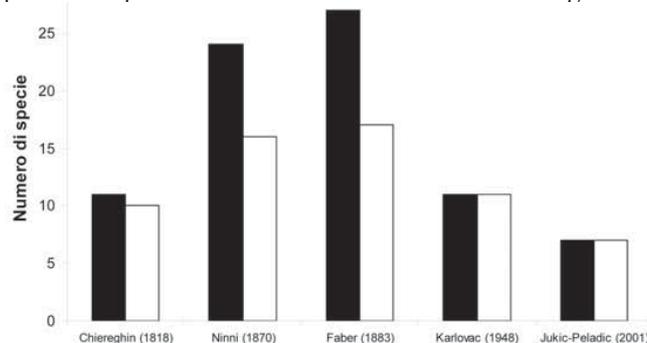


Fig. 1.4.5 - Numero di specie di selaci (■ = squali; □ = razze) elencate nei lavori di Chiereghin (1818), Ninni (1870), Faber (1883) e nelle campagne a strascico descritte da Karlovac (1956) e Jukic-Peladic et al. (2001), rispettivamente nel 1948 e nel 1998.

Alla ricerca di cambiamenti

Nei dati del 1998 si nota come molte specie presenti nel XIX secolo non siano state catturate (Serena, 2005). Al di là delle limitazioni metodologiche già evidenziate, risulta comunque significativo che nel 1998 furono catturate solo 14 delle 48 specie descritte un secolo prima. Inoltre, se si considerano le informazioni relative alla frequenza delle specie sono evidenti grandi cambiamenti. Ad esempio, il pesce angelo (*Squatina squatina*), specie descritta dai naturalisti come comune o molto comune, non fu mai catturata nel 1998 (la specie è oggi inclusa nella Lista Rossa IUCN come “criticamente in pericolo”, IUCN, 2007). Altre specie, come la razza comune (*Raja Asterias*), la razza bavosa (*Dipturus oxyrinchus*), l'aquila di mare (*Myliobatis aquila*), lo squalo gattopardo (*Scyliorhinus stellaris*) e la torpedine marmorizzata (*Torpedo marmorata*), che erano considerate comuni nel XIX secolo, sono state trovate molto raramente nel 1998 (Tab. 1.4.1).

Sulla base di questi risultati preliminari è possibile affermare che un'analisi estensiva che comprenda sia ulteriori informazioni provenienti da naturalisti (per il secolo XIX ed inizio XX), dati dei mercati ittici

(disponibili a partire dall'inizio del XX secolo) e di un numero maggiore di campagne di *trawl-survey*, permetterà di valutare in modo maggiormente puntuale i cambiamenti intercorsi nel gruppo dei selaci nei due secoli passati.

Attività di ricerca future

L'obiettivo principale di questo lavoro è quello di evidenziare le elevate potenzialità della ricerca multidisciplinare nel descrivere le variazioni storiche delle popolazioni marine. Riteniamo che la ricerca storica sia fondamentale per fornire una descrizione realistica delle modalità di sfruttamento delle risorse marine su ampie scale temporali. A questo scopo è necessario considerare anche lo sviluppo tecnologico della pesca, ovvero il numero di imbarcazioni impiegate, i diversi attrezzi utilizzati, le principali specie sfruttate, il loro valore commerciale e il loro commercio. L'approccio storico, inoltre, permette di valutare l'attendibilità delle fonti disponibili e la loro rappresentatività del passato.

Gruppo	Specie	1870	1883	1998	
Squali	<i>Heptranchias perlo</i>	Raro	Raro	-	
	<i>Hexanchus griseus</i>	Raro	Raro	-	
	<i>Echinorhinus brucus</i>	-	Accidentale	-	
	<i>Squalus acanthias</i>	Comune	Comune	Comune	
	<i>Squalus blainvelli</i>	Raro	Raro	-	
	<i>Etmopterus spinax</i>	Molto Raro	Molto Raro	Molto Raro	
	<i>Oxyotus centrina</i>	Raro	Comune	-	
	<i>Squatina oculata</i>	Comune	N.D.	-	
	<i>Squatina squatina</i>	Comune	Comune	-	
	<i>Carcharias taurus</i>	Molto Raro	Accidentale	-	
	<i>Odontaspis ferox</i>	Molto Raro	Molto raro	-	
	<i>Alopias vulpinus</i>	Raro	Raro	-	
	<i>Cetorhinus maximus</i>	Molto Raro	Accidentale	-	
	<i>Carcharodon carcharias</i>	Molto Raro	Raro	-	
	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Raro	Raro	-	
	<i>Lamna nasus</i>	Molto Raro	Raro	-	
	<i>Galeus melastomus</i>	Raro	Molto Raro	Molto Raro	
	<i>Scyliorhinus canicola</i>	Comune	Comune	Comune	
	<i>Scyliorhinus stellaris</i>	Comune	Comune	Molto Raro	
	<i>Galeorhinus galeus</i>	Raro	Comune	-	
	<i>Mustelus asterias</i>	Comune	Comune	Comune	
	<i>Mustelus mustelus</i>	Raro	Raro	Comune	
	<i>Carcharhinus plumbeus</i>	-	Molto Raro	-	
	<i>Prionace glauca</i>	Raro	Raro	-	
	<i>Sphyrna tudes</i>	-	Molto Raro	-	
	<i>Sphyrna zygaena</i>	Raro	Molto Raro	-	
	Razze	<i>Torpedo marmorata</i>	Comune	Comune	Molto Raro
		<i>Torpedo nobiliana</i>	Molto Raro	N.D.	-
		<i>Torpedo torpedo</i>	Raro	Molto Raro	-
		<i>Dipturus batis</i>	Comune	Comune	-
<i>Dipturus oxyrinchus</i>		Comune	Comune	Molto Raro	
<i>Leucoraja fullonica</i>		Comune	Raro	-	
<i>Raja asterias</i>		Comune	Comune	Molto Raro	
<i>Raja clavata</i>		Comune	Comune	Comune	
<i>Raja miraletus</i>		Comune	Comune	Comune	
<i>Raja montagui</i>		-	Raro	-	
<i>Raja radula</i>		Molto Raro	Accidentale	-	
<i>Rostroraja alba</i>		Comune	Raro	-	
<i>Dasyatis pastinaca</i>		Comune	Molto Comune	-	
<i>Dasyatis centroura</i>	Comune	Comune	-		

Tab. 1.4.1 - Abbondanza relativa delle specie di selaci riportata dagli Autori per gli anni 1870 (Ninni), 1883 (Faber), 1998 (Jukic-Peladic et al.); N.D.: "non definito", indica che la specie è citata come presente, ma la frequenza non è definita; - : specie che non sono state descritte/catturate nell'Adriatico.

Si segnala, infine, l'importanza del contributo che può fornire a questo studio l'approccio antropologico. Infatti i testimoni delle variazioni cui sono state soggette le popolazioni marine negli ultimi decenni sono ancora vivi. I vecchi pescatori rappresentano, infatti, una sorta di "archivio" vivente, troppo spesso trascurato, delle informazioni ecologiche, e possono quindi contribuire a chiarire molti aspetti importanti dell'ecologia delle specie e dello sfruttamento da parte della pesca, in particolare negli ultimi cinquant'anni, periodo in cui la pesca meccanizzata/industriale ha preso il sopravvento rispetto a metodi di pesca tradizionali.

Solo raccogliendo, esaminando e decifrando fonti storiche ed archeologiche potremo, infatti, avere la percezione dell'entità dei cambiamenti cui sono andati incontro le popolazioni e gli ecosistemi marini a causa delle attività antropiche (Pinnegar e Engelhard, 2007). Inoltre, l'estensione di questo approccio ad altre specie/*taxa* può fornire valide informazioni utili ad applicare questo tipo di analisi anche a livello di comunità o di ecosistema, per studiare e valutare eventuali variazioni della struttura della rete trofica (e del suo funzionamento) avvenute negli ultimi secoli e comprendere così le possibili conseguenze della "Sesta Estinzione di Massa" attualmente in corso.

1.4.7 INTEGRAZIONE DI FONTI NATURALISTICHE E SCIENTIFICHE PER LA DESCRIZIONE DEI CAMBIAMENTI INTERCORSI NELLA COMUNITÀ ITTICA DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE NEGLI SCORSI DUE SECOLI

Tratto da: FORTIBUONI T., GIOVANARDI O., LIBRALATO S., RAICEVICH S., SOLIDORO C. Integrating historical naturalists' descriptions and statistical-scientific data to describe changes in fish assemblages over the last two centuries in the Northern Adriatic Sea (Mediterranean). *ICES Annual Science Conference*, Halifax (Canada), 22-26 Settembre 2008, <http://www.ices.dk/products/CMdocs/CM-2008/CM2008.pdf>.

Introduzione

Si va sempre più consolidando, grazie ad un'ampia letteratura scientifica in merito, la consapevolezza che molti ecosistemi che conosciamo oggi sono molto diversi dal loro stato naturale (Jackson *et al.*, 2001; Pinnegar *et al.*, 2002; Lotze and Milewski, 2004; Lotze, 2005; Rosenberg *et al.*, 2005; Sáez-Arroyo *et al.*, 2005; Lotze *et al.*, 2006; Ainsworth *et al.*, 2008). Per quanto riguarda gli ecosistemi marini, la pesca è considerata la principale causa dei cambiamenti che hanno avuto luogo: attraverso la rimozione selettiva e il sovra-sfruttamento di specie, infatti, gli equilibri ecologici tra organismi viventi sono stati mutati con conseguenze non ancora del tutto chiare (Jackson *et al.*, 2001). La rimozione dei grandi predatori (squali, tonni, delfini, foche), ad esempio, fino alla cosiddetta "estinzione ecologica" (perdita del ruolo ecologico legata ad un'eccessiva rarefazione delle specie), sembra infatti la causa di una serie di effetti a cascata che influenzano vari livelli della rete alimentare e di conseguenza il funzionamento degli ecosistemi. I grandi predatori esercitano un controllo demografico sulle proprie prede, sia attraverso la loro rimozione diretta a scopi alimentari, sia influenzando il loro comportamento (e di conseguenza la loro distribuzione spaziale) inducendo la necessità di mettere in atto strategie anti-predatorie (Bruno e O'Connor, 2005; Ferretti *et al.*, 2008; Heithaus *et al.*, 2008). La pesca è un'attività esercitata da molti secoli, quindi ha avuto un ruolo importante nell'evoluzione e nei cambiamenti a lungo termine di popolazioni e ecosistemi marini. Diventa perciò fondamentale, per capirne gli effetti e per raggiungere l'obiettivo di una gestione sostenibile delle risorse alieutiche, affrontare studi che prendano in considerazione ampi periodi di tempo. In questo contesto l'ecologia storica gioca un ruolo fondamentale e si propone come una disciplina che nasce dalla sintesi ed integrazione di diversi approcci, quello scientifico e quello storico (Holm, 2003; Anderson, 2006). La metodologia si basa sulla ricerca, catalogazione e analisi statistica di dati e informazioni che descrivano lo stato delle popolazioni marine e il loro sfruttamento su ampia scala temporale. L'Alto Adriatico rappresenta un caso studio estremamente interessante, sia per la ricchezza di fonti storiche disponibili, sia per la sua importanza ecologica (si tratta di uno dei bacini più produttivi e più sfruttati dell'intero Mediterraneo), sia perché l'attuale stato è il risultato di secolari interazioni uomo-ambiente.

La mancanza di dati quantitativi rappresenta la principale difficoltà nello studiare le dinamiche delle popolazioni marine su ampia scala temporale (Jackson *et al.*, 2001). È quindi necessario avvalersi di altre fonti

per inferire informazioni utili per descrivere e comprendere queste dinamiche. La ricerca, catalogazione ed analisi di dati storici diventa così un'esigenza imprescindibile, così come l'elaborazione di nuove metodologie che permettano di integrare dati di natura diversa (ad esempio dati qualitativi, semi-quantitativi o quantitativi) e con una risoluzione spaziale e temporale non omogenea (Palomares *et al.*, 2006; Palomares and Heymans, 2006; Anderson, 2006). In questo articolo sono stati analizzati ed integrati due diversi database, uno che contiene informazioni di tipo semi-quantitativo, l'altro quantitativo, con lo scopo di studiare attraverso macrodescrittori ecologici i cambiamenti delle popolazioni ittiche dell'Alto Adriatico negli ultimi due secoli (XIX e XX).

Dataset

Il primo database contiene le informazioni riportate in 36 documenti prodotti da biologi e naturalisti che lavorarono a Venezia e nell'Impero Austro-Ungarico, che coprono un periodo che va dal 1818 al 1956. Si tratta di cataloghi delle specie presenti nell'Alto Adriatico corredati da illustrazioni, informazioni sulla biologia ed ecologia delle specie, e da una definizione della loro frequenza. Le nozioni riportate si basano su rilievi fatti presso i mercati ittici e i porti, interviste ai pescatori, osservazioni dirette su pescherecci e analisi delle collezioni di Musei di Storia Naturale. Questi documenti descrivono un totale di 394 specie ittiche, definite seguendo la nomenclatura dell'epoca. La prima fase di analisi ha previsto, quindi, l'aggiornamento dei nomi delle specie secondo la nomenclatura moderna, attraverso testi moderni di tassonomia (Tortonese, 1956, 1970, 1975) e database on line (Fishbase, www.fishbase.org). La lista delle specie è stata controllata accuratamente escludendo dal database 139 specie: specie d'acqua dolce (es. *Cyprinus carpio carpio*, *Rodeus amarus*), specie esotiche riportate erroneamente (probabilmente perché viste presso i mercati ittici, come ad esempio il merluzzo atlantico *Gadus morhua*), specie citate da meno di 5 autori (specie accidentali) e specie non esistenti (errori nell'attribuzione del nome delle specie, ad es. *Laevaraja morula* e *Notidanus barbarus*, dimorfismi sessuali etc.). Le citazioni relative alla frequenza delle specie (es. endemico, piuttosto raro, abbastanza abbondante) sono state formalizzate secondo una scala semi-quantitativa a 5 livelli (molto raro, raro, comune, molto comune, non definito). Le osservazioni sono state raggruppate in periodi di 25 anni (1800-1825, 1826-1850, 1851-1875, 1876-1900, 1901-1925, 1926-1950) per rendere più omogenea la serie storica (Fig. 1.4.6), dal momento che il numero di specie descritte da ciascun autore presentava un'elevata variabilità.

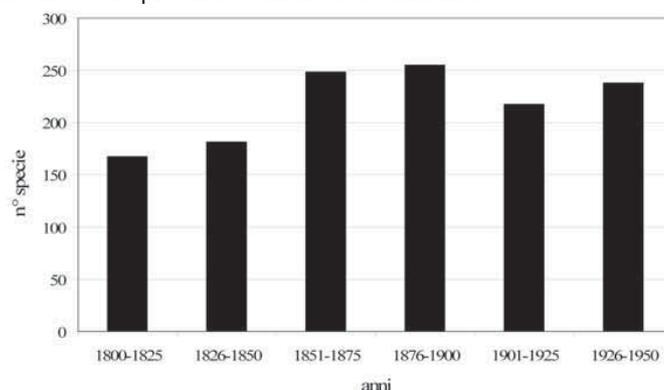


Fig. 1.4.6 - Numero di specie descritte nei diversi periodi di 25 anni. Dopo il 1850 il numero di specie descritte aumenta, probabilmente come conseguenza di una progressiva conoscenza delle comunità ittiche legata ad un miglioramento delle tecniche di navigazione e di pesca e alla conseguente possibilità di esplorare nuovi habitat (acque profonde, mare aperto ecc.).

Il secondo database comprende le statistiche di sbarcato dei principali mercati ittici/aree di pesca dell'Alto Adriatico (Venezia, Chioggia, Trieste, Fiume e litorale austriaco) (Faber, 1883; Levi Morenos, 1916; D'Ancona, 1926, 1949) dal 1874 al 2000, e contiene dati quantitativi (espressi in chilogrammi) per le specie vendute. Le statistiche di pesca forniscono informazioni sulle specie commerciali e, sebbene con alcune limitazioni intrinseche di cui tener conto (aree cui sono riferite, sottostima delle specie non commerciali, scarsa accuratezza, aggregazione di specie), sono comunemente utilizzate per inferire informazioni sulle popolazioni marine, sotto l'assunto che le proporzioni tra le specie commerciali rispecchino la situazione in mare (Pauly *et al.*, 1998; Pinnegar *et al.*, 2002; Libralato *et al.*, 2004). I dati di sbarcato sono stati aggregati in periodi di 25 anni (1876-1900, 1901-1925, 1926-1950, 1951-1975,

1976-2000) per renderli confrontabili con i dati dei naturalisti, e sono stati espressi come percentuale relativa di ciascuna specie per tenere in considerazione l'elevata variabilità inter-annuale degli sbarcati.

Integrazione tra dati semi-quantitativi e quantitativi

Integrando questi due database è stato possibile descrivere con la stessa metrica le popolazioni ittiche nel corso di due secoli, e valutare mediante indicatori la presenza di cambiamenti nelle comunità. Come base per l'integrazione sono stati utilizzati i venticinquenni in cui erano disponibili sia i dati dei naturalisti (semi-quantitativi) che i dati di sbarcato (quantitativi) (1876-1900, 1901-1925, 1926-1950). Il primo passaggio è stato calcolare le curve di frequenza cumulata, per ciascun venticinquennio, delle classi semi-quantitative dei naturalisti (molto raro, raro, comune, molto comune) e dei dati di sbarcato. Successivamente sono stati individuati i limiti (percentili nei dati di sbarcato corrispondenti alle frequenze cumulate delle classi semi-quantitative) per suddividere i dati di sbarcato in 4 classi, le cui distribuzioni di frequenza fossero esattamente le stesse dei dati semi-quantitativi (Figura 1.4.7).

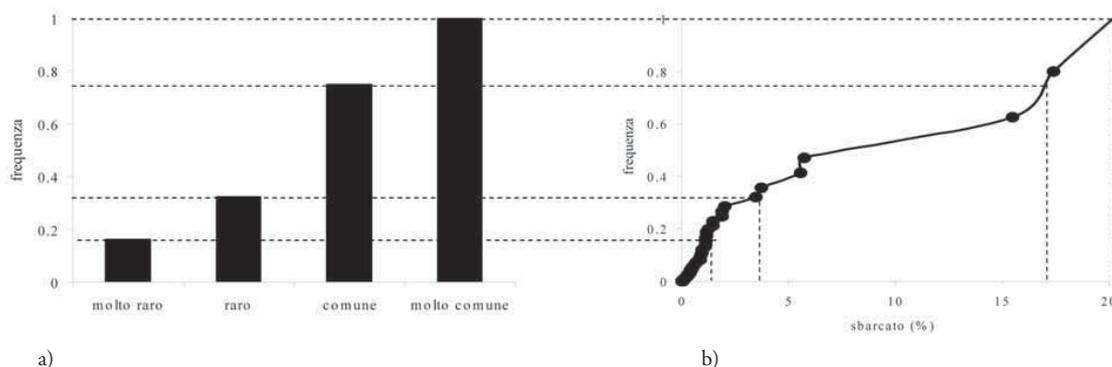


Fig. 1.4.7 - Integrazione tra dati semi-quantitativi (naturalisti) e quantitativi (sbarcato). Come base per l'integrazione sono stati utilizzati i periodi di sovrapposizione dei due database, si riporta il caso 1876-1900 come esempio. a) Frequenza cumulata delle classi semi-quantitative di "abbondanza percepita" (naturalisti); b) Frequenza cumulata dei dati di sbarcato. Il calcolo dei percentili dei dati di sbarcato corrispondenti alle frequenze cumulate delle classi semi-quantitative permettono di individuare 4 classi le cui frequenze sono le stesse delle classi semi-quantitative.

Per ciascun periodo di sovrapposizione sono stati quindi calcolati per i dati di sbarcato i limiti delle classi corrispondenti alle categorie semi-quantitative (Tab. 1.4.2).

Classi semi-quantitative di "abbondanza percepita"	Classi dei dati di sbarcato (%)		
	1876-1900	1901-1925	1926-1950
Molto raro	< 0.0000	< 0.0016	< 0.0028
Raro	0.0000 < x < 0.0175	0.0016 < x < 0.0118	0.0028 < x < 0.0110
Comune	0.0175 < x < 15.5063	0.0118 < x < 1.3520	0.0110 < x < 10.6112
Molto comune	15.5063 < x < 20.1818	1.3520 < x < 18.7983	10.6112 < x < 18.3775

Tab. 1.4.2 - Classi dei dati di sbarcato (espressi come percentuali) corrispondenti alle classi semi-quantitative dei naturalisti per ciascun periodo di sovrapposizione.

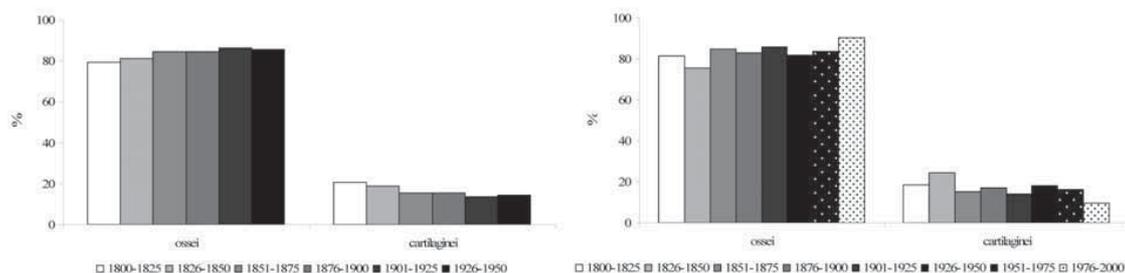
In questo modo è stato possibile esprimere i dati di sbarcato con la stessa metrica utilizzata dai naturalisti, convertendo ciascun dato quantitativo in una delle categorie molto raro, raro, comune e molto comune. Per verificare la bontà della conversione si sono confrontati i dati ricostruiti con quelli osservati nei periodi di sovrapposizione. Il primo risultato dell'integrazione è stato, dunque, allungare fino al 2000 la serie storica dei naturalisti.

Cambiamenti a lungo termine della comunità ittica

Per descrivere i cambiamenti della comunità ittica le specie sono state raggruppate in relazione ad alcune caratteristiche ecologiche ricavate dal *database on line Fishbase* (classi tassonomiche: pesci cartilaginei/pesci ossei; lunghezza massima; habitat: demersale, pelagico, batidemersale, batipelagico, bentopelagico, fondale roccioso; gruppo funzionale: piccoli, medi, grandi¹ demersali/pelagici) (Figg. 1.4.8 a-l). Gli

andamenti temporali sono stati analizzati separatamente per i due database, quello che comprende tutte le specie descritte dai naturalisti (255 specie, periodo 1800-1950), e quello che deriva dall'integrazione tra dati semi-quantitativi e i dati quantitativi, che comprende solo le specie per cui si hanno informazioni quantitative (specie commerciali) (115 specie, periodo 1800-2000). Sono stati, quindi, calcolati gli andamenti temporali dell'incidenza relativa (espressa come percentuale) di ciascun gruppo all'interno della comunità. Si è, inoltre, calcolato il livello trofico medio della comunità in ciascun venticinquennio. Per effettuare queste analisi è stato necessario attribuire un peso numerico a ciascuna classe semi-quantitativa, per calcolare il contributo delle singole specie. Dal momento che gli estremi delle classi dei dati di sbarcato - corrispondenti alle classi semi-quantitative - seguono un andamento che si avvicina ad un'esponenziale, si è deciso di attribuire 4 pesi che seguissero una scala esponenziale con base 2, ovvero: molto raro = 2; raro = 4; comune = 8; molto comune = 16. Di seguito sono riportati i risultati.

Classi tassonomiche



Lunghezza massima

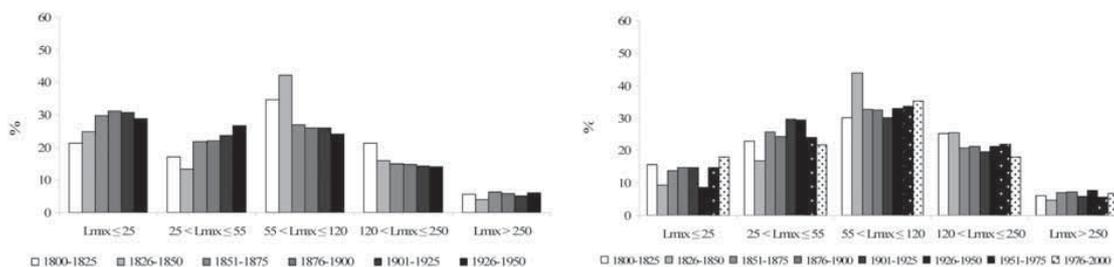
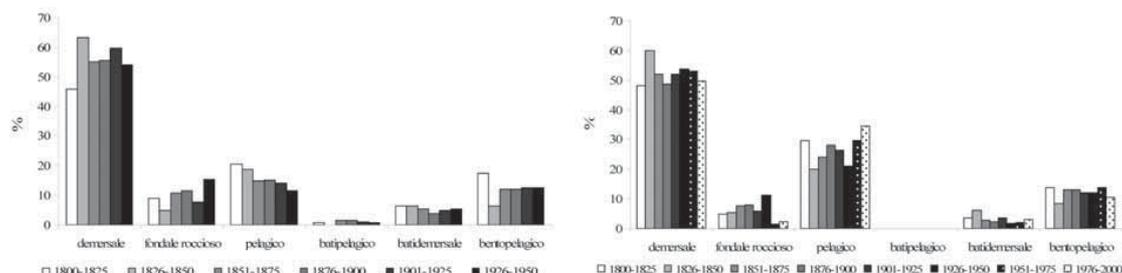


Fig. 1.4.8 - Andamenti temporali dell'incidenza di diversi gruppi ecologici. Le specie sono state raggruppate in funzione delle loro caratteristiche ecologiche e sono state pesate attribuendo a ciascuna classe nominale di "abbondanza percepita" un peso secondo una scala esponenziale con base 2. **a)** incidenza delle classi tassonomiche pesci ossei/cartilaginei, 255 specie, periodo 1800-1950; **b)** incidenza delle classi tassonomiche pesci ossei/cartilaginei, 115 specie, periodo 1800-2000; **c)** incidenza di gruppi di specie individuati in base alla loro taglia massima (L_{max} , cm), 255 specie, periodo 1800-1950; **d)** incidenza di gruppi di specie individuati in base alla loro taglia massima (L_{max} , cm), 115 specie, periodo 1800-2000. [continua]

Habitat



Gruppo funzionale

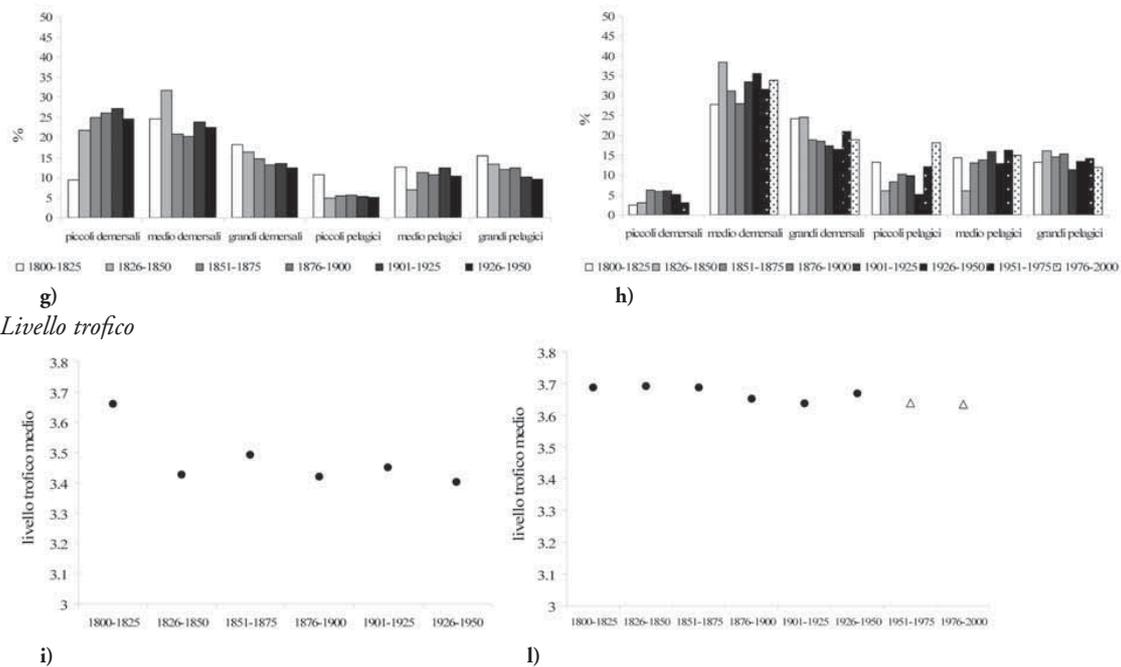


Fig. 1.4.8 - Andamenti temporali dell'incidenza di diversi gruppi ecologici. Le specie sono state raggruppate in funzione delle loro caratteristiche ecologiche e sono state pesate attribuendo a ciascuna classe nominale di "abbondanza percepita" un peso secondo una scala esponenziale con base 2. **e)** incidenza di gruppi di specie individuati in base all'habitat in cui vivono, 255 specie, periodo 1800-1950; **f)** incidenza di gruppi di specie individuati in base all'habitat in cui vivono, 115 specie, periodo 1800-2000; **g)** incidenza di diversi gruppi funzionali, individuati in funzione della taglia massima (L_{max} , cm) e dell'habitat delle specie, 255 specie, periodo 1800-1950; **h)** incidenza di diversi gruppi funzionali, individuati in funzione della taglia massima (L_{max} , cm) e dell'habitat delle specie, 115 specie, periodo 1800-2000; **i)** livello trofico medio della comunità, 255 specie, periodo 1800-1950; **l)** livello trofico medio della comunità, 115 specie, periodo 1800-2000. [fine]

Discussione

I risultati ottenuti hanno evidenziato come nel periodo considerato vi siano alcuni segnali di cambiamento della comunità ittica dell'Alto Adriatico. In particolare si è evidenziata una diminuzione dell'incidenza dei pesci cartilaginei (squali e razze) rispetto ai pesci ossei (sarde, sgombri, pagelli etc.). I pesci cartilaginei, in genere, hanno caratteristiche biologiche ed ecologiche che li rendono particolarmente vulnerabili alla pesca e ai disturbi antropici, come ad esempio le elevate dimensioni (che ne aumentano la catturabilità), il basso tasso riproduttivo e il raggiungimento tardivo della maturità sessuale. Si è osservata, inoltre, una generale diminuzione dell'incidenza di specie di taglia elevata (ad esempio grandi demersali e grandi pelagici). Specie di taglia elevata sono in genere maggiormente vulnerabili alla cattura e, dato il loro valore commerciale, sono state sfruttate intensamente da secoli. Sono inoltre specie *k-strategie*, che presentano un basso tasso riproduttivo e raggiungono tardi la maturità sessuale, caratteristiche che le rendono vulnerabili al sovrasfruttamento (Pauly *et al.*, 1998; Jennings *et al.*, 1999; Fromentin, 2003; Dulvy *et al.*, 2004; Dulvy and Reynolds, 2002). Parallelamente si è osservato un declino del livello trofico della comunità ittica. Questo andamento può essere legato alla diminuzione dei grandi predatori che si trovano all'apice della rete alimentare e al conseguente aumento delle loro prede di livello trofico più basso (fenomeno ampiamente documentato in altre aree e messo in relazione al sovrasfruttamento delle risorse) (Pauly *et al.*, 2001; Pauly and Palomares, 2005; Pinnegar *et al.*, 2002).

Si tratta di risultati preliminari, che necessitano approfondimenti analitici, ma che rappresentano un segnale di cambiamento in linea a quanto osservato in altre aree in cui lo sforzo di pesca ha modificato gli equilibri ecologici degli ecosistemi marini, esercitando un controllo selettivo sulle specie.

In conclusione questo approccio metodologico, che prevede l'integrazione di diverse tipologie di informazione per descrivere i cambiamenti delle popolazioni marine su ampia scala temporale, è risultato ampiamente soddisfacente e questo articolo pone le basi da cui partire per investigare ulteriori aspetti relativi a come e perché le popolazioni marine dell'Alto Adriatico sono cambiate negli ultimi due secoli.

1.4.8. ANALISI DELLO STATO DELLE RISORSE ALIEUTICHE DELL'ALTO ADRIATICO MEDIANTE LE SERIE STORICHE DI SBARCATO

Tratto da:

GRANZOTTO A., LIBRALATO S., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., PRANOVI F., 2006, "Analisi dello stato delle risorse alieutiche dell'alto Adriatico mediante le serie storiche di sbarcato", *Biologia Marina Mediterranea*, 13 (1): 78-86.

RAICEVICH S., LIBRALATO L., PRANOVI F., GIOVANARDI O., "Historical data of ecosystem driving forces and anthropogenic disturbance in the northern Adriatic Sea", I Workshop Internazionale *History of Marine Animal Populations del Mediterraneo e Mar Nero*, Barcellona, 20-22 settembre 2004.

LIBRALATO L., RAICEVICH S., PRANOVI F., GIOVANARDI O., "Fisheries and the ecosystem state: what about the Adriatic Sea?", I Workshop Internazionale *History of Marine Animal Populations del Mediterraneo e Mar Nero*, Barcellona, 20-22 settembre 2004.

Riassunto

In questo studio sono state esaminate le statistiche sulle quantità di pescato vendute in quattro mercati del Nord Adriatico in diversi sottoperiodi nell'arco di circa un secolo (1904-2003), al fine di valutare le mutazioni intercorse nella composizione dello sbarcato in termini dei principali *taxa* e gruppi trofici. In particolare, l'incremento dello sforzo di pesca ha portato ad una rarefazione dei Selaci e si rileva una riduzione del livello trofico medio (LTm) per l'insieme del prodotto commercializzato mentre il rapporto tra le biomasse dei piccoli pesci pelagici e le specie demersali ha una tendenza ascendente.

Introduzione

La rapida crescita della pressione antropica sull'ambiente naturale ha determinato una sempre maggior attenzione della comunità scientifica sull'importanza degli effetti del disturbo della pesca su comunità biologiche ed ecosistemi.

E' stato infatti dimostrato come l'attività di sfruttamento delle risorse alieutiche, in concorso con altre forme di disturbo antropico, abbia determinato in alcuni ecosistemi marini significative alterazioni anche in periodi storici non recenti (Jackson *et al.*, 2001). La necessità di ricostruire le dinamiche spazio temporali di popolazioni, comunità ed ecosistemi nella più ampia scala temporale possibile appare quindi sempre più urgente. Tale ricostruzione permetterebbe il confronto tra diversi stati dell'ecosistema, ad esempio, lo stato attuale e quello di periodi con pressioni antropiche minori o assenti (Pauly, 1993).

In tale contesto possono rivelarsi molto utili le serie storiche di sbarcato, le quali, seppur condizionate da limiti strutturali non secondari, spesso rappresentano l'unica fonte di informazioni per ricostruire qualitativamente e/o semi-quantitativamente lo stato delle risorse marine nel passato. Infatti, le statistiche dello sbarcato possono rappresentare una sorta di ampio e continuo monitoraggio delle risorse soggette a pesca (Pauly *et al.*, 1998).

Allo scopo di analizzare le fluttuazioni delle popolazioni marine dell'alto Adriatico, sono stati quindi raccolti i dati di sbarcato, sia in termini di quantità totale che suddivisi per gruppo commerciale. I dati riguardano le principali marinerie dell'Alto Adriatico, ovvero Chioggia, Venezia, Trieste e Rijeka, per il periodo compreso tra il 1904 ed il 2003. Sulla base dei dati raccolti, sono stati applicati indicatori di tipo trofodinamico (Rice e Rochet, 2005) che hanno permesso di realizzare alcune inferenze sullo stato dell'ecosistema. I risultati sono discussi alla luce dei cambiamenti tecnologici delle flotte e dell'andamento di alcune forzanti ecologiche (eutrofizzazione ed anossia) nel periodo considerato.

Materiali e Metodi

Dati di sbarcato

I dati utilizzati per la descrizione dello sbarcato provengono da diverse fonti. Per il periodo precedente alla seconda guerra mondiale, sono stati considerati i dati riportati negli studi di D'Ancona (1926; 1934) relativi al mercato di Venezia (1904-1905, 1919-1924), Trieste (1905-1932) e Fiume (Rijeka; 1914-1932). Secondo tale autore, le quantità riferite al porto di Venezia sono principalmente rappresentative dello sbarcato della marineria di Chioggia, poiché i pescatori afferenti a tale porto erano usi vendere la maggior parte del pescato presso il mercato di Venezia.

Per il periodo successivo (1945-2003), le serie storiche sono state ottenute dalle statistiche di vendita mensili ed annuali raccolte presso i mercati ittici all'ingrosso di Chioggia e Venezia.

Dall'insieme dei dati raccolti sono state selezionate esclusivamente le catture di origine marina, sulla base

delle suddivisioni realizzate da D'Ancona (1926). Nel caso di specie catturabili sia in mare che in laguna (ad esempio, seppie e latterini), è stato considerato lo sbarcato relativo ai mesi per i quali la provenienza è sicuramente marina, in base al comportamento migratorio tipico della specie.

I dati sono stati quindi analizzati in termini di biomassa totale e, dopo essere stati raggruppati per grandi *taxa*, sono stati rappresentati in termini percentuali rispetto allo sbarcato totale.

Indicatori trofodinamici

Allo scopo di discernere gli andamenti legati all'attività di pesca da quelli legati ad altre forzanti, è stato adottato un set di indicatori sensibili alle diverse pressioni ambientali.

1. *Rapporto Pelagici/Demersali (P/D)*. Il rapporto P/D può essere utilizzato per distinguere l'effetto delle variazioni del carico di nutrienti dall'effetto della pesca. Le specie pelagiche, infatti, sono particolarmente influenzate dall'arricchimento in nutrienti, in quanto l'aumento della produzione primaria ha effetti positivi diretti su questo gruppo; un trend positivo del rapporto P/D indica, quindi, un progressivo arricchimento di nutrienti, mentre picchi elevati di P/D possono indicare eventi anossici (Caddy, 2000; De Leiva Moreno *et al.*, 2000).

2. *Livello Trofico medio*. Il livello trofico medio (LTm; Pauly *et al.*, 1998) della comunità è una misura del numero medio di passaggi trofici che avvengono tra i produttori primari e i predatori apicali e permette di valutare la complessità della rete trofica. L'attività di pesca può modificare il LTm delle comunità sfruttate, poiché preleva tendenzialmente individui appartenenti a specie di dimensioni medio-grandi e di livello trofico maggiore (Pauly *et al.*, 1998). Il LTm dello sbarcato può, pertanto, considerarsi indicativo del LTm della comunità (Pauly *et al.*, 1998; Pauly *et al.*, 2000; Pinnegar *et al.*, 2002; Libralato *et al.*, 2004).

Il livello trofico (LT) delle specie presenti nel dataset è stato stimato mediante la descrizione della composizione della dieta disponibile in Fishbase (Pauly *et al.*, 2000; Froese and Pauly, 2002, www.fishbase.org); successivamente il livello trofico medio delle catture è stato quindi calcolato per ogni anno e mercato di riferimento come media del Livello Trofico di ogni specie pesata con la relativa quantità catturata (Pauly *et al.*, 1998; Pauly e Palomares, 2005).

Risultati

Le serie storiche dello sbarcato totale (Fig. 1.4.9) evidenziano come, prima della seconda guerra mondiale, Venezia rappresentasse il principale punto di commercializzazione tra quelli considerati. Per i dati rilevati a Rijeka e Trieste si osserva un andamento significativamente positivo negli anni (rispettivamente $\beta = 0,81$ e $0,57$ con $p < 0,05$) temporaneamente interrotto, in ambo i casi, dalla stasi bellica degli anni 1915-1918.

Lo sbarcato presso il mercato di Chioggia mostra invece una crescita sostanzialmente continua fino a metà degli anni '80, con valori che raggiungono le 16,000 T nel 1985 (periodo 1945-1985: media 7.958 t per anno: $\beta = 0,90$, $p < 0,05$) seguiti da una netta decrescita con valori che fluttuano intorno ad un valore medio di 7.318 t per anno.

Nelle figure 1.4.10 - 1.4.13 sono riportati i dati riferiti al contributo percentuale dei principali gruppi tassonomici o funzionali: piccoli pelagici, altri pesci ossei, pesci cartilaginei e bivalvi. Crostacei e gasteropodi sono stati esclusi in quanto il loro contributo risulta sempre inferiore al 20%, mentre i cefalopodi non mostrano un andamento significativo.

In generale i piccoli pelagici (principalmente *Engraulis encrasicolus* e *Sardina pilchardus*) contribuiscono alla maggior parte dello sbarcato già prima della seconda guerra mondiale, acquisendo particolare importanza nel periodo successivo presso il mercato di Chioggia, con valori che fluttuano intorno al 60% del totale dall'inizio degli anni '60 (Fig. 1.4.10).

L'andamento delle catture degli altri pesci ossei, risulta sostanzialmente speculare a quello riportato per il gruppo precedente (Fig. 1.4.11).

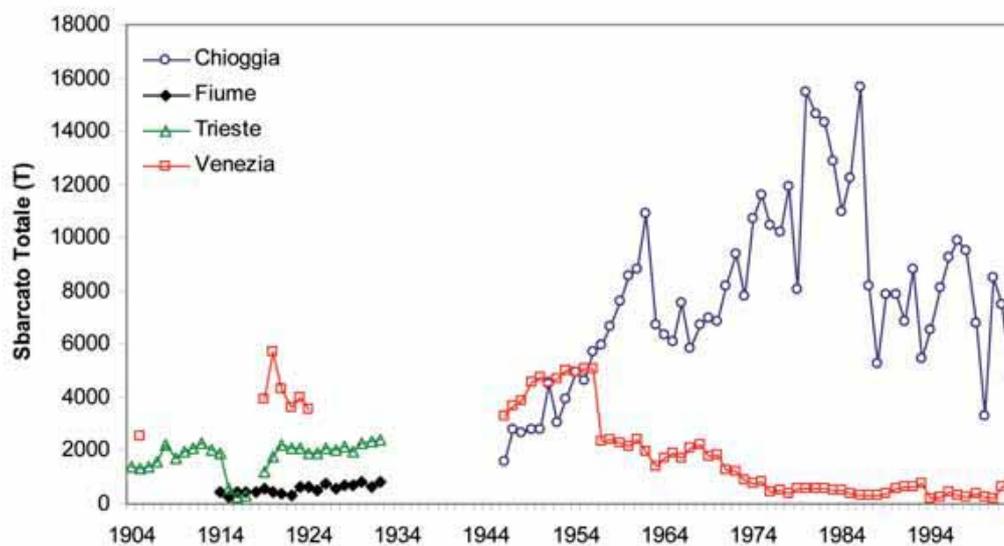


Fig. 1.4.9 - Serie storiche per lo sbarcato totale (T: tonnellate) per i mercati ittici di Chioggia, Fiume, Trieste, Venezia nel periodo compreso tra 1904 e 2003.

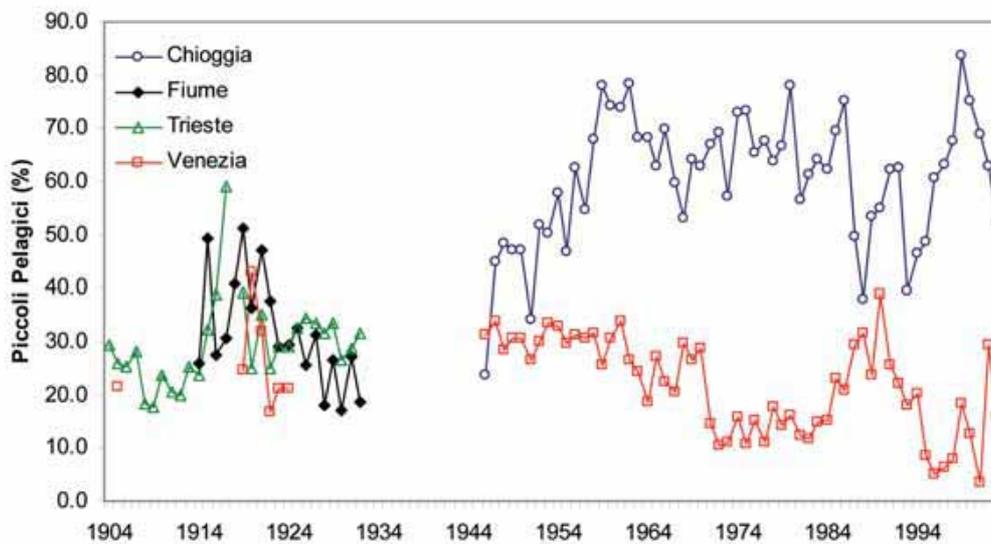


Fig. 1.4.10 - Percentuale delle catture di Pesci Piccoli Pelagici rispetto alle catture totali presso i mercati ittici di Chioggia, Fiume, Trieste, Venezia nel periodo compreso tra 1904 e 2003.

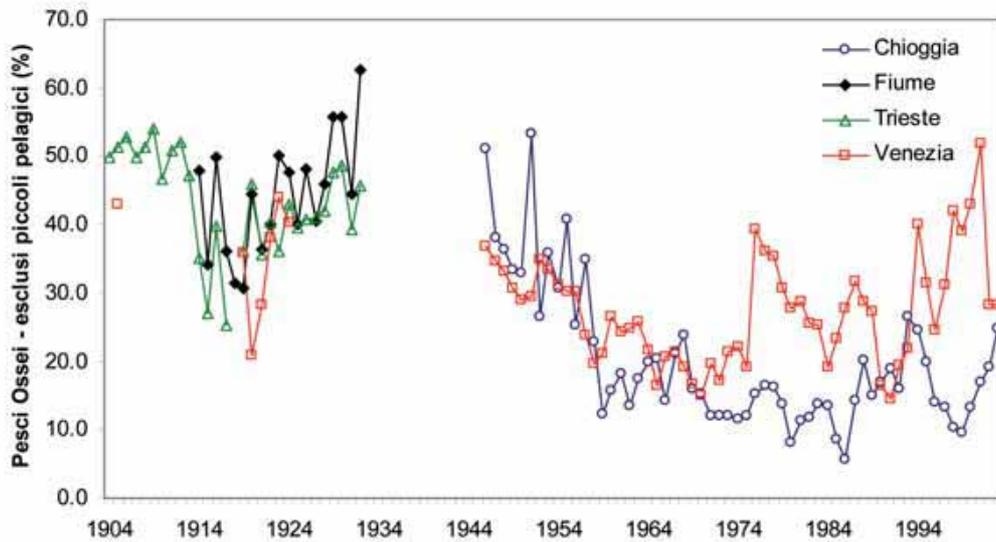


Fig 1.4.11 - Percentuale delle catture di Pesci Ossei (esclusi i Piccoli Pelagici) rispetto alle catture totali presso i mercati ittici di Chioggia, Fiume, Trieste, Venezia nel periodo compreso tra 1904 e 2003.

Il contributo dei pesci cartilaginei (Fig. 1.4.12) raggiunge, nei mercati di Venezia e Fiume, il 16-18% delle catture totali prima della seconda guerra mondiale, con un netto declino nel periodo successivo per il primo mercato, fino a raggiungere valori inferiori al 2% dopo il 1960.

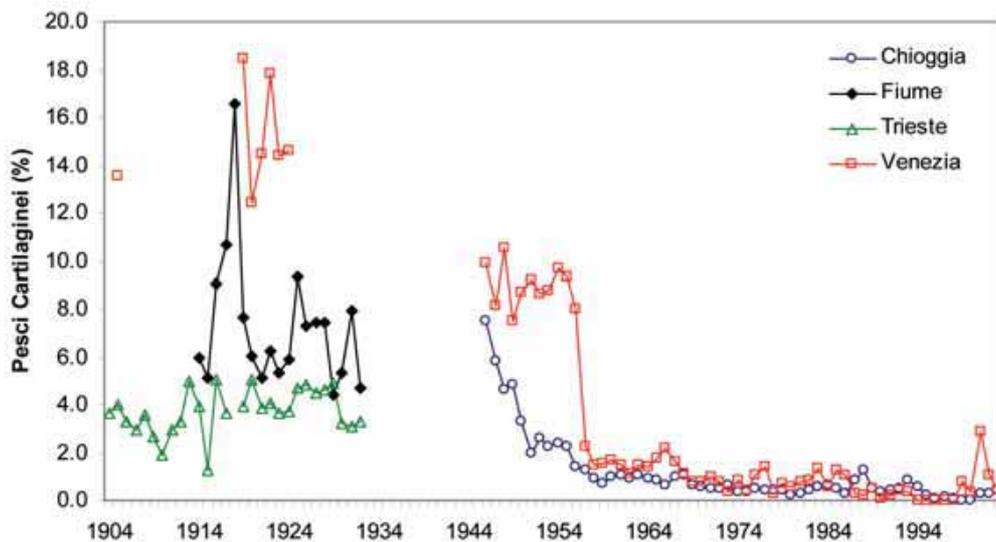


Fig 1.4.12 - Percentuale delle catture di Pesci Cartilaginei rispetto alle catture totali presso i mercati ittici di Chioggia, Fiume, Trieste, Venezia nel periodo compreso tra 1904 e 2003.

L'andamento dei bivalvi, infine, mostra un trend di crescita presso i mercati di Chioggia e Venezia raggiungendo in quest'ultimo valori del 50% all'inizio degli anni 70', seguito poi da una decrescita ed ampie fluttuazioni (Fig. 1.4.13).

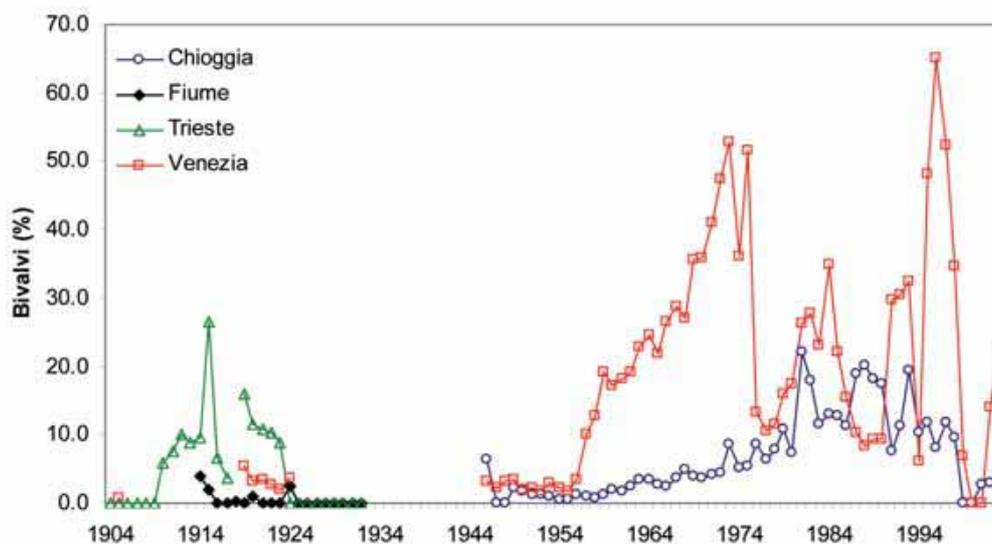


Fig. 1.4.13 - Percentuale delle catture di Bivalvi rispetto alle catture totali presso i mercati ittici di Chioggia, Fiume, Trieste, Venezia nel periodo compreso tra 1904 e 2003.

Indicatori trofodinamici

Il rapporto P/D (Fig. 1.4.14) mostra tra il 1904 ed il 1932 valori relativamente costanti per il mercato di Trieste, mentre maggiori fluttuazioni sono rilevate nei mercati di Venezia e Fiume. Successivamente, da un lato è evidente una crescita per il mercato di Chioggia, con ampie fluttuazioni dopo il 1980 ed il raggiungimento di due picchi relativi per gli anni 1985 e 1998 e dall'altro si osserva un trend negativo per il mercato di Venezia.

Il LTM dello sbarcato (Fig. 1.4.15) mostra valori compresi tra 3,4 e 3,5 per i tre mercati considerati prima della seconda guerra mondiale, sebbene per Trieste si rilevino forti riduzioni in concomitanza del primo conflitto. Per il mercato di Chioggia, tra il 1945 ed il 2002 si ha una riduzione progressiva, con valori finali che si attestano intorno a 3,2 ($p < 0,05$) mentre per quello di Venezia si vedono importanti fluttuazioni, con tre picchi negativi registrati nel 1973, 1975 e 1996 e due positivi nel 1994 e 2001.

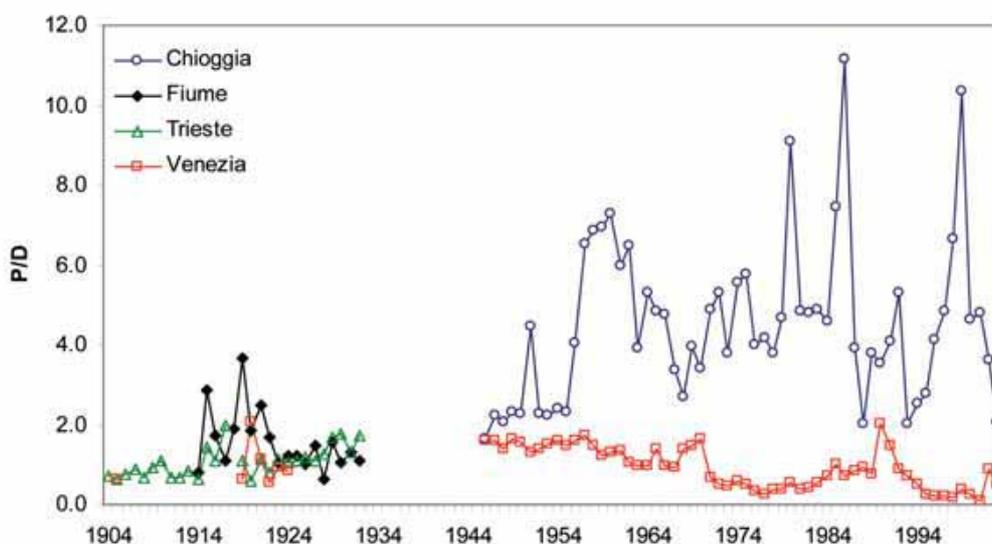


Fig. 1.4.14 - Rapporto Pesci Pelagici/Pesci Demersali (P/D) presso i mercati ittici di Chioggia, Fiume, Trieste, Venezia nel periodo compreso tra 1904 e 2003.

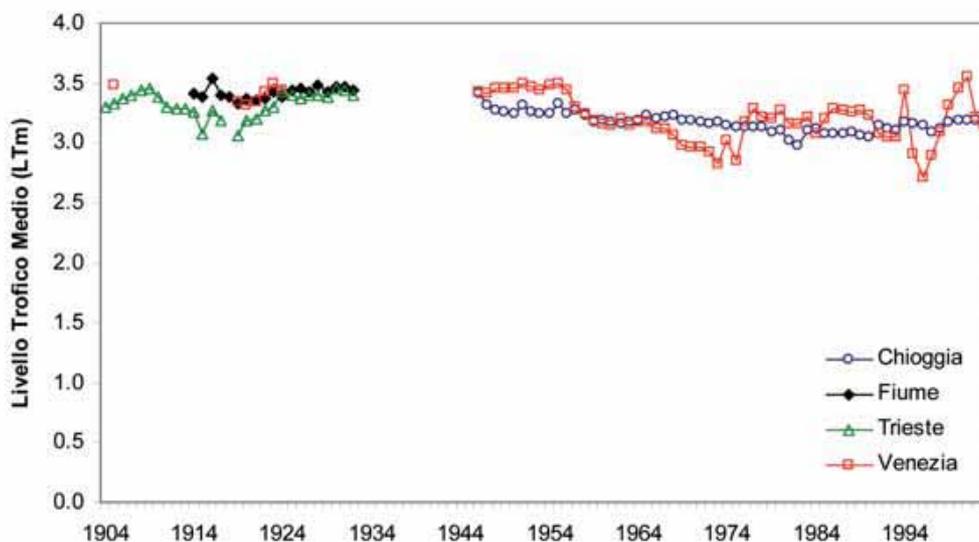


Fig. 1.4.15 - Livello Trofico Medio (LTm) presso i mercati ittici di Chioggia, Fiume, Trieste, Venezia nel periodo compreso tra 1904 e 2003.

Discussione e conclusioni

Le serie storiche di sbarcato presentate in questo lavoro costituiscono, probabilmente, uno dei primi tentativi di descrizione delle catture della pesca in un bacino mediterraneo per un periodo così ampio. La frammentarietà dei dati reperiti ed il fatto che la loro rappresentatività sia parzialmente inficiata da diverse modalità di registrazione adottate nei periodi considerati rappresentano un limite importante. Tuttavia tale limite appare parzialmente compensato dall'ampiezza della serie stessa. E' inoltre necessario sottolineare l'assenza di dati che permettano di quantificare con precisione i cambiamenti strutturali, succedutisi nelle marinerie considerate, in termini di sforzo di pesca e dimensione/localizzazione delle aree sfruttate. A quest'ultima lacuna si può cercare di ovviare, almeno parzialmente, ricostruendo qualitativamente i maggiori cambiamenti susseguitisi nelle flotte dei porti pescherecci, quali ad esempio il processo di motorizzazione, l'evoluzione tecnologica e l'introduzione di nuovi attrezzi da pesca. Rispetto alla capacità di pesca, la diffusione del motore a scoppio ed il conseguente aumento delle dimensioni delle barche, è avvenuta solo dopo la seconda guerra mondiale, accompagnata anche dall'adozione di strumentazioni quali il radar, l'ecoscandaglio (Mozzi, 1967) e, successivamente, di sistemi di posizionamento satellitare. A titolo di esempio, si osserva che, se nel 1916 le marinerie di Chioggia e Venezia contavano complessivamente 873 imbarcazioni da pesca (a vela o a remi; Levi Morenos, 1916) per 3.590 tonnellate di stazza lorda, passate poi a 117 (4194 TSL; Mozzi, 1967) nel 1956 e 151 (6225 TSL; ISTAT) nel 1990.

In termini di cambiamenti tecnologici, invece, la tempistica dell'introduzione dei diversi attrezzi ci aiuta a spiegare alcune delle fluttuazioni osservate, come ad esempio l'aumento delle catture di bivalvi (legate all'introduzione della draga idraulica e del rapido) e quello dei piccoli pelagici (iniziati a sfruttare considerevolmente mediante la volante) fino alla fine degli anni '80.

La drammatica contrazione nelle catture dei selaci (descritta anche da Jukic-Peladic *et al.*, 2001 sulla base di trawl suvery condotti nel 1948 e 1998), è invece da ascrivere all'elevato sforzo di pesca combinato con la vulnerabilità di questo gruppo al disturbo della pesca, in quanto costituito prevalentemente da specie a lenta crescita, elevata taglia di maturità sessuale e ridotta prolificità (Stevens *et al.*, 2000).

Il crescente fenomeno dell'eutrofizzazione ha incrementato la produzione primaria ed uno dei primi gruppi a beneficiarne è quello dei piccoli pelagici. Questo fenomeno, connesso all'introduzione della pesca con la volante, spiegherebbe il generale andamento positivo del rapporto P/D. Le fluttuazioni del rapporto P/D potrebbero essere invece ricondotte a fenomeni più circoscritti nel tempo, come le crisi distrofiche e le mucillagini che incidono principalmente sui demersali limitandone la biomassa.

L'indice trofodinamico LTm permette di sintetizzare in un unico valore l'insieme dei dati di sbarcato e di trarre inferenze generali sullo stato dell'ecosistema (Pauly *et al.*, 1998). Prima del secondo conflitto mondiale si osservano valori pressoché simili, tra le marinerie, e costanti nel tempo; ciò ci permette di ipotizzare che

in quel periodo vi fosse un sostanziale equilibrio tra sfruttamento e produzione alieutica. Successivamente, per il mercato di Chioggia, si assiste invece ad una riduzione del L_{Tm} confermando i risultati di analisi più generali condotte sull'intero bacino mediterraneo (Pauly *et al.*, 1998). Tale fenomeno, definito “Fishing down the marine food web”, evidenzia lo spostamento delle catture verso specie r-strateghe, specie meno vulnerabili al disturbo della pesca; tali specie beneficiano della riduzione dell'abbondanza dei predatori e dei fenomeni di eutrofizzazione, quando questa non porta a crisi distrofiche. Le ampie fluttuazioni del L_{Tm} nel mercato di Venezia, sono invece riconducibili alle fluttuazioni nelle catture del bivalve *Chamelea gallina*, che rappresenta buona parte del pescato e le cui popolazioni sono state soggette ad importanti fenomeni di moria.

L'estensione della ricerca ad altre marinerie e l'integrazione, ove possibile, dei dati relativi alla capacità e allo sforzo di pesca nel periodo considerato, permetteranno di implementare il potere discriminante delle analisi condotte e la qualità delle conoscenze sullo stato attuale e pregresso delle risorse sfruttate e dell'ecosistema adriatico.

Bibliografia

- AINSWORTH, C.H., T.J. PITCHER & C. ROTINSULU, 2008. Evidence of fishery depletions and shifting cognitive baselines in Eastern Indonesia. *Biol. Conserv.* 141: 848-859.
- ANDERSON K., 2006. Does history count? *Endeavour* 30(4): 150-155.
- BELLEMO E., 1908. Rapporto sul movimento peschereccio di Chioggia, Aprile-Giugno 1907-1908. *Neptunia*: 135-137.
- BELLEMO E., 1910. Rapporto sul movimento peschereccio di Chioggia, Ottobre-Dicembre, 1909. *Neptunia*: 17-21.
- BELLEMO E., 1910. Rapporto sul movimento peschereccio di Chioggia, Gennaio-Marzo, 1909. *Neptunia*: 50-57.
- BELLEMO E., 1910. Rapporto sul movimento peschereccio di Chioggia, Aprile-Giugno, 1910. *Neptunia*: 97-103.
- BELLEMO E., 1912. Rapporto sul movimento peschereccio di Chioggia, Ottobre-Dicembre, 1911. *Neptunia*: 19-28.
- BELLEMO E., 1912. Rapporto sul movimento peschereccio di Chioggia, Gennaio-Marzo, 1912. *Neptunia*: 77-90.
- BERTRAND J., L. GIL DE SOLA, C. PAPACOSTANTINOU, G. RELINI & A. SOUPLE, 1997. An international bottom trawl survey in the Mediterranean: the Medits programme. *ICES C.M.* 1997/Y:03.
- BOTTER L., O. GIOVANARDI & S. RAICEVICH, 2006. Chioggia's fishing fleet migration in the Adriatic Sea between the XIXth and the early XXth centuries. *J. Marit. Hist.* 16 (1/2): 27-44.
- BRUNO J.F. & M.I. O'CONNOR, 2005. Cascading effects of predator diversity and omnivory in a marine food web. *Ecol. Lett.* 8: 1048-1056.
- CADDY J.F., 1993. Toward a comparative evaluation of human impacts on fishery ecosystems of enclosed and semi-enclosed seas. *Rev. Fish. Sci.* 1: 57-95.
- CARLTON J.T., J.B. GELLER, L. REAKA-KUDLAM & E.A. NORSE, 1999. Historical extinctions in the sea. *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.* 30: 525-538.
- CHIEREGHIN S., 1818. Descrizione de' Pesci, de' Crostacei, e de' Testacei che abitano le Lagune ed il Golfo di Venezia. A cura di C. Gibin, Ed. Canova (Treviso, 2001). 982 pp.
- D'ANCONA U., 1926. Sull'influenza della stasi peschereccia del periodo 1914-1918 sul patrimonio ittico dell'Adriatico, *Mem. Regio Com. Talass.* 76: 3-95.
- D'ANCONA U., 1934. Ulteriori osservazioni sulle statistiche della pesca dell'Alto Adriatico. *Mem. Regio Com. Talass.* 215.
- D'ANCONA U., 1949. Rilievi statistici sulla pesca nell'Alto Adriatico. *Atti Istit. Ven. Sci., Lett. Arti CVIII*: 41-53.
- DE LEIVA MORENO J.I., V.N. AGOSTANI, J.D. CADDY & F. CAROCCI, 2000. Is the pelagic/demersal ratio from fishery landings a useful proxy for nutrient availability? A preliminary data exploration for the semi-enclosed seas around Europe. *Ices J. Mar. Sci.* 57: 1091-1102.
- DULVY N.K. & J.D. REYNOLDS, 2002. Predicting extinction vulnerability in skates. *Conserv. Biol.* 16: 440-450.
- DULVY N.K., V. SADOVY & J.D. REYNOLDS, 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish Fish.* 4 (1): 25-64.
- DULVY N.K., J.R. ELLIS, V. GOODWIN, A. GRANT, V. REYNOLDS & S.JENNINGS, 2004. Methods of assessing extinction risk in marine fishes. *Fish Fish.* 5: 255-276.
- FABER G.L., 1883. The fisheries in the Adriatic and the fish thereof, Londra. 292 pp.
- FARRUGIO H., P. OLIVER & F. BIAGI, 1993. An overview of the history, knowledge, recent and future research trends in Mediterranean fisheries. *Sci. Mar.* 57 (2), 105-119.
- FERRARI F., 1998. I pescatori dell'Adriatico dalle lagune alle grandi migrazioni. *Chioggia: Rivista di Studi e Ricerche*, 12: 129-137.
- FERRETTI F., R.A. MYERS, F. SERENA & H.K. LOTZE, 2008. Loss of Large Predator Sharks from the Mediterranean Sea. *Conserv. Biol.* 22 (4): 952-964.
- FROESE, R. & D. PAULY (Ed.), 2008. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (11/2008).
- FROMENTIN J.M., 2003. The East Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock management: uncertainties and alternatives. *Sci. Mar.* 67: 51-62.
- GRANZOTTO A., P. FRANZOI, A. LONGO, F. PRANOVI & P. TORRICELLI, 2001. La pesca nella laguna di Venezia: un percorso di sostenibilità nel recupero delle tradizioni. Lo stato dell'arte. Fondazione Eni Enrico Mattei, Venezia. 60 pp.
- HEITHAUS M.R., A. FRID, A.J. WIRSING & B. WORM, 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends Ecol. Evol.* 23 (4): 202-210.
- HOCQUET J.C., 1970. Expansion, crises et déclin des salines dans la lagune de Venise au Moyen Age. In *Mostra storica della Laguna Veneta*, Catalogo della mostra, Venezia. 87-99 pp.
- HOLM P., 2003. History of marine animal populations: a global research program of the Census of marine life. *Oceanol. Acta* 25: 207-211.
- IUCN, 2007. 2007 IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org

- JACKSON J.B.C., M.X. KIRBY, W.H. BERGER, K.A. BJORNNDAL, L.W. BOTSFORD, B.J. BOURQUE, R.H. BRADBURY, R. COOKE, J. ERLANDSON, J.A. ESTES, T.P. HUGHES, S. KIDWELL, C.B. LANGE, H.S. LENIHAN, J.M. PANDOLFI, C.H. PETERSON, R.S. STENECK, M.J. TEGNER & R.R. WARNER, 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-637.
- JENNINGS S., S.P.R. GREENSTREET & J.D. REYNOLDS, 1999. Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *J. Anim. Ecol.* 68: 617-627.
- JOHANNES R.E., 1998. The case for data-less marine resource management: examples from tropical nearshore fin fisheries. *Trends Ecol. Evol.* 13: 243-246.
- JUKIC-PELADIC S., N. VRGOC, S. KRSTULOVIC-SIFNER, C. PICCINETTI, G. PICCINETTI-MANFRIN, G. MARANO & N. UNGARO, 2001. Long-term changes in demersal resources of the Adriatic Sea: comparison between trawl surveys carried out in 1948 and 1998. *Fish. Res.* 53 (1): 95-104.
- KARLOVAC O., 1956. Station list of the M.V. Hvar fishery-biological cruises 1948-1949. *Izv. Inst. Oceanogr. Ribarst.* 3: 1-77.
- LEVI MORENOS D., 1903. Memoriale presentato al Governo italiano. *Neptunia*, (Suppl.), genn. 1904, 26 pp.
- LEVI MORENOS D., 1903. Per la conquista dell'Adriatico. *Ateneo Ven.* 187-216.
- LEVI MORENOS D., 1916. L'emigrazione peschereccia pel lavoro nell'Adriatico. In *Memoria XXXII del Mem. Regio Com. Talass.* pp. 9-14. Ed. Premiate Officine Grafiche di Carlo Ferrari. Venezia, 353 pp.
- LEVI MORENOS D., 1919. L'utilizzazione razionale e intensiva della Laguna di Venezia per l'approvvigionamento dei nostri mercati. *Mem. Regio Com. Talass.* 72.
- LIBRALATO S., F. PRANOVI, S. RAICEVICH, F. DA PONTE, O. GIOVANARDI, R. PASTRES, P. TORRICELLI & D. MAINARDI, 2004. Ecological stages of the Venice Lagoon analysed using landing time series data. *J. Marine Syst.* 51: 331-344.
- LOTZE H.K. & V. MILEWSKI, 2004. Two centuries of multiple human impacts and successive changes in a North Atlantic food web. *Ecol. Appl.* 14 (5): 1428-1447.
- LOTZE H.K., 2005. Radical changes in the Wadden Sea fauna and flora over the last 2000 years. *Helgoland Mar. Res.* 59: 71-83.
- LOTZE H.K., H.S. LENIHAN, B.J. BOURQUE, R.H. BRADBURY, R.G. COOKE, M.C. KAY, S.M. KIDWELL, M.X. KIRBY, C.H. PETERSON, J.B.C. JACKSON, 2006. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science* 312: 1806-1808.
- MARELLA A., 1890. Annotazioni pescherecce. Il Leggio, *Chioggia*: 222 pp.
- MEMMO D., 1985. Calafati, squeri e barche di Chioggia – II tomo. Ed. Charis, Chioggia. 119 pp.
- MINISTERO DI AGRICOLTURA INDUSTRIA E COMMERCIO, 1872. La pesca in Italia, vol. I – Parte II.
- MOZZI C., 1967. Notizie sulla flotta di Chioggia e Venezia. *Arch. Ocen. Limn. suppl.* 15: 245-286.
- NINNI A.P., 1870. Enumerazione dei Pesci delle Lagune e del Golfo di Venezia con note. *Ann. Soc. Nat.*: 63-88.
- PALOMARES M.D.L. & J.J. HEYMANS, 2006. Historical ecology of the Raja Ampat Archipelago, Papua Province, Indonesia. *FCRR*: 64 pp.
- PALOMARES M.D.L., E. MOHAMMED & D. PAULY, 2006. On European expeditions as a source of historic abundance data on marine organisms: a case study of the Falkland Islands. *Environ. Hist.* 11: 835-847.
- PAULY D., 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends Ecol. Evol.* 10: 430.
- PAULY D., V. CHRISTENSEN, J. DALSGAARD, R. FROESE & F.J.R. TORRES, 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.
- PAULY D., V. CHRISTENSEN & C. WALTERS, 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for valuating ecosystem impacts on marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 697-706.
- PAULY D., V. CHRISTENSEN, S. GUENETTE, T.L. PITCHER, R. SUMAILA, C.J. WALTERS & R. WATSON, 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418: 689-695.
- PAULY D., M.L.D. PALOMARES, R. FROESE, P. SA-A, M. VAKILY, D. PREIKSHOT & S. WALLACE, 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 51-62.
- PAULY D., & M.L.D. PALOMARES, 2005. Fishing down marine food web: it is far more pervasive than we thought. *B. Mar. Sci.* 76 (2): 197-211.
- PERINI S., 1989. Chioggia al tramonto del Medioevo. *Chioggia*: 101-143.
- PERINI S., 1989. Chioggia dal Settecento all'età della Restaurazione. *Chioggia*: 315-337, 401-406
- PINNEGAR J.K. & G.H. ENGELHARD, 2007. The 'shifting baseline' phenomenon: a global perspective. *Rev. Fish Biol. Fish.* 18: 1-16.
- PINNEGAR J.K., S. JENNINGS, C.M. O'BRIEN & N.V.C. POLUNIN, 2002. Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. *J. Appl. Ecol.* 39: 377-390.
- PITCHER T.J., 2001. Fisheries managed to rebuild ecosystems? Reconstructing the past to salvage the future. *Ecol. Appl.* 11: 601-617.
- PRANOVI F. S. RAICEVICH, S. LIBRALATO, F. DA PONTE & O. GIOVANARDI, 2005. Trawl fishing disturbance and medium-term recolonization dynamics: a functional approach to the comparison between sandy and muddy habitats in the Adriatic Sea (Northern Mediterranean Sea). In P.W. Barnes e J. P. Thomas (Eds.) "Benthic habitats and the effects of fishing", *American Fisheries Society Symposium* 41: 545-569.
- RALLO G., 1999. Field guide to nature in Venice Lagoon – routes, history and naturalistic information. Padova. 233 pp.
- RAZZA D., 1893. I pescatori di Chioggia e la loro industria. *Neptunia*: 73-84.
- RAZZA D., 1899. Lamentele dei pescatori Chioggiotti. *Neptunia*
- RICE J.C. & M.J. ROCHET, 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 516-527.
- ROBERTS C.M. & J.P. HAWKINS, 1999. Extinction risk in the sea. *Trends Ecol. Evol.* 14: 241-246.
- ROSENBERG A.A., W.J. BOLSTER, K.E. ALEXANDER, W.B. LEAVENWORTH, A.B. COOPER & M.G. MCKENZIE, 2005. The history of ocean resources: modelling cod biomass using historical records. *Front. Ecol. Environ.* 3 (2): 84-90.
- SAEZ-ARROYO A., C.M. ROBERTS, J. TORRE & M. CARINO-OLIVERA, 2005. Using fishers' anecdotes, naturalists' observations and grey literature to reassess marine species risk: the case of the Gulf grouper in the Gulf of California, Mexico. *Fish Fish.* 6: 121-133.
- SALA E., 2004. The past and present topology and structure of Mediterranean subtidal rocky shore food webs. *Ecosystems* 7: 333-340.
- SORMANI MORETTI L., 1884. La pesca, la piscicoltura e la caccia nella Provincia di Venezia. Venezia.
- STAMATOPOULOS C., 1995. Trends in catches and landings. Mediterranean and Black Sea fisheries: 1972-1992. *FAO Fishery Circular* 855 (Suppl. 4).
- STEVENS J.D., R. BONFIL, N.K. DULVY & P.A. WALKER, 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyan), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 476-494.
- TORTONESE E., 1956. Leptocardia, Ciclostomata, Selachii. In *Fauna d'Italia (Vol II)*. Ed. Calderini, Bologna, 334 pp.
- TORTONESE E., 1970. Osteichthyes (Pesci Ossei: Parte Prima). In *Fauna d'Italia (Vol X)*. Ed. Calderini, Bologna, 540 pp.
- TORTONESE E., 1975. Osteichthyes (Pesci Ossei: Parte seconda). In *Fauna d'Italia (Vol XI)*. Ed. Calderini, Bologna, 636 pp.

1.5 GESTIONE DELLE RISORSE

A cura di: *Dott. Otello Giovanardi, Dott. Saša Raicevich, Dott. Michele Romanelli*

1.5.1. VALUTAZIONE DELLA SOSTENIBILITÀ DI NUOVE STRATEGIE CO-GESTIONALI DI PESCA MEDIANTE UN APPROCCIO ECOSISTEMICO

Tratto da: GIOVANARDI O., S. BORROMEO, L. BOTTER, D. BRIGOLIN, F. DA PONTE, D. DEGOBBIS, M. GIANI, G., FRANCESCHINI, S. LIBRALATO, V. NERLOVIC, F. PRANOVI, S. RAICEVICH & M. ZUCCHETTA, 2006. Valutazione della sostenibilità di nuove strategie co-gestionali di pesca mediante un approccio ecosistemico "SosPEco". Relazione Tecnica al Ministero Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare, 136 pagg.

Introduzione

L'Adriatico settentrionale è tra i bacini italiani maggiormente sfruttati dall'attività di pesca, in particolare quella esercitata mediante attrezzi a strascico (Ardizzone, 1994; Bombace, 2002). Ciò è dovuto soprattutto alla presenza di fondali adatti a tale tipo di attività ed alla relativamente elevata produttività dell'ecosistema, supportata dagli input di nutrienti da parte di fiumi quali Po, Adige, Brenta e Tagliamento, solo per citare i principali. Tutto ciò genera però anche una certa instabilità, che si manifesta periodicamente con alterazioni ambientali, ad esempio nelle crisi anossiche e nelle fioriture di mucillagini (Giovanardi, 2003).

La pesca, allo stato attuale, rappresenta infatti uno dei fattori di maggior disturbo degli ecosistemi marini e certamente la principale causa di perdita di biodiversità di tali ambienti a livello mondiale (NRC, 1995). Inoltre essa è una delle forme storicamente più antiche di disturbo, quindi è difficile individuare aree in stato di pre-impatto da utilizzare come 'modello' cui comparare lo stato attuale delle risorse (Jackson et al., 2001).

Nell'ultimo decennio, molti e vari sono stati i segni di stress e/o di vera e propria crisi manifestati dai diversi stock/popolamenti adriatici: dalle vongole, ai canestrelli/cappesante la cui produzione ha manifestato diversi crolli (con più di qualche imbarcazione costretta a cambiare mestiere o specie bersaglio), al prolungarsi dei problemi e delle proroghe annuali per le pesche speciali senza trovare soluzioni definitive (Giovanardi e Pranovi, 1998).

A questo punto si rende assolutamente necessaria ed imprescindibile l'adozione di nuove strategie gestionali basate sul radicale cambio di paradigma, dalla valutazione dell'effetto della pesca su singole specie ad un approccio che consideri l'insieme delle specie e dei processi ecologici impattati da uno o più sistemi di cattura (FAO, 2002).

In questo ambito risulta di fondamentale importanza ottenere informazioni di elevato dettaglio sullo sforzo di pesca, sulla sua distribuzione, sugli elementi che determinano le strategie di pesca delle diverse marinerie.

Il progetto SosPEco aveva come obiettivo finale la raccolta di dati e l'implementazione di appositi modelli di analisi per l'elaborazione di strategie di gestione sostenibile delle risorse alieutiche dell'alto Adriatico, sulla base di un approccio di tipo ecosistemico. In tale contesto sono stati identificati diversi obiettivi di tipo specifico:

- 1) ottenere una descrizione il più possibile completa della flotta peschereccia che insiste sul bacino alto Adriatico, prendendo in considerazione tutte le principali tipologie di attrezzo;
- 2) descrivere sotto il profilo quali-quantitativo le catture delle diverse tipologie di attrezzo nelle diverse stagioni, con riferimento sia alla frazione commerciale che allo scarto dei diversi attrezzi;
- 3) descrivere la distribuzione spazio-temporale dello sforzo di pesca mediante utilizzo dei dati acquisiti tramite "Blue-Box" e confrontarla con le informazioni ottenute durante gli imbarchi;
- 4) mettere a punto un modello a bilancio di massa per la descrizione dei flussi trofici e delle variabili di stato nel bacino Nord Adriatico, esplorando gli effetti di diverse ipotesi gestionali.

Materiali e metodi

Descrizione delle marinerie dell'Alto Adriatico: struttura della flotta e sbarcato

La flotta e le catture annue delle regioni italiane che si affacciano sull'alto Adriatico (Emilia-Romagna, Veneto e Friuli Venezia-Giulia) sono stati descritti sia sulla base delle elaborazioni condotte dall'Osservatorio per la Pesca dell'Alto Adriatico (2005) che dei dati riportati da IREPA.

Per la pesca in Slovenia e Croazia (limitatamente al tratto di costa occidentale dell'Istria) sono stati considerati rispettivamente i dati ufficiali della Comunità Europea (Eurostat, 2005) e quelli ottenuti dal Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste croato.

Descrizione delle catture e dello scarto mediante imbarco su pescherecci commerciali

Al fine di comprendere le strategie di pesca seguite dagli operatori che utilizzano diverse tipologie di attrezzi sono stati realizzati imbarchi con osservatori scientifici a bordo di pescherecci commerciali delle marinerie di Chioggia e di Cittanova (Croazia).

Presso la marineria di Chioggia gli imbarchi sono stati effettuati su base mensile per il rapido (considerando sia le imbarcazioni aventi come specie bersaglio "cappesante" e "canestrelli", denominate "Rc (I)", sia quelle che quelle per la pesca delle sogliole o "Rs (I)"), lo strascico o coccia ("C (I)"), la volante a coppia ("V(I)"); ulteriori imbarchi, questa volta su base stagionale, sono stati effettuati a bordo di imbarcazioni con draga idraulica ("D (I)").

Nella marineria di Cittanova (Croazia) sono stati realizzati imbarchi su base mensile considerando due tipologie di attrezzi, il rapido per la pesca sia di cappesante (*Pecten jacobaeus*) che di pesci piatti (principalmente *Solea vulgaris*) ("Rc/s (C)") nonché lo strascico a divergenti o coccia ("C(C)").

Alla fine di ogni cala su cui è stato realizzato il monitoraggio dello scarto si è proceduto alla stima delle catture commerciali (a livello specifico), sulla base delle casse di prodotto per specie (con relativi fattori di conversione ponderale); poi si è stimato il volume totale di scarto, sia tramite osservazione diretta che immagini fotografiche digitali. Nella pesca delle volanti il volume totale dello scarto è stato stimato mediante valutazioni condotte dagli stessi pescatori.

Nella fase di cernita del pescato, sono stati prelevati in modo casuale 4 campioni di scarto di volume di circa 12 litri per un totale di circa 48 litri per cala. Ogni campione è separato in un sacchetto opportunamente marcato e poi conservato a -20°C.

In fase di analisi i singoli campioni di scarto sono stati scongelati e sciacquati su setacci con maglie da 1 mm allo scopo selezionare la macrofauna. I campioni ottenuti erano esaminati per distinguere gli animali vivi al momento della cattura, quelli catturati quando già in fase di decomposizione, ed infine la componente abiotica (tanatocenosi, spazzatura, legno ed altro; componente il cui peso totale è stato valutato). Successivamente si è proceduto alla suddivisione ed identificazione dei *taxa*, al più basso livello tassonomico pratico, con l'aiuto delle opportune chiavi dicotomiche. A classificazione ultimata è stata misurata abbondanza e biomassa.

I dati relativi alle catture e allo scarto sono stati standardizzati per unità di sforzo sulla base dell'area esplorata per unità di tempo (ad es. n. di individui o di biomassa per metro di larghezza dell'attrezzo per ora di pesca).

I dati di abbondanza per unità di sforzo sono stati trasformati secondo $\log(x+1)$ ed utilizzati per il calcolo della matrice di dissimilarità di Bray Curtis (1953). Utilizzando tale matrice è stato poi effettuato un riordinamento dei diversi campioni mediante *non-metric Multidimensional Scaling* (Kruskal e Wish, 1978; Clarke 1993; Clarke e Warwick, 1994).

Distribuzione spazio-temporale dello sforzo di pesca

La ricostruzione della distribuzione spazio-temporale dello sforzo di pesca è stata realizzata mediante l'analisi di dati ottenuti con il dispositivo denominato 'Blue-Box', o "Vessel Monitoring System" (VMS), un sistema di radiolocalizzazione e controllo satellitare (GPS) che deve essere installato obbligatoriamente a bordo dei pescherecci commerciali della UE di lunghezza fuori tutto (l.f.t.) superiore a 24 m (Gazzetta Ufficiale n° 293/2004). Esso consente di localizzare un peschereccio commerciale con un margine di errore inferiore ai 500 metri. I dati relativi a ciascuna unità vengono trasmessi ogni ora in maniera automatica ad una centrale che registra i dati, che vengono successivamente cancellati 30 giorni dopo.

A causa di problemi di corretto funzionamento del sistema di radiolocalizzazione e di accesso agli uffici competenti sono stati ottenuti dati relativi al periodo dicembre 2003 - luglio 2004, per un totale di 2.495 dati corretti, in gran parte relativi ad unità di Chioggia.

Messa a punto di un modello a bilancio di massa per l'alto Adriatico

Nel presente progetto di ricerca è stato definito un modello per studiare struttura e funzionamento della della rete trofica dell'alto Adriatico, che tiene in considerazione gli effetti del prelievo della pesca, inclusa la produzione di scarto. Tale indagine è stata condotta mediante l'implementazione di un modello a bilancio di massa, costruito utilizzando il pacchetto software Ecopath with Ecosim (EwE, Christensen *et al.*, 2000). Esso si basa sull'approccio proposto da Polovina (1984) per stimare le interazioni trofiche di un ecosistema e consente di analizzare nel dettaglio i flussi tra i diversi comparti descritti, utilizzando le principali funzioni proposte nell'ecologia classica (Odum 1969; 1988).

Il modello mira a stimare la quantità di energia utilizzata annualmente dalla popolazione di una singola specie (o raggruppamenti di più specie ecologicamente affini, detti gruppi ecotrofici), sulla base di dati relativi all'incremento della biomassa, il tasso unitario medio di respirazione, la composizione della dieta e l'efficienza di assimilazione. Il consumo energetico annuo viene quindi stimato in termini relativi, ossia per una determinata biomassa media presente per unità di area.

Il modello presuppone che le singole popolazioni biologiche/gruppi ecotrofici siano in stato stazionario. Inoltre la biomassa dello scarto di pesca viene introdotta come un elemento del modello considerando che essa sia in parte utilizzata da specie carnivore o "scavenger" (ossia che si alimentano di animali morti/feriti): di conseguenza la produzione dello scarto danneggia direttamente alcune specie, ma allo stesso modo può favorire le medesime (se *scavengers*), o altre specie, dal punto di vista trofico (Ramsay *et al.*, 1998; Raicevich, 2000; Veale *et al.*, 2000; Pranovi *et al.*, 2001).

Il modello a bilancio di massa permette anche di stimare il "livello trofico medio" (o LTm) delle catture commerciali di un particolare tipo di pesca (consentendo di valutare su quale "livello" della rete trofica un determinato tipo di attrezzo insiste preliminarmente) e di simulare gli effetti che una riduzione dello sforzo di pesca avrebbe sulla struttura e funzionamento dell'ecosistema.

Risultati

Struttura delle flotte presenti in alto Adriatico e stima catture commerciali

In Tabella 1.5.1 sono sintetizzati i dati relativi alla struttura delle flotte da pesca in Emilia Romagna, Veneto, Friuli Venezia Giulia, Slovenia e Croazia.

Attività di pesca	Emilia Romagna			Veneto			Friuli V.G.			Slovenia			Croazia (Istria)		
	Battelli	TSL	KW	Battelli	TSL	KW	Battelli	TSL	KW	Battelli	TSL	KW	Battelli	TSL	KW
Circuizione	0	0	0	0	0	0	31	403	4567	n.d.	n.d.	n.d.	4	n.d.	n.d.
Draghe idrauliche	56	544.3	5653	163	1621	17894	42	429	4965	n.d.	n.d.	n.d.	0	n.d.	n.d.
Piccola Pesca	465	1206	21447	479	1432	18846	365	752	11606	n.d.	n.d.	n.d.	223	n.d.	n.d.
Polivalenti	38	225.5	3392	0	0	0	22	112	1293	n.d.	n.d.	n.d.	570	n.d.	n.d.
Strascico	233	4393	41513	272	5603	47959	43	666	7666	n.d.	n.d.	n.d.	95	n.d.	n.d.
Volante	34	1455	10563	42	1573	12219	0	0	0	n.d.	n.d.	n.d.	28	n.d.	n.d.
TOTALE	826	7824	82568	956	10230	96919	503	2362	30096	110	985	n.d.	920	n.d.	n.d.

Tab. 1.5.1 - Descrizione della composizione della flotta peschereccia per Emilia Romagna, Veneto, Friuli Venezia Giulia, Slovenia e Croazia (Istria) raggruppata in termini di attività di pesca. Numero di battelli (n), Tonnellaggio (TSL), Potenza motore (KW).

A livello di catture commerciali. Emilia Romagna e Veneto contribuiscono in modo simile (circa 30000 tonnellate ciascuno) alle catture totali del bacino, pari a 75.000 T/anno. Acciughe e sardine contribuiscono all'incirca con il 50% delle catture totali dell'alto Adriatico (rispettivamente 34% e 14%). In Slovenia e Istria la quantità di sardine catturate è nettamente superiore alle alici (circa 10 volte). Le vongole (*Chamelea gallina*) ed il moscardino muschiato (*Eledone moschata*) costituiscono rispettivamente circa il 13% e il 10% delle catture totali.

Dati sulle catture commerciali e sullo scarto ottenuti tramite imbarchi

Nell'ambito della valutazione della composizione delle catture e dello scarto sono stati realizzati in totale 69 imbarchi nel periodo luglio 2004 - luglio 2005 (34 su unità italiane e 35 su quelle croate) e monitorate 230 cale (123 e 107 per unità croate e italiane) a bordo di pescherecci commerciali.

Dalle cale monitorate si evince che le imbarcazioni di Cittanova (Croazia) sfruttano esclusivamente aree all'interno delle acque territoriali croate. Le imbarcazioni appartenenti alla marineria di Chioggia mostrano, invece, distribuzione più ampia che si estende alle acque internazionali fino a lambire, in certi casi (Rc(I) e (V(I)), le acque territoriali croate.

Nel pescato commerciale sono stati identificati 69 *taxa* animali. In Tabella 1.5.2 è riportata la sintesi dei dati rilevati mediante gli imbarchi (media, deviazione standard e coefficiente di variazione) relativamente ai parametri: abbondanza, biomassa, e numero di specie commerciali. I dati sono standardizzati come abbondanza o biomassa per metro di larghezza dell'attrezzo per ora di pesca.

In termini di abbondanza e di biomassa si evidenziano valori elevati per la draga idraulica (seppure con notevole variabilità), seguita dalla volante; gli altri attrezzi si attestano su valori molto più bassi. La pesca ai Pectinidi di unità italiane (RC(I)) si distingue per le catture unitarie maggiori.

Il numero medio di specie presenti nelle catture commerciali ha il valore più basso nelle draghe, mentre le cocce presentano i valori maggiori e sostanzialmente comparabili per le marinerie di Chioggia e Cittanova. Tra i rapidi si osservano valori via via declinanti passando da Rc(I) a Rs(I) raggiungendo il valore minimo per la pesca con il rapido in acque croate (Rs/c(C)).

Le volanti monitorate (V(I)) hanno evidenziato un nettissimo *pattern* stagionale, in particolare per la distribuzione delle cale realizzate in inverno che sono poste a notevole distanza (fino a 65 miglia nautiche) dal porto di origine dell'imbarcazione (Chioggia). I pescatori hanno riferito di spingersi al di sotto della foce del Po perché, a causa delle temperature rigide, i piccoli pelagici tendono a restare confinati nelle zone più meridionali dell'alto Adriatico.

	Abbondanza Commerciale (n. ind * m ⁻¹ * h ⁻¹)			Biomassa Commerciale (g * m ⁻¹ * h ⁻¹)			Numero di Specie Commerciali		
	Media	Dev. St.	CV (%)	Media	Dev. St.	CV (%)	Media	Dev. St.	CV (%)
Rc(I)	584	371	63	12392	7345	59	8,6	2,0	23,8
Rs(I)	86	21	25	1659	1126	68	6,9	2,4	35,5
Rc/s(C)	147	32	22	2427	2645	109	4,5	1,2	26,8
C(I)	50	12	25	704	438	62	10,4	2,6	24,8
C (C)	184	24	13	687	428	62	9,5	2,3	24,3
D(I)	16881	14135	84	67198	56530	84	2,0	0,0	0,0
V(I)	2840	3199	113	36130	32538	90	5,8	2,0	34,1

Tab. 1.5.2 - *Abbondanza, Biomassa e Numero di specie commerciali catturate per metro di larghezza di attrezzo per ora di pesca (media, deviazione standard, coefficiente di variazione). ITALIA (Marineria di Chioggia): Rc (I) = Rapido, pesca dei canestrelli; Rs (I) = Rapido, pesca delle sogliole; C(I) = Strascico a divergenti; V (I) = Volante a coppia; D (I) = Draga idraulica; CROAZIA (Marineria di Cittanova): Rc/s (C) = Rapido, pesca di cappelante e sogliole; C (C) = strascico a divergenti - coccia.*

Nello scarto delle cale monitorate sono stati identificati 335 *taxa* diversi appartenenti a 9 *phyla*. I dati ottenuti indicano una certa eterogeneità nella composizione dello scarto (Tab. 1.5.3). In termini di biomassa, la draga idraulica ed il rapido per la pesca di cappelante e sogliole in acque croate (Rc/s (C)) mostrano valori elevati. In merito al numero di specie appartenenti allo scarto la volante e la draga idraulica spiccano per i valori estremamente bassi (compresi tra circa 3 e 10 specie) se comparati con quelli degli altri attrezzi (compresi tra 40 e 60 specie circa).

	Abbondanza Scarto (n. ind *m ⁻¹ * h ⁻¹)			Biomassa Scarto (g *m ⁻¹ * h ⁻¹)			Numero di Specie (Scarto)		
	Media	Dev. St.	CV (%)	Media	Dev. St.	CV (%)	Media	Dev. St.	CV (%)
Rc(I)	1681	2001	119	12062	12379	103	51,8	7,3	14,2
Rs(I)	1542	2613	169	4768	3178.70	67	41,9	13,3	31,9
Rc/s(C)	125001	7948	64	298638	159558.46	53	44,4	13,8	31,0
C(I)	4801	908	189	2864	6037.88	211	55,9	14,4	25,7
C(C)	417	565	136	9669	10159.10	105	41,5	12,4	30,0
D(I)	174823	125338	72	293956	109737.08	37	11,8	3,3	28,0
V(I)	444	982	221	4559	9374	206	3,8	1,0	25,7

Tab. 1.5.3 - Abbondanza, Biomassa e Numero di specie commerciali catturate per metro di larghezza di attrezzo per ora di pesca (media, deviazione standard, coefficiente di variazione). ITALIA (Marineria di Chioggia): Rc (I) = Rapido, pesca dei canestrelli; Rs (I) = Rapido, pesca delle sogliole; C(I) = Strascico a divergenti; V (I) = Volante a coppia; D (I) = Draga idraulica; CROAZIA (Marineria di Cittanova): Rcls (C) = Rapido, pesca di cappelante e sogliole; C (C) = strascico a divergenti - coccia.

Il riordinamento dei campioni in termini di abbondanza mediante *non-metric Multidimensional Scaling* evidenzia una sostanziale similitudine tra la composizione dello scarto degli attrezzi a strascico (coccia e rapido) mentre si distinguono in modo più netto draga idraulica (D(I)) e volante (V(I)).

I parametri *Discard Ratio* ("DR" - rapporto tra biomassa dello scarto e biomassa commerciale) e l'*Ecosystem Use Efficiency* ("EUE" - rapporto tra catture commerciali e catture totali) sono riportati in Tabella 1.5.4.

