



**Ufficio di Piano**

**D.P.C.M. 13 febbraio 2004**

**Attività di salvaguardia di Venezia**  
**e della sua laguna:**  
**lo stato ecologico della laguna**

**Rapporto Tematico**

**settembre 2008**

# INDICE

<b>INTRODUZIONE</b> .....	<b>4</b>
<b>SINTESI DEL RAPPORTO</b> .....	<b>6</b>
<b>1 I CARICHI</b> .....	<b>10</b>
1.1 BILANCIO DI MASSA DEI NUTRIENTI .....	11
1.2 BILANCIO DI MASSA DEI MICROINQUINANTI ORGANICI E INORGANICI .....	14
<b>2 ACQUA</b> .....	<b>18</b>
2.1 STATO TROFICO.....	22
2.2 MICROINQUINANTI INORGANICI .....	25
2.3 SPECIAZIONE CHIMICA NELLE ACQUE DELLA LAGUNA DI VENEZIA .....	31
2.3.1 <i>Cadmio, piombo e rame</i> .....	31
2.3.2 <i>Mercurio</i> .....	32
2.3.3 <i>Confronto con altri siti a diverso grado di antropizzazione</i> .....	33
2.4 MICROINQUINANTI ORGANICI .....	33
2.4.1 <i>Diossine e Furani</i> .....	34
2.4.2 <i>Policlorobifenili</i> .....	36
2.4.3 <i>Esaclorobenzene (HCB) e Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)</i> .....	37
<b>3. SEDIMENTI</b> .....	<b>38</b>
3.1 QUALITÀ DEI SEDIMENTI DELLA LAGUNA DI VENEZIA .....	39
3.1.1 <i>Microinquinanti inorganici nei sedimenti di basso fondale</i> .....	41
3.1.2 <i>Contaminanti organici nei sedimenti di basso fondale</i> .....	44
3.2 EVOLUZIONE STORICA DELLA CONTAMINAZIONE LAGUNARE .....	47
3.2.1 <i>Microinquinanti inorganici</i> .....	48
3.2.2 <i>Microinquinanti organici</i> .....	50
3.3 GEOSPECIAZIONE NEI SEDIMENTI DELLA LAGUNA DI VENEZIA .....	53
3.3.1 <i>Analisi di studi di geospeciazione</i> .....	54
3.4 MOBILITÀ DEI METALLI NEL SEDIMENTO.....	56
<b>4. BIODIVERSITÀ</b> .....	<b>58</b>
4.1 AMBITI DI TUTELA.....	58
4.1.1 <i>Siti di Importanza Comunitaria</i> .....	58
4.1.2 <i>Zone di Protezione Speciale e IBA</i> .....	60
4.2 HABITAT .....	63
4.3 BARENE E VELME .....	65
4.3 BARENE E VELME .....	66
4.3.1 <i>Evoluzione delle barene nel tempo</i> .....	66
4.3.2 <i>Ricostruzione Morfologica delle barene</i> .....	70
4.4 FLORA.....	72
4.4.1 <i>Vegetazione acquatica sommersa</i> .....	72

4.4.2	<i>Vegetazione emersa</i> .....	81
4.5	FAUNA .....	83
4.5.1	<i>Zoobenthos</i> .....	83
4.5.2	<i>Ittiofauna</i> .....	89
4.5.3	<i>Avifauna</i> .....	91
4.6	EVOLUZIONE TEMPORALE DEI LIVELLI DI CONTAMINAZIONE NEGLI ORGANISMI .....	92
5	CONCLUSIONI E RACCOMANDAZIONI .....	96
	BIBLIOGRAFIA .....	98
	ALLEGATO – QUADRO DI SINTESI DELLE ATTIVITÀ DI MONITORAGGIO NELLA LAGUNA DI VENEZIA, NEL MARE PROSPICIENTE E NEL BACINO SCOLANTE	

## INTRODUZIONE

La Laguna di Venezia, con i suoi 50.000 ettari di estensione, è la più grande e la più importante del nostro Paese. La sua dinamica è il frutto di una molteplicità di fattori, naturali e antropici: l'abbassamento del suolo, naturale e indotto, le oscillazioni del livello del mare, di lungo e medio periodo, l'apporto di sedimenti fluviali, la dinamica delle acque marine lungo la costa.