	Rapporto Scarto/Commerciale			Ecosystem Use Efficiency			Frazione Inorganica (g *m ⁻¹ *h ⁻¹)		
	Media	Dev. St.	CV (%)	Media	Dev. St.	CV (%)	Media	Dev. St.	CV (%)
Rc(I)	1,04	0,75	72	0,55	0,16	30	10146	7101	70,0
Rs(I)	5,96	8,85	148	0,29	0,18	61	3615	2708	74
Rc/s(C)	278,86	289,65	104	0,01	0,01	137	41537	36588	88
C(I)	4,05	6,27	155	0,39	0,23	60	1191	2271	190
C (C)	17,02	19,54	115	0,13	0,11	88	646	783	121
D(I)	7,10	5,62	79	0,18	0,11	60	514267	387865	75
V(I)	0,22	0,49	226	0,90	0,20	22	-	-	-

Tab. 1.5.4 - Discard Ratio, Ecosystem Use Efficiency, Frazione inorganica (grammi per metro di attrezzo per ora di pesca) negli attrezzi considerati. ITALIA (Marineria di Chioggia): Rc (I) = Rapido, pesca dei canestrelli; Rs (I) = Rapido, pesca delle sogliole; C(I) = Strascico a divergenti; V (I) = Volante a coppia; D (I) = Draga idraulica; CROAZIA (Marineria di Cittanova): Rcls (C) = Rapido, pesca di cappelante e sogliole; C (C) = strascico a divergenti - coccia.

Da interviste condotte con i pescatori delle diverse unità monitorate è stato rilevato che per quelli croati la mancanza di strutture commerciali adeguate influenza la strategia di pesca, perché in estate possono più facilmente vendere il loro prodotto ad alberghi e ristoranti, mentre le unità italiane sono principalmente condizionate dalla localizzazione delle principali specie bersaglio. I pescatori di ambo le nazionalità lamentano un consistente calo delle catture negli ultimi anni.

Dati sulla distribuzione spazio-temporale dello sforzo di pesca

L'analisi dei record ottenuti mediante VMS mostra come nell'area indagata siano rappresentate esclusivamente imbarcazioni afferenti ai Compartimenti di Chioggia, Ravenna e Rimini.

Le imbarcazioni appartenenti al Compartimento di Chioggia mostrano la distribuzione spaziale più ampia, concentrandosi principalmente in due aree: a) Nord della foce del fiume Po, in una fascia ampia circa 14 miglia; b) Centro del bacino alto Adriatico, in una fascia ampia circa 13 miglia.

Per ciò che concerne invece i natanti appartenenti al Compartimento di Ravenna, essi si concentrano per lo più a Sud della foce del fiume Po all'interno di una fascia costiera ampia circa 7 miglia; mentre quelli afferenti al Compartimento di Rimini mostrano distribuzione a Sud della foce del fiume Po, all'interno di una fascia costiera ampia circa 12 miglia. Dalle informazioni disponibili non si evidenziano eventi di sconfinamento in acque territoriali croate.

Integrando i dati dei 1.989 "punti di pesca" disponibili con specifiche osservazioni sui pescherecci commerciali del porto di Chioggia, è stato suddividere i dati per attrezzo di pesca: 1437 riguardavano unità con rapidi, 496 quelle con cocchia e 56 le volanti.

In inverno le attività di pesca si concentrano soprattutto nella fascia centrale del bacino alto Adriatico. In fatti in quest'area vengono registrate le celle a maggior "frequentazione" (dimensioni celle: 2x2 miglia nautiche), indicando una strategia che sfrutta esclusivamente le zone al largo. Invece nei mesi estivi si nota come gran parte del bacino alto Adriatico sia soggetto ad azione di pesca, quantunque in modo non uniforme. Si evidenzia la presenza di imbarcazioni in pesca in aree prospicienti le coste riminesi, nei pressi della costa veneziana e di fronte alla foce del Po.

Integrando i dati di presenza delle unità con rapidi e cocche con l'area da essi "esplorata" per ora di pesca è stato dimostrato che le celle soggette a maggior frequentazione presentano tassi di sfruttamento superiori all'unità, ovvero la loro superficie viene completamente sfruttata/esplorata più di una volta per anno.

Modello a bilancio di massa dell'alto Adriatico

I dati acquisiti sulle catture commerciali e sullo scarto sono stati utilizzati per delineare i rapporti trofici tra i vari organismi di vari comparti ecologici nell'ambito del bacino alto Adriatico. Nel modello tre gruppi di detrito, uno contenente le forme di carbonio più prontamente disponibili per gli organismi di basso livello trofico (DOC e POC), un secondo contenente il detrito in "senso stretto" e un terzo nel quale confluiscono tutti gli organismi che sono catturati nell'azione di pesca ma che, non essendo specie commerciali, vengono rigettati in mare divenendo potenzialmente disponibili per altri gruppi trofici.

Il livello trofico più elevato è quello dei pesci nectivori, mentre quello più basso, tra i gruppi di consumatori, è quello del macrobenthos erbivoro e del meiobenthos. Gli altri gruppi del macrobenthos (non direttamente sfruttati dalla pesca) hanno valori di livello trofico compreso tra 2.2 e 2.7, mentre i cefalopodi raggiungono il valore 3.5.

I valori di P/B sono molto variabili e vanno da 219 (anno⁻¹) per il microzooplancton a 0,7 (anno⁻¹) per alcuni filtratori macrobenthonici. Il Q/B, che è molto elevato per tutti gli organismi di dimensione più ridotte (meiobenthos, bacterioplancton, zooplancton e fitoplancton) raggiunge i valori maggiori per il microzooplancton (438 anno⁻¹) ed i più bassi per i pectinidi (3.5 anno⁻¹) (nota: B= Biomassa; P= Produzione; Q= Perdita per respirazione).

Molti dei gruppi costituiti da organismi sfruttati a scopo commerciale presentano delle mortalità da pesca (F) molto elevate, che spesso eguagliano o superano quelle per predazione (M) e per cause naturali (M1). Nel caso dei Veneridi, la mortalità totale (Z) è quasi completamente dovuta al contributo della pesca. La maggior parte dei gruppi del macrobenthos (erbivori, onnivori, detritivori), invece, sembra essere controllata principalmente dalla predazione, piuttosto che da altri tipi di mortalità.

La rappresentazione della rete trofica mediante il diagramma di *Lindeman Spine* (Fig. 1.5.1) che raggruppa i vari compartimenti in relazione al livello trofico, consente di visualizzare la dimensione dei flussi tra i livelli trofici (Ulanowicz, 1986; Wulff *et al.*, 1989). Si può osservare, coerentemente con la teoria della piramide trofica, come i flussi e la biomassa diminuiscano all'aumentare del livello trofico. Si noti che il passaggio tra i livelli trofici I e II coinvolge una quantità di flussi che supera la somma dei trasferimenti tra tutti gli altri livelli trofici. L'efficienza di trasferimento tra i livelli trofici è compresa tra 8.6% e 13.2%, valori comparabili con il valore medio di 10% stimato a livello mondiale per i diversi

ecosistemi (Christensen e Pauly, 1998). I livelli trofici su cui maggiormente insiste l'attività di pesca, rappresentata sostanzialmente dai valori di export, sono i livelli II (1,3 t km⁻² y⁻¹) e III (0,9 t km⁻² y⁻¹), valori estremamente bassi se confrontati con i flussi al detrito. La respirazione rappresenta, per tutti i box di consumatori, la componente più importante, attestandosi spesso su valori mediamente doppi rispetto ai flussi al detrito.

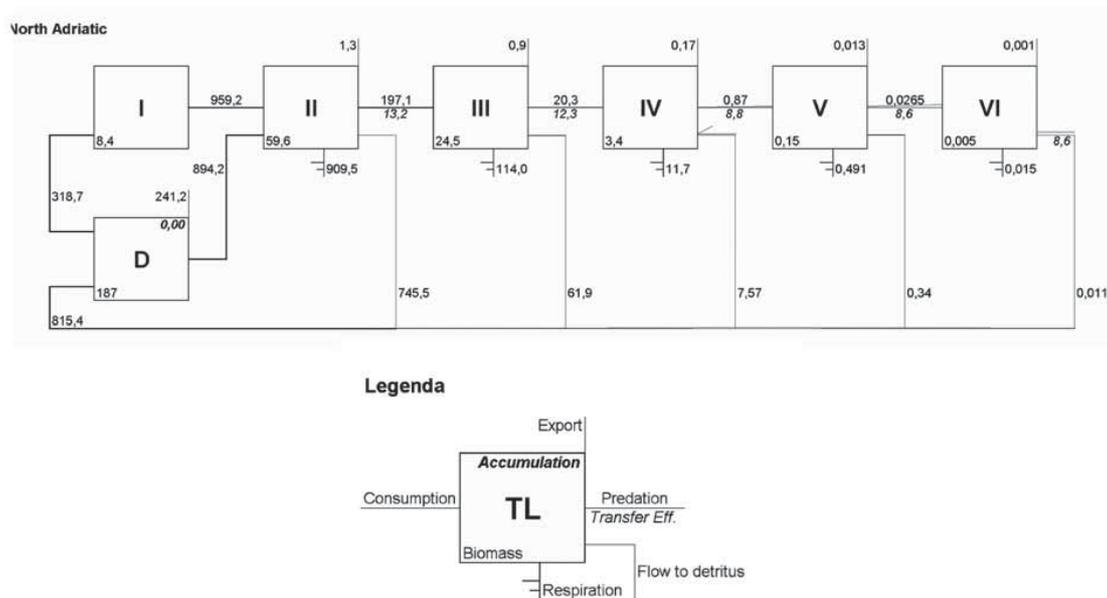


Fig. 1.5.1 - Rappresentazione della catena trofica mediante diagramma Lindeman Spine; I-II-III-IV-V-VI = livelli trofici; D = Detrito.

Per quanto riguarda la cattura commerciale (sbarcato) coccia e rapido per pesci piatti mostrano i valori più elevati, mentre per quanto attiene allo scarto, i valori maggiori si registrano per draga idraulica e ancora rapido pesci piatti. A livello globale il livello trofico medio delle catture (2,7) e scarto (2,8) nel Nord Adriatico, mostrano valori molto simili, evidenziando, da un lato l'importanza delle attività di pesca che insistono sui livelli trofici più bassi, dall'altro l'importanza della componente scarto nelle catture totali.

L'analisi del *Mixed Trophic Impact*, consente di effettuare una valutazione degli effetti complessivi che ciascuna attività di pesca (considerata come un predatore, e quindi inserita nella rete trofica) ha su tutti i comparti dell'ecosistema. Come atteso, si osserva, per ogni attività, un elevato impatto negativo sulle specie bersaglio, dovuto all'azione diretta di prelievo. Esiste poi anche una serie di effetti di minor dimensione, ma non per questo meno importanti, sugli altri comparti dell'ecosistema, che considerati nel loro complesso danno conto dell'effetto ecosistemico dell'attività di pesca considerata. Il confronto tra volante e draga idraulica può, in questo senso essere esemplificativo. La draga idraulica mostra scarsi effetti sugli altri gruppi che non siano i veneridi (specie bersaglio), mentre la volante evidenzia intense e complesse relazioni, sia positive che negative, con tutti i diversi gruppi. Anche le altre tipologie di pesca mostrano la presenza di una serie di effetti che propagano attraverso la rete trofica, anche se di entità più modesta.

Nell'ambito delle simulazioni effettuate, si riportano di seguito alcuni dei principali risultati. In particolare, si intende focalizzare l'attenzione sul confronto tra la situazione 'attuale', relativa all'ecosistema con la pressione di pesca così come descritta nel modello, e quella riferita alla totale assenza di attività di pesca. Questo tipo di analisi risulta essere utile nell'ambito della valutazione dello stato attuale dell'ecosistema alto Adriatico. Infatti, risulta ormai evidente che l'elevata pressione di pesca può essere uno dei fattori principali in grado di provocare cambiamenti di stato (*regime shift*) dei sistemi ecologici (NRC 1995; Botsford *et al.*, 1997; Jackson, 2001; Jackson *et al.*, 2001).

In questo contesto è importante il concetto di ‘fishing state’ (*sensu* Jennings e Kaiser, 1998), quella situazione in cui un ecosistema sottoposto ad intensa pressione di pesca può diventare ‘insensibile’ a variazioni dell’entità del disturbo stesso, rendendo pressoché inutili tutte le misure gestionali di controllo dell’attività, può essere vista come il passaggio di un ecosistema in uno stato semplificato ad elevata resistenza ecologica. La simulazione di riduzione a zero della pressione di pesca può dunque fornire un’indicazione di massima in merito alla presenza o meno di un “fishing state”.

I risultati ottenuti mostrano che l’ecosistema alto Adriatico sembra ancora in grado, entro una certa misura, di reagire a drastiche variazioni dell’attività di pesca, evidenziando un recupero in alcuni indici, come esemplificato in Fig. 1.5.2.

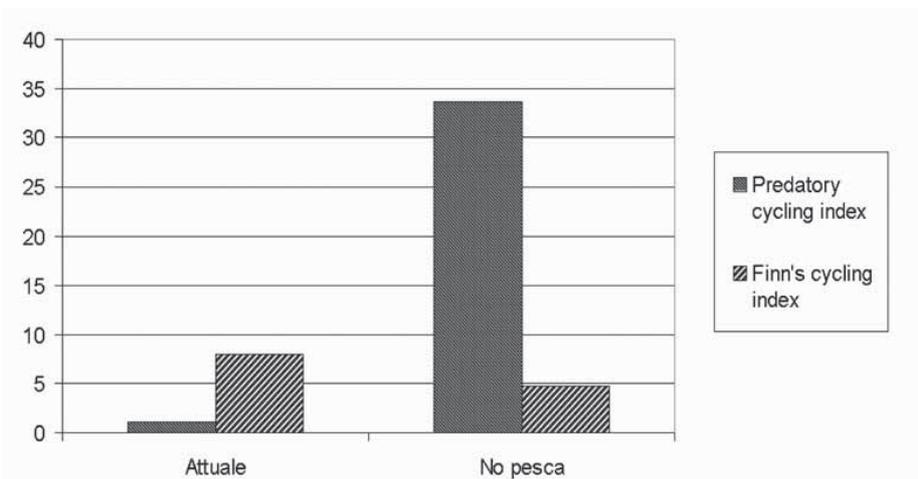


Fig. 1.5.2 - Indici di riciclo, confronto tra situazione attuale e situazione con pesca ridotta a zero.

Discussione

In alto Adriatico la descrizione delle caratteristiche strutturali delle flotte che operano in tale area, sebbene non completa per Slovenia e Croazia a causa della difficoltà di ottenere dati ufficiali, mostra una differenziazione nella composizione delle flotte pescherecce. Veneto ed Emilia Romagna presentano flotte pescherecce più sviluppate, soprattutto in termini di stazza.

L’alto Adriatico raggiunge una produzione annuale di circa 75.000 tonnellate di pescato, principalmente costituito da piccoli pelagici (sardine ed acciughe) e molluschi bivalvi, specie a basso livello trofico la cui produttività è direttamente legata alla produzione primaria. Inoltre altre specie opportuniste (scavenger o “spazzini”) che traggono vantaggio dagli effetti degli attrezzi a strascico nella loro azione di pesca e dalla produzione di scarto e dal *surplus* energetico del sistema (lumachine di mare, crostacei, cefali, sogliole, triglie. ecc.) contribuiscono in modo importante alle catture globali. Infine, la maricoltura contribuisce con ulteriori 30000 tonnellate di prodotto (*Mytilus galloprovincialis*) alla produzione di origine marina.

Nonostante l’elevata capacità produttiva dimostrata da questa area gli operatori del settore intervistati durante gli imbarchi sperimentali lamentano una generale diminuzione delle catture. A titolo aneddotico si rileva come nella marineria di Chioggia si sia osservato nel recente passato un aumento dello sforzo di pesca, con durata media della durata delle giornate di pesca (Raicevich S., com. pers.). Contestualmente in tale marineria sono state acquistate imbarcazioni di dimensioni molto elevate (oltre i 30 m), allo scopo di poter operare anche con condizioni meteomarine non favorevoli. Questa tendenza, se confermata, indicherebbe una tendenza all’aumento dello sforzo di pesca, allo scopo di mantenere catture elevate. Questo tipo di dinamica sembrerebbe ricordare quanto descritto su base matematica nelle fasi immediatamente precedenti al collasso di diverse risorse marine sovrasfruttate dalla pesca (Hilborn e Walters, 1992).

Nell’ambito del progetto SosPEco sono state considerate 7 tipologie di attività di pesca relative sia a marinerie italiane che croate, allo scopo di poter descrivere nel modo più rappresentativo possibile le

attività di sfruttamento in corso in tale bacino. A nostra conoscenza, non è stato effettuato fino adesso un simile sforzo di campionamento sperimentale nella definizione delle catture e dello scarto prodotte dall'attività di pesca nell'area considerata

Nelle catture commerciali è stata evidenziata un'elevata differenziazione dovuta alla diversa tipologia di attrezzi e di biocenosi sfruttate, ma anche a fattori di tipo economico. Infatti le diverse tradizioni nel consumo dei prodotti della pesca possono influenzare la composizione del prodotto commerciale, come dimostrato dal caso della pesca con il rapido dei cappelante e sogliole (marineria di Cittanova) per la quale sono state osservate catture estremamente elevate di canestrelli (*Aequipecten opercularis*) che però non sono trattenute perché in Croazia la specie non è ritenuta commerciale.

L'elevato numero di specie commerciali osservate nella maggior parte degli attrezzi considerati indica che vi è un'importante incidenza di catture accessorie. Ciò è determinato dall'abitudine da parte dei pescatori di tendere a trattenere tutte le specie commerciabili catturate allo scopo di incrementare il profitto. Questo tipo di pratica può essere indicativo di un segnale di crisi del settore, poiché le specie bersaglio non sono sufficienti a permettere un guadagno congruo.

Nel contesto del nostro studio va osservato come una parte importante degli stock sfruttati, per esempio specie quali *Sardina pilchardus*, *Engraulis encrasicolus*, *Solea solea*, *Sepia officinalis*, e *Pecten jacobaeus* rappresentino degli stock condivisi tra le diverse nazioni (anche con migrazioni stagionali tra le due sponde) che si affacciano sull'alto Adriatico (Guarniero *et al.*, 2004).

Appare chiaro come la gestione di queste risorse debba essere condotta in modo unitario tra le diverse nazioni in quanto incrementi dello sforzo di pesca nelle diverse aree sfruttate possono potenzialmente determinare effetti negativi nelle catture dell'intero bacino. Va inoltre rilevato che la ridotta dimensione delle flotte della Slovenia e della Croazia, se comparate con quelle di Emilia-Romagna, Veneto e Friuli Venezia Giulia, potrebbe aver contribuito a mantenere catture relativamente elevate nella parte orientale del bacino alto Adriatico. Tale area, anche a causa della conformazione morfologica, potrebbe aver costituito una sorta di area rifugio per parte delle specie sfruttate, permettendo il mantenimento di densità elevate di riproduttori le cui larve, a causa delle correnti, sarebbero poi disperse nell'intero bacino (Caddy, 1999). A conferma di questo, si osserva che per specie quali *P. jacobaeus* i banchi disponibili siano presenti esclusivamente nelle acque territoriali croate essendo stati esauriti dall'eccessivo sfruttamento quelli nella parte occidentale del bacino, zona soggetta a maggiore sforzo di pesca.

A maggior ragione quindi, anche sulla base dell'osservazione della contrazione delle catture per le imbarcazioni afferenti alle marinerie italiane, appare urgente sia ridurre lo sforzo di pesca nella parte occidentale e centrale dell'alto Adriatico sia evitare che il sovrasfruttamento si estenda anche alla parte orientale del bacino.

I dati sullo scarto della pesca sono fondamentali per la valutazione dell'impatto degli attrezzi da pesca ed individuare misure di mitigazione degli stessi (Kennelly e Broadhurst, 2002). Nel recente passato la comunità scientifica ha posto molta enfasi su tale tematica (Zeller e Pauly, 2005) e le stime più recenti indicano che circa 7 milioni di tonnellate di scarto sono prodotte annualmente a livello globale (FAO, 2005), ridimensionando di molto le stime precedenti (FAO, 1994).

In Mediterraneo i riferimenti bibliografici sono molto scarsi e quindi si può supporre un'elevata imprecisione nelle stime ottenute. Il progetto SosPEco costituisce un contributo per ad una maggiore definizione dello scarto totale prodotto nel bacino Alto Adriatico, estendendo l'analisi ad altri attrezzi e ad aree precedentemente non considerate (Croazia).

Le nostre osservazioni mettono in luce una sensibile eterogeneità nella composizione quali-quantitativa dello scarto, che appare influenzata sia da fattori attrezzo-specifici che sito-specifici. In particolare, i rapidi utilizzati in acque croate producono valori di scarto elevatissimi, con un rapporto scarto/commerciale di circa 280 (a titolo di riferimento si ricorda che a livello globale vengono riportati nel caso delle attività di pesca più impattanti valori di circa 15-18). Questo valore è determinato, come osservato precedentemente, dal non sfruttamento per motivi di mercato della specie dominante nelle catture totali, *A. opercularis*. All'estremo più basso per produzione di scarto troviamo la volante che, sfruttando specie pelagiche caratterizzate da comportamenti aggregativi, cattura sostanzialmente solo organismi commerciali.

I risultati ottenuti suggeriscono quindi la necessità dell'implementazione di misure atte alla riduzione della produzione di scarto ed alla preservazione delle aree caratterizzate dalla presenza di specie altamente sensibili al disturbo della pesca.

Il presente lavoro si configura come uno dei primi tentativi, a livello nazionale, di utilizzo a scopo scientifico di dati provenienti dai *Blue Box*. Allo stato attuale infatti, nell'ambito di una determinazione delle strategie di pesca, non risultano altre esperienze che utilizzino tali dati per descrivere la distribuzione spazio-temporale dell'attività di pesca per imbarcazioni nazionali.

I dati da noi ottenuti si riferiscono ad imbarcazioni (dotate di sistema VMS) iscritte a tre diverse marinerie: Chioggia, Ravenna e Rimini. Attualmente, i dispositivi *Blue box* sono installati ed operativi sulle imbarcazioni da pesca italiane e comunitarie di lunghezza ≥ 24 m fuori tutto (l.f.t.) (Gazzetta Ufficiale n° 293/2004), quindi i dati fanno riferimento solo ad unità di elevate dimensioni.

La ripartizione temporale dei dati in termini di giorni disponibili ha fatto emergere una sostanziale disomogeneità, in quanto la disponibilità di punti pesca è stata di un ordine di grandezza inferiore alla stagione invernale, fatto netto in contrasto con quanto emerso nella fase di monitoraggio a bordo di pescherecci commerciali.

Già altri studi (cfr Shepherd *et al.*, 2004) condotti in diverse aree europee che fanno il punto sul sistema VMS e sui dati provenienti da sistemi di ricevimento satellitare della posizione hanno rilevato problemi nel sistema di ricevimento satellitare dei dati. In particolare, sembra importante l'eventuale disconnessione dell'alimentazione elettrica che può pregiudicare la corretta raccolta di dati. Nonostante tutto ciò, in questi stessi studi si sottolinea l'importanza di informazioni acquisite mediante VMS e la loro attendibilità. Dal nostro studio emerge l'esistenza di alcune aree soggette a maggiore sfruttamento, localizzate per lo più nella fascia centrale del bacino alto Adriatico e al largo della foce del Po. Inoltre è stato evidenziato che alcune aree possono, in linea teorica, essere completamente esplorate anche più di una volta per anno.

La notevole mole di informazioni ottenute rende di estremo interesse valutare gli effetti dell'implementazione del sistema *Blue box*/VMS anche alle unità da pesca di dimensioni (l.f.t.) comprese fra i 15 ed i 18 metri recentemente disposto dalla vigente (D.M. 27/7/2005).

In merito alle catture si deve rilevare come l'elevata incidenza della pesca di molluschi bivalvi contribuisca ad abbassare il livello trofico medio delle catture. Tuttavia, nemmeno gli altri tipi di pesca sembrano insistere su livelli trofici molto elevati, come invece accade per gli altri ambienti; questo potrebbe indicare una fase piuttosto avanzata nello sfruttamento della parte bassa della catena trofica da parte dell'azione di pesca, come previsto dalla teoria del *fishing down marine food webs* (Pauly *et al.*, 1998).

Le analisi realizzate sul modello relativo all'Alto Adriatico costruito *ad hoc* nell'ambito del progetto SosPEco indica effetti potenziali in termini di maturità e stabilità dell'ecosistema, permettendo di ipotizzare che l'alto Adriatico sia entrato in quello che viene definito "Fishing state", ovvero una condizione per la quale l'ecosistema è talmente sfruttato che non risponde a piccole variazioni (in positivo o in negativo) della pressione di pesca.

L'implementazione futura di attività di tipo co-gestionali delle risorse alieutiche dell'alto Adriatico deve essere quindi condotta sulla base di un approccio di tipo ecosistemico che integri la verifica diretta delle catture e delle strategie di pesca degli operatori con la quantificazione e studio degli effetti di tale disturbo a diversi livelli gerarchici di aggregazione biologica (specie, comunità, ecosistema).

1.5.2. LINEE GUIDA PER IL MONITORAGGIO DELLE BARRIERE ARTIFICIALI SOMMERSE AI FINI DELL'INCREMENTO DELLA PRODUZIONE ITTICA IN ADRIATICO SETTENTRIONALE

Tratto da: BETTOSO N., O. GIOVANARDI, R. POLETTI, G. PRIOLI, A. RINALDI, 2006. Manuale per il monitoraggio delle barriere artificiali sommerse. Progetto "Tavolo blu adriatico per la gestione sostenibile delle attività di pesca e delle risorse alieutiche dell'Adriatico – Adriblu", CD allegato alla Relazione Finale Adriblu, 155 pagg.

Introduzione

Le Barriere (o strutture) Artificiali (BA) sommerse presenti nei mari italiani sono state oggetto di un'intensa attività di ricerca che, però, in molti casi ha prevalentemente interessato i popolamenti bentonici che colonizzano le nuove strutture, spesso simili a quelle di aree rocciose situate alla stessa batimetria. In altri casi gli studi hanno principalmente interessato la descrizione quali-quantitativa della comunità ittica associata alle barriere e/o dei rendimenti di pesca osservati in prove sperimentali con diversi attrezzi (ad es. Bombace *et al.*, 1994 e 1997; Fabi e Sala, 2002).

Al momento attuale le posizioni della ricerca sugli effetti di tali interventi in merito all'incremento della biomassa delle specie ittiche sono molto controverse e, nonostante numerose esperienze realizzate in vari paesi, non è ancora possibile dare una risposta univoca a questo interrogativo.

Gli oppositori delle BA sostengono che queste sono troppo costose e non producono nuova biomassa ma agiscono solo concentrando le risorse e quindi possono risultare dannose per gli stock ittici, portando addirittura a fenomeni di sovrappesca legati alla maggiore vulnerabilità agli attrezzi. I sostenitori delle BA, invece, sono convinti che strutture appositamente progettate incrementino i rendimenti di pesca con relativo aumento della biomassa.

Per valutare gli effetti delle BA sulla popolazione alieutica, e definire opportune azioni di monitoraggio, occorre in primo luogo definire le conoscenze sul comportamento delle varie specie ittiche in relazione alla presenza di BA. Tutto ciò senza dimenticare che in genere le BA sono situate in sistemi aperti, dove è difficile quindi porre in relazione diretta con queste eventuali effetti di incremento delle catture da pesca, mentre risentono delle interconnessioni presenti con le comunità circostanti.

Il lavoro originale comprende 6 parti. Nella prima parte viene approfondito lo "Stato dell'Arte" (in particolare gli aspetti generali (Funzioni; Scelta del sito; Fattibilità; Valutazione di impatto ambientale; Progettazione; Richiesta di permessi e concessione; Messa in opera; Colonizzazione; Problematica relativa alla valutazione dell'efficienza; Il caso del Giappone, degli USA e dell'Europa; Le particolari condizioni ambientali dell'Adriatico settentrionale ed i loro effetti potenziali sulle BA; Lo sforzo di pesca applicabile alle BA; Il caso delle piattaforme dismesse e dell'uso di materiale di scarto; I non semplici rapporti fra operatori e ricercatori). Nelle seconda, terza e quarta parte sono illustrate le BA esistenti in Friuli, Veneto ed Emilia-Romagna. Nella quinta parte sono illustrati gli interventi in ambito del progetto Adriblu nelle stesse regioni. L'ultima parte riguarda le Linee Guida per il Monitoraggio della BA. Di seguito si riporta una sintesi di queste Linee Guida.

Monitoraggio dei popolamenti epibentonici colonizzanti le strutture artificiali (a cura di M. Ponti)

Il metodo più accurato, dal punto di vista tassonomico, per il campionamento di fauna e flora sessile prevede l'asportazione mediante spatole degli organismi e/o parti di substrato su aree di dimensioni fisse (es.: 20x20 o 50x50 cm), con o senza l'ausilio di sorbona per la raccolta del materiale rimosso. Quest'approccio "distruttivo" altera inevitabilmente i popolamenti e il substrato pregiudicando, almeno in parte, la possibilità di condurre studi replicati nel tempo, a maggior ragione se il substrato campionabile è di piccola estensione.

Valide alternative al campionamento distruttivo sono il campionamento "visivo" (Ponti and Abbiati, 2003) e "fotografico" (Kollman e Stachowitsch, 2001). Anche in questo caso si opera su aree quadrate o rettangolari di dimensione prefissata, approccio che per il campionamento fotografico è assicurato dall'uso di un riquadratore connesso alla macchina da un distanziale rigido (Fig. 1.5.3).

Il campionamento fotografico invece richiede operatori in grado di acquisire le immagini ma non necessariamente esperti tassonomi, fornisce materiale archiviabile e analizzabile in tempi successivi e

da più persone, permette un'analisi più precisa del ricoprimento percentuale anche se non consente di investigare strati sovrapposti di organismi e presenta maggiori difficoltà di identificazione; per questo viene sempre abbinato a campioni di riferimento e fotografie macro.



Fig. 1.5.3- Sistema fotografico Nikonos V con obiettivo 28 mm + close-up.

Il metodo del *survey* fotografico, con successiva analisi delle immagini digitali tramite software specifici, può essere considerato il sistema di studio di più idoneo (per gli organismi sessili) per le finalità del progetto Adriblù, anche per superare le difficoltà legate alle geometrie eterogenee, orientamenti spaziali delle superfici, complessità architettonica, degli interventi attuati. Eventuali approfondimenti integrativi sono possibili attraverso grattaggi delle superfici fotografate.

Monitoraggio della popolazione alieutica

Aggregazione della popolazione ittica nei pressi e su Barriere Artificiali

L'aggregazione di comunità ittiche marine ed in particolare di pesci intorno alle strutture sommerse, in particolare relitti, è un fenomeno noto da molto tempo ai pescatori (Santos *et al.*, 1997). Ciò che ancora non ha trovato risposte certe è se le barriere artificiali determinino solamente un effetto attrattivo nei confronti delle specie ittiche o se, invece, contribuiscano ad un vero e proprio incremento della loro biomassa.

Una volta che i pesci sono attratti dalla BA e trovano motivi di mantenere la loro permanenza, quali la disponibilità di cibo, di riparo, ecc., questi si aggregano. L'aggregazione consente di ridistribuire le risorse, sia che esse siano già sfruttabili o meno, e le rende accessibili ad un eventuale sfruttamento.

Se la risorsa può essere catturata da un determinato strumento di pesca allora diventa vulnerabile e in questo caso si parla di incremento della biomassa sfruttabile.

In termini generali si presentano diversi scenari per descrivere il ruolo delle BA (Polovina, 1991):

- A. Prima dell'insediamento della BA si è in presenza di una situazione in cui esiste una determinata quantità di biomassa totale e di biomassa sfruttabile, ottenuta con un dato sforzo di pesca, che porta ad una data produzione. In questo caso si può considerare che il tasso di cattura, dato dal rapporto tra sforzo di pesca e produzione, sia pari a 1 e che la produzione sia circa un terzo della biomassa totale.
- B. Per le stesse risorse la BA potrebbe inizialmente cambiare la distribuzione della biomassa sfruttabile senza aumentare la biomassa totale. Si ha quindi lo stesso rendimento con uno sforzo di pesca minore di quello esercitato al punto A. Questo è il caso in cui la BA, aggregando solamente le risorse, le rende più accessibili ai pescatori ed porta ad un incrementano della capacità di cattura degli attrezzi da pesca. Alla lunga questo meccanismo, nel caso non sia regolato, può portare a lungo termine ad un sovra sfruttamento della risorsa ittica.

- C. Quando oltre ad aggregazione c'è anche un aumento della biomassa sfruttabile, con lo stesso sforzo di pesca esercitato al punto A si ottiene un incremento delle catture. Ciò accade quando, ad esempio, la BA può rendere disponibile ed accessibile alla pesca una porzione di risorsa che prima non lo era perché distribuita con bassa densità oppure distribuita su un areale molto ampio. L'aggregazione quindi consente di raggiungere una densità tale che la rende sfruttabile, ma ridistribuisce semplicemente la biomassa, con conseguenze simili a quelle espresse nel punto precedente.
- D. La presenza della BA rende disponibili nuovi habitat, portando ad un aumento della dimensione della popolazione e, quindi, della biomassa totale. Ciò accade quando si rendono disponibili nuovi substrati che forniscono ulteriore cibo, riparo dai predatori, habitat per il reclutamento, ecc., portando ad una diminuzione della mortalità giovanile naturale e ad una maggiore capacità di accrescimento. In questo caso si raggiunge un incremento delle catture con lo stesso sforzo di pesca esercitato al punto A.

Dall'insieme dei numerosi studi fino ad ora condotti si ha evidenza di alcuni importanti risultati (Santos *et al.*, 1997):

- le BA sono efficienti nell'aggregare i pesci, sebbene questa efficienza vari sensibilmente da una zona ad un'altra. In letteratura sono riportati incrementi di cattura da 5 a 4.000%;
- l'attrazione è specie-selettiva: nella stessa area differenti strutture possono attrarre specie diverse;
- Indipendentemente dal materiale utilizzato e dal tipo di BA, ogni area geografica sembra avere ben definiti gruppi di specie associati con le barriere. In Mediterraneo le specie più comunemente associate alla barriera sono: Sparidae, Serranidae, Labridae, Carangidae e Scombridae;
- Dalla letteratura disponibile si ricava che l'incremento delle risorse dovuto a strutture artificiali è attribuibile più ad un maggiore accesso alla risorsa che ad un incremento della produzione.

Classificazione delle specie ittiche in base al loro rapporto con le Barriere Artificiali

In base alle numerose esperienze sulle BA realizzate in Adriatico da parte dei ricercatori dell'ISMAR di Ancona, Bombace *et al.* (1994) classificarono numerose specie in relazione sia al rapporto con il fondo e sia con la BA. Abbiamo quindi specie: Bentoniche, Necto-bentoniche, Pelagiche, che a loro volta potranno essere: Attratte (AT), Parzialmente attratte (PA) e Non attratte (NA) (Nakamura, 1985; Bombace *et al.*, 1994; Seaman, 2000) (Fig. 1.5.4). Ad esempio, sono attratti alcuni pesci bentonici o nectobentonici quali *Diplodus spp.*, *Gobius spp.*, Sciaenidae spp. e *M. surmuletus* mentre sono parzialmente attratte i Mugilidi e *Trachurus spp.*

Le specie attratte (AT) hanno un habitat limitato, sono strettamente legate alla presenza di substrati duri e utilizzano tali substrati, naturali o artificiali, per rifugiarsi e, forse, "pascolano" su di essi o nelle immediate vicinanze. Le specie parzialmente attratte (PA) sono generalmente specie mobili, possono essere temporaneamente attratte da substrati duri, ma si possono osservare anche in aree di mare aperto, prive di tali substrati. Le specie non attratte (NA) non hanno alcun rapporto con la barriera, e di norma sono reperibili sul fondo originario sabbio-fangoso o in ambiente pelagico.

Nel definire le tecniche e i metodi di valutazione della popolazione alieutica che gravita nell'ambito della BA, occorre quindi porre particolare attenzione all'influenza che le molteplici variabili (ad es. correnti, temperatura, competizione interspecifica, ecc.) esercitano su di essa.

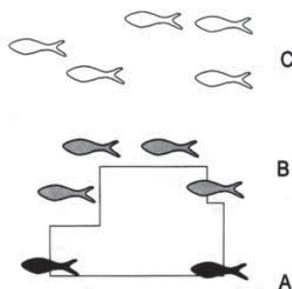


Fig. 1.5.4 – *Classificazione delle specie ittiche in relazione al loro rapporto con le Barriere artificiali (modificato da Nakamura, 1985).*

Scala di campionamento

I due principali ambiti da considerare nella definizione della scala di campionamento al momento di definire i protocolli operativi, allo scopo di conferire sufficiente affidabilità alle indagini previste, sono il tempo e lo spazio (Bortone *et al.*, 2000).

La distribuzione della comunità ittica e la sua variabilità nel tempo possono essere misurati in relazione a differenti scale temporali, più o meno ampie, che prendano in considerazione il trascorrere degli anni, il susseguirsi delle stagioni e il corso delle 24 ore (Bortone *et al.*, 2000).

Tra i primi aspetti da considerare vi è il periodo intercorso dall'insediamento delle BA; è noto infatti che, indipendentemente dalle dimensioni di una barriera, il popolamento ittico raggiunge un equilibrio in un periodo compreso tra 1 e 5 anni (Bohnsack e Sutherland, 1985). Indicazioni rispetto al grado di evoluzione e "maturazione" della BA possono essere offerte anche dalle osservazioni sulla popolazione sessile insediata sulle pareti dei manufatti.

Nell'arco dell'anno le barriere artificiali costiere adriatiche vedono ciclici movimenti migratori, condizionati soprattutto dal complesso dei fattori ambientali, che portano a variazioni quali-quantitative della popolazione ittica. La componente necto-bentonica, ad esempio, più influenzata dalla presenza della BA, è maggiormente presente dalla tarda primavera alla fine dell'estate, mentre in inverno quasi scompare (Bombace *et al.*, 1990).

Nel corso di singole giornate di campionamento si è riscontrata una densità minima nelle ore del primo pomeriggio, mentre i valori più elevati sono stati osservati tra la sera e le prime ore del mattino (Fabi e Sala, 2002); Thorne *et al.* (1989), invece, nelle acque del Costa Rica registrò un allontanamento dei pesci dalla barriera nelle ore notturne. La qualità e abbondanza delle varie specie presenti varia anche in relazione alle loro abitudini, che possono essere di tipo diurno, notturno o crepuscolare.

In base a studi effettuati in Adriatico centrale, ed in altre zone del mondo, si ritiene che l'area di influenza di una BA rientra all'interno di un intervallo che potrebbe essere compreso tra 5 e 50 metri, in relazione alle condizioni ambientali ed alla dimensione della BA. Si è verificato inoltre che la distribuzione dell'abbondanza delle specie ittiche non risulta omogeneamente distribuita all'interno della barriera, presentando la densità più elevata nella parte in cui vi è maggiore concentrazione delle strutture (Fabi e Sala, 2002).

Altre differenze si possono riscontrare rispetto il grado di elevazione dal fondo delle strutture, con porzioni apicali che presentano aggregazioni differenti da quelle più prossime al terreno.

Tecniche di campionamento

Per il monitoraggio della popolazione ittica su BA si possono adottare due principali metodi: campionamenti "distruttivi", condotti utilizzando differenti attrezzi da pesca, quali tramaglio, rete d'imbrocco, strascico, palangari, nasse, ecc.; oppure valutazioni non "distruttive", che possono essere dirette, quali *visual census* tramite subacquei, anche con riprese video, o indirette, utilizzando telecamere, ad esempio ROV (*Remote Operated Vehicle*), guidate dalla superficie (Charbonnel E. *et al.*, 1997).

Nell'ambito delle reti in Italia si sono prevalentemente utilizzate reti da posta del tipo a tramaglio. Nel corso di studi su insediamenti a BA lungo le coste italiane il CNR-ISMAR, con sede ad Ancona, ha utilizzato tre principali tipi di tramaglio, generalmente assemblati in cali della lunghezza di 500 m:

1. Rete a tramaglio in filo di poliammide ritorto: altezza 2 m; pannello interno alto 3,4 m, con maglia da 70 mm (filato 210/1); pannelli esterni con maglie da 340 mm (filato 210/6).
2. Rete a tramaglio in monofilo di poliammide trasparente: altezza 3 m; pannello interno con maglia da 70 mm; pannelli esterni con maglie da 340 mm.
3. Rete a tramaglio in monofilo di poliammide trasparente: altezza 3 m; pannello interno alto 6 m, con maglia da 72 mm; pannelli esterni con maglie da 400 mm.

Il primo tipo è stato utilizzato nell'ambito dei primi studi, compiuti fino agli anni '90 del secolo scorso, mentre gli altri sono stati utilizzati più di recente e si sono caratterizzati per una ottima capacità di cattura (Fabi G., *com. pers.*).

A Trieste sono stati utilizzati anche reti a tramaglio dell'altezza di un metro e maglia del pannello interno di 35 mm, assemblando 10 reti della lunghezza di 20 metri ciascuna (Bressan, 2001). In Sicilia invece

sono stati utilizzati tramagli dell'altezza di tre metri, con pannello interno con maglia i 54 mm, pannelli esterni con maglie di 320 mm, per una lunghezza complessiva di 500 metri (D'Anna *et al.*, 1994).

Le reti sono solitamente calate al tramonto e salpate all'alba, per una permanenza media in acqua di circa 12 ore. Ma sono stati effettuati anche campionamenti mantenendo le reti in acqua durante le ore diurne, dall'alba al tramonto (Bombace *et al.*, 1995).

Generalmente le reti da posta sono calate nelle più strette vicinanze delle BA. Mentre, quale confronto, in contemporanea è posizionato anche un identico calo, posto ad almeno un chilometro di distanza dall'area interessata dalle barriere, dove si ritiene non ne giunga l'influenza.

Questo tipo di campionamento consente la cattura di individui che possono poi fornire ulteriori informazioni, relative alle abitudini alimentari, accrescimento, rapporto taglia/peso o stadio di maturità sessuale. A differenza del *visual census* è possibile effettuare osservazioni su specie notturne, così come, tramite queste tecniche, è possibile operare in condizioni di scarsa visibilità, così come di frequente accade in Adriatico.

Di contro l'utilizzo di reti da posta non è idoneo nel caso in cui le BA ne limitino l'accessibilità, a causa dei possibili danni agli attrezzi derivanti da asperità delle strutture o dalla presenza di impianti di molluschicoltura. Se le reti sono calate ad una certa distanza dalle BA si rischia di non rientrare all'interno della loro zona di influenza e questo, unitamente alla selettività delle reti ed alle differenze di comportamento delle diverse specie ittiche, fa sì che il tramaglio sottostimi la biomassa associata alle BA e non ne descriva in maniera corretta la ricchezza specifica (Charbonnel E. *et al.*, 1997).

Le reti da posta inoltre non sono idonee per la cattura di specie che sono a stretto contatto con la BA e che costituiscono una parte importante della biomassa totale, mentre sono scarsamente rappresentate nei campioni proprio a causa del loro comportamento. Inoltre, a causa dell'impossibilità di conoscere il volume o la superficie campionata da queste reti, non è possibile calcolare l'abbondanza per unità di volume. Se le pescate sono effettuate in accoppiamento con *visual census* è possibile stimare un rapporto tra le catture e la biomassa stimata tramite osservazione diretta, così da disporre di un buon indice per valutare l'efficienza del tramaglio per le specie più comunemente campionate (Charbonnel E. *et al.*, 1997).

I campionamenti con attrezzi da pesca determinano una progressiva diminuzione della biomassa, influenzando i campionamenti successivi, soprattutto se effettuati nel breve periodo (Bortone *et al.*, 2000).

Metodi non distruttivi

IDROACUSTICO

Recentemente sono stati introdotti sistemi di rilevazione di tipo idroacustico. Un'indagine con sistemi idroacustici può essere condotta sia attraverso monitoraggi lungo transetti, sia da fermo. La modalità su transetto consente di verificare la presenza di un eventuale gradiente di dispersione delle specie ittiche, che dalla barriera si disperdono verso le aree vicine, mentre da fermo è possibile cogliere eventuali migrazioni lungo la colonna d'acqua nel corso delle 24 ore. Questa tecnica può essere considerata complementare ad altri sistemi come ad esempio il *visual census* o campionamenti con attrezzi di pesca, in quanto non è in grado di discriminare le specie, né di localizzare gli individui presenti a stretto contatto con la barriera o all'interno di suoi anfratti.

VISUAL CENSUS

Il *visual census*, l'osservazione diretta tramite subacquei, è un metodo ampiamente utilizzato nei vari mari del mondo per valutare l'aggregazione ittica. Questa tecnica è adottata anche nel Mediterraneo, soprattutto in ambienti naturali praterie a Posidonia e fondi rocciosi (Bortone *et al.*, 2000).

Per condurre una efficace osservazione occorre che siano soddisfatte almeno due condizioni principali: che la visibilità sia pari o superiore a 3 metri (DeMartini *et al.*, 1989; Charbonnel E. *et al.*, 1997); che il personale subacqueo sia adeguatamente preparato al riconoscimento delle specie ittiche ed allenato nel prendere nota del numero di individui incontrati nel corso del campionamento.

Per quanto riguarda le tecniche di realizzazione si può affermare che non esiste un vero metodo standard universale, ma, considerato che ogni intervento a BA si presenta differente da altri, si adattano i metodi più comunemente usati, sia lungo transetti, sia per punti, alle condizioni locali (Bortone *et al.*, 2000).

Il sistema a transetti (*strip transects*) consiste in due osservatori (appaiati per motivi di sicurezza) che si muovono lungo un transetto di specifiche dimensioni, in lunghezza e larghezza, e per una durata definita. La larghezza varia da 1 a 5 m, mentre la lunghezza da 5 a qualche centinaio di metri (Bortone *et al.*, 2000).

Un parametro da tenere in forte considerazione è la durata dell'osservazione, in quanto questo parametro influenza notevolmente il risultato del campionamento, considerato che più prolungata è l'immersione maggiore è l'opportunità di incontrare specie ittiche. Preliminarmente sarebbe quindi opportuno standardizzare i tempi di immersione, per ridurre la variabilità.

Un secondo metodo utilizzato è quello definito "punto stazionario" o "*stationary point*". In questo caso l'osservatore subacqueo si pone centralmente ad un cerchio o quadrato immaginario e ruotando lentamente per un periodo di tempo definito, generalmente breve, equivalente ad alcuni minuti, prende nota delle specie ittiche che incontra e del numero di individui. Il raggio di osservazione varia in genere tra i 3 ed i 15 m, in relazione anche alla visibilità,

Un altro sistema di osservazione è quello chiamato "conteggio casuale", in cui il subacqueo si muove lungo un percorso non stabilito e prende nota delle specie osservate in una certa unità di tempo o in ordine di osservazione. Questo metodo consente di muoversi più liberamente all'interno della zona interessata, consentendo di scoprire più specie e di fare osservazioni anche su caratteristiche che altrimenti, con altri metodi, non sarebbero considerate. Lo scopo principale di tale tecnica è rivolto più all'aspetto prettamente qualitativo, che quantitativo, in quanto offre la possibilità al subacqueo di concentrarsi sul numero di specie e non sul conteggio degli individui. Questo fornisce comunque un'indicazione dell'abbondanza relativa, inteso come grado di abbondanza raggiunto dalle varie specie, pesato in base all'intervallo di tempo nel quale queste sono state osservate. A causa della forte probabilità di non rappresentare adeguatamente le specie, si ritiene che debbano essere svolte almeno otto repliche (Bortone *et al.*, 2000).

A causa della differente zonazione della barriera e delle caratteristiche comportamentali delle specie, spesso si rende necessario provvedere a campionamenti stratificati, che fanno uso di più metodi. In questo caso si tiene conto della mobilità, del raggio di azione, della diffidenza, della velocità e della densità delle diverse specie. Le specie con un raggio di azione esteso o molto mobili o diffidenti (es. Sparidae) vengono registrate immediatamente, specie che vivono nei pressi delle BA (es. Labridae) sono contate durante una singola rotazione attorno alla BA da un sub, mentre le specie bentoniche che vivono in stretto contatto con la BA (es. Blennidae e Gobidae) sono censite dopo una attenta esplorazione (Charbonnel *et al.*, 1997).

Per quanto riguarda la frequenza delle osservazioni, il panorama delle esperienze è vario, anche in relazione all'accuratezza che si intende raggiungere ed all'obiettivo dell'indagine. In alcuni casi si preferito compiere immersioni per alcuni giorni consecutivi, da 3 (Santos *et al.*, 2002) a 7-10 gg (Abelson e Shlesinger, 2002), con più ripetizioni nel corso della giornata, in orari stabiliti, sia nelle ore diurne sia notturne (Abelson e Shlesinger, 2002; Santos *et al.*, 2002). In altri, Bombace *et al.* (1995), condotti in Adriatico, sono stati effettuati campionamenti a cadenza quindicinale o mensile, con più repliche nel corso della giornata su percorsi scelti casualmente.

Le specie che si intendono considerare nel corso delle osservazioni devono essere scelte in base allo scopo che ci si prefigge con il monitoraggio. Infatti, mentre uno studio di tipo ecologico e qualitativo richiede un inventario il più possibile completo, indagini relative agli effetti sulla pesca possono orientarsi su specie caratterizzate da una valenza economica.

Vi sono alcuni principali parametri che devono essere tenuti in considerazione quando si analizza la composizione specifica associata alle BA:

1. Ricchezza specifica totale (numero totale di specie sul conteggio complessivo)
2. Ricchezza specifica media (media del numero di specie osservate per singolo sito e per conteggio)
3. Frequenza della specie. In accordo con Harmelin (1987), si possono considerare quattro classi di frequenza: classe I = dal 75% al 100%; classe II dal 50% al 75%; classe III dal 25% al 50%; classe quattro dal 0% a 25%. L'importanza relativa di ogni classe consente di effettuare una stima della variabilità temporale dell'aggregazione ed è un buon indicatore della sua stabilità (Charbonnel *et al.*, 1995).

Il numero di individui presenti nei pressi di una BA può essere definito sulla base di un indice di abbondanza che comprende 9 classi così definite: 1, 2-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100, 101-200, 201-500, oltre 500

(Harmelin-Vivien e Harmelin, 1975). Per il calcolo della densità si utilizza la media aritmetica tra i valori limite della classe.

L'utilizzo di classi definite consente di velocizzare le operazioni di conteggio da parte del subacqueo, riducendo quindi la perdita di informazioni. Alcuni autori hanno dimostrato che durante le operazioni di conteggio si tende a sottostimare il numero di pesci, e che al disopra di 20-30 individui è impossibile un conteggio esatto, mentre al disopra di 10 l'errore è frequente (Harmelin-Vivien e Harmelin, 1975; Harmelin-Vivien *et al.*, 1985).

Per quanto riguarda la registrazione della taglia alcuni autori consigliano di utilizzare tre classi: piccolo, medio e grande. Tenendo come riferimento la lunghezza massima che ogni specie può raggiungere e considerando la taglia minore (piccolo) equivalente ad un terzo della maggiore (grande) (Charbonnel E. *et al.*, 1997). Altri sconsigliano questo metodo e suggeriscono di valutare il più possibile la misura reale, approssimando al centimetro o raggruppando all'interno di intervalli definiti ogni 5 o 10 cm (Bortone *et al.*, 2000).

La tecnica del *visual census* consente di portare un disturbo minimo alla popolazione presente in barriera ed inoltre permette di condurre osservazioni sul comportamento delle varie specie, sulla taglia e sulla loro abbondanza. Consente anche di campionare sia specie che si spostano in un ampio raggio dalla BA, così come quelle che stanno più vicina ad essa, come quelle nascoste o più timorose (Bortone *et al.*, 2000).

Conclusioni

Come riportato nel corso della trattazione, il progetto Adriblu è rivolto alla realizzazione di interventi, anche di tipo sperimentale, che vadano nella direzione di favorire l'incremento delle risorse alieutiche, quelle risorse cioè che sono accessibili agli attrezzi da pesca e, quindi, potenzialmente sfruttabili a fini commerciali.

Una considerazione preliminare da fare è quella in merito alla opportunità di effettuare, al termine delle operazioni di calo delle strutture, un rilevamento e mappatura del sito tramite l'utilizzo di un sonar *multibeam* ad alta risoluzione, in quanto ciò consentirebbe di effettuare una verifica approfondita sulla stabilità delle strutture immerse e sulla loro reale disposizione, favorendo la predisposizione di futuri piani di controllo sull'evoluzione delle barriere, sia di tipo strutturale, sia bio-ecologico.

Al di là dei metodi che si intendono adottare per giungere alla descrizione della comunità alieutica presente in prossimità della BA, i principali parametri che occorre prendere in considerazione possono essere così riassunti: numero di specie, numero di individui, taglia e biomassa.

I limiti legati ai campionamenti con attrezzi da pesca sono ampiamente discussi nel lavoro originale, sebbene questi siano più legati alla difficoltà di comprensione delle implicazioni eto-ecologiche della popolazione ittica interessata dalla BA, che alla produttività in termini di resa di pesca. Infatti per la realtà adriatica, alcuni autori ritengono che, nel caso in cui si possa adottare un solo metodo di campionamento, i campionamenti notturni con tramaglio sembrano essere il miglior sistema di monitoraggio per ottenere una immagine affidabile della popolazione ittica presente su di una BA (Bombace *et al.*, 1995).

Per quanto riguarda metodi che comportano l'utilizzo di attrezzi da pesca si ritiene opportuno avvalersi di un attrezzo a minima selettività, quale il tramaglio in monofilo di poliammide trasparente con le seguenti caratteristiche: altezza 3 m; pannello interno alto 6 m, con maglia da 72 mm; pannelli esterni con maglie da 400 mm, utilizzato in anni recenti dai ricercatori dell'ISMAR-CNR di Ancona in sostituzione di quello tradizionale in filo di poliammide ritorto (Fabi G., com. pers.).

Le cale, con frequenza minima stagionale, dovrebbero prolungarsi dal tramonto all'alba (12 ore), su almeno 4 stazioni, 2 in area BA e 2 in area controllo, con 250 m per calo (ad es. 5 pezze da 50 m). Nel caso di problemi operativi il controllo potrebbe essere ridotto ad una unica cala da 500 m.

Accoppiato al tramaglio, nel caso in cui le condizioni di visibilità lo consentano, si ritiene opportuno effettuare il *visual census*, condotto da operatori scientifici subacquei, soprattutto per individuare le specie criptiche e quelle che in genere non sono catturate dalle reti fisse poste sul fondo (ad es. occhiate, castagnole, gronghi, scorfani, ecc.). La tipologia di *visual census* dovrebbe essere valutata sulla base del tipo di intervento, in relazione alle caratteristiche delle strutture ed alla loro distribuzione, mutuando quanto già esposto da Bombace *et al.* (1994) e Relini *et al.* (1995; 2002).

Monitoraggio dei popolamenti macrobentonici di substrato mobile

L'introduzione nell'ambiente marino di substrati duri artificiali può comportare una serie di modificazioni nell'assetto delle biocenosi e nei rapporti trofici del comparto bentonico di fondo mobile, a causa dell'instaurarsi, attorno alle barriere, di nuove condizioni edafiche e di nuovi rapporti di equilibrio preda-predatore (Ambrose e Anderson, 1990). Le BA, infatti, sono in grado di deviare i flussi della corrente e di modificare la granulometria del sedimento circostante. Gli scheletri calcarei e conchigliari degli organismi insediati sulle strutture artificiali, accumulandosi sul fondo, incrementano la componente detritica nel sedimento. La biodeposizione di sostanza organica, ad opera degli organismi filtratori insediati sulle barriere, può determinare la proliferazione degli organismi detritivori nell'ambiente sedimentario (Davis *et al.*, 1982; Ambrose e Anderson, 1990). Tale fatto è stato riscontrato su alcune BA presenti nell'Alto Adriatico, in quanto la cospicua biomassa filtrante dei mitili insediati ha prodotto un accumulo di feci e pseudofeci nel sedimento favorendo la proliferazione di molte specie detritivore (Fabi, 2006). L'attrazione e la concentrazione di diverse specie ittiche attorno alle BA, infine, può costituire un fattore d'incremento della pressione predatoria nei confronti delle specie bentoniche insediate nei fondi mobili circostanti (Davis *et al.*, 1982).

In linea di principio il monitoraggio deve valutare gli effetti indotti dalle nuove strutture e per tale fine risulta necessario scegliere un adeguato numero di stazioni disposte in transetto, all'interno dell'area delle BA e nei siti di controllo esterni. Le stazioni di controllo devono possedere le stesse caratteristiche di partenza del sito sul quale sono state poste le BA e devono essere localizzate sufficientemente lontano dall'area di influenza delle opere artificiali stesse. Il campionamento deve essere condotto almeno a cadenza annuale e meglio ancora se stagionale. Il prelievo dei campioni viene eseguito per mezzo di una benna Van Veen. In base alle curve area-specie, 5 repliche (bennate), da 0,1 m² ciascuna, sono considerate appropriate per descrivere la variabilità interna ad ogni stazione (Tagliapietra *et al.*, 2006). Il sedimento di ciascuna replica viene poi setacciato attraverso una maglia ad aperture quadrate di 1 mm, per eliminare il sedimento e raccogliere gli organismi presenti. I campioni così raccolti vengono fissati in una soluzione al 5% di formaldeide e acqua di mare. Una volta avvenuto lo smistamento in laboratorio, gli organismi presenti nei campioni sono identificati quanto più possibile a livello di specie (Castelli *et al.*, 2003; Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio – ICRAM, 2001). Infine viene elaborata una matrice quantitativa dei dati su cui calcolare, per ogni stazione, almeno i seguenti parametri strutturali della comunità: numero di specie, numero di individui, indice di diversità specifica (Shannon e Weaver, 1949) ed indice di equità o "evenness" (Pielou, 1966).

Bibliografia

- ARDIZZONE G., 1994. An attempt at a global approach for regulating the fishing effort in Italy. *Biol. Mar. Medit.* 1 (2): 109-113.
- BOMBACE G., 2002. Riflessioni sulla pesca, biodiversità ed aree marine protette. *Biol. Mar. Medit.* 9: 48-70.
- BOMBACE G., G. FABI & L. FIORENTINI, 1990. Preliminary analysis of catch data on artificial reefs in Central Adriatic. *FAO Fish. Rept.* 428, 86-89.
- BOMBACE G., G. FABI, L. FIORENTINI & A. SPAGNOLO, 1997. Assessment of the ichthyofauna of an artificial reef through *visual census* and trammel net: comparison between the two sampling technique. In: Hawkins *et al.* (eds) - *The responses of marine organisms to the environments* – Proceedings of the 30th European Marine Symposium, Southampton, UK, September 1995, Southampton Oceanography Centre: 291-305.
- BOMBACE G., G. FABI, L. FIORENTINI & S. SPERANZA, 1994. Analysis of efficacy of artificial reef located in five different areas of the Adriatic sea. *Bull. Mar. Sci.*, 55, 559-580.
- BORTONE S., M.A.SAMOILYS, & P. FRANCOUR, 2000. Fish and macroinvertebrate evaluation methods. In W. Seaman Jr. & Stragug eds - *Artificial reef evaluation with application to Natural Marine Habitats*. CRC Press, 127-164.
- BOTSFORD L.W., J.C. CASTILLA & C.H. PETERSON, 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277: 509-515.
- CADDY J.E., 1999. Fishery management in the twenty-first century: will new paradigm apply? *Rev. Fish. Biol. Fish.* 9: 1-43.
- CHARBONNEL E., P. FRANCOUR & J.G. HARMELIN, 1997. Finfish population assessment techniques on artificial reefs: a review in the European Union. In: Jensen, A.C. (ed.) - *Proceedings of the first EARRN conference*, European Artificial Reef Research, Ancona, Italy, 261-278
- CHRISTENSEN V. & D. PAULY, 1998. Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. *Ecol. Appl.* 8(1): 104-109.
- CHRISTENSEN V. & C.J. WALTERS, 2000. Ecopath with Ecosim: Methods, Capabilities and Limitations. In: Pauly, D. and Pitcher, T.J. (eds) *Methods for assessing the impact of fisheries on marine ecosystems of the North Atlantic*. *Fisheries Centre Research Reports* 8(2): 79-105.
- CLARKE K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117-143.
- CLARKE K.R., WARWICK R.M., 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environmental Research Council, UK, 144 pp.
- D'ANNA G., F. BADALAMENTI, M. GRISTINA & C. PIPITONE, 1994. Influence of artificial reefs on costal nekton assemblages of the Gulf of Castellamare (Northwest Sicily). *Bull. Mar. Sci.*, 55: 484-500.

- EUROSTAT, 2005. La pesca in Slovenia. documenti di programmazione degli Stati membri per l'assistenza strutturale 2004-2006, europa.eu.int/comm/fisheries
- FABI G. & A. SALA, 2002. An assessment of biomass and diel activity of fish at an artificial reef (Adriatic sea) using a stationary hydroacoustic technique. *ICES J. Mar. Sci.* 59: 411-420.
- FAO, 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO fisheries technical paper 339, Roma. 233 pp.
- FAO, 2002. Report of the Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. Fao Fish. Rep. 658, 128 pp.
- FAO, 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. *FAO fisheries technical paper 470, Roma*. 131 pp.
- GAZZETTA UFFICIALE 293/2004. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Decreto 10/11/2004 "Obbligo di istituire un sistema di controllo satellitare per i pescherecci comunitari, aventi lunghezza fuori tutto superiore a 24 metri, denominato V.M.S. (Vessel Monitoring System) al fine di poter controllare l'attività durante le battute di pesca."
- GAZZETTA UFFICIALE 246/2005. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. Decreto 27/7/2005 "Programma nazionale della pesca e dell'acquacoltura per l'anno 2005".
- GIOVANARDI O., 2003. Interazioni tra aggregati mucillaginosi e popolamenti biologici. Sintesi dei risultati del progetto di ricerca MAT. Roma. 16 aprile 2003. Relazione finale.
- GIOVANARDI O. & F. PRANOVI, 1998. Analisi della pesca a strascico entro 3 miglia dalla costa nel Compartimento marittimo di Chioggia. *Biol. Mar. Medit.* 5 (3): 629-637.
- GUARNIERO I., F. GAROIA, E. CILLI, M. LANDI, R. DI PLACIDO, A. CARIANI, A. RAMSAK, P. MANNINI, N. UNGARO, C. PICCINETTI & F. TINTI, 2004. Genetic stock structure analysis revealed single population units in the shared stocks of Adriatic demersal species. GFCM-SAC Working Group on Small Pelagic Species (Malaga, 6th-7th May 2004).
- HARMEIN J.G. & D. BELLAN-SANTINI, 1997. Assessment of biomass and production of artificial reef communities. In: Jensen, A.C. (ed.) *Proceedings of the first EARRN conference*, European Artificial Reef Research, Southampton Oceanography Centre, Ancona, Italy, 305-322.
- HARMEIN-VIVIEN M., J.G. HARMEIN, C. CHAUVET, C. DUVAL, R. GALZIN, P. LEJEUNE, G. BARNABÉ, F. BLANC, R. CHEVALIER, J. DUCLERC, & G. LASSERE, 1985. Evaluation visuelle des peuplements et population de poissons: problèmes et méthodes. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* 40: 467-539.
- HILBORN R. & C.J. WALTERS, 1992. *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Chapman & Hall, New York.
- JACKSON J., 2001. What was natural in the coastal oceans? *Proc. Nat. Acad. Sci.* 98: 5411-5418.
- JACKSON J., M.X. KIRBY, W.H. A. BERGER, BJORN DAL, L.W. BOTSFORD, B.J. BOURQUE, R.H. BRADBURY, R. COOKE, J. PERLANDSON, J. ESTES, T.P. HUGHES, S. KIDWELL, C. LANGE, H.S. LENIHAN, J.M. PANDOLFI, C.H. PETERSON, R.S. STENECK, M.J. TEGNER & R.R. WARNER, 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- JENNINGS S. & M. J. KAISER, 1998. The effect of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 34: 201-351.
- KENNELLY S.J. & M.K. BROADHURST, 2002. By-catch begone: changes in the philosophy of fishing technology. *Fish and Fisheries*, 3: 340-355.
- KRUSKAL J.B. & WISH M., 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Pub., Beverley Hills, CA.
- NAKAMURA M., 1985. Evaluation of artificial reef concepts in Japan. *Bull. Mar. Sci.* 37, 271-278.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC), 1995. Understanding marine biodiversity. *A research agenda for the nation*. National Academy Press, Washington DC.
- ODUM E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.
- ODUM E.P., 1988. *Basi di ecologia*. Piccin Ed. 553 pp.
- OSSERVATORIO SOCIO-ECONOMICO DELLA PESCA DELL'ALTO ADRIATICO, 2005. Dati della flotta di Friuli Venezia Giulia, Veneto ed Emilia Romagna. Fleet register.
- PAULY D., V. CHRISTENSEN, J. DALSGAARD, R. FROESE & F. TORRES, 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science* 279:860-863.
- POLOVINA J.J., 1984. Model of a coral reef ecosystem. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs* 3(1): 1-11.
- POLOVINA J.J., 1991. Fisheries Application and Biological Impacts of Artificial Habitats. In W. Seaman Jr. & Straguer eds *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*, Academic Press Inc. Chap. 5: 153-176.
- PONTI M. & M. ABBIATI, 2003. Variability in distribution of macrobenthos on rocky shore at Elba Island. In: Özhan E. (d) - *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 03*. Ravenna, Italy, 7-11 October 2003. Middle East Technical University, Ankara, Turkey, 2374 pp.
- PRANOVI F., S. RAICEVICH, G. FRANCESCHINI, P. TORRICELLI & O. GIOVANARDI, 2001. Discard analysis and damage to non-target species in the Rapido trawl fishery. *Mar. Biol.* 139: 863-875.
- RAICEVICH S., 2000. La pesca con il rapido in nord Adriatico: effetti sulle comunità bentoniche ed implicazioni gestionali. *Tesi di laurea presso l'Università Ca' Foscari di Venezia. Anno accademico 1998-1999*.
- RAMSAY K., M. J. KAISER & R.N. HUGES, 1998. Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 224: 73-89.
- ROBERTS D.D., S.R. FITZHENRY & S.J. KENNELLY, 1994. Quantifying subtidal macrobenthic assemblages on hard substrata using a jump camera method. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 177, 157-170.
- SANTOS M.N., C.C. MONTEIRO & G. LASSÈRE, 1997. Finfish attraction and fisheries enhancement on artificial reef: a review. *Proceedings of the first EARRN conference*, European Artificial Reef Research, Southampton Oceanography Centre, Ancona, Italy, 97-114
- SHEPHERD I., J. BISHOP & R. GALLAGHER, 2004. Falsification of VMS records. JRC IPSC/G03/R/ISH/ish D (2004) (3222): 1-3.
- THORNE R.E., J.B. HEDGEPEETH, & J.A. CAMPOS, 1989). - Hydroacoustic observation of fish abundance and behaviour around an artificial reef in Costa Rica. *Bull. Mar. Sci.* 44: 1058-1064.
- ULANOWICZ R.E., 1986. Growth and development: ecosystems phenomenology. *Springer-Verlag, New York*, p 203.
- VEALE L.O., A.S. HILL, S.J. HAWKINS & A.R. BRAND, 2000. Effects of long term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. *Mar. Biol.* 137: 325-337.
- WULFF F., J.G. FIELD & K.H. MANN, 1989. Network analysis in marine ecology, methods and applications. *Springer Verlag, Berlin*.
- ZELLER D. & D. PAULY, 2005. Good news, bad news: global fisheries discards are declining, but so are total catches. *Fish and Fisheries* 6:156-159.

1.6 MARICOLTURA SOSTENIBILE

A cura di: Dott. Otello Giovanardi, Prof. Roberto Pastres, Dott. Daniele Brigolin

1.6.1. GESTIONE SOSTENIBILE DELLE ATTIVITA' DI MOLLUSCHICOLTURA "OFF-SHORE": UN CONTRIBUTO DAL PROGETTO EUROPEO "ECASA"

Tratto da: PASTRES R., PRANOVI F., BRIGOLIN D., RAMPAZZO F., GIANI M., GIOVANARDI O., SAVELLI F., BERTO D., FRANCESCHINI G., *Study Site Report* del progetto Europeo ECosystem Approach for Sustainable Aquaculture (ECASA), 46 pp.

Introduzione

Il declino sempre più marcato degli stock ittici ed il contemporaneo aumento della domanda di prodotti ittici sono le due cause principali del recente rapido sviluppo delle attività di acquacoltura: con un tasso di crescita di circa l'8% annuo, l'acquacoltura rappresenta infatti il settore caratterizzato dal più alto tasso di crescita tra quelli dedicati alla produzione di alimenti. Tra le varie attività di acquacoltura, sia la molluschicoltura sia l'allevamento di pesce in gabbie hanno potuto giovare di materiali sempre più resistenti e flessibili. Queste condizioni hanno notevolmente esteso la porzione di fascia costiera potenzialmente utilizzabile per la localizzazione degli impianti, consentendo di situarli anche in aree piuttosto esposte ad eventi meteorologici sfavorevoli. Si pensi, ad esempio, al rapido aumento del numero di impianti di molluschicoltura lungo la fascia costiera verificatosi nell'ultimo decennio, in cui, peraltro, sono stati abbandonati molti siti di allevamento tradizionalmente situati nelle lagune costiere.

Oltre a generare potenziali conflitti d'uso con gli altri utilizzatori della fascia costiera (O'Sullivan, 1992), le attività di acquacoltura, al pari delle altre attività antropiche, possono avere conseguenze negative sulla funzionalità degli ecosistemi marini. Il rilascio di eventuali concessioni e la regolamentazione delle modalità di gestione degli impianti attualmente in uso non possono, quindi, prescindere da una attenta valutazione degli impatti della maricoltura, sia a scala locale, cioè del singolo impianto, sia a scale spaziali più ampie, quali quella di corpo idrico e di fascia costiera. Per quanto riguarda il nostro paese, la criticità di tali problematiche è senza dubbio acuita dall'intrico di norme e sovrapposizione delle competenze di organi di tutela che hanno potestà sulla fascia costiera. Ciò rende, a nostro avviso, quanto mai opportuno l'utilizzo di strumenti di analisi scientifica di tali problematiche, al fine di aumentare la trasparenza delle azioni decisionali intraprese dagli enti locali e dalle Capitanerie.

Il progetto "ECASA"

Il progetto triennale "ECASA" (*ECosystem Approach for Sustainable Aquaculture*; www.ecasa.org.uk), finanziato dall'Unione Europea nell'ambito del VI Programma Quadro, aveva quale obiettivo generale lo sviluppo di strumenti per la gestione sostenibile delle attività di maricoltura. Tale obiettivo si è concretizzato in una serie di attività sperimentali e modellistiche tendenti a: 1) selezionare un adeguato insieme di indicatori dei potenziali effetti dell'acquacoltura sull'ecosistema pelagico e bentonico; 2) valutare le prestazioni di modelli matematici, in grado di collegare quantitativamente l'entità delle pressioni legate alla presenza di un impianto a tali indicatori. I modelli così selezionati possono quindi essere considerati strumenti operativi, utilizzabili per selezionare i siti da dedicare ad attività di maricoltura, condurre valutazioni di impatto e ottimizzare le modalità di gestione degli impianti, in maniera da minimizzarne gli impatti negativi. Al progetto, conclusosi a dicembre 2007, hanno partecipato sedici istituzioni scientifiche, appartenenti a tredici stati dell'Unione Europea. Nel corso del progetto, sono stati raccolti dati sperimentali presso tredici siti, al fine di valutare gli effetti ambientali di sette diversi tipi di maricoltura (Salmon, Merluzzo, Spigola, Orata, Tonno, Ostriche, Miti). Le osservazioni sperimentali sono state successivamente utilizzate per valutare le prestazioni di diversi modelli matematici, messi a disposizione o elaborati dai partecipanti durante il corso del progetto. I risultati del progetto hanno consentito di realizzare un "archivio" di strumenti per la gestione delle attività di maricoltura, presentato nel sito: www.ecasatoolbox.org.uk. Informazioni più dettagliate riguardo al progetto ECASA sono invece reperibili presso il sito: www.ecasa.org.uk.

Al progetto ECASA hanno preso parte due unità di ricerca italiane: la ex-ICRAM di Roma e il

Dipartimento di Chimica Fisica dell'Università di Venezia che ha, sin dall'inizio, coinvolto nelle attività progettuali la ex-ICRAM di Chioggia. La notevole competenza dei ricercatori ICRAM nella acquisizione di dati sperimentali e l'esperienza dei ricercatori dell'Università di Venezia nella messa a punto di modelli matematici hanno fornito i presupposti per una fattiva collaborazione dei partecipanti italiani all'interno del progetto. Tali competenze hanno consentito di affrontare in maniera integrata lo studio degli impatti di: 1) maricoltura di spigole e orate; 2) impianti "long-line" di mitilicoltura situati nella fascia costiera.

In particolare, il primo studio è stato condotto da ex-ICRAM di Roma. I dati raccolti hanno inoltre consentito ai ricercatori dell'Univ. di Venezia di mettere a punto un modello di accrescimento dell'orata, *Sparus aurata*, in grado di prevedere anche la quantità di mangime disperso e la quantità di materia organica rilasciata dai pesci sotto forma di feci ed escrezioni. Queste stime rappresentano i dati di ingresso di modelli di dispersione, come, ad esempio, il modello DEPOMOD, che consentono di prevedere il flusso di carbonio organico che si deposita sul fondale nei pressi dell'impianto. I risultati relativi al modello di accrescimento sono in corso di pubblicazione (Brigolin *et al.*, 2008).

La STS ICRAM di Chioggia si è invece occupata, assieme all'Univ. di Venezia, di studiare l'impatto degli impianti di mitilicoltura di tipo "long-line", già molto diffusi lungo la fascia costiera adriatica.

Indicatori di impatto e modelli per la gestione della mitilicoltura "off-shore"

Gli effetti della molluschicoltura e, in maniera più specifica della mitilicoltura sulla funzionalità degli ecosistemi *bentónico* e pelagico sono ben documentati, soprattutto in ambienti confinati. Colture ad alta densità di bivalvi aumentano la biosedimentazione (Jaramillo *et al.*, 1992; Hatcher *et al.*, 1994). Ciò può causare arricchimento di sostanza organica nel sedimento superficiale e, conseguentemente, alterazioni nei processi biogeochimici di prima diagenesi. Ne possono conseguire una diminuzione dell'ossigenazione nei sedimenti superficiali, che conduce ad un aumento della concentrazione di solfuri nei sedimenti ed un aumento del rilascio di nutrienti inorganici, potenziale causa di eutrofizzazione (Dahlbäck e Gunnarson, 1981; Westrich e Berner, 1984; Kaspar *et al.*, 1985; Loo e Rosenberg, 1989; Alliot *et al.*, 1990; Baudinet *et al.*, 1990; Dame, 1993; Gilbert *et al.*, 1997). Infine, la presenza di elevate densità di molluschi filtratori può causare una drastica diminuzione del seston organico e del plancton, a danno dei livelli trofici superiori (Dame and Prins, 1998; McKindsey *et al.*, 2006).

I dati quantitativi riguardo i potenziali effetti legati alla presenza di allevamenti situati nella fascia costiera, che nel seguito definiremo per brevità "off-shore", sono però meno abbondanti, anche perché, come si è detto, la diffusione di tali impianti è piuttosto recente. In questo caso, gli aspetti idrodinamici influenzano in maggior misura i processi di: 1) rinnovo del seston organico, 2) dispersione e sedimentazione dei biodepositi 3) risospensione del sedimento superficiale. La quantificazione degli eventuali impatti richiede, pertanto, l'uso di un piano sperimentale articolato, mentre la valutazione dell'impatto di nuovi impianti non può che essere condotta mediante modelli matematici piuttosto complessi, in grado di simulare le risposte degli ecosistemi pelagico e *bentónico* alla presenza dei mitili.

In accordo con gli obiettivi generali del progetto, lo studio si è articolato in tre fasi:

- 1) Selezione "a priori" di un insieme di indicatori, potenzialmente utilizzabili per rivelare e quantificare l'impatto delle attività di mitilicoltura "off-shore";
- 2) Realizzazione di un piano sperimentale mirato a verificare la sensibilità degli indicatori e l'adeguatezza dei modelli;
- 3) Elaborazione dei dati raccolti mediante metodologie statistiche e modelli matematici, al fine di valutare la capacità degli indicatori di discriminare tra diverse situazioni di impatto e di collegarli quantitativamente all'entità delle "pressioni" esercitate dall'impianto sugli ecosistemi *bentónico* e pelagico.

Lo studio è stato effettuato presso l'impianto della cooperativa ViSMA, situato a circa 5 km dalla costa, a sud del porto di Chioggia, come mostra la Fig. 1.6.1. L'area totale fornita in concessione è pari a circa 3 Km², di cui circa due terzi sono attualmente coltivati: la produzione è di circa 600 tonnellate annue.



Fig. 1.6.1 - Mitili in accrescimento nell'impianto "long-line" gestito da ViSMA presso Chioggia.

Il piano sperimentale

Il piano sperimentale si articola in due attività. La prima ha previsto la rilevazione dei potenziali indicatori di impatto, concordati alla fine della prima fase del progetto nel corso di una articolata campagna sperimentale condotta nell'estate 2006. La seconda attività è stata invece condotta allo scopo di acquisire maggiori informazioni riguardo l'impatto diretto sulla concentrazione di seston organico e di mettere a punto un modello per la simulazione dell'

accrescimento di *Mytilus galloprovincialis*.

La rilevazione degli indicatori di impatto è stata preceduta da un pre-campionamento speditivo del sedimento superficiale, allo scopo di determinare la distribuzione spaziale della granulometria del contenuto d'acqua e di sostanza organica. L'acquisizione di queste informazioni risulta particolarmente importante quando gli impianti, come in questo caso, sono situati a cavallo della zona di transizione tra sedimenti pelitici, di origine fluviale, e sabbiosi. I primi presentano una percentuale di carbonio organico superiore, indipendentemente dalla presenza dell'impianto: in assenza di informazioni riguardo la granulometria, si potrebbe, quindi, erroneamente attribuire alla presenza dell'impianto un arricchimento di sostanza organica del sedimento legato, invece, alla sedimentazione del particolato organico di origine fluviale.

La campagna estiva è stata pianificata in accordo con i protocolli stabiliti nel corso del progetto (ECASA *book of protocols*, 2008). Sono stati campionati acqua, sedimento, e comunità bentica. I siti di campionamento, visualizzati in Fig. 1.6.2, sono stati definiti sulla base dei risultati ottenuti nel pre-campionamento, lungo un transetto che attraversa l'impianto nella direzione della corrente prevalente. I parametri rilevati sono riportati in dettaglio nel rapporto sul sito di studio prodotto alla fine del progetto (ECASA *Study Site Report* Chioggia, 2008). Per ogni matrice, sono state utilizzate tre repliche. La colonna d'acqua è stata campionata in superficie ed alle profondità di 10 e 20 metri, mentre sono state estratte carote di sedimento di spessore variabile tra i 7 gli 11 centimetri e si sono quindi determinati i profili

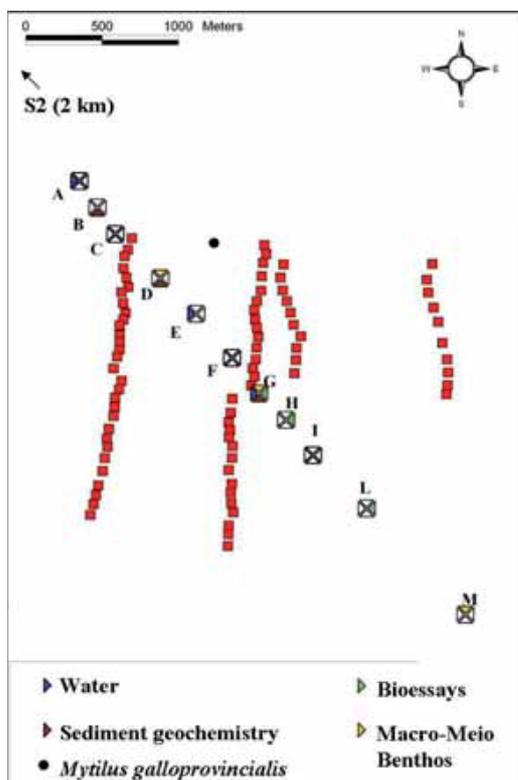
verticali dei parametri chimici, sezionandole in dischi di spessore pari ad 1 centimetro.

Successivamente, dall'agosto 2006 al maggio 2007, sono stati condotti rilevamenti di parametri di qualità dell'acqua e dei principali parametri biometrici di una coorte di mitili, al fine di determinare una relazione funzionale tra concentrazione di Carbonio Organico Particolato (POC), concentrazione di Clorofilla a, concentrazione di Solidi Sospesi Totali, temperatura e tasso di accrescimento dei mitili. I dati sono stati raccolti circa ogni quaranta giorni nei siti A, E e G di Fig. 1.6.2.

Risultati: potenziali indicatori di impatto

I dati rilevati nelle attività di campionamento sopra descritte sono stati elaborati statisticamente, al fine di determinare se le differenze riscontrate tra i siti potenzialmente impattati, situati all'interno o a sud-ovest dell'impianto, e quelli di riferimento, situati a nord-est dell'impianto, fossero statisticamente significativi.

Figura 1.6.2 - Stazioni monitorate durante le attività sperimentali del progetto ECASA.



Per quanto riguarda l'acqua, sono stati aggregati i valori rilevati nella campagna dell'estate 2006 e quelli rilevati successivamente, durante l'indagine sperimentale mirata a valutare l'accrescimento dei mitili. Si è quindi applicata la statistica "t" alle differenze tra i valori medi nei siti E e G e il sito A. I risultati, sintetizzati in Tab. 1.6.1, indicano che, per nessun parametro ed a nessuna delle profondità a cui è stato effettuato il campionamento, è stato possibile accertare una differenza statisticamente significativa. Tuttavia, alcuni parametri hanno mostrato deviazioni non trascurabili: ad esempio, il valore negativo della statistica t per la clorofilla indica che il suo valore medio è stato inferiore nei due siti impattati, rispetto a quello di riferimento, in accordo con quanto ci si potrebbe attendere. Tali differenze, tuttavia, non sono risultate statisticamente significative a causa del valore elevato delle deviazioni standard. Questi risultati indicano che la variabilità intrinseca della composizione della colonna d'acqua rende difficoltosa determinare gli impatti della mitilicoltura "off-shore" in questa matrice, perlomeno utilizzando le modalità di campionamento adottate nel progetto ECASA. Lavori recentemente pubblicati indicano che tale difficoltà permane anche qualora si utilizzino strumenti più sofisticati, quali l'analisi di mappe tele rilevate, per ricostruire la distribuzione spaziale di Clorofilla *a* nei pressi degli impianti (Thomas *et al.*, 2006).

	P-PO4 (OM)	NH3 (OM)	NO2 (OM)	NO3 (OM)	TDP (OM)	TDN (OM)	SiO2 (OM)	Chl-a (Og/L)	DOC (OM)	POC (OM)	TPN (OM)
(E-A) _{sup}	0,458 0,654	-0,057 0,955	0,263 0,797	0,115 0,910	0,175 0,864	0,035 0,972	0,121 0,906	-0,746 0,468	-0,049 0,962	0,211 0,836	0,048 0,962
(G-A) _{sup}	0,283 0,781	0,734 0,475	0,362 0,722	0,0 1,0	-0,127 0,901	0,230 0,821	0,002 0,999	-0,151 0,822	-0,674 0,512	-0,987 0,340	-0,899 0,384
(E-A) ₁₀	0,862 0,403	-1,641 0,123	0,769 0,454	0,526 0,607	-0,137 0,893	0,536 0,600	1,218 0,219	0,316 0,757	-0,578 0,586	0,734 0,475	0,744 0,469
(G-A) ₁₀	1,282 0,221	-0,61 0,551	0,402 0,694	-0,221 0,828	0,33 0,746	0,563 0,582	0,272 0,790	0,369 0,718	-0,203 0,842	-0,187 0,854	0,013 0,990
(E-A) ₂₀	-0,436 0,670	-0,284 0,781	0,173 0,865	-0,565 0,581	-0,205 0,840	-0,273 0,789	-0,261 0,798	-0,236 0,816	-0,323 0,752	-0,086 0,933	0,595 0,562
(G-A) ₂₀	-0,127 0,901	0,144 0,887	-0,602 0,557	-0,917 0,375	-0,082 0,936	-1,168 0,262	-0,246 0,809	0,519 0,612	-0,577 0,573	-1,262 0,228	-0,106 0,917

Tabella 1.6.1 - Valori della statistica "t", prima riga, e della probabilità α , seconda riga, ad essa associata, relativi alle differenze tra i parametri rilevati nella colonna d'acqua, nei siti potenzialmente impattati ed in quello di riferimento. Valori prossimi ad 1 della probabilità indicano che le differenze possono essere considerate statisticamente non significative. I valori inferiori al 5% sono evidenziati in rosso.

Gli indicatori relativi alle variabili chimiche e chimico-fisiche che caratterizzano il sedimento superficiale hanno invece consentito di evidenziare alcune differenze tra siti potenzialmente impattati e sito di riferimento. I risultati, esposti nella Tab. 1.6.2, riguardano sia il primo strato, sia la media dei valori rilevati negli strati successivi, fino al quinto centimetro di profondità. I dati di Tab. 1.6.2 indicano che alcuni parametri chimici e chimico-fisici presentano alcune alterazioni significative, in particolare nel sito D, situato all'interno dell'impianto. La prima evidenza di arricchimento di sostanza organica è data dal fatto che il valore di Eh nel primo strato è significativamente inferiore in D rispetto a B. Una situazione simile si verifica anche per il sito G, ma la differenza, in questo caso, non risulta significativa al livello di probabilità del 5%. Altre indicazioni di impatto si possono dedurre dalle medie dei valori relativi agli strati compresi tra 1,5 e 4,5 cm di profondità. Infatti, il sito D presenta valori significativamente superiori, rispetto a sito B, del contenuto d'acqua, della percentuale di sedimento fine (silt), del rapporto C/N e del contenuto di fosforo organico. Anche le concentrazioni di carbonio organico e di fosforo totale sono più elevate, ma le differenze non possono essere considerate significative in base alla statistica utilizzata.

Nel complesso, queste differenze sono consistenti con l'ipotesi che la presenza dell'impianto causi un certo arricchimento di sostanza organica nel sito localizzato all'interno dell'impianto. Le differenze registrate tra il sito G, situato a valle dell'impianto nel verso della corrente prevalente, non sono così marcate e, inoltre, potrebbero anche essere dovute alla diversa granulometria del sedimento. Infatti, la percentuale di sabbia nel

sito G è significativamente più alta: di conseguenza, il contenuto di carbonio organico è inferiore.

Tuttavia, l'impatto sulla composizione chimica del sedimento non sembra aver avuto conseguenze molto rilevanti sulla composizione della comunità bentonica. Gli indici riportati in Tab. 1.6.3, calcolati sulla base dei dati raccolti nei campionamenti della macrofauna effettuati nell'estate 2006, non evidenziano infatti significative differenze tra i siti. Risultati analoghi hanno fornito i dati riguardanti la meiofauna, la cui composizione e abbondanza è risultata molto simile nei siti B e D.

	% water	Silt	E _H	OC	TN	TP	C/N	P _{org}	P _{in}	LOI 450 °C	LOI 250 °C
(D-B) _{0-0.5}	1,867 0,135	1,363 0,244	-3,731 0,020	1,341 0,251	0,114 0,915	0,419 0,697	1,371 0,242	1,407 0,232	-3,093 0,036	0,402 0,708	0,177 0,868
(G-B) _{0-0.5}	-1,048 0,354	-4,104 0,015	-2,164 0,096	-1,588 0,187	0,375 0,727	0,606 0,577	0,375 0,727	-0,241 0,821	0,611 0,574	-1,246 0,281	0,300 0,779
(D-B) _{1,5-4,5}	4,741 <10-3	5,361 <10-3	0,849 0,405	1,646 0,114	-0,042 0,967	1,661 0,111	2,166 0,041	2,547 0,018	-2,913 0,008	2,615 0,016	-3,232 0,004
(G-B) _{1,5-4,5}	1,278 0,272	-2,125 0,045	0,391 0,699	-3,819 0,001	-5,327 <10-3	-0,708 0,486	0,618 0,543	1,181 0,250	-3,929 0,001	0,249 0,805	-1,359 0,188

Tabella 1.6.2 - Valori della statistica "t" e della probabilità α ad essa associata, relativi alle differenze tra i parametri rilevati nel sedimento superficiale nei siti potenzialmente impattati ed in quello di riferimento. Valori prossimi ad 1 della probabilità indicano che le differenze possono essere considerate statisticamente non significative. I valori inferiori al 5% sono evidenziati in rosso.

Indici	B	D	G	M
Ricchezza specifica	19	13	30	21
Abbondanza totale	480,39	313,73	774,51	450,98
Indice di Shannon	2,54	2,16	2,85	2,73
AMBI	2,76	1,43	1,23	1,63
m-AMBI	good	good	high	high

Tabella 1.6.3 - Indici di comunità per la macrofauna, calcolati in base ai campionamenti di macrofauna nei siti visualizzati in Fig. 1.6.2.

Risultati: elaborazioni modellistiche

I dati raccolti nell'ambito del progetto sono stati utilizzati per due scopi principali:

- mettere a punto un modello di accrescimento di *Mytilus galloprovincialis*;
- costruire un modello integrato, potenzialmente utilizzabile per valutare l'impatto degli impianti di miticoltura *off-shore* sia a scala locale sia a scala regionale.

La serie storica dei dati di accrescimento ha consentito infatti di valutare quantitativamente le prestazioni di un modello matematico, basato sulla stima del bilancio energetico del singolo individuo. I diversi termini del bilancio energetico sono stati quantificati in relazione a:

- peso secco e stadio riproduttivo;
- concentrazione di POC, clorofilla a e solidi sospesi nella colonna d'acqua;
- temperatura dell'acqua.

I risultati, visualizzati in Fig. 1.6.3 evidenziano che il modello è in grado di simulare correttamente l'accrescimento dei mitili durante i dieci mesi in cui la coorte è stata seguita. Tale evidenza è confermata dai test statistici previsti dal protocollo ECASA e quindi il modello, denominato MG-IBM, è ora disponibile presso il sito www.ecasatoolbox.org.uk.

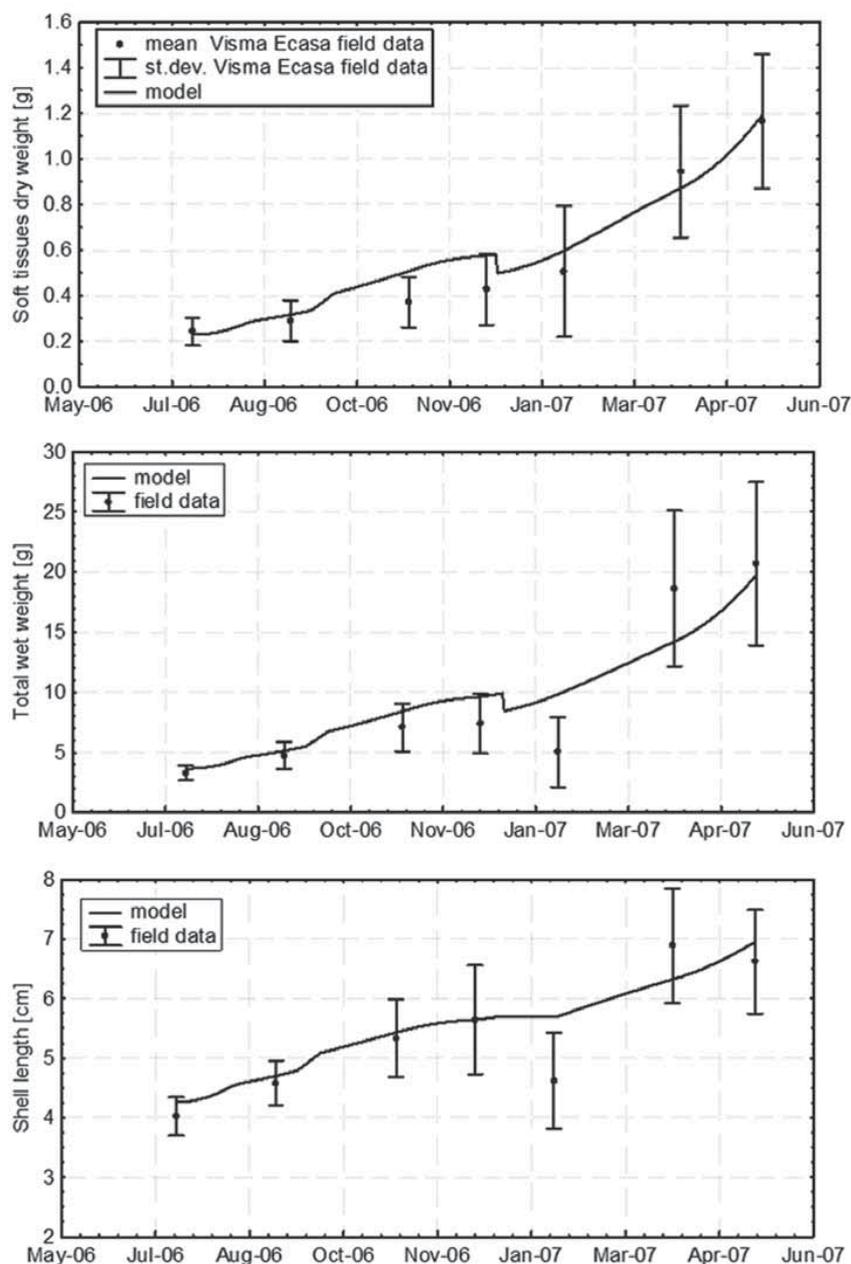


Fig. 1.6.3 - Confronto tra dati sperimentali e previsioni del modello di accrescimento individuale di *Mytilus galloprovincialis* messo a punto nell'ambito del progetto ECASA.

Il modello di accrescimento, che consente anche di stimare il tasso di emissione di feci e pseudofeci è stato quindi utilizzato per formulare un semplice modello di dinamica di popolazione. Quest'ultimo è stato incluso in un sistema modellistico che comprende:

- un modulo di trasporto, indispensabile per tener conto delle interazioni tra seston e mitilicoltura;
- un modulo per il calcolo dell'impatto dei mitili sulle comunità fitoplanctoniche e zooplanctoniche;
- un modulo per il calcolo dei flussi di carbonio organico verso il sedimento;
- un modulo per la simulazione dei processi di prima diagenesi che hanno luogo nel sedimento superficiale e conducono al rilascio di azoto fosforo inorganici verso la colonna d'acqua.

Le potenzialità del modello sono illustrate in Fig. 1.6.4 e Fig. 1.6.5, tratte da due studi recentemente presentati al congresso annuale dell'ICES (Brigolin *et al.*, 2008a,b).

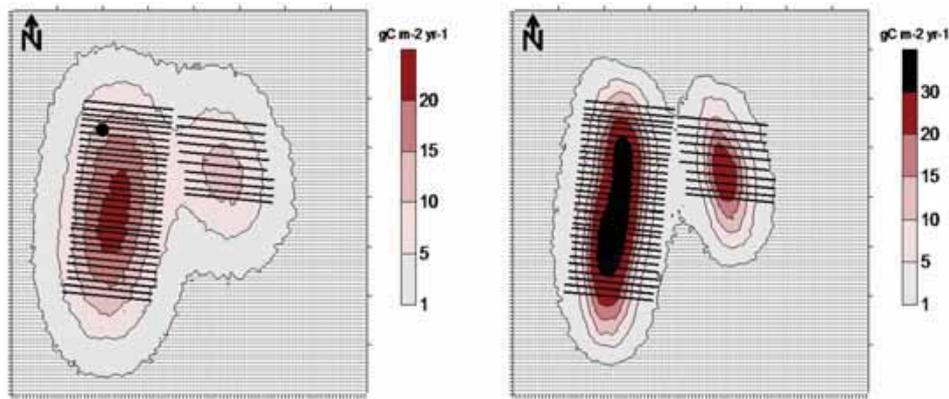


Fig. 1.6.4 - Distribuzione del flusso annuale di Carbonio organico verso il sedimento per un impianto situato in un'area profonda circa 20 m, a sinistra, e circa 10 m, a destra.

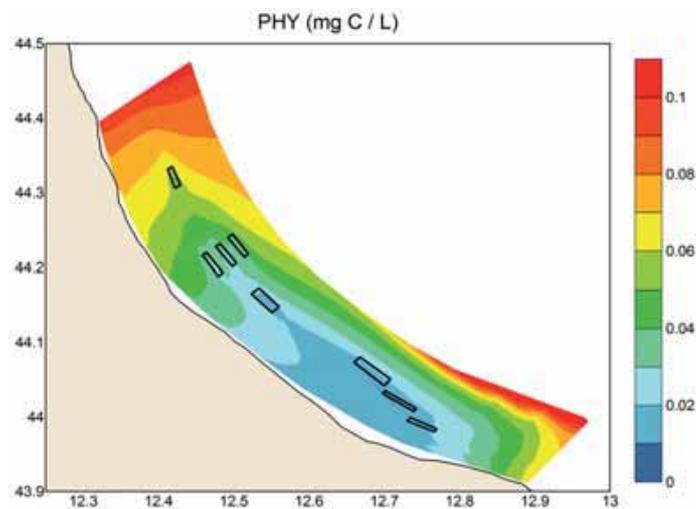


Fig. 1.6.5 - Distribuzione della densità di fitoplancton lungo la fascia costiera dell'Emilia-Romagna.

Nella prima figura, vengono visualizzate le diverse “impronte”, in termini di flusso di carbonio organico diretto verso il sedimento, di due impianti di ugual dimensioni e produttività, situati però in aree caratterizzate da profondità diverse. Come si può notare, un impianto simile a ViSMa, situato però in un'area profonda circa 10 cm produrrebbe un carico organico superiore di circa il 50% nelle zone ad esso prossime.

In Fig. 1.6.5, viene invece visualizzata la distribuzione simulata della concentrazione di fitoplancton lungo la fascia costiera emiliano-romagnola, ottenuta mediante il modello integrato, in una applicazione preliminare. Gli effetti sono, in valore assoluto, non molto marcati, e, per ora, non tali da pregiudicare le rese, ma certamente un ulteriore aumento delle aree in concessione potrebbe portare al superamento della capacità portante e ad una conseguente diminuzione della produzione.

Conclusioni

I risultati ottenuti dall'unità di ricerca costituita dal Dipartimento di Chimica Fisica dell'Università di Venezia e dall'STS di Chioggia nell'ambito del progetto ECASA possono ritenersi un contributo importante alla quantificazione degli impatti della mitilicoltura *off-shore* sugli ecosistemi bentonico e pelagico. Le evidenze raccolte confermano, al pari di studi precedenti, che l'entità dell'impatto del singolo impianto non è elevata, in quanto i fattori idrodinamici giocano in questo caso un ruolo molto maggiore rispetto alle zone confinate. Tuttavia, a scala regionale, attenzione deve essere posta alla corretta pianificazione delle concessioni, per evitare che l'eccessiva pressione sul comparto planctonica si traduca in una ridotta produttività. Inoltre, a tale scale, può risultare non trascurabile l'effetto complessivo della presenza della

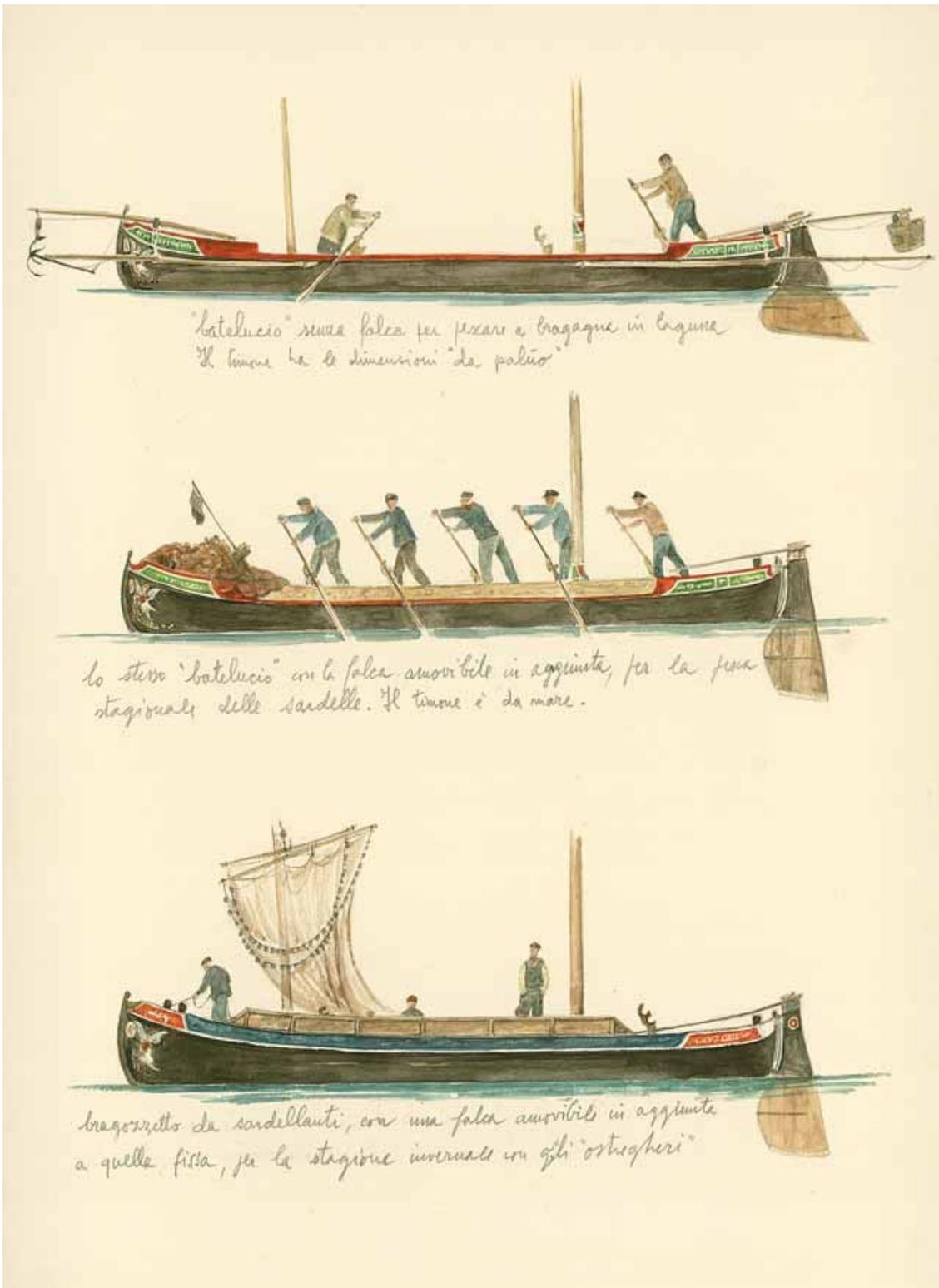
miticoltura sui cicli biogeochimici di azoto e fosforo. Tale problematica necessita certamente ulteriori ricerche scientifiche.

Bibliografia

- ALLIOT D., E. BERLAND & B. BAUDINET, 1990. Culture of mussels: impact on biogeochemical cycle. *Hydrobiologia* 207: 187-197.
- BAUDINET D., E. ALLIOT, B. BERLAND, C. GRENZ, M. PLANTE-CUNY, R. PLANTE & C. SALEN-PICARD, 1990. Incidence of mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment-water interface. *Hydrobiologia* 207: 187-196.
- BRIGOLIN D., LOVATO T., S. CIAVATTA & R. PASTRES, 2008A. The impact of mussel farming on the biogeochemistry of the Northern Adriatic coastal ecosystem: preliminary results from a modelling study. ICES CM paper 2008/L:12, 17 pp.
- BRIGOLIN D., R. PASTRES, S. COVELLI, S. PREDONZANI & M. GIANI 2008b. Modelling interactions between mussel farm biodeposition, sediment biogeochemistry and nitrogen recycling in the northern Adriatic sea (Italy). ICES abstract 2008/H:10.
- CANIGLIA G., S. BORELLA, D. CUIEL, P. NASCIMBENI, A. PALASCHI, A. RIMONDO, F. SCARTON, D. TAGLIAPIETRA & L. ZANELLA, 1992. Distribuzione delle fanerogame marine (*Zostera marina*, *Z. noltii*, *Cymodocea nodosa*) in Laguna di Venezia. *Soc. Ven. Sc. Nat. Venezia Lavori* 17: 137-150.
- CONSORZIO VENEZIA NUOVA, 1993. Il recupero morfologico della Laguna di Venezia. Suppl. *Quad. Trimestr. C.V.N.* 1: 24 pp.
- DAME R.F. (ed.), 1993. Bivalve filter feeders in estuarine and coastal processes. Springer Heidelberg, 579 pp.
- DAME R.F. & T.C. PRINS, 1998. Bivalve carrying capacity in coastal ecosystems. *Aquatic Ecology* 31: 409-421.
- DAHLB Å.K. & GUNNARSON, 1981. Sedimentation and sulphate reduction under a mussel culture. *Mar. Biol.* 63: 269-275.
- ECASA BOOK OF PROTOCOLS, 2008. <http://www.ecasatoolbox.org.uk/the-toolbox/eia-country/book-of-protocols/book-of-protocols-introduction>. Consultato il 2 Dicembre 2008.
- ECASA STUDY SITE REPORT, Chioggia, 2008. <http://www.ecasatoolbox.org.uk/the-toolbox/eia-country/study-site-results/study-site-reports/ssr-chioggia.pdf>. Consultato il 2 Dicembre 2008.
- EVERETT R.A., G.M. RUIZITZ & J.T. CARLETON, 1995. Effect of oyster mariculture on submerged aquatic vegetation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 125: 205-217.
- GILBERT F., P. SOUCHU, M. BIANCHI & P. BONIN, 1997. Influence of shellfish farming activities on nitrification, nitrate reduction to ammonium and denitrification at the water-sediment interface of the Thau lagoon, France. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 151: 143-153.
- HATCHER A., J. GRANT & B. SCHOFIELD, 1994. Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp.) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115: 219-235.
- JARAMILLO E., C. BERTRAND & A. BRAVO, 1992. Mussel biodeposition in an estuary in southern Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82: 85-94.
- KASPAR H.E., P.A. GELLESPIE & I.C. BOYER, 1985. Effects of mussel aquaculture on nitrogen cycle and on benthic communities in Kenefurn Sound. *Mar. Biol.* 85: 127-136.
- LOO L. & R. ROSENBERG, 1989. Bivalve suspension feeding dynamics and benthic-pelagic coupling in an eutrophicated marine bay. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 130: 253-276.
- Ministero delle Risorse Agricole, 1996. Adozione del V Piano Triennale della Pesca e dell'Acquacoltura 1997-1999. *Gazz. Uff., Suppl. Ord.* 28/04/1997, no. 97: 103 pp.
- McKINDSEY C.W., H. THETMEYER, T. LANDRY & W. SILVERT, 2006. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. *Aquaculture* 261, 451-462.
- O'SULLIVAN A.J., 1992. Aquaculture and user conflicts. Special Publication, European Aquaculture Society.
- PRANOVI F. & O. GIOVANARDI, 1994. The impact of hydraulic dredging for short-necked clams, *Tapes* spp., on an infaunal community in the Lagoon of Venice. *Scientia Marina* 58: 345-353.
- SOROKIN Y.I. & O. GIOVANARDI, 1995. Trophic characteristics of the Manila (*Tapes philippinarum* Adams and Reeve). *ICES J. Mar. Sci.* 52: 853-862.
- SOROKIN Y.I., P.Y. SOROKIN, O. GIOVANARDI & L. DALLA VENEZIA, 1996. Study of the lagoon of Venice: anthropogenic impact. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 141: 247-261.
- SOROKIN Y.I., 1998. On the scientific results of ecological studies carried out in the Lagoon of Venice. Final Report to ROSTEUNESCO and Univ. of Venice (April, 1998).
- THOMAS Y., J. MAZURIÉ, S. POUVREAU, C. BACHER, F. GOHIN & P. LE MAO, 2006. Modelling the growth of *Mytilus edulis* (L.) by coupling a dynamic energy budget model with satellite-derived environmental data. <http://www.fao.org/fishery/gisfish/index.jsp>. Consultato il 2 Dicembre 2008.
- WESTRICH J.T. & R.A. BERNER, 1984. Role of sedimentary organic matter in bacterial sulphate reduction. *Limnol. Oceanogr.* 29: 231-249.



Mytilus edulis
coltura chioggia
febbraio 2008
-S



PARTE 2. OCEANOGRAFIA E CONTAMINAZIONE AMBIENTI ACQUATICI

Introduzione

Questa Linea di ricerca e l'annesso Laboratorio nel quale operano laureati in chimica, scienze ambientali e tecnici di laboratorio, si occupa principalmente di:

- Valutazione della qualità e della trofia delle acque marine e lagunari.
- Quantificazione della biomassa fitoplanctonica, della sostanza organica particellata e della distribuzione di aggregati gelatinosi in relazione alla struttura termalina.
- Caratterizzazione della sostanza organica disciolta (frazione cromoforica, acidi umici, e fulvici).
- Identificazione degli apporti di sostanza organica terrestre nell'ambiente marino mediante $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ e caratterizzazioni spettroscopiche.
- Caratterizzazione chimica (C, N, P, S, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, Cr, Cu, V) nel particolato sospeso, aggregati pelagici, sedimenti.
- Studi di reti trofiche mediante isotopi stabili del carbonio ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e dell'azoto ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$).
- Misure del flusso verticale del particolato sedimentabile e degli elementi ed inquinanti ad esso associati.
- Composti organostannici in acque, sedimenti e biota: sperimentazione di metodiche analitiche e distribuzione della contaminazione in ambienti marini e di transizione.
- Messa a punto di metodiche per la determinazione di alchilfenoli in ambiente marino.

In questo quaderno vengono presentate alcune sintesi di lavori svolti nel laboratorio di "Oceanografia chimica e contaminazione degli ambienti acquatici" dell'ISPRA di Chioggia. Essi riguardano in particolare uno studio sui fondali circostanti l'isola di Ustica, che essendo sede di un'Area Marina Protetta è stata considerata come un sito privilegiato per valutare la contaminazione da idrocarburi aromatici in un'area non soggetta a fonti di inquinamento industriale diretto.

Lo scottante aspetto della contaminazione causata da composti utilizzati nella formulazione delle vernici antivegetative che venivano utilizzate sugli scafi delle navi e delle imbarcazioni da diporto prima della loro messa al bando è affrontato per quanto concerne la parte settentrionale della laguna di Venezia.

Un altro lavoro presentato riguarda la caratterizzazione della sostanza organica nella laguna di Venezia, finanziato dal CoRiLa. Questo lavoro era volto a capire l'origine e la trasformazione della sostanza organica in quanto ad essa sono generalmente associati molti inquinanti organici e metalli in traccia che possono essere complessati da particolari classi di sostanze come quelle umiche e fulviche.

La tematica dell'analisi di contaminanti organici presso il laboratorio si è focalizzata nel periodo 2004 - 2009 sullo studio dei composti organostannici, con la sperimentazione e l'ottimizzazione di metodiche analitiche per la determinazione in campioni di sedimenti, biota ed acque. Le metodiche messe a punto sono state applicate in una varietà di programmi di ricerca ICRAM, afferenti ai Dipartimenti I e II, a fini di caratterizzazione e di monitoraggio di aree marine costiere e di transizione soggette a potenziali impatti legati a diverse tipologie di attività antropiche.

Un'altra attività di ricerca ha avuto come obiettivo lo sviluppo di metodiche analitiche per altri inquinanti prioritari (alchilfenoli) in matrici marine ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE.

Per motivi tecnici altri articoli che riguardano tematiche relative alla dinamica e caratterizzazione della sostanza organica marina non sono stati inseriti nel presente quaderno, quali ad es.:

- Sartoni, G., Sist, P., Berto, D., Urbani, R., Giani, M. 2008. Benthic mucilaginous aggregates in the Mediterranean Sea: origin, chemical composition and polysaccharides characterization. *Marine Chemistry*, 111:184-198.
- De Lazzari A., Cassin D., Boldrin A., Berto D., Giani M. 2008. Influence of winds and oceanographic conditions on the mucilage aggregation in the Northern Adriatic Sea in 2003-2006. *Marine Ecology*, 29(3): 469-482.

Il resp. della linea di ricerca "Oceanografia e contaminazione ambienti acquatici"
Dr. M. Giani



2. OCEANOGRAFIA E CONTAMINAZIONE AMBIENTI ACQUATICI

A cura di: Dott. Marco Bernardello, Dott.ssa Daniela Berto, Dott. Andrea Feller, Dott.ssa Małgorzata Formalewicz, Dott. Michele Giani, Dott.ssa Claudia Gion, Dott. Federico Rampazzo

2.1 CONTAMINANTI ORGANICI PRIORITARI IN AMBIENTI MARINI E DI TRANSIZIONE: SPERIMENTAZIONE DI METODI ANALITICI E APPLICAZIONE A STUDI DI CARATTERIZZAZIONE E DI MONITORAGGIO

Premessa

Le attività svolte presso il laboratorio di analisi di contaminanti organici della sede di Chioggia nel periodo 2004 - 2009 si sono focalizzate sullo studio dei composti organostannici, con la sperimentazione e l'ottimizzazione di metodiche analitiche per la determinazione in campioni di sedimenti, biota e acque. Le metodiche messe a punto sono state applicate in una varietà di programmi di ricerca ICRAM/ISPRA, afferenti ai Dipartimenti I e II, a fini di caratterizzazione e di monitoraggio di aree marine costiere e di transizione soggette a potenziali impatti legati a diverse tipologie di attività antropiche. Un'altra linea di ricerca ha avuto come obiettivo lo sviluppo di metodiche analitiche per altri inquinanti prioritari (alchilfenoli) in matrici marine ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (UE, 2000).

Personale. Alle attività del laboratorio hanno collaborato: Dott. Marco Bernardello, Dott.ssa Daniela Berto, Dott.ssa Małgorzata Formalewicz, Dott. Andrea Feller, Dott.ssa Claudia Gion, Dott. Michele Giani.

2.1.1 LA CONTAMINAZIONE DA COMPOSTI ORGANOSTANNICI IN AMBIENTI MARINI: VALUTAZIONE E PROSPETTIVE

A cura di: Dott. Marco Bernardello

Tratto da: BERNARDELLO M., 2009. Studio sulla distribuzione e sull'impatto di inquinanti nell'ambiente marino. *Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali. Università Ca' Foscari di Venezia.*

L'importanza degli impatti dei composti organostannici (OTC) negli ecosistemi acquatici è stata documentata ampiamente da ricerche e programmi di monitoraggio, ed ha portato alla recente introduzione di questi composti nell'elenco degli inquinanti pericolosi prioritari della Direttiva Quadro europea sulle Acque - DQA (Dir 2000/60/CE; UE, 2000), e all'elaborazione di Standard di Qualità Ambientale (UE, 2008), con l'obiettivo di lungo termine della cessazione delle emissioni e del raggiungimento di concentrazioni prossime allo zero nell'ambiente. Gli OTC costituiscono un'ampia classe di composti organometallici con strutture del tipo $R_n SnX_{(4-n)}$ ($n = 1,2,3,4$), dove R indica un gruppo alchilico o arilico unito all'atomo di stagno da un legame covalente, e X una specie anionica. Le diverse proprietà chimico-fisiche e biologiche ne hanno consentito l'impiego in una varietà di applicazioni industriali (Hoch, 2001). I composti trisostituiti sono impiegati come biocidi per le marcate proprietà tossiche. La contaminazione da OTC negli ecosistemi marini e di transizione rappresenta una problematica ambientale rilevante, che ha avuto origine a partire dal decennio 1960-1970 con la diffusione globale di vernici antivegetative a base di tributilstagno (TBT) e trifenilstagno, principale via di introduzione di questi composti nell'ambiente marino. I derivati di- e monobutilati (DBT e MBT) sono largamente impiegati nell'industria come stabilizzanti del PVC, e sono presenti nell'ambiente come prodotti di degradazione del TBT. Una valutazione del rischio ambientale da OTC per gli ecosistemi richiede lo studio della pericolosità, dei carichi immessi nell'ambiente e delle dinamiche ambientali. Il quadro attuale delle conoscenze indica effetti tossici acuti e cronici indotti dal

TBT su numerose specie acquatiche, a diversi livelli di organizzazione biologica ed ecologica, a partire da concentrazioni di esposizione in acqua inferiori a 1 ng Sn L^{-1} (Fent, 1996). La contaminazione da OTC negli ambienti marini presenta andamenti fortemente variabili in termini di livelli di concentrazione e di distribuzione spaziale e temporale, in funzione di numerosi fattori tra cui la distribuzione delle fonti di immissione, le caratteristiche idrodinamiche, il comparto considerato. I fenomeni di distribuzione, accumulo, trasformazione e degradazione nei diversi comparti ambientali biotici e abiotici dipendono da una varietà di processi fisici, chimici e biologici che condizionano la speciazione degli analiti. I composti organostannici parzialmente alchilati presentano sia caratteristiche lipofile dovute ai gruppi sostituenti, sia proprietà cationiche, influenzate dal controione. La speciazione nelle acque è influenzata dal pH e dalla salinità, e riveste un'importanza notevole per le interazioni con la sostanza organica (sostanze umiche) e per la biodisponibilità verso gli organismi (Arnold et al., 1997). La persistenza del TBT nell'ambiente è legata ai processi di degradazione, che avvengono per progressiva perdita dei gruppi organici, principalmente per fotolisi e processi biologici. A fronte di brevi tempi di permanenza nelle acque, la degradazione del TBT nei sedimenti è notevolmente più lenta, con tempi di dimezzamento anche dell'ordine di decine di anni (Dowson et al., 1996). I composti butilstannici TBT, dibutilstagno (DBT) e monobutilstagno (MBT) possono quindi essere accumulati a concentrazioni elevate nei sedimenti, che costituiscono un serbatoio di contaminazione negli ambienti acquatici. La tendenza al bioaccumulo è molto variabile nelle diverse specie, con livelli elevati nei molluschi, in particolare in molti bivalvi, probabilmente meno dotati di sistemi di detossificazione. Nei vertebrati, i BT vengono accumulati generalmente in misura maggiore a livello epatico. Non sono disponibili molte informazioni sul bioaccumulo in organismi ai livelli trofici più elevati (Hoch, 2001), sui trasferimenti lungo le reti trofiche e sulla possibilità di biomagnificazione; sono stati riportati alti livelli di concentrazione di BT nel tessuto epatico in mammiferi marini (Tanabe, 1999). Le dinamiche di bioaccumulo si discostano in parte da quelle tipiche di altri inquinanti lipofili, a causa delle caratteristiche organometalliche.

La maggior parte degli studi sulla diffusione di questa classe di inquinanti nell'ambiente marino è stata orientata verso la caratterizzazione degli impatti nelle aree costiere, dove insistono una molteplicità di potenziali fonti di immissione e si sono rilevati i livelli più elevati di contaminazione, in particolare in prossimità di aree portuali con insediamenti industriali, attività di cantieristica navale e darsene per la nautica da diporto (Fent, 1996). Le informazioni disponibili dimostrano un'estesa contaminazione a livello globale, con ampie variazioni nella distribuzione spaziale e negli intervalli di concentrazione nei vari comparti. Le concentrazioni di TBT in sedimenti e in organismi in ambienti marini costieri rilevate da numerosi studi in diverse aree geografiche variano in un ampio intervallo, raggiungendo ordini di $10^4 \text{ ng Sn g}^{-1} \text{ p.s.}$ (Dowson et al., 1992; Gomez-Ariza et al., 1998; Hsia e Liu, 2003; Diez et al., 2005).

In seguito alla scoperta di effetti tossici su organismi non bersaglio è iniziato un processo di regolamentazione dell'uso di vernici antivegetative a base di TBT, con restrizioni introdotte progressivamente in numerosi Stati a partire dai primi anni '80 del secolo scorso (Dir. CEE 89/677), miranti soprattutto a vietare l'uso su imbarcazioni di ridotte dimensioni ($< 25 \text{ m}$). A fronte di diminuzioni delle concentrazioni nelle acque e negli organismi e di parziali recuperi delle popolazioni di organismi più sensibili al TBT (Evans, 1999), molti studi hanno evidenziato il permanere di livelli di contaminazione significativi, in particolare nei sedimenti di aree portuali, sottolineando così l'inefficacia delle restrizioni parziali (Barroso e Moreira, 2002; Hawkins et al., 2002; Gibson e Wilson, 2003). Un bando a livello globale dei composti organostannici in applicazioni antivegetative è attualmente in fase di implementazione (IMO, 2001; UE, 2003). Nelle aree più compromesse (porti, darsene e cantieri) permangono situazioni di elevata e persistente contaminazione, in particolare nei sedimenti (*hot spots*). Sussiste quindi il rischio di impatti a lungo termine sugli ecosistemi acquatici per il rilascio da fonti secondarie, oltre a eventuali immissioni non regolamentate (Langston e Pope, 1995; Page et al., 1996; Viglino et al., 2004). Inoltre, sebbene la contaminazione lontano dalle coste (acque di mare aperto e acque profonde) sia ancora relativamente poco studiata, alcuni studi dimostrano una diffusione a largo raggio dei composti organostannici, spesso in corrispondenza con le rotte di più intenso traffico navale (Ten Hallers-Tjabbes et al., 2003; Strand et al., 2003; Gomez-Ariza et al., 2006; Rato et al., 2008), e in aree profonde (Venkatesan et al., 1998; Michel e Averty, 1999). Nonostante le concentrazioni in mare aperto siano inferiori anche di alcuni ordini di grandezza rispetto a quelle riscontrate nelle aree costiere, livelli inferiori a $1 \text{ ng TBT-Sn L}^{-1}$ sono ancora sufficienti a causare effetti negativi sulle specie più sensibili.

Per valutare l'efficacia dell'introduzione delle nuove limitazioni normative, controllando il raggiungimento di concentrazioni ambientali di non effetto e verificando l'effettivo recupero degli ecosistemi, occorre quindi continuare a monitorare l'evoluzione temporale e spaziale della contaminazione. Il monitoraggio delle concentrazioni di organostannici nelle acque presenta alcuni svantaggi (brevi tempi di residenza, forti fluttuazioni temporali, livelli prossimi o inferiori ai limiti di rilevabilità analitici), suggerendo l'impiego di matrici più conservative (sedimenti e organismi bioaccumulatori) per ottenere dati integrati sullo stato di contaminazione degli ambienti marini.

L'uso di molluschi nel biomonitoraggio della contaminazione negli ambienti acquatici rappresenta una metodologia ampiamente consolidata e diffusa. Per i composti organostannici sono state impiegate essenzialmente due tipologie di bioindicatori: per valutare il bioaccumulo, e per monitorare gli effetti dell'esposizione attraverso risposte specifiche. I bioindicatori forniscono indicazioni sulla reale biodisponibilità dei contaminanti presenti nell'ambiente. Il bioaccumulo rappresenta una misura integrata nel tempo dell'esposizione ai contaminanti, i cui livelli nelle acque possono essere soggetti ad ampie variazioni temporali e spaziali, in relazione alle caratteristiche idrologiche e alle fonti di immissione; inoltre consente di rilevare indirettamente la contaminazione nelle acque marine a concentrazioni di esposizione inferiori ai limiti di rilevabilità. Come indicatori di bioaccumulo per BT sono stati impiegati in particolare i mitili (*Mytilus* spp), dotati di elevati potenziali di bioaccumulo e di una limitata capacità di metabolizzare il TBT (Bortoli et al., 2003); sono disponibili numerosi studi in popolazioni naturali di mitili per varie regioni geografiche (Hong et al., 2002) con livelli di BT variabili su tre ordini di grandezza ($1 - 10^3 \text{ ng Sn g}^{-1} \text{ p.s.}$) e ampie variabilità spaziali e temporali. Tra i bioindicatori di effetto più sensibili al TBT vi è il fenomeno dell'imposex, individuato in almeno 150 specie di gasteropodi prosobranchi.

Per il Mare Adriatico gli studi pubblicati sulla distribuzione dei composti organostannici non sono molto numerosi, e si riferiscono tutti ad aree costiere. Un riepilogo delle ricerche pubblicate sulla contaminazione da BT per la regione adriatica viene riportato in tabella 2.1.1.

I dati disponibili per la Laguna di Venezia (Tabella 2.1.2), la più estesa delle lagune nord-adriatiche, soggetta a numerose pressioni antropiche, indicano che i siti più contaminati da BT sono localizzati nelle vicinanze di attività cantieristiche, darsene e aree ad intenso traffico nautico.

Matrice	Tipo sito	TBT	DBT	MBT	Area	Anno	Riferimento
		ng Sn L ⁻¹	ng Sn L ⁻¹	ng Sn L ⁻¹			
Acque	darsena	177 – 634	30–118	16 –48	Baia Pirano, Istria (Slovenia)	2000	A
Acque	Acque costiere	11–45	5–18	6– 27	Baia Pirano, Istria (Slovenia)	2000	A
Acque	vari	<0,5–585,8	<0,4–113,2	<0,2–47,7	Istria (Slovenia)	2000- 2006	B
		ng Sn g ⁻¹ ps	ng Sn g ⁻¹ ps	ng Sn g ⁻¹ ps			
sedimenti	Aree costiere	10- 14	n.a.	n.a.	Coste italiane	1999	C
sedimenti	vari	<10–780	<10–180	<10–390	Istria (Slovenia)	2002	D
sedimenti	vari	<2,5–1995	<1,6–702	<1,6–934	Istria (Slovenia)	2000- 2006	B
Specie	Tipo sito	TBT	DBT	MBT	Area	Anno	Riferimento
		ng Sn g ⁻¹ ps	ng Sn g ⁻¹ ps	ng Sn g ⁻¹ ps			
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	vari	520 – 3456	174 – 2170	44 – 691	Istria (Slovenia)	2000	A
“	vari	340 - 7900	<10 - 2200	<10 - 600	Istria (Slovenia)	2001-2002	D
“	vari	36–6434	15–2660	<11–1335	Istria (Slovenia)	2000- 2006	B
<i>Hexaplex trunculus</i>	vari	88 – 372	71 – 1149	57 – 1747	Istria (Croazia)	2002-2003	E

Tabella 2.1.1. Studi pubblicati sulla contaminazione da BT nel Mare Adriatico.

A: Milivojevič Nemanjč et al., 2002. B: Milivojevič Nemanjč et al., 2008. C: Cicero et al., 2004. D: Ščančar et al., 2007. E: Garaventa et al., 2007. n.a.: non analizzato.

Matrice	Tipo sito	TBT	DBT	MBT	Bacino	Anno	Riferimento
		ng Sn L ⁻¹	ng Sn L ⁻¹	ng Sn L ⁻¹			
Acque	(cantieri)	10-24	75-139	n.a.	Sud	2003	A
Acque	(porti)	237-586	<5-139	n.a.	Sud	2003	A
Acque	darsene	273-572	16-95	n.a.	Sud	2003	A
		ng Sn g ⁻¹ ps	ng Sn g ⁻¹ ps	ng Sn g ⁻¹ ps			
sedimenti	canali urbani e lagunari	<LR - 440	<LR - 535	<LR - 491	Nord e Sud	1994	B
sedimenti	cantieri	87 - 39300	20- 12623	n.a.	Sud	2003	A
sedimenti	Porti, darsene, città	21 - 2747	2- 950	n.a.	Sud	2003	A
sedimenti	Canali lagunari	22 - 1001	2- 142	n.a.	Sud	2003	A
Specie	Tipo sito	TBT	DBT	MBT	Bacino	Anno	Riferimento
		ng Sn g ⁻¹ ps	ng Sn g ⁻¹ ps	ng Sn g ⁻¹ ps			
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Vari	70 - 3290	140 - 2700	150 - 1130	Sud	1996	C
"	Vari	16 - 2730	5 - 2130	8 - 1040	Nord, centro, Sud	1999 - 2003	D, E, F
"	Vari	160 - 390			Sud	1997	G
"		51 - 244	27-65	n.a.	Sud	2003	H
<i>Tapes spp</i>		2 - 920	3 - 1510	20 - 124	Nord, centro, Sud	1999 - 2003	D, E, F
<i>Zoosterisessor ophiocephalus</i>		2 - 380	3 - 180	8 - 890	Nord, centro, Sud	1999 - 2002	D,E
<i>Hexaplex trunculus</i>	Vari	50 - 117	35 - 151	24 - 74	Nord, centro, Sud	2002-2003	I, L
<i>Nassarius nitidus</i>	Vari	<4 - 976	<4 - 1428	n.a.	Sud	2003	A
"	Vari	25 - 244	8 - 132	6 - 82	Nord, centro	2004-2005	M

Tabella 2.1.2. Studi pubblicati sulla contaminazione da BT in Laguna di Venezia.

n.a.: non analizzato. A: Berto et al., 2007. B: Rivaro e Frache, 2000. C: Gallina et al., 2000. D: ARPAV, 2004. E: Bortoli et al., 2003. F: Zanon et al., 2009. G: Binato et al., 1998. H: Boscolo et al., 2004. I: Pellizzato et al., 2004. L: Garaventa et al., 2007. M: Pavoni et al., 2007.

L'uso combinato del monitoraggio di sedimenti e di indicatori di bioaccumulo può essere impiegato per valutare lo stato di qualità degli ambienti marini associato alla contaminazione da organostannici. In Tabella 2.1.3 è riportato uno schema di valutazione tratto da Strand (2003), basato sui livelli chimici di soglia, che identifica le classi di qualità in base alle concentrazioni di TBT in acque, sedimenti e mitili, integrando gli standard di qualità DQA e OSPAR con valutazioni ecotossicologiche. Viene riportato inoltre uno schema di classificazione meno recente per i sedimenti marini, proposto da Dowson et al. (1992) e ripreso in varie pubblicazioni successive, basato sull'esame dei livelli prevalenti in studi di monitoraggio di aree costiere e utile per aree soggette a considerevoli impatti.

	Classe di stato	I	II	III	IV	V	Derivazione valori di soglia
Corrispondenza con Dir 2000/60/CE	Stato di qualità ecologica	Elevato	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo	
Acqua marina	Intervallo [TBT] (ng Sn L ⁻¹)	(vicino a zero)	<0,04	0,04 – 0,6	0,6 – 6	>6	
	Valori di soglia utilizzati	Obiettivo Dir 2000/60/CE	<SQA	SQA – (SQ-CMA)	(SQ-CMA) – LC ₅₀	>LC ₅₀	
Mitili (<i>Mytilus edulis</i>)	Intervallo [TBT] (ng Sn g ⁻¹ p.s.)	(vicino a zero)	<4,7	4,7 – 70	70 – 700	>700	Equilibrio di ripartizione, assumendo BCF= 116000 L/Kg p.s.
Sedimento	Intervallo [TBT] (ng Sn g ⁻¹ p.s.)	(vicino a zero)	<0,5	0,5 – 20	20 – 200	>200	Approccio chimico ed ecotossicologico ¹
Dowson et al., 1992	Livello di contaminazione	Assente		leggero	moderato	alto	molto alto
	Intervallo [TBT] (ng Sn g ⁻¹ p.s.)	<3		3 – 20	20 – 100	100 – 500	>500

Tabella 2.1.3. Schemi per la valutazione della contaminazione da TBT. Approccio combinato (criteri di classificazione per acque, sedimenti e mitili; adattato da Strand, 2003); classificazione dei sedimenti (adattato da Dowson et al., 1992).

¹ criterio provvisorio sulla base di dati disponibili di LOEC e LC₅₀ da test di tossicità su specie bentoniche.

2.1.2 SPERIMENTAZIONE DI METODICHE ANALITICHE PER LA DETERMINAZIONE DI COMPOSTI ORGANOSTANNICI IN MATRICI AMBIENTALI

A cura di: Dott. Marco Bernardello

Tratto da:

BERNARDELLO M., M. FORMALEWICZ, D. BERTO, M. GIANI, E. CENTANNI, B. PAVONI, 2006 - Analisi di composti organostannici: confronto tra metodiche analitiche. XXII congresso della Società Chimica Italiana, Firenze, 10-15 settembre 2006. Abstract pubblicato in: Atti del Congresso, p. 67. <http://www.sci2006.unifi.it/varie/congresso_sci_atti.pdf>.

BERNARDELLO M., E. CENTANNI, D. BERTO, R. BOSCOLO, M. GIANI, B. PAVONI, 2006 - Contaminazione da composti organostannici nel gasteropode *Nassarius reticulatus* nella Laguna di Venezia (Nord Adriatico). XXII Congresso Nazionale della Società Chimica Italiana. Firenze, 10-15 settembre 2006. Atti del Congresso, p. 50. <http://www.sci2006.unifi.it/varie/congresso_sci_atti.pdf>

BERNARDELLO M., E. CENTANNI, S. NOVENTA, D. BERTO, M. FORMALEWICZ, M. GIANI, B. PAVONI, 2007 - Metodiche per la determinazione di composti organostannici: applicazione al mollusco bioindicatore *Nassarius nitidus* nella Laguna di Venezia. X Congresso nazionale di chimica dell'ambiente e dei beni culturali: "conoscenza e creatività", 11-15 giugno 2007, Acaya (Lecce). Atti del Congresso, p. 43. <<http://www.socchimdabc.it/files/libri/ATTIXCongressoNazionale.pdf>>.

BERNARDELLO M., D. BERTO, E. CENTANNI, M. FORMALEWICZ, M. GIANI, S. NOVENTA, B. PAVONI, 2008 - Analysis of organotin compounds in biological matrices by GC-MS: comparison of two derivatization procedures. 35th International Symposium on Environmental Analytical Chemistry (ISEAC35) of the International Association of Environmental Analytical Chemistry (IAEAC). Gdansk, Poland, June 22-26, 2008. Abstract in: Book of Abstracts, Gdansk University of Technology, Gdansk, 2008, p. 59. ISBN 978-83-925754-4-3. <http://www.pg.gda.pl/chem/iaeac/book_of_abstracts.pdf>.

BERNARDELLO M., 2009. Studio sulla distribuzione e sull'impatto di inquinanti nell'ambiente marino. Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali. Università Ca' Foscari di Venezia.

Collaboratori: Dott. Marco Bernardello, Dott.ssa Malgorzata Formalewicz, Dott.ssa Daniela Berto, Dott. Michele Giani, Dott.ssa Rossella Boscolo

L'evoluzione degli standard di qualità ambientali (OSPAR, 2004; UE, 2008) e la necessità di rilevare livelli di concentrazione sempre inferiori nel monitoraggio ambientale dei composti organostannici (BT) richiedono un'aggiornamento continuo delle metodiche analitiche. Esse devono poter caratterizzare la speciazione completa dei BT (tributilstagno - TBT, dibutilstagno - DBT e monobutilstagno - MBT) nelle matrici indagate, ai fini della comprensione delle dinamiche spaziali e temporali di questi inquinanti nell'ambiente marino. Per tutte le matrici ambientali (acque, sedimenti, organismi) sono necessarie un'elevata selettività in ampi intervalli di concentrazione (fattore ~10⁴) e sensibilità adeguate a determinare rapporti di concentrazione in peso dell'ordine di 10⁻⁹ in solidi e 10⁻¹² in acque. Le metodiche descritte

in letteratura richiedono generalmente lunghe procedure di preparazione dei campioni prima dell'analisi strumentale. La necessità di separare quantitativamente gli analiti dalla matrice, eliminando le sostanze interferenti, e di concentrare gli analiti per consentirne la rivelazione, porta a moltiplicare la complessità e il numero dei passaggi, aumentando quindi le potenziali fonti di errore (perdite, degradazione, contaminazioni). La determinazione strumentale viene effettuata comunemente mediante una tecnica di separazione cromatografica (GC, HPLC) accoppiata a un rivelatore sensibile e selettivo. I metodi GC consentono un'ottima risoluzione degli analiti ma richiedono la derivatizzazione degli analiti, un passaggio critico che viene effettuato generalmente per conversione a idruri o per alchilazione con reattivi di Grignard o sodio tetraetilborato (Morabito et al., 1995). Nell'analisi di acque, i limiti di rilevabilità sono spesso condizionati da problemi di contaminazione del campione nel trattamento (Michel e Averty, 1999; Kurihara et al., 2007). Le matrici solide (sedimenti e tessuti organici) presentano difficoltà analitiche dovute alla complessità della composizione e alle più intense interazioni con gli analiti, che possono comportare in particolare recuperi non quantitativi nella fase di estrazione e interferenze nella determinazione a causa delle sostanze coestratte (Abalos et al., 1997; Smedes et al., 2000). La complessità dell'analisi dei BT in campioni ambientali rende evidente l'importanza di sottoporre le metodiche analitiche a validazione, e di valutarne regolarmente le prestazioni mediante strumenti di assicurazione e controllo della qualità, esaminandone selettività, sensibilità, precisione e accuratezza (materiali di riferimento certificati, partecipazione a circuiti interlaboratorio).

Presso i laboratori della sede ICRAM di Chioggia è stato condotto nel tempo un lavoro sperimentale di sviluppo e di ottimizzazione di metodiche analitiche per determinare TBT, DBT e MBT nelle varie matrici ambientali (acque, sedimenti, biota), con l'obiettivo di ottenere metodiche di selettività e sensibilità adeguate, secondo più linee (Boscolo et al., 2004; Berto et al., 2007; Bernardello, 2009):

- determinare la speciazione completa dei composti butilstannici nei campioni;
- individuare i punti critici nelle procedure di preparazione del campione e ottimizzare i relativi passaggi, in particolare la derivatizzazione;
- ottimizzare e sviluppare le metodiche strumentali mediante GC-MS²;
- definire protocolli analitici adeguati per ogni matrice (sedimenti, organismi e acque);
- valutare le prestazioni analitiche delle metodiche in termini di precisione, accuratezza, riferibilità, selettività e sensibilità;
- esaminare l'affidabilità delle metodiche durante l'attività analitica di *routine* applicandole a campioni ambientali.

L'individuazione della derivatizzazione come un punto critico ha portato in particolare a confrontare due reazioni di alchilazione con reattivi di Grignard (metilazione e pentilazione). Sono state così ottimizzate e validate due metodiche basate sulla metilazione per campioni di sedimenti e di organismi (metodica 1) e di acque (metodica 2), e una metodica con pentilazione per campioni di organismi (metodica 3).

In breve, le metodiche sperimentate consistono in una serie di fasi sequenziali: estrazione, derivatizzazione con reattivi di Grignard, purificazione e determinazione mediante GC-MS (MS²), schematizzate in Figura 2.1.1. Per la determinazione strumentale è stata impiegata un gascromatografo accoppiato a uno spettrometro di massa a trappola ionica quadrupolare (GC-ITMS) (Thermo TRACE GC – PolarisQ), confrontando gli spettri di massa in *Full Scan* e in MS². Per la quantificazione è stato utilizzato il metodo dello standard interno (SI), costruendo curve di calibrazione per ogni analita. Le soluzioni calibranti dei derivati metilati e pentilati degli analiti sono state sintetizzate in laboratorio a partire dai rispettivi cloruri butilstannici. In letteratura sono stati pubblicati pochi esempi di applicazione della tecnica MS² ai composti organostannici (Tsunoi et al., 2002 - pentilazione; Carvahlo et al., 2007 - etilazione), nessuno dei quali per derivati metilati. Grazie alla specificità delle transizioni ione precursore - ione prodotto, l'impiego della tecnica MS² ha consentito di aumentare la selettività e la sensibilità delle metodiche, riducendo le interferenze dovute alle matrici complesse analizzate e aumentando il rapporto S/N. Le prestazioni delle metodiche sono state testate con l'analisi di materiali di riferimento certificati (MRC: ERM 477-CE *mussel tissue*; BCR 462 *estuarine sediment*; BCR 646 *freshwater sediment*¹) per verificare la riferibilità del processo di misura. Sono state valutate la precisione in condizioni di ripetibilità e riproducibilità, l'accuratezza in termini di recupero rispetto ai valori certificati, la selettività e la sensibilità (limiti di rilevabilità e

¹ MRC prodotti da: Institute for Reference Materials and Measurements (European Commission -DG JRC - IRMM, Geel, BE)

di quantificazione). Per la matrice acque, in assenza di MRC, sono state condotte prove su campioni fortificati con gli analiti a diverse concentrazioni. I dati ottenuti nelle fasi di sviluppo dei metodi e durante l'applicazione all'analisi routinaria di campioni ambientali hanno consentito di tracciare un bilancio delle prestazioni delle metodiche messe a punto, evidenziandone i punti di forza e i punti critici. La valutazione dell'accuratezza ha fornito buoni risultati per tutti gli analiti con le tre metodiche sviluppate. I dati ottenuti in condizioni di ripetibilità e di riproducibilità indicano inoltre una buona precisione dei metodi, in linea con le metodiche più comunemente descritte nella letteratura scientifica. Lo studio della fase di derivatizzazione con reattivi di Grignard è stato approfondito in collaborazione con il Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università Ca'Foscari di Venezia, anche mediante un confronto interlaboratorio su campioni di biota (*Nassarius nitidus*) tra la metodica 1 e una metodica basata su pentilazione e GC-MS (SIM) (Pavoni et al., 2007). Il confronto dei due derivatizzanti utilizzati (bromuro di pentilmagnesio e bromuro di metilmagnesio) ha mostrato un andamento dei recuperi su MRC che riflette la volatilità dei composti derivatizzati, con recuperi decrescenti all'aumentare della volatilità del derivato; ciò conferma che i derivati metilati sono più esposti a eventuali perdite per evaporazione durante la preparazione dei campioni.

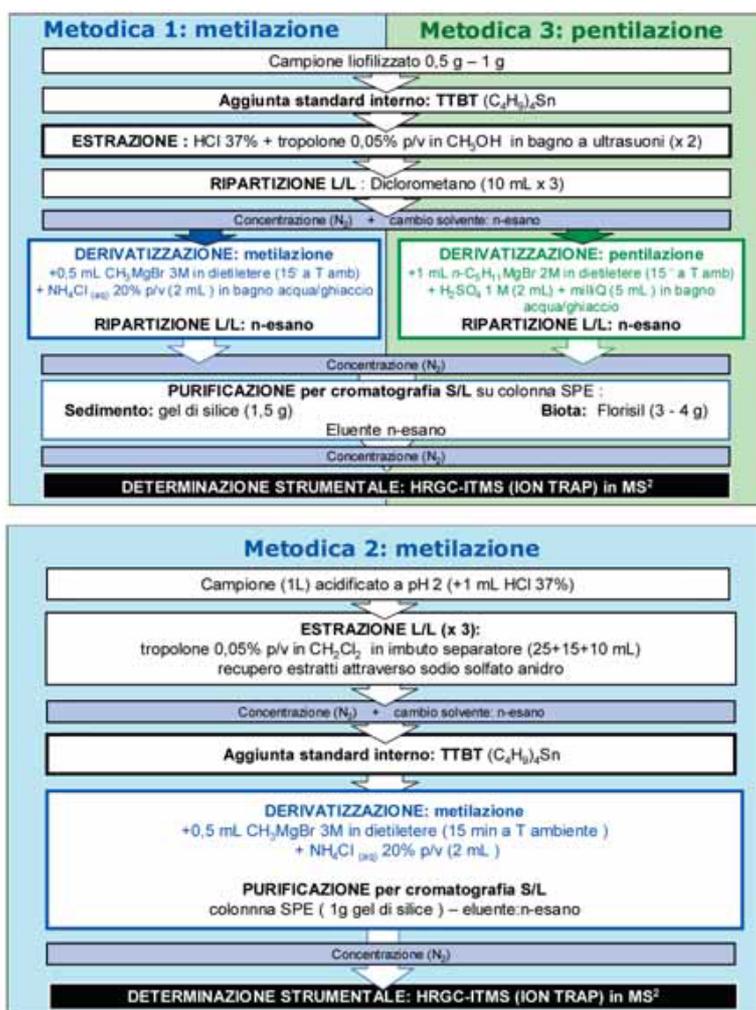


Figura 2.1.1. Schema delle metodiche analitiche sviluppate.

Il controllo delle condizioni di evaporazione e del volume finale dell'estratto è quindi un fattore cruciale per evitare perdite degli analiti metilati (De la Calle-Guntiñas et al., 1997); sotto questo profilo, la pentilazione fornisce metodiche più robuste. L'impiego dell'evaporazione controllata sotto flusso di azoto a basse temperature ha consentito di ottenere buoni risultati in termini di recupero e di precisione anche nelle procedure preparative messe a punto per la metilazione (metodiche 1 e 2). Un altro aspetto

critico è legato all'introduzione di contaminazione nei campioni durante la procedura preparativa, che porta a un innalzamento sistematico dei bianchi di procedura e dei limiti di quantificazione. La fonte principale è stata identificata nella presenza di analiti nei reattivi di Grignard commerciali impiegati, più volte riportata in letteratura per i bromuri di pentilmagnesio (Pannier et al., 1996; Morabito et al., 1995). I risultati delle prove su vari prodotti hanno evidenziato una contaminazione generalmente inferiore negli alogenuri di metilmagnesio, che risultano quindi preferibili per l'analisi di campioni con basse concentrazioni degli analiti, in particolare per le acque. È comunque fondamentale tenere sotto controllo eventuali contaminazioni nell'impiego di routine delle metodiche, inserendo regolarmente bianchi di procedura nelle serie analitiche di campioni.

Conclusioni Sono stati sviluppati e ottimizzati metodi analitici selettivi e sensibili per la determinazione dei composti butilstannici (TBT, DBT e MBT) nelle matrici ambientali (acque, sedimenti e biota), valutandone le prestazioni in termini di sensibilità, selettività, precisione e accuratezza, durante la fase di validazione e in condizioni analitiche di routine. Il lavoro sperimentale sulle metodiche analitiche ha dato buoni risultati in termini di affidabilità delle procedure di preparazione del campione e di sviluppo di metodi strumentali (GC-MS²) per aumentare la sensibilità e la selettività della determinazione. Il confronto tra reattivi alchilanti (alogenuri di metilmagnesio e di pentilmagnesio) ha confermato l'affidabilità della derivatizzazione con reattivi di Grignard anche in matrici complesse, evidenziando come punti critici la necessità di prevenire perdite per evaporazione durante le fasi preparative e il controllo dei livelli di contaminazione dei reattivi. In particolare, la contaminazione introdotta durante la preparazione del campione può costituire il principale fattore limitante nella sensibilità del metodo. Le metodiche sperimentate sono risultate complessivamente applicabili con successo all'analisi di routine di BT in campioni ambientali.

2.1.3 DETERMINAZIONE DI COMPOSTI BUTILSTANNICI IN MATRICI AMBIENTALI: ATTIVITÀ DI CARATTERIZZAZIONE E MONITORAGGIO DI IMPATTI. CASI DI STUDIO

In questa sezione si presentano le attività analitiche di determinazione di composti butilstannici eseguite presso il laboratorio applicando le metodiche sopra descritte, nel quadro di numerosi programmi di caratterizzazione e di monitoraggio degli impatti legati ad attività antropiche in ambienti marini e di transizione, tra cui aree marine costiere e al largo (monitoraggio di attività estrattive offshore; monitoraggio di un terminale di rigassificazione; siti di immersione di materiali di dragaggio) e aree portuali (caratterizzazione di sedimenti - porto canale di Fiumicino; monitoraggio di interventi di bonifica e dragaggio a La Spezia e Genova). Vengono qui presentati alcuni risultati sulla distribuzione dei composti butilstannici nell'ambiente marino, come casi di studio rappresentativi di differenti tipologie ambientali e di diversi livelli e tipologie di impatti antropici, all'interno dei bacini settentrionale e centrale del Mare Adriatico. Le ricerche condotte hanno consentito l'esecuzione di una caratterizzazione della distribuzione dei composti organostannici in ambienti rappresentativi di tipologie diverse di pressioni antropiche; una stima dell'andamento temporale recente, tenendo conto delle ultime evoluzioni nella normativa sull'impiego di composti organostannici in applicazioni antivegetative; l'acquisizione di informazioni sulla diffusione dei composti organostannici in aree di mare aperto, finora non investigata nella regione adriatica.

Le metodologie impiegate comprendono l'analisi dei livelli di contaminazione nelle matrici ambientali più soggette all'accumulo di BT (biota e sedimenti), incluso l'utilizzo di indicatori di bioaccumulo (*Mytilus galloprovincialis*).

AREA DI MARE APERTO: MONITORAGGIO DI PIATTAFORME ESTRATTIVE OFFSHORE

A cura di: Dott. Marco Bernardello.

Tratto da: BERNARDELLO M., 2009. Studio sulla distribuzione e sull'impatto di inquinanti nell'ambiente marino. *Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali. Università Ca' Foscari di Venezia.*

Collaboratori: Dott. Marco Bernardello, Dott.ssa Małgorzata Formalewicz, Dott.ssa Daniela Berto, Dott. Michele Giani

Attività svolta nell'ambito di:

PR 233 - Monitoraggio della piattaforma "Emilio" e della sealine di collegamento alla piattaforma Eleonora. Responsabile scientifico: C. Virno Lamberti, M. Gabellini

PR 435 - ENIEM "Fase 2 monitoraggio della piattaforma Emilio della sealine di collegamento (anni 2008-2010)" Responsabile scientifico: C. Virno Lamberti, M. Gabellini, A.M. Cicero

PR 270 - Monitoraggio sperimentale integrativo per lo studio degli effetti potenziali a seguito dello sversamento in mare delle acque di strato da piattaforme off-shore. Resp. scientifico: C. Virno Lamberti, R. Di Mento, M. Amici

I dati presentati sono il risultato di uno studio triennale della contaminazione di composti organostannici in sedimenti e mitili (*Mytilus galloprovincialis*) in un'area di mare aperto del bacino centrale del Mare Adriatico, nel quadro di un ampio programma di monitoraggio di attività estrattive di idrocarburi *offshore*, che ha incluso nella parte relativa al monitoraggio dello stato di qualità chimica dell'ambiente marino le determinazioni analitiche di una serie di inquinanti organici e inorganici nelle diverse matrici ambientali. È stato possibile indagare la contaminazione da composti butilstannici in un'area marina lontana dalla costa, su cui esistono pochi studi. Il piano di monitoraggio, finalizzato allo studio temporale delle eventuali alterazioni dei parametri fisici, chimici e biologici delle aree marine interessate dalle attività produttive, è stato predisposto in modo da caratterizzare l'ambiente sottoposto agli impatti e di monitorarne le possibili evoluzioni nel tempo. In particolare, per quanto riguarda la valutazione dello stato di contaminazione da sostanze inquinanti, sono state selezionate le matrici sedimento e biota, comparti conservativi da cui è possibile ottenere informazioni integrate nel tempo.

Materiali e metodi Sono state monitorate due piattaforme *offshore* per l'estrazione di gas e la relativa *sealine* di collegamento, situate nel bacino centrale del Mare Adriatico, a circa 30 km dalle coste italiane. Il campionamento di sedimenti e di mitili (*Mytilus galloprovincialis*) è stato effettuato due volte all'anno in estate e in autunno per tre anni (2004, 2005, 2006). Sono stati prelevati sedimenti su due livelli in 35 stazioni, disposte intorno alle piattaforme lungo due assi radiali ortogonali (OSPAR, 2004), nel raggio di 500 m per la piattaforma A e 50 m per la piattaforma B, e lungo la *sealine*, nonché in due aree di controllo. I mitili sono stati raccolti a mano a due profondità (-2 e -12 m) da ciascun dei quattro piloni di sostegno della piattaforma A. I campioni sono stati sottoposti a determinazione di TBT, DBT e MBT secondo le metodiche analitiche descritte (sez. 2.1.2.)

Risultati Nella maggior parte dei campioni di sedimenti analizzati, gli analiti sono risultati inferiori ai rispettivi limiti di quantificazione. Il TBT è stato l'analita riscontrato più frequentemente, in totale in 64 campioni su 250 (26%) (Figura 2.1.2). In tutte le aree indagate il TBT è stato riscontrato quasi esclusivamente nel livello superficiale di sedimento (primi due cm). Dall'analisi delle distribuzioni delle concentrazioni di TBT nelle sei campagne e nei tre anni non sembra potersi ricavare nessun andamento temporale significativo. La prevalenza del TBT, quasi sempre l'unico dei composti butilstannici a essere rilevato, sembra indicare una scarsa degradazione di questo composto, o in alternativa la presenza di immissioni relativamente recenti di TBT nell'ambiente.

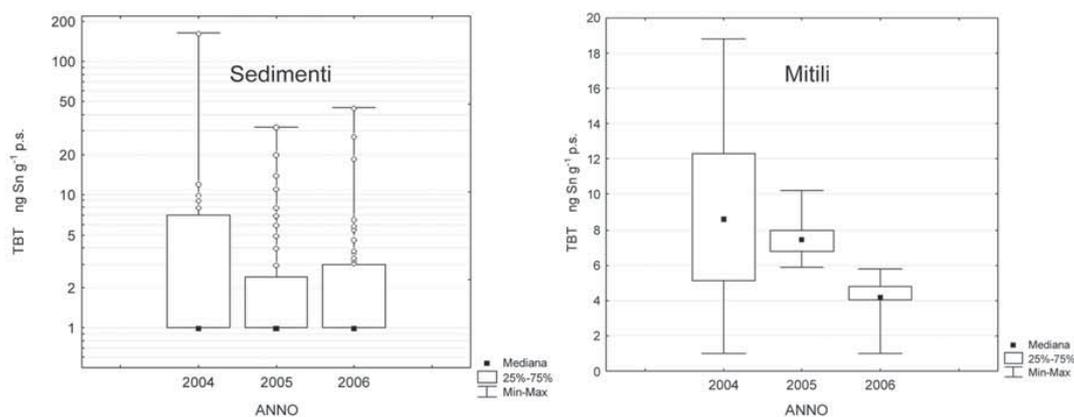


Figura 2.1.2. Distribuzione delle concentrazioni di TBT per anno nei sedimenti superficiali e nei mitili. Lettere diverse indicano differenze significative tra gli anni (ANOVA di Kruskal Wallis, $p < 0,05$).

Le analisi nei mitili prelevati dai piloni della piattaforma A hanno identificato un bioaccumulo di TBT da parte dei mitili in tutti e tre gli anni dello studio, indicando la biodisponibilità del composto nella colonna d'acqua nell'area di indagine (Figura 2.1.2). La prevalenza del TBT rispetto al DBT e al MBT, sempre inferiori ai limiti di quantificazione, corrisponde alla speciazione di BT usualmente riscontrata in *Mytilus* spp., che appaiono dotate di limitate capacità di metabolizzare il TBT, accumulandolo dalla colonna d'acqua (Bortoli et al., 2003). Dal punto di vista temporale, i livelli di bioaccumulo sembrano decrescere nell'arco dei tre anni, con valori significativamente inferiori di TBT nell'anno 2006 (ANOVA di Kruskal-Wallis, $p < 0,05$), e dati più simili tra le campagne effettuate all'interno di uno stesso anno.

Discussione Le concentrazioni di BT rilevate nei sedimenti risultano spesso prossime ai LdQ della metodica analitica. Nondimeno, in questo studio è stata riscontrata la presenza di TBT nei sedimenti delle aree investigate, situate a elevate distanze dalla costa (fino a 30 km) e quindi dalle zone in cui si concentrano generalmente le fonti di immissione legate all'uso di vernici antivegetative e si registrano usualmente i livelli di contaminazione e gli impatti più elevati. La contaminazione osservata rientra per lo più in livelli bassi di concentrazione, diffusa in modo non omogeneo e irregolare, e non sembrano emergere chiari andamenti spaziali in relazione alla presenza delle installazioni *offshore*. La provenienza del TBT potrebbe dipendere da varie fonti, la cui identificazione e il cui contributo relativo appaiono difficilmente distinguibili. Oltre alla presenza delle strutture estrattive, il TBT potrebbe provenire dal rilascio dagli scafi di imbarcazioni, legate a traffico marittimo anche a distanze considerevoli (Strand et al., 2003). Inoltre vanno considerati possibili meccanismi di trasporto a medio e largo raggio, ad esempio da aree costiere più contaminate, come suggerito da alcuni studi sulla diffusione della contaminazione in ambienti marini al largo, in acque, sedimenti e organismi, in diverse regioni (Venkatesan et al., 1998; Michel e Averty, 1999; Strand et al., 2003; Ten Hallers-Tjabbes et al., 2003; Gomez-Ariza et al., 2006; Rato et al., 2008). Per il Mare Adriatico, gli unici studi su BT in sedimenti sono relativi ad aree costiere, quindi potenzialmente più impattate. I livelli riportati per le coste istriane sono molto superiori a quelli di questa ricerca (Ščančar et al., 2007; Milivojevič Nemanič et al., 2008), mentre valori più simili sono stati riportati per le coste italiane da Cicero et al. (2004).

Anche i dati di bioaccumulo nei mitili della piattaforma A hanno evidenziato la presenza di TBT nell'area. Le concentrazioni rilevate nell'area di studio risultano molto basse se paragonate ai livelli di TBT usualmente riscontrati in *Mytilus* spp. in aree costiere, che possono raggiungere livelli dell'ordine di 10^3 ng Sn g⁻¹ p.s. nelle zone più contaminate (per alcune rassegne dei dati pubblicati si veda Page e Widdows (1991) e Hong et al. (2002); non sono invece disponibili molti dati di bioaccumulo di BT nella stessa specie in aree di mare aperto, lontane da fonti di immissione, ma dal confronto con gli studi più recenti su *Mytilus* spp. in altre regioni le concentrazioni di questa ricerca sono inferiori o paragonabili a quelle riscontrate in aree marine considerate di controllo, lontane dalla costa, sia nell'area mediterranea (Morcillo e Porte, 1998; Morcillo et al., 1999) che lungo le coste europee atlantiche occidentali e settentrionali (Albalat et al., 2002, Barroso et al., 2004, Rüdell et al., 2003, Strand e Jacobsen, 2005). Per il Mare Adriatico, i livelli di questo studio sono i più bassi finora pubblicati (Boscolo et al., 2004; Milivojevič

Nameniç et al., 2008). I valori di bioaccumulo di TBT riscontrati nei mitili della piattaforma potrebbero quindi essere indicativi di un livello medio di contaminazione diffuso nell'area, che può essere legato a emissioni legate alle rotte navali e a meccanismi di trasporto a lungo raggio. Si evidenzia l'importanza della specie *Mytilus galloprovincialis* come indicatore di bioaccumulo di BT, la cui sensibilità consente di ottenere un'informazione integrata nel tempo (matrice conservativa) anche in ambienti come le acque marine al largo dalle coste, caratterizzati da livelli di esposizione ambientale bassi e difficilmente rivelabili dall'analisi diretta della matrice acqua.

L'andamento temporale della contaminazione nei mitili dal 2004 al 2006 ha evidenziato un lieve calo delle pur basse concentrazioni di TBT, che potrebbe essere in relazione con l'entrata in vigore delle prime regolamentazioni comunitarie che hanno esteso alle navi i divieti di impiego di TBT nelle vernici antivegetative, a partire dal luglio 2003 (UE, 2003).

Conclusioni Le concentrazioni di BT rilevate nelle aree di mare aperto dell'Adriatico centrale (2004 - 2006), sostanzialmente basse rispetto ai valori riscontrati in aree costiere, sono comunque indicative di una contaminazione diffusa anche a distanze elevate dalla costa. Non è chiaro se i livelli determinati, prossimi ai limiti di determinazione delle metodiche analitiche impiegate, siano attribuibili a sorgenti puntiformi, quali le attività estrattive *offshore*, o non siano più generalmente dovute a un livello di fondo di contaminazione dovuto a meccanismi di trasporto a lungo raggio o a rilascio da imbarcazioni e navi. Se le concentrazioni riscontrate nell'area di mare aperto indagata non sembrano costituire un rischio immediato per l'ecosistema, rappresentano un'indicazione importante della possibilità di una diffusione ad ampio raggio nell'ambiente marino di questi contaminanti, il cui impatto è stato finora per lo più indagato nelle aree costiere associandolo a siti localizzati come porti, aree industriali e a forte concentrazione di attività nautiche.

CARATTERIZZAZIONE DI SITI DI IMMERSIONE DI MATERIALI DI DRAGAGGIO PORTUALE (PESCARA, MARE ADRIATICO CENTRALE)

A cura di: Dott. M. Bernardello

Tratto da: BERNARDELLO M., 2009. Studio sulla distribuzione e sull'impatto di inquinanti nell'ambiente marino. *Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali. Università Ca' Foscari di Venezia.*

Collaboratori: Dott. Marco Bernardello, Dott.ssa Małgorzata Formalewicz, Dott.ssa Daniela Berto, Dott. Michele Giani

Attività svolta nell'ambito di:

PR 282- Monitoraggio del sito di immersione dei materiali provenienti dal dragaggio del Porto Canale di Pescara. Resp. scientifico: C. Virno Lamberti

PR 358 - Monitoraggio del sito di immersione dei materiali provenienti dal Porto di Pescara. Resp. scientifico: C. Virno Lamberti

Nell'ambito delle attività di caratterizzazione (ICRAM) è stata indagata la contaminazione da composti butilstannici nei sedimenti di un'area situata nel bacino centrale del Mare Adriatico, al largo delle coste dell'Abruzzo, che comprende due siti impiegati per l'immersione di materiali provenienti da dragaggi portuali (Figura 2.1.3).

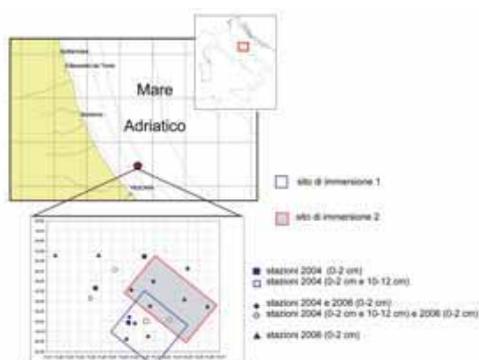


Figura 2.1.3. Localizzazione dell'area di studio, siti di immersione e stazioni di campionamento dei sedimenti.

I siti di immersione sono orientati parallelamente alla linea di costa, a distanze comprese tra 6 e 10 km, a profondità tra -20 e -60 m. I siti sono stati utilizzati per lo sversamento di sedimenti provenienti dal Porto Canale di Pescara, in seguito ad attività di dragaggio volte a mantenere l'accessibilità dell'area portuale. Nel 2004 sono stati prelevati campioni di sedimenti mediante box-corer in 17 stazioni, localizzate all'interno dei perimetri di ciascuno dei due siti, nell'area di sovrapposizione e all'esterno della zona interessata dagli sversamenti, e nel 2006 in 15 stazioni. I risultati delle determinazioni analitiche delle concentrazioni di TBT, DBT e MBT nei campioni di sedimenti del 2004 hanno indicato un livello di contaminazione basso e piuttosto omogeneo in tutta l'area, sia all'interno che al di fuori dei siti di immersione. Il TBT è risultato il composto prevalente, indice di apporti relativamente recenti nell'ambiente, o di lenta degradazione. La distribuzione spaziale omogenea del TBT potrebbe indicare una dispersione dei materiali dragati, o apporti di TBT legati al traffico marittimo o al trasporto della contaminazione dalle aree costiere. Le concentrazioni di TBT riscontrate sono inferiori a quelle rilevate per le coste istriane (Milivojević Nemanić et al., 2008), e paragonabili ai livelli riportati ad Cicero et al. (2004) nei sedimenti della fascia costiera per il Mare Adriatico (10 - 14 ng Sn g⁻¹ p.s. di TBT). Nella campagna del 2006 tutti gli analiti sono risultati inferiori ai limiti di quantificazione, indicando una diminuzione dei livelli di organostannici tra le due campagne nell'area monitorata.

MONITORAGGIO PER L'INSTALLAZIONE DI UN TERMINALE OFFSHORE DI RIGASSIFICAZIONE

Collaboratori: Dott. Marco Bernardello, Dott.ssa Małgorzata Formalewicz, Dott.ssa Claudia Gion, Dott. Andrea Feller, Dott.ssa Daniela Berto, Dott. Michele Giani

Attività svolta nell'ambito di:

PR 336 - Monitoraggio Ambientale (Fase di Bianco) per la messa in posa di un Terminale GNL e della sealine di collegamento con la terraferma. Responsabile scientifico: C. Virno Lamberti, M. Gabellini.

PR 436 -TECA "Fase di cantiere: monitoraggio di un Terminale GNL e della condotta di collegamento alla terraferma" - Finanziatore Terminale GNL Adriatico srl. Responsabile scientifico: C. Virno Lamberti, M. Gabellini.

L'attività analitica descritta si inquadra nell'ambito di un programma di monitoraggio della posa di un terminale di rigassificazione (GNL) al largo di Porto Levante, nell'Alto Adriatico. Nell'ambito di un più ampio piano di caratterizzazione e di monitoraggio previsto dal progetto, e in particolare nella caratterizzazione dello stato di contaminazione chimica delle aree interessate dagli interventi, sono state analizzate le concentrazioni di organostannici (TBT, DBT e MBT) in aree a differente tipologia ambientale e nei diversi comparti. In tale contesto sono state sottoposte a indagine aree marine costiere e al largo (area di posa del terminale e della condotta di collegamento) e aree di transizione (laguna costiera e valle da pesca). Nella prima fase di bianco (2005 - 2007) sono state effettuate campagne di campionamento con frequenze adeguate a rappresentare la variabilità temporale dei parametri indagati nei diversi comparti ambientali. L'attività analitica ha consentito di acquisire informazioni sulla diffusione dei composti butilstannici nelle seguenti matrici: acque, sedimenti e biota. In particolare, il bioaccumulo è stato determinato in specie ittiche pelagiche (pesci ossei e cartilaginei) e specie commerciali da allevamento, e in molluschi bivalvi filtratori (tabella 2.1.4). L'attività di caratterizzazione è proseguita nelle fasi di cantiere (2006 - 2009), nel quadro del monitoraggio di eventuali alterazioni ambientali dovute alle operazioni di installazione delle strutture.

Area	Matrici	Biota	
Laguna costiera	acque, sedimenti, biota	bivalvi	<i>Tapes philippinarum, Mytilus galloprovincialis</i>
Valle da pesca	acque, sedimenti, biota	specie ittiche	<i>Dicentrarchus labrax, Sparus aurata</i>
Area marina costiera	sedimenti, biota	bivalvi	<i>Chamelea gallina, Mytilus galloprovincialis</i>
Area al largo	sedimenti, biota	specie ittiche, bivalvi	<i>Squalus acanthias, Scyliorhinus sp., Mustelus mustelus, Alosa fallax, Mytilus galloprovincialis</i>

Tabella 2.1.4. Caratterizzazione della contaminazione da composti butilstannici: aree investigate e matrici ambientali analizzate.

BIOACCUMULO DI COMPOSTI BUTILSTANNICI IN *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* IN UN'AREA PORTUALE (LA SPEZIA, MAR LIGURE)

Tratto da: BERNARDELLO M., FORMALEWICZ M., GIANI M., PICCIONE M.E., MUMELTER E., 2008. Bioaccumulo di composti organostannici nel bivalve *Mytilus galloprovincialis* in un'area portuale (La Spezia, Italia). XI Congresso Nazionale di Chimica dell'Ambiente e dei Beni Culturali. Società Chimica Italiana - Divisione di Chimica dell'Ambiente e dei Beni Culturali. Muggia (Trieste), 16-20 giugno 2008.

Attività svolta nell'ambito di:

PR 383 MOSP "Monitoraggio delle attività di bonifica del Molo Ravano nel Golfo della Spezia". Resp. scientifici E. Mumelter e M. E. Piccione

In questo studio è stato utilizzato il bivalve *Mytilus galloprovincialis* per indagare i livelli di bioaccumulo dei composti butilstannici (TBT, DBT e MBT) presenti nella rada di La Spezia, nell'ambito del monitoraggio connesso alle attività di bonifica e dragaggio dei fondali antistanti il Molo Ravano. La parte interna del Golfo di La Spezia è protetta da una diga artificiale con due vie di accesso (Passo di Levante e Passo di Ponente); quest'ultimo è la via principale di transito per il traffico marittimo. All'interno del golfo si possono identificare aree destinate a usi differenti: porto commerciale adibito a traffico mercantile e passeggeri, arsenale militare, aree interessate da cantieristica navale, porti turistici, aree di carico e scarico (gasdotto, etc.), aree con impianti di mitilicoltura ed ittiocultura.



Figura 2.1.4. Area di studio e siti di prelievo dei mitili.

I mitili sono stati prelevati in tre siti in corrispondenza delle aree interne (A e B) ed esterne (C) alla diga foranea e in una stazione di controllo ubicata lungo il canale di Portovenere (D), nel corso di sette campagne (dicembre 2006 - febbraio 2008) (Figura 2.1.4). L'insieme delle parti molli dei mitili, omogeneizzato e liofilizzato, è stato sottoposto alle determinazioni analitiche di TBT, DBT e MBT con una procedura basata su estrazione, derivatizzazione con reattivo di Grignard, purificazione e analisi strumentale mediante HRGC - ITMS/MS, analizzando regolarmente bianchi di procedura e materiale di riferimento certificato (ERM-477CE) per controllare accuratezza e precisione della metodica analitica (recuperi 86 - 100%, CV% 11 - 18%).

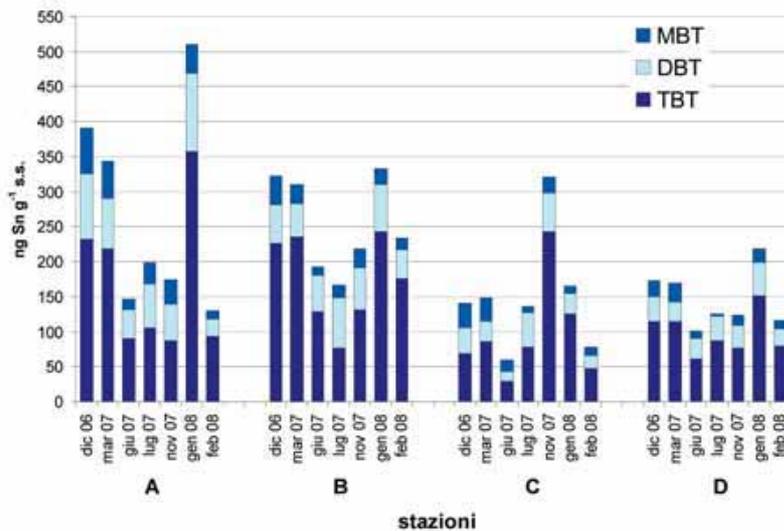


Figura 2.1.5.. Livelli di bioaccumulo di TBT, DBT e MBT nei mitili.

Livelli di bioaccumulo nei mitili Il TBT e i suoi prodotti di degradazione DBT e MBT sono stati rilevati in tutti i campioni analizzati, con valori massimi pari rispettivamente a 358, 112 e 65 ng Sn g⁻¹ sul peso secco (Figura 2.1.5.). La somma di TBT, DBT e MBT (Σ BT) varia tra 60 e 510 ng Sn g⁻¹ s.s. Studi pregressi avevano rilevato valori sensibilmente superiori negli anni 1989 - 1990 nella stessa area, utilizzando la medesima specie (TBT: 500 - 3000 ng Sn g⁻¹ s.s., e Σ BT: 1000 - 4500 ng Sn g⁻¹ s.s.) (Caricchia et al., 1991 e 1992), quando ancora non era entrato in vigore il divieto di uso del TBT come antivegetativo in imbarcazioni inferiori a 25 m (Dir. CEE 89/677). Alcuni studi recenti su mitili provenienti da aree marine costiere e lagunari del bacino Adriatico riportano un ampio intervallo di concentrazioni, con valori di TBT compresi tra 16 e 3456 ng Sn g⁻¹ s.s. (Gallina et al., 2000; Milivojevič Namenič et al., 2002; Boscolo et al., 2004; Zanon et al., 2009). I livelli di TBT determinati nei campioni di mitili nel Golfo di La Spezia rientrano nell'intervallo citato e indicano una contaminazione ancora in corso nell'area.

Distribuzione relativa dei composti butilstannici Il TBT è risultato sempre il composto butilstannico più abbondante nei mitili, contribuendo tra il 46 e il 76 % del totale (TBT+DBT+MBT), seguito da DBT (24 ± 7) % e da MBT (12 ± 6) %. La prevalenza del TBT sui prodotti di degradazione segue l'andamento generalmente riscontrato in questa specie, a cui è attribuita una scarsa capacità di degradazione del TBT (Bortoli et al., 2003), e sembra indicare un'esposizione a immissioni recenti in acqua nell'area di indagine. Le elevate correlazioni riscontrate tra il TBT e i suoi prodotti di degradazione ($R_{\text{Pearson}} = 0,75$; $p < 0,01$) indicano un'origine comune dei composti bioaccumulati nei mitili, probabilmente legata al rilascio di TBT in seguito all'uso di vernici antivegetative. Una delle fonti più probabili è rappresentata dai rivestimenti antivegetativi ancora presenti sui natanti di grandi dimensioni durante il periodo di indagine, nella fase transitoria di introduzione del bando totale (Regolamento CE 782/2003; UE, 2003).

Andamento temporale Non sono state osservate variazioni dei livelli di bioaccumulo correlabili con le operazioni di dragaggio di sedimenti in corrispondenza del molo Ravano. Nelle stazioni interne alla rada (A e B), caratterizzate dai valori più elevati di BT nei mitili, il bioaccumulo maggiore sembra verificarsi nei periodi invernali, forse a seguito di una minore degradazione dei BT nella colonna d'acqua, o di variazioni stagionali nel metabolismo dei mitili, con una depurazione meno attiva, o anche di variazioni nelle immissioni di contaminanti.

Confronto tra le stazioni Le concentrazioni medie di Σ BT sono risultate significativamente differenti nelle quattro stazioni (ANOVA di Kruskal - Wallis, $p < 0,05$). I livelli di bioaccumulo (Σ BT) riscontrati nei mitili delle due stazioni interne alla diga (A e B) sono risultati significativamente più elevati che nei mitili del sito di controllo (D), mentre quelli posizionati nella stazione C (lato esterno della diga foranea) non si discostano dal controllo (test U Mann - Whitney, $p < 0,05$). La maggiore contaminazione da

composti organostannici nell'area interna alla rada può dipendere dall'andamento delle correnti nel golfo di La Spezia, che inducono un maggiore ricambio delle acque all'esterno della diga. Le stazioni interne (A e B), più confinate, risentono maggiormente delle emissioni di composti butilstannici legate alle attività portuali e al traffico marittimo. La stazione D (controllo) potrebbe comunque essere influenzata dalle acque provenienti dall'interno della rada attraverso il Passo di Ponente, principale via di accesso all'area portuale. Anche in precedenti studi condotti negli anni 1989-90 (Caricchia et al., 1991 e 1992) i massimi di bioaccumulo erano stati rilevati in un sito interno rispetto alla diga foranea.

Conclusioni I risultati indicano il permanere di immissioni di composti butilstannici biodisponibili nell'acqua marina nell'area di studio, zona portuale soggetta a elevato traffico marittimo. Il bioaccumulo rilevato nei mitili evidenzia come questi contaminanti rappresentino una problematica ancora attuale per l'ambiente marino, sebbene i valori riscontrati siano inferiori ai livelli osservati recentemente in altre aree costiere. Questo studio suggerisce l'importanza di continuare a monitorare l'andamento dei composti organostannici nell'ambiente marino per valutare l'efficacia del divieto totale a livello internazionale, attualmente in fase di implementazione (IMO, 2001; UE, 2003), e per stimare contributi dovuti ad altre fonti, come la rimobilizzazione di sedimenti.

Ringraziamenti Si ringraziano per la collaborazione Andrea Salmeri, Andrea Colasanti e Giulio Sesta (ISPRA).

STUDIO, CARATTERIZZAZIONE E MONITORAGGIO SULLA CONTAMINAZIONE DA COMPOSTI ORGANOSTANNICI: ALTRI PROGETTI

Studio della contaminazione da BT in sedimenti e organismi antartici

Attività svolta nell'ambito di: PR 351 - Strategie e strumenti per il monitoraggio della contaminazione chimica: indicatori ambientali, Banca Campioni Ambientali Antartici e materiali di riferimento certificati. Resp. scientifico: M. Giani

Caratterizzazione di aree sottoposte a posa di elettrodotti sottomarini

Attività svolta nell'ambito di: PR 412 - SAPEI "Monitoraggio ambientale relativo al collegamento HVDC Sardegna - Continente" - Resp. scientifico: C. Maggi, O. Nonnis, M. Gabellini

Caratterizzazione del porto canale e della darsena di Fiumicino

Attività svolta nell'ambito di: PR 418 - PORFIDA - Caratterizzazione del porto canale e della darsena di Fiumicino e caratterizzazione di potenziali siti da utilizzare per l'eventuale immersione dei materiali da sottoporre a dragaggio. Resp. scientifico: M. Gabellini, F. Onorati.

Studio del trasferimento di contaminanti butilstannici attraverso la catena trofica nell'alto Adriatico

Attività svolta nell'ambito di: PR 474 - ORGALT "Accumulo di composti organostannici nella catena trofica e in specie ittiche commerciali dell'alto Adriatico". Resp. scientifico: O. Giovanardi.

2.1.4 ORGANOSTANNICI (TBT E DBT) IN ACQUE, SEDIMENTI E GASTEROPODI NELLA LAGUNA SUD DI VENEZIA (ITALIA)

Tratto da: BERTO D., GIANI M., BOSCOLO R., COVELLI S., GIOVANARDI O., MASSIRONI M., GRASSIA L. "Organotins in water, sediments, and gastropods of the southern Venice lagoon (Italy)". *Marine Pollution Bulletin*, 2007, 55: 425-435.

Introduzione

I composti organostannici, tra cui il tributilstagno (TBT), sono composti organici a base di stagno. Sono largamente impiegati, quali biocidi, nelle vernici antivegetative usate per le banchine, per le imbarcazioni, per le reti da pesca (Hoch, 2001; Yebra et al., 2004). La laguna di Venezia è soggetta ad un intenso traffico marittimo dovuto alla presenza di porti quali Venezia ($2.32 \cdot 10^6$ t anno⁻¹) e Chioggia ($1.0 \cdot 10^6$ t anno⁻¹), di cantieri per la manutenzione delle barche, di darsene per piccole e grandi imbarcazioni, tutte attività antropiche che contribuiscono in maniera notevole ad incrementare il relativo inquinamento da contaminanti inorganici ed organici, tra cui il TBT.

In particolare negli ultimi anni le opere di dragaggio per la costruzione del nuovo porto di Chioggia associate alle opere di costruzione delle barriere artificiali per ridurre la cosiddetta "acqua alta" (progetto

MOSE, con una stima di $1,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ di materiale di dragaggio) hanno comportato una elevata risospensione dei sedimenti con una conseguente mobilitazione degli inquinanti presenti.

Il presente lavoro cerca di valutare l'impatto e la contaminazione di TBT e DBT (Dibutilstagno) nelle acque, nei sedimenti e nel biota situati vicino ai siti di maggior contaminazione. Si sono pertanto suddivisi i siti di campionamento nella laguna sud di Venezia in relazione alle diverse attività antropiche presenti nella zona: porti, cantieri, darsene, centro città e canali lagunari (Figura 2.1.6).

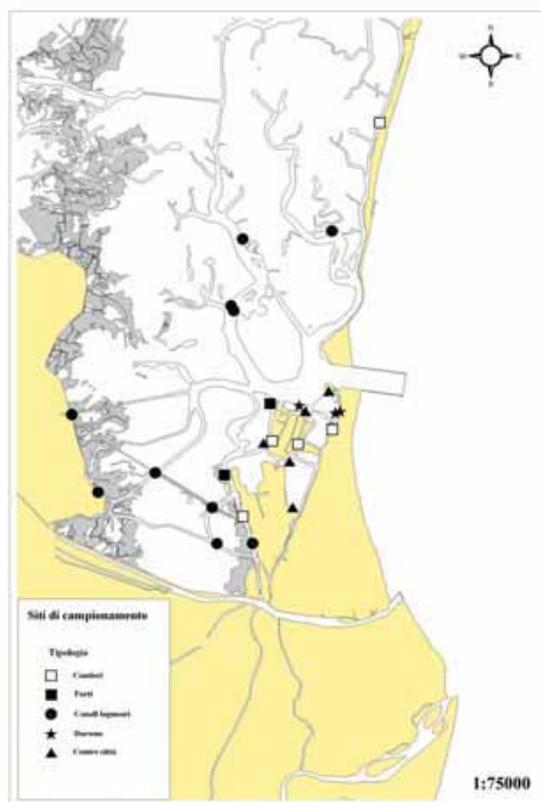


Figura 2.1.6. Siti di campionamento laguna sud di Venezia

Come organismo target per il biota si è scelto il gasteropode *Nassarius nitidus*, in quanto risulta essere l'organismo maggiormente sensibile al TBT.

La tossicità del TBT quale distruttore endocrino, cioè che compromette la capacità riproduttiva incrementando l'incidenza di un effetto mascolinizzante su molte specie di pesci, è riconosciuta in molti studi (Meador, 1997; McAllister and Kime, 2003; Shimasaki et al., 2003). Il fenomeno di *imposex*, cioè una superimposizione di organi sessuali maschili (pene e vasi deferenti) in femmine di gasteropodi, è stato osservato in 150 specie di generi di gasteropodi prosobranchi (Schulte-Oehlmann et al., 2000) e risulta positivamente correlato alla concentrazione di TBT (Gibbs et al., 1987).

Materiali e metodi

In questo studio il campionamento è stato effettuato nella primavera-estate 2003. I campioni di acqua superficiale sono stati raccolti mediante bottiglie Niskin ad una profondità media di circa 1 m. I campioni dopo esser stati filtrati con filtri GF/F ed acidificati a $\text{pH} = 2$ sono stati conservati a -20°C in laboratorio fino al momento dell'analisi.

I sedimenti superficiali (i primi 2 cm) sono stati raccolti mediante una benna Ekman. I campioni sono stati setacciati (200 μm mesh) e conservati in opportuni contenitori a -20°C fino all'analisi.

Per quanto riguarda i gasteropodi *N. nitidus*, specie "scavenger" che si nutre di tutto ciò che è presente nel sedimento, la raccolta è stata effettuata mediante delle retine poste sul sedimento ed un pool di 25

animali, sono stati scelti in relazione alle loro dimensioni ($25,5 \pm 1,8$ mm di lunghezza). Gli organismi raccolti in accordo con i calcoli riportati da Tallmark (1980) per questa specie risultavano sessualmente maturi e presumibilmente di 4 anni di età. I campioni triturati ed omogenati sono stati conservati a -20°C fino all'analisi.

Le concentrazioni di TBT e DBT sono state determinate nelle tre matrici mediante gascromatografia accoppiata ad un rivelatore di massa a trappola ionica (GC MS/MS).

Nei sedimenti, oltre alle analisi degli inquinanti, sono stati determinati i seguenti parametri: granulometria, carbonio organico, inorganico ed azoto totale.

Risultati

Acque lagunari

I risultati delle analisi hanno evidenziato che per le acque i siti maggiormente contaminati risultano essere quelli più prossimi a cantieri e darsene, anche se paragonabili in termini di concentrazione a quelle riportate per le aree portuali di altri siti europei (Hoch, 2001) (Tabella 2.1.5); naturalmente le concentrazioni più elevate sono state determinate nelle acque antistanti le zone portuali dei paesi non soggetti a regolamentazioni (Hassan and Juma, 1992; May Ming Lau, 1991).

Alta concentrazione di TBT determinata nelle marine con imbarcazioni inferiori a 25 metri di lunghezza, associata ad una elevata percentuale di DBT, prodotto di degradazione del TBT, porta a presumere che il biocida possa essere stato aggiunto illegalmente alle antivegetative. Simile situazione è stata riportata anche da Santos et al. (2002, 2004) lungo la costa portoghese. Infatti nonostante il divieto assoluto del loro utilizzo come biocidi nelle vernici ne abbia ridotto i livelli ambientali in molti paesi europei, il carenaggio delle imbarcazioni contribuisce tuttora ad essere una delle sorgenti puntiformi di contaminazione (Page et al., 1996).

Considerando che il tempo di dimezzamento del TBT nell'acqua, in relazione alle condizioni di pH, temperatura, torpidità e luce, è stimato essere di alcuni giorni fino a qualche settimana (Alzieu, 1998), il rapporto TBT/DBT può essere un indicatore temporale dell'inquinamento indicando cioè se si tratta di un inquinamento più o meno recente. I valori del rapporto, maggiore di 1 nelle acque di tutti i siti analizzati, e la non correlazione tra i due inquinanti, porta a supporre una contaminazione recente in tutta la laguna sud.

Sedimenti

La bassa solubilità e mobilità del TBT ($1-10$ mg L^{-1} per l'ossido del TBT e meno di 20 mg L^{-1} per i sali, tra cui il cloruro) ed il facile adsorbimento sul materiale particellato ne può facilitare il trasporto e la deposizione sui sedimenti. Tuttavia le concentrazioni determinabili di organostannici nei sedimenti di tutti i siti esaminati portano ad evidenziare un inquinamento diffuso e recente nei sedimenti come già osservato per le acque.

Le più alte concentrazioni di TBT (39300 ng Sn g^{-1}) rilevate nei sedimenti dei cantieri e nelle zone portuali, potrebbero essere determinate dall'uso indiscriminato di TBT nelle antivegetative anche a causa del ridotto controllo delle acque di rimessaggio dei cantieri.

Le concentrazioni di TBT riportate in questo lavoro risultano più elevate rispetto a quelle riportate da Bortoli et al. (2003) per i canali lagunari della laguna nord, ma simili rispetto a quelle determinate per la laguna centrale. Ridotta ma diffusa contaminazione è stata riportata nei sedimenti campionati lungo la costa ligure, tirrenica, ionica (Cicero et al. 2004), e nei sedimenti campionati nella costa siciliana Chiavarini et al. (2003). Le alte concentrazioni determinate nei cantieri e nelle zone portuali sono invece simili a quelle riportate da altri autori per molte zone industrializzate in ogni parte del mondo (Page et al., 1996; Axiak et al., 2000; Diez et al., 2002; Shim et al., 2002).

Anche nel comparto sedimentario si evidenzia una prevalenza del TBT rispetto al DBT (72% nelle marine e 98% nei cantieri). Il tasso di degradazione del TBT in DBT risulta più basso nei sedimenti rispetto all'acqua. Il tempo di dimezzamento del TBT nei sedimenti dipende dalla natura chimica dei sedimenti stessi (Stewart e de Mora, 1990) e dalla forma chimica del contaminante presente (esempio se ossido, alogenuro, carbonato o solfato) (Hoch, 2001).

Per esempio se il TBT è presente nei sedimenti associato alle particelle di pittura, risulta meno biodegradabile (Page et al., 1996) ed il suo rilascio è controllato da un processo di percolazione (*free*

association antifouling paint) o dall'erosione (*self-polishing antifouling paint*) attraverso la pellicola della vernice (Hoch, 2001).

Considerando che l'uso di antivegetative contenenti TBT è stato molto elevato in passato nella Laguna di Venezia, sia nei cantieri che nelle darsene (ARPAV, 2004), la contaminazione nei sedimenti, in conseguenza del lungo tempo di degradazione (da 4 mesi fino ad 8 anni) risulta ancora molto elevata (Page et al., 1996; Alzieu, 1998, 2000), mentre nelle acque è diminuita in conseguenza delle nuove regolamentazioni che vietano l'introduzione di TBT nelle vernici antivegetative.

Il rapporto tra la concentrazione di TBT presente nei sedimenti e la concentrazione determinata nelle acque ha evidenziato alti valori nei siti di campionamento più vicini ai cantieri e alle zone portuali, mentre i valori più bassi sono stati determinati nelle marine.

Tuttavia questi elevati rapporti di distribuzione della concentrazione del TBT sedimenti / TBT acqua riflettono la possibile ipotesi di un'elevata presenza di TBT legato alle microparticelle di vernice. Questa supposizione risulta in parte confermata dalla correlazione positiva trovata tra le concentrazioni più elevate di TBT e le percentuali di carbonio organico superiore al 0,9% determinato nei sedimenti (essendo chimicamente il TBT legato nelle vernici in matrici polimeriche organiche come resine viniliche, epossidiche o acriliche (CEPE, 1999).

Quindi i livelli di contaminazione determinati nei sedimenti dei siti prossimi ai cantieri risultano essere 2 o 3 ordini di grandezza più elevati di quelli trovati nei sedimenti portuali, costituendo quindi una potenziale sorgente di inquinamento per la laguna.

Tuttavia i residui di inquinante associato ai sedimenti non risultano facilmente disponibili a patto che non vengano risospesi nell'acqua a seguito delle attività antropiche (Hoch et al., 2003). Questa evidenza di risospensione meccanica si è verificata recentemente nell'area di studio sia a causa delle nuove opere di costruzione dell'area portuale di Chioggia, sia per la nascita di nuove darsene per natanti a vela e a motore con la conseguente intensa attività di dragaggio.

La forte relazione tra TBT e DBT, in particolare nei siti vicino ai cantieri, potrebbe indicare che la sorgente di inquinamento sia la stessa, cioè l'uso di antivegetative. Gli alti valori del rapporto TBT/DBT e la loro non significativa relazione determinata nei canali lagunari e nei siti del centro città nei sedimenti potrebbero riflettere la presenza di una recente introduzione del TBT nella colonna d'acqua.

Tuttavia la tendenza del TBT ad accumularsi nei sedimenti implica che i processi di degradazione possono avere una elevata importanza nel determinare la persistenza del TBT nell'ambiente marino. Inoltre i sedimenti risultano essere un ottimo serbatoio per questi contaminanti e sembra, secondo recenti studi, che l'accumulo e le alte concentrazioni possano inibire l'ulteriore degradazione biologica (Stewart and de Mora, 1990). Inoltre il rapporto tra TBT sedimenti/TBT acque risulta molto più alto rispetto a quello DBT sedimenti/DBT acque confermando quindi una stretta relazione tra il TBT ed il compartimento sedimentario rispetto al suo prodotto di degradazione DBT.

Biota

Alte concentrazioni di organostannici sono state determinate nei gasteropodi *N.nitidus*, (TBT, <4 and 976 ng Sn g⁻¹, mentre DBT <4 fino a 1428 ng Sn g⁻¹). Le più basse concentrazioni sono state trovate nei gasteropodi raccolti nei canali lagunari (Figura 2.1.7), mentre l'incidenza percentuale relativa del DBT rispetto alla somma del TBT e DBT (Test U Mann-Whitney, p< 0.001) risulta significativamente alta nelle aree portuali, centro città e canali lagunari rispetto ai cantieri e marine, suggerendo una introduzione meno recente in quest'ultimi.