L'uomo ha sempre cercato di dominare questi fattori nella prospettiva di rendere il bacino lagunare compatibile con varie attività: la pesca, la navigazione, la difesa militare, lo scambio delle merci, i trasporti e, nell'ultimo secolo, anche la produzione industriale.

Poderosi furono gli interventi della Serenissima per allontanare dal bacino lagunare le foci dei grandi fiumi (Piave, Brenta, Sile, Po), e per difendere il cordone litoraneo dalla forza erosiva del mare attraverso la costruzione dei cosiddetti "murazzi", imponenti opere di rinforzo longitudinale in massi lapidei presso l'isola di Pellestrina e il litorale di Sottomarina. Non meno importanti furono gli interventi del XX secolo: la zona industriale di Porto Marghera, l'aeroporto Marco Polo, lo sviluppo del porto commerciale, la sistemazione delle bocche portuali e il dragaggio dei grandi canali lagunari per adattare la laguna al transito del naviglio di maggiore pescaggio.

Numerosi e complessi sono, oggi, i fattori di criticità del bacino lagunare: dal degrado morfologico causato dal bilancio negativo di sedimento scambiato tra laguna e mare e dall'accrescimento della forza erosiva del moto ondoso e dall'aumento delle capacità di trasporto delle correnti di marea, all'appiattimento dei fondali ove la marea oggi assume caratteri del tutto simili a quelli propri del mare aperto; dalla qualità scadente delle acque e dei sedimenti lagunari, dal rilascio di inquinanti provenienti dai siti contaminati dall'area industriale di Porto Marghera; dal moto ondoso dovuto al traffico acqueo che minaccia l'integrità del patrimonio ambientale e storico - architettonico, agli impatti causati dai sistemi di prelievo delle vongole (pesca ed allevamento). Infine, ma non meno importante, il fenomeno delle acque alte, connesso alla combinazione di subsidenza, proprio dell'area veneziana e dell'eustatismo.

Già a partire dalla seconda metà del secolo scorso si è sviluppata una crescente attenzione da parte della comunità scientifica italiana e internazionale per lo studio e l'approfondimento dei fenomeni che regolano l'ambiente lagunare. Tale interesse ha prodotto una notevole mole di studi e ricerche da parte dei soggetti coinvolti a diverso titolo in questa problematica. Oltre agli studi di carattere prettamente scientifico compiuti da vari organismi di ricerca (istituti universitari, CNR, ICRAM, CORILA ecc.) e alle attività di controllo svolte dalle autorità competenti (Istituto Superiore di Sanità, enti locali, ARPAV, Sezione Antinquinamento del Magistrato alle Acque) vanno considerati gli studi propedeutici alla progettazione degli interventi per la salvaguardia della laguna, commissionati dal Magistrato alle Acque al concessionario unico Consorzio Venezia Nuova. Tuttavia, la maggior parte delle attività finora svolte sono state condotte senza il necessario coordinamento, con l'obiettivo di sviluppare approfondimenti su problematiche specifiche, con finalità di volta in volta diverse, per periodi di osservazione limitati nel tempo e spesso su aree specifiche. Inoltre, a causa della eterogeneità delle metodologie di raccolta, elaborazione e organizzazione delle informazioni, i dati prodotti non sono generalmente confrontabili in modo diretto e necessitano di ulteriori elaborazioni e interpretazioni.