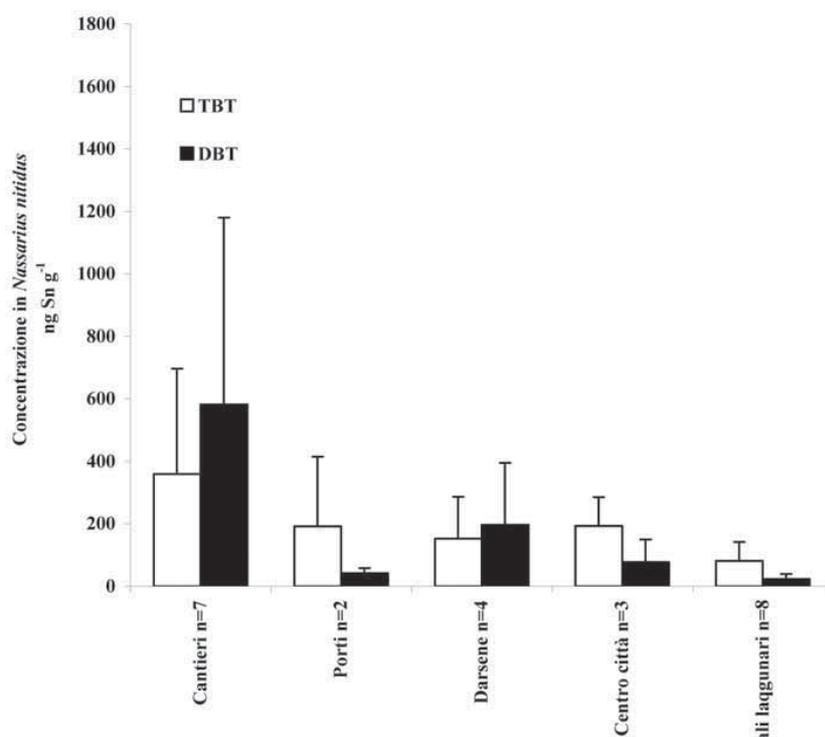


Figura 2.1.7- Concentrazioni di TBT e DBT in *Nassarius nitidus* nelle diverse tipologie di sito di campionamento nella laguna sud di Venezia

Le concentrazioni di TBT nei gasteropodi in questo lavoro hanno evidenziato valori molto simili o paragonabili a quelli determinati in aree prossime ad aree portuali, marine e cantieri di altri paesi europei (Bryan et al., 1993; Barroso et al., 2000; Barreiro et al., 2001). L'assenza di una relazione lineare tra la concentrazione di organostannici nei gasteropodi rispetto alle acque e sedimenti, suggerisce che la contaminazione avviene soprattutto attraverso la catena trofica piuttosto che dalla diretta esposizione all'acqua o ai sedimenti.

Infatti questi gasteropodi risultano essere degli organismi predatori che si nutrono di carcasse di animali e di bivalvi (Binato et al., 1998; Bortoli et al., 2003; Boscolo et al., 2004; Cacciatore, 2007). Le concentrazioni di TBT e DBT determinate in questo studio sono paragonabili o leggermente più alte rispetto a quelle rilevate in altre specie di gasteropodi *Hexaplex trunculus* (Neogastropoda, Muricidae) nel nord di Venezia Pellizzato et al. (2004).

La persistenza e la maggior concentrazione di TBT rispetto al DBT nei molluschi bivalvi *Mytilus galloprovincialis* determinata da Boscolo et al. (2004) nella stessa area di studio, suggerisce la limitata capacità dei bivalvi di metabolizzare questi composti rispetto ai gasteropodi e la loro capacità di accumulazione del contaminante (Laughlin and Linden, 1985; Wade et al., 1988). La significativa relazione tra TBT e DBT ed il maggior accumulo di DBT rispetto al TBT può indicare che questi organismi presentano un maggior metabolismo di questi contaminanti rispetto ai bivalvi.

Ciò non esclude che vi possano essere differenti fonti di contaminazione di DBT. Infatti il DBT viene utilizzato in molteplici applicazioni industriali (stabilizzatori nella sintesi del PVC e catalizzatori nella produzione dei poliuretani e resine silconiche (Fent, 1996).). Tuttavia dato che nella laguna sud le attività industriali risultano poco significative rispetto al bacino centro settentrionale si può ipotizzare che le concentrazioni di DBT presenti nel *N. nitidus* derivino da un processo di metabolismo del TBT.

Conclusioni

Il bacino meridionale della Laguna di Venezia presenta una persistente e diffusa contaminazione da organostannici sia nelle acque che nei sedimenti e nel biota, nonostante la regolamentazione del TBT nelle antivegetative quale biocida.

La diffusione dell'inquinante anche in siti non contaminati è stata facilitata dalla risospensione dei sedimenti determinata dall'aumento dell'attività antropica dovuta all'apertura di nuovi cantieri e darsene, alla costruzione del nuovo porto di Chioggia e delle barriere per la riduzione dell'impatto dell'alta marea su Venezia (Progetto MOSE) e dalla intensa attività di pesca delle vongole "filippine".

Le aree maggiormente contaminate risultano essere i cantieri e le zone portuali dove maggiore è stato l'uso di questi inquinanti in passato.

Siti	Anno	TBT ng SnL ⁻¹	Riferimenti bibliografici
Cantieri, Laguna sud Venezia, Italia	2003	10-24	Presente studio
Porti, Laguna sud Venezia, Italia	2003	237-586	Presente studio
Marine, Laguna sud Venezia, Italia	2003	273-572	Presente studio
Marine, Lucida, Slovenia	2002	500-600	Milivojevič Nemanič et al., 2002
Porti, Cote d'Azur, Francia	1995	7-459	Tolosa et al., 1996
Porti Europa	1980	10-1500	Alzieu, 1998

Tabella 2.1.5 - Concentrazione di TBT nelle acque in siti contaminati.

2.2 SPERIMENTAZIONE DI METODICHE ANALITICHE PER INQUINANTI PRIORITARI (DIR. 2000/60/CE): DETERMINAZIONE DI ALCHILFENOLI IN ACQUE, SEDIMENTI E BIOTA

Tratto da :

BERNARDELLO M., FORMALEWICZ M., GIANI M., 2008. Metodica Acque - Analisi di 4-n-nonilfenolo e 4-terz-ottilfenolo (ICRAM).
BERNARDELLO M., FORMALEWICZ M., FELLER A., GION C., 2009. Metodica Sedimenti - Analisi di 4-terz-ottilfenolo, 4-n-nonilfenolo e 4-n-nonilfenolo (ISPRA ex ICRAM).
BERNARDELLO M., FORMALEWICZ M., GION C., FELLER A., 2009. Metodica Biota - bioaccumulo in bivalvi - Analisi di 4-terz-ottilfenolo, 4-n-nonilfenolo e 4-n-nonilfenolo (ISPRA ex ICRAM).

Collaboratori: Dott. M. Bernardello, Dott.ssa M. Formalewicz, Dott. A. Feller, Dott.ssa C. Gion, M. Giani.

Attività svolta nell'ambito di:

PR 430 - METAN "Metodologie analitiche per sostanze di nuova introduzione". Finanziato da MATTM. Responsabile scientifico: C. Maggi.

Nel quadro di un più ampio programma di ricerca finalizzato alla sperimentazione di metodiche analitiche per sostanze prioritarie (P) e pericolose prioritarie (PP) nell'ambiente marino (Dir. 2000/60/CE, Decis. n. 2455/2001/CE), sono stati messi a punto e validati metodi per la determinazione di alchilfenoli nelle matrici acqua marina, sedimento e biota. I nonilfenoli (NP) e gli ottilfenoli (OP) costituiscono due gruppi di sostanze di formula generale HO-C₆H₄-C₉H₁₉ e HO-C₆H₄-C₈H₁₇ rispettivamente, presenti nell'ambiente acquatico come miscele complesse di isomeri che differiscono in base alla ramificazione e alla posizione della catena alchilica rispetto al gruppo fenolico. Questi composti derivano principalmente dalla degradazione di miscele dei corrispondenti alchilfenoli polietossilati di produzione industriale. Dopo uno studio preliminare sulle metodiche disponibili per gli analiti di interesse in varie matrici ambientali, condotto sulla letteratura scientifica e su metodi analitici normati, sono state selezionate e sperimentate in laboratorio diverse procedure (Isobe et al., 2001; Liu et al., 2004; Jin et al., 2004; ISO 18857-1:2005; BT/TF151 WI CSS99040; Ferrara et al., 2001; Wang et al., 2007). La ricerca ha consentito di mettere a punto metodiche per la determinazione di 4-terz-ottilfenolo (4-*t*-OP), 4-*n*-nonilfenolo (4-*n*-NP) e 4-n-nonilfenolo (4-NP; miscela di isomeri) in campioni di acque, sedimenti e biota (bivalvi), schematizzate di seguito.

Determinazione di alchilfenoli nelle acque: il metodo prevede una estrazione liquido-liquido con toluene, seguita da una purificazione su colonna di gel di silice.

Determinazione di alchilfenoli nei sedimenti: il metodo prevede una estrazione mediante ultrasuoni con una miscela *n*-esano : acetone, seguita da lavaggio degli estratti e purificazione mediante frazionamento

su colonna cromatografica con gel di silice.

Determinazione di alchilfenoli in bivalvi: il metodo prevede una estrazione mediante ultrasuoni con una miscela *n*-esano: acetone, seguita da purificazione per ripartizione liquido-liquido (acetonitrile : NaOH_{aq}) e quindi per frazionamento su colonna cromatografica (Florisil).

In tutti i metodi la determinazione quali-quantitativa è stata eseguita mediante gascromatografia accoppiata a spettrometria di massa (HRGC-LRMS), impiegando un analogo marcato come standard interno, sottoposto all'intera procedura. In assenza di materiali di riferimento certificati, le prestazioni delle metodiche (selettività, sensibilità, precisione e accuratezza) sono state verificate mediante prove su campioni delle matrici di interesse fortificati con gli analiti a varie concentrazioni, rappresentative dei livelli attesi nell'ambiente.

2.3 L'ISOLA DI USTICA: CONCENTRAZIONI DI IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI (IPA) NEI SEDIMENTI

Tratto da: BERTO D., CACCIATORE F., AUSILI A., SUNSERI G., BELLOCCI, L., G., FRIGNANI M., ALBERTAZZI S., GIANI M., 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from diffuse sources in coastal sediments of a not industrialised Mediterranean island. *Water, Air, and Soil Pollution*, DOI: 10.1007/511270-008-9904-8

Introduzione

L'isola di Ustica, trovandosi al centro di un complesso sistema di circolazione nel Tirreno meridionale ed essendo lontana da apporti fluviali e dagli insediamenti industriali ed urbani del continente, può essere considerata come un laboratorio naturale per il controllo dei processi di diffusione di inquinanti di origine antropica (e.g.: Bouloubassi et al., 2006 e riferimenti inclusi). Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono una vasta classe di composti organici, con proprietà mutagene e carcinogene (White, 1986), che possono accumularsi nelle diverse matrici (acqua, sedimenti e biota) del sistema acquatico (Baumard et al., 1998; Mastral et al., 2003). Molti studi hanno dimostrato che gli IPA possono essere facilmente trasportati da zone molto contaminate a zone remote attraverso processi di volatilizzazione e condensazione atmosferici. Nell'ambiente marino questi composti idrofobici, quindi poco solubili in acqua, possono dapprima adsorbirsi al materiale particellato sospeso marino e quindi mediante precipitazione arrivare ai sedimenti (Youngblood & Blumer, 1975; Fowler & Knauer, 1986; Raoux et al., 1999).

Gli IPA possono essere il risultato anche di processi naturali (incendi di foreste, eruzioni vulcaniche, e prodotti di degradazione del petrolio, diagenesi) o antropici (residui del gasolio, attività industriali gas naturale, sistemi di riscaldamento domestico ed inceneritori). Le sorgenti antropiche risultano essere quelle maggiormente coinvolte nella generazione di IPA tossici e non facilmente degradabili (Mastral et al., 2003; White, 1986). Concentrazioni elevate di questi composti sono state determinate in molte specie ittiche (Marsili et al., 2001) indicando quindi che gli IPA possono accumularsi nella catena trofica. L'obiettivo del presente lavoro è stato di studiare l'origine e valutare la concentrazione di idrocarburi policiclici aromatici (IPA), sia nei sedimenti superficiali che subsuperficiali, in un'area lontana dagli insediamenti industriali e civili quale l'isola di USTICA.

Materiali e metodi

I campionamenti dei sedimenti sono stati effettuati nel mese di ottobre 2003 con la nave oceanografica dell'ICRAM, "Astrea", in tre stazioni: A, a sud ovest, B, a nord, e C, a sud est dell'isola di Ustica (Mar Tirreno meridionale). I sedimenti sono stati prelevati mediante box corer alle profondità di 367, 364 e 372 m, rispettivamente per i siti A, B, C. I sedimenti sono stati sezionati in 6-7 livelli ciascuno di 1 cm, fino a raggiungere una profondità dalla superficie di circa 11 cm nel sito A e 9 cm nei siti B e C. L'analisi degli Idrocarburi policiclici aromatici (IPA) è stata effettuata nei sedimenti fino a circa 9-11 cm dalla superficie. I campioni sono stati conservati a -20°C. Prima dell'analisi i sedimenti sono stati liofilizzati, omogeneizzati e setacciati su un retino con maglie da 200 µm. Nei sedimenti sono stati determinati i contenuti percentuali del contributo di carbonio organico, inorganico ed azoto al fine di comprendere la natura chimica e le eventuali interazione degli IPA con i sedimenti. Per valutare il tasso di sedimentazione e la cronologia dei sedimenti l'attività di due radioisotopi (²¹⁰Pb e ¹³⁷Cs) è stata valutata lungo il profilo verticale del sedimento. Il metodo è discusso in dettaglio da Frignani et al. (2004). Le determinazioni degli IPA (14) sono state condotte mediante HPLC accoppiato a spettrofluorimetro.

Risultati

IPA concentrazioni

I sedimenti hanno evidenziato un elevato contenuto di carbonati (54-56%) ed una bassa concentrazione di carbonio organico (0,3-0,4 %). L'attività del ^{137}Cs e del ^{210}Pb nei sedimenti risulta molto bassa, con un ridotto tasso di accumulo ($0.02 \text{ cm anno}^{-1}$ in A, $0.04 \text{ cm anno}^{-1}$ in B e $0.07 \text{ cm anno}^{-1}$ in C). Le concentrazioni di IPA determinate nello strato superficiale dei sedimenti si presentano più elevate nel sito C ($57 \pm 42 \mu\text{g kg}^{-1}$), situato nella parte sud est dell'isola, rispetto ai siti B ed A (27 ± 9 e $19 \pm 4 \mu\text{g kg}^{-1}$, rispettivamente) che risultano molto basse (Figura 2.2.1). Le elevate concentrazioni nel sito C, prossimo al porto di Ustica, potrebbero essere determinate dall'influenza del traffico marittimo.

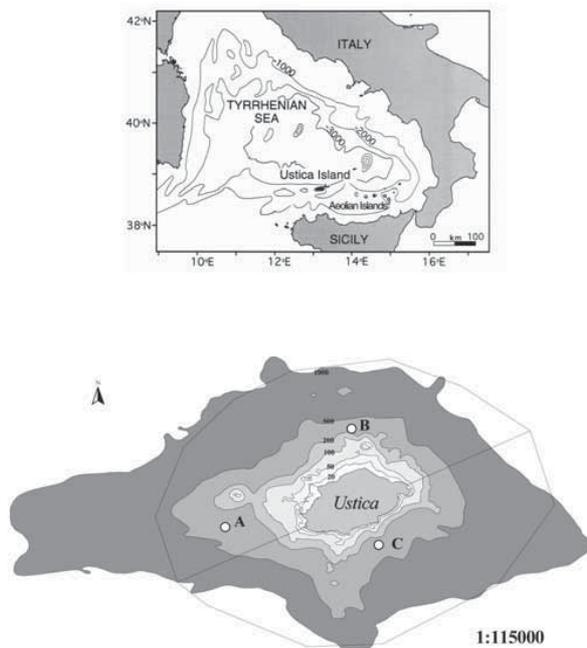


Figura 2.2.1 - Stazioni di campionamento nella fascia costiera circostante l'isola di Ustica.

Tuttavia le concentrazioni di IPA rilevate nei sedimenti in questo lavoro sono molto simili a quelle riportate da Lipiatou & Saliot (1997) per i sedimenti campionati lungo la costa delle isole Baleari ($\sim 30 \mu\text{g kg}^{-1}$) e della zona mediterranea del Marocco ($11-551 \mu\text{g kg}^{-1}$) da Pavoni et al. (2001).

Questi valori risultano molto bassi rispetto a quelli rilevati in siti prossimi a zone urbane e ad aree industriali del nord centro Europa ($45-13.000 \mu\text{g kg}^{-1}$, Baumard et al., 1998).

Un incremento della concentrazione di IPA lungo la costa del Mediterraneo meridionale, anche se supportato da un ridotto numero di studi, per il Marocco (Pavoni et al., 2001), per la Tunisia (Zaghden et al., 2007) e per l'Egitto (Aboul-Kassim & Simoneit, 1995), indica una contaminazione diffusa di questi inquinanti sia di origine nord europea ma anche sud africana.

Il profilo verticale sedimentario dell'isola di Ustica mostra un incremento delle concentrazioni di IPA nello strato superficiale, in particolare per quelli ad alto peso molecolare, soprattutto nel sito meridionale prossimo al porto di Ustica.

Fonti di IPA

La distribuzione degli IPA nell'ambiente è governata da proprietà cinetiche e termodinamiche e dalla natura stessa della sostanza organica.

Il calcolo di determinati indici, quali:

- il rapporto tra gli IPA a basso peso molecolare (BPM) e quelli ad alto peso molecolare (APM)
- il rapporto tra gli isomeri degli IPA, fenantrene ed antracene
- il rapporto tra gli isomeri degli IPA, fluorantene e pirene

risulta utile al fine di caratterizzare e meglio definire l'origine pirolitica o petrogenica degli IPA (Baumard et al., 1998).

A questo riguardo i bassi valori del rapporto tra gli IPA-BPM (che derivano da processi catagenetici che portano alla formazione del petrolio - proprietà termodinamiche) e quelli APM (che derivano da processi effettuati ad alte temperature di pirolisi della sostanza organica - proprietà cinetiche) evidenziano come i processi di combustione nei sedimenti dell'isola di Ustica risultano essere predominanti in particolare nello strato superficiale, mentre i processi petrogenici prevalgono negli strati subsuperficiali (Sicre et al., 1987; Budzinski et al., 1997). La concentrazione degli IPA-APM varia tra 0.5 e 52 $\mu\text{g kg}^{-1}$ e risulta in percentuale circa il 15-60 % della concentrazione totale degli IPA. Ciò sta ad indicare una recente contaminazione superficiale e anche che la deposizione atmosferica potrebbe essere una potenziale e non trascurabile fonte di contaminazione pirolitica di IPA di origine continentale.

L'aumento superficiale degli IPA-APM nei sedimenti di Ustica, in particolare nel sito C (sud-est), potrebbe essere dovuto alla vicinanza della città di Ustica e quindi alla presenza di effluenti delle acque reflue e alle attività marittime del porto.

Elevate percentuali degli IPA-APM (da 63 a 79%) sono state determinate anche da Gougou et al. (2000) in sedimenti superficiali del mediterraneo orientale (Isola di Creta). Anche per quest'area, non presentando attività locali di produzione di IPA, secondo l'autore, la contaminazione potrebbe derivare da un elevato trasporto e deposizione atmosferica dovuta ai processi pirolitici nord europei.

Tuttavia la preferenziale presenza nel profilo sedimentario di IPA-APM, prodotti dei processi di combustione, rispetto a quelli di IPA-BPM, di origine petrogenica, potrebbe derivare anche dal fatto che gli IPA-APM, risultano resistere maggiormente alla degradazione atmosferica rispetto agli IPA-BPM (Behymer & Hites, 1988).

I bassi rapporti tra gli isomeri Fenantrene /Antracene e Fluorene /Pirene determinati nello strato superficiale dei sedimenti di Ustica ne confermano l'origine pirolitica.

I tassi di sedimentazione di Ustica risultano essere molto bassi (5.3, 6.9 and 25.1 $\mu\text{g m}^{-2} \text{y}^{-1}$, rispettivamente nel sito A, B e C) paragonabili a quelli riportati da Bouloubassi et al. (2006) per il bacino centro occidentale, (Sardegna occidentale) e comparabili a quelli determinati dal Tolosa et al. (1996) per il bacino orientale ed occidentale del Mar Mediterraneo, in profondità. Il maggior accumulo è stato determinato per il sito C (Figura 2.2.2).

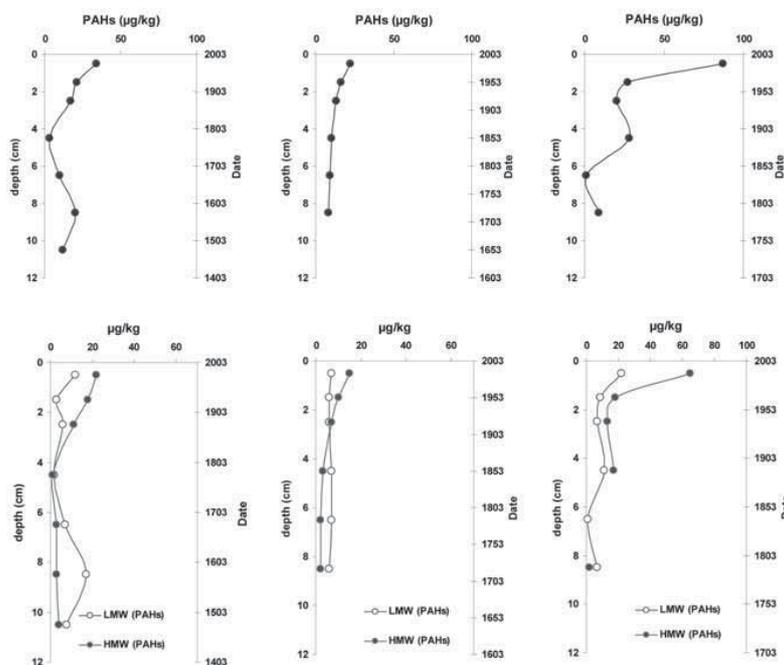


Figura 2.2.2- Profili verticali di idrocarburi aromatici policiclici nei sedimenti. Le concentrazioni totali sono riportate nei grafici superiori; quelli degli IPA a basso (LMW) ed alto peso molecolare (Hmw) nei grafici inferiori. I profili rappresentano: la stazione A (sinistra), B (centro), C (destra). Sull'asse delle ordinate è indicato anche l'anno in base ai tassi di accumulo nei sedimenti.

Conclusioni

Le concentrazioni determinate di IPA nei sedimenti di Ustica risultano inferiori o comparabili a quelle di altre aree del Mediterraneo, distanti da siti industriali ed urbani. La più probabile fonte di contaminazione di IPA potrebbe derivare da un elevato trasporto e deposizione atmosferica dovuta ai processi pirolitici nord europei. I rapporti della somma degli IPA BPM / APM e degli isomeri evidenziano che i processi di combustione risultano essere predominanti in particolare nello strato superficiale mentre i processi petrogenici prevalgono negli strati subsuperficiali.

Tuttavia la presenza degli IPA nei sedimenti dell'isola di Ustica è sintomatico di complesse interazioni tra le fonti primarie ed il loro trasporto atmosferico e nella colonna d'acqua. Questo studio evidenzia come sia di fondamentale importanza effettuare degli studi a lungo raggio per comprendere con maggior efficacia le variazioni temporali ed il trasporto degli inquinanti.

2.4 CARATTERIZZAZIONE CHIMICA DELLA SOSTANZA ORGANICA PARTICELLATA E DISCIOLTA NELLE ACQUE DELLA LAGUNA DI VENEZIA

Tratto da: GIANI M., BERTO D., SAVELLI F., RAMPAZZO F., SPANO, 2006. "Chemical characterization of dissolved and particulated organic matter in the waters of the Venice lagoon" *Corila Atti, Research Program 2004-2006*.

Introduzione

La distribuzione ed il contributo della materia organica particellata e disciolta nelle acque della laguna di Venezia, giocano un ruolo chiave nei processi che regolano la produzione ed il consumo di carbonio organico. Lo scopo di questo studio è stato quello di determinare la ripartizione fra il carbonio organico disciolto e particellato, quantificare la frazione di carboidrati e sostanze umiche disciolte e studiare l'origine di alcune frazioni della sostanza organica mediante l'utilizzo di rapporti fra gli isotopi stabili del carbonio ($\delta^{13}\text{C}$).

Materiali e metodi

I campionamenti sono stati effettuati in sei stazioni distribuite nella parte settentrionale e centrale del bacino lagunare veneto (Figura 2.4.1) durante 5 crociere, da ottobre 2004 a ottobre 2005.

Nei campioni d'acqua prelevati sono state condotte le analisi di carbonio organico disciolto (Sugimura & Suzuki, 1988), carbonio organico e azoto totale particellati (Nieuwenhuize *et al.*, 1994), carboidrati disciolti (Burney, Sieburth, 1977) e il rapporto degli isotopi stabili del carbonio $\delta^{13}\text{C}$ nel carbonio organico particellato (mediante spettrometro di massa per rapporti isotopici Delta Plus, Thermo Finnigan). Inoltre sono state estratte le sostanze umiche (frazioni umiche e fulviche) disciolte, e sono stati registrati gli spettri UV-VIS mediante uno spettrofotometro a doppio raggio ATI Unicam UV2 con cuvette in quarzo del cammino ottico di 1 e 5 cm nell'intervallo 200-700 nm.

I rapporti delle assorbanze A_{272}/A_{407} and A_{465}/A_{665} (Fookan & Liebezeit, 2000) sono stati usati per differenziare l'origine ed il grado di condensazione delle sostanze umiche (Schnitzer, 1971).

Risultati

Le concentrazioni più elevate di carbonio organico particellato e disciolto si sono osservate nel sito di S. Giuliano, che è influenzato dalle acque dolci e dagli scarichi urbani (DOC: $246 \pm 42 \mu\text{mol L}^{-1}$; n=5). Valori intermedi si sono osservati nelle stazioni di Marghera, Fusina, Palude della Rosa and Fanerogame, mentre i valori minori nella stazione lagunare Lido (DOC: $150 \pm 13 \mu\text{mol L}^{-1}$; n=5). I valori riscontrati in questa stazione sono comparabili con quelli riportati in bibliografia per le acque costiere del nord adriatico occidentale (Pettine *et al.*, 1998, Giani *et al.*, 2005).

Le concentrazioni di carbonio organico disciolto nella laguna di Venezia sono generalmente 1,3 volte maggiori rispetto a quelli riportati per le acque costiere del nord Adriatico occidentale (Pettine *et al.*, 1998, Giani *et al.*, 2005).

La distribuzione dei carboidrati disciolti è simile a quella del carbonio organico disciolto, con concentrazioni massime nella stazione di S. Giuliano ($39,1 \pm 12,9 \mu\text{mol C L}^{-1}$, n= 4) e minime nella stazione Lido ($23,4 \pm 9,8 \mu\text{mol C L}^{-1}$, n= 4). Inoltre alte concentrazioni di carboidrati disciolti si sono

osservate nelle stazioni di Palude della Rosa e Fanerogame. Le concentrazioni di carboidrati disciolti osservate sono state in media 3 volte più elevate rispetto a quelle riportate da Pettine e coautori (2001) per le acque costiere del nord adriatico.

Non si sono osservate correlazioni significative del carbonio organico e dei carboidrati disciolti con salinità e clorofilla-a. Una correlazione significativa tra carbonio organico disciolto nella colonna d'acqua e all'interfaccia acqua sedimento ($r^2=0.448$, $p<0.05$) (dati non pubblicati) suggerisce che un'elevata percentuale di DOC potrebbe essere imputabile alla risospensione dei sedimenti.

Le massime concentrazioni di carbonio organico particellato si sono osservate nella stazione di S. Giuliano, maggiormente influenzata dagli scarichi urbani (POC: $76\pm 11 \mu\text{mol L}^{-1}$, $n=5$). Le stazioni di Marghera, Fusina, Palude della Rosa e Fanerogame hanno presentato valori intermedi, mentre nella stazione di Lido si sono osservati i valori minimi ($35\pm 15 \mu\text{mol L}^{-1}$, $n=5$) (Figura 2.4.1), confrontabili con quelli tipici di aree costiere.

La frazione organica del particellato sospeso ha presentato valori del rapporto $\delta^{13}\text{C}$ più negativi nelle stazioni di Fusina e Marghera ($-24,3\pm 0,4$ e $-24,3\pm 1,2$ ‰, rispettivamente), rispetto alle altre stazioni (range di valori medi $-22,5$ - $-23,4$ ‰), indicando che una componente maggiore della sostanza organica potrebbe avere origine alloctona.

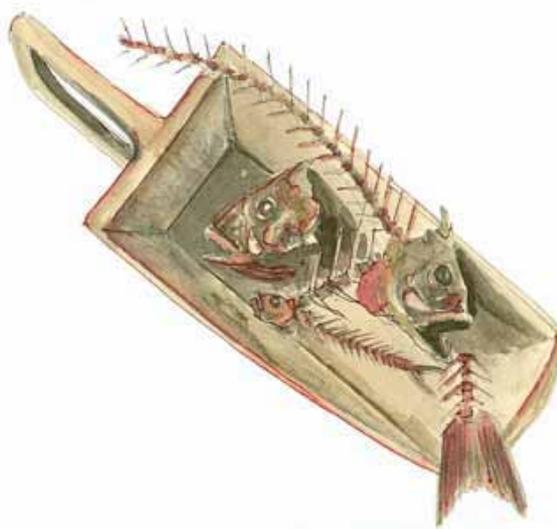
In Figura 2.4.1 è rappresentata la ripartizione fra la materia organica disciolta e particellata nelle acque lagunari delle stazioni esaminate. Le concentrazioni delle sostanze umiche disciolte nelle acque lagunari sono simili e presentano un'elevata variabilità stagionale con valori compresi tra $31,5\pm 34,9$ e $41,5\pm 16,8 \mu\text{mol C L}^{-1}$. In bibliografia è riportato come gli acidi fulvici siano più abbondanti degli umici nelle acque dolci produttive (Yacobi *et al.*, 2003). Il rapporto delle assorbanze a 465 e 665 nm A_{465}/A_{665} misurato negli acidi umici solubilizzati (Schnitzer, 1971) è inversamente correlato al grado di condensazione delle strutture aromatiche. I rapporti osservati si sono presentati differenti fra acidi umici e fulvici (rispettivamente $4,8 \pm 2,5$ e $3,4 \pm 2,7$) dimostrando un alto grado di condensazione delle strutture degli acidi umici e quindi un possibile contributo terrestre alla loro origine.

Conclusioni

Questo studio presenta una prima stima del contributo dei carboidrati e delle sostanze umiche alla materia organica disciolta nella laguna di Venezia.

I più alti apporti terrestri di carbonio organico si sono osservati nelle stazioni di San Giuliano, Marghera e Fusina. Elevati contenuti di carbonio organico nelle stazioni di Marghera e Fusina (dati non pubblicati) probabilmente derivanti da acque di scarico industriali, confermano i dati osservati nelle acque in questo lavoro.

La sostanza organica nella stazione Lido presenta caratteristiche più simili alle acque costiere che a quelle lagunari.



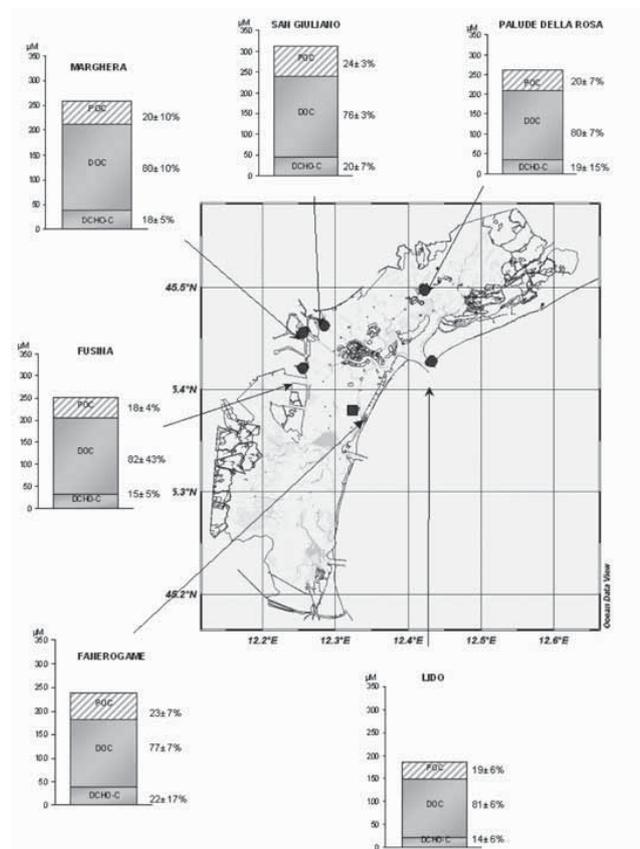


Figura 2.4.1 - Ripartizione fra la materia organica disciolta e particellata nelle acque lagunari delle stazioni esaminate. Sono riportate le concentrazioni medie di carbonio organico disciolto (DOC) e particellato (POC) ed i loro contributi relativi (%) al carbonio organico totale. Inoltre è indicato il contributo dei carboidrati disciolti al DOC.

Bibliografia

- ABALOS M, BAYONA JM, COMPAÑÓ R, GRANADOS M, LEAL C, PRAT MD, 1997. Analytical procedures for the determination of organotin compounds in sediment and biota: a critical review. *Journal of Chromatography A* 788, 1-49.
- ABOUL-KASSIM, T.A.T. AND SIMONETT, B.R.T., 1995. Petroleum Hydrocarbon Fingerprinting and Sediment Transport Assessed by Molecular Biomarker and Multivariate Statistical Analyses in the Eastern Harbour of Alexandria, Egypt. *Mar. Poll. Bull.* 30: 63-73.
- ALBALAT A, POTRYKUS J, PEMPKOWIAK J, PORTE C, 2002. Assessment of organotin pollution along the Polish coast (Baltic sea) by using mussels and fish as sentinel organisms. *Chemosphere* 47, 165-171.
- ALZIEU, C., 1998. Tributyltin: case study of a chronic contaminant in the coastal environment. *Ocean Coast. Manag.* 40, 23-36.
- ALZIEU, C., 2000. Impact of tributyltin on marine invertebrates. *Ecotoxicology* 9, 71-76.
- ARNOLD CG, WEIDENHAUPT A, DAVID MM, MULLER SR, HADERLEIN AB, SCHWARZENBACH R, 1997. Aqueous Speciation and 1-Octanol-Water Partitioning of Tributyl- and Triphenyltin: Effect of pH and Ion Composition. *Environmental Science and Technology* 31, 2596-2602.
- ARPAV, 2004. Studio triennale dell'accumulo di composti organostannici nell'ecosistema lagunare di Venezia. Rapporto finale -Dipartimento Provinciale di Venezia (http://www.arpa.veneto.it/dapve/docs/rel35_organostannici_laguna.zip).
- AXIAK, V., VELLA, A.J., AGIUS, D., BONNICI, P., CASSAR, G., CASSONE, R., CHIRCOP, P., MICALLEF, D., MINTOFF, B., SAMMUT, M., 2000. Evaluation of environmental levels and biological impact of TBT in Malta central Mediterranean. *Science Total Environ.* 258, 89-97.
- BARREIRO, R., GONZA'LEZ, R., QUINTELA, M., RUIZ, J.M., 2001. Imposex, organotin bioaccumulation and sterility of female *Nassarius reticulatus* in polluted areas of NW Spain. *Mar.Ecol. Progr. Ser.* 218, 203-212.
- BARROSO CM, MOREIRA MH, 2002. Spatial and temporal changes of TBT pollution along the Portuguese coast: inefficacy of the EEC directive 89/677. *Marine Pollution Bulletin* 44, 480-486.
- BARROSO CM, MENDO S, MOREIRA MH, 2004. Organotin contamination in the mussel *Mytilus galloprovincialis* from portuguese coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 48, 1145-1167.
- BARROSO, C.M., MOREIRA, M.H., GIBBS, P.E., 2000. Comparison of imposex and intersexes development in four prosobranch species for TBT monitoring of a southern European estuarine system (Ria de Aveiro, NW Portugal). *Mar.Ecol. Progr. Ser.* 201, 221-232.
- BAUMARD, P., BUDZINSKI, H., GARRIGUES, P., 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean sea. *Environ. Tox. Chem.* 17: 765-776.
- BEHYMER, T.D., HITES, R.A., 1988. Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on fly ash. *Environ. Sci. Technol.* 22 : 1311-1319.

- BERNARDELLO M., 2009. Studio sulla distribuzione e sull'impatto di inquinanti nell'ambiente marino. *Tesi di Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali. Università Ca' Foscari di Venezia.*
- BERTO D, GIANI M, BOSCOLO R, COVELLI S, GIOVANARDI O, MASSIRONI M, GRASSIA L, 2007. Organotins (TBT and DBT) in water, sediments, and gastropods of the southern Venice lagoon (Italy). *Marine Pollution Bulletin* 55, 425-435.
- BINATO, G., BIANCOTTO, G., PIRO, R., ANGELETTI, R., 1998. Atomic absorption spectrometric screening and gas chromatographic-mass spectrometric determination of organotin compounds in marine mussel: an application in samples from the Venetian Lagoon. *Fresenius Journ. Anal. Chem.* 361: 333-337.
- BORTOLI, A., TRONCON, A., DARIOL, S., PELLIZZATO, F., PAVONI, B., 2003. Butyltins and phenyltins in biota and sediments from the Venice Lagoon. *Oceanologia* 46: 7-23.
- BOSCOLO, R., CACCIATORE, F., BERTO, D., MARIN, M.G., GIANI, M., 2004. Contamination of natural and cultured mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Northern Adriatic sea by tributyltin and dibutyltin compounds. *Appl. Organ. Chem.* 18: 614-618.
- BOULOUBASSI, I, MÉJANELLE, L., PETE, R., FILLAUX, J., LORRE, A., POINT, V., 2006. Transport by sinking particles in the open Mediterranean Sea: A 1 year sediment trap study. *Mar.Poll. Bull.* 52: 560-571.
- BRYAN, G.W., BRIGHT, D.A., HUMMERSTONE, L.G., BURT, G.R., 1993. Uptake, tissue distribution and metabolism of ¹⁴C-labelled tributyltin (TBT) in the dog-whelk, *Nucella lapillus*. *Journ.Mar. Biol. Assoc. UK* 73: 889-912.
- BT/TF151 WICSS99040 - 2007 (Project HORIZONTAL - Draft European Standard - Working Document). Soils, sludges and treated bio-waste - Determination of nonylphenols (NP) and nonylphenol-mono- and diethoxylates - Method by gas chromatography with mass selective detection (GC-MS) [http://www.ecn.nl/docs/society/horizontal/BT_TF151_WI_CSS99040_NP_\(E\)_2862007.pdf](http://www.ecn.nl/docs/society/horizontal/BT_TF151_WI_CSS99040_NP_(E)_2862007.pdf)
- BUDZINSKI, H., JONES, I., BELLOCQ, J., PIERRAD, C., GARRIGUES, P., 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Mar. Chem.* 58: 85-97.
- CACCIATORE, F., 2007. Esperimenti di trapianto di vongole (*Tapes philippinarum*) in Laguna di Venezia: contaminazione chimica e condizioni fisiologiche (in italian). Thesis, Università degli Studi di Padova, 131 pp.
- CARICCHIA A.M, CHIAVARINI S., CREMISINI C., FANTINI M, MORABITO R., 1992. *Science of the Total Environment* 121, 133-144.
- CARICCHIA A.M, CHIAVARINI S., CREMISINI C., MORABITO R., SCERBO R., 1991. *Analytical Science.* 7, 1193-1196.
- CARVALHO PN, PINTO LF, BASTOA MCP, VASCONCELOS MSD, 2007. Headspace solid-phase micro-extraction and gas chromatography-ion trap tandem mass spectrometry method for butyltin analysis in sediments: Optimization and validation. *Microchemical Journal* 87, 147-153.
- CEPE Antifouling Working Group, Final Report, EC Project No.96/559/3040/DEB/E2, 1999.
- CHIAVARINI, S., MASSANISSO, P., NICOLAI, P., NOBILI, C., MORABITO, R., 2003. Butyltins concentration levels and imposex occurrence in snails from the Sicilian coasts (Italy). *Chemosphere* 50: 311-319.
- CICERO, A.M., NONNIS, A., ROMANO, E., FINOIA, M.G., BERGAMIN, L., GRAZIOSI, M., BALOCCHI, C., FOCARDI, S., 2004. Detection of tributyltin (TBT) residues in Italian marine sediments. *Chem. Ecol.* 20: S319-S321.
- DE LA CALLE-GUNTINAS MB, SCERBO R, CHIAVARINI S, QUEUVAVILLER PH, MORABITO R, 1997. Comparison of derivatization methods for the determination of butyl- and phenyl-tin compounds in mussels by gas chromatography. *Applied Organometallic Chemistry* 11, 693-702.
- Decisione n. 2455/2001/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 20.11.2001, relativa all'istituzione di un elenco di sostanze prioritarie in materia di acque e che modifica la direttiva 2000/60/CE. GU L 331 del 15.12.2001, pag.1.
- DIEZ S, LACORTE S, VIANA P, BARCELO D, BAYONA JM, 2005. Survey of organotin compounds in rivers and coastal environments in Portugal 1999-2000. *Environmental Pollution* 136, 525-536. doi:10.1016/j.envpol.2004.12.011.
- DIEZ, S.M., ABALOS, M., BAYONA, J.M., 2002. Organotin contamination in sediments from the Western Mediterranean enclosures following 10 years of TBT regulation. *Water Res.* 36, 905-918.
- DOWSON PH, BUBB JM, LESTER JN, 1992. Organotin distribution in sediments and waters of selected east coast estuaries in the UK. *Marine Pollution Bulletin* 24, 492-498.
- DOWSON PH, BUBB JM, LESTER JN, 1996. Persistence and Degradation Pathways of Tributyltin in Freshwater and Estuarine Sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42, 551-562.
- EVANS SM, 1999. Tributyltin pollution: the catastrophe that never happened. *Marine Pollution Bulletin* 38, 629-636.
- FENT, K., 1996. Ecotoxicology of organotin compounds. *Critical Rev. Tox.* 26: 1-117.
- FERRARA F, FABIETTI F, DELISE M, PICCIOLI BOCCA A., FUNARI E., 2001. Alkylphenolic compounds in edible molluscs of the Adriatic Sea (Italy). *Environ. Sci. Technol.* 35, 3109-3112.
- FOOKEN U.& LIEBEZEIT G., 2000. Distinction of marine and terrestrial origin of humic acids in North Sea surface sediments by absorption spectroscopy. *Mar. Geol.*, 164: 173-181.
- FOWLER, S.W., KNAUER, G.A., 1986. Role of large particles in the transport of elements and organic compounds through the oceanic water column. *Progress Oceanogr.* 16: 147-194.
- FRIGNANI, M., SORGENTE, D., LANGONE, L., ALBERTAZZI, S., RAVAIOLI, M., 2004. Behaviour of Chernobyl radiocesium in sediments of the Adriatic sea off the Po River delta and the Emilia-Romagna coast. *J.Environ. Radioact.* 71, 299-312.
- GALLINA A, MAGNO F, TALLANDINI L, PASSALER T, CARAVALLI GU, PASTORE P, 2000. Simple and effective gas chromatographic mass spectrometric procedure for the speciation analysis of organotin compounds in specimens of marine mussels. An evaluation of the organotin pollution of the Lagoon of Venice. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 14, 373-378.
- GARAVENTA F, CENTANNI E, PELLIZZATO F, FAIMALI M, TERLIZZI A, PAVONI B, 2007. Imposex and accumulation of organotin compounds in populations of *Hexaplex trunculus* (Gastropoda, Muricidae) from the Lagoon of Venice (Italy) and Istrian Coast (Croatia). *Marine Pollution Bulletin* 54, 615-622.
- GIANI M., SAVELLI F, BERTO D., ZANGRANDO V., NISOVIĆNB. & VOJVODIŃV., 2005. Temporal dynamic of dissolved and particulate organic carbon in the northern Adriatic Sea in relation to the mucilage events. *Sci. Tot. Environ.*, 353, 126-138.
- GIBBS, P.E., BRYAN, G.W., PASCOE, P.L., BURT, G.R., 1987. The use of the dog-whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 67: 507-523.
- GIBSON CP, WILSON SP, 2003. Imposex still evident in Eastern Australia 10 years after tributyltin restrictions. *Marine Environmental Research* 55, 101-112.
- GOGOŪ, A., BOULOUBASSI, I., & STEPHANOŪ, E.G. (2000). Marine organic geochemistry of the Eastern Mediterranean. Aliphatic and

- polyaromatic hydrocarbons in Cretan Sea surficial sediments. *Mar Chem.* 68, 265–282.
- GOMEZ-ARIZA JL, MORALES E, GIRALDEZ I, 1998. Spatial distribution of butyltin and phenyltin compounds on the Huelva coast (Southwest Spain). *Chemosphere* 37, 937-950.
- GOMEZ-ARIZA JL, SANTOS MM, MORALES E, GIRALDEZ I, SANCHEZ-RODAS D, VIEIRA N, KEMP JF, BOON JP, TEN-HALLERS-TJABBES CC, 2006. Organotin contamination in the Atlantic Ocean off the Iberian Peninsula in relation to shipping. *Chemosphere* 64, 1100-1108.
- HASSAN, M.A., JUMA, H.A., 1992. Assessment of tributyltin in marine environment of Bahrain. *Mar. Poll. Bull.* 24: 408–410.
- HAWKINS SJ, GIBBS PE, POPE ND, BURT GR, CHESMAN BS, BARY S, PROUD SV, SPENCE SK, SOUTHWARD AJ, LANGSTON WJ, 2002. Recovery of polluted ecosystems: the case for long-term studies. *Marine Environmental Research* 54, 215-222.
- HEDGES, J.I., STERN, J.H., 1984. Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. *Limnol. Ocean.* 29: 657-663.
- HOCH M, 2001. Organotin in the environment - an overview. *Appl. Geochem.* 16, 719-743.
- HONG HH, TAKAHASHI S, MIN BY, TANABE S, 2002. Butyltin residues in blue mussels (*Mytilus edulis*) and arkshells (*Scapharca broughtonii*) collected from Korean coastal waters. *Environmental Pollution* 117, 475-486.
- HSIA MP, LIU SM, 2003. Accumulation of organotin compounds in Pacific oysters, *Crassostrea gigas*, collected from aquaculture sites in Taiwan. *The Science of the Total Environment* 313, 41-48.
- IMO, 2001. (International Maritime Organization) International Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships. Adottata il 05/10/2001, entrata in vigore il 17/09/2008. <<http://www.imo.org>> (visitato il 28/08/08).
- ISO 18857-1:2005. Water quality - Determination of selected alkyphenols - Part1: Method for non-filtered samples using liquid-liquid extraction and gas chromatography with mass selective detection.
- ISOBE T., NISHIYAMA H. NAKASHIMA A., TAKADA H., 2001. Distribution and behaviour of nonylphenol, octylphenol, and nonylphenol monoethoxylate in Tokyo metropolitan area: their association with aquatic particles and sedimentary distributions. *Environ Sci Technol* 35, 1041-1049.
- JIN X.L., JIANG G.B., HUANG G.L., LIU J.F., ZHOU Q.F., 2004. Determination of 4-tert-octylphenol, 4-nonylphenol and bisphenol A in surface waters from the Haihe River in Tianjin by gas chromatography-mass spectrometry with selected ion monitoring. *Chemosphere*, 56,1113–1119.
- KURIHARA R, SHIRAIISHI F, RAJENDRAN RB, TAO H, HORIGUCHI F, NAKATA K, HASHIMOTO S, 2007. Evaluation of ecotoxicity and fate of methylated butyltins in sediments and seawater from Tokyo Bay, Japan. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26, 2560-2566.
- LANGSTON WJ, POPE ND, 1995. Determinants of TBT adsorption and desorption in estuarine sediments. *Marine Pollution Bulletin* 31, 32-43.
- LAUGHLIN, R.B., LINDEN, O., 1985. Fate and effects of organotin compounds. *Ambio* 2: 88-94.
- LIPIATOU, E., SALIOT, A., 1991. Hydrocarbon contamination of the Rhone delta and the open western Mediterranean. *Mar.Poll.Bull.* 22, 297-304.
- LIU R., ZHOU J.L., WILDING A., 2004. Simultaneous determination of endocrine disrupting phenolic compounds and steroids in water by solid-phase extraction–gas chromatography–mass spectrometry. *J Chromatogr A*, 1022, 179-189.
- MARSILI, L., CARUSO, A., FOSSI, C., ZANARDELLI, M., POLITI, E., FOCARDI, S., 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in subcutaneous biopsies of Mediterranean cetaceans. *Chemosphere* 44: 147-154.
- MASTRAL, A.M., CALLÉN, M.S., LÓPEZ, J.M., MURILLO, R., GARCÍA, T., NAVARRO, M.V., 2003. Critical review on atmospheric PAH. Assesment of reported data in the Mediterranean basin. *Fuel Process. Technol.* 80: 183-193.
- MAY MING LAU, M., 1991. Tributyltin antifouling: a threat to the Hong Kong marine environment. *Archiv. Mar. Contamin. Toxicol.* 20 229-235.
- MCALLISTER, B.G., KIME, D.E., 2003. Early life exposure to environmental levels of the aromatase inhibitor tributyltin causes masculinisation and irreversible sperm damage in zebrafish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicol.* 65: 309–316.
- MEADOR, J.P., 1997. Comparative toxicokinetics of tributyltin in five marine species and utility in predicting bioaccumulation and acute toxicity. *Aquatic Toxicol.* 37: 307–326.
- MICHEL P, AVERTY B, 1999. Distribution and Fate of Tributyltin in Surface and Deep Waters of the Northwestern Mediterranean. *Environmental Science and Technology* 33, 2524-2528.
- MILIVOJEVIĆ NEMANIĆ T, LESKOVSEK H, HORVAT M, VRISER B, BOLJE A, 2002. Organotin compounds in the marine environment of the Bay of Piran, Northern Adriatic Sea. *Journal of Environmental Monitoring* 4, 426-430.
- MILIVOJEVIĆ NEMANIĆ T, MILAČIĆ R, ŠČANČAR J, 2008. A Survey of Organotin Compounds in the Northern Adriatic Sea. *Water, Air and Soil Pollution*. DOI: 10.1007/s11270-008-9770-4.
- MORABITO R, CHIAVARINI S, CREMISINI C, 1995. Speciation of organotin compounds in environmental samples by GC-MS. In: Quevauviller, Maier, Griepink (Eds.), *Quality Assurance for Environmental Analysis*, cap. 17, 435-464. Elsevier, Amsterdam.
- MORCILLO Y, ALBALAT A, PORTE C, 1999. Mussels as sentinels of organotin pollution: bioaccumulation and effects on P450-mediated aromatase activity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 1203-1208.
- MORCILLO Y, PORTE C, 1998. Monitoring of organotin compounds and their effects in marine molluscs. *Trends in Analytical Chemistry* 17, 109-116.
- NIJEUWENHUIZE J., MAAS E.M. & MIDDELBURG J.J., 1994. Rapid analysis of organic carbon and nitrogen in particulate materials. *Mar. Chem.*, 45: 217-224.
- OSPAR, 2004 - OSPAR/ICES Workshop on the evaluation and update of background reference concentrations (B/RCS) and ecotoxicological assessment criteria (EACs) and how these assessment tools should be used in assessing contaminants in water, sediment and biota - The Hague, 2004. Final Report ISBN 1-904426-52-2. (<http://www.ospar.org/>).
- PAGE, D.S., OZBAL, C.C., LANPHEAR, M.E., 1996. Concentration of butyltin species in sediments associated with shipyard activities. *Environ. Pollut.*, 237-243.
- PAGE DS, WIDDOWS J, 1991. Temporal and spatial variation in levels of alkyltins in mussel tissues: a ecotoxicological interpretation of field data. *Marine Environmental Research* 32, 13-129.
- PANNIER F, ASTRUC A, ASTRUC M, MORABITO R, 1996. Determination of Butyltin Compounds in Mussel Samples: A Comparative Study of Analytical Procedures. *Applied Organometallic Chemistry* 10, 471-476.
- PAVONI B, CENTANNI E, VALCANOVER S, FASOLATO M, CECCATO S, TAGLIAPIETRA D, 2007. Imposax levels and concentrations of organotin

- compounds (TBT and its metabolites) in *Nassarius nitidus* from the Lagoon of Venice. *Marine Pollution Bulletin* 55, 505-511.
- PAVONI, B., MECOZZI, M., BERTO, D., AUSILI, A., ROMANO, E., AMICI, M., ZHAROVA, N., AMATO, E., 2001. Environmental pollutants and organic carbon content in sediments from an area of the Moroccan Mediterranean coast. *Toxicol. Environ. Chem.* 84, 53-67.
- PELLIZZATO F, CENTANNI E, MARIN MG, MOSCHINO V, PAVONI B, 2004. Concentrations of organotin compounds and imposex in the gastropod *Hexaplex trunculus* from the Lagoon of Venice. *Science of the Total Environment* 332, 89-100.
- PETTINE M., PATROLECCO L., CAMUSSO M. & CRESCENZIO, S. 1998. Transport of carbon and nitrogen to the Northern Adriatic Sea by the River Po. *Estuar. Coast. Shelf Sc.* 46: 127-142.
- RAOUC, C., BAYONA, J.M., MIQUEL, J.C., TEYSSIE, J.L., FOWLER, S.W, LABAÍÉS, J., 1999. Particulate fluxes of aliphatic and aromatic hydrocarbons in near shore waters to the north-western Mediterranean Sea, and the effect of continental runoff. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 48: 605-616.
- RATO M, GASPAR MB, TAKAHASHI S, YANO S, TANABE S, BARROSO C, 2008. Inshore/offshore gradients of imposex and organotin contamination in *Nassarius reticulatus* (L.) along the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1323-1331.
- RIVARO P, FRACHE R, 2000. Extraction of butyltins from sediments and their determination by liquid chromatography interfaced to inductively coupled plasma atomic emission detector. *Annali di Chimica* 90, 299-306.
- RÜDEL H, LEPPER P, STEINHANSES J, SCHRÖTER-KERMANI C, 2003. Retrospective monitoring of organotin compounds in marine biota from 1985 to 1999: results from the German environmental specimen bank. *Environmental Science and Technology* 37, 1731-1738.
- SANTOS, M.M., VIEIRA, N., REIS-HENRIQUES, M.A., SANTOS, A.M., GOMEZ-ARIZAD, J.L., GIRALDEZ, I., TEN HALLERS-TJABBES, C.C., 2004. Imposex and butyltin contamination off the Oporto Coast (NW Portugal): a possible effect of the discharge of dredged material. *Environ. Internat.* 30: 793-798.
- ŠČANČAR J, ZULIANI T, TURK T, MILAČIČ R, 2007. Organotin compounds and selected metals in the marine environment of Northern Adriatic Sea. *Environmental Monitoring and Assessment* 127, 271-282.
- SCHNITZER M., 1971. Characterization of humic constituents by spectroscopy. In *Soil Biochemistry*, Vol. 2 (McLaren A.D. & Skujins J., eds). Marcel Decker, New York, pp. 60-95.
- SCHULTE-OEHLMANN, U., TILLMANN, M., MARKERT, B., OEHLMANN, J., WATERMANN, B., SCHERF, S., 2000. Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (Mollusca: Gastropoda) in the Laboratory. Part II: triphenyltin as a xenoandrogen. *Ecotoxicology* 9, 399-412.
- SHIM, W.J., HONG, S.H., YIM, U.H., KIM, N.S., OH, J.R., 2002. Horizontal and vertical distribution of butyltin compounds in sediments from shipyards in Korea. *Archives Environmental Contamination Toxicology* 43 : 277-283.
- SHIMASAKI, Y., KITANO, T., OSHIMA, Y., INOUE, S., IMADA, N., HONJO, T., 2003. Tributyltin causes masculinization in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 22: 141-144.
- SICRE, M.A., MARTY, J.C., SALIOT, A., APARICIO, X., GRIMALT, J., ALBAIGES, J., 1987. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in different sized aerosols over the Mediterranean Sea: occurrence and origin. *Atmosph. Environ.* 21: 2247-2259.
- SMEDES F, DE JONG AS, DAVIES IM, 2000. Determination of (mono-, di- and) tributyltin in sediments. Analytical methods. *Journal of Environmental Monitoring* 2, 541-549.
- STEWART, C., DE MORA, S.J., 1990. A review of the degradation of tri (n-butyl) tin in the marine environment. *Environ. Technol.* 11, 565-570.
- STRAND J, 2003. Ph.D. thesis. Coupling marine monitoring and risk assessment by integrating exposure, bioaccumulation and effect studies. A case study using the contamination of organotin compounds in the Danish marine environment. National Environmental Research Institute and Roskilde University, Denmark. (Disponibile all'indirizzo: <http://hdl.handle.net/1800/571>).
- STRAND J, JACOBSEN JA, 2005. Accumulation and trophic transfer of organotins in a marine food web from the Danish coastal waters. *The Science of the Total Environment* 350, 71-85.
- STRAND J, JACOBSEN JA, PEDERSEN B, GRANMO Å, 2003. Butyltin compounds in sediment and molluscs from the shipping strait between Denmark and Sweden. *Environmental Pollution* 124, 7-15.
- SUGIMIRA Y., SUZUKY Y., 1988. A high-temperature catalytic oxidation method for the determination of non-volatile dissolved organic carbon in seawater by direct injection of a liquid sample. *Mar. Chem.*, 24, 105-131.
- TALLMARK, B., 1980. Population dynamics of *Nassarius reticulatus* (Gastropoda, Prosobranchia) in Gullmar Fjord, Sweden. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 3, 51-62.
- TANABE S, 1999. Butyltin Contamination in Marine Mammals - A Review. *Marine Pollution Bulletin* 39, 62-72.
- TEN HALLERS-TJABBES CC, WEGENER JW, VAN HATTUM B, KEMP JF, TEN HALLERS E, REITSEMA TJ, BOON JP, 2003. Imposex and organotin concentrations in *Buccinum undatum* and *Neptunea antiqua* from the North Sea: relationship to shipping density and hydrographical conditions. *Marine Environmental Research* 55, 203-233.
- THURMAN E.M. & MALCOLM R.L., 1981. Preparative isolation of aquatic humic substances. *Environ. Sci. Technol.* 15: 463-466.
- TOLOSA, I., BAYONA, J.M., ALBAIGÉS, J., 1996. Aliphatic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Sulfur/Oxygen Derivatives in Northwestern Mediterranean Sediments: Spatial and Temporal Variability, Fluxes, and Budgets. *Environ. Sci. Technol.* 30, 2495-2503.
- TSUNOI S, MATOBA T, SHIOJI H, HUONG GIANG LT, HARINO H, TANAKA M, 2002. Analysis of organotin compounds by Grignard derivatization and gas chromatography-ion trap tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 962, 197-206.
- UE, 2000. Unione Europea. Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. *Gazzetta Ufficiale dell'UE*, L 327, 22.12.2000, p. 1-73.
- UE, 2003. Unione Europea. Regolamento (CE) n. 782/2003 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 14 aprile 2003 sul divieto dei composti organostannici sulle navi. *Gazzetta Ufficiale dell'UE*, L 115, 9.5.2003, p. 1-11.
- UE, 2008. Unione Europea. Direttiva 2008/105/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 16 dicembre 2008 relativa a standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive del Consiglio 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE e 86/280/CEE, nonché modifica della direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio. *Gazzetta Ufficiale dell'UE*, L 348, 24.12.2008, p. 84-97.
- VENKATESAN MI, CHALAUX N, BAYONA JM, ZENG E, 1998. Butyltins in sediments from Santa Monica and San Pedro basins, California. *Environmental Pollution* 99, 263-269.
- VIGLINO L, PELLETIER E, ST.-LOUIS R, 2004. Highly persistent butyltins in northern marine sediments : a long-term threat for the

- Saguenay Fjord (Canada). *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 2673-2681.
- WADE, T.L., GARCIA-ROMERO, B., BROOKS, J.M., 1988. Tributyltin contamination in bivalves from United States Coastal Estuaries. *Environ. Technol.* 22: 1488-1493.
- WANG J., DONG M., SHIM W. J., KANNAN N., LI D., 2007. Improved cleanup technique for gas chromatographic-mass spectrometric determination of alkylphenols from biota extract. *J Chromatogr A* 1171, 15-21.
- WHITE, K.L., 1986. An overview of immunotoxicology and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Carcin. Rev.* 2: 163-202.
- YACOBI Y.Z., ALBERTS J.J., TAKACS M.& McELVAINE M., 2003. Absorption spectroscopy of colored dissolved organic carbon in Georgia (USA) rivers: the impact of molecular sizes distribution. *J. Limnol.*, 62 (1): 41-46.
- YEBRA, D.M., KIIL, S., YEBRA, K.D.J., 2004. Antifouling technology- past, present and future steps towards efficient and environmentally friendly antifouling coatings. *Progr. Org. Coat.* 50:75-104.
- YOUNGBLOOD, W.W., BLUMER, M., 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment: homologous series in soils and recent sediments. *Geochim. Cosmochim.* A39: 1303-1314.
- ZAGHDEN, H., KALLEL, M., ELLEUCH, B., OUDOT, J., SALIOT, A., 2007. Sources and distribution of aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in sediments of Sfax, Tunisia, Mediterranean Sea. *Mar. Chem.* 105:70-89.
- ZANON F, RADO N, CENTANNI E, ZHAROVA N, PAVONI B, 2009. Time trend of Butyl- and Phenyl-Tin contamination in organisms of the Lagoon of Venice (1999-2003). *Environmental Monitoring and Assessment*, 152, 35-45.



PARTE 3. PREVENZIONE E MITIGAZIONE DEGLI IMPATTI

Introduzione

Il Dipartimento “Prevenzione e mitigazione degli impatti” cura, in vista della salvaguardia e della valorizzazione della fascia costiera, le attività e i progetti finalizzati alla prevenzione e mitigazione degli impatti delle attività economiche ed antropiche che si svolgono nei territori costieri, nelle lagune ed in mare; le attività e i progetti finalizzati alla eliminazione o riduzione degli effetti di emergenze in mare; le attività e i progetti finalizzati al ripristino dei siti inquinati.

Nella laguna di Venezia, in virtù del complesso contesto ambientale e socio economico, si esprime il culmine nazionale della contrapposizione tra bellezza e naturalità dei suoi habitat e sfruttamento e alterazione dei medesimi a causa di usi antropici di differente origine. Al fine di vigilare, studiare e rendere sostenibile nel tempo tale contrapposizione dal 2000 il Dipartimento “Prevenzione e mitigazione degli impatti” di ICRAM (oggi ISPRA), attraverso la STS di Chioggia, ha attivamente operato in numerosi programmi di ricerca e in attività di supporto istituzionale nel complesso scenario di attività di risanamento della laguna di Venezia. Vista la complessità e la multidisciplinarietà degli argomenti affrontati, il numero di progetti e convenzioni stipulate tra l’ICRAM e il Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e gli altri Enti istituzionali operanti nel territorio è andato crescendo, portando oggi a prefigurare numerosi e diversi ambiti di ricerca da sviluppare ed approfondire.

Il contesto ambientale e socio-economico lagunare ha visto ISPRA (ex-ICRAM) coinvolto in progetti vari sui temi della bonifica dei sedimenti, della morfologia e ripristino ambientale, della pesca e di uso delle risorse naturali, dei fattori di degrado ambientale e della qualità dell’ambiente acquatico.

Le principali attività svolte dal gruppo operativo di Chioggia, in collaborazione con la sede centrale, si inseriscono nella problematica generale di Attività di risanamento della laguna di Venezia e in particolare si inseriscono in quattro filoni:

1. ATTIVITÀ DI CARATTERIZZAZIONE E BONIFICA DEL SITO DI INTERESSE NAZIONALE DI PORTO MARGHERA in cui viene svolta Assistenza tecnico-scientifica al Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) con la partecipazione attiva ai tavoli tecnici di settore e vengono forniti gli strumenti tecnico-scientifici per gli iter istruttori approvativi. Per ruolo Istituzionale sono forniti piani di caratterizzazione e progetti di bonifica e grazie agli approfondimenti scientifici in contesti nazionali ed internazionali sono proposti interventi sito specifici innovativi.
2. IMPLEMENTAZIONE DELLA DIRETTIVA 2000/60/CE ambito nel quale attraverso il supporto tecnico nazionale al Ministero dell’Ambiente in particolare per gli ambienti di transizione, sono fatte applicazioni dirette nel contesto veneziano attraverso l’impostazione degli interventi di salvaguardia lagunare in linea con gli obiettivi di qualità dettati dalla Direttiva stessa.
3. MONITORAGGIO, SALVAGUARDIA E RIQUALIFICAZIONE DELLA LAGUNA DI VENEZIA, filone nel quale rientrano tutte le attività di monitoraggio e analisi della qualità lagunare nelle differenti matrici acqua, sedimento e biota nonché l’interazione tra queste e le componenti morfologiche e idrauliche anche in funzione degli impatti derivanti da usi antropici quali la pesca alle vongole con mezzi meccanici.
4. INDAGINI AMBIENTALI PER INTERVENTI ANTROPICI settore nel quale le attività di monitoraggio e studio del territorio indicano le modalità migliori di attuazione degli interventi umani, quali l’interramento di cavi o la rimozione di relitti, limitando gli impatti nel delicato sistema della laguna di Venezia

Tali attività vengono condotte in supporto alle Amministrazioni Pubbliche centrali e locali e in questi settori si sono anche consolidate strette collaborazioni con le Università locali, Istituti di ricerca, con l’Arpa-Veneto, il Commissario per i canali portuali, il Magistrato alle Acque di Venezia e il Consorzio Venezia Nuova, la Regione Veneto, la Provincia di Venezia e il GRAL.

Il capo dipartimento Prevenzione e Mitigazione degli Impatti

Dr. M. Gabellini



3. PREVENZIONE E MITIGAZIONE DEGLI IMPATTI

3.1 ATTIVITÀ DI CARATTERIZZAZIONE E BONIFICA DEL SITO DI INTERESSE NAZIONALE DI PORTO MARGHERA

A cura di: *Dott.ssa Rossella Boscolo Brusà, Dott. Michele Cornello, Dott. Ing. Alessandra Feola, Dott. Ing. Andrea Bonometto*

3.1.1 Indagine conoscitiva sulla qualità dei sedimenti e delle acque industriali di Porto Marghera.

Tratto da:

ICRAM - MAV, 2006. ISAP indagine sui sedimenti e sulle acque dei canali di Porto Marghera e delle aree lagunari antistanti - caratterizzazione dei sedimenti - rapporto finale - elaborato b/1 - test ecotossicologici - relazione tecnica. Antonella Ausili, Massimo Gabellini, Luciano De Propris, Elena Mumelter, Fulvio Onorati, Rossella Boscolo, Michele Cornello, Alessandro Di Filippo, Olga Faraponova, Roberta Girardi, Davide Meloni, Elena Romano, Giordano Ruggero, Angela Sarni.

ICRAM - MAV, 2006. ISAP indagine sui sedimenti e sulle acque dei canali di Porto Marghera e delle aree lagunari antistanti - caratterizzazione dei sedimenti - rapporto finale - elaborato d/1 - caratterizzazione del biota (mitili) - relazione tecnica. Antonella Ausili, Massimo Gabellini, Luciano De Propris, Elena Mumelter, Laila Baklouti, Marco Bernardello, Jessica Bianchi, Rossella Boscolo, Federica Cacciatore, Michele Ceccarelli, Giuseppina Ciuffa, Andrea Colasanti, Michele Cornello, Cristiano Corsi, Antonella Cozzolino, Laura Criscuoli, Manuela Dattolo, Andeka De La Fuente, Roberta Girardi, Chiara Maggi, Silvia Mariotti, Davide Meloni, Fulvio Onorati, Elena Romano, Giulio Sesta, Antonella Tornato.

ICRAM - MAV, 2006. ISAP indagine sui sedimenti e sulle acque dei canali di Porto Marghera e delle aree lagunari antistanti - Supervisione alle Attività di caratterizzazione dei sedimenti - relazione. Antonella Ausili, Massimo Gabellini, Luciano De Propris, Elena Mumelter, Michele Cornello, Davide Meloni, Elena Romano, Rossella Boscolo, Fulvio Onorati.

Attività svolta nell'ambito:

della Convenzione tra Consorzio Venezia Nuova e ICRAM "ISAP - Indagine sui sedimenti e sulle acque dei canali di Porto Marghera e delle aree lagunari antistanti" del luglio 2005.

La legge 9 dicembre 1998, n. 426 ha identificato l'area industriale di Porto Marghera come sito ad alto rischio ambientale ponendola al vertice dell'elenco di 15 siti di interesse nazionale da bonificare che ha costituito il primo nucleo del Programma Nazionale di Bonifica e di ripristino ambientale. Il successivo D.M.468/2001 ha individuato l'ICRAM quale soggetto incaricato della caratterizzazione delle aree marine e salmastre incluse nei siti di bonifica di interesse nazionale. Con lo scopo di conoscere lo stato di contaminazione delle matrici ambientali sedimento, acqua e biota all'interno del Sito Industriale di Porto Marghera, il Magistrato alle Acque di Venezia ha incaricato il proprio concessionario Consorzio Venezia Nuova di attuare un piano di caratterizzazione dei canali industriali e delle aree lagunari prospicienti Porto Marghera.

Le attività svolte da ICRAM nell'ambito dello "Studio ISAP - indagine sui sedimenti e sulle acque dei canali di Porto Marghera e delle aree lagunari antistanti" sono state:

- redazione del disciplinare tecnico per il piano di caratterizzazione in collaborazione con il Magistrato alle Acque (SAMA);
- supervisione e assistenza al campionamento del sedimento;
- esecuzione dei saggi eco-tossicologici;
- esecuzione delle analisi di bioaccumulo;
- organizzazione della banca dati.

Durante le attività di campagna, avviate il 29/03/2005 e concluse il 15/09/2005, sono state prelevate 239 carote di lunghezza compresa tra 2 e 10 m ubicate all'interno dei canali industriali e nelle aree lagunari prospicienti il complesso industriale (Figura 3-1-1).

Per ciascuna carota era previsto, a meno di osservazioni particolari sulla stratigrafia, che il prelievo dei campioni per le determinazioni chimico-fisiche avvenisse su livelli standard come di seguito riportato (vedi Figura 3-1-2):

- carote da 2 a 3 m
0-50 cm, 50-70 cm, 100-120 cm, 160-180 cm, 220-240 cm, 280-300 cm;
- carote da 4 a 10m
oltre ai livelli su descritti, il prelievo degli ultimi 20 cm per ogni metro aggiuntivo al terzo (es. 380-400, 480-500, etc).

I campioni di sedimento prelevati sono stati sottoposti all'indagine dei parametri riportati in Tabella 3-1-1 dove sono descritte, oltre alla tipologia, anche la numerosità delle analisi eseguite.



Figura 3-1-1. Localizzazione dei punti di prelievo del sedimento nei canali industriali di Porto Marghera.

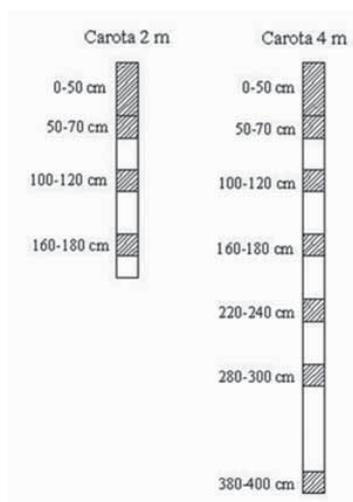


Figura 3-1-2. Livelli da prelevare dalle carote da 2 e 4 metri per le determinazioni chimico-fisiche.

ANALISI SUI SEDIMENTI	Specifiche	n. campioni analizzati
Granulometria		755
Contenuto d'acqua		755
Peso specifico		755
pH e potenziale redox		1309
TOC - Carbonio organico totale		755
Elementi in tracce: Al, As, Cd, Cr tot, Fe, Hg, Ni, Pb, Cu, V, Zn		755
Idrocarburi totali \leq C12		755
Idrocarburi totali $>$ C12		755
PCB	sommatoria dei seguenti congeneri: 28, 52, 77, 81, 95, 99, 101, 105, 110, 118, 126, 128, 138, 146, 149, 151, 153, 156, 169, 170, 177, 180, 183, 187.	755
IPA	somma delle concentrazioni delle seguenti sedici specie: Acenaftene, Acenaftilene, Antracene, Benzo(k) fluorantene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(a)antracene, Benzo(a)pirene, Benzo(g,h,i)perilene, Crisene, Dibenzo(a,h)antracene, Fluorantene, Fluorene, Indeno(1,2,3 cd)pirene, Naftalene, Fenantrene, Pirene.	755
Azoto totale		755
Fosforo totale		755
Cianuri liberi		755
Floruri		755
Se, Sb		378
Pesticidi Organoclorurati	somma delle concentrazioni di: aldrin, α -esaclorocicloesano, β -esaclorocicloesano, γ -esaclorocicloesano, DDT, DDD, DDE, dieldrin.	378
Pentaclorofenolo		378
BTEX	Benzene, Toluene, Etilbenzene e Xileni	378
Alifatici clorurati cancerogeni	Clorometano, diclorometano, triclorometano, cloruro di vinile, 1,2-dicloroetano, 1,1-dicloroetilene, 1,2-dicloropropano, 1,1,2-tricloroetano, tricloroetilene, 1,2,3-tricloropropano, 1,1,2,2-tetracloroetano, tetracloroetilene.	378
Diossine e furani	"Procedimenti analitici adottati per il rilevamento di microinquinanti in sedimenti lagunari" Rapporto ISTISAN 99/28 Istituto Superiore di Sanità. Come riportato sul D.M. 06/11/03 n.367.	378
Co, Mn, Cr VI		150
Fenoli	Metilfenolo (o-,m-,p-), fenolo.	150
Amianto		75
Clorobenzeni	sommatoria delle concentrazioni di: monoclorobenzene, 1,2-diclorobenzene, 1,4-diclorobenzene, 1,2,4-triclorobenzene, 1,2,4,5-tetraclorobenzene, pentaclorobenzene, esaclorobenzene.	150
Nitrobenzoni	sommatoria delle concentrazioni di: nitrobenzene, 1,2-dinitrobenzene, 1,3-dinitrobenzene, cloronitrobenzoni (ovvero: 2-cloronitrobenzene, 3-cloronitrobenzene, 4-cloronitrobenzene).	150
Composti organo stannici	sommatoria di mono-, di- e tri-butilstagno	75
Analisi microbiologiche sui sedimenti	Streptococchi fecali, salmonella, spore di clostridi solfito riduttori, <i>Escherichia coli</i>	75
Analisi mineralogiche		20

Tabella 3-1-1. Analisi previste sulla matrice sedimento nell'ambito dello studio ISAP.

Ecotossicologia

Il Piano di caratterizzazione prevedeva che su 41 campioni di sedimento fossero effettuati dei saggi ecotossicologici. La batteria di saggi utilizzata era costituita complessivamente da 4 specie, comprendenti il batterio *Vibrio fischeri* (Microtox), le alghe unicellulari *Dunaliella tertiolecta* e *Phaeodactylum tricornerutum* ed il crostaceo copepode *Tigriopus fulvius*, rappresentanti rispettivamente di decompositori, produttori primari e consumatori.

Tutti gli organismi indicati rispondono ai principali requisiti che ne stabiliscono l'idoneità come specie target: ampia diffusione in natura, grande rilevanza ecologica, adattabilità alle condizioni di laboratorio, breve ciclo vitale, maneggevolezza e sensibilità ai contaminanti (Walsh, 1988; Lambertson et al., 1992; USEPA, 1994).

Dai 41 campioni di sedimento marino destinati alle analisi ecotossicologiche sono state ottenute e saggiate due matrici: elutriato e fase solida. L'elutriato, fornisce indicazioni sulla frazione idrosolubile dei contaminanti, che per agitazione meccanica viene estratta in acqua e rappresenta la matrice più indicativa in caso di movimentazione dei fondali marini (USEPA, 1991); la fase solida fornisce informazioni circa quella frazione di contaminanti che per natura chimica (polarità, solubilità, adsorbimento, grado di complessazione con la sostanza organica, ecc.), rimane legata alle particelle di sedimento.

Il sistema Microtox è stato utilizzato su entrambe le matrici, per un totale di 82 saggi, mentre le altre 3 specie sono state utilizzate per testare unicamente l'elutriato.

Vibrio fischeri (sistema Microtox)

V. fischeri è un batterio marino Gram-negativo ed eterotrofo, cosmopolita, ma con maggior diffusione nelle fasce temperate e subtropicali. Il sistema Microtox è un test biologico di tossicità acuta basato sull'utilizzo della bioluminescenza naturale di questo batterio. Poiché in presenza di contaminanti l'emissione di luce diminuisce, la misura dell'eventuale inibizione della bioluminescenza, a seguito dell'esposizione del batterio ad una sostanza nota o ad un campione naturale di acqua o sedimento, consente di valutare il grado di tossicità acuta della sostanza o della matrice testata. In linea generale è stata adottata una procedura riconducibile al protocollo ISO (2004), specifico per batteri liofilizzati, utilizzando i metodi della casa produttrice (Azur Environmental, 1995a,b) in acqua di mare sintetica ISO al 35‰, anziché al 31‰. I saggi biologici sono stati completati entro 24 h dal scongelamento dei campioni.

Le risposte ecotossicologiche mostrate dal batterio rispetto alle due matrici testate sono state piuttosto omogenee. La maggior parte dei campioni, infatti, ha mostrato evidenti riduzioni della bioluminescenza sia nella matrice liquida, sia in quella solida, suggerendo l'ipotesi di una presenza importante di miscele complesse di contaminanti presenti in forma biodisponibile per il batterio marino. Su un totale di 41 coppie di campioni esaminati solo 6 non hanno mostrato effetti acuti evidenti in entrambe le matrici; e tali campioni afferiscono a livelli di sedimento non superficiale.

Dunaliella tertiolecta e *Phaeodactylum tricornerutum*

D. tertiolecta Butcher è un'alga monocellulare appartenente al gruppo delle *Cloroficee* (alghe verdi), mentre *Phaeodactylum tricornerutum* Bohlin è una diatomea marina unicellulare. Il principio del test consiste nell'esporre una coltura algale pura in fase di crescita esponenziale a concentrazioni note di campione, in condizioni fisico-chimiche standardizzate e con un definito ed omogeneo apporto di nutrienti. Al termine del periodo d'incubazione viene confrontata la crescita algale nel campione con quella del controllo. I saggi biologici sono stati eseguiti seguendo i protocolli ISO (1995, 2005) e ARPAT (1998, 2003), con alcune modifiche specifiche.

La tipologia prevalente di effetto rilevato è stato quello tossico, inibente la crescita di *D. tertiolecta*. Tale effetto ha coinvolto anche gli strati di sedimento più profondi. Le risposte ecotossicologiche osservate con *P. tricornerutum* negli stessi campioni sono risultate complessivamente meno evidenti. Inoltre, alcuni dei campioni indagati hanno prodotto un significativo effetto biostimolante, più marcato per *P. tricornerutum* rispetto a *D. tertiolecta*. A questo riguardo bisogna dire che, in generale, sulla superficie dei sedimenti si verifica la maggior parte dei processi chimico-biologici responsabili dell'accumulo di nutrienti di azoto e fosforo e di possibili fenomeni di biostimolazione dello sviluppo algale che costituiscono pur sempre un segnale di alterazione. Poiché nel presente studio sono stati rilevati effetti biostimolanti e tossici anche ai livelli di sedimento più profondi, si suppone una situazione di contaminazione pregressa diffusa nell'intera area indagata.

Tigriopus fulvus

T. fulvus Fischer è un crostaceo copepode arcticoide meio bentonico, ampiamente diffuso nell'area mediterranea. La specie è autoctona, eurialina ed euriterma e per le sue caratteristiche biologiche (durata del ciclo vitale, rapporto maschi/femmine, fecondità, produzione di uova), oltre alla facilità di manipolazione degli individui ed al mantenimento in laboratorio, viene ritenuta idonea all'impiego come specie target nei test e nei saggi ecotossicologici (ISO/FDIS, 1999; Faraponova et al., 2003; 2005).

Le larve nauplio con una età massima di 24 ore sono state sottoposte ad un periodo di esposizione di 96h, al termine del quale sono stati conteggiati gli organismi immobilizzati/morti (previa stimolazione meccanica). L'analisi dei dati di sopravvivenza dei nauplii è stata effettuata valutando la significatività della differenza tra campione e controllo. Su un totale di 21 campioni analizzati, 6 hanno evidenziato una tossicità acuta significativa, causando una riduzione della sopravvivenza superiore al 10% rispetto al controllo. Anche per questo organismo tra i casi di tossicità acuta si annoverano campioni afferenti a strati di sedimento profondo.

Bioaccumulo

Il Piano di caratterizzazione, per valutare la biodisponibilità di alcuni inquinanti presenti nella colonna d'acqua, ha previsto il prelievo e l'analisi di campioni di mitili (*Mytilus galloprovincialis*) sia presenti naturalmente all'interno dei canali industriali sia provenienti da aree esterne al sito industriale e successivamente trapiantati all'interno dei canali.

Il campionamento dei mitili residenti è stato effettuato raschiando gli organismi in 4 stazioni identificate da strutture fisse (briccole) presenti all'interno dei canali industriali di Porto Marghera. Gli organismi da trapiantare sono stati, invece, prelevati da un allevamento esterno all'area industriale, nel canale di Val Grande nella laguna centrale, e posizionati in 8 stazioni prescelte. Gli individui da trapiantare sono stati posti all'interno di un tubolare di rete di nylon, comunemente usato nell'attività di mitilicoltura ("calze") e quindi appesi alle briccole collocate internamente ai canali industriali e lasciati in immersione per 7 settimane.

Per poter valutare i risultati delle analisi chimiche e per permettere il confronto qualitativo dei contaminanti accumulati negli organismi nativi e in quelli trapiantati è stato analizzato un campione dei mitili da trapiantare prima che il trapianto avvenisse; detto campione è definito di "bianco" ed è relativo al "tempo zero" cioè riferito antecedentemente alle condizioni sperimentali.

Le analisi chimiche hanno riguardato: elementi in tracce, pesticidi organo-clorurati, policlorobifenili, idrocarburi policiclici aromatici, composti organostannici, diossine e furani.

Per poter quantificare l'eventuale fenomeno di bioaccumulo verificatosi durante il periodo di esposizione è stato calcolato il rapporto tra la concentrazione tissutale di una determinata sostanza al termine del periodo di esposizione e quella relativa al tempo 0 (precedente il trapianto degli organismi), espresso come BAR (BioAccumulation Ratio), in accordo con Ruus et al. (2005). Relativamente ai mitili nativi è stato effettuato un confronto statistico "appaiato" tra i tenori medi delle sostanze presenti negli organismi trapiantati al termine del periodo di esposizione e quelli nativi per le stazioni nelle quali erano disponibili entrambe le tipologie di dati utilizzando un test-t per dati appaiati (Glantz, 1988).

Da un punto di vista qualitativo il calcolo del BAR evidenzia che durante il periodo di esposizione si sono verificati degli aumenti della concentrazione media tissutale nella maggior parte delle stazioni solo nel caso del Cd e del Pb. Mentre per lo zinco solo alcune stazioni hanno manifestato un aumento delle concentrazioni.

Nelle 4 stazioni interessate dall'analisi dei mitili residenti e di quelli trapiantati i confronti tramite test-t appaiato evidenziano una differenza statisticamente significativa solo per Cu e Fe, le cui concentrazioni risultano complessivamente superiori negli organismi nativi. Occorre tener presente tuttavia che a tali differenze seppur modeste, considerando i valori assoluti, contribuiscono certamente il diverso periodo di esposizione, la taglia media degli individui che risulta superiore per quelli trapiantati, nonché altri fattori biologici come la corrispondenza del periodo di esposizione con quello riproduttivo.

Per quanto riguarda i pesticidi la concentrazione tissutale di HCB, DDD e DDE è aumentata durante l'esposizione. Non si registrano comunque differenze statisticamente significative per i pesticidi tra organismi nativi e trapiantati.

In linea generale per quanto riguarda i PCB la concentrazione tissutale al termine del periodo di esposizione si è rilevata mediamente superiore a quella precedente il trapianto. Tale aumento, con l'eccezione dei congeneri 81 e 169, interessa tutti i PCB ricercati. Il confronto statistico tramite test-t per dati appaiati non evidenzia differenze statisticamente significative rispetto alla sommatoria dei PCB ricercati, suggerendo l'ipotesi di una situazione di sostanziale equilibrio tra i due gruppi di organismi, nonostante le differenze relative alla taglia ed al periodo di esposizione.

Si registra una tendenza generale dei mitili ad aumentare la propria concentrazione di IPA a seguito del periodo di esposizione. I congeneri per i quali tale fenomeno è risultato più evidente sono il benzo[a]pirene, il benzo[b]fluorantene, il benzo[a]antracene e il benzo[k]fluorantene. Non si riscontrano invece differenze complessive nella concentrazione assoluta degli IPA tra la popolazione residente e quella trapiantata, riferita alla sommatoria dei congeneri ricercati, suggerendo quindi l'ipotesi di una situazione di equilibrio raggiunta alla fine del periodo espositivo da parte degli individui trapiantati rispetto a quelli residenti.

In linea generale tutte le molecole di composti organostannici analizzati mostrano una tendenza al bioaccumulo, con valori medi relativamente più elevati per il DBT. Tale tendenza sembra generalizzata a tutte le stazioni di trapianto. Le concentrazioni assolute in termini di Sn totale relativo alla sommatoria di TBT, DBT e MBT tra gli organismi trapiantati e quelli residenti non evidenziano differenze statisticamente significative.

Per quanto riguarda le diossine e i furani tutti i mitili esposti hanno manifestato una tendenza al bioaccumulo piuttosto evidente, raggiungendo concentrazioni tissutali complessive (in termini di Tossicità Equivalente) mediamente 23 volte superiori agli individui del controllo antecedente il trapianto. L'aumento delle concentrazioni interessa prevalentemente i PCDF rispetto ai PCDD, con particolare riferimento ai congeneri: 2,3,7,8 TCDF; 2,3,4,7,8 PeCDF; 1,2,3,4,7,8 HxCDF.

Conclusioni

L'integrazione del dato chimico relativo al sedimento con le risposte ottenute dai saggi biologici e dalle analisi di bioaccumulo confermano la presenza di una contaminazione diffusa ed evidente tossicità in tutta l'area di Porto Marghera, che si aggrava in direzione sud-nord e inoltrandosi nei canali industriali. Altre aree critiche sono le isole delle Tresse e dei Serbatoi, che sono prospicienti il vecchio petrolchimico.

Il quadro che emerge è quello di un'area fortemente compromessa, anche nei livelli più profondi, dalla presenza di contaminanti idrofili, potenzialmente mobili verso la colonna d'acqua, come dimostrato dalle risposte degli organismi nei saggi sugli elutriati, ma anche da miscele complesse di inquinanti poco solubili associate direttamente al sedimento, come deducibile dagli esiti del saggio con *V. fischeri* sulla fase solida.

Inoltre, sulla base delle risposte complessive della batteria di saggi biologici applicata, è possibile localizzare i campioni con i maggiori livelli di tossicità in corrispondenza delle stazioni lungo i canali interni di Porto Marghera; mentre gli effetti tossici assenti nei riguardi della totalità o della gran parte dei saggi applicati sono riconducibili a stazioni situate all'esterno dei canali portuali.

Nei mitili si è osservato un generale bioaccumulo dei microinquinanti organici con particolare rilevanza dei furani (impronta della lavorazione industriale del cloro) senza che vi fossero significative differenze tra organismi nativi e trapiantati. Ciò sta ad indicare che i contaminanti organici accumulano velocemente in tali organismi.

3.1.2 Indagine conoscitiva sulla qualità delle matrici ambientali sedimento e biota nell'area lagunare antistante Porto Marghera

Tratto da:

ICRAM-MAV, 2007. Indagini e monitoraggi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - 1a fase (mapve1) - Attività A - Caratterizzazione dello stato delle matrici ambientali - Resoconto delle attività di supervisione e assistenza alle attività di campionamento del sedimento. Ausili A., Gabellini M., De Propriis L., Cornello M., Girardi R., Trincherà G., Calarco D.

ICRAM-MAV, 2007. Indagini e monitoraggi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - 1a fase (mapve1) - Attività B - Attività di monitoraggio per verificare gli effetti del prelievo della risorsa biologica e l'efficacia dei sistemi di mitigazione adottati - Resoconto delle attività di supervisione e assistenza alle attività di campionamento delle matrici ambientali. Ausili A., Gabellini M., De Propriis L., Cornello M., Boscolo R., Girardi R., Cacciatore F.

PORTO MARGHERA SERVIZI INGEGNERIA - MAV, 2007. Indagini e monitoraggi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - 1a fase (mapve1) - OP/399 - Attività B - Attività di monitoraggio per verificare gli effetti del prelievo della risorsa biologica e l'efficacia dei sistemi di mitigazione adottati - Rapporto finale sulla attività svolta per la valutazione degli effetti del

prelievo del novellame e dell'efficacia dei sistemi di protezione.

PORTO MARGHERA SERVIZI INGEGNERIA - MAV, 2008. Indagini e monitoraggi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - 1a fase (mapve1) - OP/399 - Attività A - Caratterizzazione dello stato delle matrici ambientali - Risultati della caratterizzazione dello stato delle matrici ambientali.

PORTO MARGHERA SERVIZI INGEGNERIA - MAV, 2008. Indagini e monitoraggi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - 1a fase (mapve1) - OP/399 - Attività A - Caratterizzazione dello stato delle matrici ambientali - Conclusioni sullo stato di qualità delle matrici ambientali e prospettive di intervento ed utilizzo dell'area.

Attività svolta nell'ambito:

- della Convenzione di Ricerca con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare "Programma di studio per il risanamento ambientale dell'area lagunare interdetta alla pesca tra Venezia e Porto Marghera" del 23/02/2006 - Scheda Tecnica N. 1: Progettazione preliminare degli interventi di bonifica dell'area lagunare interdetta la pesca antistante Porto Marghera.
- della Convenzione tra Consorzio Venezia Nuova e ICAM "Progetto indagini e monitoraggi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - 1 Fase" del febbraio 2007.

Il progetto MAPVE1 si colloca in seno all'accordo di programma siglato il 7 marzo 2006 tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e il Magistrato alle Acque di Venezia il cui scopo è il risanamento ambientale dell'area di circa 3450 ha interdetta alla pesca dei molluschi bivalvi con ordinanza sindacale e che comprende il perimetro del sito di interesse nazionale (SIN) di Venezia - Porto Marghera (Figura 3-1-3).

Il progetto è suddiviso nelle attività A e B: la prima è volta alla caratterizzazione dello stato chimico ed ecotossicologico dei sedimenti e alla valutazione della biodisponibilità dei contaminanti, mentre la seconda è indirizzata a verificare gli effetti delle attività di prelievo dei giovanili di vongola filippina (seme) e dei sistemi di protezione adottati per contenere la torbida generata dall'utilizzo degli attrezzi meccanici (v. par. 3.3.4).

L'esecuzione del progetto ha previsto uno stralcio attuativo della caratterizzazione ambientale e della sperimentazione per verificare gli effetti del prelievo delle vongole e l'efficacia dei sistemi di mitigazione adottati su una superficie di circa 1100 ha indicata in Figura 3-1-3.



Figura 3-1-3. Inquadramento dell'area di intervento dell'accordo di programma suddivisa in 4 lotti. Il lotto MAPVE 1 è già stato oggetto di caratterizzazione (nell'immagine sono evidenziati i punti di campionamento) ed è in corso la progettazione preliminare degli interventi di bonifica.

Caratterizzazione dello stato delle matrici ambientali

L'ICRAM ha prodotto un piano di caratterizzazione che è stato utilizzato come riferimento per l'esecuzione dell'opera da parte del soggetto attuatore, il Magistrato alle Acque di Venezia tramite il proprio concessionario Consorzio Venezia Nuova. L'ICRAM ha anche curato la supervisione delle attività di campo fornendo assistenza agli esecutori e operando direttamente eseguendo sia le analisi chimiche relative ai microinquinanti organici sia i saggi biologici.

Durante le attività di campionamento iniziate il 24/07/2006 e concluse il 10/11/06, sono state prelevate 268 carote di lunghezza compresa tra 0,5 e 2 m, per le quali si è previsto il prelievo dei campioni per le determinazioni chimico-fisiche su livelli standard come riportato di seguito (Figura 3-1-4):

- carote da 0,5 m sui bassofondi (n. 49)
0-25 cm, 25-50 cm;
- carote da 1 m sui bassofondi (n. 168)
0-25 cm, 50-75 cm (i livelli 25-50 e 75-100 cm sono stati conservati senza essere analizzati);
- carote da 1 m sui canali (n. 32)
0-50 cm, 50-100 cm;
- carote da 2 m sui bassofondi (n. 12)
0-25 cm, 25-50 cm, 100-150 cm, 150-200 cm (i livelli 50-75 e 75-100 cm sono stati conservati senza essere analizzati);
- carote da 2 m sui canali (n. 7)
0-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm, 150-200 cm.

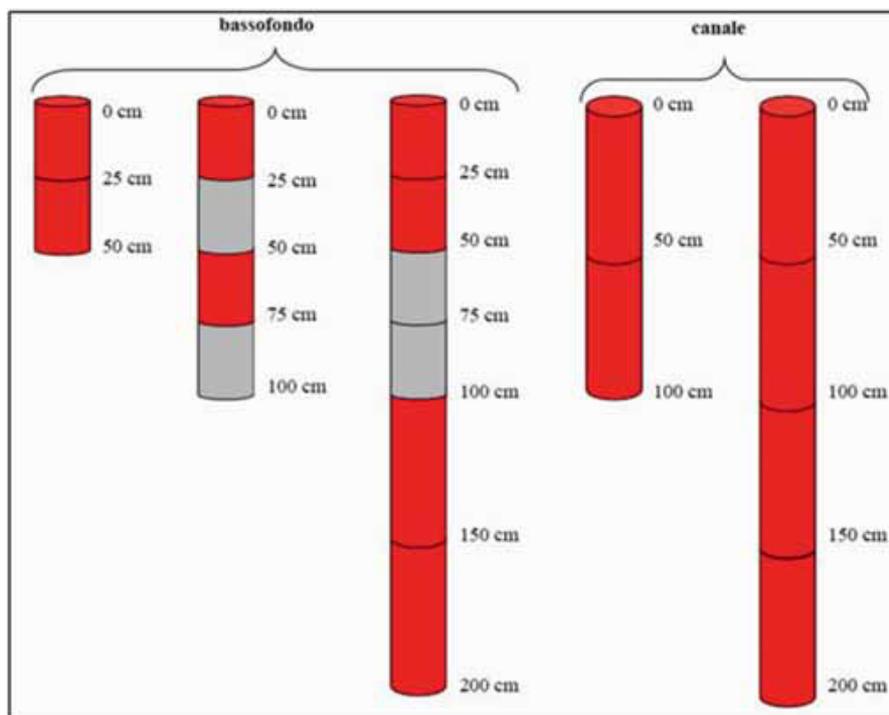


Figura 3-1-4. Prelievo dei campioni per le determinazioni chimico-fisiche su livelli standard nella caratterizzazione dell'area MAPVE1.

In Tabella 3-1-2 è riportato il numero dei campioni sui quali è stata eseguita la ricerca degli analiti specifici previsti nel piano.

PARAMETRO	Specifiche	n. campioni analizzati
Granulometria		573
pH		574
Potenziale redox		574
Carbonio organico totale (TOC)		574
Residuo a 105° C		574
densità apparente		574
Metalli e semimetalli	Ag, Al, As, Cd, Cr, Fe, Hg, Ni, Pb, Cu, V, Zn	573
Idrocarburi totali ≤ C12		573
Idrocarburi totali > C12		573
PCB (bassa risoluzione)	Sommatoria dei seguenti congeneri: 28, 52, 77, 81, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 153, 156, 169, 170, 180, 209.	514
IPA	Somma delle concentrazioni delle seguenti specie: Acenaftene, Acenaftilene, Antracene, Benzo(k)fluorantene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(a)antracene, Benzo(a)pirene, Benzo(g,h,i)perilene, Crisene, Dibenz(a,h)antracene, Fluorantene, Fluorene, Indeno(1,2,3 cd)pirene, Naftalene, Fenantrene, Pirene.	571
Azoto totale		574
Fosforo totale		573
Cianuri liberi		573
Floruri solubili		573
Pesticidi Organoclorurati	aldrina, α-esaclorocicloesano, β-esaclorocicloesano, γ-esaclorocicloesano, DDT, DDD, DDE, dieldrina.	115
Esaclorobenzene		115
Metalli e semimetalli in traccia frazione SEM	As, Cd, Cr, Hg, Cu, Ni, Pb, Zn	115
Solfuri volatili estraibili con acido (AVS)		115
Se, Sb, Co, Mn, Cr VI		115
Metilmercurio		115
Composti organostannici	Sommatoria di mono-, di- e tri-butilstagno	118
BTEX	Benzene, Toluene, Etilbenzene e Xileni	59
Cloruro di vinile		59
Tricloroetilene		59
Diossine e furani		57
PCB diossina simili (alta risoluzione)		58
Analisi microbiologiche sui sedimenti	Streptococchi fecali, Salmonella, spore di clostridi solfito riduttori, <i>E. coli</i>	59
Indagini ecotossicologiche		80

Tabella 3-1-2. Analisi previste sulla matrice sedimento.

Complessivamente, i livelli di contaminazione dei sedimenti che caratterizzano l'area in oggetto risultano da leggermente a decisamente più elevati rispetto ad altre zone della laguna, ma sempre notevolmente più bassi rispetto ai livelli misurati nei canali industriali.

Le zone di bassofondale a contaminazione più elevata (Figura 3-1-6) sono localizzate a sud dell'Isola dei Serbatoi, lungo il canale V. Emanuele III, a sud dell'Isola delle Tresse, nelle vicinanze dell'Isola di S. Giorgio in Alga e lungo il Canale Malamocco - Marghera (in sostanza si tratta dell'area prospiciente il vecchio petrolchimico).

Si evidenzia, inoltre, una sostanziale differenza nello stato di contaminazione tra canali e bassofondi. I canali mostrano infatti in generale livelli di contaminazione superiori a quelli dei bassofondi, sia per

quanto riguarda i contaminanti inorganici (in particolare Cd, Cu, Hg, Pb e Zn), sia per quanto riguarda gli organici (in particolare PBC, PCDD/F e POC).

La caratterizzazione ecotossicologica dei sedimenti è stata operata tramite l'impiego di una batteria di saggi, sia di tipo acuto sia di tipo sub-cronico, applicati alla matrice solida (sedimento tal quale o sedimento risospeso) e liquida (elutriato, ossia sul particolato fine e le sostanze solubili separate dal sedimento per lavaggio). In particolare sono stati utilizzati i seguenti saggi: Microtox Solid-Phase test (*Vibrio fischeri*) su sedimento risospeso (test acuto), saggio di mortalità a 10 giorni con l'anfipode *Corophium orientale* (test acuto), saggio di spermotossicità con l'echinoide *Paracentrotus lividus* (test acuto), saggio di embriotossicità con il bivalve *M. galloprovincialis* (test sub-cronico) e saggio di embriotossicità con il bivalve *Crassostrea gigas* (test sub-cronico).

Nello specifico l'ICRAM ha condotto i test utilizzando i batteri bioluminescenti (test Microtox) e i crostacei anfipodi.

Secondo il giudizio qualitativo ecotossicologico integrato su l'interezza dei test previsti dal piano (Figura 3-1-5), formulato secondo il metodo di Chapman e Anderson (2005) e già applicato alla laguna (Thetis - MAV, 2006), i campioni che mostrano effetto tossico basso o rilevante nei confronti degli organismi sono il 15% nei bassofondi a 0-25 cm; il 46% nei bassofondi a 50-75 cm e l'88% nei canali a 0-50 cm. In particolare nei canali si osserva una tossicità diffusa, che risulta essere significativa lungo l'intero corso dei canali Contorta Sant'Angelo e Nuovo Fusina.

Sono stati anche condotte analisi di bioaccumulo sulle seguenti specie: il bivalve filtratore della colonna d'acqua *M. galloprovincialis* (mitilo), il bivalve filtratore associato al sedimento *Tapes philippinarum* (vongola verace filippina), il gasteropode saprofago/onnivoro *Nassarius nitidus* e il pesce osseo bentonico *Zosterisessor ophiocephalus* (e *Gobius niger*).

Il campionamento è stato effettuato un'unica volta in cinque punti all'interno dell'area (solo due punti per i pesci) e le determinazioni effettuate hanno riguardato: Arsenico, Cadmio, Cromo, Mercurio, Rame, Nichel, Piombo, Zinco, Policlorobifenili, Idrocarburi Policiclici Aromatici, Esaclorobenzene, Diossine e Furani, Pesticidi Organoclorurati e Composti Organostannici.

I dati relativi al bioaccumulo forniscono risposte strettamente legate all'organismo indicatore utilizzato. Nei pesci l'accumulo di metalli è basso o comunque di poco diverso rispetto a quello riscontrato nell'area di riferimento (Ca' Roman) esterna alla zona interessata dagli interventi, mentre per gli organici (in particolare IPA, PCB e HCB) è evidente la tendenza all'accumulo nei tessuti dei gobidi prelevati all'interno dell'area di studio.

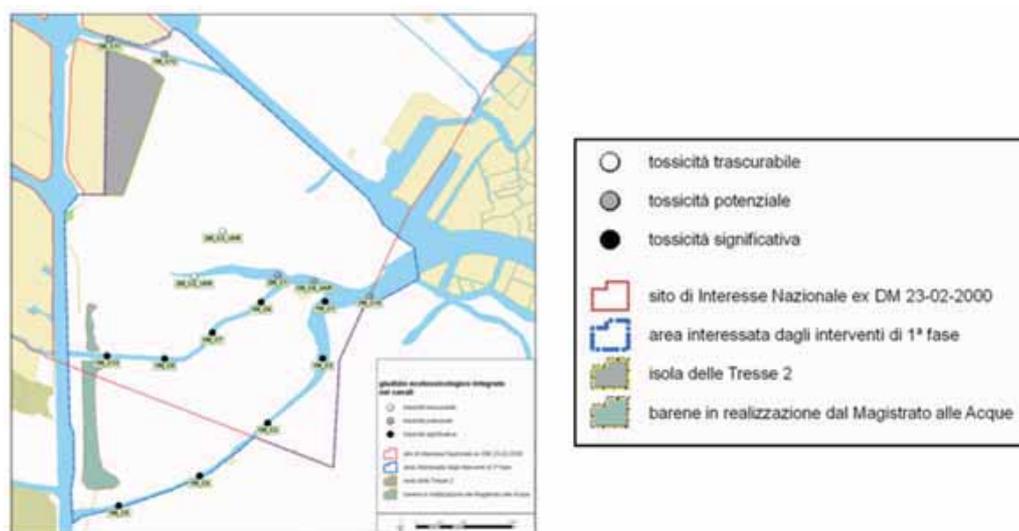


Figura 3-1-5. Giudizio eco-tossicologico integrato della qualità dei sedimenti nei canali dell'area MAPVE.1 (Immagine tratta da Magistrato alle Acque - Thetis, Studio Altieri, 2008).

Nei mitili la tendenza all'accumulo degli organici e di alcuni metalli (Cd, Cu, Pb e Zn) è maggiormente localizzata nelle aree prossime a Porto Marghera, mentre per Hg, Ni e As non sono evidenti differenze significative col sito di riferimento (allevamento a mare).

Le analisi condotte sui molluschi gasteropodi evidenziano bioaccumulo superiore rispetto al sito di riferimento nei siti più lontani dall'area industriale, in particolare per Cd, Cu, Hg, Pb e Zn; tuttavia le differenze rispetto alle concentrazioni rilevate nel campione di riferimento (Sant'Erasmo) sono generalmente contenute (inferiori a 2 volte), tranne nel caso di Cd.

Nelle vongole sono invece i siti vicini a Porto Marghera ad essere caratterizzati dalle maggiori concentrazioni di Cd, Pb e Zn, mentre il Ni viene maggiormente accumulato nei siti più lontani dall'area industriale e Cr, Cu e Hg presentano valori simili od inferiori rispetto a quelli caratteristici dell'area di riferimento (Sant'Erasmo).

Va detto che comunque i valori misurati nei molluschi bivalvi non superano i limiti di legge previsti per il consumo umano (Regolamenti CE n. 466/2001 e n. 221/2002), mentre nei pesci gobidi un solo dato rilevato nella stazione più prossima al polo industriale risulta superiore rispetto al limite nei pesci destinati al consumo alimentare, fissato per il cadmio dal Regolamento CE 466/2001 a 0,05 mg/kg di peso fresco. Comunque tali risultati, e i precedenti disponibili attraverso studi promossi dal Magistrato alle Acque, non vengono ritenuti sufficienti (in numerosità e tipologia) ad esprimere valutazioni circa le possibili criticità nella commercializzazione di organismi provenienti dall'area in oggetto.

3.1.3 Bonifica e ripristino morfologico della zona lagunare antistante Porto Marghera.

Tratto da:

ICRAM, 2007. Programma di studio per il risanamento ambientale dell'area lagunare interdotta alla pesca tra Venezia e Porto Marghera - (Convenzione ICRAM - Ministero dell'ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare) - Stato di avanzamento - dicembre 2007. Antonella Ausili, Massimo Gabellini, Rossella Boscolo, Luciano De Propris, Michele Cornello, Roberta Girardi, Camilla Antonini, Andrea Bonometto, Federica Cacciatore, Alessandra Feola, Federica Oselladore, Emanuele Ponis, Manuela Ragazzo.

Magistrato alle Acque -Thetis, Studio Altieri, 2008. Progetto degli interventi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - Prima fase - Premesse progettuali. Con la collaborazione di ICRAM. Prodotto dal CVN.

Attività svolta nell'ambito:

- della Convenzione di Ricerca con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare "Programma di studio per il risanamento ambientale dell'area lagunare interdotta alla pesca tra Venezia e Porto Marghera" del 23/02/2006 - Scheda Tecnica N. 1: Progettazione preliminare degli interventi di bonifica dell'area lagunare interdotta alla pesca antistante Porto Marghera.

Il Magistrato alle Acque di Venezia ed il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) hanno siglato in data 7 marzo 2006 un Accordo di Programma per il risanamento ambientale dell'area lagunare fra Porto Marghera e Venezia.

L'area interessata dall'Accordo (Figura 3-1-3) è delimitata dall'involuppo del perimetro del Sito di Interesse Nazionale di Venezia - Porto Marghera (Decreto del Ministero dell'Ambiente 23 febbraio 2000) - area lagunare - e del perimetro dell'area vietata alla pesca per ragioni di inquinamento ai sensi dell'Ordinanza Sindacale del 9 dicembre 1996, per una estensione complessiva di circa 3450 ettari.

L'Accordo prevede l'avvio e la progressiva esecuzione di una serie di interventi (Programma MAPVE) in grado di realizzare l'integrazione sinergica tra gli obiettivi di recupero della morfologia lagunare e quelli di miglioramento della qualità delle matrici ambientali (acque, sedimento, biota), consentendo, al loro completamento, la restituzione all'uso legittimo un'area in grado di ospitare l'allevamento della risorsa Tapes, fatta salva l'adozione di adeguate modalità di mitigazione degli impatti e l'idoneità igienico sanitaria con opportuna classificazione da parte degli Enti preposti, permettendo, con il risanamento dell'area, anche una rivalutazione a livello commerciale delle risorse alieutiche della laguna di Venezia.

Per dare rapida esecuzione a quanto previsto dall'Accordo di Programma, è stato predisposto un piano di "Indagini e monitoraggi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera", di cui è stata completata una prima fase (MAPVE1), che ha prodotto la caratterizzazione (sedimenti, biota) della zona compresa all'interno dei perimetri del Sito di Interesse Nazionale e dell'enclave vietata alla pesca posto a sud del Canale Vittorio Emanuele III (v. par. 3.2).

Sulla base dei risultati della caratterizzazione (v. paragrafo 3-1-2 e Figura 3-1-6), trasmessi nel Marzo 2008 il Magistrato alle Acque di Venezia per mezzo del Consorzio Venezia Nuova e con la collaborazione di ICRAM, ha avviato le procedure propedeutiche alla progettazione degli interventi di prima fase previsti dall'Accordo di Programma, con la predisposizione nel luglio 2008 del documento "Progetto degli interventi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - Prima fase - Premesse progettuali".

Gli interventi previsti hanno come obiettivo il miglioramento della qualità complessiva delle matrici ambientali nell'area di interesse. Tale qualità complessiva è intesa, secondo quanto indicato anche dalla Direttiva 2000/60/CE, in termini di qualità ecologica e chimica, nell'ottica di una valutazione integrata dello stato di qualità dei corpi idrici.

Questo approccio si coniuga perfettamente con gli obiettivi degli interventi del progetto MAPVE. Il progetto persegue infatti il miglioramento dello stato idrodinamico - morfologico dell'area e il miglioramento della qualità chimica delle matrici, entrambi finalizzati al complessivo miglioramento ecologico dello stato del corpo idrico, inteso come ecosistema, insieme di tutte le sue componenti biotiche ed abiotiche.

Dal quadro dello stato attuale emerge uno stato di contaminazione di origine antropica diffusa nell'area MAPVE.1 (1.100 ha caratterizzati), ma sensibilmente inferiore a quanto riscontrato nei canali industriali (v. paragrafo 3-1-1). Elevate concentrazioni di inquinanti, denominati "hot spot", interessano principalmente i canali lagunari e le zone di bassofondale ad essi adiacenti, in particolare nell'area antistante la zona industriale.

Dal punti di vista morfologico emerge la necessità di provvedere ad un riequilibrio dell'area MAPVE che, ricreando una variabilità altimetrica tipica di ambienti lagunari e recuperando la canalizzazione dei flussi di marea, consenta di ridurre i fenomeni di risospensione naturale del sedimento e la capacità di trasporto del sedimento risospeso dai bassi fondali verso i canali.

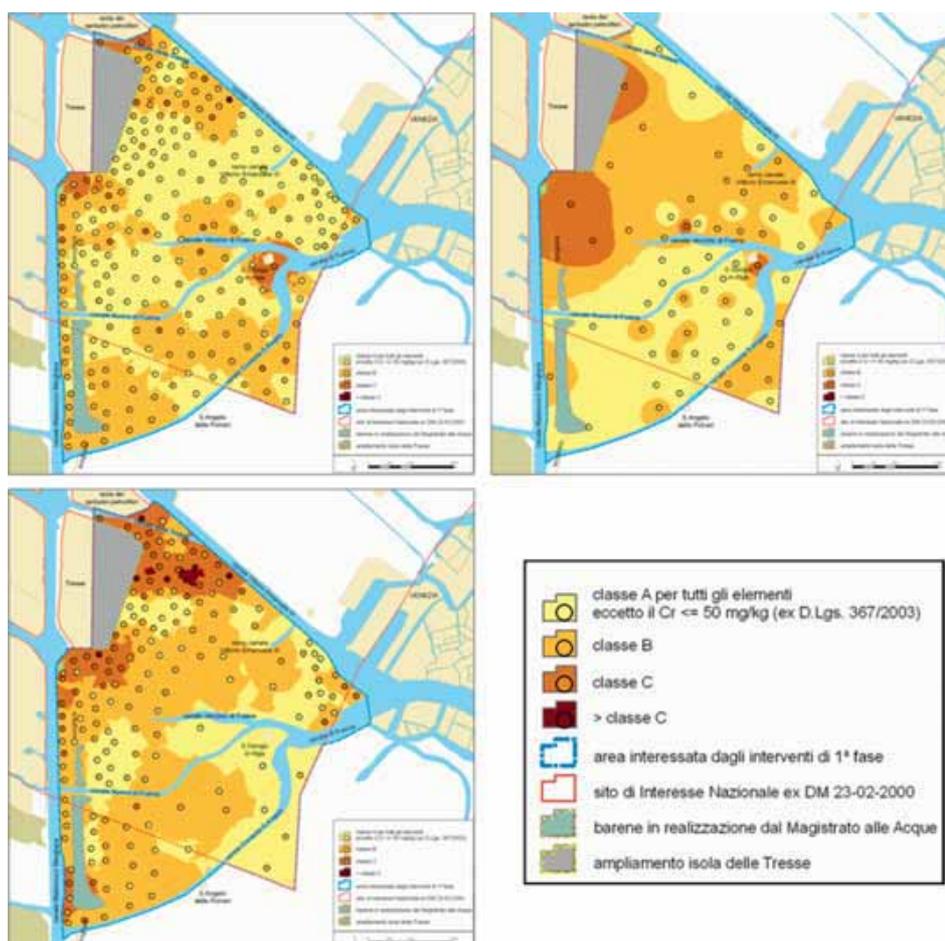


Figura 3-1-6. Risultati della caratterizzazione dell'area MAPVE1 utilizzati come base per la progettazione degli interventi (Immagine tratta da Magistrato alle Acque - Thetis, Studio Altieri, 2008).

Il progetto prevede diversi interventi mirati al contempo a soddisfare le esigenze di bonifica e quelle di ripristino idromorfologico sopra evidenziate. Di seguito vengono elencati i principali interventi previsti nell'area.

- Nei canali lagunari interni all'area MAPVE1 (Canale delle Tresse, il Canale Nuovo di Fusina, il Canal Vecchio di Fusina ed il Canale Contorta Sant'Angelo) asporto del primo metro di sedimento nei tratti caratterizzati da sedimenti superficiali (0 - 50 cm) di qualità C secondo la tabella di riferimento riportata nel "Protocollo recante criteri di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione, trasporto e reimpiego dei fanghi estratti dai canali di Venezia" L. 360/91 art. 4 comma 6 (Protocollo Fanghi, 1993). I volumi di sedimento da asportare dai canali si possono stimare in via preliminare in 150.000 - 200.000 m³.
- Nei bassifondi l'asportazione interesserà i primi 30 cm di sedimento nelle aree con presenza di sedimenti C e > C. Ove gli strati sottostanti, scoperti in conseguenza dei dragaggi, siano di qualità C o > C essi verranno asportati. A titolo indicativo, sulla base di una stima di larga massima, i volumi di sedimento da asportare dai bassifondi sono nell'ordine dei 200.000 - 250.000 m³.
- Sui bassifondi i sedimenti verranno apportati operando nelle zone caratterizzate da qualità chimica peggiore; in tali aree saranno apportate delle "strisce" di sedimento di buona qualità che avranno spessore medio nell'area non superiore a 30 cm. È possibile stimare a livello assolutamente preliminare il volume di sedimento da apportare attorno a 1 - 1,5 milioni di m³.
- Realizzazione di cordoni sommersi permanenti lungo i bordi delle aree oggetto di intervento, con doppia funzione di dissipazione del moto ondoso incidente e di incanalamento dei flussi di marea e incremento della separazione idraulica tra canali e bassifondali.

L'approccio operativo prevede lo sviluppo della progettazione e l'attuazione degli interventi per fasi (Figura 3-1-3) e per stralci successivi, individuati secondo criteri e logiche funzionali.

Tale modalità è coerente con un modo di procedere fortemente sperimentale, che consentirà di ottimizzare via via le soluzioni progettuali e applicative per la parte restante dell'area.

All'interno del primo stralcio attuativo è prevista una iniziale attività sperimentale per la taratura in campo delle tecnologie, accompagnata da uno specifico monitoraggio. In fase di progettazione verranno utilizzati appositi modelli numerici per la definizione di dettaglio degli interventi con confronto di diversi scenari di intervento.

È attualmente in fase di elaborazione la progettazione degli interventi sperimentali, il cui avvio è previsto entro il 2009.



Bibliografia

- ARPAT (Draft), 2003. Prova di tossicità con *Dunaliella tertiolecta*. Metodo in fase di revisione a cura della Commissione UNICHIM "Qualità dell'Acqua", sottogruppo "Acque salate/salmastre e sedimenti" del GdL "metodi biologici", 10 pp.
- ARPAT, 1998. Metodologia di saggio algale per il controllo dei corpi idrici e delle acque di scarico. A cura di Sbrilli, G., Limberti, A., Caldini, G., Corsini, A. ARPAT- CEDIF, *Serie Ricerche e Formazione, Quaderno n. 8*. Firenze, 191 pp.
- AZUR ENVIRONMENTAL, 1995a. Microtox® Acute Toxicity Comparison & Inhibition Test, 30 pp.
- AZUR ENVIRONMENTAL, 1995b. Microtox® Acute Toxicity Solid-Phase Test, 20 pp.
- CHAPMAN, P.M., ANDERSON, J., 2005. A decision making framework for sediment contamination. *Integrated environmental assessment and Management*. Volume 1, n. 3: 163-173.
- FARAPONOVA O., DE PASCALE D., ONORATI F. & FINOIA M.G., 2005. *Tigriopus fulvus* (Copepoda, Harpacticoida) as a target species in biological assays. *Meiofauna Marina*, 14: 91-95.
- FARAPONOVA O., TODARO M.A., ONORATI F. & FINOIA M.G., 2003. Sensibilità sesso ed età specifica di *Tigriopus fulvus* (Copepoda, Harpacticoida) nei confronti di due metalli pesanti (Cadmio e Rame). *Biologia Marina Mediterranea* 10(2): 679-681.
- GLANTZ S.A., 1988. Statistica per discipline biomediche. 2 Ed. McGraw-Hill Libri Italia srl.
- ISO, 1995. Water quality - Marine algal growth inhibition test with *Skeletonema costatum* and *Phaeodactylum tricornerutum*. Reference number. ISO 10253. pp. 8.
- ISO, 2005. Water quality - Marine algal growth inhibition test with *Skeletonema costatum* and *Phaeodactylum tricornerutum*. Draft International Standard ISO/DIS 10253. pp. 14.
- ISO/FDIS, 1999. Water quality- Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea). ISO/TC147/SC5N, 14669 Draft version, pp. 16.
- LAMBERTSON J.O., DE WITT T.H., SWARTZ R.C., 1992. Assessment of sediment toxicity to marine benthos. In: Burton G.A. Jr (ed), *Sediment Toxicity Assessment Lewis Publ.*, 183-211.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE, THETIS, STUDIO ALTIERI 2008. Progetto degli interventi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - Prima fase - Premesse progettuali. Con la collaborazione di ICRAM. Prodotto dal CVN.
- ONORATI F., PELLEGRINI D., AUSILI A., 1998. Sediment toxicity assessment with *Photobacterium phosphoreum*: a preliminary evaluation of natural matrix effect. *Fresenius Envir. Bull.*, 7: 596 - 604.
- RUUS A., SCHAANNING M., ØXNEVAD S., HYLLAND K., 2005. Experimental results on bioaccumulation of metals and organic contaminants from marine sediments. *Aquatic Toxicology*, 72: 273-292.
- THETIS - MAV, 2006. Studio ICSEL. Attività C - Valutazione del Rischio Ecologico dovuto all'inquinamento delle acque e dei sedimenti della Laguna di Venezia. Rapporto finale.
- USEPA, 1991. Evaluation of dredged material proposed for ocean disposal. Testing Guide. EPA-503/8-91/001.
- USEPA, 1994. Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the U.S. Testing manual (Draft). Washington DC. EPA-823-B-94-002.
- WALSH G.E., 1988. Principles of toxicity testing with marine unicellular algae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 7: 979-987.



3.2 IMPLEMENTAZIONE DELLA DIRETTIVA 2000/60/CE

A cura di: *Dott.ssa Rossella Boscolo Brusà, Dott. Ing. Andrea Bonometto*

3.2.1 La Direttiva Quadro sulle acque: il Piano di Gestione come strumento per il governo e la tutela della risorsa idrica.

Tratto da:

FOCARDI, A. BONOMETTO, A. BARBANTI, A. FEOLA, G. PINESCHI, M. VALENTE, R. BOSCOLO. "La direttiva quadro sulle acque: il piano di gestione come strumento per il governo e la tutela della risorsa idrica". Atti della XXVI Giornata dell'Ambiente - Accademia dei Lincei, in stampa.

Attività svolta nell'ambito:

- della Convenzione di Ricerca tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e ICRAM "Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della laguna di Venezia" del 04/08/2004 e successiva integrazione del 03/08/2005 - Scheda Tecnica N. 2 - Attività di coordinamento e supervisione tecnica degli strumenti di pianificazione e programmazione della Laguna di Venezia;
- della Convenzione tra APAT e ICRAM "Direttiva 2000/60/CE - Salvaguardia di Venezia - Danno ambientale" del 09/10/2007, attività 1 - Collaborazione per le attività dell'APAT di supporto tecnico alla Direzione Qualità della Vita in relazione all'attuazione della Direttiva 2000/60/CE per le acque di transizione.

La Direttiva 2000/60/CE, recepita dalla normativa nazionale attraverso il D.Lgs 152/06, istituisce un quadro per l'azione comunitaria finalizzata alla protezione delle acque superficiali (interne, di transizione, marino costiere) e sotterranee. Uno dei principi portanti della Direttiva è rappresentato dalla gestione integrata delle risorse idriche a scala di Distretto Idrografico, costituito da uno o più bacini idrografici e dalle rispettive acque sotterranee e costiere, che rappresenta pertanto l'unità fisica di riferimento per l'implementazione della WFD (Water Framework Directive) sul territorio.

Ogni Stato Membro deve pubblicare entro il 2009 il Piano di Gestione del Distretto Idrografico (art.13 Direttiva 2000/60/CE), che rappresenta lo strumento di governo di tutti gli aspetti legati alla tutela dei corpi idrici. Questo strumento pianificatorio ha l'obiettivo di gestire le risorse idriche sulla base dei confini idrologici (e non amministrativi) al fine di raggiungere un obiettivo almeno buono di qualità dei corpi idrici, di favorire un controllo unitario dello stato di qualità e di garantire maggiore coerenza e coordinamento negli interventi, compresa la verifica della loro attuazione ed efficacia.

Il D.Lgs 152/06 suddivide il territorio nazionale in Distretti Idrografici (art. 64), per ognuno dei quali viene istituita una Autorità di Bacino Distrettuale. La struttura dell'Autorità di Bacino è definita all'art. 63 del D.Lgs. 152/06.

Il Piano di Gestione (art.117 D.Lgs. 152/06) viene inserito nel contesto pianificatorio italiano come stralcio del Piano di Bacino distrettuale (art. 65 D.Lgs 152/06), dovendo quest'ultimo considerare, oltre alla tutela dei corpi idrici, anche altri aspetti della pianificazione del territorio, quali la difesa del suolo e il rischio idrogeologico. Oltre a questi strumenti, di competenza dell'Autorità di Bacino Distrettuale, la normativa italiana prevede, a carico di ciascuna Regione, l'elaborazione del Piano di Tutela, che costituisce un piano di settore del piano di Gestione (art.121 D.Lgs.152/06). Il Piano di Gestione è pertanto, ai sensi della normativa italiana ed europea, lo strumento principale di governo dei bacini idrografici per tutti gli aspetti inerenti la tutela degli ambienti acquatici, la gestione delle risorse idriche e la regolamentazione di ogni loro forma d'uso.

I contenuti del Piano di Gestione (allegato VII della Direttiva e allegato 4 parte A del D.Lgs.152/06) vengono di seguito brevemente elencati:

Fase conoscitiva

- descrizione generale delle caratteristiche del Distretto;
- sintesi delle pressioni e degli impatti delle attività umane sui corpi idrici;
- elenco e rappresentazione delle aree protette;
- mappa delle reti di monitoraggio;

Fase strategica

- elenco degli obiettivi ambientali per tutti i corpi idrici;

Fase di programmazione/attuazione

- sintesi dell'analisi economica;

- repertorio di eventuali programmi o piani più dettagliati (sottobacini, settori);
- sintesi dei programmi di misure;
- sintesi delle misure adottate in materia di informazione e consultazione pubblica;
- elenco delle autorità competenti;
- procedure per ottenere la documentazione e le informazioni di base.

Parte integrante del Piano di Gestione è il Programma di Misure, che costituisce lo strumento operativo e propositivo del Piano, i cui contenuti sono riportati nell'allegato VI della Direttiva e nell'allegato 11 del D.Lgs 152/06. Le misure contenute in tali programmi sono suddivise in due categorie: misure di base e misure supplementari.

Per misure di base si intendono gli interventi o le azioni previste dalla precedente normativa europea (es. Direttive “Nitrati”, “Trattamento acque reflue urbane”, “Habitat”, ecc.) e quindi già in corso di attuazione o quantomeno in progettazione. Le misure supplementari (non facoltative) sono invece quelle misure necessarie per integrare le misure di base, qualora le prime non siano sufficienti a raggiungere i nuovi obiettivi di qualità ambientale fissati dalla Direttiva 2000/60/CE.

Percorso logico per l'elaborazione del Piano di Gestione

Per fare chiarezza sui diversi aspetti inerenti l'elaborazione del Piano di Gestione, si riporta brevemente il percorso logico che porta dall'individuazione del Distretto Idrografico al programma di misure e quindi all'elaborazione del piano stesso.

Come detto in precedenza, l'unità fisica di riferimento per il governo delle risorse idriche e per la pianificazione degli interventi necessari per la loro gestione e tutela è il Distretto Idrografico, costituito da uno o più bacini idrografici e dalle rispettive acque sotterranee e costiere.

All'interno del Distretto le acque sono divise in 7 “categorie”: acque sotterranee, fiumi, laghi, acque di transizione, acque marino-costiere, corpi idrici artificiali e fortemente modificati. A loro volta le categorie sono suddivise in “tipi”, secondo una classificazione tipologica i cui criteri sono definiti a livello nazionale da un regolamento del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare in emanazione. Questo passaggio è di fondamentale importanza, in quanto le condizioni di riferimento per la classificazione dello stato ecologico dei corpi idrici sono tipo-specifiche (vedi par. 3.2.2).

L'ultimo elemento della zonizzazione interna al Distretto Idrografico è rappresentato dal “corpo idrico”, elemento distinto e significativo di acque superficiali, unità fisica di riferimento per la classificazione dello stato ecologico. Corpi idrici appartenenti ad uno stesso tipo possono essere suddivisi in relazione alle pressioni ed agli impatti che su essi insistono, al fine di una corretta classificazione del loro stato.

Ai fini della classificazione dello stato ecologico la Direttiva individua gli elementi biologici da considerare per ciascuna categoria e gli elementi chimici, chimico-fisici e morfologici a sostegno degli stessi. Lo stato ecologico è quantificato mediante l'EQR (Ecological Quality Ratio), rappresentato per ciascun elemento di qualità biologica dal rapporto tra i dati misurati nell'attività di monitoraggio ed il corrispondente valore nella condizione di riferimento (Borja e Muxika, 2007; Orfanidis et. al, 2003; Sfriso et al., 2007). Il sistema nazionale di classificazione dovrà individuare le soglie numeriche per la definizione delle classi “sufficiente, buono, elevato”.

Per ciascun corpo idrico individuato nel Distretto Idrografico dovranno essere fissati, congruentemente a quanto previsto dalla Direttiva e dalla normativa nazionale, gli obiettivi ambientali. L'obiettivo generale indicato dalla Direttiva è il non deterioramento dei corpi idrici e il raggiungimento dello stato buono entro il 2015. Nel caso di corpi idrici fortemente modificati l'obiettivo è il buon potenziale ecologico, definito come una approssimazione del massimo potenziale ecologico raggiungibile. Per specifici corpi idrici, inoltre, possono essere fissati obiettivi ambientali meno rigorosi o richieste delle deroghe temporali, qualora il conseguimento dello stato buono entro il 2015 non sia tecnicamente fattibile o esageratamente oneroso (art. 4 Direttiva 2000/60/CE - art.76 e 77 D.Lgs. 152/06). Per le aree protette, ivi compresi i corpi idrici a specifica destinazione d'uso, nel caso siano previsti specifici obiettivi, si applicano quelli più rigorosi.

Dal confronto tra lo stato dei corpi idrici e gli obiettivi fissati, si individuano eventuali miglioramenti e misure necessari per il loro raggiungimento, tenendo presente quanto già previsto da altri piani vigenti.

Tutti questi elementi, dalla caratterizzazione del Distretto Idrografico alla definizione della rete di monitoraggio, degli obiettivi e dei programmi di misure, vanno a comporre il Piano di Gestione.

Il Piano di Gestione per il “Sistema Venezia”

Il percorso logico per la redazione del Piano di Gestione evidenzia come ci sia un nuovo approccio nella definizione degli obiettivi ambientali, basati sulla classificazione dello stato ecologico, oltre che sullo stato chimico. Partendo da tale classificazione le autorità competenti definiscono le azioni e gli interventi necessari per garantire la tutela e il ripristino dei corpi idrici. Da questo deriva la necessità e l'opportunità di rafforzare significativamente il legame tra le conoscenze scientifiche in campo ambientale e le scelte operative di gestione e tutela del territorio, ovvero tra Università, Enti ed Istituti di ricerca e le Amministrazioni centrali e locali. Inoltre, nel caso specifico di Venezia, questo nuovo approccio nella definizione degli obiettivi di qualità diventa una opportunità per riorganizzare e sfruttare al meglio, oltre che dal punto di vista scientifico anche da quello operativo - decisionale, il vasto bagaglio di informazioni conoscenze e dati derivanti da molti anni di studi e monitoraggi.

La Direttiva prevede criteri comuni per la valutazione della qualità dei corpi idrici, tramite un processo di intercalibrazione dei sistemi di classificazione dello stato ecologico, nel quale si prospetta un ruolo centrale per la laguna di Venezia. Infatti, per l'ecoregione mediterranea tale processo di intercalibrazione è coordinato, nell'ambito delle acque di transizione, da ISPRA (ex ICRAM) e la laguna di Venezia - bacino meridionale è inserita nel registro dei siti di intercalibrazione.

Il Distretto Idrografico e il “Sistema Venezia”

Il “Sistema Venezia” (vedi Figura 3-2-1), comprendente il bacino scolante, la laguna di Venezia, il tratto di mare antistante e le rispettive acque sotterranee, è compreso nel Distretto Alpi Orientali (art.64 D.Lgs.152/06, in revisione). La sua specificità, derivante dalla presenza di un ambiente tanto importante quanto delicato quale la laguna di Venezia, rende auspicabile per tale Bacino Idrografico una attenzione e una tutela particolari. Nella Direttiva e nel D.Lgs.152/06 è previsto che i Piani di Gestione dei Distretti Idrografici possano essere integrati, redatti ed approvati per sottobacini; il “Sistema Venezia” potrebbe pertanto essere governato come sottobacino del Distretto Alpi Orientali e il Piano di Gestione del “Sistema Venezia” costituirebbe un piano stralcio del Piano di Gestione di tale Distretto. Questo non escluderebbe comunque la necessità di considerare le interazioni tra il “Sistema Venezia” e i bacini limitrofi, connessi idrologicamente da interventi antropici, come diversioni fluviali o altre opere di regolazione del flusso. Inoltre, i confini idrologici individuati per le acque superficiali interne possono non corrispondere a quelli delle acque sotterranee e della zona marino-costiera, per la quale si individuano dei limiti convenzionali (es. per il “Sistema Venezia”, dalla foce del Sile alla foce del Brenta). Questo evidentemente richiede, parallelamente ad una pianificazione focalizzata sul sottobacino, una visione globale e una gestione coordinata anche su più ampia scala.

La gestione delle acque, ivi compresa la laguna di Venezia, sulla base di confini idrologici rappresenta pertanto la base concettuale per la corretta gestione del territorio e la corretta applicazione della Direttiva 2000/60/CE. D'altronde come la gestione dell'ambiente lagunare sia strettamente connessa a quella del suo bacino a monte e del mare antistante è cosa nota. Basti pensare alle storiche deviazioni dei fiumi da parte della Serenissima o alla costruzione delle dighe foranee, con relativo avanzamento del litorale del Cavallino, a Nord della bocca di Lido. Ma senza andare lontano nel tempo, è sufficiente pensare al Piano Direttore, con interventi sul bacino scolante al fine di ridurre il carico di nutrienti recapitati in laguna di Venezia e i relativi rischi di eutrofizzazione. La pianificazione a scala di bacino rende possibile anche la regolazione di sinergie e conflitti tra i vari aspetti di tutela e utilizzo della risorsa idrica, sia sotto l'aspetto qualitativo che quantitativo, permettendo anche la progettazione di interventi a più ampio respiro, come la ricreazione di zone umide di transizione e la reimmissione di acque dolci nelle zone interne della laguna, con effetti positivi da un punto di vista ambientale, ma anche con una riduzione dell'infiltrazione salina e quindi con vantaggi per le zone agricole.

La laguna di Venezia per le sue peculiarità è uno degli ambienti in cui attività antropiche e fragilità dell'ecosistema necessitano di una attenta regolazione e integrazione. Attualmente i diversi aspetti della tutela dell'ambiente sono regolati da una moltitudine di norme, ordinanze e piani settoriali, che fanno riferimento a varie autorità con diverse competenze sia territoriali che tematiche.

Al fine di una corretta applicazione della Direttiva al “Sistema Venezia” e per perseguire efficacemente gli obiettivi da essa definiti, è necessario che tutti gli strumenti di pianificazione esistenti o in corso di

predisposizione inerenti la tutela dei corpi idrici (ad esempio Piano Direttore 2000, Piano Regionale di Tutela delle Acque, Piano Generale degli interventi di salvaguardia, Master Plan delle Bonifiche di Porto Marghera, ecc.) confluiscono armonicamente all'interno del Piano di Gestione, come parte integrante del Piano stesso, come parte del programma di misure, oppure come piani stralcio per determinate problematiche o settori. Ciò richiede il coordinamento e la compartecipazione di tutti gli Enti territoriali, ciascuno per le rispettive competenze.

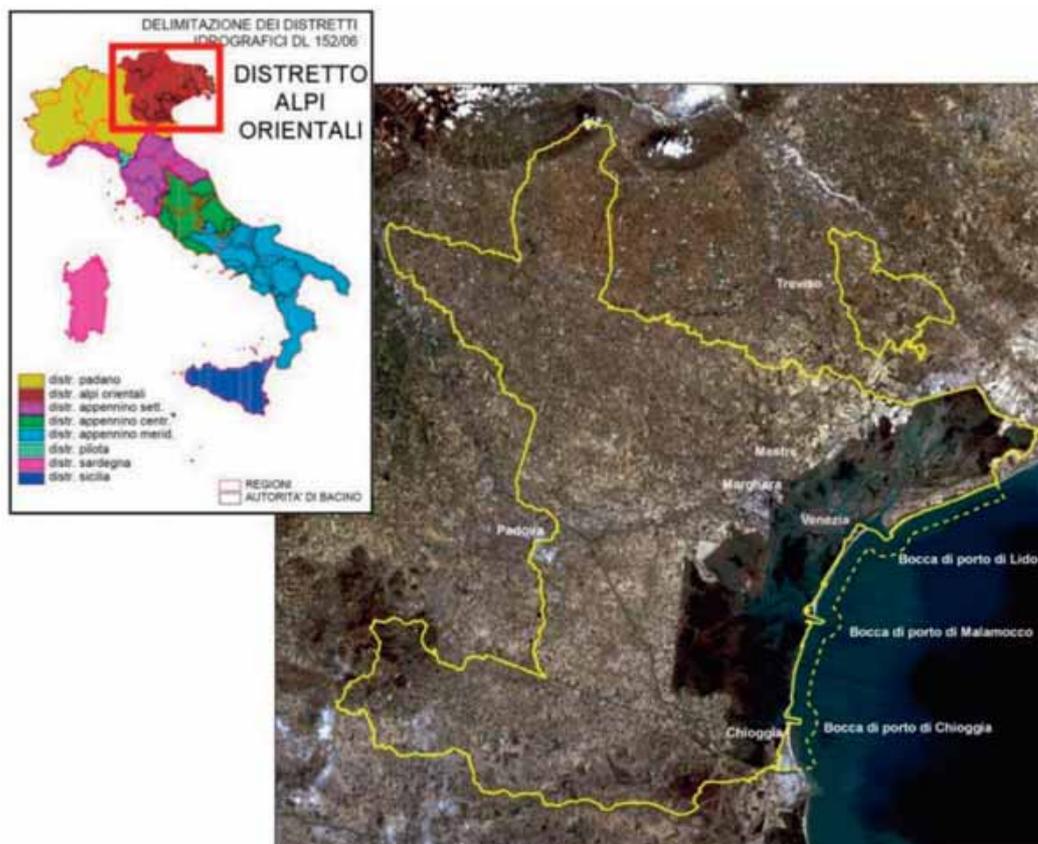


Figura 3-2-1. Il Distretto Alpi Orientali e il “Sistema Venezia”.

Il Piano di Gestione deve pertanto rappresentare il contenitore e la regia di tutte le azioni di tutela ambientale previste nel “Sistema Venezia” e ad esso devono riferirsi tutti i piani di settore esistenti e di prossima redazione.

Inoltre, per il raggiungimento degli obiettivi ambientali e per una corretta e reale tutela dei corpi idrici, è necessario armonizzare con il Piano di Gestione anche quei piani che, con differenti ambiti e finalità, regolano la gestione del territorio e delle attività produttive, interagendo quindi con la qualità delle risorse idriche e con il loro uso (come, ad esempio, il Piano per la Gestione delle Risorse Alieutiche, il PALAV, i Piani regolatori comunali, le diverse ordinanze ministeriali, il Piano Portuale, ecc.).

In Figura 3-2-2 si evidenzia come nell'ambito della gestione della risorsa idrica ci sia una articolata interazione tra i diversi piani che regolano, a vario titolo, l'assetto del territorio, gli aspetti urbanistici, le attività socio-economiche e la tutela qualitativa e quantitativa delle acque.

Parte integrante del Piano di Gestione è il Programma di Misure, comprendente sia le misure di base che le misure supplementari.

Nel “Sistema Venezia”, in seguito alle leggi speciali, sono stati attuati svariati interventi per l'inversione del degrado, la tutela e il ripristino dei corpi idrici. Alcuni di questi interventi derivano dall'attuazione di quanto previsto in specifici piani (es. Piano Direttore 2000, Progetto generale degli interventi per l'arresto e l'inversione del degrado lagunare del 1993), altri sono stati inseriti all'interno di Accordi di Programma,

dimostrando l'efficacia del coordinamento tra diverse autorità e competenze nel gestire temi complessi quali la bonifica, il dragaggio e la gestione di sedimenti inquinati, in sinergia con la tutela della risorsa idrica e la rivalutazione, anche urbanistica, del territorio.

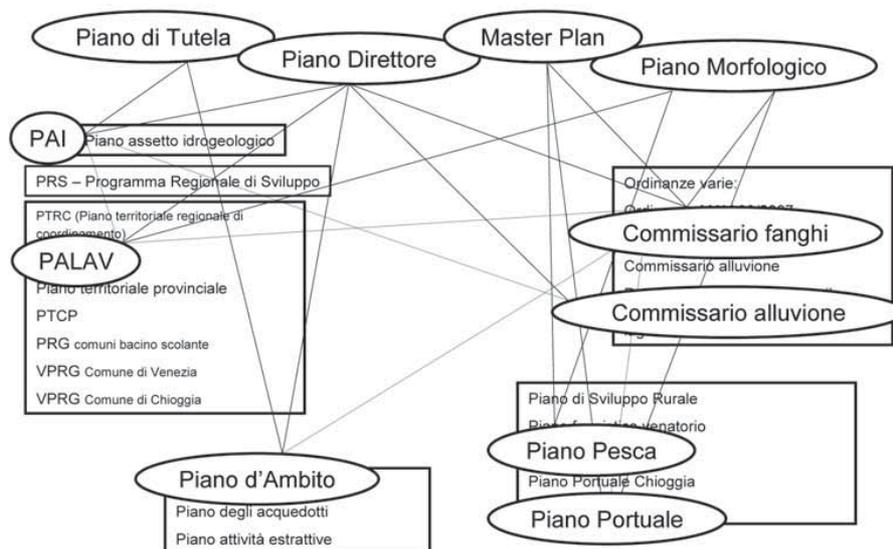


Figura 3-2-2. Esempi di interazione tra diversi piani e ordinanze che regolano la gestione e l'uso della risorsa idrica nel territorio del "Sistema Venezia".

Alla luce di tali esperienze e della nuova normativa, europea e nazionale, appare evidente la necessità di coordinare le azioni di tutela e di governo del territorio all'interno di un unico Piano di Gestione al fine di:

- valutare il risultato degli interventi attuati
- stimare i miglioramenti indotti dalle misure in programma
- definire gli obiettivi in linea con la normativa nazionale ed europea
- individuare le misure supplementari necessarie e provvedere, di conseguenza, all'aggiornamento dei piani di settore.

Per garantire il raggiungimento degli obiettivi di tutela, ed in particolare di salvaguardia dello stato ecologico, il Piano di Gestione deve prevedere e tenere in debito conto i possibili scenari futuri di sviluppo e mutamento del territorio. Sviluppo urbano, nuove infrastrutture, cambiamenti climatici, sono quindi alcune delle condizioni da considerare prioritariamente per la gestione futura della risorsa idrica sotto l'aspetto qualitativo e quantitativo.



3.2.2 Tipizzazione della laguna di Venezia

Tratto da:

ICRAM, 2007. "Guida alla tipizzazione dei corpi idrici di transizione e alla definizione delle condizioni di riferimento ai sensi della Direttiva 2000/60/CE". A. Barbanti, G. Pineschi, R. Girardi, G. Trincherà, A. Bonometto, A. Basset, L. Sabetta, N. Galuppo, P. Viaroli.

Attività svolta nell'ambito:

- della Convenzione di Ricerca tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e ICRAM "Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della laguna di Venezia" del 04/08/2004 e successiva integrazione del 03/08/2005 - Scheda Tecnica N. 2 - Attività di coordinamento e supervisione tecnica degli strumenti di pianificazione e programmazione della Laguna di Venezia;
- della Convenzione tra APAT e ICRAM "Direttiva 2000/60/CE - Salvaguardia di Venezia - Danno ambientale" del 09/10/2007 - Attività 1 - Collaborazione per le attività dell'APAT di supporto tecnico alla Direzione Qualità della Vita in relazione all'attuazione della Direttiva 2000/60/CE per le acque di transizione.

Nel contesto veneziano, ISPRA sta svolgendo una serie di attività propedeutiche all'elaborazione del Piano di Gestione ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. Primo passo per l'implementazione della Direttiva nel territorio è il processo di zonizzazione del distretto idrografico in categorie - tipi - e infine in corpi idrici, unità operativa cui riferirsi.

In data 11/08/2008 è stato pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale il D.M. del 18 giugno 2008 recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152. ISPRA ha svolto una importante attività di assistenza al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare nella definizione di tale atto normativo, in particolare con la elaborazione del documento "Guida alla tipizzazione dei corpi idrici di transizione ed alla definizione delle condizioni di riferimento ai sensi della direttiva 2000/60/CE" (ICRAM, 2007).

I criteri per la tipizzazione dei corpi idrici di transizione riportati nel sopra citato Decreto prevedono l'utilizzo dei seguenti descrittori:

- Localizzazione geografica (Ecoregione di appartenenza)
- Geomorfologia (lagune costiere o foci fluviali)
- Escursione di marea (>50 cm - microtidale o <50cm - non tidale)
- Superficie (>2,5 km², <2,5 km²)
- Salinità (oligoaline <5 psu; mesoaline 5-20 psu; polialine 20-30 psu; eurialine 30-40 psu; iperaline >40 psu).

Per le acque di transizione che presentano una significativa eterogeneità ambientale interna, evidenziabile essenzialmente su base geomorfologica ed idrodinamica, il Decreto prevede che si possa procedere ad una ulteriore "sub-tipizzazione" a livello regionale, mediante l'applicazione di idonei descrittori, a partire da quelli previsti dall'allegato II della Direttiva (sistema B) o da una loro combinazione.

Per la laguna di Venezia ICRAM ha prodotto un esempio di tipizzazione riportato nelle linee guida (ICRAM, 2007), sulla base degli stessi criteri poi formalizzati a livello nazionale dal già menzionato decreto, razionalizzando la zonizzazione in funzione delle caratteristiche idromorfologiche di dettaglio, rendendola congruente con la presenza di corpi barenali e con la rete di canali a marea (Figura 3-2-3).

Sono stati individuati 4 tipi di corpi idrici, tenendo conto, quale criterio di sub-tipizzazione, anche del grado di confinamento, rappresentativo di diversi elementi idromorfologici, quali il tempo di residenza e la presenza di corpi barenali:

- laguna costiera, di grandi dimensioni, microtidale, polialina, confinata;
- laguna costiera, di grandi dimensioni, microtidale, polialina, non confinata;
- laguna costiera, di grandi dimensioni, microtidale, eualina, confinata;
- laguna costiera, di grandi dimensioni, microtidale, eualina, non confinata.

Nell'applicazione dei criteri di tipizzazione sono state fatte alcune scelte operative relative alle scale spaziali e temporali sulle quali mediare i parametri, quali escursione di marea e, in particolare, di salinità. Al fine di rendere la tipizzazione il più possibile adattata all'individuazione delle condizioni di riferimento tipo-specifiche è stato fatto un confronto con vari studi specifici condotti in laguna di Venezia sulle caratteristiche delle matrici acqua e sedimento e delle comunità fito-zoobentoniche e macroalgali (es.

MAV-CVN, 2005; MAV-CVN, 2006).

Sono state considerate, inoltre, precedenti proposte di zonizzazione della laguna di Venezia, anche se in riferimento alla Direttiva 2000/60/CE, quali quelle contenute nel documento “Attività di aggiornamento del piano degli interventi per il recupero morfologico in applicazione della delibera del Consiglio dei Ministri del 15 marzo 2001”. Studi di base, linee guida e proposte di intervento del “Piano Morfologico” (MAV-CVN-Technital, 2004) e in Zanon (2006).

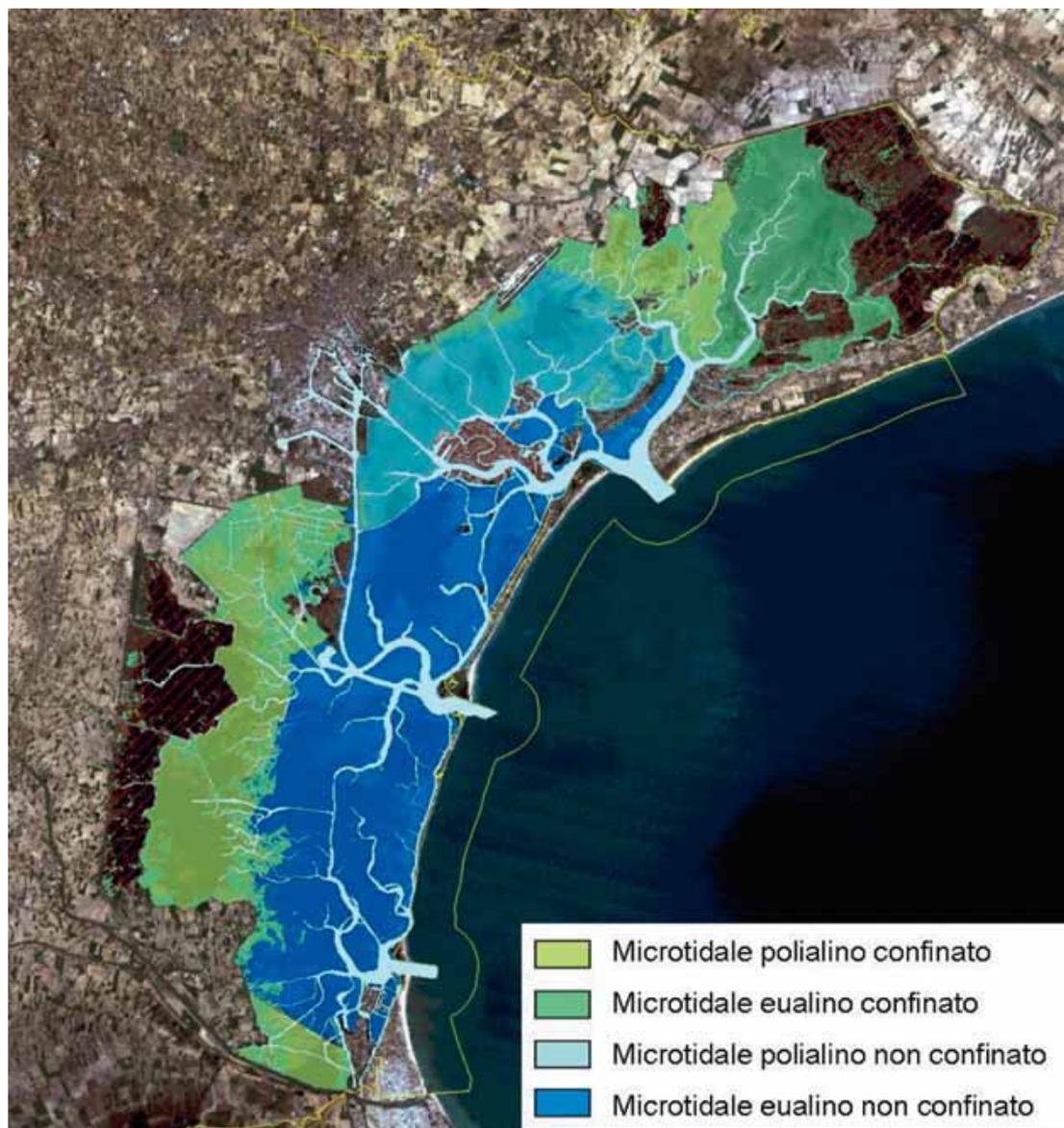


Figura 3-2-3. Esempio di tipizzazione applicato alla laguna di Venezia.

Il processo di tipizzazione dei corpi idrici è pertanto avviato, con formalizzazione dei criteri e disposizione alle Regioni di procedere alla definizione dei tipi per ciascuna categoria di corpo idrico. Resta ancora aperto il tema, di particolare interesse per la laguna di Venezia, dell'identificazione dei corpi idrici fortemente modificati; in via provvisoria sono stati individuati come tali, nella proposta ICRAM, le valli da pesca, i canali industriali e del centro storico, ma manca ancora una loro definizione a livello nazionale.

Bibliografia

- EUROPEAN COMMISSION, 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) guidance document number 2. Identification of Water Bodies. *Office for Official Publications of the European Communities; Luxembourg, ISBN 92-894-5122-X*.
- EUROPEAN COMMISSION, 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) guidance document number 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. *Office for Official Publications of the European Communities; Luxembourg, ISBN 92-894-6968-4*.
- EUROPEAN COMMISSION, 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) guidance document number 10. Rivers and Lakes - Typology, Reference Conditions and Classification Systems. *Office for Official Publications of the European Communities; Luxembourg, ISBN 92-894-5614-0*.
- EUROPEAN COMMISSION, 2003. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) guidance document number 5. Transitional and coastal waters. Typology, reference conditions and classification systems. *Office for Official Publications of the European Communities; Luxembourg, 116 pp. ISBN 92-894-5125-4; ISSN 1725-1087*.
- EUROPEAN COMMUNITIES, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities 43 (L327)*, pp. 75.
- ICRAM, 2007. Guida alla tipizzazione dei corpi idrici di transizione ed alla definizione delle condizioni di riferimento ai sensi della direttiva 2000/60/CE.
- MAV-CVN, 2005. PROGETTO MELA2. ATTIVITÀ C - Rilievo della distribuzione delle comunità bentoniche di substrato molle (macro e meiozoobenthos e macrofitobenthos) in Laguna di Venezia (2002-2003-2004). Resocontazione finale. A cura di SELC in collaborazione con Thetis s.p.a..
- MAV-CVN, 2006. PROGETTO MELA3. ATTIVITÀ A - Rapporto tecnico finale sulle attività di monitoraggio della qualità delle acque. Rapporto di sintesi. A cura di OGS e Università di Venezia.
- 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 (2007) 16-29*
- ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P., STAMATIS, N., 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators 3 (1), 27-33*.
- SFRISO, A., C. FACCA, P. F. GHETTI, 2007. Rapid Quality Index (R-MaQI), based mainly on macrophytes associations, to assess the ecological status of Mediterranean transitional environments. *Chemistry and Ecology 23*: 493-503.
- ZANON, V., 2006. Habitat classification degli ambienti di transizione e bioindicazione. Una strategia per la valutazione della laguna di Venezia - Tesi di dottorato - Università Ca' Foscari Venezia.



3.3 MONITORAGGIO, SALVAGUARDIA E RIQUALIFICAZIONE DELLA LAGUNA DI VENEZIA

A cura di: *Dott.ssa Rossella Boscolo Brusà, Dott. Michele Cornello, Dott. Federica Cacciatore, Dott. Ing. Alessandra Feola, Dott. Emanuele Ponis, Dott.ssa Camilla Antonini, Dott. Marco Bernardello, Dott. Ing. Andrea Bonometto*

3.3.1 Attività di analisi e monitoraggio dello stato della laguna di Venezia

Tratto da:

ICRAM, 2007. Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della laguna di Venezia, Relazione Finale. Scheda Tecnica 1: Attività di analisi e monitoraggio dello stato della Laguna di Venezia. Antonella Ausili, Massimo Gabellini, Rossella Boscolo, Luciano De Propriis, Andrea Barbanti, Michele Cornello, Roberta Girardi, Camilla Antonini, Annachiara Bixio, Andrea Bonometto, Federica Cacciatore, Alessandra Feola, Giorgio Pineschi, Manuela Ragazzo, Carlo Innocenti.

Attività svolta nell'ambito:

- della Convenzione di Ricerca tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e ICRAM "Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della laguna di Venezia" del 04/08/2004 e successiva integrazione del 03/08/2005 - Scheda Tecnica N. 1 - Scheda Tecnica N. 1: Attività di analisi e monitoraggio dello stato della Laguna di Venezia.;
- della Convenzione di Ricerca tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e ICRAM "Campagna di caratterizzazione ambientale nella Laguna di Venezia" del 05/12/2002 e successivi atti aggiuntivi del 30/12/2002 e del 27/05/2003.

La laguna di Venezia per le peculiari caratteristiche di ambiente di transizione è da sempre oggetto di studio e di interesse da parte delle Strutture territoriali e del Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare, in particolare della Direzione Qualità per la Vita. Nell'ambito dei progetti realizzati da ICRAM, per conto di quest'ultimo, è stato elaborato uno studio volto alla caratterizzazione dei sedimenti, delle acque e del biota, finalizzato all'individuazione delle zone a maggiore criticità (ICRAM, 2007). Tale piano è stato redatto in collaborazione tra ICRAM e MAV sulla base delle conoscenze e delle esperienze acquisite da entrambe negli anni sullo studio e la salvaguardia della laguna. L'obiettivo è stato quello di valutare lo stato ecologico della laguna di Venezia, al fine di fornire un elemento conoscitivo fondamentale per indirizzare i processi di gestione degli interventi da attuare nella laguna di Venezia.

L'insieme delle attività descritte ben si inserisce tra i presupposti definiti dalla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE, la quale fornisce un quadro di riferimento generale per la gestione e la tutela delle acque (superficiali, sotterranee, interne, marino - costiere e di transizione) negli Stati Membri della Comunità Europea. L'obiettivo ambientale della Direttiva è il raggiungimento, entro il 2015, di un Buono Stato sotto il profilo sia ecologico che chimico. Per poter verificare il raggiungimento degli obiettivi ambientali fissati, è stato imposto ai Paesi della CE l'implementazione dei programmi di monitoraggio ambientale (art. 8), il cui fine è la classificazione dello stato di qualità dei corpi idrici.

Al tal riguardo, il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare ha individuato in ICRAM (ora ISPRA) il Referente Nazionale e Comunitario a cui affidare il coordinamento delle attività per l'implementazione della Direttiva 2000/60/CE per la categoria "acque di transizione". Tale incarico è stato assegnato in virtù del fatto che l'ICRAM è impegnata da anni nel monitoraggio e nella salvaguardia di importanti ecosistemi di transizione come per l'appunto la laguna di Venezia. Difatti, proprio nell'ambito delle attività previste nel presente Programma di Ricerca, ed in virtù del fatto che questa laguna è stata inserita nel Registro ufficiale dei Siti di Intercalibrazione per le Acque di Transizione, il Ministero ha richiesto all'Istituto di promuoverla a livello europeo quale "ambiente modello" ai fini dell'implementazione della direttiva.

Il piano di monitoraggio ha previsto il campionamento di sedimenti superficiali in 112 stazioni disposte su tutto il territorio lagunare. A seguito degli esiti delle analisi di laboratorio, si è provveduto a riportare le risultanze analitiche sulla cartografia della laguna di Venezia. Sono state prodotte sia mappe che utilizzano come riferimento le classi previste dalla Tabella 1 del Protocollo fanghi '93, sia mappe che riportano la distribuzione di ciascun parametro investigato, ottenute per interpolazione dei dati. Infine, per i parametri analizzati e non regolamentati dal Protocollo Fanghi '93, sono state elaborate le opportune mappe tematiche tenendo in considerazione quanto emerso dai risultati dello "Studio dello stato di qualità chimico dell'ambiente lagunare veneziano attraverso una raccolta dati dei livelli di contaminazione dei

sedimenti, della vongola filippina *T. philippinarum*, e del mitilo, *M. galloprovincialis*”, redatto da ICRAM nel Marzo 2004 (ICRAM, 2005).

Il quadro complessivo che risulta dall'analisi dei dati effettuata in questo studio evidenzia l'esistenza di due zone principalmente contaminate in laguna di Venezia. Una posta in prossimità di San Giuliano, un tempo utilizzata come discarica di rifiuti industriali e successivamente, alla fine degli anni '90, solo in parte messa in stato di sicurezza permanente. La seconda area, a basso idrodinamismo e sottoposta a sedimentazione, risulta situata tra le casse di colmata e la gronda; qui il sedimento è tipicamente pelitico e ricco di sostanza organica e ciò favorisce l'accumulo delle sostanze sia naturali sia antropogeniche che arrivano dalla gronda (Figura 3-3-1 e 3-3-2). Altre fonti di inquinamento si possono individuare nelle attività di cantieristica a Chioggia e a Pellestrina.

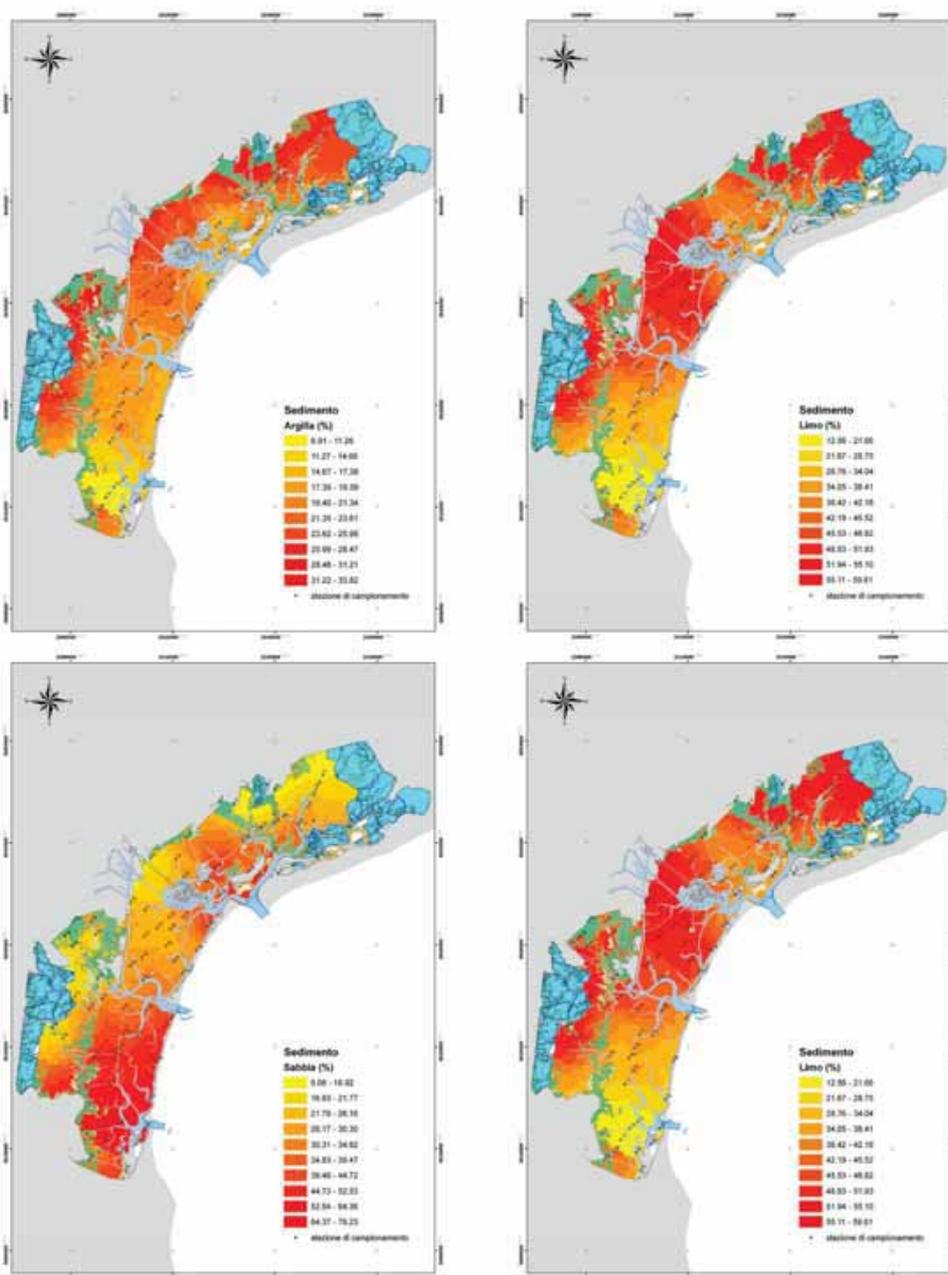


Figura 3-3-1. Mappe della distribuzione delle caratteristiche granulometriche dei sedimenti lagunari ottenute per interpolazione dei dati analizzati.

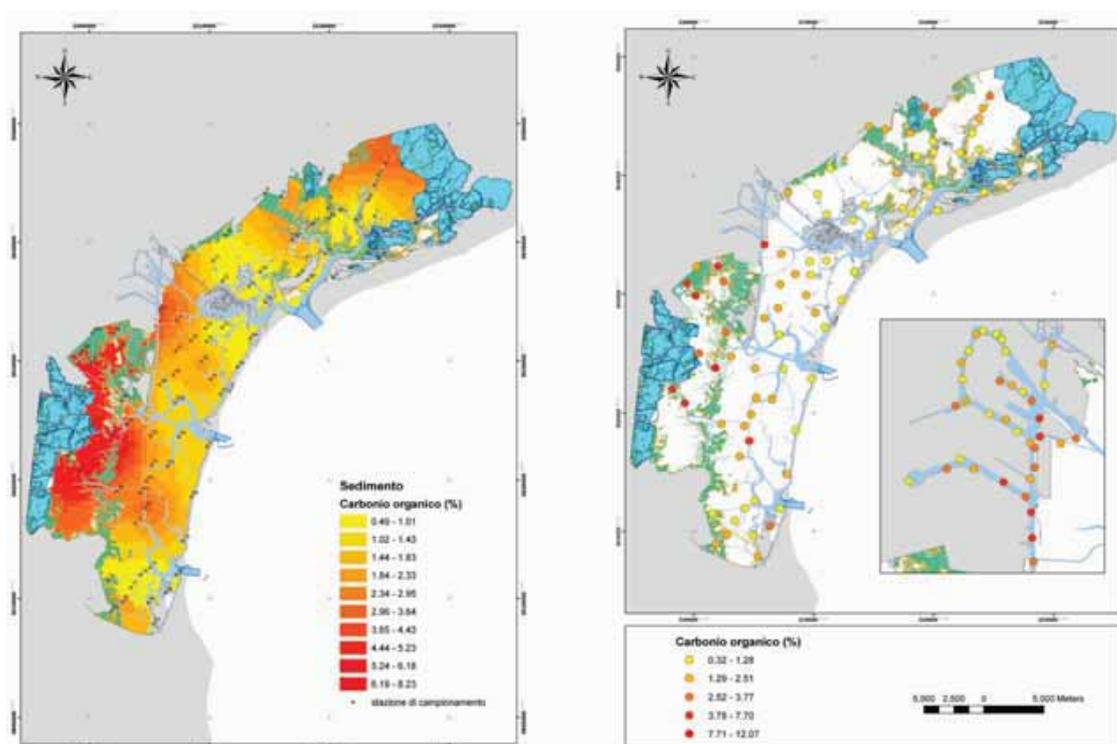


Figura 3-3-2. Mappe del contenuto di carbonio organico (%) determinate nei campioni di sedimento. A destra la mappa ottenuta per interpolazione dei dati e a sinistra la rappresentazione delle concentrazioni determinate con in dettaglio l'area dei canali industriali di Porto Marghera.

Per quanto riguarda Porto Marghera sono da rilevare le basse concentrazioni di nichel che in genere è associabile ai rifiuti di attività industriali, placcature metalliche e piombature (Figura 3-3-3). Alte concentrazioni di PCB caratterizzano l'area, anche se la produzione di tali contaminanti è stata abbandonata dopo la riconosciuta pericolosità dei composti rilasciati nell'ambiente. In passato erano utilizzati nella sintesi di antiparassitari, erbicidi, preservanti del legno, vernici, solventi, disinfettanti, come plastificanti nella produzione di adesivi e come fluidi dielettrici nei condensatori e nei trasformatori elettrici, ed ancora oggi sono utilizzati per alcuni processi industriali a ciclo chiuso. Malgrado non vi sia una correlazione statisticamente significativa tra la distribuzione delle concentrazioni dei PCB e delle diossine è possibile notare dalle mappe riportate in Figura 3.3.3 che i punti di picco sono i medesimi per entrambi i gruppi di analiti.

Di rilievo sono gli stati di contaminazione del canale Malamocco-Marghera in prossimità dell'isola delle Tresse, utilizzata come discarica di rifiuti industriali e messa in sicurezza permanente solo nella seconda metà degli anni '90 della darsena del canale industriale nord in cui si pratica l'attività cantieristica e del canale Brentella.

Il piano di monitoraggio per il biota ha previsto 48 stazioni di campionamento, di cui 25 di vongole della specie *T. philippinarum* e 23 di mitili della specie *M. galloprovincialis*. Due delle 23 stazioni di campionamento di mitili sono state posizionate in mare allo scopo di rappresentare un bianco di riferimento.

La scelta di campionare popolazioni residenti di queste due specie di organismi è stata fatta in base al comparto ambientale che si voleva indagare. I mitili, infatti, sono generalmente considerati ideali come indicatori delle condizioni della colonna d'acqua, mentre le vongole vivendo nel sedimento sono considerate dei buoni integratori delle condizioni esistenti in esso, ma anche nell'acqua, in particolare all'interfaccia tra i due comparti. Di conseguenza, per la rielaborazione dei dati analitici risultati dalla caratterizzazione, le due specie di molluschi bivalvi sono state trattate separatamente e sono stati effettuati gli opportuni confronti tra le diverse tipologie di informazioni ottenute.

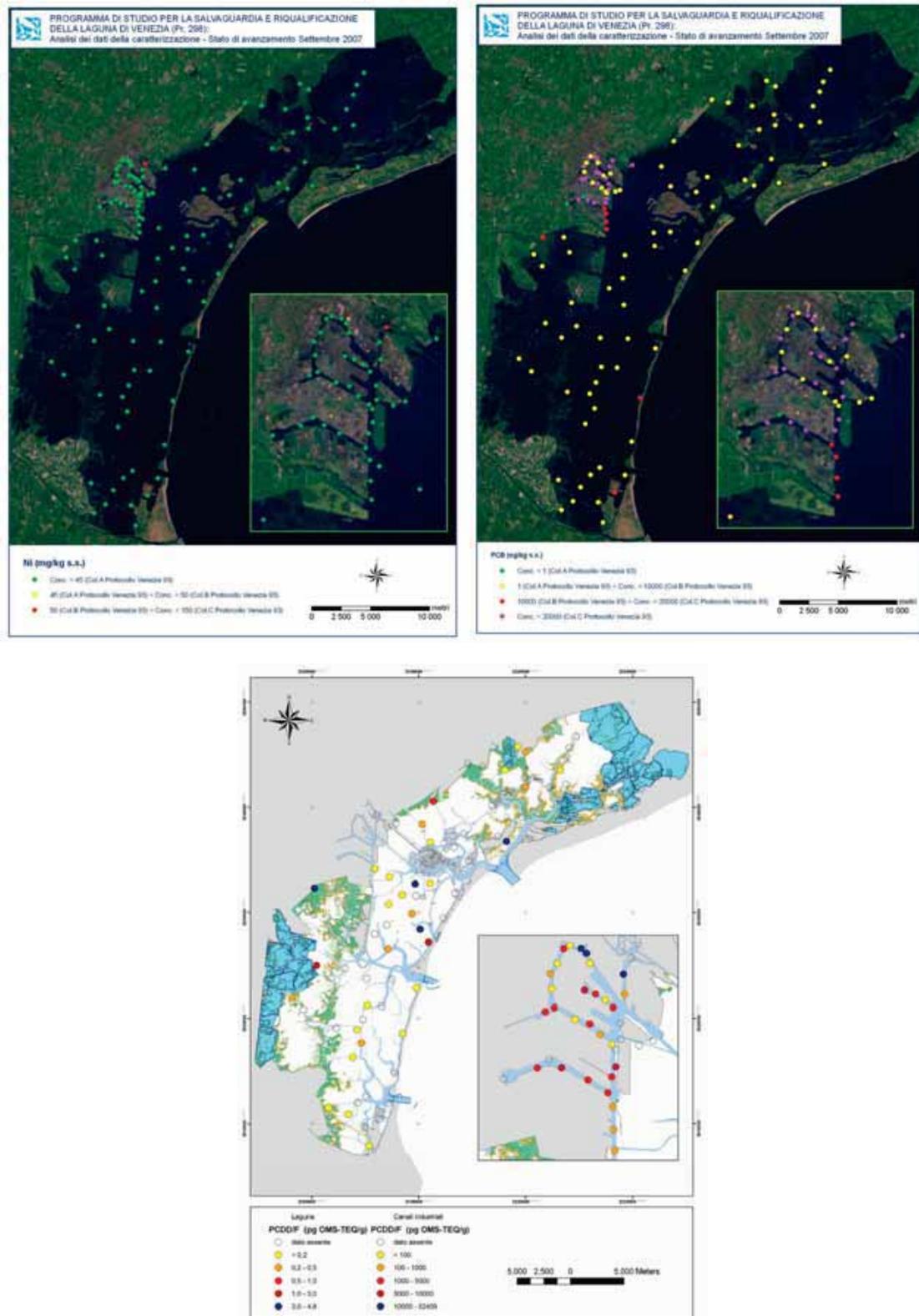


Figura 3-3-3. Mappe delle concentrazioni di Nichel e PCB, rappresentate utilizzando come riferimento la Tabella 1 del "Protocollo Fanghi" del 1993 e mappa di rappresentazione del contenuto di PCDD ePCDF (TEQ) determinato nei campioni di sedimento.

Per valutare la distribuzione spaziale dei dati ottenuti dalle analisi chimiche condotte sulle due specie di molluschi bivalvi, sono state elaborate delle mappe tematiche con alcuni dei contaminanti indagati. Sono

stati utilizzati i risultati analitici di: Nichel, Cadmio, Piombo, Arsenico, Cromo totale, Mercurio, TBT, IPA totali, PCB totali, PCDD/F espressi in Equivalenti di Tossicità di TCDD (TEQ), PCDD/F + PCB espressi in Equivalenti di Tossicità di TCDD (TEQ). Nello scegliere i livelli di classificazione dei dati ottenuti è stato preso in considerazione quanto emerso dai risultati dello “Studio dello stato di qualità chimico dell’ambiente lagunare veneziano attraverso una raccolta dati dei livelli di contaminazione dei sedimenti, della vongola filippina *T. philippinarum*, e del mitilo, *M. galloprovincialis*”, redatto da ICRAM nel Marzo 2004 (rif. Scheda 2 - Relazione finale del “Programma di Studio in Materia di Salvaguardia e riqualificazione del Territorio e della Laguna di Venezia - Anni 2004-2005”. Dicembre 2005), apportando le eventuali modifiche, qualora fossero stati cambiati o introdotti nuovi limiti di legge per i contaminanti indagati.

I risultati delle analisi effettuate nelle vongole e nei mitili raccolti in laguna di Venezia hanno mostrato, in generale, un incremento dei livelli di contaminazione, rispetto a quelli raccolti negli anni '90, per quasi tutti gli analiti presi in considerazione. Per quanto riguarda l'arsenico e il tributilstagno, invece, si è osservato un miglioramento, seppur lieve, dei livelli di contaminazione in entrambe le specie indagate. Nei campioni di mitili, inoltre, si sono osservati anche dei miglioramenti dei livelli di contaminazione da IPA, mentre per i PCB le concentrazioni sono risultate pressoché simili a quanto riscontrato nel passato (Figura 3-3-4). Per la maggior parte degli analiti indagati e normati dalla legge i valori sono risultati inferiori ai limiti tabellari per entrambe le specie di molluschi.

In generale, confrontando i risultati delle concentrazioni di biota con i sedimenti è emerso che la principale fonte di contaminanti in laguna di Venezia, nonostante la riduzione delle emissioni dovute al declino dell'industria chimica e la messa in sicurezza di alcune aree ritenute pericolose, resta la zona industriale di Porto Marghera. I livelli più alti di contaminazione si sono, infatti, osservati lungo i canali industriali, in particolar modo lungo il canale Brentella che ha presentato il campione di biota (vongole) in assoluto più contaminato.

Oltre alle immissioni riconducibili ad attività industriali, all'inquinamento della laguna contribuiscono ulteriori sorgenti sia puntiformi che diffuse, rappresentate dalle acque di scarico dei centri urbani trattate e non trattate, dai corsi d'acqua, dall'agricoltura, dal traffico marittimo e dalle deposizioni atmosferiche.

Va ricordato, infine, che metalli pesanti, IPA, PCDD/F, PCB e BT risultano particolarmente legati ai sedimenti che vanno a costituire essi stessi un serbatoio di inquinanti e quindi un'ulteriore fonte di contaminazione per l'ecosistema lagunare, attraverso fenomeni di risospensione dovuti al moto ondoso, alle attività di dragaggio e dai mezzi utilizzati per la pesca della vongola filippina.



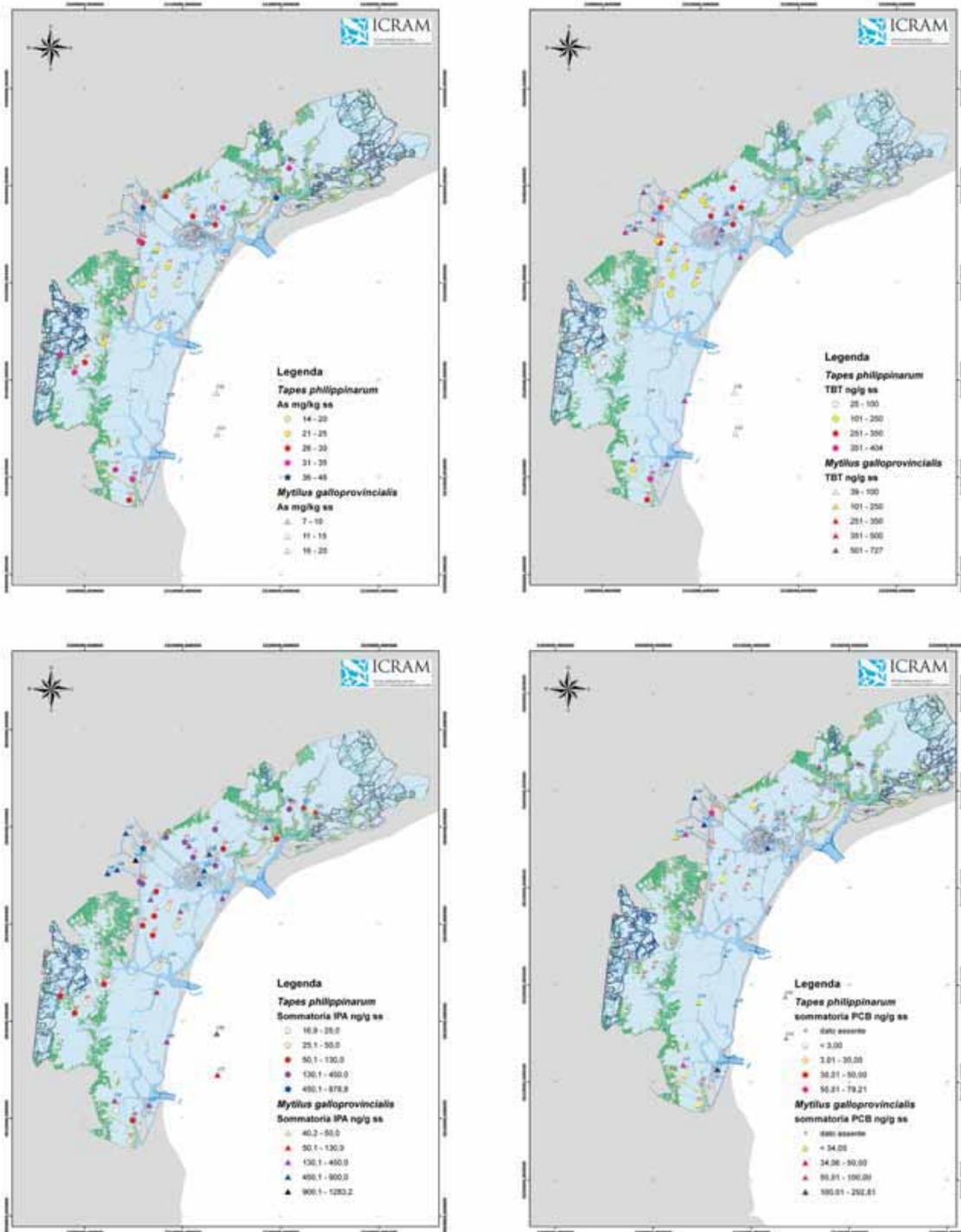


Figura 3-3-4. Mappe tematiche rappresentanti i livelli di contaminazione di Arsenico, TBT, IPA totali, PCB totali, indagati nel biota (*T. philippinarum* e *M. galloprovincialis*).

Monitoraggio dei policlorobifenili (PCB) quali indicatori di qualità delle vongole *Tapes philippinarum* allevate in laguna di Venezia

Tratto da:

BOSCOLO R., CACCIATORE F., BERTO D., GIANI M., 2007. Polychlorinated biphenyls in clams *Tapes philippinarum* cultured in the Venice Lagoon (Italy): Contamination levels and dietary exposure assessment. *Food and Chemical Toxicology*, 45, (6): 1065-1075.

Attività svolta nell'ambito:

- del Programma di ricerca ICRAM "Piano di monitoraggio dei Policlorobifenili (PCB) quali indicatori di qualità del biota nel bacino sud della laguna di Venezia e per la valorizzazione della produzione locale di molluschi e pesci". Marzo 2005.

I policlorobifenili (PCB) sono composti chimici stabili che derivano dalla sostituzione di 1-10 atomi di cloro nella struttura bifenilica. I PCB sono stati prodotti ed utilizzati, come miscele di congeneri, su scala mondiale, principalmente come refrigeranti e lubrificanti nei condensatori e altre apparecchiature elettriche (Rand et al., 1995). Grazie alle caratteristiche chimico-fisiche di alcuni congeneri, in particolare quelli con cinque o più atomi di cloro, risultano estremamente stabili, non bruciano facilmente e sono buoni isolanti (Erickson, 1992).

La produzione e l'uso di PCB, iniziati nel 1929, sono oggi limitati nei paesi dell'Unione Europea attraverso la Direttiva 85/467/CE e in alcuni paesi europei sono stati banditi dai primi anni '70. Tuttavia, l'uso ingente dei PCB nel passato e la loro elevata persistenza sono causa di una presenza in ambiente ancora rilevante e la dismissione di apparecchiature obsolete che utilizzano PCB comporta un ulteriore rischio di contaminazione (Bayarri et al., 2000; Guerzoni e Racanelli, 2003).

Alcuni policlorobifenili sono isostereoisomeri della 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-diossina, considerata il composto più tossico per gli organismi viventi. Ciò rende questi composti estremamente pericolosi per i sistemi viventi, poiché sono in grado di provocare effetti tossici simili a quelli della diossina stessa (Deml, 2004).

Al fine di facilitare la valutazione di rischio per l'esposizione alle miscele con cui i PCB si presentano in ambiente, l'EPA (Environmental Protection Agency degli Stati Uniti d'America) e l'OMS (Organizzazione Mondiale di Sanità) hanno definito i fattori di tossicità equivalente (TEF). I valori di TEF per i singoli congeneri, moltiplicati per le loro concentrazioni nella matrice di interesse, vengono usati per calcolare la tossicità equivalente (TEQ) di 2,3,7,8-TCDD (Van den Berg et al., 1998; Van den Berg et al., 2006).

I PCB vengono assunti nell'uomo soprattutto attraverso l'alimentazione e studi condotti sull'esposizione giornaliera a complesse miscele di composti organoclorurati, come PCDD, PCDF e PCB hanno dimostrato che la fonte alimentare prevalente è costituita da cibo di origine animale (Mes et al., 1991; Svensson et al., 1991; Anderson et al., 1998; Tsutsumi et al., 2001). I prodotti della pesca, pur costituendo una piccola percentuale della dieta umana, risultano comunque la via principale di introduzione di tali contaminanti nell'uomo (Harrison et al., 1998; Alcock et al., 1998).

Lo scopo di questo lavoro è stato di valutare i livelli di contaminazione da PCB in vongole allevate in laguna di Venezia, di considerare la loro concentrazione in relazione al contenuto lipidico dei molluschi e di stabilire il loro potenziale impatto per i consumatori. A tal fine è stata posta particolare attenzione ai congeneri diossina simile (mono-orto e non-orto PCB) e ai PCB 28, 52, 101, 138, 153 e 180, composti risultati particolarmente abbondanti nei pesci.

In questo studio sono stati analizzati campioni di *T. philippinarum* provenienti da differenti allevamenti situati nei tre bacini lagunari: sud, centro e nord (siti 1-3 bacino sud, siti 4-6 bacino centro, siti 7-9 bacino nord) (Figura 3-3-5). In ogni allevamento è stata delimitata un'area di 15x15m da cui sono stati prelevati 200 esemplari nei mesi di dicembre 2003, marzo, giugno e settembre 2004. In ciascun sito, nell'area campionata, le vongole erano state introdotte come seme, di diversa provenienza, nella primavera del 2003, tra il mese di marzo e quello di maggio. Per ogni campione sono stati scelti, in modo casuale, 80 individui che sono stati sgusciati, omogeneizzati e liofilizzati. La determinazione delle concentrazioni di PCB è stata eseguita seguendo il metodo EPA 1668 (1999) che prevede una fase di estrazione, una di purificazione e la determinazione analitica al gascromatografo con rilevatore di massa a trappola ionica (GC-MS/MS). Il contenuto di lipidi è stato quantificato nelle vongole secondo il metodo descritto da Folch et al. (1957) modificato (per maggiori informazioni sulle metodiche analitiche si rimanda alla pubblicazione scientifica da cui è tratto questo sunto).

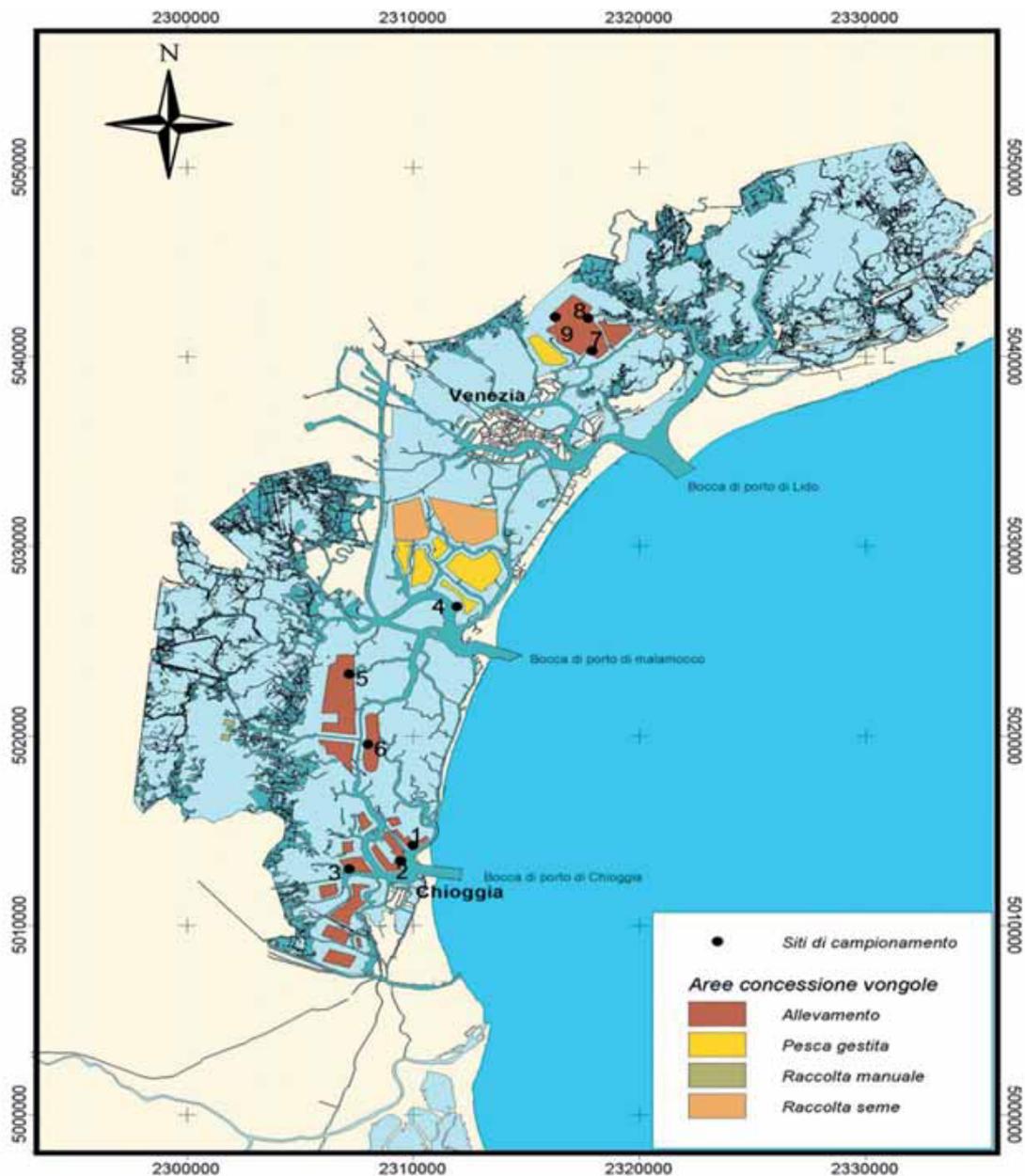


Figura 3-3-5. Mappa dei siti di campionamento delle vongole nella laguna di Venezia. Siti: 1, 2, 3 Area Sud; siti: 4, 5, 6 Area Centro; siti: 7, 8, 9 Area Nord.

Le concentrazioni della somma dei 21 congeneri analizzati nelle vongole di questo studio (Figura 3-3-6), sono risultate dello stesso ordine di grandezza o più basso rispetto a quanto riportato per vongole *T. philippinarum* raccolte in zone della laguna di Venezia soggette a basso impatto antropico (Di Domenico et al., 1997, 1998; Binelli e Provini, 2003). Inoltre, se confrontati con i valori trovati nelle vongole e nei mitili raccolti vicino all'area industriale di Porto Marghera (Widdows et al., 1997; Di Domenico et al., 1998; Nasci et al., 2000), le concentrazioni determinate sono risultate inferiori di uno o due ordini di grandezza. In base alla classificazione di Miniero et al. (2005), infatti, i risultati provenienti dai siti 1, 3, 4, 6 e 7 rientrano nella categoria delle zone soggette a bassa esposizione da contaminanti. Le vongole provenienti dai siti 8 e 9 hanno invece presentato, oltre a concentrazioni relativamente elevate di PCB, anche un pattern di distribuzione dei congeneri simile tra loro. Questo potrebbe essere dovuto alla risospensione di

sedimenti causata dai mezzi utilizzati per la pesca delle vongole, i quali contribuiscono alla dispersione di inquinanti dalla zona industriale a quest'area della laguna. Il sito 7, invece, pur trovandosi in questa stessa zona lagunare, ha mostrato campioni di vongole con valori di PCB relativamente bassi, confermando quanto riportato precedentemente da Secco et al. (2005) sull'eterogeneità delle concentrazioni di PCB determinate nei sedimenti di quest'area lagunare.

Table 4
 The percentages of water and lipid, the mean values of tri-CBs, tetra-CBs, penta-CBs, hexa-CBs, hepta-CBs and the mean of total polychlorinated biphenyls (Σ PCB) in the clams

Site	Water (%)	Lipid (% dry weight)	PCBs (ng/g wet weight)					Σ PCB
			Tri-CBs (28 + 31)	Tetra-CBs (52, 81, 77)	Penta-CBs (101, 123, 118, 114, 105, 126)	Hexa-CBs (153, 138, 128, 167, 156, 157, 169)	Hepta-CBs (180, 170, 189)	
1	88	0.68	0.11	0.24	0.82	0.79	0.22	2.19
2	86	0.82	0.13	0.30	2.49	0.85	0.25	4.01
3	87	0.73	0.12	0.28	0.56	0.89	0.24	2.09
4	88	0.67	0.14	0.26	0.69	0.77	0.23	2.08
5	89	0.60	0.10	0.22	0.46	0.70	0.20	1.68
6	88	0.72	0.14	0.24	0.75	0.77	0.23	2.13
7	87	0.80	0.15	0.27	0.77	0.82	0.24	2.25
8	86	0.81	0.21	0.28	1.00	0.97	0.25	2.71
9	86	0.88	0.33	0.29	0.89	0.90	0.26	2.68

Figura 3-3-6. Tabella riportante i risultati delle analisi effettuate nei campioni di vongole (tratta da Boscolo et al., 2007).