A seguito dell'entrata in vigore del Decreto Ronchi-Costa, il Magistrato alle Acque, per la laguna, e la Regione del Veneto, per il bacino scolante, hanno iniziato un'attività di monitoraggio finalizzata alla verifica degli obiettivi di qualità previsti dal Decreto stesso. Le attività di monitoraggio del Magistrato alle Acque sono iniziate nel 1999 attraverso la sua Sezione Antinquinamento (SAMA) e sono state affiancate dal 2000 dalle attività previste nello studio "Attività di monitoraggio ambientale della Laguna di Venezia" (MELa) affidato al Consorzio Venezia Nuova ed eseguito in più stralci successivi (MELa1, MELa2, MELa3, MELa4).

Lo scopo di questa relazione è di fornire una valutazione di sintesi dell'attuale stato ecologico della Laguna di Venezia e, ove possibile, descrivere in che modo questa situazione si è evoluta nel tempo. Il rapporto non

tiene conto della contaminazione microbiologica né delle perturbazioni sullo stato della laguna causate dai cantieri delle opere mobili alle bocche di porto per i quali esistono rapporti dettagliati.

Il rapporto si basa sulle relazioni e sui dati di monitoraggi e di ricerche disponibili eseguiti dagli enti e dalle Istituzioni locali e nazionali (MAV, APAT, ARPAV, Corila, CNR, Università Cà Foscari, Università di Padova, ICRAM) nel corso degli anni e che sono state in parte raccolte nell'*Atlante della Laguna - Venezia tra terra e mare*, ed Marsilio, edito nel 2006, da cui sono state tratte molte figure e considerazioni contenute in questo rapporto. Le principali attività di monitoraggio e di studio sulla laguna di Venezia, raccolte dall'Ufficio di Piano sono riportate in allegato. La struttura del rapporto è articolata nel modo seguente: i carichi inquinanti, la qualità delle acque, la qualità del sedimento e la biodiversità.

## SINTESI DEL RAPPORTO

Il presente “rapporto”, basato sulle informazioni disponibili derivanti da vari monitoraggi ambientali e dai contenuti di molte pubblicazioni scientifiche, ha teso a mettere in luce le variazioni dello stato ecologico della laguna di Venezia. Il “rapporto” non può considerarsi soddisfacente in ragione, come già evidenziato, di una non perfetta omogeneità dei dati disponibili, della carenza di altri dati, e sulla mancata descrizione di alcuni “fenomeni” che pur incidendo sullo stato ecologico della laguna non vengono considerati.

Sebbene, da come risulta dai dati raccolti ed integrati, lo stato ecologico della laguna tende a migliorare, sembrano necessari sia interventi specifici per completare l’opera di salvaguardia e ripristino che analisi più puntuali.

Di seguito, si riporta una sintesi dei contenuti del rapporto. Per le considerazioni conclusive e le raccomandazioni si veda il capitolo 5.

## CARICHI

I bilanci di massa non possono essere chiusi a causa delle incertezze che riguardano le stime per alcuni dei componenti. Gli ingressi dal Bacino Scolante sono abbastanza ben noti mentre uno dei fattori di produzione meno conosciuti è l’apporto delle acque sotterranee in laguna, in particolare dalla zona di Porto Marghera. Anche gli scambi nell’interfaccia sedimento-acqua e tra la laguna e il mare devono essere maggiormente approfonditi.

Per nutrienti (N e P) vi è stata una graduale diminuzione dei fattori di produzione nel tempo: per l’azoto, da 9500 tonnellate all’anno nel 1994 si è scesi a circa 6000 tonnellate nel 2002 (escluse le ricadute atmosferiche, stimate attualmente a 1000 tonnellate/anno); per il fosforo si è passati da 1100 tonnellate nel 1998 a circa 450 tonnellate nel 2002.

Per quanto riguarda i microinquinanti inorganici, per la maggior parte dei metalli la principale fonte di input è il Bacino Scolante. Eccezione è il mercurio proveniente in gran parte (70%) da Porto Marghera, che è anche la fonte del 33% di nichel e zinco, mentre la ricaduta atmosferica è il principale ingresso per cadmio, zinco e piombo. Per alcuni metalli (arsenico, cadmio, piombo e mercurio), le immissioni superano gli apporti massimi ammessi per la qualità delle acque ai sensi del DM 23/4/1998.