In laguna di Venezia la venericoltura e la raccolta del seme di vongola sono permesse solamente nelle aree con acque classificate come idonee a tali attività, secondo parametri igienico-sanitari (Figura 3-3-5). Sfortunatamente, a causa della difficoltà di sorveglianza, migliaia di tonnellate di molluschi vengono pescate illegalmente nelle aree inquinate e vendute per il consumo umano senza l'applicazione di misure di controllo sanitario. Per questo stesso motivo è possibile che i valori disparati di PCB riscontrati nelle vongole allevate in aree simili della laguna di Venezia, per esempio nei siti 1, 2 e 3 del bacino sud, con un insolito valore elevato di penta-CB determinato nei campioni del sito 2 (Figura 3-3-6), potrebbero essere dovuti a una diversa provenienza del seme di partenza.

I risultati hanno mostrato una chiara predominanza di esa-clorobifenili, seguito dai penta, epta, tetra e tri-CB (Figura 3-3-6), in accordo con quanto riportato in studi precedenti (Pruell et al., 1986; Binelli e Provini, 2003 e altri). Un pattern di distribuzione dei gruppi di clorurazione simile è stato riscontrato anche nei sedimenti della laguna di Venezia (Frignani et al., 2001; Secco et al., 2005). L'accumulo di PCB e l'eventuale decontaminazione quando le vongole vengono trasferite in acque più pulite può dipendere in parte dal grado di clorurazione e la struttura del congenere. Nei bivalvi il potenziale di sequestro e l'emivita del tasso di depurazione generalmente aumenta con il grado di clorurazione e di conseguenza con l'idrofobicità e lipofilità di ciascun congenere (Livingstone, 1992). Gli esa-CB e i penta-CB vengono accumulati maggiormente rispetto ai tetra e tri-CB. Inoltre il tasso di depurazione dei PCB nelle vongole diminuisce con l'aumento del contenuto di cloro a causa dell'incremento della lipofilità (Connolly, 1992).

La variabilità nel contenuto dei lipidi nei bivalvi riflette i cambiamenti della qualità e della quantità del cibo (Walz, 1979; Garton & Haag, 1933), lo stato fisiologico e la fase riproduttiva (Pieters et al., 1980; Zandee et al., 1980; Nalepa et al., 1993). In questo studio il contenuto lipidico riportato in Figura 3-3-7 rappresenta la media delle quattro stagioni di campionamento, pertanto sono state minimizzate le variabilità stagionali di tale parametro. Sebbene i bivalvi abbiano un livello di contenuto lipidico relativamente basso, è risultata esserci una correlazione positiva e significativa (Spearman $R = 0,88$, $p < 0,01$; $y = 3,82x + 3,57$) tra -PCB e percentuale di lipidi, confermando l'alta affinità dei policlorobifenili con la frazione lipidica.

Table 6
The mean values of non-ortho, mono-ortho PCBs and other PCB congeners in the clams

Site	PCBs (ng/g, wet weight)		
	Non-ortho PCBs (77, 81, 126, 169)	Mono-ortho PCBs (114, 156, 157, 105, 118, 123, 189, 167)	Other PCB congeners (28 + 31, 52, 101, 153, 138, 128, 180, 170)
1	0.32	1.19	0.68
2	0.39	2.94	0.68
3	0.34	0.95	0.81
4	0.32	1.06	0.70
5	0.29	0.79	0.60
6	0.32	1.12	0.68
7	0.34	1.08	0.82
8	0.37	1.37	0.98
9	0.38	1.32	0.98

Table 7
Mean values of non-ortho PCBs, mono-ortho PCBs and non+mono-ortho PCBs in the clams expressed as pg TEQ/g and calculated with TEF₉₈

Site	pg TEQ/g (wet weight)		
	Non-ortho PCBs (77, 81, 126, 169)	Mono-ortho PCBs (114, 156, 157, 105, 118, 123, 189, 167)	Non+mono-ortho PCBs
1	0.000	0.092	0.092
2	0.009	0.230	0.239
3	0.000	0.012	0.012
4	0.000	0.046	0.046
5	0.000	0.004	0.004
6	0.000	0.036	0.036
7	0.000	0.021	0.021
8	0.004	0.122	0.126
9	0.000	0.035	0.035

Table 8
Mean values of non-ortho PCBs, mono-ortho PCBs and non+mono-ortho PCBs in the clams expressed as pg TEQ/g and calculated with TEF₀₅

Site	pg TEQ/g (wet weight)		
	Non-ortho PCBs (77, 81, 126, 169)	Mono-ortho PCBs (114, 156, 157, 105, 118, 123, 189, 167)	Non+mono-ortho PCBs
1	0.000	0.012	0.012
2	0.019	0.089	0.079
3	0.000	0.004	0.004
4	0.000	0.007	0.007
5	0.000	0.001	0.001
6	0.000	0.011	0.011
7	0.000	0.006	0.006
8	0.004	0.024	0.028
9	0.000	0.011	0.011

Figura 3-3-7. Tabelle riportanti i valori di PCB determinati nei campioni di vongole divisi in PCB diossina simile (mono-orto e non-orto) e altri congeneri ed espressi sia in concentrazione assoluta che in TEQ (tratte da Boscolo et al., 2007).

Il comitato internazionale per l'esplorazione del mare ha raccomandato monitoraggi quantitativi dei seguenti congeneri PCB: 28, 52, 101, 118, 138, 153 e 180, in quanto è stato provato che essi risultano relativamente abbondanti nei pesci (MAFF, 1999). I risultati delle determinazioni analitiche di questi PCB (Figura 3-3-7) sono confrontabili con i valori più bassi riportati da Galceran et al. (1993) in vongole e mitili raccolti in Spagna. È stato dimostrato che i congeneri PCB con una struttura chimica coplanare simile alla diossina simulano le proprietà biochimiche e tossicologiche della Tetra-CDD (il composto PCDD più tossico). Le proprietà tossicologiche dei congeneri PCB consigliati dal comitato internazionale per l'esplorazione del mare sembrano marginalmente correlate ai meccanismi di azione dei composti diossina simile (Van den Berg et al., 1998). L'Organizzazione Mondiale per la Salute e la Commissione Europea hanno recentemente rivisto le valutazioni di rischio per la salute umana causato da questi congeneri. In questi studi, effettuati su altre specie di prodotti della pesca, le concentrazioni dei sei congeneri mono-orto PCB sono risultati maggiori rispetto ai sei non-orto PCB (Storelli et al., 2003). Ad ogni modo, i non-orto PCB sono 10 volte più tossici e 100 volte più attivi come induttori delle ossigenasi a funzione mista citocromo P450 dipendenti (Safe, 1990). Per valutare il potenziale impatto sulla salute umana, l'OMS ha raccomandato, come livello di riferimento, un'assunzione giornaliera tollerabile (TDI) di PCB diossina simile che va da 1 a 4 pgTEQ/kg di peso corporeo (considerando una persona di 60 kg) (European Commission, 1999, 2000; WHO, 1998). L'Italia è caratterizzata da popolazioni con abitudini alimentari differenti dovute principalmente alle diversità geografiche e culturali. Nel nord Italia il consumo di prodotti della pesca è inferiore rispetto a quelli dell'Italia del sud e delle isole (Storelli e Marcotrigiano, 2001). Nell'area prossima alla laguna di Venezia il consumo medio di vongole è stimato essere pari a 30 g per persona al giorno. Considerando l'ipotesi peggiore e utilizzando il valore più elevato di PCB diossina simili riscontrato in questo studio (0,24 pgTEQ/g calcolato con i valori di TEF del '98) l'assunzione di PCB diossina simile (mono-orto e non-orto) per la popolazione della laguna risulterebbe di 0,12 pg TEQ/kg di peso corporeo. Dal momento che le vongole rappresentano il 25% del totale dei prodotti della pesca consumati dalla popolazione veneziana e che il TDI dell'OMS comprende non solo i PCB, ma anche le diossine e i furani, il valore di assunzione giornaliera qui calcolato viene sicuramente

sottostimato. Ad ogni modo, in base del Regolamento della Comunità Europea 199/2006 (CE) che stabilisce 4 pgTEQ/g su peso fresco come valore limite per i prodotti della pesca, le concentrazioni di TEQ determinate in questo studio risultano inferiori rispetto a questo valore soglia (Figura 3-3-7).

Inoltre, anche applicando lo schema TEF rivisto nel 2005 (Van den Berg et al., 2006) i valori di PCB delle vongole analizzate per questo studio risultano sempre inferiori rispetto al limite imposto dall'OMS (Figura 3-3-7).

In conclusione, i livelli di contaminazione da policlorobifenili riscontrati nei campioni di vongole, raccolti in nove allevamenti della laguna di Venezia, risultano ben al di sotto dei valori indicati come assunzione giornaliera accettabile raccomandati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità. È, però, da sottolineare il fatto che le vongole campionate per questo studio provengono da siti approvati e ritenuti idonei alla venericoltura dal punto di vista igienico-sanitario. Abbiamo ben poche informazioni, invece, sulle origini del seme. È molto probabile, infatti, che la variabilità nelle concentrazioni di PCB risultata tra i campioni prelevati in aree simili di allevamento sia attribuibile alla diversità di provenienza del seme. È, infatti, evidente che occorrono maggiori controlli sulla raccolta illegale che avviene nell'area antistante il polo industriale di Porto Marghera, sulle pratiche di reperimento del seme e sui protocolli di allevamento al fine di proteggere la salute dei consumatori. Un tale sforzo di monitoraggio e una maggiore regolamentazione sul controllo necessitano, però, di particolare sostegno, soprattutto se si considera che questa prestigiosa produzione di vongole (la maggiore in Europa) proveniente dalla laguna di Venezia, non solo soddisfa i consumi locali, ma è ben noto che questi molluschi vengono esportati in molti paesi e raggiungono i piatti di tantissime persone in tantissimi paesi europei.

Ringraziamenti

Questo studio è stato realizzato grazie ad un accordo tra ICRAM e Fondazione della Pesca di Chioggia che hanno trovato interesse comune nell'attivare un programma in grado di fornire dati utili e conoscenze applicabili alle realtà produttive locali sui livelli di concentrazione di policlorobifenili (PCB) in campioni di vongole provenienti da allevamenti della laguna di Venezia.

Lo studio rientra in un programma triennale ICRAM (2002/2004) che ha coinvolto le Aree Tematiche Monitoraggio della qualità ambientale, qualità del biota e "Gestione sostenibile delle risorse, area pesca: Effetti dell'inquinamento e delle alterazioni ambientali sulle risorse pescabili (modificazioni genetiche e biologiche, successo riproduttivo, alterazione degli habitat, alterazione della qualità dei prodotti ittici)".

Si ringrazia, in particolare, il sig. Renzo Morato, ex-presidente della Fondazione della Pesca di Chioggia, per l'acquisizione nel 2002 del gascromatografo con rilevatore di massa a trappola ionica, GC-MS Trace GC Polaris Q, strumentazione necessaria alle analisi di laboratorio.

Valutazione dello stato di contaminazione e delle qualità nutrizionali nel ciclo di produzione della vongola verace (*Tapes philippinarum*) in laguna di Venezia

Tratto da:

BOSCOLO R., CACCIATORE F., GIOVANARDI O., 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in transplanted Manila clams (*Tapes philippinarum*) from the Lagoon of Venice as assessed by PAHs/shell weight index: a preliminary study. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (10-12): 485-493.

CACCIATORE F., BOSCOLO R., GIOVANARDI O., 2006. Indici di decontaminazione da metalli pesanti per la vongola filippina *Tapes philippinarum*. 37° congresso Società Italiana di Biologia Marina (S.I.B.M.), 5-10 giugno 2006, Grosseto; pp.30-31.

BOSCOLO R., CACCIATORE F., GIOVANARDI O., 2006. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in transplanted Manila clams (*Tapes philippinarum*) from the Lagoon of Venice as assessed by PAHs/shell weight index: a preliminary study. *ECSA 41st International Conference*, 15-20 ottobre 2006, Venezia. pp. 122-123.

CACCIATORE F., BOSCOLO R., GIOVANARDI O., 2006. Butyltin compounds in transplanted Manila clams (*Tapes philippinarum*) from the Lagoon of Venice as assessed by BTs/shell weight index. *International Conference on Environmental and Biological Aspects of Main-Group Organometals (ICEBAMO)*, 10-12 ottobre 2006, Heraklion, Creta, Grecia, p. 72.

GIOVANARDI O., BOSCOLO R., CACCIATORE F., 2007. Valutazione dello stato di contaminazione e delle qualità nutrizionali nel ciclo di produzione della vongola verace (*Tapes philippinarum*) in laguna di Venezia per la stesura di un protocollo di allevamento in sicurezza. Relazione finale MIPAF (6D41).

Attività svolta nell'ambito:

- del Progetto di ricerca "Valutazione dello stato di contaminazione e delle qualità nutrizionali nel ciclo di produzione della vongola verace (*Tapes philippinarum*) in laguna di Venezia per la stesura di un protocollo di allevamento in sicurezza. 6D41." Finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole Forestali nell'ambito del VI piano triennale della pesca e l'acquacoltura. Aprile 2007.

Molto spesso la qualità dei molluschi bivalvi allevati, non differisce da quella dei molluschi bivalvi non allevati, in quanto tali organismi crescono a spese dell'ambiente naturale. Tuttavia la scelta del sito di allevamento, dell'origine del seme ed il controllo delle varie fasi di allevamento possono garantire una qualità maggiore del prodotto rispetto a quanto si ritrova nei banchi naturali

Esistono pochi studi di valutazione delle caratteristiche nutrizionali in funzione delle caratteristiche del luogo di allevamento e della provenienza del seme; in particolare, si hanno scarse informazioni sulla capacità dei molluschi bivalvi di eliminare i microinquinanti, qualora gli animali, permangano in una zona contaminata durante la fase iniziale del loro ciclo vitale e vengano poi spostati in aree note per essere meno inquinate fino al raggiungimento della taglia commerciale.

In questa ricerca ci si è proposti di indagare la possibilità che i livelli di presenza di contaminanti ambientali nelle carni delle vongole (*T. philippinarum*) pescate in aree inquinate della laguna di Venezia, potessero venire ridotti da un periodo di permanenza in zone di concessione per l'allevamento dei molluschi. Nella valutazione delle modalità e dei tempi necessari alla riduzione del carico inquinante sono state associate alle analisi chimiche dei principali contaminati (metalli pesanti, butilstannici, idrocarburi policiclici aromatici, dibenzo-p-diossine, dibenzo furani e policlorobifenili), misure fisiologiche e biochimiche (indice di condizione, composizione della parte edule, determinazione dello stadio di maturazione gonadica) rappresentative delle condizioni degli animali. Sono state monitorate le condizioni ambientali dei siti di provenienza e di trapianto degli animali con particolare attenzione alle caratteristiche del sedimento in quanto potenzialmente influenti sulle risposte della specie studiata. Il progetto è stato quindi articolato in diverse fasi, la prima delle quali è stata indirizzata alla definizione delle aree di sperimentazione, sia con gli operatori del settore, che attraverso la caratterizzazione dei principali parametri ambientali (di interesse alla ricerca). In questa fase sono state pescate vongole *T. philippinarum* nella zona centrale della laguna di Venezia, in un'area antistante Porto Marghera (sito PM), e successivamente seminate in laguna sud, all'interno di due aree in concessione per l'allevamento delle vongole (Siti AD e AZ, Figura 3-3-8). Le vongole sono state raccolte dal sito PM e trapiantate nelle due aree in concessione nel mese di maggio 2005. I successivi campionamenti in AD e AZ sono stati effettuati dopo 30 giorni (giugno 2005), 60 giorni (luglio 2005), 180 giorni (novembre 2005), 365 giorni (maggio 2006). La ricerca è stata svolta in collaborazione con pescatori iscritti al Consorzio Veneto Allevatori Lagunari (Co.Ve.Al.La).

I risultati ottenuti dagli esperimenti di trapianto hanno mostrato diversi pattern per i parametri biochimici e fisiologici indagati, nonché per le concentrazioni dei contaminanti analizzati.

Gli organismi campionati hanno evidenziato nel tempo un accrescimento della lunghezza dell'asse maggiore della conchiglia. Gli indici di condizione hanno mostrato i valori più elevati al momento del

trapianto, hanno subito un abbassamento dopo 30 e 60 giorni in entrambi gli allevamenti e hanno raggiunto i livelli minimi registrati in questo studio nel mese di novembre. Dopo un anno dal trapianto, però, i rapporti PS/PC (peso secco delle carni/peso della conchiglia) sono ritornati alla condizione iniziale. Il calo del rapporto peso secco delle carni su peso secco della conchiglia, già a partire dal mese di giugno e luglio, può essere interpretato come una risposta fisiologica allo stress del trapianto. Da novembre, invece, i valori sono maggiori in AD rispetto che in AZ e sono confrontabili con quanto riportato per *T. philippinarum* in precedenti indagini svolte nelle stesse aree della laguna sud di Venezia, in cui era stato evidenziato che gli organismi, provenienti da siti prossimi alle bocche di porto, mostravano valori di indice di condizione più elevati rispetto a quelli situati in zone più interne della laguna (Boscolo et al., 2006).

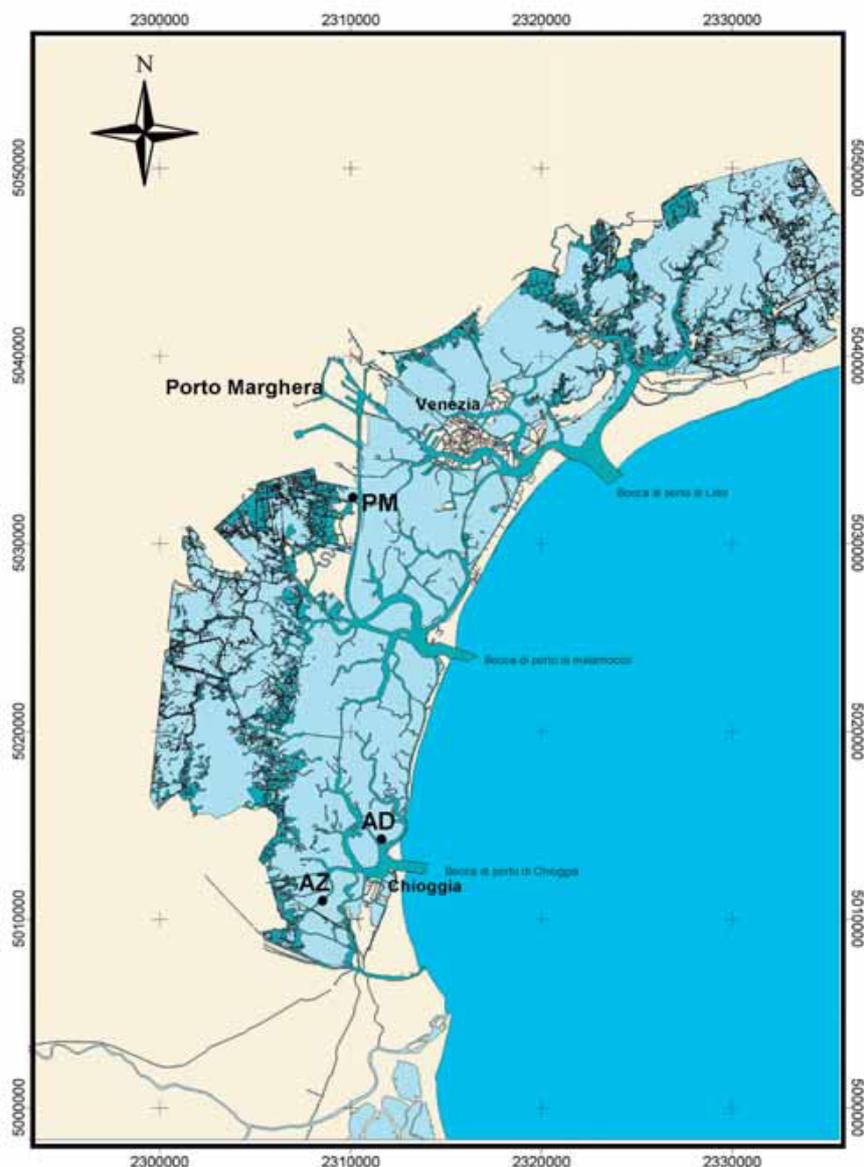


Figura 3-3-8. Mappa della laguna di Venezia con sito di raccolta (PM) e siti di semina delle vongole (rispettivamente AD e AZ). In tutti e tre i siti sono stati raccolti campioni di sedimento.

I risultati dell'indice di condizione calcolato come rapporto tra il peso secco senza ceneri delle parti molli ed il peso della conchiglia ha evidenziato, però, che gli alti valori dell'indice PS/PC nel campione prelevato vicino a Porto Marghera, rispetto ai periodi successivi, sono in realtà influenzati dal contenuto di ceneri. Il basso contenuto di acqua e la presenza di vongole con gonadi svuotate e in fase B secondo la scala proposta da Laurelle et al. (1994) confermano infatti che il campione pescato a PM era costituito

prevalentemente da organismi in fase di emissione dei gameti. In particolare nell'allevamento AZ si sono osservati più organismi in stadio C rispetto a quelli dell'altro campione e questo può essere dipeso dalla temperatura tendenzialmente più alta dell'acqua in AZ rispetto ad AD. In diversi studi riguardanti il ciclo riproduttivo di *T. philippinarum*, infatti, è stato dimostrato che la temperatura è uno dei fattori esogeni che gioca un ruolo importante nell'innesco e nella durata delle diverse fasi di maturazione gonadica, nonché in quelle di riposo sessuale (Devauchelle, 1990; Valli et al., 1995; Meneghetti et al., 2004). Strettamente legati agli indici di condizione ed alla maturazione gonadica sono risultati i valori delle maggiori componenti biochimiche indagate, soprattutto per quanto riguarda i lipidi e i carboidrati. Vari studi hanno suggerito l'importanza dei lipidi nell'economia dei bivalvi marini adulti sia per la formazione dei gameti, sia come riserva energetica in condizioni di stress nutrizionali imposte o naturali (Walne, 1970; Gabbott, 1976; Beninger e Lucas, 1984; Beninger e Stephan, 1985). In questo studio il ripetuto calo del contenuto lipidico nel mese di maggio può essere messo in relazione al notevole consumo energetico associato alla riproduzione e all'emissione dei gameti. Il contenuto energetico delle vongole campionate è risultato più basso in corrispondenza della riduzione dei livelli di contenuto proteico; tale condizione è risultata evidente anche nelle vongole raccolte nel sito vicino all'area di Porto Marghera che avevano valori bassi di proteine, seppure in presenza di un contenuto relativamente alto di carboidrati.

Le concentrazioni dei contaminanti determinate in *T. philippinarum*, prelevate nell'area di Porto Marghera e trapiantate in laguna sud all'interno di due aree in concessione per l'allevamento di vongole, non hanno mostrato dei chiari trend di riduzione per la maggior parte degli inquinanti indagati.

La specie presa in esame è usata comunemente come indicatore in programmi di monitoraggio ambientale, realizzati attraverso la determinazione della concentrazione di contaminanti nei tessuti (Nasci et al., 1999; Nasci et al., 2000; Byrne e O'Halloran, 2001; Chong e Wang, 2001; Bortoli et al., 2003; Irato et al., 2003; Byrne e O'Halloran, 2004). Ad ogni modo la presenza ambientale di un contaminante e la sua concentrazione nei tessuti corporei può essere alterata da diversi fattori, primo fra tutti la variazione stagionale delle parti molli degli organismi. Come già descritto, le vongole utilizzate per questo esperimento erano organismi in crescita, soggetti a cambiamenti nei parametri fisiologici e biochimici dovuti principalmente a fattori naturali confrontabili con dati riportati in letteratura (Marin et al., 2004; Meneghetti et al., 2004; Boscolo et al., 2006). Infatti, l'assenza di correlazione tra indice di condizione e concentrazioni di contaminanti ha dimostrato che le fluttuazioni del rapporto peso secco su peso della conchiglia non possono essere considerate delle risposte fisiologiche ai livelli di contaminazione rilevati in questo studio, così come già precedentemente evidenziato per *M. galloprovincialis* (Boscolo et al., 2004), ma sono piuttosto da mettere in relazione ai ritmi di crescita, al ciclo riproduttivo, alle fluttuazioni dei principali parametri ambientali (Beninger e Lucas, 1984; Marin et al., 2004), nonché allo stress dovuto al trapianto. Allo scopo di proporre risultati non affetti dalle variazioni del corpo molle delle vongole è stato applicato l'indice Contaminante/PC, proposto per la prima volta da Fisher (1983) per i metalli. I risultati così ottenuti hanno evidenziato una tendenza al disaccumulo, negli organismi trapiantati, per quasi tutti i contaminanti. In particolare le alte concentrazioni di metalli pesanti e butilstannici, determinate nelle vongole raccolte a novembre e normalizzate sul peso della conchiglia, hanno mostrato che in realtà gli organismi non hanno accumulato contaminanti da altre fonti, ma piuttosto hanno ridotto la loro massa corporea.

Un altro fattore che ha influenzato la diversità tra concentrazione determinata negli organismi e quella rilevata in ambiente è la biodisponibilità di ciascun contaminante. All'interno dello stesso gruppo di contaminanti, come per esempio, PCB e PCDD/F, è stato dimostrato che sedimenti ed acqua spesso contengono miscele di congeneri provenienti da diverse fonti. Alcuni di questi risultano preferibilmente accumulabili negli organismi rispetto ad altri e per questo il pattern di distribuzione dei congeneri tra matrici ambientali e biota risulta differente (Abad et al., 2003; Pirjo et al., 2004; Borga et al., 2005; Okumura et al., 2004; Micheletti et al., 2007).

Per quanto riguarda i metalli si sono registrati livelli di contaminazione più alti nei sedimenti rispetto a quanto riscontrato negli organismi. Le concentrazioni di metalli pesanti nei sedimenti sono risultate maggiori nei campioni di PM e AZ 180 g in cui sono stati evidenziati un maggior contenuto di carbonio organico totale ed una composizione granulometrica prevalentemente limosa. Tali concentrazioni del sedimento non

sono, però, risultate correlate significativamente a quelle riscontrate nel biota, fatta eccezione per il mercurio non normalizzato sul peso della conchiglia, in cui non si tiene, però, conto della variazione stagionale del mollusco. Simili risultati sono stati riscontrati anche da Orel (2005) confermando che le vie preferenziali di assunzione dei metalli non sembrano particolarmente correlate ai sedimenti o al particolato.

I composti butilstannici sono invece risultati di almeno un ordine di grandezza più elevati negli organismi rispetto a quanto rilevato nei sedimenti. Inoltre, nella maggior parte delle vongole sono stati determinati i prodotti di degradazione del TBT, mentre, nei sedimenti, DBT e MBT hanno di poco superato il limite di determinazione della metodica analitica. Le concentrazioni determinate nelle vongole sono state TBT>MBT>DBT. La spiegazione della maggior concentrazione di TBT rispetto agli altri composti può dipendere dal fatto che DBT e MBT sono meno lipofili e per questo vengono accumulati meno facilmente dagli organismi (Tsuda et al., 1988). Inoltre, in ambiente marino la debutilazione da TBT a DBT è più lenta che quella da DBT a MBT e per questo motivo le concentrazioni di MBT superano quelle di DBT negli organismi (Eisler, 1989). È stato dimostrato infine che *T. philippinarum* in quanto filtratore sospensivoro accumula TBT soprattutto attraverso la dieta piuttosto che dai sedimenti. Le alte concentrazioni determinate negli organismi rispetto ai sedimenti sono quindi imputabili non solo al ruolo di bioaccumulatori dei bivalvi, ma anche al destino del contaminante che, rilasciato in acqua si accumula al particolato in sospensione e come tale viene filtrato ed accumulato a sua volta dalle vongole (Coelho et al., 2002).

Per quanto riguarda i composti IPA la maggior contaminazione di input pirolitico è stata ritrovata nelle vongole di PM, con fluorantene e pirene costituenti i composti più abbondanti. Il livello di contaminazione determinato risulta in accordo con quanto riportato da altri autori per i sedimenti provenienti dalla stessa area (Nasci et al., 2000; Secco et al., 2005). Dopo 30 giorni le vongole trapiantate nei due allevamenti hanno eliminato i composti IPA ad alto peso molecolare. L'aumento di indice IPA/PC nelle vongole raccolte dopo 180 giorni dal trapianto dipende invece principalmente dagli IPA a basso peso molecolare. Anche per gli IPA il pattern di distribuzione riscontrato nelle vongole non è confrontabile con quello dei sedimenti; inoltre gli otto IPA raccomandati dal Decreto Ministeriale 367/2003 sono maggiori negli organismi rispetto ai sedimenti.

Per quanto riguarda PCDD e PCDF l'analisi multivariata ha evidenziato che i due campioni di vongole raccolti rispettivamente a PM e ad AZ nel mese di novembre sono risultati il primo principalmente contaminato da congeneri PCDF, mentre il secondo da congeneri PCDD. Le miscele di dibenzo-*p*-diossine e dibenzofurani derivanti dalle emissioni di impianti da combustione (sia industriali che autoveicolari) presentano un eccesso di PCDD rispetto ai PCDF, così come i materiali fecali e i reflui civili. I PCDF sono invece preponderanti in altre attività industriali, quali ad esempio, le produzioni in cui è coinvolto il cloro, sia come materia prima che come prodotto finale (impianti cloro-soda e produzione di cloruro di vinile; Guerzoni e Racanelli, 2003). In tutti gli altri campioni di vongole, anche se con livelli di [(PCDD+PCDF)/PC] inferiori, è prevalsa l'impronta della diossina tipica dei generici processi di combustione e della contaminazione dovuta agli scarichi di tipo civile (Guerzoni e Racanelli, 2003). L'analisi fattoriale applicata sugli stessi congeneri determinati nei sedimenti è risultata però differente da quella riscontrata nelle vongole, confermando che non tutti i PCDD/F presenti in ambiente sono biodisponibili (Micheletti et al, 2007).

La stessa conclusione può essere fatta per i PCB in cui le diverse distribuzioni di congeneri hanno caratterizzato diversamente sedimenti e vongole. In particolare per quanto riguarda gli organismi si è evidenziato che i congeneri più abbondanti nei campioni prelevati a PM sono risultati i composti non orto sostituiti, mentre il campione AZ 30g è stato caratterizzato da elevate concentrazioni di mono-orto PCB. Tali composti risultano particolarmente importanti nella valutazione del rischio associato al consumo di vongole da parte dell'uomo a causa delle proprietà tossicologiche simili a quelle della diossina. Inoltre i non-orto PCB rispetto ai mono-orto sono dieci volte più tossici e 100 volte più attivi come induttori delle ossigenasi a funzione mista citocromo P450 dipendenti (Safe, 1990).

In AD 180g sono state invece determinate alte concentrazioni di PCB non diossina simile ed infine i campioni AZ 60g e AZ 180g hanno presentato le concentrazioni più alte di PCB 153 e 138. Il Comitato Internazionale per l'Esplorazione del Mare (ICES) raccomanda monitoraggi quantitativi dei PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 e 180 in quanto sono risultati particolarmente abbondanti nei pesci (MAFF, 1999). Inoltre i congeneri 153 e 138 sono risultati particolarmente presenti nei molluschi bivalvi (Binelli e Provini, 2003)

Le proprietà tossicologiche dei congeneri non diossina-simili sembrano essere marginalmente legate ai

meccanismi d'azione dei congeneri mono-orto e non-orto sostituiti (Van den Berg et al., 1998). Revisioni sul rischio di questi congeneri per la salute umana sono però ancora in corso di valutazione da parte dell'OMS e della Commissione Europea.

I calcoli della tossicità equivalente per i composti diossina simile sono risultati molto inferiori al limite di 8 pgTEQ/g p.f. per quanto riguarda le vongole, ma per quanto concerne i sedimenti alcuni di essi sono risultati superiori ai livelli del DM 367/2003.

Un'ulteriore analisi dei diversi pattern di distribuzione dei contaminanti nei sedimenti rispetto agli organismi è stata fatta utilizzando il Fattore di Accumulo Biota- Sedimento (BSAF). Ad ogni modo, il confronto con i dati ottenuti in esperimenti in campo è risultato difficile a causa dei molteplici fattori abiotici o biotici che possono influire sulle matrici (Fent e Looser, 1995; Meador et al., 1997; USEPA, 2000; Wong et al., 2001). Nel confronto tra Fattori di Bioaccumulo espressi per lo stesso contaminante nei diversi campioni, i valori più alti hanno corrisposto a concentrazioni più elevate riscontrate negli organismi rispetto a quelle determinate nei sedimenti. Inoltre, dato che i contaminanti organici analizzati in questo studio, hanno come caratteristica chimico-fisica principale la lipofilia, essi sono stati normalizzati sul contenuto lipidico per poter esprimere il BSAF. Le correlazioni tra contenuto di contaminante e percentuale lipidica, però, sono risultate tutte non significative fatta eccezione per il DBT. Questi risultati concordano con quanto riportato in altri studi in cui è stato evidenziato che i lipidi più affini ai contaminanti organici sono quelli neutri. Tale componente, però, costituisce solo il 39% del totale dei lipidi (Roe e MacIsaac, 1998; Thompson et al., 1999).

Nonostante per alcuni contaminanti non si sia verificato nelle vongole un netto disaccumulo in seguito al trapianto, le concentrazioni determinate in questo studio sono relativamente basse se confrontate con quelle di altre aree geografiche (Fukuyama et al., 2000; Abad et al., 2003; Byrne, e O'Halloran, 2004; Sayaka et al., 2004). In ogni caso, anche se le vongole raccolte dalla zona di Porto Marghera possono depurarsi da alcuni inquinanti, va ricordato che una delle maggiori fonti di contaminazione in laguna è rappresentata soprattutto dalla risospensione di sedimenti causata dai mezzi utilizzati per il prelievo delle vongole stesse. Alla luce dei risultati emersi da questo studio, si evidenzia che alcune aree di allevamento possono essere soggette, non solo ad input di contaminanti provenienti da attività antropiche generiche, ma anche a pratiche scorrette da parte degli allevatori stessi. Come emerso dai trend delle concentrazioni degli inquinanti nelle vongole, le variazioni stagionali endogene degli organismi influenzano anche la qualità del prodotto dal punto di vista della sicurezza alimentare.

Studio della contaminazione da composti butilstannici mediante indicatori di bioaccumulo. Il caso dell'area portuale e industriale di Porto Marghera (Laguna di Venezia)

Tratto da:

BOSCOLO R., BERNARDELLO M., DE PROPRIIS L., CORNELLO M., CACCIATORE F., AUSILI A., 2006. Bioaccumulation of organotin compounds in native and transplanted mussels in a harbour and an industrial area in the Lagoon of Venice, Italy. (Poster). In: *Book of Abstracts, ECSA 41st International Conference "Measuring and Managing Changes in Estuaries and Lagoons"*. Venice, Italy, October 15-20, 2006.

Attività svolta nell'ambito :

della Convenzione tra Consorzio Venezia Nuova e ICRAM "ISAP - Indagine sui sedimenti e sulle acque dei canali di Porto Marghera e delle aree lagunari antistanti" del luglio 2005.

La contaminazione da composti butilstannici (BT) negli ecosistemi marini e di transizione è legata principalmente all'ampia diffusione di vernici antivegetative a base di tributilstagno (TBT) a partire dal decennio 1960-1970. La scoperta di effetti indesiderati sugli ecosistemi ha spinto verso una progressiva regolamentazione dell'uso, fino all'attuale bando totale in corso di introduzione a livello mondiale (IMO, 2001). La persistenza di livelli elevati di contaminazione nelle aree costiere più compromesse indica l'importanza di monitorare l'evoluzione delle concentrazioni ambientali e i possibili impatti a lungo termine sull'ambiente marino legati al rilascio da fonti secondarie, quali sedimenti contaminati. I bivalvi, e in particolare i mitili (*Mytilus spp.*), sono stati spesso impiegati come bioindicatori nel monitoraggio ambientale per valutare la biodisponibilità e la diffusione dei composti organostannici, grazie all'elevata capacità di bioaccumulo. Gli studi pubblicati impiegano sia il monitoraggio di popolazioni naturali, sia esperimenti di trapianto di individui nelle aree di interesse (Salazar e Salazar, 1996; Hong et al., 2002). Le concentrazioni

di BT riportate presentano ampi intervalli di variazione ($1 - 10^3 \text{ ng Sn g}^{-1} \text{ p.s.}$) e variabilità spatio-temporali, evidenziando una forte dipendenza da fattori locali come la distanza delle fonti o il regime idrodinamico. Nella regione Adriatica i dati pubblicati sulla contaminazione da composti organostannici in bivalvi riguardano prevalentemente la laguna di Venezia, soggetta a numerose pressioni antropiche e caratterizzata da una sensibile variabilità spaziale e temporale della contaminazione, con l'accumulo maggiore in ambienti semi-chiusi con basso ricambio idrico e intensi apporti di BT da attività marittime o industriali (porti, darsene, cantieri navali) (Bortoli et al., 2003; Boscolo et al., 2004; Berto et al. 2007; Zanon et al., 2008). In questo studio condotto nel 2005 è stata investigata per la prima volta la contaminazione da composti butilstannici nell'area portuale e industriale di Porto Marghera, sede di una varietà di produzioni industriali e infrastrutture portuali commerciali, industriali e petrolifere. L'area, situata lungo il margine interno del bacino nord della laguna (Figura 3-3-9), è stata ripetutamente descritta come una fonte predominante di contaminazione di numerosi inquinanti organici e inorganici nella laguna (Pavoni et al., 1992; Bellucci et al., 2002; Frignani et al., 2004). L'obiettivo principale della ricerca è stato la valutazione dei livelli di contaminazione e della biodisponibilità dei BT nei canali industriali di Porto Marghera, nel quadro della attuale fase di introduzione del divieto totale di uso di composti organostannici in applicazioni antivegetative (UE, 2003). È stata impiegata la specie *Mytilus galloprovincialis* come indicatore di bioaccumulo, confrontando organismi indigeni e trapiantati. In otto siti nei canali industriali interni di Porto Marghera (Figura 3-3-9), sono stati esposti in campo per 50 giorni mitili provenienti da un impianto di allevamento nel bacino centrale della laguna; sono stati inoltre campionati organismi indigeni ove presenti (quattro siti). Dall'insieme delle parti molli di più individui, omogeneizzate e liofilizzate, sono stati ottenuti per ogni sito tre subcampioni di mitili trapiantati e tre di mitili indigeni da sottoporre all'analisi di bioaccumulo.

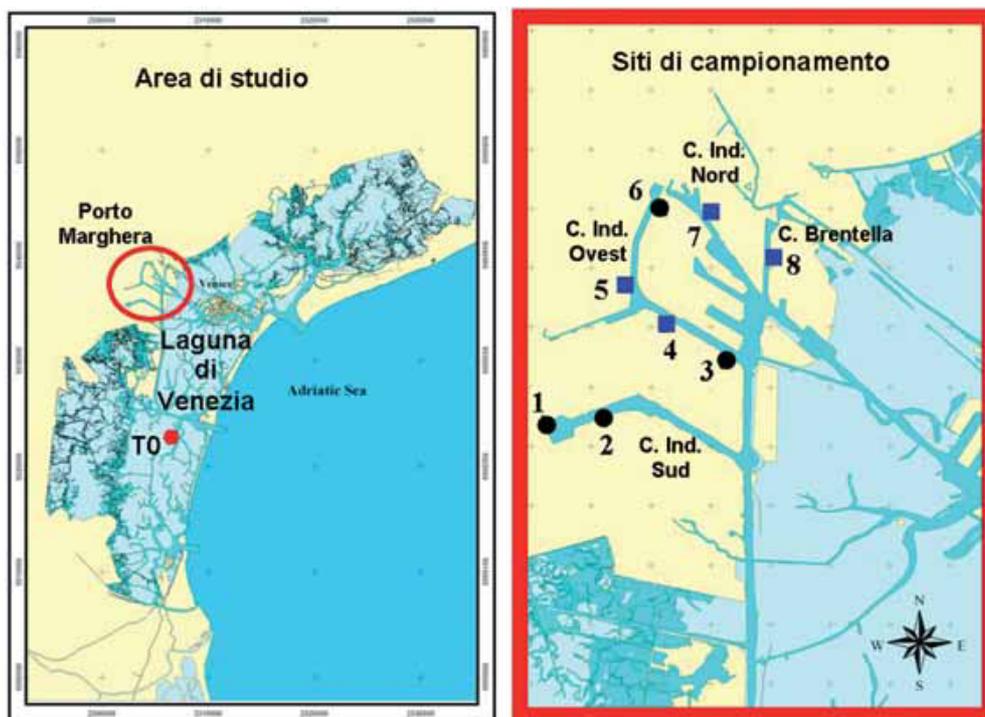


Figura 3-3-9. Laguna di Venezia (Italia) e area portuale industriale di Porto Marghera. Siti dell'esperimento di trapianto (1- 8) e del campionamento dei mitili indigeni (1, 2, 3, 6); T0 = sito di provenienza dei mitili impiegati nel trapianto.

La metodica analitica impiegata per determinare le concentrazioni di TBT, DBT e MBT (tributilstagno, dibutilstagno e monobutilstagno) nei tessuti di mitili, da Morabito et al. (2001) e Binato et al. (1998) modificata, consiste in una serie di fasi sequenziali: estrazione, pentilazione con reattivo di Grignard, purificazione e infine determinazione mediante GC accoppiato a un rivelatore MS a Trappola Ionica (GC-ITMS).

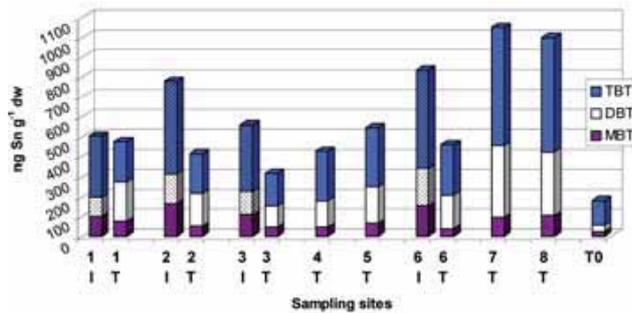


Figura 3-3-10. Concentrazioni di TBT, DBT e MBT in mitili indigeni e trapiantati. I: indigeni ; T: trapiantati; T0: riferimento iniziale per il trapianto.

Livelli di bioaccumulo nei mitili

In tutti i campioni di mitili analizzati sono stati rilevati livelli significativi di composti butilstannici (TBT - DBT - MBT) (Figura 3-3-10). Il confronto delle concentrazioni di BT nei mitili trapiantati prima (T0) e dopo l'esposizione indica che in ogni stazione è avvenuto un bioaccumulo significativo (test U Mann-Whitney; $p < 0,05$) di TBT, DBT e MBT dall'ambiente circostante, evidenziando quindi la presenza dei contaminanti in forme biodisponibili nell'area studiata (Figura 3-3-11). In base al calcolo dei rapporti tra la concentrazione al termine dell'esposizione e la concentrazione iniziale (T0) (BAR: BioAccumulation Ratio; Ruus et al., 2005), in tutti i siti il DBT ha mostrato il maggiore incremento relativo. Nei mitili indigeni le concentrazioni di tutti i BT in tutte le stazioni dei canali interni all'area di Porto Marghera sono risultate significativamente superiori rispetto al campione T0 proveniente dalla laguna centrale ($p < 0,05$), indicando l'esistenza di uno stato di contaminazione locale all'interno dell'area portuale e industriale.

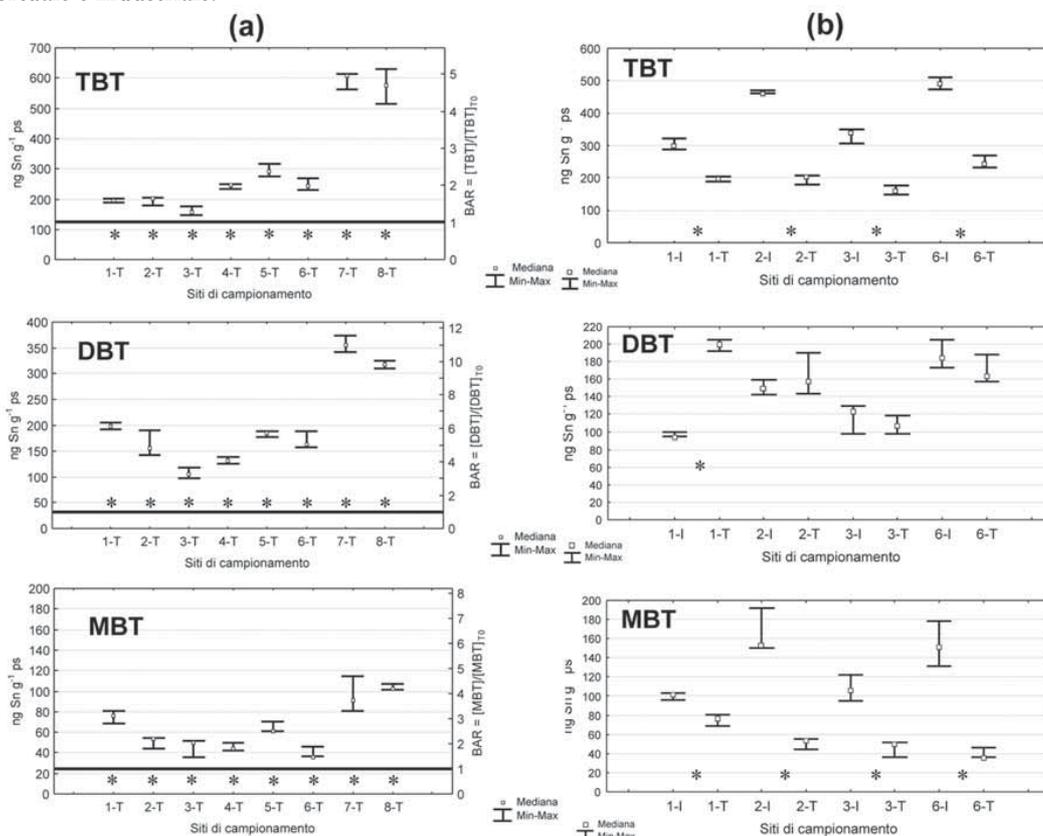


Figura 3-3-11.(a) Bioaccumulo di TBT, DBT e MBT in mitili trapiantati: confronto con T0 (linea continua). BAR= [Concentrazione dopo l'esposizione] / [Concentrazione nel T0] (b) Confronto tra le concentrazioni di TBT, DBT e MBT nei mitili indigeni (I) e trapiantati (T) in ogni sito. * = differenza significativa ($p < 0,05$; test U di Mann-Whitney).

In confronto agli intervalli di concentrazione di BT determinati in *Mytilus* spp. in altre aree marine, i livelli di bioaccumulo riscontrati in questa ricerca rappresentano uno stato di contaminazione intermedio, rappresentativo di aree costiere soggette a impatti e con contaminazione pregressa, ma inferiore ai massimi rilevati in passato in assenza di regolamentazione sull'impiego di vernici antivegetative a base di TBT. Studi precedenti condotti sulla laguna di Venezia tra il 1996 e il 2003, prima dell'estensione dei divieti di uso del TBT alle navi, hanno registrato ampi intervalli di concentrazioni di BT nella specie *M. galloprovincialis* (TBT: 0,016 - 3,3 $\mu\text{g Sn g}^{-1}$ p.s., DBT: 0,005 - 2,7 $\mu\text{g Sn g}^{-1}$ p.s., MBT: 0,008 - 1,3 $\mu\text{g Sn g}^{-1}$ p.s.), con valori massimi notevolmente più elevati di quelli riscontrati in questo studio e relativi a siti della Laguna Sud soggetti all'influsso di diverse fonti (cantieri, darsene, porti commerciali e pescherecci) (Gallina et al., 2000; Zanon et al., 2009). Dal punto di vista tossicologico, le concentrazioni nei campioni analizzati sono risultate sempre inferiori ai valori di soglia dei TBT nei tessuti in grado di provocare effetti tossici su giovani o adulti (Widdows e Page, 1993; Salazar e Salazar, 1996). L'assenza di mitili indigeni in alcuni siti, accanto alla mortalità molto limitata negli individui trapiantati, fa supporre l'esistenza di effetti avversi a lungo termine sulla sopravvivenza o di fattori limitanti la *fitness* riproduttiva o gli stadi iniziali del ciclo vitale; l'esposizione al TBT anche a basse concentrazioni nelle acque induce infatti una varietà di altre risposte subletali a differenti stadi di crescita (Stenalt et al., 1998; St Jean et al., 2002). Inoltre, altri fattori ambientali potrebbero essere coinvolti, tra cui gli effetti combinati dell'esposizione a una contaminazione multipla, tipica dell'area investigata.

Speciazione, fonti e distribuzione spaziale della contaminazione da BT

La predominanza del TBT rispetto ai suoi prodotti di degradazione (TBT>DBT>MBT) sia nei mitili trapiantati che negli indigeni suggerisce la presenza di immissioni relativamente recenti nella colonna d'acqua nei canali di Porto Marghera; la speciazione dei BT, inoltre, identifica come fonte principale di BT nell'area studiata l'impiego di prodotti antivegetativi a base di TBT, in seguito al rilascio dagli scafi o ad attività cantieristiche (Bortoli et al., 2003). Lo studio è infatti precedente al divieto di nuove applicazioni di vernici al TBT sulle navi UE (2003) e all'obbligo di rimozione o di isolamento dei rivestimenti a base di TBT in tutti i natanti (2008) (UE, 2003). Un'altra possibile fonte di immissione di BT nelle acque potrebbe essere legata a risospensione di sedimenti contaminati dal fondo dei canali, durante dragaggi o a causa del traffico navale. La derivazione del DBT e del MBT nell'area dalle stesse fonti, per degradazione del TBT, è confermata anche dagli alti valori di correlazione (R di Spearman, $p < 0,001$) tra le concentrazioni di DBT e di MBT e quelle di TBT nei tessuti dei mitili (Hong et al., 2002). Il TBT è caratterizzato da tempi di residenza relativamente brevi nelle acque marine, dove viene rapidamente degradato a DBT e a MBT, o adsorbito al materiale particellato e depositato nei sedimenti (Langston e Pope, 1995). In accordo con la limitata capacità dei mitili di metabolizzare i BT (Morcillo e Porte, 1998), il bioaccumulo di DBT e MBT nei mitili trapiantati è dovuto più probabilmente all'assunzione dall'ambiente circostante, piuttosto che dalla conversione del TBT in DBT e MBT all'interno dell'organismo.

La tecnica del trapianto ha consentito di ottenere informazioni sul bioaccumulo anche nei siti privi di mitili indigeni. L'andamento spaziale delle concentrazioni di BT nei siti investigati, simile nei trapiantati e negli indigeni, appare influenzato sia dalla distribuzione delle fonti di immissione (intensità di traffico, attività cantieristiche), sia dal grado di confinamento in relazione ai flussi mareali. Lungo il canale industriale Ovest i livelli di BT aumentano secondo un gradiente spaziale dall'imboccatura verso l'interno. Le massime concentrazioni di BT si riscontrano nelle stazioni 7 e 8, rispettivamente alla fine del Canale Industriale Nord, nei pressi di un importante cantiere navale, e nel Canale Brentella, area d'ormeggio di rimorchiatori e sede di attività di cantieristica, e che presenta nei sedimenti livelli di contaminazione multipla tra i più elevati dell'intera zona industriale (Frignani et al., 2004). La vicinanza del porto commerciale espone i due siti al potenziale rilascio di TBT associato all'intenso traffico navale.

Confronto tra l'uso di mitili trapiantati e mitili indigeni come indicatori di bioaccumulo

Dal confronto delle concentrazioni di BT tra mitili indigeni e trapiantati, in ognuno dei quattro siti i mitili indigeni sono sempre risultati più contaminati da TBT e da MBT ($p < 0,05$), mentre i valori di DBT sono simili nei due gruppi (Figura 3-3-11). La distribuzione relativa dei BT segue andamenti diversi tra i mitili indigeni e quelli trapiantati, con rapporti [analita]/[Σ BT] generalmente costanti per ogni

composto all'interno di ciascuno dei due gruppi e un contributo percentuale di DBT quasi doppio nei mitili trapiantati (test U di Mann-Whitney, $p < 0,001$). Le differenze nell'andamento del bioaccumulo di BT nei due gruppi sono confermate dai modelli di regressione ottenuti, significativamente diversi per indigeni e trapiantati (ANCOVA, $p < 0,001$) (Figura 3-3-12).

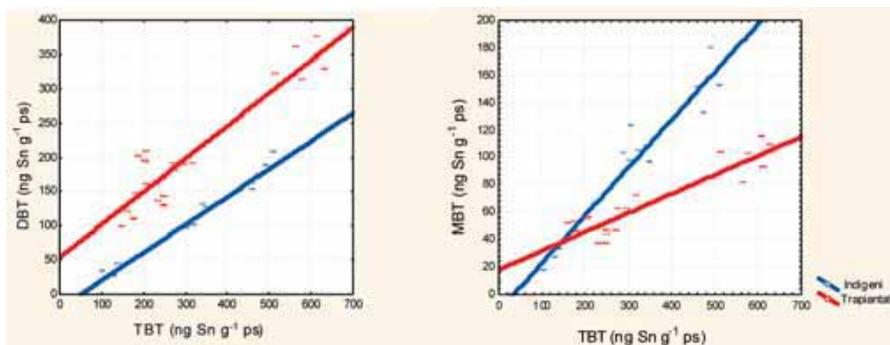


Figura 3-3-12. Regressioni lineari del DBT sul TBT (a) e del MBT sul TBT (b), in mitili trapiantati (linea rossa) e indigeni (linea blu).

Il diverso andamento di bioaccumulo di BT nei mitili trapiantati potrebbe dipendere dalla rilocalizzazione degli organismi in un nuovo ambiente, caratterizzato da livelli di esposizione superiori. L'adattamento a diverse concentrazioni ambientali dei contaminanti, come anche a differenti fattori ambientali, tra cui la presenza di una contaminazione multipla, può avere influenzato i processi di assunzione, ripartizione, biotrasformazione e depurazione dei contaminanti, portando alle differenze osservate nel bioaccumulo tra i due gruppi (Wade et al., 1988). I livelli relativamente inferiori di TBT e di MBT accumulati negli organismi trapiantati potrebbero indicare differenze nel raggiungimento di concentrazioni stazionarie tra i composti, con un più rapido accumulo del DBT nel corso del trapianto. Le concentrazioni superiori di BT misurate nei mitili indigeni potrebbero inoltre riflettere un bioaccumulo maggiore durante gli stadi giovanili (Salazar e Salazar, 1996), o un cambiamento temporale nei livelli di esposizione ambientali. I mitili indigeni, esposti nell'ambiente di studio per l'intera durata delle fasi sessili del ciclo vitale, potrebbero quindi fornire un'informazione integrata in un arco temporale più lungo sulla contaminazione. D'altro canto, l'uso dei mitili trapiantati ha consentito di delineare un quadro di maggior dettaglio della contaminazione spaziale nell'area.

3.3.2 Monitoraggio degli interventi di ripristino morfologico delle velme e delle barene antistanti il canale dei Marani

Tratto da:

CORNELLO M., RISMONDO A., BONOMETTO A., FEOLA A., BOSCOLO R., NASCIMBENI P., VOLPE V., MAYERLE G., 2008. Monitoring plan for intertidal structure restoration in the Venice lagoon. Presentato a: *6th European Conference on Ecological Restoration*, Ghent, Belgium, 8-12/09/2008.

ICRAM, 2007. Monitoraggio degli interventi di ripristino morfologico delle velme e delle barene antistanti il canale dei Marani. Disciplina tecnica. Realizzato per MAV-CVN.

Attività svolta nell'ambito:

- della Convenzione di Ricerca tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e ICRAM "Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della laguna di Venezia" del 04/08/2004 e successiva integrazione del 03/08/2005 - Scheda Tecnica N. 1 - Scheda Tecnica N. 2: Attività di coordinamento e supervisione tecnica degli strumenti di pianificazione e programmazione della laguna di Venezia;
- della Convenzione tra Consorzio Venezia Nuova e ICRAM "Monitoraggio degli interventi di ripristino morfologico delle velme e delle barene antistanti il canale dei Marani" del 19 novembre 2007.

Introduzione

In laguna di Venezia, una zona particolarmente esposta all'azione erosiva del moto ondoso generato dal vento (traversia di Bora) è quella compresa tra Venezia, l'isola di San Michele, l'isola della Certosa e il Canale dei Marani. In particolare, nei giorni in cui la bora è particolarmente intensa, il moto ondoso incidente le Fondamenta Nuove è tale da creare problemi per la navigazione e sollecitazioni sempre crescenti alle rive della città.

In questo contesto, si inserisce il progetto di “Ripristino morfologico delle velme e delle barene antistanti il Canale dei Marani” (Figura 3-3-13), che prevede il ripristino morfologico funzionale alla riduzione del fetch, con un fronte di strutture morfologiche (secche e velme) sopravento al canale dei Marani, in parte esistenti nel 1930 e oggi scomparse, volte a proteggere dall'erosione il bassofondo di San Michele. Un secondo fronte, non preesistente, sarà parallelo alle Fondamenta Nuove. Infatti, il fetch tra le prime strutture previste e Venezia è sufficiente affinché il moto ondoso da vento possa raggiungere nuovamente la condizione di “pienamente sviluppato” e quindi la sua massima energia compatibile con la profondità del fondale.

In questa area, appartenente alla Rete Natura 2000 (SIC IT 3250031 - Laguna Superiore di Venezia) è stato recentemente approvato dal Magistrato alle Acque di Venezia un progetto diripristino morfologico. Lo scopo del progetto è quello di ridurre le sollecitazioni del moto ondoso da vento tramite la realizzazione di strutture intertidali (basate anche sulla configurazione storica del 1930), con la riduzione del fetch.

Di seguito si presenta il piano di monitoraggio del progetto che è attualmente in corso e che durerà per 3 anni dalla conclusione degli interventi, come richiesto dalla Commissione di Salvaguardia tra le prescrizioni date in sede di approvazione del progetto.

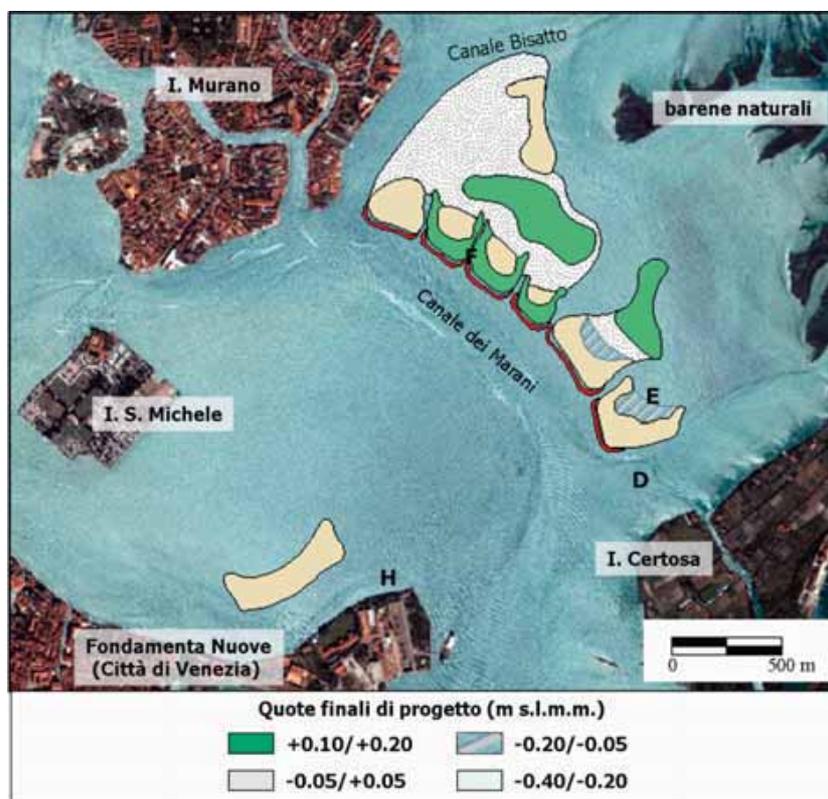


Figura 3-3-13. Progetto di ripristino morfologico nella zona del canale dei Marani, in corso di esecuzione.

Obiettivi del piano di monitoraggio.

Le finalità del monitoraggio, successivamente dettagliate, possono essere così riassunte:

- A. valutare il comportamento, l'autosostenibilità e la rinaturalizzazione nel tempo delle strutture morfologiche realizzate;
 - B. monitorare gli effetti dell'opera sulle aree circostanti, sia da un punto di vista idromorfologico che da quello della qualità ecologica;
 - C. verificare la funzionalità dell'intervento, ovvero l'effettiva riduzione del moto ondoso da vento e dei suoi effetti a completamento degli interventi.
- A. L'evoluzione delle strutture realizzate sarà opportunamente monitorata per valutare il ripristino delle condizioni morfologiche ed ecologiche dell'area direttamente interessata dall'intervento (variabilità

morfologica, biodiversità, naturalità). In particolare, per verificare che le strutture morfologiche realizzate siano in grado di sviluppare nel tempo una capacità di autosostenimento è prevista l'analisi:

- delle sollecitazioni idrodinamiche cui saranno sottoposte (in particolare l'efficacia delle soffolte per l'attenuazione del moto ondoso);
- dell'evoluzione morfologica delle strutture, con maggior dettaglio dei margini dove si presentano normalmente le maggiori criticità;
- dell'evoluzione delle strutture fisiche di conterminazione (burghe).

Particolare attenzione verrà rivolta anche alla rinaturalizzazione delle strutture morfologiche artificiali, con campionamenti volti a determinare:

- la colonizzazione da parte di piante superiori;
- la ricolonizzazione fito e zoobentonica;
- la tessitura e la qualità del sedimento depositato sulle strutture.

Le caratteristiche delle strutture morfologiche realizzate verranno confrontate con quelle di strutture morfologiche simili in laguna di Venezia (Morgan e Short, 2002; Currin et al., 2008).

B. Considerando che l'intervento modifica sostanzialmente la morfologia dell'intera area compresa tra Venezia, il canale di S. Erasmo e il canale Bisatto, si ritiene opportuno monitorarne gli effetti sulle zone circostanti (finalità B). In particolare si vuole verificare se, e come, la presenza di nuove strutture morfologiche influenzerà:

le condizioni idrodinamiche;

- la qualità delle matrici acqua, sedimento, biota;
- l'evoluzione morfologica dei bassifondali e dei canali.

C. Rispetto alle due prime macro-finalità, che possono considerarsi genericamente applicabili ad una qualunque ricostruzione morfologica realizzata anche in una differente area della laguna, l'attività C prevede, invece, il monitoraggio della funzionalità dello specifico intervento per la verifica degli obiettivi prefissati dallo specifico progetto di ripristino nell'area del Canale dei Marani, che possono essere semplificati in:

- contributo all'arresto della progressiva erosione del fondale, mitigando gli effetti ed eliminando le cause (riduzione del *fetch*);
- protezione dell'area settentrionale di Venezia dal moto ondoso generato dal vento di Bora.

Infine va ricordato che le attività di monitoraggio in laguna di Venezia (e più in generale in qualsiasi ambiente acquatico) non possono prescindere da quanto contenuto nella Direttiva UE 2000/60, pur se non svolte in applicazione della stessa. Il monitoraggio previsto prevede la raccolta di informazioni per la quasi totalità degli elementi di qualità biologica (esclusi i pesci) e dei parametri chimico, fisico e idromorfologici di supporto previsti dalla Direttiva. Tali misure andranno ad incrementare ed aggiornare il database relativamente all'area in oggetto.

Macroaree di indagine e attività di monitoraggio

Al fine di raggiungere gli obiettivi sopradescritti, è stata prevista un'attività di monitoraggio integrata che preveda la raccolta di una molteplicità di parametri descrittivi con l'obiettivo di verificare i differenti segnali in entrata, di confrontarli con la gamma di variabilità dei dati di riferimento (disponibili o anch'essi raccolti) e di evidenziare ed analizzare eventuali anomalie o outliers che possano essere collegati alle opere in esecuzione piuttosto che in esercizio a termine lavori.

Tali parametri possono essere, per chiarezza, raggruppati nelle seguenti macroaree di indagine (Neckles et al. 2002, Eertman et al., 2002, Currin et al., 2008):

- Idromorfologia
- Elementi strutturali
- Matrici ambientali: abiotiche (acqua e sedimento) e biotiche.

Sono di seguito riportate le specifiche attività di monitoraggio relative alle diverse macroaree di indagine (Figura 3-3-14).

Idrologia e morfologia

La caratterizzazione morfologica delle aree interessate dagli interventi e delle aree limitrofe di probabile influenza comprenderà:

- acquisizione dei piani quotati e delle batimetrie già esistenti;
- realizzazione di transetti topobatimetrici relativi a specifiche zone di massimo interesse (gengiva di bordo canale, conterminazione delle strutture morfologiche artificiali, etc.);
- carotaggi per lo spessore di refluento per la verifica delle caratteristiche granulometriche.

La caratterizzazione del moto ondoso comprenderà:

- acquisizione delle registrazioni del moto ondoso già effettuate nell'area;
- registrazione, attraverso il posizionamento di ondometri, di serie significative in corrispondenza delle strutture morfologiche e di aree potenzialmente influenzate dalle variate condizioni idrodinamiche e morfologiche;
- misure di torbidità in condizioni ordinarie e in concomitanza di eventi meteomarinari di particolare intensità.

Elementi strutturali

- monitoraggio puntuale dell'integrità, dell'allineamento e della stabilità delle strutture di conterminazione;
- verifica del comportamento e della stabilizzazione dei materiali refluiti a tergo delle strutture;
- verifica delle modalità colonizzative e della caratterizzazione dell'insediamento biologico sulle strutture di conterminazione;
- controllo delle variazioni di quota delle strutture di conterminazione e dei dispositivi burghie - soffolte mediante micro-transetti topobatimetrici.

Matrici abiotiche

Per il sedimento si provvederà a:

- campionamento del sedimento naturale *ante operam* e monitoraggio nel tempo dei sedimenti delle strutture realizzate, con determinazione dei macrodescrittori e dei metalli e semimetalli, dei composti organici, della granulometria e della componente microbiologica.

Per la matrice acqua si provvederà alla:

- esecuzione di profili CTD nelle aree interessate dagli interventi, con prelievi per la determinazione di C, N, P, chl a ;
- esecuzione di profili con sonda CTD associata a un torbidimetro per monitorare l'efficacia dei sistemi di contenimento del sedimento saranno eseguiti durante le attività di refluento del materiale dragato entro le strutture di conterminazione degli elementi strutturali morfologici in via di costruzione.

Matrici biotiche

Per il comparto delle comunità biotiche, a completamento delle strutture morfologiche, si provvederà alla:

- acquisizione delle informazioni riguardanti i popolamenti bentonici animali e vegetali di substrato incoerente e dell'avifauna dell'area interessata dall'intervento e delle aree limitrofe;
- verifica della composizione della comunità macrobentonica (fito e zoo) e microfitebentonica nell'area interessata dal progetto mediante campionamento su stazioni fisse e relative determinazioni di laboratorio, al fine di verificare la ricolonizzazione bentonica del sedimento versato per la creazione delle strutture morfologiche;
- verifica della fruizione delle strutture morfologiche come piane di alimentazione da parte dell'avifauna limicola;
- controllo delle dinamiche colonizzative da parte delle specie alofite nelle zone realizzate a quota più elevata;

- controllo degli effetti provocati dalla nuova conformazione morfologica e idrodinamica dell'area per mezzo della presenza di specie indicatrici di eventuali condizioni di confinamento (p.e. alghe nitrofile).

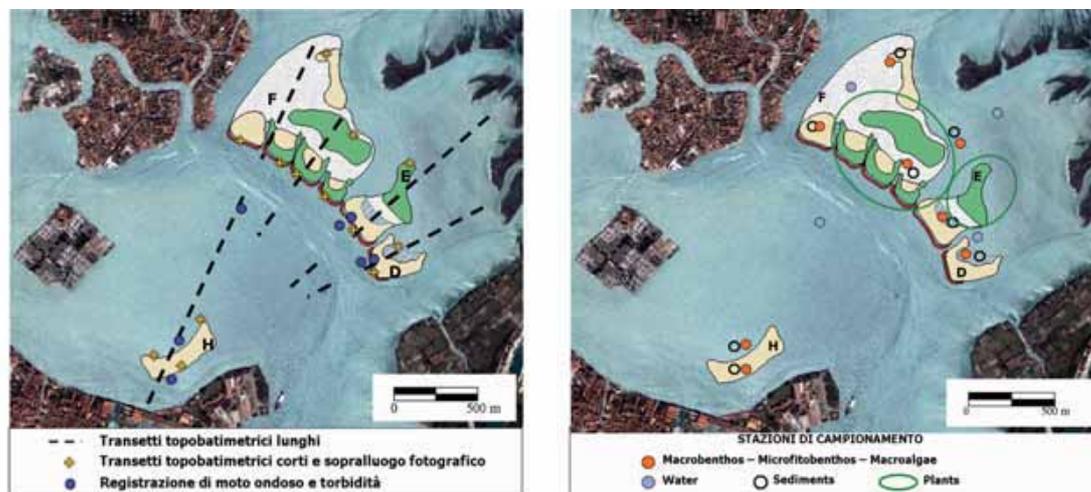


Figura 3-3-14. a) Localizzazione dei transetti topobatimetrici e delle stazioni di registrazione del moto ondoso e torbidità. b) Localizzazione delle stazioni di campionamento di sedimento, acqua e biota.

Il dettaglio delle attività, con la descrizione dei tempistica e finalità delle misure raggruppate per macroaree di indagine, è ripostata in Tabella 3-3-1.

MACRO-AREA	ATTIVITA'	TEMPISTICA RISPETTO ALLA CANTIERIZZAZIONE	FINALITÀ (secondo il par. 1.3)
IDRO-MORFOLOGIA	Rilievi topobatimetrici (transetti lunghi e corti)	PRIMA DOPO	A - B - C
	Rilievi descrittivi e fotografici delle strutture protettive	DOPO	A - B - C
	Registrazione moto ondoso	PRIMA DOPO	A - B - C
ELEMENTI STRUTTURALI	monitoraggio dell'efficacia delle strutture di contenimento (biodegradabili e non) e della loro graduale removibilità a seguito di stabilizzazione avvenuta dei materiali refluiti a tergo.	DOPO	A
MATRICE BIOTICA	Comunità fito- e zoobentoniche Piante superiori Specie aviarie	PRIMA DOPO	A - B
MATRICI ABIOTICHE	MATRICE SEDIMENTO: Azoto (N) - Fosforo (P) - Carbonio (C) pH - Redox Granulometria Metalli Composti organici Analisi microbiologica	PRIMA DOPO	A - B
	MATRICE ACQUA: Clorofilla <i>a</i> Azoto (N) - Fosforo (P) - Carbonio (C) Profili CTD Torbidità	PRIMA DURANTE DOPO	A - B - C

Tabella. 3-3-1. Dettaglio delle attività: macroarea, tempistica e finalità delle misure.

Conclusioni

Il presente monitoraggio ha carattere fortemente sperimentale e i risultati dovrebbero dare utili indicazioni per la progettazione di interventi analoghi in laguna di Venezia. Alcuni dei parametri indagati (batimetria, stabilità e copertura della vegetazione) vengono regolarmente monitorati per la valutazione del successo dei

progetti di ripristino morfologico su scala lagunare (Magistrato alle Acque - SELC, 2008, Scarton, 2005).

Altri parametri (matrici abiotiche, benthos, sedimenti...), generalmente non monitorati nell'ambito dei singoli progetti di ripristino anche in relazione agli elevati costi, rientrano invece nella natura sperimentale del monitoraggio. Tale approccio è in linea con quanto riportato in letteratura, dove vengono distinti i parametri di base (*core variables*) e parametri supplementari (*additional variables*) (Neckles et al., 2002).

3.3.3 Individuazione dei criteri tecnici per la ricostruzione di zone umide multifunzionali nella zona di gronda

Tratto da:

ICRAM, 2007. "Aree in fregio al bordo lagunare che potrebbero essere sottoposte all'apertura della libera espansione di marea e alla relativa riqualificazione morfologica". Rossella Boscolo, Alessandra Feola, Andrea Bonometto.

Porto Marghera Servizi Ingegneria et al., 2008. "Documento propedeutico allo studio di fattibilità per la riqualificazione ambientale di aree in fregio al bordo lagunare".

Attività svolta nell'ambito:

- della Convenzione di Ricerca tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e ICRAM "Analisi degli impatti e delle pressioni esercitati in laguna di Venezia a seguito degli interventi antropici" del 05/12/2007.

Premessa

Nell'ambito della Convenzione tra ICRAM e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (Progetto 419 - 2008/2009) atta a "Sviluppare una serie di attività di studio e progettazione per la costruzione di zone umide in aree oggi intercluse al conterminare lagunare o aree ad esso esterne", è stato condotto uno studio preliminare per l'individuazione di alcune aree possibili di intervento in territorio lagunare per la ricostruzione di aree umide o attività di riallagamento.

La scelta preliminare delle aree è stata inizialmente condotta su base topografica e di destinazione d'uso delle aree stesse. Lo studio si è pertanto focalizzato su quelle aree che si trovano in condizione di depressione rispetto al livello di medio mare, caratterizzate da una pesante azione di bonifica idraulica e prevalentemente ad uso agricolo, con assenza di insediamenti urbani e altre infrastrutture (Figura 3-3-15).



Figura 3-3-15. Aree individuate dal documento di riferimento ICRAM.

Le aree individuate possono essere classificate in due distinte classi in base alla presenza o assenza del diretto contatto con le acque lagunari (Tabella 3-3-2). Per ciascuna area ICRAM ha redatto una scheda di sintesi in cui sono riportate: nome, estensione, esatta localizzazione geografica, fotografia aerea e cartografia CTR, la località e il comune di appartenenza, il consorzio di bonifica relativo, l'idrologia superficiale, la tipologia di elementi morfologici lagunari eventualmente presenti nelle vicinanze, l'eventuale presenza di vincoli quali la definizione di area SIC o ZPS previste dalla normativa europea. È riportata infine una distribuita caratterizzazione altimetrica.

In seguito a successive indagini è stata aggiunta alle aree già individuate un'ulteriore proposta. Tale proposta, denominata "Bernio" e localizzata in laguna sud in comune di Chioggia, è un'area agricola depressa in fregio al bordo lagunare con un'estensione complessiva di 30 ha.

<i>Aree confinanti con la laguna</i>			
Cod.	Nome area	Comune	Superficie (ha)
1	Ca' Deriva	Venezia	254
2	Le Trezze	Quarto D'Altino	189
3	Portegrandi	Quarto D'Altino	200
4	Nord Cà Rossa	Quarto D'Altino	54
5	Montiron	Venezia	170
7	Area Militare sud Naviglio Brenta	Mira	103
10	Giare Dogaletto	Mira	95
11	Giare Romea	Mira	208
12	Giare	Mira	49
13	Estensione Giare	Mira - Campagna Lupia	156
14	Giare Punta	Mira	20
15	Val Serraglio	Campagna Lupia	123
17	Valli sud	Chioggia	276
18	Bernio	Chioggia	30
Totale			1899
<i>Aree non confinanti con la laguna</i>			
Cod	Nome area	Comune	Superficie (ha)
6	Naviglio-Brenta	Mira	60
8	Malcontenta Est	Mira	35
9	Malcontenta Ovest	Mira	102
16	Lugo-Lova	Campagna Lupia	374
Totale			571

Tabella 3-3-2. Elenco delle aree potenzialmente riallargabili.

Informazioni specifiche relative alle aree

Al fine di procedere ad un'analisi di dettaglio risulta necessario reperire ulteriori informazioni specifiche relative alle singole aree:

- vincoli urbanistici/territoriali (compresa archeologia, SIC/ZPS, progetti/usi aree limitrofe, ecc.);
- destinazioni d'uso e attuale produttività;
- destinazioni d'uso preesistenti e/o consolidate;
- stato delle proprietà;
- stato fisico/geografico (altimetria/volumi disponibili all'espansione, fonti di acqua dolce (portate, distanza) e attuale gestione idrica, presenza manufatti idraulici o altri manufatti (edifici, botti per la caccia, ecc.) nell'area, storia delle trasformazioni del territorio);
- stato ambientale (dati disponibili in merito a suolo, acque sotterranee, acque superficiali (laguna e acque dolci di possibile alimentazione), sedimenti lagunari limitrofi, aspetti naturalistici (censimenti avifaunistici, rilievi vegetazionali, ecc.), evidenze in base alla storia del luogo e/o ai dati disponibili di criticità ambientali.

Criteri per la realizzazione dei progetti di conversione/trasformazione

Al fine di realizzare un progetto di conversione multifunzionale di aree risultate idonee risulta necessario valutare:

- la coerenza territoriale. Il progetto dovrà essere integrato con i piani previsti per la gestione del territorio;
- la multifunzionalità dell'intervento. Dovrà essere valutata la possibilità di ottenere obiettivi plurimi quali:
 - i. fitodepurazione delle acque del bacino scolante: miglioramento della qualità attraverso interventi diffusi;
 - ii. laminazione idraulica;
 - iii. contrasto al fenomeno dell'intrusione salina lungo i tratti terminali dei fiumi e all'interno delle falde;
 - iv. recupero naturalità e biodiversità (fasce tampone, ambiente di transizione);
- gli effetti sulle zone circostanti;
- la fattibilità economica e gestionale di massima.

Accordo di Programma Vallone Moranzani - Attività di riqualificazione ambientale

Lo studio ICRAM, il cui risultato preliminare è stato presentato nel documento "Aree in fregio al bordo lagunare che potrebbero essere sottoposte all'apertura della libera espansione di marea e alla relativa riqualificazione morfologica", è stato successivamente utilizzato nell'ambito del Pre-accordo di Programma per la gestione dei sedimenti di dragaggio dei canali di grande navigazione e riqualificazione ambientale, paesaggistica, idraulica e viabilistica dell'area di Venezia - Malcontenta - Marghera (anche noto come "Accordo di Programma Vallone Moranzani") firmato il 3 Agosto 2007 da diversi Enti tra i quali Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, il Magistrato alle Acque di Venezia, la Regione del Veneto ed il Commissario delegato per l'emergenza socio economico ambientale relativa ai canali portuali di grande navigazione, il Comune di Venezia, la Provincia di Venezia.

L'Accordo, firmato in data 31 Marzo 2008, ha individuato, tra le diverse misure di compensazione (art. 10 "Altri interventi di riqualificazione ambientale"), "un intervento di miglioramento ambientale in fregio al bordo lagunare attraverso l'apertura alla libera espansione di marea e relativa riqualificazione morfologica di un'area di almeno 250 ettari".

Come ribadito dai sottoscrittori dell'Accordo, gli interventi di riqualificazione ambientale possono essere attuati anche mediante la rinaturalizzazione di una vasta area di terreno con creazione di un'area umida di transizione progettata in un'ottica di multifunzionalità, ivi compresa un'attività di fitodepurazione, con riduzione del carico inquinante diffuso.

L'accordo prevede la presentazione di uno studio di fattibilità a supporto dell'acquisizione e trasformazione dell'area.

Durante le prime fasi dello studio di fattibilità, descritte in un documento propedeutico la cui redazione è stata coordinata dalla Regione Veneto attraverso il suo concessionario S.I.F.A., sono state raccolte le informazioni disponibili, compresi gli atti di indirizzo degli Enti diversamente coinvolti negli interventi previsti, sulle aree preliminarmente individuate da ICRAM nel documento sopra citato e sulle possibili funzionalità degli interventi in oggetto, utili ad indirizzare la scelta dell'area e le successive fasi amministrative di acquisizione.

Sono state preliminarmente reperiti per ciascuna area i vincoli urbanistici/territoriali intesi come:

- indicazioni urbanistiche a livello regionale (Piano Territoriale Regionale di Coordinamento - PTRC, Piano Faunistico Venatorio Regionale - PFVR, Piano di Area della Laguna e dell'Area Veneziana - PALAV);
- indicazioni urbanistiche a livello provinciale (Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale - PTCP);
- indicazioni urbanistiche a livello comunale (Piano Regolatore Generale - PRG e varianti, Programma di Riqualificazione Urbana e Sviluppo Sostenibile del Territorio - PRUSST);
- vincoli;
- previsioni di utilizzo.

Nell'insieme delle complessive 18 aree selezionate dal documento ICRAM (cfr. Figura 3-3-15 e Tabella 3-3-2), è stata effettuata una prima scrematura sulla base di criteri immediati e direttamente correlati con l'idoneità agli interventi previsti, relativi alla realizzazione di aree umide in fregio alla laguna di estensione di almeno 250 ha.

Tale prima selezione è stata condotta anche in relazione ai suggerimenti del Genio Civile di Venezia espressi nell'ambito dell'incontro del 12/06/08.

I criteri di preferenza sulla base dei quali è stato possibile individuare un sottoinsieme di aree maggiormente idonee all'intervento sono:

- localizzazione in fregio al bordo lagunare;
- estensione (aree o gruppi di aree in grado di coprire un'area di almeno 250 ha, come dichiarato dall'art. 10 dell'Accordo di Programma);
- evidenza documentata di criticità ambientali, che rendano necessari interventi onerosi di bonifica ambientale, non sostenibili dal Quadro economico previsto dall'Accordo di Programma;
- assenza di vincoli demaniali (es. aree militari), che rendono particolarmente difficoltosa l'acquisizione delle aree.

Escludendo le opzioni palesemente difformi dagli obiettivi dell'intervento e dai condizionamenti posti dall'Accordo di Programma, l'esplicitazione dei preliminari criteri di preferibilità sulla base dei quali sviluppare l'analisi di preferenza tra le aree individuate ha portato all'individuazione di macro aree di interesse sulle quali approfondire le analisi e tra le quali individuare la scelta progettuale migliore, come illustrato in Figura 3-3-16.

Sono state selezionate tre macroaree che risultano tecnicamente idonee agli scopi multipli dell'intervento, uniformemente distribuite lungo la conterminazione: una a nord, Ca' Deriva e aree circostanti, una al centro, area Giare, e una a sud, Valli Sud.



Figura 3-3-16. Macroaree individuate come tecnicamente idonee agli scopi alla creazione di aree umide di transizione.

3.3.4 Attività di pesca alle vongole in laguna di Venezia: sostenibilità e ricerca.

Tratto da:

PONIS, E., BOSCOLO, R., CACCIATORE, F., CHIAIA, G., 2008. On-site nursery techniques for Manila clam (*Tapes philippinarum*) in Venice lagoon. Conferenza "PHYSIOMAR 2008", Brest, Francia, 1-4 settembre 2008. Libro degli Abstracts.

PONIS, E., BOSCOLO, R., CACCIATORE, F., CHIAIA, G., 2007. Sustainable approaches for the management of Manila clam (*Tapes philippinarum*) in the Venice lagoon (Italy). Conferenza "10th International Conference on Shellfish Restoration", Vlissingen, Olanda, 13-16 Novembre 2007. Libro degli Abstracts.

ICRAM, 2003. "Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della laguna di Venezia" (Convenzione ICRAM - Ministero dell'ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare) - Relazione di Sintesi - Anno 2001-2002.

ICRAM, 2007. Programma di studio per il risanamento ambientale dell'area lagunare interdotta alla pesca tra Venezia e Porto Marghera" - (Convenzione ICRAM - Ministero dell'ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare) - Stato di avanzamento - Dicembre 2007.

Attività svolta nell'ambito:

- della Convenzione di Ricerca tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e ICRAM del "Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della laguna di Venezia" - Scheda n.5: Attività di pesca in laguna alle vongole 'filippine': opportunità e compatibilità ambientale"(2002), e supplemento "La venericoltura in laguna di Venezia: la parola agli allevatori (2003).

- della Convenzione di Ricerca tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e ICRAM del 23/02/2006 "Programma per il risanamento ambientale dell'area lagunare interdotta alla pesca tra Venezia e Porto Marghera"- Scheda 2: Sperimentazione di nuove tecnologie per la bonifica dei sedimenti e per la pesca.

- della Convenzione di Ricerca tra società consortile "Gestione Risorse Alieutiche Lagunari" (GRAL) e ICRAM del 12/09/2007 "Ricerca di attività di preingrasso della vongola filippina (*Tapes philippinarum*) per favorire la conversione dalla pesca all'allevamento in Laguna di Venezia".

Introduzione

Sviluppatisi a partire dalla seconda metà degli anni '80, dapprima in via sperimentale e quindi a fini produttivi, la venericoltura, intesa come allevamento e pesca della vongola filippina (*T. philippinarum*), ha trovato grande espansione nelle lagune dell'Alto Adriatico, sino a diventare un'importante realtà economica e occupazionale nel panorama dell'acquacoltura nazionale. Pur nella difficoltà di operare stime di produzione reali, integrando ai dati ufficiali quelli officiosi derivanti dalla pesca illegale, attualmente viene stimata per la laguna di Venezia una produzione annua di vongole superiore alle 20.000 tonnellate, con un indotto dell'intera filiera di 150 milioni di euro e l'occupazione di oltre 2.000 addetti tra regolari ed abusivi (Boatto et al., 2002; Pellizzato e Da Ros, 2004).

In laguna di Venezia la venericoltura riveste particolare importanza per la vastità e la molteplicità delle tematiche coinvolte, che vanno dagli aspetti prettamente ambientali fino a quelli igienico-sanitari, con implicazioni socio-economiche, legislative e gestionali.

Valutazione degli impatti

Le problematiche relative agli impatti causati dalle attività di pesca ed allevamento di vongole in laguna di Venezia sono state oggetto di diversi approfondimenti negli ultimi anni; ciò nonostante la situazione attuale continua a presentare vistose contraddizioni e le soluzioni prefigurate per incrementare la compatibilità ambientale di tale attività risultano largamente disattese.

Dal punto di vista ecosistemico lo sfruttamento della risorsa "vongola filippina" ha determinato tutta una serie di impatti quali: l'alterazione della funzionalità dei fondali con fenomeni erosivi e perdita del sedimento fine, il calo della produzione primaria, la riduzione delle aree a copertura di fanerogame marine, lo stravolgimento e la perdita della biodiversità causata sia direttamente (semine, utilizzo di attrezzi per la raccolta impattanti), sia indirettamente (effetti indotti). In tale ambito, a fronte dei forti e molteplici danni ambientali, non è stata ancora mai avviata una quantificazione degli stessi al punto che, a tutt'oggi, mancano gli elementi per valutare se le attività di pesca e/o allevamento siano supportate da un rapporto costi/benefici tale da giustificare gli impatti che tali attività determinano sui fondali. A tal proposito si inserisce il concetto di "valore di non uso", ovvero l'importanza anche economica di preservare la funzionalità lagunare anche a scapito dei redditi che derivano dalla pesca; converrebbe paradossalmente conservare la funzionalità lagunare pagando i pescatori perché facciano attività diverse, e sostenere semmai, anche economicamente, il rilancio delle attività alieutiche tradizionali, gestionali e migliorative.

In considerazione di tali impatti, assume importanza prioritaria e pregiudiziale la ricerca di soluzioni che riconducano la venericoltura ad un quadro di compatibilità. A tal fine sono percorribili diverse strade:

la messa a punto di nuove modalità e tecniche di pesca e allevamento per ridurre al massimo gli impatti; la riduzione delle superfici realmente aggredite concentrando le attività su quelle ottimali sotto il profilo produttivo e ammissibili sotto quello ambientale; la riconversione del settore ad altre attività (es. pesca tradizionale), l'eliminazione della pesca illegale, l'imposizione di soluzioni di mitigazione degli effetti negativi e di compensazione dei danni non eliminabili.

In questo senso, nel 1999 la Provincia di Venezia si è dotata di un "Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della Provincia di Venezia" (Provincia di Venezia, 2000) che, oltre a proporre una serie di norme tese a limitare l'impatto ambientale delle azioni di prelievo dei bivalvi, prevedeva un graduale passaggio dalla pesca in libero accesso a forme di allevamento su terreni in concessione.

I medesimi principi ispiratori sono stati ripresi nel "Piano d'uso sostenibile delle aree in concessione per venericoltura", presentato dalla società consortile GRAL nel 2006 (AAVV, 2006). Tra le linee guida emerse da tale Piano d'uso emergono, tra le altre, la gestione sostenibile del seme selvatico, il controllo della filiera produttiva a garanzia della salubrità del prodotto, la riduzione degli impatti della raccolta delle vongole sull'ambiente anche attraverso il passaggio da forme di pesca ad allevamento, l'analisi della capacità portante dell'ambiente per identificarne i livelli produttivi.

Gli impatti derivati dalle attività di pesca alle vongole sulle praterie di fanerogame e sull'erosione dei fondali sono stati analizzati, al fine di ricercare soluzioni sostenibili, in un lavoro effettuato da ICRAM dal titolo "Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della Laguna di Venezia (2001-02)". Dal punto di vista ecologico e morfologico le praterie di fanerogame rivestono un ruolo assolutamente di rilievo in laguna di Venezia (azione antierosiva, ossigenazione dei fondali, aree nursery, regolazione della corrente) e, sotto il profilo normativo, tale vegetazione risulta protetta dalle leggi speciali per Venezia, dalla direttiva comunitaria "Habitat" e con la convenzione di Berna, che vieta le azioni intenzionali comportanti sradicamento di specie strettamente protette quali *Zostera marina* e di *Cymodocea nodosa*.

L'impatto della venericoltura sulle praterie di fanerogame è stato analizzato nel corso di un'indagine svolta nel periodo primavera-estate 2002 sulle aree lagunari interessate dalle concessioni per l'allevamento e la raccolta delle vongole. Le attività di ricerca hanno previsto una prima fase di mappaggio da natante delle coperture a fanerogame marine circostanti le concessioni di allevamento e una seconda fase in cui sono stati eseguiti rilievi *in situ* sulle condizioni dei popolamenti a fanerogame limitrofi alle concessioni.

Da tale indagine si è evidenziato come le concessioni presenti in laguna nord e in laguna centrale siano poste in aree prive o solo parzialmente interessate da fanerogame. Al contrario numerose concessioni della laguna sud coincidono con praterie naturali. In queste zone, le attività di allevamento della vongola filippina hanno determinato due principali impatti sulle fanerogame. Il primo, da considerarsi il più importante, è legato all'azione diretta di estirpazione delle fanerogame stesse dalle aree coltivabili, effettuata con sistematicità allo scopo di ripulire il fondale per renderlo idoneo alla semina e alla raccolta: nell'area di Chioggia alcune zone sono state estirpate anche per il 50% della superficie, come riportato in Figura 3-3-17. Il secondo tipo di impatto è quello determinato indirettamente dalla risospensione dei sedimenti causata dall'utilizzo dei diversi attrezzi da pesca. Tale effetto deriva dall'intorbidimento della colonna d'acqua che porta ad una riduzione della fotosintesi attuata dalle macro- e microalghe, con impatto che può compromettere lo sviluppo e la stessa sopravvivenza delle fanerogame marine anche in aree esterne alle zone di pesca.

Nel caso di utilizzo di mezzi manuali (rusca a mano), l'impatto sul sedimento appare sicuramente ridotto, mentre i sistemi meccanici (rusca, draga vibrante) determinano un maggiore impatto sul fondale. I rilievi condotti in campo non hanno evidenziato danni permanenti alle praterie limitrofe alle concessioni considerando che, sia l'estirpazione che la raccolta di vongole, dovrebbe essere condotta solo in limitati periodi dell'anno.

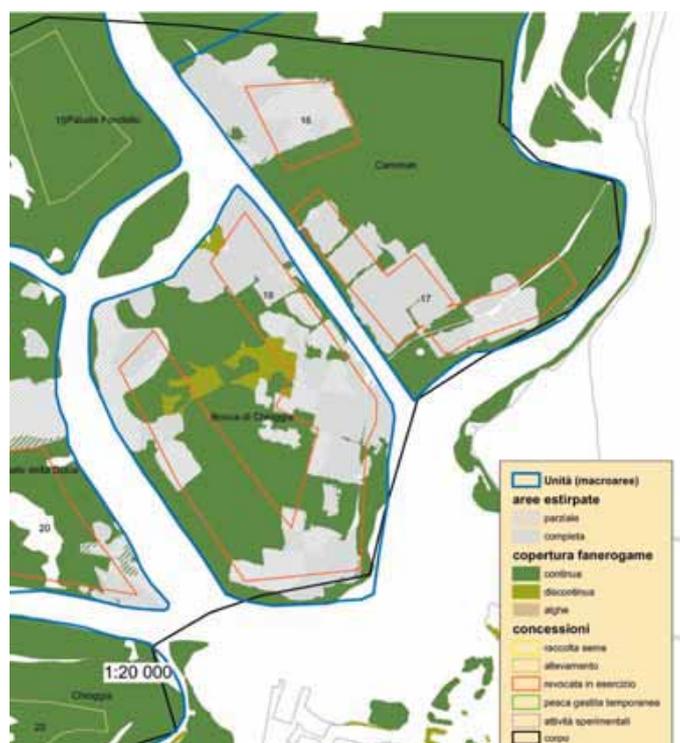


Figura 3-3-17. Effetti della pesca sulle coperture di fanerogame marine nell'area presso Chioggia.

A livello morfologico, la movimentazione dei sedimenti può inoltre provocare: erosione e perdita di sedimento nei bassifondi con conseguente rideposizione degli stessi nei canali, alterazione e riduzione del ricambio nelle aree più interne, formazione di onde dovuta alla maggior profondità dei fondali e perdita sempre più estesa dei caratteri lagunari sostituiti in vaste aree da caratteri marini.

Nello studio svolto da ICRAAM (2001-02) è stato stimato come i flussi di sedimentazione, successivamente all'introduzione della pesca della vongola, siano aumentati di circa 4-11 volte; ciò si ripercuote anche nella batimetria dei bassifondi che è aumentata di 0,5-3,6 cm per anno, con un approfondimento medio di ca. 1,4 cm per anno. Per avere una stima delle dimensioni di questo fenomeno basti pensare che da un'analisi effettuata nel corso dello studio si stimava che la quantità di sedimenti fini movimentati in laguna centrale si attestava a circa 88×10^6 tonnellate di materiale secco per anno, pari a quella movimentata in tutta la laguna veneziana tra il 1970 e il 1990 (MAV-CVN, 2001).

A livello ecologico, gli effetti sul benthos si traducono soprattutto in una semplificazione e in un ringiovanimento delle popolazioni a cui non viene dato il tempo di crescere. La semplificazione biologica, ovvero la diminuzione della diversità, viene generalmente valutata come una perdita di stabilità. In ambienti lagunari a resilienza molto elevata questo fatto potrebbe non rivestire molta importanza. Tuttavia, dai dati appare che la fine dell'estate sia il periodo di massimo insediamento. Di conseguenza, una frequenza di passaggio di pesca inferiore all'anno, come accade in laguna di Venezia, non consentirebbe un recupero completo. Il ringiovanimento delle popolazioni potrebbe avere, inoltre, effetti di tipo sistemico. Infatti, a parità di biomassa una popolazione giovane, costituita da molti individui, ha un metabolismo più elevato ed è perciò caratterizzata da un consumo di ossigeno maggiore rispetto a quello di una popolazione più matura.

Un altro aspetto fondamentale relativo alla raccolta delle vongole in laguna di Venezia riguarda le problematiche legate all'inquinamento: è ormai evidente come sia presente una correlazione tra i livelli di contaminazione delle acque e dei sedimenti con quelli del biota e dei prodotti ittici, a conferma dello stretto legame tra i livelli di contaminazione ambientale e il rischio igienico-sanitario. La presenza di diossine e di altri composti organici persistenti nelle vongole filippine, seppure a concentrazioni inferiori rispetto ai limiti comunitari ammessi, rende necessario un monitoraggio continuo al fine di poter evidenziare ogni possibile aumento delle concentrazioni in tutte le matrici ambientali, con una particolare attenzione al trasferimento degli inquinanti nel biota. Inoltre, l'asporto (dovuto alla pesca) degli strati superficiali

espone gli strati sottostanti, inquinati in periodi precedenti, al contatto con l'acqua; tale fatto spiega le discontinue comparse nel tempo di aree contaminate non spiegabili sulla base dei carichi inquinanti e dei flussi recenti e attuali.

La parola agli allevatori

Nel 2003 ICRAM ha condotto un'indagine basata su interviste ai pescatori e allevatori di vongole al fine di percepire il loro punto di vista, le loro esigenze e aspettative, le disponibilità a recepire operativamente i nuovi indirizzi e anche per capire, attraverso l'interpretazione delle risposte, le modalità con cui le concessioni vengono realmente utilizzate, e quanto vengano rispettate le regole da parte almeno dei operatori consorziati. Il quadro che è emerso ha confermato alcuni timori, ma ha indicato anche possibili direzioni di riqualificazione dell'attività. In particolare è risultato totalmente confermato il grande individualismo dei pescatori, fortemente restii a qualsiasi ipotesi di collaborazione tra diversi soggetti al fine di perseguire e gestire programmi di lavoro comuni. Ciò rappresenta un ostacolo in un'ottica di collaborazione responsabile. È emersa chiaramente, anche se non esplicitamente, l'insoddisfazione per l'inadeguatezza dell'intermediario con le istituzioni pubbliche. Sono state ravvisate da tutti, come punti cruciali, le priorità legate alla raccolta del seme ed alla commercializzazione del pescato. È stato espresso scetticismo (peraltro poco informato) sull'identificazione da parte della Provincia dell'imbarcazione e strumento tipo, pur riconoscendo l'utilità di un'azione tesa ad incrementare l'ordine e l'efficienza del settore. Gli intervistati sono risultati propensi a considerare come strumento ottimale la draga idraulica (turbosoffiante) usata a pressioni ridotte. In merito alle azioni di compensazione e di gestione dei fondali, con particolare riferimento agli interventi di impianto e controllo delle fanerogame marine, gran parte degli intervistati si è dichiarata favorevole ad essere coinvolta nei programmi. È stato espresso infine aperto consenso per attività, ritenute complementari ma in realtà strategiche, che dovrebbero essere promosse e coordinate dal consorzio, quali la promozione del marchio di origine controllata o protetta e l'attuazione di corsi di formazione, oltre a questioni importanti ma più specifiche quali la gestione del materiale di scarto e la progettazione di schiudatoi e in generale di forme alternative per il reperimento del seme.

Valorizzazione del seme selvatico

Tra le linee guida emerse nel Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della Provincia di Venezia viene data particolare rilevanza al passaggio dalle forme di pesca in libero accesso all'allevamento. I vantaggi ottenuti sono evidenti: tenendo in considerazione le densità medie di biomassa raccolte con i due sistemi, utilizzando il medesimo strumento di raccolta, tale cambiamento porterebbe all'abbattimento di oltre il 95% degli impatti ambientali conseguenti alla movimentazione di sedimenti.

Dal punto di vista produttivo, il maggiore collo di bottiglia per il pieno sviluppo dell'allevamento della vongola in laguna di Venezia risulta il reperimento di seme da porre in ingrasso negli spazi acquei in concessione. Infatti, attualmente nelle lagune venete l'offerta di seme di *T. philippinarum*, sia naturale che proveniente da schiudatoio, non riesce a coprire l'intensa richiesta degli allevatori veneti. Una produzione annuale di 20.000 tonnellate proveniente da allevamento (per la sola laguna di Venezia si ipotizzano piani di produzione superiori alle 30.000 tonnellate) richiede la semina di almeno 3 miliardi di seme di taglia > 10 mm ogni anno (a questa taglia gli animali hanno già subito forti processi selettivi), quantitativo corrispondente ad oltre 800 tonnellate di materiale. Il prelievo di seme selvatico viene generalmente effettuato su individui di dimensioni medio grosse (> 12-15 mm) poiché gli operatori non hanno le esperienze adatte per svolgere attività di preingrasso di seme di taglia minore; di conseguenza il seme di dimensione media e piccola risulta scarsamente sfruttato e soggetto ad importanti tassi di predazione. L'applicazione in laguna di Venezia di norme virtuose per rendere le attività di venericoltura sostenibili e compatibili con l'ambiente include anche la valorizzazione degli stocks di seme naturale e, di conseguenza, la messa a punto e la promozione di tecniche di preingrasso del seme idonee per questo ambiente. Le larve ed i giovanili di bivalvi costituiscono infatti il cibo per molte specie di animali e la loro predazione costituisce una delle maggiori cause di mortalità del seme nelle lagune dell'Alto Adriatico; con l'aumento della taglia gli animali diventano meno vulnerabili all'attacco dei predatori, anche grazie all'acquisizione di una maggiore capacità di affossamento. Per quanto riguarda le pratiche di ingrasso in laguna è vivamente sconsigliabile avviare attività con seme di taglia inferiore a 12-15 mm

poiché le perdite dovute alla predazione possono essere molto consistenti. Questa taglia difficilmente corrisponde a quella disponibile sul mercato ed in ogni caso il prezzo unitario del seme (sia di schiuditoio che selvatico) aumenta considerevolmente con l'aumentare della taglia. La possibilità di condurre attività di preingrasso direttamente in aree lagunari vocate a tali procedure a partire da seme di piccole (3-6 mm) o medie (6-10 mm) dimensioni rappresenta oramai una scelta obbligatoria per gestire in modo sostenibile questa risorsa.

In tale prospettiva rientrano le attività di ricerca effettuate da ISPRA nell'ambito della Convenzione di Ricerca stipulata con il GRAL e volta alla predisposizione di "Studi e ricerche per l'approfondimento e attuazione di attività che consentano la conversione dalla pesca all'allevamento della vongola filippina *T. philippinarum* in laguna di Venezia" e nell'ambito della Convenzione stipulata con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare riguardante la "Sperimentazione delle tecniche innovative di allevamento delle vongole". Nel corso della prima fase della ricerca è stato definito lo stato dell'arte dei sistemi di preingrasso di seme di vongola attualmente disponibili a livello internazionale e sono stati individuati, tra questi, i sistemi maggiormente idonei da adottare per in laguna di Venezia. A questo riguardo bisogna sottolineare che la molluschicoltura in Italia si basa storicamente sul seme selvatico (captazione per i mitili, raccolta per le vongole) e che dunque le tecnologie e le metodiche per le attività di schiuditoio e di preingrasso risultano scarsamente sviluppate. Per quanto riguarda la laguna di Venezia l'interesse si è focalizzato sui sistemi *on-site*, ovvero che operano direttamente all'interno del bacino lagunare, in modo da sfruttare l'ingente produzione primaria naturalmente presente in loco.

I sistemi identificati possono essere suddivisi dal punto di vista funzionale in sistemi a flusso passivo, che sfruttano l'idrodinamismo naturale e l'azione di correnti e maree per garantire il ricambio idrico, e quelli a flusso attivo, che invece richiedono input energetici. In particolare per il preingrasso in sospensione è stata identificata una tipologia per il preingrasso a flusso forzato (FLUPSY) ed una tipologia a flusso passivo (cestelli o lanterne), mentre per il preingrasso su fondale è stata identificata una tipologia per il preingrasso su fondale (reti); inoltre, due ulteriori sistemi a flusso passivo possono adattarsi sia al preingrasso su fondale che in sospensione (cassette, poches ostricole).

I FLUPSY (Floating Upwelling System) sono strutture galleggianti di differente materiale costituite da un telaio in grado di sorreggere uno o più cassoni a fondo grigliato, all'interno dei quali viene posto il seme in preingrasso. I cassoni sono disposti su due file, separate da un canale centrale che raccoglie le acque espulse dai cassoni. Il flusso ascendente viene generalmente creato da un mixer a basso consumo energetico posto nel canale centrale che richiama l'acqua dall'esterno della struttura.

Nelle zone lagunari ad alto fondale (>3 m) è possibile attuare pratiche di preingrasso in utilizzando allo scopo lanterne o cestelli in sospensione. In laguna di Venezia questo sistema si può applicare utilizzando i pergolati degli impianti dismessi per la mitilicoltura. Il sistema di preingrasso su fondale sotto rete può essere applicato nelle zone lagunari intertidali o subtidali, che emergono in bassa marea o che comunque presentano basse profondità.

La procedura di semina sotto rete prevede una prima fase di preparazione del fondale, durante la quale l'area prescelta viene appianata, eventualmente ripascita con sabbia di granulometria. La rete, la cui maglia sarà scelta in funzione della taglia del seme, viene successivamente stesa sul fondale e parzialmente ricoperta con il sedimento. Una volta effettuata la semina a spaglio la rete può essere ripiegata a sandwich a protezione del seme e viene chiusa utilizzando tondini metallici. Nelle zone non emerse in bassa marea è possibile utilizzare il medesimo sistema ma in questo caso i letti di rete vanno allestiti precedentemente a terra.

I sistemi di preingrasso in poches o in cassette si possono applicare sia in sospensione che su fondale. Per il sistema in poches vengono utilizzate sacche rigide di materiale plastico (poches ostricole), generalmente di formato standard (100 cm x 50 cm), formate da una rete rigida di maglia variabile a seconda della dimensione del seme. Il quantitativo di seme che può essere gestito con questa tecnica dipende dalla taglia, dalla disponibilità di alimento e, in generale, dalle condizioni ambientali.

Una ricapitolazione delle principali caratteristiche di ciascun tipo di tecnologia di preingrasso viene rappresentata nella Tabella 3-3-3 sotto forma di analisi SWOT.

	Lanterne	Poches o cassette	FLUPSY	Semina sotto rete
Punti di forza	Flusso passivo	Flusso passivo Disponibilità di diatomee bentoniche	Permette alti carichi Facilità di gestione Basso consumo elettrico	Flusso passivo Disponibilità di diatomee bentoniche
Punti di debolezza	In laguna di Venezia applicabile solo in corrispondenza di canali Labour-intensive	Labour-intensive Richiede una batimetria di almeno 1,5 m sul mediomare	Flusso attivo (mixer)	Applicabile solo su aree di bassofondo intertidali o subtidali
Opportunità	Gestione del seme da parte delle medesime cooperative di pesca Riutilizzo di impianti dismessi per mitilicoltura	Gestione del seme da parte delle medesime cooperative di pesca	Gestione del seme da parte delle medesime cooperative di pesca	Gestione del seme da parte delle medesime cooperative di pesca
Minacce	Rischio di perdita di materiale per mareggiate	Rischio di morie diffuse in corrispondenza di crisi anossiche di fondale Rischio di perdita di materiale per eccessivo idrodinamismo	Rischio di black-out elettrici	Rischio di morie diffuse in corrispondenza di crisi anossiche di fondale

Tabella 3-3-3. Analisi SWOT relativa ai differneti sistemi di preingrasso utilizzabili in laguna di Venezia.

Per seminare in maniera efficiente (2,7 kg per m², corrispondenti a 300 animali di taglia media 35 mm) 1 ha di laguna è necessario preingrassare circa 3.750.000 pezzi di seme (nella stima viene inclusa anche una perdita prevista di prodotto pari al 25%). Ad una taglia di 2-3 mm tale quantitativo di seme pesa approssimativamente 6-20 kg ed occupa un volume di circa 15 litri; nel caso di animali di taglia 6-8 mm un milione di seme pesa circa 150-260 kg ed occupa un volume di circa 225 litri. Alla taglia di 10-12 mm lo stesso quantitativo pesa 750-1.200 kg ed occupa un volume superiore ai 1.200 litri.

A titolo indicativo viene riportata in Tabella 3-3-4 una stima delle superfici necessarie per effettuare le pratiche di preingrasso necessarie per seminare 1 ha di laguna (3.750.000 di individui). In questa stima viene considerato l'utilizzo, secondo le modalità precedentemente riportate, dei differenti sistemi di preingrasso descritti in precedenza e vengono prese in considerazione tre pezzature differenti di seme (piccola, media, grande).

	Peso (kg)	FLUPSY (cassoni 1 m ²)	Lanterne (cestelli ø 50 cm)	Rete (m ²)	Poches (0,5 x 1 m)
Piccola (2-3 mm)	6-20	1	6-20 (1-2 pile)	180	30-70
Media (6-8 mm)	150-260	4-9	150-260 (15-20 pile)	1.350	375-500
Grande (10-12 mm)	750-1.200	25-40	750-1.200 (75-100 pile)	3.750	-

Tabella 3-3-4. Stima delle superfici occupate per l'allevamento di giovanili di vongola filippina destinati a seminare efficientemente 1 ha di spazio acqueo in laguna di Venezia, utilizzando differenti sistemi di preingrasso (densità di semina calcolata: 300 individui/m²).

Nell'ottica di una gestione diretta del seme da parte degli allevatori lagunari i sistemi di preingrasso più indicati per il seme di dimensioni medio-piccole sono quelli in sospensione di tipo "lanterne" o quelli di tipo flottante (FLUPSY), mentre per il seme di taglia maggiore sono più indicate le reti le pochés (sul fondale o in sospensione) e le cassette.

In considerazione dell'insieme dei fattori analizzati nella presente relazione è stato possibile delimitare in laguna di Venezia le aree maggiormente idonee per avviare attività di preingrasso con i differenti sistemi (Figura 3-3-18). Da tali aree sono state escluse le aree soggette a vincoli o ad altro uso primario. In particolare, sono state escluse le aree che circondano i principali centri urbani insistenti in laguna (Venezia,

Chioggia, Murano) e l'area SIN prospiciente Porto Marghera; inoltre una vasta area della laguna sud risulta caratterizzata da popolamenti di fanerogame marine; in tale area l'avvio di pratiche di preingrasso (sia in sospensione che su fondale) è vincolata all'identificazione di zone non coperte da fanerogame marine. Sono state inoltre escluse le aree più interne ed una buona parte del sottobacino nord, in quanto aree ad idrodinamismo insufficiente a sostenere una elevata biomassa di animali filtratori.

Il posizionamento dei FLUPSY in laguna sarà possibile solo in presenza di una batimetria adeguata (> 2 m sul mediomare); in conseguenza di tale vincolo e nell'impossibilità di posizionare tali strutture nei canali navigabili sono state identificate due macroaree idonee, entrambe in laguna centrale (fonda sei sette morti, area prospiciente la bocca di Malamocco). Per i sistemi di preingrasso in sospensione si possono utilizzare gli impianti dismessi di mitilicoltura presenti in alcuni canali prospicienti le bocche di porto di Chioggia e Malamocco. L'area della bocca di Malamocco è considerata, però, una zona a forte erosione per cui la messa in posa di queste strutture dovrebbe comunque essere effettuata solo nel caso in cui studi adeguati diano parere favorevole.

Per le tipologie di preingrasso su fondale sono state identificate 4 macroaree poste nella parte più esterna della laguna, ovvero le aree caratterizzate da una granulometria del sedimento più grossolana e da un minor tempo di residenza. All'interno di queste macroaree le attività di preingrasso potranno essere effettuate nelle zone a bassofondo laddove non ci siano fanerogame marine o vincoli di altro tipo. In aggiunta per le attività di preingrasso in sospensione sono state identificate ulteriori tre macroaree, più interne rispetto alle altre ma comunque caratterizzate da condizioni idonee per l'allevamento del seme di vongola.

Il tipo di preingrasso sotto rete richiede l'utilizzo di aree che emergono in bassa marea o che comunque risultino di profondità limitata e dunque questa attività viene limitata solo in alcune zone delle macroaree identificate in laguna sud (zone antistanti Chioggia e San Pietro in Volta, zona antistante l'area detta "Lazzaretto vecchio") ed in gran parte della macroarea localizzata tra l'isola di Sant'Erasmus e Punta Sabbioni. Quest'ultima area è però ritenuta di particolare pregio ambientale per cui l'istallazione di eventuali impianti di preingrasso andrebbero presi in considerazione solo dopo aver effettuato adeguate analisi ambientali.

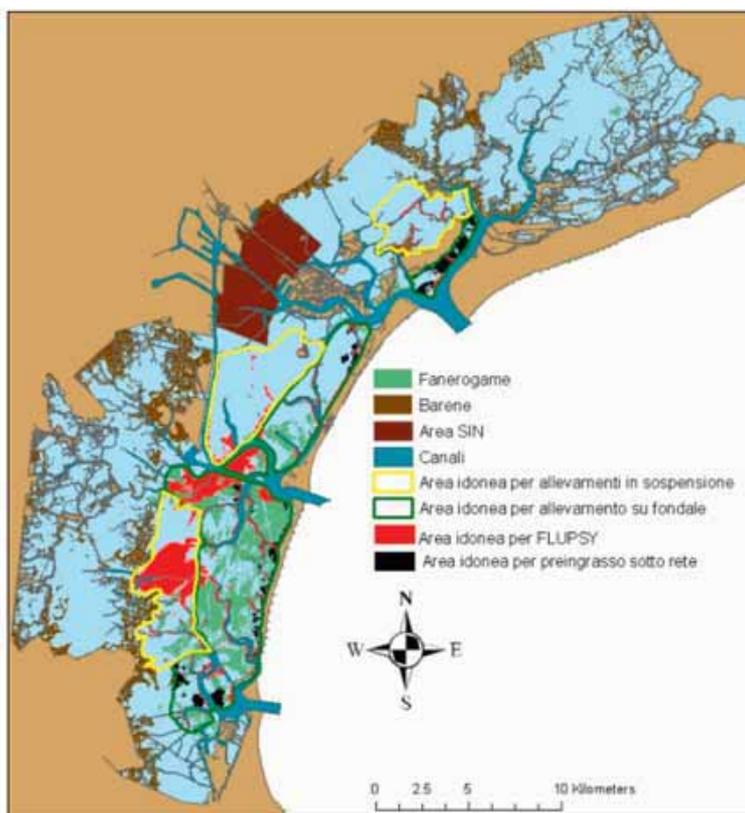


Figura 3-3-18. Localizzazione delle aree idonee per utilizzare le differenti tecniche di preingrasso.

Le Cooperative che intendono svolgere attività di preingrasso necessitano di un protocollo di allevamento che preveda sia una parte puramente gestionale (modalità e frequenza della pulizia dei contenitori, vaglio) che una valutazione qualitativa sul seme allevato (mortalità, crescita, altri indicatori del benessere animale). A tale scopo, nell'ambito della medesima Convenzione di ricerca ICRAM-GRAL sono state quindi preparate delle schede di valutazione in cui, per ciascun sistema utilizzato, sono riportati i principali parametri da tenere in considerazione ed i principali interventi da effettuarsi durante le attività di preingrasso. In particolare sono state formulate tre differenti schede di valutazione, la prima riguardante l'avvio delle pratiche di preingrasso, la seconda riguardante le attività di pulizia del seme, e la terza riguardante le attività previste nel corso della selezione per taglia.

Monitoraggio per verificare gli effetti del prelievo della risorsa biologica e l'efficacia dei sistemi di mitigazione adottati

Nell'ambito del progetto MAPVE1, collocato in seno al già citato Accordo di Programma siglato il 7 marzo 2006 tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e il Magistrato alle Acque di Venezia (vedo paragrafo 3.1.2), l'attività B ha previsto La verifica degli effetti delle attività di prelievo dei giovanili di vongola filippina (seme) e dei sistemi di protezione adottati per contenere la torbida generata dall'utilizzo degli attrezzi meccanici.

Per questa attività ICRAM ha collaborato nella stesura del disciplinare tecnico e del piano operativo, ha curato la supervisione delle attività di campionamento fornendo il proprio supporto tecnico-scientifico agli esecutori e ha eseguito presso le proprie strutture i test ecotossicologici previsti.

All'interno dell'area di circa 1.200 ha che sarebbe stata sottoposta a caratterizzazione si sono individuate due parcelle sperimentali di circa 500 x 400 m², a lato del canale Vittorio Emanuele III in prossimità dell'isola del Tronchetto, in funzione dell'area di svolgimento della pesca e della rappresentatività del sistema (Figura 3-3-19).



Figura 3-3-19. Posizione delle due parcelle sperimentali A e B (in giallo) e della barriera di panne (in rosso).

Le attività si sono sviluppate in due fasi distinte ma complementari, che prevedevano: un monitoraggio di breve periodo (fase 1) atto alla valutazione istantanea e nel breve periodo delle attività di prelievo; un monitoraggio integrato di medio periodo (fase 2) predisposto per valutare l'effetto complessivo delle attività di pesca nell'area.

Fase 1: in ciascuna parcella è stato definito lo stato di riferimento, in assenza di attività di pesca, con cui confrontare il set di misure effettuate durante le attività il prelievo del seme e che sommariamente consistevano in: rilievo morfobatimetrico, descrizione delle comunità macro-zoobentoniche, caratterizzazione chimica e ecotossicologica del sedimento e della colonna d'acqua sovrastante.

Complessivamente sono state previste le seguenti misure sulle matrici acqua e sedimento (Tabella 3-3-5):

Acqua	Sedimento
Pressione, conducibilità, temperatura, ossigeno disciolto, pH, potenziale redox, torbidità e fluorescenza (con sonda CTD, sia profilante sia in <i>mooring</i>)	Granulometria
Velocità e direzione della corrente (con correntometro acustico)	Carbonio organico totale (TOC)
Materia particolata sospesa (SPM) e granulometria dei solidi sospesi	Azoto totale (Ntot) e ammoniaca estr. (NH ₄)
Carbonio organico particellato (POC) e disciolto (TOC)	Fosforo totale (Ptot) e ortofostato estr. (PO ₄)
Azoto disciolto (TDN), azoto totale (Ntot), nitriti (NO ₂), nitrati (NO ₃) e ammoniaca (NH ₄)	Solfuri
Fosforo disciolto (TDP), fosforo totale (Ptot) e ortofostato (PO ₄)	Metalli e semimetalli (Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, Ni, Hg, As)
Clorofilla <i>a</i> (chl <i>a</i>) e feopigmenti	Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)
Solfuri	Policlorobifenili (PCB)
Metalli totali disciolti (Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, Ni, Hg, As)	Diossine e furani (PCDD/F)
Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)	Esaclorobenzene (HCB)
Policlorobifenili (PCB)	Metilmercurio
Diossine e furani (PCDD/F)	Composti organostannici (TBT, DBT, MBT)
Esaclorobenzene (HCB)	Saggi ecotossicologici sulla comunità fitoplanctonica, su <i>V. fischeri</i> e su <i>D. tertiolecta</i>
Metilmercurio	Rilievo morfobatimetrico
Composti organostannici (TBT, DBT, MBT)	
Saggi ecotossicologici su <i>V. fischeri</i> e su <i>D. tertiolecta</i>	

Tabella 3-3-5. Lista delle analisi chimiche e fisiche previste nelle due matrici.

Le attività di campionamento per la definizione dello stato di riferimento della prima parcella sono state avviate il 05/06/2006 utilizzando due imbarcazioni. Una delle quali ha provveduto al prelievo di campioni di sedimento e di acqua e alla registrazione dei profili CTD, mentre l'altra ha effettuato il campionamento del macrozoobenthos tramite l'impiego di una benna. Il giorno successivo utilizzando procedure analoghe è avvenuto il campionamento della seconda parcella. Il prelievo dei campioni d'acqua e le misure CTD sono avvenute durante la fase di crescita della marea.

Nei giorni immediatamente successivi sono stati effettuati i rilievi morfobatimetrici delle due aree tramite l'impiego di sonda multibeam.

La prima campagna di monitoraggio durante la pesca è stata effettuata il 09/06/06 nella parcella A, sempre per mezzo di due imbarcazioni. La prima ha eseguito le misure CTD al mattino mentre i pescherecci dotati di cassa vibrante dragavano il fondale (Figura 3-3-20), durante la fase di colmo della marea a minima energia (morto d'acqua), e successivamente nel pomeriggio in assenza di attività di pesca, iniziando sempre con il "morto d'acqua" ma prevalentemente in fase di flusso di marea entrante. Una seconda imbarcazione, all'incirca negli stessi intervalli di tempo, ha prelevato campioni integrati d'acqua con pompa ad induzione e successivamente ha eseguito delle bennate per il campionamento del benthos.

Tra la parcella A e il canale era posta una barriera di panne per il contenimento degli idrocarburi il cui scopo era limitare la propagazione del sedimento risospeso verso il canale stesso. Tale barriera è da considerarsi inefficace agli effetti del contenimento della torbida della parcella B data la distanza che le separa (vedi Figura 3-3-19).

La seconda campagna di monitoraggio durante la pesca entro la parcella B è stata effettuata il 12/06/06 ed è stata eseguita con modalità analoghe alla campagna precedente.

I sistemi automatici autoregistranti dei parametri chimico fisici dell'acqua (CTD + torbidimetro + correntometro) sono stati posti in 4 stazioni prima dell'inizio delle attività di monitoraggio in entrambe le parcelle e sono rimasti operativi per un periodo di circa 11 ore consecutive (dalle 8:00 alle 19:00 circa) per ciascuna campagna. Le stazioni automatiche sono state posizionate prima delle attività di campionamento e recuperate a fine giornata.

La batteria di saggi ecotossicologici utilizzata è costituita da 2 specie: il batterio marino *V. fischeri* (Microtox, Azur environmental, 1995a,b) e l'alga unicellulare *D. tertiolecta*, e sono stati eseguiti su campioni di acqua della colonna e su elutriato.

Per quanto riguarda gli elutriati le risposte ecotossicologiche forniscono un quadro coerente tra i due organismi, permettendo di ipotizzare che i sedimenti utilizzati nei test non siano sostanzialmente interessati dalla presenza in forma biodisponibile di contaminanti a carattere idrosolubile e quindi potenzialmente trasferibili alla colonna d'acqua.

Dai saggi biologici eseguiti sulla colonna d'acqua, invece, emerge un quadro ambientale più compromesso, a causa delle risposte ottenute dal batterio *V. fischeri* che ha evidenziato effetti tossici acuti in tutti i campioni. Tuttavia, le risposte del saggio con il sistema Microtox evidenziano una tendenza alla diminuzione dell'effetto tossico all'aumentare del tempo di esposizione, lasciando supporre, quindi, che la natura dei contaminanti presenti in soluzione sia idrofilica ma con una componente volatile. Inoltre i campioni effettuati alcune ore dopo il termine delle attività di pesca sono risultati in generale meno tossici. L'assenza di una apparente relazione con le caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua che possa facilmente spiegare una risposta tossica così diffusa e di tale entità e l'assenza negli elutriati di evidenze di tossicità significativa, riconducibili ad una movimentazione dei sedimenti, rende difficilmente interpretabile questo risultato e prefigura la necessità di ulteriori approfondimenti.



Figura 3-3-20. Foto da elicottero nell'ambito dell'attività di monitoraggio per la verifica degli effetti del prelievo dei giovanili di vongola filippina (seme) e dei sistemi di protezione adottati per contenere la torbida generata dall'utilizzo degli attrezzi meccanici.

Fase 2: l'attività di medio periodo ha previsto il biomonitoraggio attivo tramite il trapianto di 4 reste di mitili (*M. galloprovincialis*) in ciascuna delle 3 stazioni all'interno dell'area investigata e nella stazione esterna di "controllo". Il recupero è avvenuto per una sola resta alla volta in 4 intervalli di circa 3-4 settimane. Inoltre sono stati catturati esemplari di gò (*Z. ophiocephalus*) in 2 stazioni ripetendo tali catture una seconda volta a distanza di circa 30 giorni.

Sugli individui delle due specie sono stati misurati degli indici di stress (biomarkers) e il bioaccumulo di alcuni inquinanti (metalli, IPA, PCB, PCDD/F, HCB, CH_3Hg , TBT).

I risultati delle analisi chimiche e dei test applicati sui mitili trapiantati utilizzati come organismi sentinella non hanno evidenziato sostanziali criticità ambientali, così anche i pesci catturati. L'area interessata alla

pesca del seme è di molto ridotta rispetto all'area di 1.200 ha indagata e lo sfasamento temporale fra le attività di pesca e le attività di biomonitoraggio non consentono di creare una relazione di dipendenza diretta tra i risultati ottenuti e le attività di pesca praticate. Questi dati vanno considerati come evidenze che, unite a dati prodotti in studi precedenti, definiscono gli aspetti di qualità dell'ecosistema lagunare (acqua - sedimento - biota) nell'area critica fra Venezia e Porto Marghera.

In conclusione, lo studio effettuato ha consentito un esame completo ed interdisciplinare degli effetti nel breve periodo della raccolta di novellame di *T. philippinarum* e i risultati salienti dello studio possono essere così riassunti:

1. La perturbazione osservata a seguito dell'attività di pesca è, dal punto di vista della torbidità, localmente piuttosto intensa e abbastanza estesa, anche se eterogenea nei valori rilevati. Il confronto con i dati pregressi e con la condizione di riferimento, determinata in assenza di pesca, evidenzia un incremento, dovuto alla pesca, della torbidità media dell'area compreso fra il 30 e il 40%. I valori osservati durante la pesca possono essere assimilati a quelli tipici di condizioni di risospensione da onde indotte dal vento.

2. La persistenza nell'area della perturbazione è limitata nel tempo; infatti a causa della velocità di sedimentazione e del flusso di marea il segnale legato alla torbidità scompare dopo poche ore dalla fine delle operazioni di raccolta da parte delle draghe.

3. La dispersione nelle aree circostanti di contaminanti associati al sedimento è sicuramente un fenomeno da considerare con attenzione, poiché la risospensione è rilevante e la qualità del particolato risospeso riflette in sostanza la qualità di sedimento di fondo; nello specifico non sono stati osservati incrementi apprezzabili delle concentrazioni dei microinquinanti indagati in corrispondenza degli eventi di risospensione legati alla pesca. Le evidenze di rilascio in colonna d'acqua di sostanze inquinanti non sono distinguibili dalla variabilità legata alle concentrazioni presenti nelle masse d'acqua in transito nell'area ad opera delle correnti di marea. Modesti segnali di un possibile rilascio in colonna si hanno solamente per alcuni composti dell'azoto, come peraltro atteso rispetto alle conoscenze di letteratura.

4. L'efficacia della barriera di panne installata è apprezzabile sulla particella A, ma comunque piuttosto ridotta, a causa della sua limitata estensione orizzontale e verticale e della sua localizzazione.

5. Per quanto riguarda gli effetti della pesca sulle comunità macrozoobentoniche, dai dati raccolti si evidenzia un chiaro effetto a breve termine sulla comunità animale presente, in particolare nella parcella A. Tale effetto è individuabile sia dal peggioramento dei valori degli indici biotici calcolati sui campioni raccolti nella campagna immediatamente successiva alla pesca, sia dalla diminuzione dei valori di abbondanza e biomassa nelle due parcelle nello stesso periodo. Tuttavia, le misure eseguite a distanza di circa 20 giorni dalla pesca hanno mostrato come la struttura della comunità subisca una ripresa, divenendo simile a quella presente in fase antecedente alla pesca, a dimostrazione dell'elevata capacità delle specie presenti di ricolonizzare le aree impoverite.

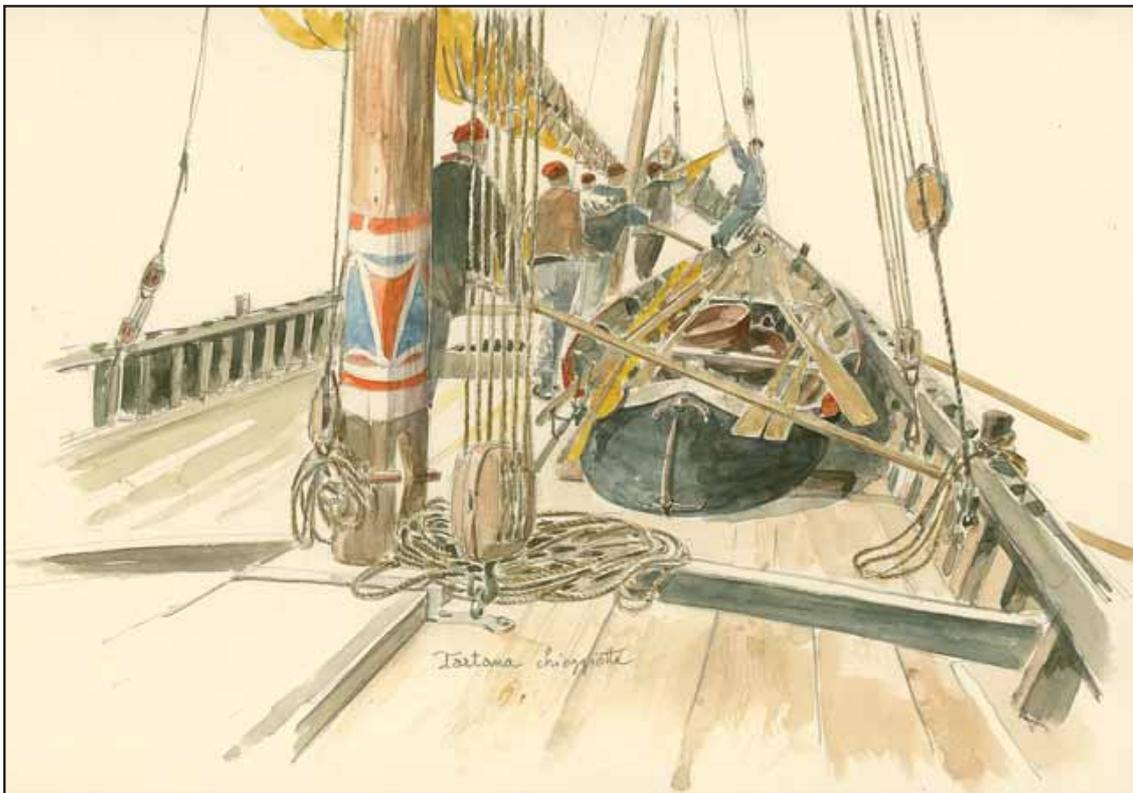
Bibliografia

- AAVV, 2006 Piano d'uso sostenibile delle aree in concessione per venericoltura. Gestione Risorse Alieutiche Lagunari (GRAL), pp. 94.
- ABAD, E., PEREZ, F., LLERENA, J.J., CAIXACH, J., RIVERA, J., 2003. Evidence for a specific pattern of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in bivalves. *Environmental Science and Technology*, 37(22): 5090-5096.
- ALCOK, R.E., BEHNISH, P.A., JONES, K.C., HAGENMAIER, H., 1998. Dioxin-like PCBs in the environment-human exposure and the significance of sources. *Chemosphere*, 37: 1457-1472.
- ANDERSON, H. A., FALK, C., HANRAHAN, L., OLSON, J., BURSE, V. W., NEEDHAM, L., PASCHAL, D., PATTERSON, H. R., HILL, JR., 1998. Profiles of Great Lakes critical pollutants: a sentinel analysis of human blood and urine. *Environmental Health Perspectives*, 106: 279-289.
- AZUR ENVIRONMENTAL, 1995a. Microtox® Acute Toxicity Comparison & Inhibition Test, pp. 30.
- AZUR ENVIRONMENTAL, 1995b. Microtox® Acute Toxicity Solid-Phase Test, pp. 20.
- BAKKER, J.P., PIERSMA, T., 2006. Restoration of intertidal flats and tidal salt marshes. In: Van Andel J. & Aronson J. (Ed.): *Restoration Ecology*. Blackwell Science Ltd, Oxford, pp. 174-192.
- BAYARRI, S., TURRIO, BALDASSARRI, L., IACOVELLA, N., FERRARA, F., DI DOMENICO, A., 2000. PCDDs, PCDFs, PCBs and DDE in edible marine species from the Adriatic Sea. *Chemosphere*, 43: 601-610.
- BELLUCCI, L.G., FRIGNANI, M., PAOLUCCI, D., RAVANELLI, M., 2002. Distribution of heavy metals in sediments of the Venice Lagoon: the role of the industrial area. *The Science of the Total Environment* 295: 35-49.
- BENINGER, P.G., LUCAS, A., 1984. Seasonal variations in condition, reproductive activity, and gross biochemical composition of two species of adult clam reared in a common habitat, *Tapes decussatus* L. (Jeffreys) and *Tapes philippinarum* (Adams and Reeve). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 79: 19-37.
- BENINGER, P.G., STEPHAN, G., 1985. Seasonal variations in the fatty acids of the triacylglycerols and phospholipids of two populations of adult clam (*Tapes decussatus* L. and *T. philippinarum*) reared in a common habitat. *Comparative Biochemistry and Physiology, B: Comparative Biochemistry*, 81: 591-601.
- BERTO, D., GIANI, M., BOSCOLO, R., COVELLI, S., GIOVANARDI, O., MASSIRONI M., GRASSIA L., 2007. Organotins (TBT and DBT) in water, sediments, and gastropods of the southern Venice lagoon (Italy). *Marine Pollution Bulletin* 55: 425-435.
- BINATO, G., BIANCOTTO G., PIRO R., ANGELETTI R., 1998. Atomic adsorption spectrometric screening and gas chromatographic-mass spectrometric determination of organotin compounds in marine mussels: an application in samples from the Venetian Lagoon. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 361: 333-337.
- BINELLI, A., PROVINI, A., 2003. POPs in edible clams from different Italian and European markets and possible human health risk. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 897-886.
- BOATTO, V., GALLETTA, L., OREL, G., PELLIZZATO, M., ROSSETTO, L., SFRISO, A., SILVESTRI, S., ZENTILIN, A., 2002. Evaluation of alternative scenarios for alieutic resources management in the lagoon of Venice. In: P. Campostini (eds), *IVSLA, Venezia: Scientific research and safeguarding of Venice. Corila Research Program*: 69-83.
- BORGA, K., WOLKERS, H., SKARE, J., HOP, H., MUIR, D.C.G., GABRIELSEN, G.W., 2005. Bioaccumulation of pcbs in Arctic seabirds: influence of dietary exposure and congener biotransformation. *Environmental Pollution*, 134(3): 397-409.
- BORTOLI, A., TRONCON, A., DARIOL, S., PELLIZZATO, F., PAVONI, B., 2003. Butyltins and phenyltins in biota and sediments from the Lagoon of Venice. *Oceanologia* 45: 7-23.
- BOSCOLO, R., CACCIATORE, F., BERTO, D., MARIN, M.G., GIANI, M., 2004. Contamination of natural and cultured mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the northern Adriatic Sea by tributyltin and dibutyltin compounds. *Applied organometallic chemistry* 18, 614-618.
- BOSCOLO R., CACCIATORE F., BERTO D., GIANI M., 2007. Polychlorinated biphenyls in clams *Tapes philippinarum* cultured in the Venice Lagoon (Italy): Contamination levels and dietary exposure assessment". *Food and Chemical Toxicology*, 45(6): 1065-1075.
- BOSCOLO, R., CACCIATORE, F., BERTO, D., MARIN, M.G., GIANI, M., 2004. Contamination of natural and cultured mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the northern Adriatic Sea by tributyltin and dibutyltin compounds. *Applied organometallic chemistry*, 18: 614-618.
- BOSCOLO, R., OSELLADORE F., CACCIATORE F., MARIN, M.G., 2006. Condition indices in clams (*Tapes philippinarum*) reared in the Lagoon of Venice. *Biologia Marina Mediterranea*, 13: 20-31.
- BYRNE, P.A., O'HALLORAN, J., 2001. The role of bivalve molluscs as tools in estuarine sediment toxicity testing: a review. *Hydrobiologia*, 465: 209-217.
- BYRNE, P.A., O'HALLORAN, J., 2004. The impact of ballast effluent on the Manila clam *Tapes semidecussatus*. *Ecotoxicology*, 13: 311-322.
- CHONG, K., WANG, W.-X., 2001. Comparative studies on the biokinetics of Cd, Cr, and Zn in the green mussel *Perna viridis* and the Manila clam *Ruditapes philippinarum*. *Environmental Pollution*, 115: 107-121.
- COELHO, M.R., BEBIANNO, M.J., LANGSTON, W.J., 2002. Routes of TBT uptake in the clam *Ruditapes decussatus*. I. Water and sediment as vector of TBT uptake. *Marine Environmental Research*, 54: 179-192.
- CONNOLLY, J.P., 1992. The relationship between PCBs in biota and in water and sediment from New Bedford harbor: a modelling evaluation. In: C.H. Walker and D.R. Livingstone (Eds), *Persistent Pollutants in Marine Ecosystems*, Pergamon Press, Oxford, pp. 63-80.
- CURRIN, C.A., DELANO, P.C., VALDES-WEAVER, L.M., 2008. Utilization of a citizen monitoring protocol to assess the structure and function of natural and stabilized fringing salt marshes in North Carolina. *Wetlands Ecology and Management* 16(2) 97.
- DEML, E., 2004. I bifenili clorurati. In: *Tossicologia*. Zanichelli editore.
- DEVAUCHELLE, N., 1990. Sviluppo sessuale e maturità di *Tapes philippinarum*. In: *Tapes philippinarum biologia e sperimentazione*, E.S.A.V., 3: 11-17.
- DI DOMENICO, A., BALDASSARRI, L.T., ZIEMACKI, G., DE FELIP, E., FERRARI, G., IACOVELLA, N., LA ROCCA, C., RODRIGUEZ, F., VOLPI, F., D'AGOSTINO, O., SANSONI, R., 1997. Selected carcinogenic organic microcontaminants and heavy metals in the Venice Lagoon. II. Contamination levels of biota samples. *Organohalogen Compound*, 34: 61-66.
- DI DOMENICO, A., BALDASSARRI, L.T., ZIEMACKI, G., DE FELIP, E., FERRARI, G., LA ROCCA, C., CARDELLI, M., CEDOLINI, G., DALLA

- PALMA, M., GRASSI, M., ROCCABELLA, V., VOLPI, F., FERRI, F., IACOVELLA, N., RODRIGUEZ, F., D'AGOSTINO, O., SANSONI, R., SETTIMO, G., 1998. Priority microcontaminants in biota samples from the Venice Lagoon: a selection of concentration data and elements of risk analysis. *Organohalogen Compound*, 39: 199-204.
- EERTMAN, R.H.M., B.A. KORNMAN, E. STIKVOORT, H. VERBEEK, 2002. Restoration of the Sieperda tidal marsh in the Scheldt Estuary, The Netherlands. *Restoration Ecology*, 10(3): 438-449.
- EISLER, R., 1989. Tin hazards to fish, wildlives and invertebrates: A synoptic review. *Contaminant Hazard Reviews, Biological report*, 85(1.15).
- ERICKSON, M. D., 1992. Physical, chemical, commercial, environmental and biological properties. In: Analytical chemistry of PCBs, *Lewis publisher, Inc., Michigan, U.S.A.*, 1-62.
- EUROPEAN COMMISSION, 1999. DG Environment. "Compilation of EU Dioxin Exposure and Health Data-Task 4 Annex 2 Human Exposure" October, 1999.
- EUROPEAN COMMISSION, 2000. Health and Consumer Protection Scientific Committee on Food "Opinion of SCF on the risk Assessment of Dioxins and Dioxin-like PCBs in Foods". November, 2000.
- FENT, K., LOOSER, P. W., 1995. Bioaccumulation and bioavailability of tributyltin chloride: influence of ph and humic acids. *Water Research*, 29(7): 1631-1637.
- FISHER, H., 1983. Shell weight as an independent variable in relation to cadmium content of molluscs. *Marine Ecology Progress Series*, 12 : 59-75.
- FOLCH, J., LEES, M., STANLEY, G.H.S., 1957. A simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. *Journal of Biological Chemistry*, 226: 497-509.
- FRIGNANI, M., BELLUCCI, L.G., CARRARO, C., FAVOTTO, M., 2004. Accumulation of polychlorinated biphenyls in sediments of the Venice Lagoon and the industrial area of Porto Marghera. *Chemosphere* 54: 1563-1572.
- FRIGNANI, M., BELLUCCI, L.G., CARRARO, C., RACCANELLI, S., 2001. Polychlorinated biphenyls in sediments of the Venice Lagoon. *Chemosphere*, 43, 567-575.
- FUKUYAMA, A.K., SHIGENAKA, G., HOFF, R.Z., 2000. Effects of residual Exxon Valdez oil on intertidal Protothaca staminea: mortality, growth and bioaccumulation of hydrocarbons in transplanted clams. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1042-1050.
- GABBOTT, P.A., 1976. Energy metabolism. In: Marine Mussels: Their Ecology and Physiology. *Cambridge University Press*, 293-355.
- GALCERAN, J. T., SANTOS, F. J., CAIXACH, J., RIVIERA, J., 1993. PCBs and chlorinated pesticides in shellfish of a deltaic environment. *Chemosphere*, 27, 1183-1200.
- GALLINA A, MAGNO F, TALLANDINI L, PASSALER T, CARAVALLO GU, PASTORE P, 2000. Simple and effective gas chromatographic mass spectrometric procedure for the speciation analysis of organotin compounds in specimens of marine mussels. An evaluation of the organotin pollution of the Lagoon of Venice. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 14, 373-378.
- GARTON, D.W., HAAG, W.R., 1993. Seasonal reproductive cycles and settlement patterns of Dreissena polymorpha in western Lake Erie. In: T.F. Nalepa and D.W. Schloesser (Eds), Zebra Mussels: Biology, Impacts and Control, *Lewis Publishers, Boca Raton, Florida*, pp. 111-128.
- GUERZONI S., RACANELLI S., 2003. La laguna ferita, uno sguardo alla diossina e agli altri inquinanti organici persistenti (POP) a Venezia. *Libreria Editrice Cafoscarina, Venezia*.
- HARRISON, H., PEAK, J.D., DE GERM, M.G., GLEADE, A., STARTIN, J., THORPE, S., WRICHT, C., KELLY, M., 1998. Time trends in human dietary exposure to PCDDs, PCDFs and PCBs in the UK. *Chemosphere*, 37: 1657-1670.
- HONG H.H., TAKAHASHI S., MIN B.Y., TANABE S., 2002. Butyltin residues in blue mussels (*Mytilus edulis*) and arkshells (*Scapharca broughonii*) collected from Korean coastal waters. *Environmental Pollution* 117, 475-486.
- IMO (International Maritime Organization), 2001 - International Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships. Adottata il 05/10/2001, entrata in vigore il 17/09/2008. <<http://www.imo.org>> (visitato il 28/08/08).
- IRATO, P., SANTOVITO, G., CASSINI, A., PICCINNI, E., ALBERGONI V., 2003. Metal accumulation and binding protein induction in *Mytilus galloprovincialis*, *Scapharca inaequivalvis*, and *Tapes philippinarum* from the Lagoon of Venice. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 476-484.
- LANGSTON, W.J., POPE, N.D., 1995. Determinants of TBT adsorption and desorption in estuarine sediments. *Marine Pollution Bulletin* 31, 32-43.
- LAURELLE, F., GUILLOU, J., PAULET, Y.M., 1994. Reproductive pattern of the clam *Ruditapes decussates* and *R. philippinarum* on intertidal flats in Brittany. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74: 351-366.
- LIVINGSTONE, D.R., 1992. Persistent pollutants in marine invertebrates. In: C.H. Walker and D.R. Livingstone (Eds), Persistent Pollutants in Marine Ecosystems, *Pergamon Press, Oxford*, pp. 3-34.
- MAFF, MINISTRY OF AGRICULTURE, FISHERIES AND FOOD OF UK, 1999 - Dioxins and pcbs in UK and imported marine fish. Number 184, August 1999.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE - SELC (2008). STUDIO C.8.6: Monitoraggio degli interventi morfologici (fase B). Monitoraggio delle barene artificiali. Morfologia e piano quotato. Rapporto finale.
- MAGISTRATO ALLE ACQUE - CVN, 2001. Salvaguardia fisica e ambientale di Venezia e della sua laguna (L. 798/84). Delibera del Consiglio dei Ministri del 15/3/01. Attività svolte dal MAV.
- MARIN, M.G., MOSCHINO, V., DEPIERI, M., LUCCHETTA, L., 2004. Variations in gross biochemical composition, energy value and condition index of *T. philippinarum* from the Lagoon of Venice. *Aquaculture*, 219: 859-871.
- MEADOR, J. P., U'REN, S. C., SALAZAR, M. H., 1984. A low-through bioassay system for the evaluation of organotin antifouling compounds. *Water Research*, 18(5): 647-650.
- MENEGHETTI, F., MOSCHINO V., DA ROS, L., 2004. Gametogenic cycle and variations in oocyte size of *Tapes philippinarum* from the Lagoon of Venice. *Aquaculture*, 240: 473-488.
- MES, J., NEWSOMW, W.H., CONACHER, H.B.S., 1991. Levels of specific polychlorinated biphenyls congeners in fatty foods from five Canadian cities between 1986 and 1988. *Food Additives and Contaminants*, 8: 351-361.
- MICHELETTI, C., CRITTO A., MARCOMINI, A., 2007. Assessment of ecological risk from bioaccumulation of PCDD/Fs and dioxin-like pcbs in a coastal lagoon. *Environmental Intrnational*, 33: 45-55.
- MINIERO, R., CERETTI, G., CHERIN, E., DELLATTE, E., DE LUCA, S., FERRI, F., FULGENZI, A.R., GRIM, F., IACOVELLA, N., IAMICELLI, A.L., INGELIDO, A.M., VIO, P., DI DOMENICO, A., 2005. PCDD and PCDF intake through consumption of locally produced seafood by

- Venice lagoon residents: elements for risk management. *Marine Pollution Bulletin* 50: 1727-1732.
- MORABITO, R., 2001. Metodo per la determinazione di composti organostannici in sedimenti e matrici biologiche tramite GC-MS e GC-FPD. In: Cicero, A.M., Di Girolamo, I. (Eds.), Metodologie analitiche di riferimento del programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino costiero (triennio 2001-2003). *Ministero dell'ambiente e della Tutela del Territorio, ICRAM, Roma*, Appendice I.
- MORCILLO, Y., PORTE, C., 1998. Monitoring of organotin compounds and their effects in marine molluscs. *Trends in Analytical Chemistry* 17: 109-116.
- MORGAN, P. A., SHORT, F.T., 2002. Using functional trajectories to track constructed salt marsh development in the Great Bay Estuary, Maine/New Hampshire, U.S.A. *Restoration Ecology*, 10, 461-473.
- NALEPA, T.F., CAVALETTI, J.F., FORD, M., GORDON, W.M., WIMMER, M., 1993. Seasonal and annual variation in weight and biochemical content of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Lake St. Clair. *J. Great Lakes Res.* 19, 541-552.
- NASCI, C., DA ROS, L., CAMPESAN, G., VAN VLEET, E.S., SALIZZATO, M., SPERNI, L., PAVONI, B., 1999. Clam transplantation and stress-related biomarkers as useful tools for assessing water quality in coastal environments, *Marine Pollution Bulletin*, 39: 255-260.
- NASCI, C., DA ROS, L., NESTO, N., SPERNI, L., PASSARINI, F., PAVONI, B., 2000. Biochemical and histochemical responses to environmental contaminants in clam, *Tapes philippinarum*, transplanted to different polluted areas of Venice Lagoon, Italy, *Marine Environmental Research*, 50: 425-430.
- NECKLES, H.A., DIONNE, M., BURDICK, D.M., ROMAN, C.T., BUSCHBAUM, R., HUTCHINS, E., 2002. A monitoring protocol to assess tidal restoration of salt marshes on local and regional scales. *Restoration Ecology*, 10, 556-563.
- OKUMURA, Y., YAMASHITA, Y., KOHNO, Y., 2004. Bioaccumulation of PCDD/Fs and Co-PCBs in lower trophic level organisms in Sendai Bay, Japan. *Water Air Soil Pollution*, 159:291-312.
- OREL, G., 2005. Effetti dell'esposizione di seme di *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) ad elevati tassi di inquinamento nelle lagune dell'Alto Adriatico. Progetto MIPAF 6-C-69.
- PAVONI, B., MARCOMINI, A., SFRISO, A., DONAZZOLO, R., ORIO, A.A., 1992. Changes in an estuarine ecosystem-the Lagoon of Venice as a case study. In: Dunnette, D.A., O'Brien, R.J. (Eds.), The Science of Global Change. *American Chemical Society Symposium Series 483, Washington, D.C.*, pp. 287-305.
- PELLIZZATO, M., DA ROS, L., 2004. Nuovi orizzonti per la molluschicoltura in laguna di Venezia: strumenti di gestione per una vongola di qualità. In: *Provincia di Venezia, Pesca e pescatori, verso un'economia sostenibile nella laguna di Venezia: 25-39.*
- PIETERS, H., KLUYTMANS, J.H., ZANDEE, D.I., CADÉE, G.C., 1980. Tissue composition and reproduction of *Mytilus edulis* in relation to food availability. *Neth. J. Sea Res.* 14: 349-361.
- PIRJO, I., KIVIRANTA, H., LUNDEBYE, A.-K., RITCHIE, G., VARTIAINEN, T., 2004. Accumulation and distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxin, dibenzofuran and polychlorinated biphenyl congeners in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(7):1672-1679.
- PROVINCIA DI VENEZIA, 2000. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune della Provincia di Venezia, 102 pp.
- PRUELL, R.J., LAKE, J.L., DAVIS, W.R., QUINN, J.G., 1986. Uptake and depuration of organic contaminants by blue mussels (*Mytilus edulis*) exposed to environmentally contaminated sediment. *Marine Biology*, 91: 497-507.
- RAND, G.M., WELLS P.G., MCCARTY, L.S., 1995. Introduction to Aquatic Toxicology. In: Aquatic Toxicology, Effects, Environmental Fate and Risk Assessment, *Taylor and Francis, Washington, D.C., U.S.A.*, 1.
- ROE, S.L., MACISAAC, H.J., 1998. Temporal variation of organochlorine contaminants in the zebra mussel *Dreissena polymorpha* in Lake Erie. *Aquatic Toxicology*, 41: 125-140.
- RUIZ-JAEN, M., AIDE, T.M., 2005. Restoration Success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, 13, 569-577.
- RUUS, A., SCHAANNING, M., ØXNEVAD, S., HYLLEND, K., 2005. Experimental results on bioaccumulation of metals and organic contaminants from marine sediments. *Aquatic Toxicology* 72: 273-292.
- SAFE, S., 1990. Polychlorobiphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). *Critical Reviews in Toxicology*, 21(1): 51-88.
- SALAZAR, M.H., SALAZAR, S.M., 1996. Mussels as bioindicators: effects of TBT on survival, bioaccumulation, and growth under natural conditions. In: Champ MA, Seligman PF (Eds.), Organotin. *Chapman and Hall, London*, pp. 305-330.
- SAYAKA, M., TAKAOMI, A., HIROYA, H., MADOKA, O., NGUYEN, D. C., NOBUYUKI, M., 2004. Concentrations of organotin compounds in sediment and clams collected from coastal areas in Vietnam *Environmental Pollution* 131: 401-408.
- SCARTON, F., 2005. Breeding birds and vegetation monitoring in recreated salt marches of the Venice Lagoon. In *Flooding and Environmental Challenges for Venice and its Lagoon. State of Knowledge*, ed. by C. A. Fletcher, T. Spencer University of Cambridge, pp. 573-579.
- SECCO, T., PELLIZZATO, F., SFRISO, A., PAVONI, B., 2005 - The changing state of contamination in the Lagoon of Venice. Part 1: organic pollutants. *Chemosphere*, 58: 279-290.
- ST JEAN, S.D., PELLETIER, E., COURTENAY, S.C., 2002. Hemocyte functions and bacterial clearance affected in vivo by TBT and DBT in the blue mussel *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series* 236: 163-178.
- STENALT, E., JOHANSEN, B., V. LILLIENSKJOLD, S., HANSEN, B.W., 1998. Mesocosm study of *Mytilus edulis* larvae and postlarvae, including the settlement phase, exposed to a gradient of tributyltin. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 40: 212-225.
- STORELLI, M. M., MARCOTRIGIANO, G.O., 2001. Consumption of bivalve molluscs in Italy: estimated intake of cadmium and lead. *Food Addit. Contam.* 18, 303-307.
- SVENSSON, B.G., NILSSON, A., HANSON, M., RAPPE, C., AKESSON, B., 1991 - Exposure to dioxins and dibenzofurans through the consumption of fish. *New England Journal of Medicine*, 324: 8-12.
- THOMPSON, S., BUDZINSKI, H., GARRIGUES, P., NARBONNE, F., 1999 - Comparison of PCB and DDT distribution between water-column and sediment-dwelling bivalves in Arcachon Bay, France. *Marine Pollution Bulletin*, 38(8): 655-662.
- TSUDA, T., NAKANISHI, H., AOKI, S., TAKEBAYASHI, J., 1988 - Bioconcentration and Metabolism of Butyltin Compounds in Carp. *Water Research*, 22:647-651.
- TSUTSUMI, T., YANAGI, T., NAKAMURA, M., KONON, Y., UCHIBE, H., IIDA, T., HURI, T., NAKAGAWA, R., TUBISHI, K., MATSUDA, R., R., SASAKI, K., TOYODA, M., 2001. Update of daily intake of PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs from food in Japan. *Chemosphere*,

- 45: 1129-1137.
- UE, 2003 - (Unione Europea) Regolamento (CE) n. 782/2003 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 14 aprile 2003 sul divieto dei composti organostannici sulle navi. *Gazzetta Ufficiale dell'UE*, L 115, 9.5.2003, p. 1-11.
- USEPA, 2000. Bioaccumulation Testing and Interpretation for the Purpose of Sediment Quality Assessment: Status and Needs. EPA-823-R-00-001.
- VALLI, G., MAZZOLINI, D., RAIMONDI, V., 1995. Ciclo riproduttivo e biometria in *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) dell'Alto Adriatico durante un ciclo annuale, *Hydrores*, 13: 41-53.
- VAN DEN BERG, M., BIRNBAUM, L.S., BOSVELD, A.T.C., BRUNSTRÖM, B., COOK, PH., FEELEY, M., GIESY, J.P., HANBERG, A., HASEGAWA, R., KENNEDY, S.W., KUBIAK, T., LARSEN, J.C., VAN LEEUWEN, F.X.R., LIEM, A.K.D., NOLT, C., PETERSON, R.E., POELLINGER, L., SAFE, S., SCHRENK, D., TILLITT, D., TYSKLIND, M., YOUNES, M., WÆRN, F., ZACHAREWSKI, T., 1998. Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environmental Health Perspectives*, 106: 775-792.
- VAN DEN BERG, M., BIRNBAUM, L.S., DENISON, M., DE VITO, M., FARLAND, W., FEELEY, M., FIEDLER, H., HAKANSSON, H., HANBERG, G., A., HAWS, L., ROSE, M., SAFE, S., SCHRENK, D., TOHAYMA, C., TRIIRSCHER, A., TUOMISTO, J., TYSKLIND, M., WALKER, N., PETERSON, R.E., 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian Toxic Equivalent Factors for Dioxins and Dioxin-like compounds. *Toxicological Sciences*, 93 (2): 223-241.
- WADE, T.L., GARCIA-ROMERO, B., BROOKS, J.M., 1988. Tributyltin contamination in bivalves from United states coastal estuaries. *Environmental Science and Technology* 22: 1488-1493.
- WALNE, P.R., 1970 . The seasonal variation of meat and glycogen content of seven populations of oyster *Ostrea edulis* L. and a review of the literature. *Fishery Investigations Series II Marine Fish (Great Britain Ministry of Agriculture, Fisheries and Food)*, 26-35.
- WALZ, N., 1979. The energy balance of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* Pallas in laboratory experiments and in Lake Constance. V: Seasonal and nutritional changes in the biochemical composition. *Archiv für Hydrobiologie*, 55, 235-254.
- WHO, 1998 - Assessment of the health risk of dioxins: reevaluation of the tolerable daily intake (TDI) WHO Consultation May 25-29 1998, Geneva, Switzerland. WHO European Centre for Environment and Health International Programme on Chemical Safety.
- WIDDOWS, J., PAGE, D.S., 1993. Effects of Tributyltin and Dibutyltin on the Physiological Energetics of the Mussel, *Mytilus edulis*. *Marine Environmental Research* 35: 233-249.
- WIDDOWS, J., DONKIN, P., 1989 - The application of combined tissue residue chemistry and physiological measurements of mussels (*Mytilus edulis*) for the assessment of environmental pollution. *Hydrobiologia* 188/189: 455-461
- WONG, C.S., CAPEL, P.D., NOWELL, L.H., 2001. National-scale, field-based, evaluation of the Biota-Sediment- Accumulation Factor model. *Environmental Science and Technology*, 35: 1709-1715.
- ZANDEE, D.I., KLUYTMANS, J.H., ZURBURG, W., PIETERS, H., 1980. Seasonal variations in biochemical composition of *Mytilus edulis* with reference to energy metabolism and gametogenesis. *Neth. J. Sea Res.*, 14, 1-29.
- ZANON, F., RADO, N., CENTANNI, E., ZHAROVA, N., PAVONI, B., 2009. Time trend of Butyl- and Phenyl-Tin contamination in organisms of the Lagoon of Venice (1999-2003). *Environmental Monitoring and Assessment*, 152: 35-45.



3.4 INDAGINI AMBIENTALI PER INTERVENTI ANTROPICI

A cura di: Dott.ssa Rossella Boscolo Brusà, Dott.ssa Federica Cacciatore, Dott.ssa Camilla Antonini, Dott.Ing. Andrea Bonometto

3.4.1 Nuovi collegamenti a 132 kV “Fusina - Sacca Fisola” e “Sacca Serenella - Cavallino: attività di *desk top study* e monitoraggio

Tratto da:

ICRAM, maggio 2008. *Desk Top Study* Nuovi collegamenti a 132 Kv ‘Fusina - Sacca Fisola’ e ‘Sacca Serenella - Cavallino. Massimo Gabellini, Rossella Boscolo Brusà, Ornella Nonnis, Federica Cacciatore, Camilla Antonini, Andrea Bonometto, Michele Cornello, Alessandra Feola, Chiara Maggi, Alessia Izzi, Federica Oselladore, Emanuele Ponis.

ICRAM, dicembre 2007. Relazione tecnica. Nuovi collegamenti a 132 KV “Fusina 2 - Sacca Fisola” e “Sacca Serenella - Cavallino”. Massimo Gabellini, Rossella Boscolo Brusà, Ornella Nonnis, Federica Cacciatore, Chiara Maggi, Camilla Antonini, Michele Cornello, Emanuele Ponis, Andrea Bonometto, Alessia Izzi.

Attività svolta nell'ambito di:

- Convenzione “Attività di *Desk Top Study* per nuovi collegamenti a 132 kV in Laguna di Venezia” stipulata con la società TERNA S.p.A il 20/09/2007.

La società TERNA - Rete Elettrica Nazionale S.p.A. è concessionaria in Italia della trasmissione e del dispacciamento dell'energia elettrica sulla rete ad alta (AT) e altissima (AAT) tensione, ai sensi del Decreto del Ministero delle Attività Produttive del 20 aprile 2005 (concessione).

Tale Società ha previsto, nell'ambito di un vasto piano di razionalizzazione della rete AAT e AT della Provincia di Venezia, di realizzare un elettrodotto a 132 kV in cavo sottomarino e terrestre tra la Stazione Elettrica (S.E.) di Fusina e la Cabina Primaria (C.P.) di Sacca Fisola, in sostituzione dell'esistente elettrodotto aereo, ed un nuovo collegamento in cavo sottomarino e terrestre a 132 kV tra la C.P. Sacca Serenella e la C.P. Cavallino.

Ai fini della predisposizione del progetto, Terna ha ritenuto necessario procedere preliminarmente ad uno studio dell'area di interesse (laguna di Venezia) così da individuare il miglior corridoio all'interno del quale posare i cavi. In questo contesto e nell'ambito del Protocollo d'intesa tra ICRAM e TERNA, finalizzato alla realizzazione di un sistema di rapporti tra le parti che favorisca l'impiego efficace ed efficiente delle risorse per il raggiungimento dei fini comuni, allo scopo di collaborare nell'ambito delle rispettive competenze, TERNA ha incaricato ICRAM di eseguire un Desk Top Study (DTS), ossia un'attività di reperimento ed analisi preliminare dei dati e delle informazioni esistenti al fine di definire al meglio l'area in cui andranno posati i cavi marini ed i siti d'approdo degli stessi, e di fornire gli elementi per definire un corridoio di posa preliminare (o tracciato). Nell'ambito del medesimo compito ICRAM è stato incaricato di progettare un Piano di Caratterizzazione Ambientale delle aree lagunari per i tracciati individuati da TERNA sulla base delle informazioni fornite dal Desk Top Study.

Il DTS ha portato alla redazione di 12 Relazioni tematiche, con relativi allegati di approfondimento, e alla produzione cartografica di 33 Tavole. La prima relazione ha riguardato la descrizione dei possibili siti di approdo di entrambi i tracciati, con relative rappresentazioni cartografiche e report fotografici eseguiti in campo. Nella seconda relazione sono state approfondite le tematiche relative al traffico lagunare, in cui, non solo è stato fornito un quadro completo sul tipo e l'intensità di traffico che agisce in laguna di Venezia (servizio pubblico, navigazione portuale, numero e tipologia dei natanti), ma ha anche reso disponibile una serie di informazioni riguardanti le diverse competenze dei canali lagunari, le tecniche e le profondità di dragaggio nelle diverse aree e le tipologie di vincolo esistenti. La terza relazione, “Relazione sulle attività di pesca”, ha fornito invece informazioni sulle tecniche e le aree in cui sono praticate tali attività, le specie catturate, le profondità minime e massime di cattura, il numero di natanti, classificati per stazza e potenza dei motori, i vincoli esistenti e il rispetto effettivo di tali vincoli. Per ciò che concerne i vincoli sono state inoltre fornite, nella quarta relazione, informazioni specifiche riguardanti aree esistenti o in progetto destinate o riservate a discariche, a riserve naturali (ad esempio il Parco della laguna) o di pesca, i limiti dei Siti di Interesse Comunitario, delle Zone a Protezione Speciale e il perimetro del Sito di Interesse Nazionale relativo all'area industriale di Venezia - Porto Marghera. A tal proposito è stato fornito, nella quinta relazione, un quadro delle attività previste dal Master Plan per la bonifica e ripristino ambientale, evidenziando le possibili problematiche con l'intersezione del tracciato con le aree del Master Plan.

Altre informazioni richieste e riportate nel DTS hanno riguardato i sottoservizi e a tal proposito è stato fornito, nella sesta relazione, un elenco degli attraversamenti dei cavi e delle condotte sottomarine, completo di dettagli riguardanti tipologia, denominazione e proprietario. Sono stati, inoltre, mappati ed elencati gli ostacoli presenti sul fondo e fornite le documentazioni relative alle restrizioni alla navigazione (settima relazione). L'ottava relazione ha riguardato, invece, la batimetria del fondale, in cui sono stati evidenziati e commentati gli alti e i bassi batimetrici, i gradienti, i punti di massima e minima profondità rispetto al tracciato. La relazione sulla geologia sedimentologia e geotecnica (nona relazione), oltre a riportare un descrizione e rappresentazione grafica dell'aspetto litologico e sedimentologico dell'area in oggetto ha fornito un dataset completo di risultati di campionamenti geotecnici e geologici effettuati nell'aree di interesse. Per quanto riguarda, invece, la decima relazione, "Relazione sul moto ondoso e le maree", sono stati riportati i dati storici e le statistiche relative a questi fenomeni, nonché una simulazione applicativa con i mezzi messi a disposizione dagli enti (previsioni di maree, ritardi di marea, ecc.) per identificare il periodo più idoneo alla messa in posa dei cavi, in relazione anche alla tecnologia proposta per tale attività. Nell'undicesima relazione, è stata fornita una descrizione riguardante i dati meteo con le relative statistiche riguardanti in particolare temperature e piovosità. Infine, nell'ultima relazione, "Relazione sulla flora e la fauna", sono state fornite informazioni relative alle specie di particolare interesse (fanerogame marine, pesci e uccelli) presenti nelle aree di studio, ma anche informazioni sulle comunità bentoniche con relative distribuzioni di biomassa e ricchezza specifica.

Tra i vari aspetti richiesti e trattati nelle diverse attività, due in particolare hanno prodotto delle conseguenze immediate. Affrontando, infatti, la tematica riguardante la presenza di fanerogame marine per la "Relazione sulla flora e la fauna" era emerso che il tracciato preliminare, proposto da TERN A per il collegamento tra Sacca Serenella e Cavallino, attraversava un'area a copertura di *Zoostera marina* (dati rilevati nel 2004, MAV-CVN, 2005) (Figura 3-4-1).

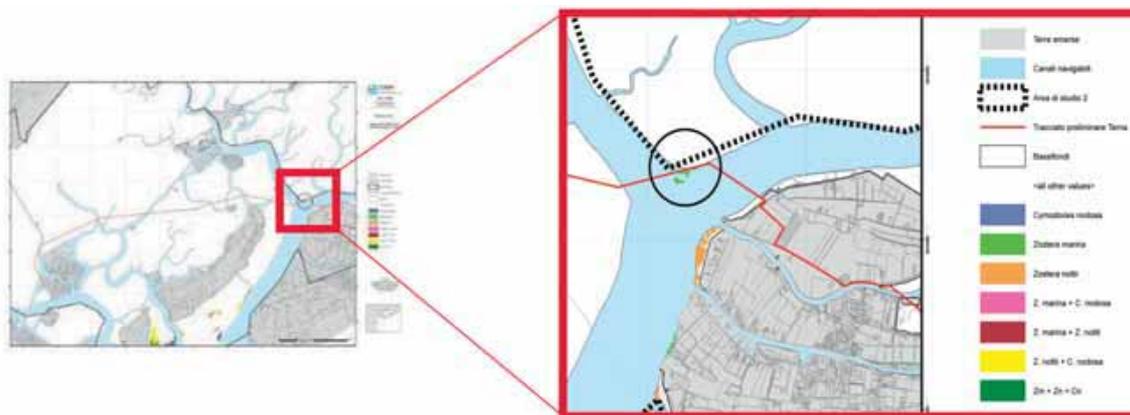


Figura 3-4-1. Tracciato preliminare di TERN A (Sacca Serenella - Cavallino) sovrapposto alla mappa della distribuzione delle fanerogame marine allegata alla Relazione sulla flora e la fauna.

Per quanto riguarda, invece, le analisi sulle tematiche riguardanti la "Relazione sulle attività di pesca" era emerso che sempre lo stesso tracciato preliminare, Sacca Serenella - Cavallino, attraversava un'area data in concessione dal Magistrato alle Acque di Venezia alla Società consortile GRAL per le attività di Venericoltura (Figura 3-4-2). A seguito di entrambe le evidenze emerse in fase di elaborazione del DTS, TERN A ha apportato le opportune modifiche al tracciato preliminare.

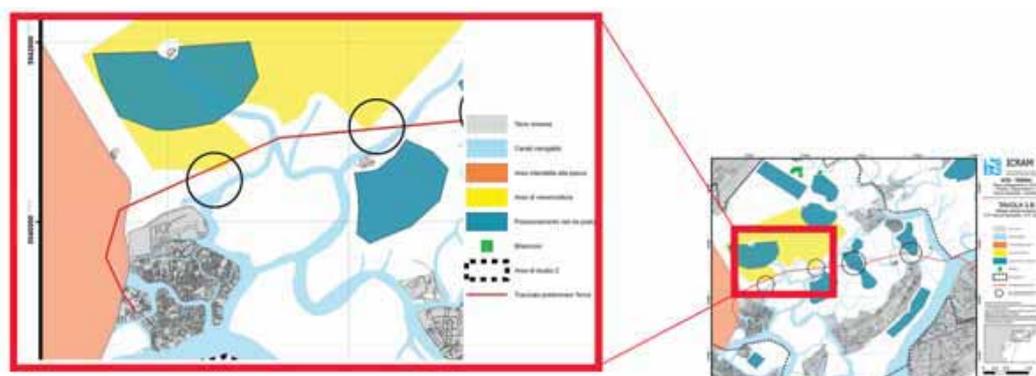


Figura 3-4-2. Tracciato preliminare di TERN (Sacca Serenella-Cavallino) sovrapposto alle aree alle attività di pesca e allevamento. In particolare nel riquadro si evidenziano le sovrapposizioni del tracciato con le aree in concessione per la venericoltura.

Il Piano di Caratterizzazione Ambientale, di seguito riportato in sintesi, è contenuto nella Relazione Tecnica che TERN ha presentato al Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare e al Ministero dello Sviluppo Economico al fine di ottenere l'autorizzazione alla messa in posa dei cavi elettrici nelle aree summenzionate.

Il criterio di campionamento e i parametri da analizzare descritti nel Piano di Caratterizzazione Ambientale sono stati selezionati sulla base delle indicazioni riportate nel D.M. del 24/01/1996, nel Protocollo Fanghi del 08/04/1993, nel Decreto Legislativo 152/2006 e sulla base delle esperienze che ICRAM ha condotto in laguna di Venezia (es. Progetto MAPVE).

Sono state messe a punto distinte strategie di campionamento per i due tracciati sulla base delle informazioni disponibili relative allo stato di contaminazione e sulla base dell'assetto morfologico delle aree da caratterizzare (aree a bassofondale, sezioni di canale). Pertanto per ciascun tracciato è stata prevista l'adozione di distinti passi di campionamento.

Il piano di caratterizzazione è stato studiato solo all'esterno dell'area SIN. Le stazioni di campionamento (n° e posizionamento), le profondità di carotaggio, i livelli da analizzare e gli analiti da indagare sono riportate in Figura 3-4-3, Figura 3-4-4 e Figura 3-4-5.

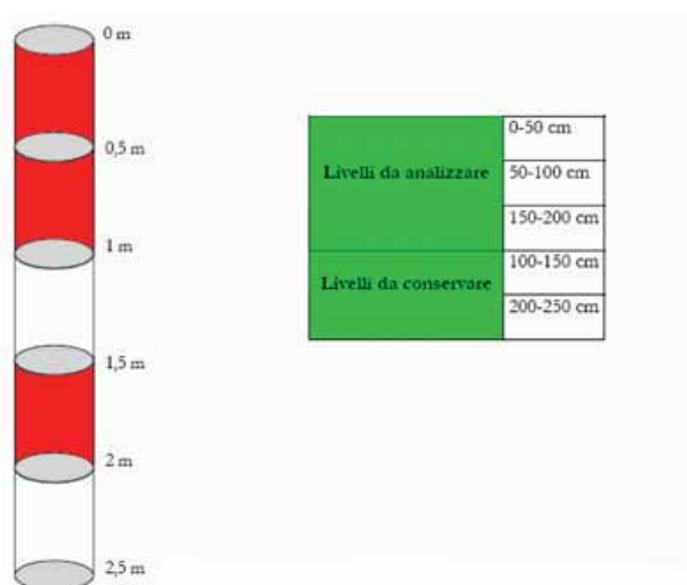


Figura 3-4-3. Profondità di carotaggio e schematizzazione dei livelli da prelevare e analizzare da ciascuna carota.

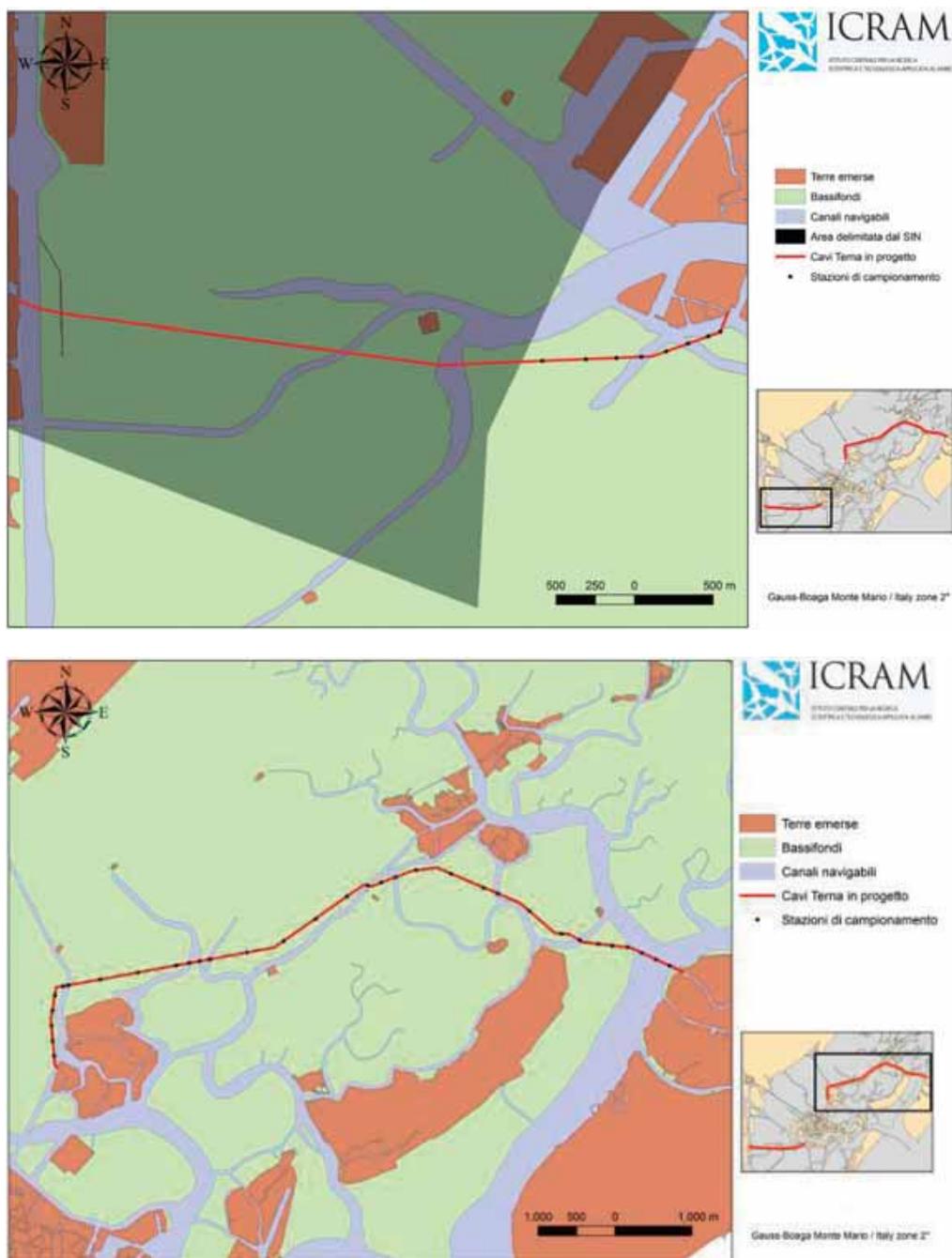


Figura 3-4-4. Mappe con il posizionamento delle stazioni di campionamento previste nel piano di caratterizzazione contenuto nella Relazione Tecnica. Sopra, tracciato Fusina Sacca Fisola; sotto, tracciato Sacca Serenella Cavallino.

Livello	0-50cm	50-100 e 150-200 cm
Parametri analitici	Granulometria (1)	Granulometria (1)
	Contenuto d'acqua	Contenuto d'acqua
	Peso specifico	Peso specifico
	TOC	TOC
	Sostanza organica	Sostanza organica
	Carbonio Totale	Carbonio Totale
	Azoto totale	Azoto totale
	Fosforo totale	Fosforo totale
	pH ¹	pH ¹
	Potenziale Redox ¹	Potenziale Redox ¹
	Metalli e metalloidi (2)	Metalli e metalloidi (2)
	Policlorobifenili e sommatoria (3)	Policlorobifenili e sommatoria (3)
	Idrocarburi Policiclici Aromatici (4)	Idrocarburi Policiclici Aromatici (4)
	Idrocarburi totali	Idrocarburi totali
	Policlorodibenzodiossine e furani	
	BTEX	
	Metil Hg	
	Pesticidi organoclorurati (5)	Pesticidi organoclorurati (5)
Composti organostannici (6)		
Microbiologia (7)		
Composti estrogenici (8)*		
Saggi biologici (9)*		

Figura 3-4-5. Parametri analitici da indagare nei livelli superficiali e profondi delle carote di sedimento.

3.4.2 Rimozione della M/N Notios Hellas: attività di monitoraggio

Tratto da:

ICRAM, 2007. Rimozione del relitto M/N NOTIOS HELLAS - indagine preliminare - relazione tecnica. Massimo Gabellini, Antonella Ausili, Rossella Boscolo Brusà, Elena Romano, Michele Cornello, Alessandra Feola, Federica Cacciatore, Gianluca Franceschini, Walter Bambara.

ICRAM, 2007. Attività di monitoraggio durante la rimozione della M/N NOTIOS HELLAS all'interno della laguna di Venezia (Chioggia) - relazione tecnica. Massimo Gabellini, Antonella Ausili, Rossella Boscolo Brusà, Elena Romano, Michele Cornello, Alessandra Feola, Federica Cacciatore, Camilla Antonini, Walter Bambara.

In laguna di Venezia, nei pressi della città di Chioggia è arenato da più di vent'anni il relitto M/N NOTIOS HELLAS, ribattezzata Evdokia I per la somiglianza con un'altra nave mercantile naufragata a poche miglia dalla città nei primi anni '90. Questa nave, di proprietà di un armatore russo, arrivò nel porto di Chioggia nel 1983 ma, al momento del pagamento delle tasse e delle spese portuali, l'armatore scomparso nel nulla abbandonando sia il carico che l'equipaggio.

Ad oggi il mercantile si presenta leggermente piegato su di un fianco in pochi metri di acqua ed incagliato in prossimità del Canale Perognola a nord del porto di Chioggia (Figura 3-4-6). Lo scafo risulta fortemente deteriorato e la presenza di tale relitto produce un forte degrado ambientale per tale area lagunare (Figura 3-4-7).

Nel corso del 2007 il Comune di Chioggia, di concerto con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e con il Magistrato alle Acque di Venezia, ha avviato le attività per la necessaria rimozione di tale relitto.

In tale contesto, ICRAM è stata incaricata di predisporre un piano dettagliato di monitoraggio dell'area coinvolta dalle operazioni di rimozione della nave durante tutte le fasi di attività prevista:

- Attività di caratterizzazione *ante operam*
- Attività di monitoraggio durante l'intervento
- Attività di monitoraggio *post operam*

Attività di caratterizzazione ante operam

La fase di caratterizzazione *ante operam* dell'area contigua al relitto è prioritaria rispetto alle attività di rimozione del relitto in quanto è indispensabile conoscere lo stato di qualità dei fondali interessati da movimentazione ed individuare le potenziali criticità. Tale attività andrà eseguita prima dell'inizio delle attività di smantellamento attraverso il prelievo di campioni di sedimenti lagunari e di acqua su cui eseguire le necessarie indagini analitiche. Sui sedimenti lagunari andranno determinati i principali parametri chimico-fisici e biologici al fine di acquisire la conoscenza delle caratteristiche fisico-chimiche dell'area e poter valutare in seguito l'eventuale impatto sull'ambiente a seguito dei lavori di smantellamento e rimozione.

Il criterio di posizionamento delle stazioni di campionamento segue una disposizione radiale rispettivamente di 5, 10 e 30 m intorno al relitto. Per ognuna di queste perimetrazioni si prevede l'esecuzione di n. 6 stazioni di campionamento per un totale complessivo di n. 18 stazioni (Figura 3-4-8, Tabella 3-4-1). L'attività di caratterizzazione della colonna d'acqua prevede l'esecuzione di n. 4 stazioni di misura posizionate ad una distanza dal relitto di 20 m. Per ciascuna stazione verranno eseguite misure dei parametri chimico fisici mediante sonda multiparametrica quali pH, potenziale redox, temperatura, salinità, ossigeno disciolto e torbidità. Inoltre sulle medesime stazioni saranno prelevati campioni d'acqua per le previste determinazioni analitiche.

Attività di monitoraggio durante l'intervento

Durante le attività di smantellamento e rimozione del relitto verranno eseguiti rilievi con cadenza settimanale dei parametri chimico fisici mediante utilizzo di una sonda multiparametrica quali pH, potenziale redox, temperatura, salinità, ossigeno disciolto e torbidità.

Tali attività saranno finalizzate a monitorare l'eventuale dispersione di sedimenti dall'area delle operazioni in modo da poter predisporre eventuali operazioni di contenimento.



Figura 3-4-6. Veduta aerea dell'area limitrofa al porto di Chioggia in cui è arenato il mercantile Notios Hellas.

Attività di caratterizzazione post operam

Una volta ultimate le attività di smantellamento e rimozione della nave, dovrà essere eseguita nuovamente una caratterizzazione ambientale dei sedimenti lagunari seguendo lo schema della caratterizzazione *ante operam* con l'aggiunta di 2 stazioni di campionamento nell'area occupata in precedenza dal relitto (Figura 3-4-9). Inoltre sarà prevista anche una nuova caratterizzazione della colonna d'acqua nelle stesse stazioni

previste dalla caratterizzazione *ante operam*. Tale attività verrà eseguita con cadenza settimanale per almeno 2 settimane dopo il termine delle attività.

* nell'ipotesi di profondità di escavo pari a 2 m.

Distanza dal relitto	Spessori di sedimenti da prelevare	Strumento utilizzato	n. stazioni
5 metri	2,5 m *	Carotiere	6
10 metri	1,0 m	Carotiere	6
30 metri	0,5 m	Benna o box corer	6

Tabella 3-4-1. Profondità e strumenti utilizzati per di prelievo dei sedimenti lagunari



Figura 3-4-7. Documentazione fotografica del mercantile Notios Hellas: evidente lo stato di deterioramento.

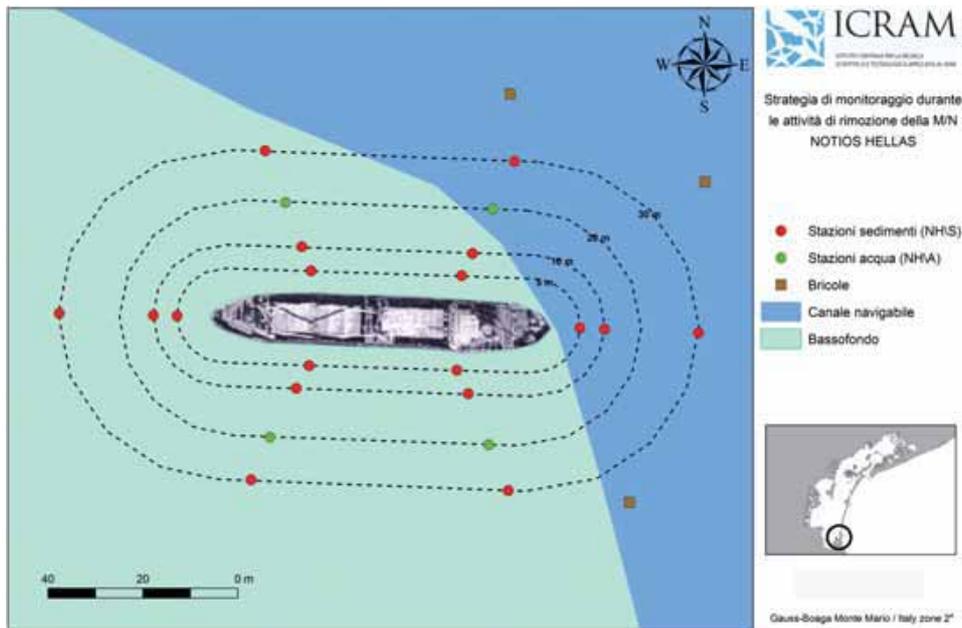


Figura 3-4-8. Posizionamento delle stazioni di caratterizzazione ante operam e monitoraggio durante l'intervento.

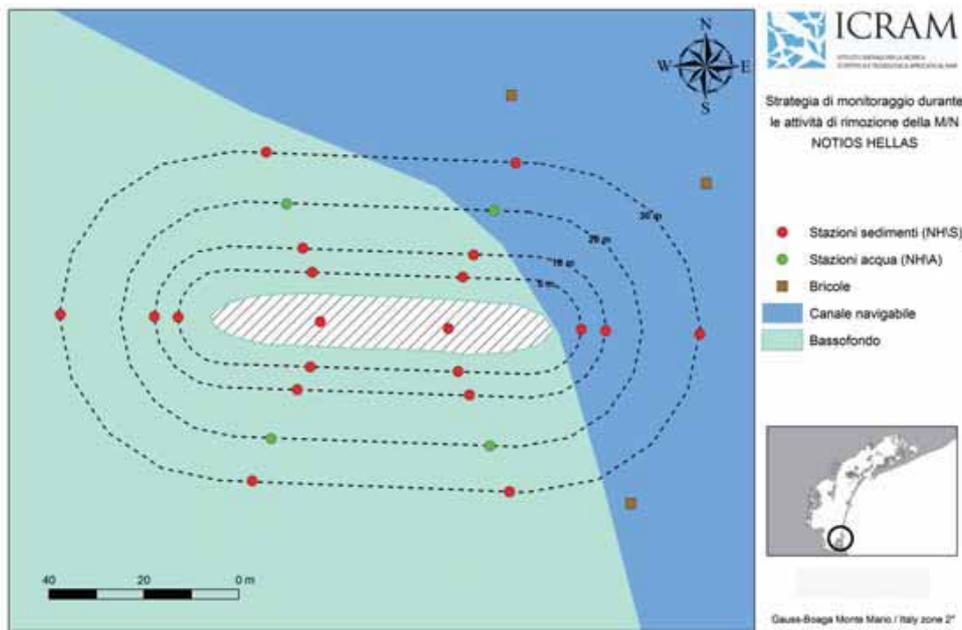


Figura 3-4-9. Posizionamento delle stazioni di caratterizzazione post operam.

Bibliografia

- LEGGE 360/91 ART. 4 COMMA 6 "Protocollo recante criteri di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione, trasporto e reimpiego dei fanghi estratti dai canali di Venezia", del 08.04.1993.
 DECRETO MINISTERIALE DEL 24 GENNAIO 1996 "Direttive inerenti le attività istruttorie per il rilascio delle autorizzazioni di cui all'art. 11 della legge 10 maggio 1976, n. 319 e successive modificazioni ed integrazioni, relative allo scarico nelle acque del mare o in ambienti ad esso contigui, di materiali provenienti da escavo di fondali di ambienti marini o salmastri o di terreni litoranei emersi, nonché da ogni altra movimentazione di sedimenti in ambiente marino".
 DECRETO LEGISLATIVO DEL 3 APRILE 2006, N. 152. "Norme in materia ambientale" (G.U. N. 88 DEL 14 APRILE 2006).
 MAGISTRATO ALLE ACQUE DI VENEZIA - CVN - SELC, 2005 - Progetto MELa2. Attività A. Rilievo delle fanerogame marine in Laguna di Venezia con taratura di un sistema di telerilevamento e completamento delle conoscenze sulle macroalghe. Rapporto finale.

PARTE 4. SINTESI DELLE ATTIVITÀ

4.1 LINEA DI RICERCA “USO SOSTENIBILE DELLE RISORSE RINNOVABILI”

PROGRAMMI DI RICERCA CONCLUSI

- “*Developing indicators of Environmental Performance of the Common Fishery Policy*” (INDECO), Azione Concertata ambito FP6 della UE, SSP3, Attività Policies-1.3, task 7 (resp. O. Giovanardi)
- “Valutazione dello stock di sogliole, *S. vulgaris*, del medio ed alto Adriatico e dell’incidenza di diverse attività di pesca: area a Nord della foce del Po” (SOLEMON), con contributo del MiPAF, VI P.Triennale (resp. O. Giovanardi), in collaborazione con ISMAR-CNR di Ancona).
- “Valutazione dello stato di contaminazione e qualità nutrizionali delle vongole veraci filippine nella Laguna di Venezia” (CI.PRO.VO.), con contributo del MiPAF, VI P. Triennale (resp. O. Giovanardi).
- “Valutazione degli effetti della ZTB di Chioggia sui popolamenti demersali e bentonici e sulle possibilità di ripopolamento di specie di interesse commerciale” (TEGNUE), con contributo del MiPAF, VI P. Triennale (resp. O. Giovanardi).
- “Valutazione della sostenibilità di nuove strategie co-gestionali di pesca mediante un approccio ecosistemico (SosPEco), con contributo del MATTM (resp. O. Giovanardi).

PROGRAMMI DI RICERCA IN CORSO

1. *Bridging the gap between scientists and stakeholders. Phase 1: common ground* (“GAP1”)

Il progetto si prefigge di creare rapporti di collaborazione diretti tra mondo della ricerca scientifica ed operatori del settore della pesca nell’ambito dello sfruttamento sostenibile delle risorse marine. A tale scopo, 15 istituti di ricerca europei approfondiranno specifiche tematiche di ricerca in collaborazione con i rappresentanti degli operatori ed pescatori stessi. Nel contesto del progetto ICRAM, in collaborazione con UNIMAR, svilupperà uno studio legato alla comprensione della distribuzione delle risorse ittiche ed ai conflitti legati al loro sfruttamento nel contesto dell’alto Adriatico.

Ente finanziatore: Unione Europea, FP7 Coordination and support action, Work program Science in Society.

Partners: 15 istituti di ricerca + 15 rappresentanti di *stakeholders* provenienti da 10 diverse nazioni UE.

Resp. scientifico: O. Giovanardi

2. *Accumulo di composti organostannici nella catena trofica ed in specie ittiche commerciali dell’alto Adriatico* (“ORGALT”)

Il progetto ha come scopo la valutazione dell’accumulo di composti organostannici lungo la rete trofica ed in particolare in specie ittiche di interesse commerciale con un approccio multipecifico. A tale scopo saranno confrontati i livelli di contaminazione in specie provenienti da ambienti con diverse caratteristiche ecologiche (in prossimità della costa ed in alto mare) associando inoltre la stima del livello trofico delle specie considerate realizzato mediante analisi degli isotopi stabili. I risultati saranno integrati con l’obiettivo di studiare la relazione tra contaminazione e livello trofico degli organismi considerati.

Ente finanziatore: Mi.P.A.F., D. G. Pesca e Acquicoltura

Partners: Progetto ICRAM STS Chioggia integrato DIP I e IV.

Resp. scientifico: O. Giovanardi

3. *La pesca in alto Adriatico e Laguna di Venezia dalla caduta della Serenissima ad oggi: una analisi storica ed ecologica* (“HMAP”)

L’attività di ricerca è realizzata nell’ambito del progetto internazionale “*History of Marine Animal Populations*”, che rappresenta la componente storica del “*Census of Marine Life*”, progetto che vede la partecipazione di oltre 10.000 ricercatori di 70 diverse nazioni ed ha l’obiettivo di descrivere la biodiversità marina a livello planetario nel passato, nel presente e nel futuro.