Per quanto riguarda i microinquinanti organici invece, l’apporto del Bacino Scolante è inferiore a quello di Porto Marghera e delle ricadute atmosferiche. Per gli IPA la fonte più significativa è il traffico acquatico, in particolare nella laguna centrale.

## QUALITÀ DELLE ACQUE

### Stato trofico

Un esame dei dati dal 1970 evidenzia alcune tendenze in atto. Si è registrata una forte riduzione di  $\text{NH}_4^-$  e di  $\text{PO}_4$ , ma nessuno di azoto nitrico. Il Fosforo rientra per la maggior parte sotto il limite degli obiettivi di qualità del Decreto Ronchi-Costa (0,025 mg / l), mentre l’azoto è ancora al di sopra del limite (0,35 mg / l) in tutte le stazioni esaminate sia di canali che di bassifondali.

La proliferazione di macroalghe, derivanti dagli elevati livelli di sostanze nutritive, che aveva raggiunto un livello massimo tra il 1987 e il 1992, è diminuita rapidamente negli anni Novanta.

Le crisi anossiche che si registravano in laguna causate dal degrado delle alghe sono molto diminuite e la laguna, allo stato attuale, può dirsi mesotrofica.

### Microinquinanti: i metalli in tracce

Le concentrazioni di metalli disciolti mostrano grandi variazioni stagionali e annuali: questo rende molto difficile individuare eventuali tendenze. Arsenico, nichel e cromo sembrano variare in parallelo e mostrano un lieve aumento dal 2001 al 2004, mentre piombo e zinco tendono a diminuire e il cadmio e mercurio a rimanere invariati.

Mappe della distribuzione dei metalli nelle acque mostrano concentrazioni più elevate di cadmio, piombo, zinco e mercurio nella laguna nord e centrale che comprende Porto Marghera e il centro storico di Venezia. Per l'arsenico, il rame e il nichel, le concentrazioni sono più alte nella parte centrale e meridionale della laguna e nei bacini più bassi nel bacino settentrionale. Per il cromo non vi sono marcate differenze tra i bacini.

In genere gli obiettivi di qualità stabiliti dal decreto Ronchi Costa sono superati da tutti i metalli.

#### Microinquinanti organici

Mappe di distribuzione delle concentrazioni misurate nella colonna d'acqua negli anni 2001-2003 mostrano che le diossine, i furani, i PCB e gli HCB sono più abbondanti nella zona direttamente influenzata da Porto Marghera, mentre gli IPA sono diffusi anche vicino al centro storico di Venezia e Chioggia.

In generale, le concentrazioni sono maggiori in laguna centrale, anche al di sopra degli obiettivi di qualità stabiliti dal decreto Ronchi-Costa

### **SEDIMENTI**

I sedimenti hanno un ruolo fondamentale nel determinare la qualità e l'equilibrio complessivo dell'ecosistema lagunare e in particolare, i sedimenti superficiali rappresentano la parte con maggiore rilevanza ambientale, poiché sono sede delle comunità bentoniche animali e vegetali e perché operano uno scambio continuo con le acque ed il biota attraverso complessi e dinamici processi di diagenesi precoce. Infine, la contaminazione dei sedimenti è anche un fattore determinante per il loro uso nel "recupero morfologico" della laguna.

Nel decreto legislativo 152/2006, testo unico per la legislazione ambientale, non è individuabile nessuna indicazione sui sedimenti, mentre il Decreto Ministeriale 367 del 2003, abrogato dal D.lgs 152/2006, stabiliva, oltre a degli standard di qualità per le acque, anche degli standard di qualità per i sedimenti marino-costieri.

La laguna di Venezia, però, dispone di una normativa specifica che indirizza la corretta gestione dei materiali provenienti dai dragaggi, denominato "Protocollo Fanghi" sottoscritto l'8 Aprile 1993. Il Protocollo '93 definisce tre classi di qualità (A, B, C) dei sedimenti derivanti dall'escavazione dei rii cittadini e dei canali lagunari, in base al loro grado di contaminazione, ai fini della individuazione delle ottimali pratiche di gestione e le diverse possibilità del loro impiego per la ricostruzione morfologica.

Occorre osservare però che il DM 367/03, rispetto al Protocollo d'Intesa del 08/04/93 oltre a prevedere uno spettro più ampio di parametri da monitorare, stabiliva dei limiti che sono generalmente più restrittivi di quelli della classe A del Protocollo.

Dalle conclusioni dello studio ICSEL del Magistrato alle Acque di Venezia emerge che, adottando la classificazione prevista dal Protocollo Fanghi, i sedimenti superficiali del 93,6% della laguna (in termini estensivi) sono in classe B, il 5,1% in classe C e 1% nella classe A. Pertanto, ai sensi della normativa vigente, la maggior parte dei sedimenti non può essere utilizzata per la costruzione o la ricostruzione di barene.

La distribuzione delle concentrazioni di metalli come cadmio, zinco, rame e piombo presenta un valore più elevato nei bacini centro-nord e centrale della Laguna, nei quali è evidente un gradiente di contaminazione decrescente da porto Marghera verso Venezia e da Venezia verso il Lido; il mercurio, invece, presenta valori più elevati nella laguna centro-nord e soprattutto di fronte all'area di Porto Marghera; l'arsenico presenta un gradiente di concentrazione che va dalla conterminazione verso le bocche di porto, mentre la distribuzione delle concentrazioni del cromo e del nichel sembrano essere più legate alla naturale composizione dei sedimenti.

Gli studi di geospeciazione dei metalli nei sedimenti mediante estrazione sequenziale hanno dimostrato che la frazione facilmente a disposizione di organismi è generalmente molto inferiore rispetto alla concentrazione totale presente. Tale evidenza dovrebbe essere presa in considerazione nell'ottica di una possibile revisione del Protocollo Fanghi. È però da tenere in considerazione che, il superamento delle concentrazioni limite previste per alcuni analiti, non rispetta gli standard di qualità previsti dalla normativa nazionale.

L'evoluzione della contaminazione dei sedimenti nel corso del tempo è stata studiata attraverso l'analisi di carote radiodate come pure misure dirette. Dalla loro analisi sembra che la contaminazione di metalli e microinquinanti organici sia iniziata nel periodo 1930-1940 e abbia raggiunto un picco nel 1960-1970. La diminuzione successiva può essere correlata agli adeguamenti delle tecnologie industriali, all'introduzione di

limiti e divieti di scarico per le sostanze inquinanti e all'adozione di tecnologie mirate all'abbattimento dell'inquinamento.

## **BIODIVERSITÀ**

Gli habitat di particolare interesse nella Laguna di Venezia sono le barene, le velme e le praterie di fanerogame.

Il ridotto apporto di sedimenti dai fiumi, l'erosione causata dal moto ondoso e dai metodi utilizzati per la raccolta delle vongole, così come il relativo aumento del livello del mare hanno fatto sì che l'estensione delle barene sia passata dal 25% rispetto alla superficie dell'intera laguna del 1900 all' 8% di oggi.

La protezione e la ricostruzione delle barene risulta di fondamentale importanza per l'equilibrio idromorfologico ed ecologico della laguna. Infatti le barene forniscono un habitat importante per la vegetazione alofila e per la nidificazione degli uccelli e la loro distribuzione condiziona fortemente velocità e orientamento dei flussi di marea.