Ente finanziatore: Regione Veneto

Partners: Associazione *Tegnùe* di Chioggia, O.G.S. di Trieste, Università di Haifa

Resp. scientifico (per ISPRA): S. Raicevich e O. Giovanardi

PUBBLICAZIONI (2004-2008)

1. GIOMI F., RAICEVICH S., DI MURO P., PRANOVI F., BELTRAMINI M., 2004. Comparative analysis of structural properties of Portunid Crabs Haemocyanin. *Micron*, 31 (1-2): 51-52.
2. MATTIELLO S., RAICEVICH S., GIOMI F., BOTTER L., DI MURO P., PRANOVI F., BELTRAMINI M., 2004. Resistance to stress and Hc functional modulation in *Liocarcinus* sp. *Micron*, 31 (1-2): 55-57.
3. PRANOVI F., RAICEVICH S., LIBRALATO S., GIOVANARDI O., TORRICELLI P., 2004. Exergja e produzione: indicatori utili per la valutazione del disturbo indotto dall'attività di pesca sulle comunità bentoniche? *Biologia Marina Mediterranea*, 11 (2): 287-295.
4. RAICEVICH S., PRANOVI F., LIBRALATO S., BOTTER L., GIOVANARDI O., 2004 - Messa a punto di indicatori per la valutazione del danneggiamento indotto dalla pesca su crostacei brachiuri. *Biol. Mar. Medit.*, 11 (2): 296-303
5. PRANOVI F., S. RAICEVICH, S. LIBRALATO, F. DA PONTE, O. GIOVANARDI. 2005 - Trawl fishing disturbance and medium-term recolonization dynamics: a functional approach to the comparison between sandy and muddy habitats in the Adriatic Sea (Northern Mediterranean Sea). In: P.W. Barnes e J. P. Thomas (Eds), Benthic habitats and the effects of fishing, *American Fishery Society, Symposium* 41, Bethesda, Maryland: 545-569
6. ROMANELLI M., CONSALVO I., GIOVANARDI O., 2005. Preliminary data on the composition of discards from commercial trawlers based at Fiumicino (central Tyrrhenian sea). *Biol. Mar. Medit.*, 12 (1): 580-584
7. PRANOVI F., FRANCESCHINI G., CASALE M., ZUCCHETTA M., TORRICELLI P., GIOVANARDI O., 2006 - An ecological imbalance induced by a non-native species: the Manila clam in the Venice lagoon. *Biological Invasion*, 8: 595-609
8. BOTTER L., GIOVANARDI O., RAICEVICH S., 2006 - The miGration of Chioggia's fishing fleet in the Adriatic from the mid-nineteenth to the early twentieth century. *Journal Of Mediterranean Studies*, 16 (1/2): 27-44.
9. BOTTER L., NERLOVIC V., FRANCESCHINI G., DA PONTE F., PRANOVI F., GIOVANARDI O., RAICEVICH S., 2006 - Valutazione comparativa dello scarto degli attrezzi da pesca in Adriatico settentrionale. *Biol. Mar. Medit.*, 13 (1):814-816.
10. BRIGOLIN D., PASTRES R., PRANOVI F., PRIOLI G., CORNELLO M., BOSCOLO R., GIANI M., GIOVANARDI O., 2006 - Sviluppo sostenibile della mitilicoltura lungo la fascia costiera adriatica: rassegna di studi e modelli per la valutazione di impatto ambientale. *Biol. Mar. Medit.*, 13 (1): 288-293
11. GRANZOTTO A., LIBRALATO S., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., PRANOVI F., 2006 - Analisi dello stato delle risorse alieutiche dell'alto Adriatico mediante le serie storiche di sbarcato. *Biol. Mar. Medit.*, 13 (1): 78-86
12. BOSCOLO S., BORROMEO S., FRANCESCHINI G., CORNELLO M., GIOVANARDI O., 2006 - La fauna di fondo mobile e la pressione di pesca a strascico nell'area delle "tegnùe" di Chioggia (Adriatico settentrionale). *Biol. Mar. Medit.*, 13 (1): 556-560
13. BOSCOLO R., CACCIATORE F., O. GIOVANARDI, 2007 - Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in transplanted Manila clams (*Tapes philippinarum*) from the Lagoon of Venice as assessed by PAHs/shell weight index: a preliminary study. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (10-12): 485-493.
14. GIOMI F., RAICEVICH S., FERRARESE A., PRANOVI F., DI MURO P., BELTRAMINI M., 2007. Structural and functional heterogeneity of hemocyanin: intra- and inter-specific comparison in four species of portunids (Crustacea: Portunidae). *Marine Biology*, 151(4): 1237-1247.
15. GIOMI F., RAICEVICH S., GIOVANARDI O., PRANOVI F., DI MURO P., BELTRAMINI M., 2008 - Catch me in winter! Air temperature severely enhances physiological stress and mortality on discarded species during annual fishing activities. *Hydrobiologia* 606: 195-202.
16. BOSCOLO R., CACCIATORE F., GIOVANARDI O. (2008) - Indice PCDDF/PC e analisi fattoriale per la valutazione quantitativa e qualitativa della decontaminazione da PCDD e PCDF in *Tapes philippinarum*. *Biol. Mar. Medit.*, 15 (1): 146-147
17. BRIGOLIN D., RAMPAZZO F., GIANI M., BERTO D., GIOVANARDI O., PASTRES R., 2008 - Il progetto europeo ECASA: indicatori e modelli per la valutazione dell'impatto ambientale nelle mitilocolture in sospensione. *Biol. Mar. Medit.*, (15),1: 146-7
18. RAICEVICH S., FORTIBUONI T., GIOVANARDI O. InteGrating historical, statistical, anthropological and scientific sources to detect extirpation in threatened Mediterranean marine species. Sottomesso
19. RAICEVICH S., GIOMI F., PRANOVI F., GIOVANARDI O., DI MURO P., BELTRAMINI M. Effects of temperature shock and emersion on the short-term survival and physiological stress in *Liocarcinus depurator* (L.) discarded during trawl fishing activity. Sottomesso
20. SABATINI L., FRANCESCHINI G., GIOVANARDI O., 2008 - Abitudini alimentari del sarago sparaglione (*Diplodus annularis*) nella Zona di Tutela Biologica (ZTB) delle "Tegnùe" di Chioggia. *Biol. Mar. Medit.*, (15),1: 352-3
21. FORTIBUONI T., GIOVANARDI O., GERTWAGEN R., RAICEVICH S., 2008 - The historical search of sustainable use of biological resources in the Venice Lagoon between the fall of the Repubblica Serenissima and the first World War. Sottomesso.

ATTIVITÀ EDITORIALE

R. GERTWAGEN, S. RAICEVICH, T. FORTIBUONI, O. GIOVANARDI (a cura di) "Il mare. Com'era", atti del workshop internazionale *Human-environment interactions in the Mediterranean Sea since the Roman period until the 19th century: an historical and ecological perspective on fishing activities*. 219 pp.

RAPPORTI TECNICI

1. GIOVANARDI O., BOSCOLO R., BOTTER L., DA PONTE F., GIANI M., GRANZOTTO A., FRANCESCHINI G., LIBRALATO S., MANZUETO L., PRANOVI F., RAICEVICH S., SAVELLI F., ZUCCHETTA M., 2004. Indagine a diverse scale spazio-temporali sulle modificazioni delle comunità bentoniche indotte dalla pesca con il 'rapido'. REL. FINALE per MIPAF
2. PIET G., PRANOVI F., con contributi di Eugene Andrulowicz (SFI), Magnus Appelberg(ICR), Angel Borja(AZTI), Francesco Colloca (UR), Otello Giovanardi and Sasa Raicevich (ICRAM), Simon Greenstreet (FRSMLA), Michele Gristina (IAMC-CNR), Astrid Jarre(DIFRES), Simon Jennings(CEFAS), Antti Lappalaninen(FGFRI), Simone Libralato (DSA-UNIVE), Mark Tasker (JNCC), Nikos Streftaris and Vassiliki Vassiloupoulou (HCMR), 2005. A review of the indicators for ecosystem structure and Functioning. Report alla Commissione Europea nell'ambito del progetto INDECO (Project no. 513754): Development of Indicators of Environmental Performance of the Common Fisheries Policy.74 PP
3. GIANI M., GIOVANARDI O., CACCIATORE F., BOSCOLO R., BERTO D. 2005. Monitoraggio dei policlorobifenili (PCB) quali indicatori di qualità delle vongole *Tapes philippinarum* allevate in laguna di venezia. Rapporto finale ICRAM (PR 217)
4. GIOVANARDI O., IANDOLI C., MARINO G., TARULLI E., 2006 - Pareri tecnici sulla dichiarabilità di evento eccezionale ai fini dell'attivazione dei fondi di solidarietà per la pesca e l'acquacoltura ed eventuale valutazione dei danni. D.G. Pesca e Acquicoltura, Mi.P.A.F.: Relazioni varie
5. PIET G., PRANOVI F., CONTRIBUTI DI ANDRULOWICZ E., APPELBERG M., BORJA A., COLLOCA F., GIOVANARDI O., RAICEVICH S., GREENSTREET S., GRISTINA M., JARRE A., JENNINGS S., LAPPALANINEN A., LIBRALATO S., TASKER M., STREFTARIS N., VASSILOPOULOU V., 2006 - Performance of indicators for ecosystem structure and functioning against screening criteria. Report alla Commissione Europea nell'ambito del progetto *INDECO* (Project no. 513754): Development of Indicators of Environmental Performance of the Common Fisheries Policy.
6. GIOVANARDI O., BORROMEO S., BOTTER L., BRIGOLIN D., DA PONTE F., DEGOBBIS D., GIANI M., FRANCESCHINI G., LIBRALATO S., NERLOVIC V. PRANOVI F., RAICEVICH S., SAVELLI F., TIOZZO M., ZUCCHETTA M., 2006. Valutazione della sostenibilità di nuove strategie co-gestionali di pesca mediante un approccio ecosistemico. REL. FINALE per Ministero Ambiente.
7. AA.VV., 2006 - Definizione delle linee guida di classificazione e delle norme tecniche di gestione. Progetto Adriblù, Interreg IIIA- Transfrontaliero Adriatico
8. BETTOSO N., GIOVANARDI O., POLETTI R., PRIOLI G., 2006 - Manuale per il monitoraggio delle barriere artificiali sommerse. Progetto Adriblù, Interreg IIIA- Transfrontaliero Adriatico
9. PASTRES R., PRANOVI F., BRIGOLIN D., RAMPAZZO F., GIANI M., GIOVANARDI O., SAVELLI F., BERTO D., FRANCESCHINI G., 2007. *Rapporto ECASA - EU project- ECOSystem Approach for Sustainable Aquaculture*. ECASA Study Site Report: 46 pp
10. GIOVANARDI O., R. BOSCOLO, F. CACCIATORE (2007) - Valutazione dello stato di contaminazione e delle qualità nutrizionali nel ciclo di produzione della vongola verace (*Tapes philippinarum*) in laguna di Venezia per la stesura di un protocollo di allevamento in sicurezza. Relazione finale per MIPAF
11. MACKINSON S., NEVILLE S., RAICEVICH S., L. WORSØE CLAUSEN (A cura di) 2008. Good practice guide participatory research between fisheries stakeholders and scientists. GAP project deliverable 1, 23 pp.

CONTRIBUTI A WORKSHOP ambito FAO

1. RAICEVICH S., GIOVANARDI O., GRANZOTTO A., LIBRALATO S., PRANOVI F. An overview of the researches carried out in the northern Adriatic Sea and the Venice Lagoon (2000-2005) in the framework of the Ecosystem Approach to Fishery. *SAC - GFCM meeting*, FAO, Roma, 27-30 September 2005.
2. FABI G., DE MAURO M., GIOVANARDI O., GRATI F., ISAJLOVIC I., POLIDORI P., RAICEVICH S., SCARCELLA G., VRGOC N. Preliminary results on the stock assessment of *Solea solea* (L.) in the northern and central Adriatic Sea through rapido trawl survey. *SAC - GFCM meeting*, FAO, Rome, September 2006.
3. FABI G., GIOVANARDI O., GRATI F., ISAJLOVIC I., RAICEVICH S., SCARCELLA G., VRGOC N. Assessment of sole (*Solea solea*) from rapido trawl surveys in GSA 17. (Northern and Central Adriatic Sea) (2005-2006; Solemon Project), *SAC - GFCM meeting*, September 2007.
4. G. FABI, I. CELIC, M. DESPALATOVIC, O. GIOVANARDI, F. GRATI, I. ISAJLOVIC', A. JENIC, D. PEHAR, S. RAICEVICH, G. SCARCELLA, N. VRGOC. SOLEMON PROJECT. ASSESSMENT OF SOLE (*SOLEA SOLEA*) FROM RAPIDO TRAWL SURVEYS IN GSA 17 (2005-2007). AdriaMed Working Group on Demersal Fishery Resources, Kotor, 18-19 June 2008.
5. G. FABI, I. CELIC, M. DJUROVIC, O. GIOVANARDI, F. GRATI, A. JOKSIMOVIC, B. KUKA, S. RAICEVICH, G. SCARCELLA, E. SPAHO. SOLEMON PROJECT. ASSESSMENT OF SOLE (*SOLEA SOLEA*) FROM RAPIDO TRAWL SURVEYS IN GSA 18 (2007). AdriaMed Working Group on Demersal Fishery Resources, Kotor, 18-19 June 2008.

POSTER A CONVEGNI

1. PRANOVI F., RAICEVICH S., LIBRALATO S. The ecosystem state: inferences from the landings data. *Quantitative ecosystem indicators for fishery management. International Symposium*, 31 March -4 April 2004, Parigi.
2. RAICEVICH S., BOTTER L., PRANOVI F., MATTIELLO S., DI MURO P., BELTRAMINI M. Physiological stress induced by commercial fishing on non-target species. *4th World Fishery Congress*, Vancouver, 2-6 May 2004.
3. PRANOVI F., LIBRALATO S., DA PONTE F., RAICEVICH S., FRANZOI P., TORRICELLI P. La pesca e le dinamiche dei nutrienti nell'area costiera. Accettato come poster al *XIV congresso della Società Italiana di Ecologia*, Siena, 4-6 October 2004.
4. RAICEVICH S., BORROMEO S., BOSCOLO S., BOTTER L., CELIC I.; FRANCESCHINI G.; GIOVANARDI O. Common sole (*Solea solea*, Linnaeus, 1758) spatial distribution in the Northern Adriatic Sea. *Fish Habitat and Ecology and Conservation*, Fisheries Society of the British Isles, University of Wales, Bangor, 18-22 July 2005.
5. RAICEVICH S., GERTWAGEN R., LIBRALATO S., PRANOVI F., GRANZOTTO A., GIOVANARDI O. Reconstructing dynamics of marine animal populations in the Adriatic Sea from Middle Age to early 20th century: evaluation of the available scientific and historical sources. Poster presentato alla conferenza *Ocean Past - Multidisciplinary Perspectives on the History of Marine Animal Populations*, Kolding, Danimarca, 22-24 October 2005.
6. GIOMI F., RAICEVICH S., PRANOVI F., DI MURO P., BELTRAMINI M. Catch me in winter! Air temperature severely enhances physiological stress and mortality on discarded species during annual fishing activities. Accettato come Poster al 41 Simposio internazionale dell'European Marine Biological Association, 4-8 September 2006.
7. FORTIBUONI T., RAICEVICH S., SOLIDORO C., LIBRALATO S., GIOVANARDI O., GERTWAGEN R. Shifting the baseline in the northern Adriatic Sea integrating historical, archival, scientific and anthropological sources. XVII congresso SItE-XVIII Congresso AIOL. *Ecologia, Limnologia, Oceanografia: quale futuro per l'ambiente?* Ancona, 17-20 September 2007.
8. FORTIBUONI T., GIOVANARDI O., GERTWAGEN R., RAICEVICH S. The historical search of sustainable use of biological resources in the Venice Lagoon between the fall of the Repubblica Serenissima and the first World War. Accepted as communication at the 5th conference of the *International Maritime Economic History Association*, 23-27 June 2008, Greenwich, UK.

COMUNICAZIONI A CONVEGNI NAZIONALI/INTERNAZIONALI

1. RAICEVICH S., F., LIBRALATO S., GIOVANARDI O., PRANOVI F. Assessment of the effects of fishing on non-target species at an ecosystem level: the Northern Adriatic Sea as a case-study. Comunicazione al *IV Convegno Nazionale di Scienze del Mare del Consorzio Nazionale Interuniversitario per le Scienze del Mare*, Terrasini (PA), 18-22 October 2004.
2. RAICEVICH S., GIOVANARDI O., GRANZOTTO A., LIBRALATO S., PRANOVI F. Dynamics of marine animal populations and ecosystem state: the Northern Adriatic Sea case-study analysed by using landings time-series and trophodynamic indicators, from 1904 to 2003. Comunicazione alla conferenza *Ocean Past - Multidisciplinary Perspectives on the History of Marine Animal Populations*, Kolding, Danimarca, 22-24 October 2005.
3. FORTIBUONI T., GIOVANARDI O., LIBRALATO S., RAICEVICH S., SOLIDORO C. (2008). Integrating historical naturalists' descriptions and statistical-scientific data to describe changes in fish assemblages over the last two centuries in the Northern Adriatic Sea (Mediterranean). ICES CM 2008/R:14
4. RINALDI A., FERRARI C.R., MONTANARI G., MAZZIOTTI C., MATASSI G., VAZZOLER M., GIANI M., DEL NEGRO P., GIOVANARDI O., RAICEVICH S., FORTIBUONI T., DE GOBBIS, D., SMODLAKA N. Le attività di ricerca e monitoraggio nell'Adriatico settentrionale: conoscenze, limiti e strategie per il futuro. Quali mari italiani? Tutti insieme cerchiamo di rispondere con i risultati delle conoscenze in tutti i settori ed in tutte le aree. 6^o Convegno per le Scienze del Mare (CoNISMa), Lecce, 4-8 novembre 2008.
5. FORTUNA, C.M., FILIDEI, E.JR, VALLINI, C., DI MUCCIO, S., TARULLI, E., GION, C., GIOVANARDI, O., RUFFINO, M., CONSALVO, I., SCACCO, U., MAZZOLA, A. (2008). Catture accidentali di specie protette e vulnerabili nelle "volanti" dell'Adriatico: considerazioni sulla valutazione e la gestione degli impatti. VI Convegno Nazionale per le Scienze del Mare "Quali Mari Italiani? Tutti insieme cerchiamo di rispondere con i risultati delle conoscenze in tutti i settori ed in tutte le aree", CoNISMa, Lecce 4-8 novembre 2008

COMUNICAZIONI A WORKSHOP INTERNAZIONALI

1. RAICEVICH S., LIBRALATO L., PRANOVI F., GIOVANARDI O. Historical data of ecosystem driving forces and anthropogenic disturbance in the northern Adriatic Sea. Workshop on the *History Marine Animal Population*, Barcellona, 20-22 September 2004.
2. LIBRALATO L., RAICEVICH S., PRANOVI F., GIOVANARDI O. Fisheries and the ecosystem state: what about the Adriatic Sea? Workshop on the *History of Marine Animal Population*, Barcellona, 20-22 September 2004.
3. RAICEVICH S., LIBRALATO L., GIOVANARDI O., PRANOVI F. Application of Trophodynamic Indicators in the context of long-term landings time-series: the Northern Adriatic Sea as a case-study. INDECO Workshop, Venezia, 10 March

- 2005.
4. RAICEVICH S., FORTIBUONI T., GIOVANARDI O. InteGrating historical, statistical, anthropological and scientific sources to detect extirpation in threatened Mediterranean marine species. Comunicazione al II International Workshop of History of Marine Animal Populations of the Mediterranean and the Black Sea project, Chioggia, 27-29 September 2006.
 5. RAICEVICH S., 2008. Discard in the Northern Adriatic Sea multi-gear fishing activities: ecological implications for mitigation strategies. Workshop on Discards, 27-28 May, DG Mare, Brussels.

TESI DI LAUREA

1. LISA BOTTER, Effetti diretti ed indiretti della pesca su popolazioni macrobentoniche nel Nord Adriatico (Dipartimento Scienze Ambientali, Università Ca' Foscari di Venezia, A.A. 2001-2002, pp. 59. Relatore: Dr. Fabio Pranovi, Correlatori: Prof. Mariano Beltramini e Dr. Saša Raicevich).
2. IGOR CELIC, Distribuzione spaziale di *Solea solea* (L.) in Nord Adriatico. Laurea triennale, Dipartimento di Biologia, Università di Padova, A.A: 2004/2005. Relatore: Prof.ssa C. Mazzoldi, Correlatore: Dr. Saša Raicevich.
3. IGOR CELIC. Studio della distribuzione e diversità della comunità ittica di fondo mobile dell' alto e medio Adriatico. Laurea specialistica, Dipartimento di Biologia, Università di Padova, A.A. 2006/2007. Relatore: Prof.ssa Monica Bressan, Correlatori: Dr. S. Raicevich, Dr. N. Vrgoč,
4. CAMILLA ANTONINI. La Zona di Tutela Biologica di Chioggia: stima dei popolamenti ittici ed aspetti della biologia di una specie commerciale, *D. annularis* (Teleostei, *Sparidae*). Laurea specialistica, Dip. di Biologia, Univ. di Padova, A.A. 2006/7. Relatore: Prof. C. Mazzoldi; Correlatore: Dr. G. Franceschini
5. MARCO RUFFINO. Caratterizzazione delle catture commerciali e del *by-catch* nella pesca da traino pelagico in Alto Adriatico. Laurea specialistica: Dipartimento di Biologia, Università di Padova, A.A. 2007/2008. Relatore: Prof. M, Beltramini; Correlatori: Prof. A. Mazzola; Dr. S. Raicevich.
6. SAMUELE TECCHIO. Relating nutritional condition and food of anchovy larvae, *Engraulis encrasicolus*, in the Gulf of Lions (North-western Mediterranean) Laurea specialistica, Dipartimento di Biologia, Università di Padova, A.A. 2007/2008. Relatore: Prof.ssa M.B. Rasotto; Correlatori: Dr.ssa I. Palomera; Dr. S. Raicevich.
7. LAURA SABATINI. Abitudini alimentari del sarago sparaglione (*D. annularis*, *Sparidae*) nella Zona di Tutela Biologica delle *Tegnùe* di Chioggia. Laurea specialistica, Dip. di Biologia, Univ. di Padova, A.A. 2007/8. Relatore: Prof. C. Mazzoldi; Correlatore: Dr. G. Franceschini

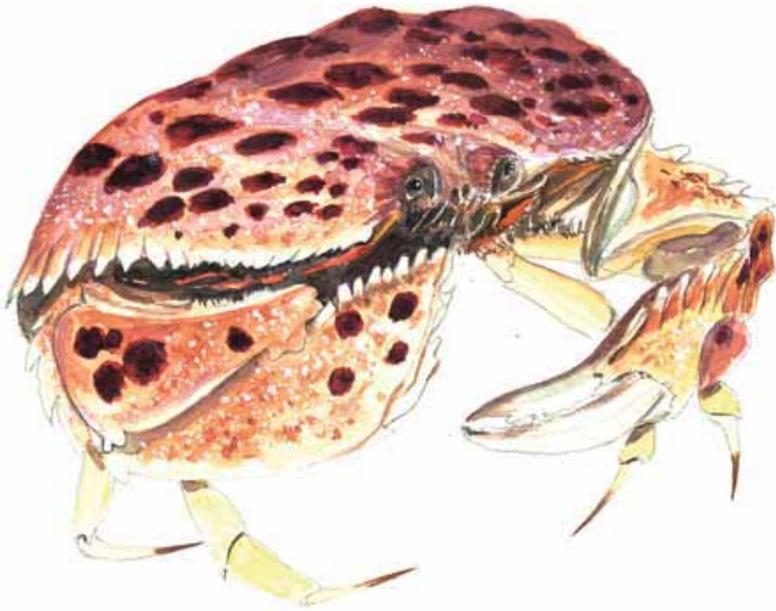
TESI DI DOTTORATO

TOMASO FORTIBUONI. La pesca in alto Adriatico dalla caduta della Serenissima ad oggi: un'analisi storica ed ecologica. Dottorato di Ricerca in Metodologie di Biomonitoraggio dell'Alterazione Ambientale, Università di Trieste. XXII Ciclo. Tutore: Dr. C. Solidoro; Co-tutori: Dr. S. Raicevich, Prof. R. Gertwagen. In corso.

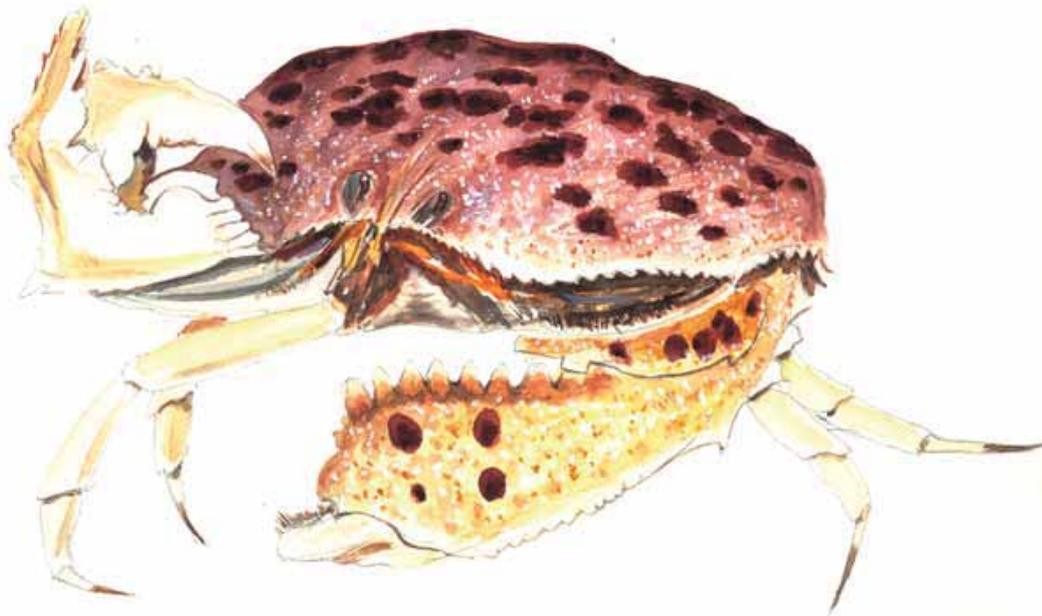
PUBBLICAZIONI DIVULGATIVE

1. RAICEVICH S., MESCALCHIN P., 2006. "Il mare. Com'era" *Deep*, December 2006.
2. BOTTER L., GIOVANARDI O., RAICEVICH S., 2006 - L'attività della pesca della marineria di Chioggia in Adriatico tra la fine del XIX e l'inizio del XX secolo. *Chioggia, Riv. di Studi e Ricerche*, 29: 97-114.
3. MESCALCHIN P, RAICEVICH S., FORTIBUONI T. "Il mare. Com'era" Memorie di pescatori. Video, Dicembre 2008.

Galappa granulata



granchio melograno



rakovica crnospjegava

27.9.08

[Signature]

4.2 LINEA DI RICERCA “OCEANOGRAFIA E CONTAMINAZIONE AMBIENTI ACQUATICI”

PROGRAMMI DI RICERCA (2004-2008):

- PR 382 *Southern European Seas (“SES”): Assessing and Modelling Ecosystem Changes Coordinated Acquisition of new Multidisciplinary field Data*

L'obiettivo di questa parte del progetto è di definire un protocollo per la risoluzione del campionamento (orizzontale e verticale), per prioritarizzare i parametri e preparare dataset di alta qualità di nuovi dati idrografici, chimici e biologici raccolti durante le crociere quasi-sinottiche nel SES.

Principali obiettivi: 1) condurre due esperimenti oceanografici (Marzo-Aprile e Agosto -Settembre 2008) nel SES, 2) acquisire ed analizzare nuovi dati multidisciplinari e 3) stabilire una struttura futura di monitoraggio per studiare gli effetti dei cambiamenti climatici nell'ecosistema SES. La raccolta di dati *in situ* di alta qualità, l'analisi dei campioni e la preparazione dei *dataset* per alimentare i *database* SESAME (in collaborazione con il WP9) sarà usato per mettere a punto e validare i modelli ecologici. Il WP2 sarà basato sia su informazioni già esistenti che su nuove e identificherà le stazioni tipo WOCE nel SES per la prima volta, per monitorare e valutare i cambiamenti futuri.

- PR 396 “VECTOR” - VulnErabilità delle Coste e degli ecosistemi marini italiani ai cambiamenti climatici e loro ruolo nei cicli del carbonio mediterraneo - Linea 6: Il ruolo della piattaforma continentale dell'Adriatico Settentrionale nei cicli del carbonio mediterraneo (CARADRI)

L'obiettivo è la quantificazione del contributo della piattaforma continentale dell'Adriatico centro-settentrionale al sequestro o rilascio di CO₂ in atmosfera. Analisi comparativa attraverso dati e modelli della quantità di carbonio presente nella massa d'acqua, di quella sequestrata nei comparti biotici e abiotici del sedimento e di quella trasportata dalla piattaforma Adriatica verso le aree profonde dell'Adriatico Meridionale. In particolare le attività svolte si inseriscono nelle seguenti tematiche:

- 1 - Variabilità del ciclo del C piattaforma Adriatica dai dati esistenti (scala stagionale)
- 2 - Misure in continuo e campionamenti periodici nei siti (boe) e transetti fissi (Golfo TS e VE, Delta Po, Vieste-Spalato)
- 3 - Campagne Adriatico Centro-Settentrionale.

- PR 351 - Strategie e strumenti per il monitoraggio della contaminazione chimica: indicatori ambientali, Banca Campioni Ambientali Antartici e materiali di riferimento certificati

La ricerca intende verificare la presenza di alcuni elementi in traccia (Hg, Cd, Pb, Cu, Sn) e di alcuni contaminanti organici (organostannici) a diversi livelli della catena trofica antartica.

Si intende avviare un esame comparativo della idoneità di alcune matrici ambientali antartiche, quali sedimenti superficiali e alcuni organismi (krill, *Adamussium colbecki*, gasteropodi, policheti, *Trematomus bernacchii*) quali indicatori ambientali per alcuni elementi in traccia, potenzialmente tossici, e per una classe di contaminanti organici, i composti organostannici, allo scopo di identificare l'indicatore ottimale per ciascuna di esse.

Poiché il sedimento rappresenta sia un luogo di accumulo che una potenziale sorgente per alcuni elementi in traccia che possono essere biodisponibili per la catena trofica attraverso gli organismi bentonici si ritiene particolarmente importante evidenziare le frazioni di metalli più facilmente mobilizzabili attraverso estrazioni selettive. Oltre agli elementi target (Hg, Cd, Pb, Cu, Sn) verranno determinati anche la granulometria, il carbonio organico ed inorganico ed alcuni elementi maggiori quali Ca, Mg, Fe, Al utili per dare informazioni sulla natura geochimica del sedimento.

- PR 489 “MIRACLE” *Mercury Interdisciplinary Research for Appropriate Clam farming in Lagoon Environment*

Nell'ambito delle attività previste dal programma di ricerca “Messa a punto di un metodo per l'individuazione delle aree da destinarsi alla venericoltura a minor rischio da contaminazione di mercurio in Laguna di Marano e Grado”, in accordo a quanto definito in sede di presentazione del programma

al Commissario Delegato per la Laguna di Marano e Grado, l'ICRAM effettuerà, e sarà responsabile, delle analisi di mercurio nelle vongole e delle analisi degli acidi umici nei sedimenti in accordo a quanto stabilito nell'allegato tecnico che descrive le attività scientifiche del progetto.

L'obiettivo principale è la valutazione del bioaccumulo di mercurio in popolamenti naturali ed allevati di vongole (*Tapes philippinarum*) ed anche la caratterizzazione della sostanza organica sedimentaria.

- PR 489 “*Ostreopsis ovata* e *Ostreopsis* spp.: nuovi rischi di tossicità microalgale nei mari italiani”.

Il Programma di Ricerca, a cui partecipano 10 Unità Operative, ha i seguenti obiettivi generali:

- determinare gli effetti delle condizioni ambientali sulla dinamica delle fioriture e sulla produzione di EPS e biotossine;
- definire una strategia di campionamento e metodi di campionamento ed analisi delle microalghe condivisi e standardizzati;
- effettuare una caratterizzazione tassonomica e genetica delle specie;
- definire le caratteristiche ecofisiologiche delle specie;
- effettuare una caratterizzazione chimica delle biotossine, mettere a punto metodi analitici per l'analisi delle biotossine;
- effettuare uno studio sul trasferimento delle biotossine e dell'alga nella rete trofica.

STUDIO DI CONTAMINANTI ORGANICI PRIORITARI (2004-2009)

Le attività svolte presso il laboratorio di analisi di contaminanti organici della Struttura di Chioggia nel periodo 2004 - 2009 si sono focalizzate sullo studio di inquinanti prioritari, in particolare composti organostannici, con la sperimentazione e l'ottimizzazione di metodiche analitiche per la determinazione in campioni di sedimenti, biota e acque. Le metodiche messe a punto sono state applicate nel quadro di numerosi programmi di ricerca, afferenti ai Dipartimenti I e II, a fini di caratterizzazione e di monitoraggio di aree marine costiere e di transizione soggette a potenziali impatti legati a diverse tipologie di attività antropiche:

a) PROGRAMMI DI RICERCA IN CORSO

1. **PR 436 -TECA “Fase di cantiere: monitoraggio di un Terminale GNL e della condotta di collegamento alla terraferma” - Finanziatore Terminale GNL Adriatico srl.** Resp. scientifico: C. Virno Lamberti, M. Gabellini
2. **PR 435 -ENIEM “Fase 2 monitoraggio della piattaforma Emilio della sealine di collegamento (anni 2008-2010)”** - Resp. scientifico: C. Virno Lamberti, M. Gabellini, A.M. Cicero
3. **PR 412 - SAPEI “Monitoraggio ambientale relativo al collegamento HVDC Sardegna - Continente”** - Resp. scientifico: C. Maggi, O. Nonnis, M. Gabellini
4. **PR 383 MOSP - “Monitoraggio delle attività di bonifica del Molo Ravano nel Golfo della Spezia”.** Resp. scientifici: E. Mumelter, M.E. Piccione.
5. **PR 477 MOGE - “Attività di indagine e monitoraggio ambientale propedeutico per l'esecuzione del dragaggio del Porto di Genova”.** Resp. scientifico: V. Trama.
6. **PR 491 PEMON “Valutazione ambientale del sito di immersione di materiali di dragaggio del Porto di Pescara” - Finanziatore Consorzio per lo Sviluppo dell'Area Chieti-Pescara.** Resp. scientifici: C. Virno Lamberti, M. Gabellini.
7. **PR 474 -ORGALT “Accumulo di composti organostannici nella catena trofica e in specie ittiche commerciali dell'alto Adriatico”** Resp. scientifico: O. Giovanardi.

b) PROGRAMMI CONCLUSI (2004-2008)

1. **PR 336 - Monitoraggio Ambientale (Fase di Bianco) per la messa in posa di un Terminale GNL e della sealine di collegamento con la terraferma.** Resp. scientifico: C. Virno Lamberti, M. Gabellini
2. **PR 233 - Monitoraggio della piattaforma “Emilio” e della sealine di collegamento alla piattaforma Eleonora.** Resp. scientifico: C. Virno Lamberti, M. Gabellini
3. **PR 270 - Monitoraggio sperimentale inteGrativo per lo studio degli effetti potenziali a seguito dello sversamento in mare delle acque di strato da piattaforme *off-shore*.** Resp. scientifico: C. Virno Lamberti, R. Di Mento, M. Amici
4. **PR 282- Monitoraggio del sito di immersione dei materiali provenienti dal dragaggio del Porto Canale di Pescara.** Resp. scientifico: C. Virno Lamberti

5. **PR 358 - Monitoraggio del sito di immersione dei materiali provenienti dal Porto di Pescara** - Resp. scientifico: C. Virno
6. **PR 418 - PORFIDA - Caratterizzazione del porto canale e della darsena di Fiumicino e caratterizzazione di potenziali siti da utilizzare per l'eventuale immersione dei materiali da sottoporre a dragaggio** - Resp. scientifici: M. Gabellini, F. Onorati.
7. **PR 430 METAN - "Metodologie analitiche per sostanze di nuova introduzione"** - Resp. scientifico: C. Maggi

PUBBLICAZIONI (2004-2008)

- PECAR O., PRECALI P., GIANI M., BLAZINA M., SMODLAKA N. 2004. Northern Adriatic mesocosm experiment Rovinj 2003: primary production and total organic carbon. *Periodicum biologorum*, 106: 23-29.
- BERTO D., BOSCOLO R., FALSIROLI D., GIANI M., MACCHIA S., MASSIRONI M., RIZZO V. 2004. Mercury in sediments and molluscs of the southern Venice lagoon, *RMZ- Material and Geoenvironments. Periodical for mining, metallurgy and geology*. Mercury as a Global Pollutant, 51 (1): 808-809.
- CASTELLI S., GIANI M., BERTO D., BALDAN C. 2004. Analisi delle Performance di un sistema di ultrafiltrazione Atti dell' *Associazione Italiana Oceanologia e Limnologia*, Roma, 17: 25-34.
- BERTO D., GIANI M., ZANGRANDO V., CASTELLI S. 2004. The Marine Origin of Mucilaginous Aggregates of the Northern Adriatic, *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 37: 174.
- GIANI M., ZANGRANDO V., BERTO D. 2004. ¹³C/¹²C isotope ratio in the organic matter forming the mucilaginous aggregates in the Northern Adriatic Sea International Conference on Isotopes in Environmental Studies - Aquatic Forum 2004, Monte-Carlo il 25-29 ottobre, IAEA-CN-118, 13-14.
- BERTO D., ZANGRANDO V., SAVELLI F., GIANI M. 2004. Optical Absorption of Chromophoric Dissolved Organic Matter in the Estuary of the Po River (Northern Adriatic, Italy). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 37: 174.
- BOSCOLO R., CACCIATORE F., BERTO D., MARIN M.G., GIANI M. 2004. Tributyltin (TBT) and dibutyltin (DBT) contamination in natural and cultured mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from North Adriatic Sea. *Applied Organometallic Chemistry*, 18: 614-618.
- GIANI M., RINALDI A., DEGOBBIS D. 2005. Mucilages in the Adriatic and Tyrrhenian Sea: An introduction. *Sci. Tot. Environ.*, 353: 3-9.
- PRECALI R., GIANI M., MARINI M., GRILLI F., FERRARI C. R., PE AR O., PASCHINI E. 2005. Mucilaginous aggregates in the northern Adriatic in the period 1999-2002: Typology and distribution. *Sci. Tot. Environ.*, 353: 10-23.
- GIANI M., SAVELLI F., BERTO D., ZANGRANDO V., OSOVI B., VOJVODI V. 2005. Temporal dynamic of dissolved and particulate organic carbon in the northern Adriatic Sea in relation to the mucilage events. *Sci. Tot. Environ.*, 353: 126-138.
- MISIC C., GIANI M., POVERO P., POLIMENE L., FABIANO M. 2005. Relationships between organic carbon and microbial component in a Tyrrhenian area (Isola del Giglio) affected by mucilage. *Sci. Tot. Environ.*, 353: 350-359.
- GIANI M., BERTO D., ZANGRANDO V., CASTELLI S., SIST, P., URBANI, R. 2005. Chemical characterization of different typologies of mucilaginous aggregates in the Northern Adriatic Sea. *Sci. Tot. Environ.*, 353: 232-246.
- BERTO D., GIANI M., TADDEI, P., BOTTURA, G. 2005. Spectroscopic evidence of the marine origin of mucilages in the Northern Adriatic Sea. *Sci. Tot. Environ.*, 353: 247-257.
- DEL NEGRO P., CREVATIN E., LARATO C., FERRARI C., TOTTI C., POMPEI M., GIANI M., BERTO D., FONDA UMANI S. 2005. Mucilage microcosms. *Sci. Tot. Environ.*, 353: 258-269.
- DANOVARO R., ARMENI M., LUNA G.M., CORINALDESI C., DELL'ANNO A., FERRARI C.R., FIORDELMONDO C., GAMBÌ C., GISMONDI M., MANINI E., MECOZZI M., PERRONE F.M., PUSCEDDU A., GIANI, M. 2005. Exo-enzymatic activities and dissolved organic pools in relation with mucilage development in the Northern Adriatic Sea. *Sci. Tot. Environ.*, 353: 189-203.
- BERTO D., BOSCOLO R., CACCIATORE F., GIANI M. (2006) - Organotins used in antifouling paints: environmental impact and contamination in case study (the Southern Venice Lagoon. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 35(3): 2679-283.
- BERTO D., BOSCOLO R., GIANI M., CORNELLO M., MACCHIA S., MASSIRONI M., COVELLI S. (2006) - Mercury in sediments and *Nassarius reticulatus* (Gastropoda Prosobranchia) in the southern Venice lagoon. *Sci. Tot. Environ.*, 368: 298-305.
- BERTO D., F. CACCIATORE, M. GIANI, F. SAVELLI, G. SUNSERI (2006) - L'isola di Ustica : Laboratorio naturale per il controllo di inquinanti di origine antropica. *Biol. Mar. Medit.*, 13(1): 685-68
- BERTO D., M. GIANI, P. TADDEI, G. BOTTURA (2006) - Reply to a comment by M. Mecozzi on "Spectroscopic evidence of the marine origin of mucilages in the Northern Adriatic Sea". *Science of the Total Environment* (2007), 381, Issues 1-3, 328-330
- BERTO D., R. BOSCOLO, F. CACCIATORE, M. GIANI (2006) - Environmental assessment of organotins used in antifouling paints. Butyltin concentrations in Southern Venice Lagoon as a case study. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 34: 3-10.
- BERTO D., R. BOSCOLO, F. CACCIATORE, M. GIANI (2006) - Environmental assessment of organotins used in antifouling paints. Butyltin concentrations in Southern Venice Lagoon as a case study. *Oceanological and Hydrobiological studies*, 35 (3): 270-283.
- GIANI M., V. ZANGRANDO, D. BERTO (2006) - ¹³C/¹²C isotope ratio in the organic matter forming the mucilaginous aggregates in the Northern Adriatic Sea. 2006. Isotopes in Environmental Studies Aquatic Forum 2004. Proc. of an

Intern. Conf. held in Monaco, 25-29 October 2004 *C&S Papers Series No. 26*, IAEA-CN-118, 93-96

- BERTO D., M. GIANI, R. BOSCOLO, S. COVELLI, O. GIOVANARDI, M. MASSIRONI, L. GRASSIA (2007) - Organotins (TBT and DBT) in water, sediments, and gastropods of the southern Venice lagoon (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 55: 425-435.
- COZZI S., GIANI M. (2007) - *Determination of organic nitrogen and urea*. In: L. Nollet (ed.) Handbook of Water Analysis, CRC Press, Boca Raton Fl., pp. 367-392.
- POLIMENE L., PINARDI N., ZAVATARELLI M., ALLEN I., GIANI M., VICHI M. (2007) - A numerical simulation study of DOC accumulation in the north Adriatic Sea. *J. Geophysical Res.*, VOL. 112, C03S20, doi:10.1029/2006JC003529.
- DE LAZZARI A., CASSIN D., BOLDRIN A., BERTO D., GIANI M. 2008. Influence of winds and oceanographic conditions on the mucilage aggregation in the Northern Adriatic Sea in 2003-2006. *Marine Ecology*, 29(3): 469-482.
- BERTO D., GIANI M., CACCIATORE F., AUSILI A., SUNSERI G., BELLUCCI L. G., FRIGNANI M., ALBERTAZZI S. 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from diffuse sources in coastal sediments of a not industrialised Mediterranean island, *Water, Air, & Soil Pollution*, DOI 10.1007/s11270-008-9904-8.

RAPPORTI TECNICI E COMUNICAZIONI A CONGRESSI (2004-2008)

- BERTO D., GIANI M., ZANGRANDO V., CASTELLI S. The Marine Origin of Mucilaginous Aggregates of the Northern Adriatic, 37th CIESM Congress, 7-11 June 2004.
- BERTO D., ZANGRANDO V., SAVELLI F., GIANI M. Optical Absorption of Chromophoric Dissolved Organic Matter in the Estuary of the Po River (Northern Adriatic, Italy) 37th CIESM Congress, Barcelona, 7-11 June 2004.
- BERTO D., BOSCOLO R., FALSIROLI D., GIANI M., MACCHIA S., MASSIRONI M., RIZZO V. Mercury in sediments and molluscs of the southern Venice lagoon. VII International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Ljubljana, June 27- July 2 2004, Slovenia.
- GIANI M. Mucilaginous aggregates in the Tyrrhenian and Adriatic sea. Subcommittee on Marine Environment and Ecosystems (SCMEE) Scientific Advisory Committee (SAC) General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM) May 10-12, 2004, in Malaga (Spain).
- GIANI M. Mucillagini nei mari italiani, 8 maggio 2004, Naval, Arsenale, Venezia.
- BOLDRIN A., M. GIANI, M. MARINI, F. BERNARDI AUBRY, A. CAMPANELLI, L. CRABOLEDDA, V. ZANGRANDO. The effect of bora wind in water column distribution of nutrients and suspended matter. Venice Adriatic Workshop 14-16 giugno 2004, Venezia, CNR, palazzo Papadopoli.
- BERTO D., CACCIATORE F., GIANI M., SAVELLI F., AUSILI A., SUNSERI G. Idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e policlorobifenili (PCB) da fonti diffuse nei sedimenti dell'isola di Ustica. 2004. Incontro scientifico Congiunto CONISMA-AIOL, 12-22 ottobre 2004, Terrasini. Book of abstracts, p. 148.
- GIANI, M. Lo stato della ricerca sui processi di formazione delle mucillagini nei mari italiani: i risultati Convegno: Mucillagini tra emergenze e scienza. ARPA Emilia Romagna, Cesenatico, 13 ottobre 2004.
- POLIMENE L., ZAVATARELLI M., PINARDI N., GIANI M. DOM dynamics in the Adriatic Sea: a model study. Incontro scientifico Congiunto CONISMA-AIOL XVI Congresso AIOL, 12-22 ottobre 2004, Terrasini. Book of abstracts, p. 21.
- GIANI, M., BERTO, D., CORNELLO, M., SARTONI, G., RINALDI, A. 2005. Le mucillagini nell'Adriatico e nel Tirreno. Icram - Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 110 pp. Ed. Millennium, Torino.
- BERNARDELLO M., M. FORMALEWICZ, D. BERTO, M. GIANI, E. CENTANNI, B. PAVONI (2006) - Analisi di composti organostannici: confronto tra metodiche analitiche. XXII congresso della Società Chimica Italiana, Firenze, 10-15 settembre 2006. Abstract pubblicato in: Atti del Congresso, p. 67. <http://www.sci2006.unifi.it/varie/congresso_sci_atti.pdf>. Comunicazione poster.
- BERNARDELLO M., E. CENTANNI, D. BERTO, R. BOSCOLO, M. GIANI, B. PAVONI. (2006) - Contaminazione da composti organostannici nel gasteropode *Nassarius reticulatus* nella Laguna di Venezia (Nord Adriatico). XXII Congresso Nazionale della Società Chimica Italiana. Firenze, 10-15 settembre 2006. Abstract pubblicato in: Atti del Congresso, p. 50. <http://www.sci2006.unifi.it/varie/congresso_sci_atti.pdf>. Comunicazione orale
- BERTO D., CASSIN D., DE LAZZARI A., GIANI M., BOLDRIN A., SPANO L., SAVELLI F., VENERI D. Carbonio organico disciolto e particellato nel nord adriatico in relazione alla formazione di aggregati mucillaginosi Atti del congresso XVII AIOL, Napoli 3-7 luglio 2006, pp.32
- BERTO D., BOSCOLO R., COVELLI S., GIANI M., GIOVANARDI O. MASSIRONI S., GRASSIA L. (2006) - Organotins (TBT and DBT) in water, sediments and gastropods in southern Venice Lagoon (Italy). *ECSA 41th Intern. Conf.*, Venice, 16-20 October 2006.
- BERTO D., SPANO L., RAMPAZZO F., SAVELLI F., GIANI M., GIORDANO P., ALVISI F., FRASCARI F., RAVIOLI M. Contribution of the riverine organic matter and characterization of the humic substances in the coastal sediments south of the Po Prodelt. Atti del congresso ECSA 41st, Venezia 12-20 ottobre 2006, luglio 2006, pp.88.
- GIANI M, D. BERTO, et al. (2006) - II Rapporto PR 330 - INTEREGG III A Transfrontaliero Adriatico "Progetto requisite" Sistema integrato di sorveglianza sulla qualità delle acque marine dell'Adriatico, in particolare sui fenomeni eutrofici e mucillaginosi.
- GIANI M., BERTO D., SAVELLI F., SPANO L., RAMPAZZO F. - Partitioning and chemical characterization of organic matter in the waters of the Venice Lagoon. Atti del congresso ECSA 41st, Venezia 12-20 ottobre 2006, luglio 2006, pp.37.

- GIANI M., BERTO D., SAVELLI F., RAMPAZZO F., SPANO L. “Caratterizzazione della sostanza organica disciolta e particellata nella laguna di Venezia”. Atti del congresso XVII AIOL, Napoli 3-7 luglio 2006, pp.32.
- GIANI M., D. BERTO, et al. (2006) - *Rapporto finale* PR 290 - Valutazione dei carichi massimi ammissibili sversati nei sistemi scolanti delle provincie di Ferrara e Ravenna nelle acque costiere dell'Adriatico -. *Attività di studio e ricerca a completamento del progetto di elaborazione del Piano di Tutela delle Acque*. Contratto ARPA Struttura Oceanografica Daphne ed ICRAM per l'effettuazione delle attività di studio e ricerca previste nel progetto-
- GIANI M., D. BERTO, et al. (2006) - *Rapporto* PR 288 - Programma di Ricerca 2004-2007, Linea 3.12, Struttura, dinamica e caratteristiche funzionali delle comunità biologiche dominate da macrofite e da alghe planctoniche nella Laguna di Venezia. WP4 - Caratteristiche chimiche e fisico-chimiche della sostanza organica nella laguna di Venezia.
- GIANI M., GIOVANARDI O., CACCIATORE F., BOSCOLO R. E BERTO D. (2006) - Monitoraggio dei policlorobifenili (PCB) quali indicatori di qualità delle vongole *Tapes philippinrum* allevate in laguna di Venezia. *Rapporto finale ICRAM*, PR /217
- PUGNETTI A., DEL NEGRO P., GIANI M., ACRI F., BERNARDI AUBRY F., BERTO D., VALERI A. Carbon Fluxes through microbial communities in the Lagoon of Venice. Atti del congresso ECSA 41st, Venezia 12-20 ottobre 2006, luglio 2006, pp.45.
- BERTO D., CASSIN D., DE LAZZARI A., GIANI M., BOLDRIN A., F. SAVELLI, D. VENERI. Formazione di aggregati mucillaginosi in relazione alla dinamica spazio temporale del carbonio organico nell'Adriatico settentrionale. Venezia, 12-13 Aprile. Convegno finale INTEREGG III a/PHARE CBC ITALIA-SLOVENIA 2003-2006.
- BERNARDELLO M., CENTANNI E., NOVENTA S., BERTO D., FORMALEWICZ M., GIANI M., PAVONI B. (2007) - Metodiche per la determinazione di composti organostannici: applicazione al mollusco bioindicatore *Nassarius nitidus* nella Laguna di Venezia. X Congresso nazionale di chimica dell'ambiente e dei beni culturali: “conoscenza e creatività”, 11-15 giugno 2007, Acaya, Vernole (Lecce). Abstract in: Atti del Congresso, p. 43. <<http://www.socchimdabc.it/files/libri/ATTIXCongressoNazionale.pdf>>. Comunicazione orale.
- BERTO D., GIANI M., RAMPAZZO F., SAVELLI F., ALVISI F., GIORDANO P., RAVAIOLI M., F. FRASCARI F. Riverine organic matter and humic substances in the sediments south of the Po prodelta. *Geoitalia 2007*, 11-14 settembre 2007, Rimini. Epite, vol. 2, 54.
- BERTO D., GIANI M., RAMPAZZO F., SAVELLI F., ARMENI M., DELL'ANNO A., FERRARI C. R. Influence of organic matter origin and composition on benthic bacterial processes in the sediments south of the Po prodelta. Riassunti del Congresso congiunto AIOL-Site, Ancona, 17-20 settembre 2007, 140.
- BERTO D., SAVELLI F., PAVONI B., GIANI M., FERRARI C.R. Optical Absorption of Chromophoric Dissolved Organic Matter in the Estuary of the Po River (Northern Adriatic, Italy). *Maritime Rapid Environmental Assessment* (MREA) Conference, 25-27 September 2007 at Villa Marigola, Lerici, Italy. Book of abstracts, 36.
- GIANI M., BERTO D., SPANO L., KROTZ L., VILLA M., GIAZZI G., HANCOCK R. Organic Carbon, Nitrogen and Sulfur Determination in Marine Sediments and Suspended Particulate Matter by Elemental Analysis as a Tool to Detect the Impact of Mariculture Activity. 58th Pittsburgh Conference on Analytical Chemistry and Applied Spectroscopy, February 25-March 2, 2007, Chicago, USA.
- GIANI M., BERTO D., SAVELLI F. Carbon, nitrogen, and phosphorus distribution and c:n:p variations in the sediments, settling and suspended matter of the adriatic sea. *Biogeochimica e inquinamento delle aree costiere*, *Geoitalia 2007*, 11-14 settembre 2007, Epite, vol. 2, 51. Rimini.
- GIANI M., BERTO D., SAVELLI F., RAMPAZZO F., Caratteristiche chimiche e chimico-fisiche della sostanza organica nella laguna di Venezia. Annual General Meeting of CORILA “Scientific Research and Safeguarding of Venice, 4-6th June 2007, Venice.
- GIANI M., BERTO D., SAVELLI F., RAMPAZZO F., BRIGOLIN D. FERRARI C. Indicatori chimici di impatto della mitilicoltura. Seminario “Approccio ecosistemico per la gestione sostenibile dell'acquacoltura”, Fiera della Pesca, Ancona, 19 maggio 2007.
- VALERI A., ACRI F., BERNARDI AUBRY F., BERTO D., COPPOLA J., DEL NEGRO P., GIANI M., LARATO C., PUGNETTI A. 2007. Carbon partitioning in the plankton community, production and decomposition processes in the lagoon of Venice. In P. Campostrini (ed.): Proceedings of the Annual General Meeting of CORILA “Scientific Research and Safeguarding of Venice, 26-28th April 2006, Venice, vol V: 271-279.
- GIANI M., BERTO D., SAVELLI F., RAMPAZZO F. Caratteristiche chimiche e chimico-fisiche della sostanza organica nella laguna di Venezia. Annual General Meeting of CORILA “Scientific Research and Safeguarding of Venice, 4-6th June 2007, Venice.
- BRIGOLIN D., RAMPAZZO F., BERTO D., COVELLI S., PREDONZANI S., GIANI M., PASTRES R. Un Modello Matematico Per Lo Studio Degli Impatti Delle Attività Di Mitilicoltura Sulla Chimica Dei Sedimenti Superficiali. X Congresso Nazionale di Chimica dell'ambiente e dei beni culturali: “Conoscenza e Creatività” 11-15 giugno 2007, Acaya, Vernole (Lecce).
- MAGGI C., BIANCHI J., BERDUCCI M. T., MARIOTTI S., BERTO D., SAVELLI F., GIANI M. Trace metals selective extractions in coastal antarctic near the Italian base. Workshop “Environmental Contamination in Antarctica”, Ca Dolfin, Univeristà di Venezia, Venezia 14-16 giugno 2007.
- MAGGI C., BIANCHI J., BERDUCCI M. T., TRABUCCO B., DATTOLO M., GIANI M. Trace metals in a coastal food web of Terranova Bay (Antarctica). Workshop “Environmental Contamination in Antarctica”, Ca Dolfin, Univeristà di

- Venezia, Venezia 14-16 giugno 2007.
- MAGGI C., BIANCHI J., BERDUCCI M. T., TRABUCCO B., DATTOLO M., GIANI M. Mercury distribution in antarctic benthic invertebrates. Workshop "Environmental Contamination in Antarctica", Ca Dolfin, Univeristà di Venezia, Venezia 14-16 giugno 2007.
 - GIANI M., BOLDRIN A., PUGNETTI A., SPAGNOLI F., FRASCARI F. Fluxes Of Settling Particulate Matter And Organic Carbon In The Adriatic Shelf: A Review Of Existing Data. *Geoitalia 2007*, 11-14 settembre 2007, Rimini. *Epitome*, vol. 2, 38.
 - GIANI M., BERTO D., SAVELLI F. Carbon, Nitrogen, And Phosphorus Distribution And C:N:P Variations In The Sediments, Settling And Suspended Matter Of The Adriatic Sea. *Biogeochimica e inquinamento delle aree costiere*, *Geoitalia 2007*, 11-14 settembre 2007, *Epitome*, vol. 2, 51. Rimini. [Comunicazione orale su invito]
 - PUGNETTI A., DEL NEGRO P., GIANI M., ACRI F., BERNARDI AUBRY F., BERTO D., LARATO C. Carbon fluxes in the waters of the lagoon of Venice: is the plankton system bet autotrophic or heterotrophic?. *Geoitalia 2007*, 11-14 settembre 2007, Rimini, *Epitome*, vol. 2, 63.
 - RAMPAZZO F., BERTO D., GIANI M., PASTRES R., BRIGOLIN D., FERRARI C. R., COVELLI S. Impatto di una mitilicoltura nel nord Adriatico sulle caratteristiche chimiche dell'acqua e dei sedimenti. Riassunti del Congresso congiunto AIOL-Site, Ancona, 17-20 settembre 2007, 72.
 - BERTO D., SAVELLI F., PAVONI B., GIANI M., FERRARI C.R. Optical Absorption of Chromophoric Dissolved Organic Matter in the Estuary of the Po River (Northern Adriatic, Italy). *Maritime Rapid Environmental Assessment" (MREA) Conference, 25-27 September 2007 at Villa Marigola, Lerici, Italy. Book of abstracts*, 36.
 - DEL NEGRO P., GIANI M., PUGNETTI A., CREVATIN E., BERTO D., ACRI F., CIBIC T., RAMPAZZO F., BIANCHI F. Bacterial turnover of organic matter in the sediments of the Venice Lagoon. *Conservation and management in coastal ecosystems, 3rd European Conference on Lagoon research, Napoli, Novembre 19-23 2007*.
 - BERNARDELLO M., D. BERTO, E. CENTANNI, M. FORMALEWICZ, M. GIANI, S. NOVENTA, B. PAVONI. (2008) - Analysis of organotin compounds in biological matrices by GC-MS: comparison of two derivatization procedures. 35th International Symposium on Environmental Analytical Chemistry (ISEAC35) of the International Association of Environmental Analytical Chemistry (IAEAC). Gdansk, Poland, June 22-26, 2008. Abstract in: *Book of Abstracts, Gdansk University of Technology, Gdansk, 2008, p. 59. ISBN 978-83-925754-4-3. <http://www.pg.gda.pl/chem/iaeac/book_of_abstracts.pdf>*.
 - BERNARDELLO, M., M. FORMALEWICZ, M. GIANI, M.E. PICCIONE, E. MUMELTER (2008) - Bioaccumulo di composti organostannici nel bivalve *Mytilus galloprovincialis* in un'area portuale (La Spezia, Italia). XI Congresso Nazionale di Chimica dell'Ambiente e dei Beni Culturali. Società Chimica Italiana - Divisione di Chimica dell'Ambiente e dei Beni Culturali. Muggia (Trieste), 16-20 giugno 2008. Poster
 - BERNARDELLO, M., GIANI M., PAVONI B., PAVONI B. (2008) - Contaminazione di microinquinanti nell'ambiente Marino: determinazione analitica di composti organostannici in matrici ambientali. Incontro dei Dottorandi in Scienze dei Sistemi Acquatici, AIOL - Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia e SITE - Società Italiana di Ecologia. Istituto Agrario di S. Michele all'Adige (Trento), 14-16 aprile 2008. In: *Book of abstracts*, p. 12.
 - BRIGOLIN D., RAMPAZZO F., GIANI M., BERTO D., GIOVANNARDI O., PASTRES R. Il progetto europeo ECASA: indicatori e modelli per la valutazione dell'impatto ambientale delle mitilocolture in sospensione. Congresso della Società Italiana di Biologia Marina, Cesenatico, 9-13 giugno 2008.
 - GIANI M., RAMPAZZO F., BERTO D., SAVELLI F. Caratteristiche della sostanza organica cromoforica nella laguna di Venezia. XI congresso di Chimica dell'ambiente e dei beni culturali, Porto S. Rocco, Muggia (Trieste) 14-20 giugno 2008, volume degli abstracts, p. 69.
 - GIANI M., RAMPAZZO F., BERTO D., SAVELLI F. Organic matter origin in the sediments of the Northern Venice lagoon. XI congresso di Chimica dell'ambiente e dei beni culturali, Porto S. Rocco, Muggia (Trieste) 14-20 giugno 2008, volume degli abstracts, p. 189.
 - MAGGI C., BIANCHI J., BERDUCCI M. T., MARIOTTI S., BERTO D., SAVELLI F., GIANI M. Studi di frazionamento per la caratterizzazione di sedimenti antartici. XI congresso di Chimica dell'ambiente e dei beni culturali, Porto S. Rocco, Muggia (Trieste) 14-20 giugno 2008, volume degli abstracts, p. 185.
 - MAGGI C., BERDUCCI M.T., BIANCHI J., TRABUCCO B., DATTOLO M., GIANI M. Studio del bioaccumulo di Hg, Pb, Cd e Cu in organismi della catena trofica antartica (Terra Nova Bay). XI congresso di Chimica dell'ambiente e dei beni culturali, Porto S. Rocco, Muggia (Trieste) 14-20 giugno 2008, volume degli abstracts, p.186.
 - GIANI, M., DEGOBBIS, D., RINALDI, A. Processes leading to mucilage formation in the northern Adriatic Sea during the years 1999-2003. *Recent Advances in Adriatic Oceanography and Marine Meteorology*, 5 - 7 November 2008, Dubrovnik, Croatia
 - BERNARDELLO, M., BOSCOLO R., CICERO A.M., GABELLINI M., VIRNO LAMBERTI C., PAVONI B. (2009). Composti organostannici nell'ambiente Marino: sviluppo di metodi analitici e studio della contaminazione in aree marine e di transizione (Mare Adriatico). Incontro dei Dottorandi in Ecologia. SITE-AIOL. Parma, 23-25 febbraio 2009. Comunicazione orale.

TESI DI LAUREA E DI DOTTORATO

- RAMPAZZO FEDERICO. Studio dell'impatto di una mitilicoltura *offshore* sulle caratteristiche chimiche di acqua e sedimento. Laurea magistrale /specialistica. Scienze e Tecnologie per l'Ambiente ed il Territorio, Università degli Studi di Padova A.A. 2006-2007. Relatore: prof. M. Vidali ; Correlatore: dott. M. Gianì
- BERNARDELLO MARCO. Studio sulla distribuzione e sull'impatto di inquinanti nell'ambiente Marino. Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali, 20° ciclo. Università Ca' Foscari di Venezia. A.A 2008/2009. Relatore: prof. B. Pavoni. Correlatore: Dott. M. Gianì.





4.3 LINEA DI RICERCA “PREVENZIONE E MITIGAZIONE DEGLI IMPATTI”

PROGRAMMI DI RICERCA IN CORSO

1. Attività di supporto e di analisi per il risanamento della Laguna di Venezia (“Laguna 6”)

Assistenza tecnico-scientifica, nell’ambito delle attività di caratterizzazione mirate al ripristino morfologico lagunare ed alla riqualificazione ambientale nel sito di bonifica di interesse nazionale presente nella Laguna di Venezia; assistenza tecnica all’Ufficio di Piano di Venezia; Referente tecnico scientifico, per conto del Ministero dell’Ambiente, per il coordinamento nazionale delle azioni svolte a livello Comunitario per la condivisione e la confrontabilità tra gli Stati Membri della Comunità Europea delle Metodologie di classificazione delle Acque di transizione secondo la Direttiva 2000/60/CE; referente tecnico-scientifico per conto del Ministero dell’Ambiente, nel ruolo di coordinamento e di controllo degli interventi finalizzati alla salvaguardia ambientale e al disinquinamento della Laguna di Venezia come previsto dalla legge 8 novembre 1991, n. 360, art. 2 comma 1 lettera a.

Ente finanziatore: Ministero dell’Ambiente della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM)

Resp. scientifico: R. Boscolo

2. Ricerca attività preingrasso vongola filippina per conversione dalla pesca all’allevamento (“Pre.Vo.La”)

Studi e ricerche per approfondimento e attuazione di attività che consentano la conversione dalla pesca all’allevamento della vongola filippina in laguna di Venezia.

Ente finanziatore: Gestione Risorse Alieutiche Lagunari (GRAL) scarl

Resp. scientifico: R. Boscolo

3. Analisi degli impatti e delle pressioni esercitati in laguna di Venezia a seguito degli interventi antropici (“Mitigazioni”)

L’analisi degli impatti e delle pressioni esercitati in Laguna di Venezia. Dimostrazione del senso scientifico della creazione di aree umide come attività adatta al processo di rinaturalizzazione e di ricostruzione di habitat idonei. Individuazione di aree dove procedere alla loro realizzazione. Valutazione economica sulle trasformazioni d’uso del territorio. Individuazione degli interventi da realizzare sulle aree.

Ente finanziatore: Ministero dell’Ambiente della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM)

Resp. scientifico: R. Boscolo

4. Convenzione APAT-ICRAM su Direttiva Acque, Salvaguardia Laguna di Venezia, danno ambientale (“APAT-ICRAM”)

Collaborazione per le attività di supporto tecnico relativo all’attuazione della Direttiva 2000/60/CE (direttiva quadro delle acque) per le acque di transizione e per le acque Marino costiere, con particolare riferimento al sito di Venezia, considerato sito pilota per la stesura delle linee generali del Piano di Gestione; definizione degli obiettivi ambientali per acque superficiali, acque sotterranee e aree protette; definizione delle reti di monitoraggio e rappresentazione cartografica dei risultati dei programmi di monitoraggio; sintesi dei programmi di misure e repertorio di programmi o di piani di gestione più dettagliati adottati per il distretto idrografico e relativi a determinati sottobacini, settori, tematiche o tipi di acque. Collaborazione alle attività di competenza istituzionale a supporto all’Avvocatura dello Stato, in materia di danno ambientale relativamente ai procedimenti instaurati, ed instaurandi, nel sito di bonifica di interesse nazionale di Venezia Porto Marghera.

Ente finanziatore: Ministero dell’Ambiente della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM)

Resp. scientifici: M. Gabellini, R. Boscolo

5. Monitoraggio degli interventi di ripristino morfologico delle velme e delle barene - Canale dei Marani (“Marani”)

Monitorare la costituzione di un nuovo ambito morfologico della zona antistante il canale dei Marani e delle Fondamenta Nuove al fine di garantire il rispetto e la salvaguardia della laguna di Venezia in tutte le fasi di cantiere.

Ente finanziatore: Consorzio Venezia Nuova

Resp. scientifici: R. Boscolo, M. Cornello

6. Contributo tecnico scientifico nell'ambito del progetto mapve: approfondimenti di carattere ambientale propedeutici alla progettazione degli interventi ("MAPVE Bonifica")

L'attività ha per oggetto la progettazione degli interventi volti al risanamento delle matrici acqua sedimenti e biota nelle aree tra Venezia e Porto-Marghera, per dare attuazione a quanto previsto dall'Accordo di Programma del 7 marzo 2006 tra Magistrato alle Acque ed il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare ed ottenere la riconsegna alle legittime attività di pesca e molluschicoltura di una parte delle aree attualmente precluse a tali attività. In particolare:

- a) approfondimenti di carattere ambientale propedeutici alla progettazione degli interventi;
- b) studio delle problematiche ambientali che si intendono risolvere senza impatti indesiderati;
- c) relazione dell'efficacia ambientale attesa dalle opere;
- d) predisposizione del piano di caratterizzazione dei siti donatori e analisi dei risultati prodotti;
- e) progettazione del monitoraggio ambientale e dell'efficacia degli interventi.

Ente finanziatore: Thetis S.p.A

Resp. scientifico: R. Boscolo

7. Studio e ricerca per una valutazione integrata della qualità dell'ecosistema della Sacca di Goro con lo scopo di rendere perseguibili la sostenibilità ambientale socio economica dell'attività produttiva ("Sacca di Goro")

Il progetto prevede di dare una valutazione integrata dell'ecosistema della Sacca di Goro, considerando l'importanza ambientale dell'area in oggetto, le attività di movimentazione dei sedimenti, la naturale evoluzione del territorio e le capacità socio-economiche presenti.

Le attività previste risponderanno alle seguenti finalità:

- Integrazione nella pianificazione e programmazione, finalizzate alla tutela e valorizzazione delle risorse ambientali ed economiche nella Sacca di Goro;
- Supporto nella gestione coordinata di attività e di interventi di carattere ordinario per la tutela della valorizzazione delle risorse dell'area;
- Supporto alla programmazione e gestione coordinata degli interventi di carattere straordinario.

Ente finanziatore: Arpa Daphne Cesenatico - E. - Romagna

Resp. scientifico: R. Boscolo

8. Applicazione della Direttiva 2000/60/CE in laguna di Venezia ("Laguna 8")

Proseguo delle attività, per conto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, di coordinamento nazionale delle azioni svolte a livello Comunitario per la condivisione e la confrontabilità tra gli Stati Membri della Comunità Europea delle Metodologie di classificazione delle Acque di transizione secondo la Direttiva 2000/60/CE; referente tecnico scientifico, per l'estensione delle attività previste dalla suddetta legge in merito agli aspetti morfologici, ecologici e di qualità delle matrici acqua, sedimenti e biota; assistenza tecnico scientifico nell'ambito delle attività di ripristino morfologico lagunare ed alla riqualificazione ambientale nel sito di bonifica di interesse nazionale presente nella Laguna di Venezia, tenendo in considerazione gli usi plurimi di tale area lagunare.

Definizione e sviluppo delle linee generali del Piano di Gestione per il Sistema Venezia; descrizione generale delle caratteristiche del distretto idrografico del Sistema Venezia; elenco degli obiettivi ambientali per le acque superficiali, acque sotterranee e aree protette in particolare per il Sistema Venezia.

Ente finanziatore: Ministero dell'Ambiente della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM)

Resp. scientifici: M. Gabellini, R. Boscolo

RAPPORTI TECNICI (2005-2008):**2005**

- Monitoraggio dei policlorobifenili (PCB) quali indicatori di qualità delle vongole *Tapes philippinarum* allevate in laguna di Venezia. ICRAM, Autori: Giovanardi O., Giani M., Cacciatore F., Boscolo R., Berto D.
- “Campagna di caratterizzazione ambientale nella Laguna di Venezia”. ICRAM, Autori: Ausili A., Gabellini M., De Propriis L., Mumelter E., Boscolo R., Cappucci S., Cornello M., Girardi R., Meloni D., Trinchera G., Tromellini E., Caserta D., Giaime F., Innocenti C., Celia Magno M., Piccione M.E., Ragazzo M., Romano E., Tornato A., Trama V., Bergamin L., Pierfranceschi G., Venti F., Sesta G., Colasanti A., Ciuffa A., Criscuoli L., Baklouti L., Bernardello M., Maggi C., Zangrando V., Bianchi J., Cozzolino A., Dattolo M., Mariotti S., Onorati F., Faraponova O., Ruggiero G., Sarni A., Cacciatore F; Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio; Magistrato alle Acque di Venezia.

2006

- “Resoconto delle attività di supervisione e assistenza delle attività di campionamento del sedimento. Magistrato alle Acque di Venezia”. Autori: Ausili A., Gabellini M., Mumelter E., Cornello M., Meloni D., Romano E., Boscolo R., De Propriis L., Onorati F. 13 pp.
- “Piano di caratterizzazione ambientale dei canali industriali inclusi nella perimetrazione del sito di bonifica di interesse nazionale di Venezia (Porto Marghera): prove di bioaccumulo”. Magistrato alle Acque di Venezia - ICRAM. Autori: Ausili A., Gabellini M., Mumelter E., Onorati F., Baklouti L., Bernardello M., Bianchi J., Boscolo R., Cacciatore F., Ceccarelli M., Ciuffa G., Colasanti A., Cornello M., Corsi C., Cozzolino A., Criscuoli L., Dattolo M., De La Fuente A., De Propriis L., Girardi R., Maggi C., Mariotti S., Meloni D., Romano R., Sesta G., Tornato A. 29 pp.
- “Piano di caratterizzazione ambientale dei canali industriali inclusi nella perimetrazione del sito di bonifica di interesse nazionale di Venezia (Porto Marghera): saggi biologici”. Magistrato alle Acque di Venezia - ICRAM. Autori: Ausili A., Gabellini M., Mumelter E., Onorati F., Boscolo R., Cornello M., De Propriis L., Di Filippo A., Faraponova O., Girardi R., Meloni M., Romano E., Ruggero G., Sarni A. 26 pp.
- “Piano di caratterizzazione ambientale dell’area lagunare interdotta alla pesca e compresa nella perimetrazione del sito di bonifica di interesse nazionale di Venezia (Porto Marghera)”. ICRAM. Autori: Ausili A., Gabellini M., De Propriis L., Mumelter E., Boscolo R., Cappucci S., Cornello M., Girardi R., Onorati F., Ragazzo M., Trinchera G., Barbara W., Geraldini S., Giaime F., Innocenti C., Modesti V., Romano E., Navach A., Patacchia M., Piccione E., Rossi L., Salmeri A., Scarcella D., Tornato A., Trama V., Loreti F., Darida V. 33 pp.

2007

- “Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della laguna di Venezia, Relazione Finale” - PR 298 (Convenzione ICRAM - MATTM) Dicembre 2007. Autori: Ausili A., Gabellini M., Boscolo R., De Propriis L., Barbanti A., Cornello M., Girardi R., Antonini C., Bixio A., Bonometto A., Cacciatore F., Feola A., Innocenti C., Pineschi G., Ragazzo M.
- “Attività di monitoraggio durante la rimozione della M/N Notios Hellas all’interno della laguna di Venezia (Chioggia)”, Dicembre 2007. Autori: Gabellini M., Ausili A., Boscolo R., Romano E., Antonini C., Bambara W., Cacciatore F., Cornello M., De Propriis L., Feola A., Franceschini G., Geraldini S., Girardi R., Ragazzo M.
- “Relazione Tecnica Nuovi Collegamenti A 132 Kv “Fusina 2 - Sacca Fisola” e “Sacca Serenella - Cavallino”, Dicembre 2007. Autori: Gabellini M., Boscolo R., Nonnis O., Antonini C., Ausili A., Bonometto A., Cacciatore F., Cornello M., De Propriis L., Feola A., Girardi R., Maggi C., Izzi A., Pineschi G., Ponis E., Ragazzo M., Innocenti C.
- Programma di studio per il risanamento ambientale dell’area lagunare interdotta alla pesca tra Venezia e Porto Marghera” - PR 357 (Convenzione ICRAM - MATTM) - Stato di Avanzamento Lavori. Dicembre 2007. Autori: Ausili A., Gabellini M., Boscolo R., De Propriis L., Antonini C., Bonometto A., Cacciatore F., Cornello M., Feola A., Girardi R., Innocenti C., Pineschi G., Ponis E., Ragazzo M.
- Protocolli per il campionamento e la determinazione degli elementi di qualità biologica e fisico-chimica nell’ambito dei programmi di monitoraggio ex 2000/60/CE delle acque di transizione. ICRAM, Ottobre 2007.
- “Piano di caratterizzazione del bacino del Lusenzo, Chioggia - laguna di Venezia”, Ottobre 2007. Autori: Gabellini M., Boscolo R., Romano E., Bonometto A., Cacciatore F., Cornello M., Feola A., Girardi R., Trinchera G.
- Criteri generali per la definizione delle condizioni di riferimento dei corpi idrici di transizione ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. ICRAM. Novembre 2007.
- “Attività di monitoraggio ambientale nell’area del Canale dei Marani”, Disciplinary Tecnico, Luglio 2007. Realizzato da ICRAM con la collaborazione di SELC. Luglio 2007. Autori: Cornello M., Bonometto A., Boscolo R., Feola A.
- “Aree in fregio al bordo lagunare che potrebbero essere sottoposte all’apertura della libera espansione di marea e alla relativa riqualificazione morfologica”, Luglio 2007. Autori: Bonometto A., Boscolo R., Feola A.
- Guida alla tipizzazione dei corpi idrici di transizione e alla definizione delle condizioni di riferimento ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. ICRAM, Giugno 2007.
- “Valutazione dello stato di contaminazione e delle qualità nutrizionali nel ciclo di produzione della vongola verace (*Tapes philippinarum*) in laguna di Venezia per la stesura di un protocollo di allevamento in sicurezza” Relazione MIPAF, Aprile 2007. Autori: Giovanardi O., Boscolo R., Cacciatore F.
- “Indagini e monitoraggi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - 1a fase (MAPVE1B): resoconto delle

attività di supervisione e assistenza alle attività di campionamento delle matrici ambientali”. Magistrato alle Acque di Venezia. ICRAM. Autori: Ausili A., Gabellini M., De Propriis L., Cornello M., Boscolo R., Girardi R., Cacciatore F. 11 pp.

- “Indagini e monitoraggi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - 1a fase (MAPVE1A): resoconto delle attività di supervisione e assistenza alle attività di campionamento del sedimento”. Magistrato alle Acque di Venezia - ICRAM. Autori: Ausili A., Gabellini M., De Propriis L., Cornello M., Girardi R., Trincherà G., Calarco D. 8 pp.
- “Indagini e monitoraggi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - 1a fase: relazione saggi biologici sulle attività B (MAPVE1B)”. Magistrato alle Acque di Venezia - ICRAM. Autori: Ausili A., Gabellini M., De Propriis L., Onorati F., Cornello M., Boscolo R., Di Filippo A., Faraponova O., Girardi R., Ruggero G., Sarni A. 16 pp.

2008

- “Eventi di moria di molluschi di interesse alieno nella fascia costiera dell’Alto Adriatico - Elementi di valutazione e proposta operativa”. Dicembre 2008. Autori: Antonini C., Boscolo, Cacciatore F., Gabellini M., Ponis E, pp.52.
- “Studi e ricerche per l’approfondimento e attuazione di attività che consentano la conversione dalla pesca all’allevamento della vongola filippina *Tapes philippinarum* in laguna di Venezia: il preingrasso”. Dicembre 2008. Autori: Boscolo R., Cacciatore F., Ponis E., pp.85.
- “Determinazione delle caratteristiche delle matrici lagunari nell’area MAPVE.2 ed ulteriori approfondimenti nell’area MAPVE.1 - Disciplinare Tecnico”. Redatto dal Consorzio Venezia Nuova tramite Porto Marghera Servizi Ingegneria con il contributo di ISPRA. Novembre 2008.
- “Determinazione delle caratteristiche delle matrici lagunari nelle aree MAPVE2, 3 e 4 ed ulteriori approfondimenti nell’area MAPVE.1 - Progetto preliminare”. Redatto dal Consorzio Venezia Nuova tramite Thetis e Studio Altieri con il contributo di ISPRA. Novembre 2008.
- “Interventi sperimentali nell’area MAPVE.1 - Progetto Preliminare”. Redatto dal Consorzio Venezia Nuova tramite Thetis e Studio Altieri con il contributo di ISPRA. Novembre 2008.
- “Progetto degli interventi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - Prima fase - Premesse Progettuali”. Redatto dal Consorzio Venezia Nuova tramite Thetis e Studio Altieri con il contributo di ICRAM. Luglio 2008.
- “Messa in opera e utilizzo dei sistemi “silt screen” in Laguna di Venezia. Sopralluogo nelle aree “P.I.F.” e “Marotta””. Redatto dal Magistrato alle Acque di Venezia e da ICRAM. Giugno 2008.
- “Desk top study - Nuovi collegamenti a 132 kV “Fusina - Sacca Fisola” e “Sacca Serenella - Cavallino”, Maggio 2008. Autori: Gabellini M., Boscolo R., Nonnis O., Antonini C., Bonometto A., Cacciatore F., Cornello M., Feola A., Izzi A., Maggi C., Oselladore F., Ponis E.
- “Progetto degli interventi nelle aree lagunari tra Venezia e Porto Marghera - Prima fase Documento Preliminare”. Redatto dal Consorzio Venezia Nuova tramite Thetis e Studio Altieri con il contributo di ICRAM. Maggio 2008.
- “Il Piano di Gestione ai sensi della normativa italiana ed europea. Linee guida”. Nota presentata all’Ufficio di Piano di Venezia. ICRAM, 7 aprile 2008.
- “Piano di caratterizzazione ambientale di aree e canali interni alla laguna di Marano Lagunare e Grado”. Redatto da ICRAM (CII-PR-FVG-GM-07.03) e presentato alla Conferenza dei Servizi - Trieste, 4 aprile 2008. Autori: Gabellini M., Ausili A., Mumelter E., Barbanti A., Boscolo R., Cornello M., Innocenti C., Onorati F., Piccione E., Ponis E., Romano E., Tornato A., Bambara W., Cappucci S., Ciaprinì F., De Propriis L., Geraldini S., Giaime F., Girardi R., Lisi I., Loreti F., Modesti V., Rossi L., Salmieri A., Scarcella D., Trama V., Trincherà G., Zonnedda G., pp.38.
- Analisi dell’origine antropica e naturale di cromo e nichel nei sedimenti della zona costiera della provincia di Rovigo. ICRAM/ARPAV, 2008.

PUBBLICAZIONI SCIENTIFICHE, COMUNICAZIONI ORALI E POSTER

Congressi

- BOCCI M., PICONE M., DE NAT L., BOSCOLO R., FEOLA A., CACCIATORE F., BONOMETTO A., BERNSTEIN A.G., MONTOBBIOLLO L., 2009. “MAPVE Project: Reclamation of a Venice Lagoon area combining remediation, morphological reconstruction and socio-economy”. SedNet 2009, 6-8 Ottobre 2009, Amburgo, Germania. Abstract accettato.
- CACCIATORE F., BOSCOLO R., MARIN M.G., 2009. “Contamination levels and physiological condition of Manila clams (*Tapes philippinarum*) transplanted from a polluted site in the Lagoon of Venice, Italy”. 7th International Conference on Molluscan Shellfish Safety, 14-19 Giugno 2009, Nantes, Francia. Abstract accettato.
- CORNELLO M., RISMONDO A., BONOMETTO A., FEOLA A., BOSCOLO R., NASCIBENI P., VOLPE V., MAYERLE G., 2008. “Monitoring plan for intertidal structure restoration in the Venice Lagoon”. SER2008. 6th European Conference on Ecological Restoration “Towards a Sustainable Future for European Ecosystems”, 8-12 Settembre 2008, Ghent, Belgio.
- ISPRA con la collaborazione di Thetis e il coordinamento di Consorzio Venezia Nuova, 2008. “Interventi di risanamento dell’area lagunare antistante Porto Marghera - Sinergie tra bonifica e riequilibrio morfologico in una

- visione ecosistemica". Ecomondo 2008, 5-8 Novembre 2008, Rimini.
- FOCARDI S., A. BONOMETTO, A. BARBANTI, A. FEOLA, G. PINESCHI, M. VALENTE, R. BOSCOLO, 2008. "La direttiva quadro sulle acque: il piano di gestione come strumento per il governo e la tutela della risorsa idrica". XXVI Giornata dell'Ambiente, 5 Maggio 2008, Accademia dei Lincei, Roma. Presentazione orale e pubblicazione agli atti.
 - PONIS E., BOSCOLO R., CACCIATORE F., CHIAIA G., 2008. "On-site nursery techniques for Manila clam (*Tapes philippinarum*) in Venice lagoon". International Conference PHYSIOMAR 2008, 1-4 settembre 2008, Brest, Francia.
 - BOSCOLO R., CACCIATORE F., GIOVANARDI O., "INDICE PCDD/PC e analisi fattoriale per la valutazione quantitativa e qualitativa della decontaminazione da PCDD e PCDF in *Tapes philippinarum*", 39° congresso Società Italiana di Biologia Marina (S.I.B.M.), 9-13 giugno 2008, Cesenatico - Ravenna.
 - PONIS E., BOSCOLO R., CACCIATORE F., CHIAIA G., 2007. "Sustainable approaches for the management of Manila clam (*Tapes philippinarum*) in the Venice lagoon (Italy)". 10th International Conference on Shellfish Restoration, 13-16 Novembre 2007, Vlissingen, Olanda.
 - BERTO D., GIANI M., BOSCOLO R., COVELLI S., GIOVANARDI O., MASSIRONI M., GRASSIA L., 2006. Organotins (TBT and DBT) in water, sediments, and gastropods of the southern Venice lagoon (Italy). ECSA 41st International Conference, 15-20 ottobre 2006, Venezia.
 - BOSCOLO R., CACCIATORE F., GIOVANARDI O., 2006. "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in transplanted Manila clams (*Tapes philippinarum*) from the Lagoon of Venice as assessed by PAHs/shell weight index: a preliminary study" ECSA. 41st International Conference, 15-20 ottobre 2006.
 - BOSCOLO R., BERNARDELLO M., DE PROPRIIS L., CORNELLO M., CACCIATORE F., AUSILI A., 2006. "Bioaccumulation of organotin compounds in native and transplanted mussels (*Mytilus galloprovincialis*) in a harbour and an industrial area in the Lagoon of Venice, Italy" ECSA 41st International Conference, 15-20 ottobre 2006.
 - CACCIATORE F., BOSCOLO R., GIOVANARDI O., 2006. "Butyltin compounds in transplanted Manila clams (*Tapes philippinarum*) from the Lagoon of Venice as assessed by BTs/shell weight index" presentato a International Conference on Environmental and Biological Aspects of Main-Group Organometals (ICEBAMO), 10-12 Ottobre 2006, Creta, Grecia.
 - BOSCOLO R., OSELLADORE F., CACCIATORE F., MARIN M.G., 2006. "Indici di condizione nelle vongole (*Tapes philippinarum*) allevate in Laguna di Venezia". 37° congresso Società Italiana di Biologia Marina (S.I.B.M.), 5-10 giugno 2006, Grosseto, Atti p. 30-31.
 - BOSCOLO R., CACCIATORE F., BERTO D., GIANI M., GIOVANARDI O., 2006. "Monitoraggio dei policlorobifenili (PCB) quali indicatori di qualità delle vongole *Tapes philippinarum* coltivate nella laguna di Venezia". 37° congresso Società Italiana di Biologia Marina (S.I.B.M.), 5-10 giugno 2006, Grosseto, Atti p.28-29.
 - CACCIATORE F., BOSCOLO R., GIOVANARDI O., 2006. "Indici di decontaminazione da metalli pesanti per la vongola filippina *Tapes philippinarum*". 37° congresso Società Italiana di Biologia Marina (S.I.B.M.), 5-10 giugno 2006, Grosseto, Atti p. 32-33.
 - BERTO D., BOSCOLO R., CACCIATORE F., GIANI M. "Butyltins concentration levels in mussels *Mytilus galloprovincialis*, gastropods scavenger (*Nassarius reticulatus*) and sediments of southern Venice Lagoon " presentato a Gdynia, Poland 29th September-2nd October 2005 durante il Workshop "Chemical substances transformation in sediments - methodological aspects" tenutosi presso Baltder, Center of Excellent of Baltic Development, Education and Research.

Presentazioni varie

- CORNELLO M., C. ANTONINI, A. BONOMETTO, R. BOSCOLO, A. FEOLA, 2008. "Approcci metodologici per indagini a supporto della gestione dei sedimenti in Laguna di Venezia", INTERREG - Ecogovernance, CNR-ISMAR 26 Maggio 2008, Venezia.
- FOCARDI S., A. BONOMETTO, A. BARBANTI, A. FEOLA, G. PINESCHI, M. VALENTE, R. BOSCOLO, 2008. "Il Piano di Gestione ai sensi della normativa europea e nazionale - linee guida" - Ufficio di Piano - posticipato al 7 aprile 2008, Venezia.
- BOSCOLO R., CACCIATORE F., CORNELLO M., DE PROPRIIS L., AUSILI A., CARRER C., FERRARI G., OLIVA D., TROMELLINI E., 2008. "Studio dei processi di bioaccumulo di PCDD/PCDF nei mitili della laguna di Venezia" 7° CIND - Diossina e POP's conoscerli per combatterli, 27 Marzo 2008, Auditorium Santa Margherita, Venezia.
- BOSCOLO R., ANTONINI C., BONOMETTO A., CACCIATORE F., CORNELLO M., FEOLA A., PONIS E., 2008. "Fish activities in the lagoon: present situation and future scenarios". Workshop organizzato presso Thetis, 29 Febbraio 2008, Venezia.
- PONIS E., BOSCOLO R., CACCIATORE F., CHIAIA R., 2007. "Approcci sostenibili per la molluschicoltura: valorizzazione del seme selvatico". "Giornata di studio sul "ruolo ed importanza della molluschicoltura nel medio adriatico", Università di Camerino, 6 Dicembre 2007.
- Autori vari tra cui R. BOSCOLO, 2007. "Aree marine e salmastre interne ai siti di bonifica di interesse nazionale: dalla caratterizzazione alla gestione e alla bonifica". Workshop "Approcci Sostenibili per la Gestione e la Bonifica di Mega-Siti: Nuove Prospettive", APAT, Venezia, 30 Novembre 2007.
- BARBANTI A., PINESCHI G., BOSCOLO R., CORNELLO M., ZANON V., PONIS E., BONOMETTO A., FEOLA A., CACCIATORE F.,

RAGAZZO M, GIRARDI R., 2007. "Il monitoraggio ambientale in laguna di Venezia ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. Contesto, linee guida e proposta operativa preliminare", Ufficio di Piano, 02 Aprile 2007, Venezia.

Pubblicazioni

- BERTO D., GIANI M., BOSCOLO R., COVELLI S., GIOVANARDI O., MASSIRONI M., GRASSIA L., 2007. Organotins (TBT and DBT) in water, sediments, and gastropods of the southern Venice lagoon (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 55: 425-435.
- BOSCOLO R., CACCIATORE F., BERTO D., GIANI M., 2007. Polychlorinated biphenyls in clams "*Tapes philippinarum*" cultured in the Venice Lagoon (Italy): Contamination levels and dietary exposure assessment. *Food and Chemical Toxicology*, 45(6): 1065-1075 .
- BOSCOLO R., CACCIATORE F., GIOVANARDI O., 2007. "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in transplanted Manila clams (*Tapes philippinarum*) from the Lagoon of Venice as assessed by PAHs/shell weight index: A preliminary study. *Marine Pollution Bulletin*, 2007, *Marine Pollution Bulletin*, 55 (10-12): 485-493.
- BERTO D., GIANI M., COVELLI S., BOSCOLO R., CORNELLO M., MACCHIA S., MASSIRONI M., 2006. Mercury in sediments and *Nassarius reticulatus* (Gastropoda Prosobranchia) in the southern Venice Lagoon. *Science of the Total Environment*, 368: 298-305.
- BERTO D., BOSCOLO R., CACCIATORE F., GIANI M., 2006. Environmental assessment of organotins used in antifouling paints. Butyltin concentrations in Southern Venice Lagoon as a case study. *Oceanological and Hydrobiological studies*, 35 (3): 270-283.
- GIOVANARDI O., BOSCOLO R., FRANCESCHINI G., CASALE M., 2006. Lo sbilanciamento ecologico indotto dall'introduzione della vongola filippina *Tapes philippinarum*, nella Laguna di Venezia. *Chioggia, Rivista di Studi e Ricerche*, 28: 73-90.
- MARIN M.G., BOSCOLO R., CELLA A., DEGETTO S.L., DA ROS L., 2006. Field validation of autometallographical black silver deposit (BSD) extent in three bivalve species from the Lagoon of Venice, Italy (*Mytilus galloprovincialis*, *Tapes philippinarum*, *Scapharca inaequivalvis*) for metal bioavailability assessment. *Science of the Total Environment*, 371: 156-167.

Tesi di Laurea

- CACCIATORE FEDERICA. Esperimenti di trapianto di vongole (*Tapes philippinarum*) in Laguna di Venezia: contaminazione e condizioni fisiologiche. Laurea specialistica. Biologia Marina. Università degli Studi di Padova AA. 2006-2007. Relatore: Dott.ssa Maria Gabriella Marin; Correlatore: Dott.ssa Rossella Boscolo.
- GION CLAUDIA. Valutazione dei livelli di contaminazione da organostannici (TBT, DBT e MBT) in molluschi bivalvi *Tapes philippinarum* e *Mytilus galloprovincialis* della laguna di Venezia. Laurea specialistica. Biologia Marina. Università degli Studi di Padova AA. 2005-2006. Relatore: Dott.ssa Maria Gabriella Marin; Correlatore: Dott.ssa Rossella Boscolo.
- OSELLADORE FEDERICA. Studio dei parametri di accrescimento in popolazioni di vongole (*Tapes philippinarum*) e mitili (*Mytilus galloprovincialis*) allevati in Laguna di Venezia. Indagine comparativa. Laurea magistrale. Scienze Naturali. Università degli Studi di Padova AA. 2004-2005. Relatore: Dott.ssa Maria Gabriella Marin; Correlatore: Dott.ssa Rossella Boscolo.



Finito di stampare
nel mese di Giugno 2009
presso la Litografia "La Photograph" s.n.c. Albignasego (Pd)
per conto della
Libreria Editrice "IL LEGGIO" s.a.s.
Sottomarina di Chioggia (Venezia)

Otello Giovanardi è dirigente tecnologo presso la Struttura Tecnico Scientifica (STS) dell'ISPRA di Chioggia, di cui è responsabile dalla sua apertura nel 1991. È specializzato in Biologia e Tecniche della Pesca e dell'Acquacoltura presso l'Università della Pesca di Tokyo e continua ad occuparsi soprattutto di supporto istituzionale per lo sviluppo sostenibile dell'attività di Pesca ed Acquacoltura. È membro dell'Associazione EFARO (*European Fishery and Aquaculture Research Organisations*, www.efaro.eu), che coordina i direttori degli Istituti di Ricerca Scientifica sulla Pesca e l'Acquacoltura di riferimento governativo dei paesi marittimi della UE.

Rossella Boscolo è ricercatrice presso la Struttura Tecnico Scientifica (STS) dell'ISPRA di Chioggia nella quale opera dal 2000. È laureata in Biologia con specializzazione in ecologia. La sua formazione è nell'ambito della molluschicoltura e della fisiologia e bioaccumulo dei bivalvi con riferimento agli aspetti socio-economici e ambientali della pesca e dell'allevamento dei molluschi. È responsabile delle attività di supporto istituzionale che l'Istituto dà al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare in particolare per i programmi di bonifica e di prevenzione e mitigazione degli impatti nella laguna di Venezia.