Per quanto riguarda le praterie di fanerogame le principali specie che si trovano in Laguna di Venezia sono *Zostera marina*, *Zostera noltii* e *Cymodocea nodosa*. Le mappature delle estensioni delle praterie che sono state effettuate nel 1990 e nel 2002, mostrano in questo periodo un netto decremento delle aree coperte da fanerogame marine pari a 62 ettari. A tale decremento hanno concorso una modifica degli areali di distribuzione delle differenti specie, con una riduzione di *Zostera noltii* ed un incremento di *Z. marina* e *C. nodosa* nella laguna nord. In laguna sud, 240 ettari di praterie di fanerogame marine sono stati distrutti all'interno delle concessioni per la pesca alle vongole.

Negli ultimi decenni, infatti, l'attività monospecifica di raccolta delle vongole è cresciuta significativamente a discapito della pesca tradizionale, determinando una trasformazione rilevante del settore e uno spostamento verso condizioni di insostenibilità. Numerosi studi evidenziano i danni ambientali prodotti dalla raccolta della *Tapes philippinarum* sull'ambiente e l'ecosistema lagunare, e quindi l'incompatibilità di questo tipo di pesca, qualora non soggetta a regolamentazione e gestione, con le esigenze di salvaguardia della laguna.

Per quanto riguarda le comunità zoobentoniche lagunari, grande parte delle informazioni disponibili è riferita ai fondali molli o incoerenti ed in particolare alle aree di bassofondo o alle velme. Sulla base di quanto emerso dai risultati dei monitoraggi della comunità bentonica si individuano due gradienti di abbondanza e diversità che aumentano procedendo da Nord verso Sud e dalle aree di gronda verso il mare. I popolamenti più ricchi coincidono in generale con la distribuzione delle fanerogame marine. La distribuzione dei popolamenti bentonici risulta in accordo con i tempi di residenza delle acque, dove minori tempi di ricambio corrispondono a maggiori abbondanza e diversità. In contrasto con questo andamento sono state rilevate comunità con minore abbondanza e diversità specifica nelle aree a maggior sfruttamento da parte della pesca di vongole, come nelle aree della laguna centrale comprese tra il canale di Fusina, il canale dei Petroli e Malamocco, nonché all'interno delle concessioni per l'allevamento di molluschi.

Per quanto riguarda l'avifauna è da sottolineare la notevole importanza della Laguna di Venezia quale area di svernamento e di nidificazione per numerose specie di uccelli acquatici, grazie alla compresenza di caratteristiche ambientali proprie degli apparati barenicoli naturali, che di quelli tipicamente litoranei. Risultano presenti sia specie da tutelare ai sensi della direttiva Uccelli che specie con una popolazione superiore all'1% delle coppie stimate per l'intera Italia, tra questi il fraticello, la volpoca, la beccaccia di mare, il fratino e la pettegola.



## RAPPRESENTAZIONE SINTETICA E SIMBOLICA DELLO STATO ECOLOGICO DELLA LAGUNA DI VENEZIA

PARAMETRI	STATO	TREND	AZIONI NECESSARIE/ALTRI COMMENTI
<b>Carichi</b>	☹️	😊	I metalli sono sopra ai limiti del decreto Ronchi Costa. Continuare a ridurre le immissioni soprattutto da Porto Marghera e dai centri storici lagunari; approfondire maggiormente le conoscenze sugli scambi dell'interfaccia sedimento-acqua e tra la laguna e il mare
<b>Stato Trofico</b>	😊	😊	La Laguna ora può dirsi mesotrofica
Fosfati	😊	😊	
Azoto ammoniacale	☹️	😊	L'azoto è ancora al di sopra del limite degli obiettivi di qualità del decreto Ronchi Costa. Potenziare il trattamento delle acque di scarico dei centri storici lagunari e degli scarichi diffusi del Bacino Scolante
Nitrati	☹️	☹️	L'azoto è ancora al di sopra del limite degli obiettivi di qualità del decreto Ronchi Costa. Potenziare il trattamento delle acque di scarico dei centri storici lagunari e degli scarichi diffusi del Bacino Scolante
Bloom macroalgale	😊	😊	Bloom permangono ancora ma solo in particolari aree ed in particolari situazioni
<b>Acqua</b>			
Metalli	☹️	😊 (lento)	I metalli superano gli obiettivi di qualità del DM Ronchi Costa. Occorre continuare il risanamento di Porto Marghera e approfondire maggiormente le conoscenze sugli scambi dell'interfaccia sedimento-acqua e tra la laguna e il mare
Microinquinanti organici	☹️	😊 (lento)	I microinquinanti organici presentano concentrazioni maggiori in laguna centrale anche al di sopra degli obiettivi di qualità del Decreto Ronchi-Costa. Occorre continuare il risanamento di Porto Marghera e individuare misure di abbattimento dell'inquinamento civile derivato dai centri urbani
Rischio per la salute	😊		Occorrono maggiori studi sul rischio sanitario per l'uomo
<b>Sedimento</b>			
Metalli	☹️	😊 (lento)	Occorre proseguire gli interventi di risanamento dell'area antistante Porto Marghera e incentivare gli interventi necessari al raggiungimento di uno stato chimico "buono" secondo la Direttiva 2000/60/CE.
Microinquinanti organici	☹️	😊 (lento)	Occorre proseguire gli interventi di risanamento dell'area antistante Porto Marghera e incentivare gli interventi necessari al raggiungimento di uno stato chimico "buono" secondo la Direttiva 2000/60/CE.
Erosione	☹️	☹️	Incentivare la conversione dalla pesca delle vongole alla venericoltura. Favorire la conservazione ed il miglioramento delle condizioni morfologiche, idrologiche e trofiche dell'ambiente lagunare. Attuazione di misure per l'abbattimento del moto ondoso. Ultimare la predisposizione del Piano Morfologico ed attuarlo.
Rischio per la salute	😊		Occorrono maggiori studi sul rischio sanitario per l'uomo
<b>Biodiversità</b>			
Habitat	☹️	☹️	Perdita di habitat dovuta all'erosione. Ultimare la predisposizione del Piano Morfologico ed attuarlo.
Praterie di fanerogame	☹️	☹️	Incentivare la conversione dalla pesca delle vongole alla venericoltura. Favorire la conservazione ed il miglioramento delle condizioni morfologiche, idrologiche e trofiche dell'ambiente lagunare anche nel rispetto degli obiettivi di stato ecologico "buono" imposti dalla Direttiva 2000/60/
Vegetazione alofila	😊	😊	Favorire la conservazione ed il miglioramento delle condizioni morfologiche, idrologiche e trofiche dell'ambiente lagunare anche nel rispetto degli obiettivi di stato ecologico buono imposti dalla Direttiva 2000/60/CE
Benthos e ittiofauna	☹️	☹️	Incentivare la conversione dalla pesca delle vongole alla venericoltura. Favorire la conservazione ed il miglioramento delle condizioni morfologiche, idrologiche e trofiche dell'ambiente lagunare anche nel rispetto degli obiettivi di stato ecologico buono imposti dalla Direttiva 2000/60/CE
Avifauna	😊	😊 (lento)	Favorire la conservazione ed il miglioramento delle condizioni morfologiche, idrologiche e trofiche dell'ambiente lagunare anche nel rispetto degli obiettivi di stato ecologico "buono" imposti dalla Direttiva 2000/60/CE.

## 1 I CARICHI

Lo studio realizzato nell'ambito dell'attività F del Programma MELa2 del magistrato alle Acque ed eseguito dal suo concessionario, ha sviluppato il tema dei carichi inquinanti immessi e scambiati in Laguna. Il modello concettuale sviluppato e il progressivo recepimento delle conoscenze riguardo alle varie fonti di carico hanno consentito la messa a sistema delle informazioni raccolte e l'impostazione del bilancio complessivo dei nutrienti e dei contaminanti in entrata/uscita dalla laguna.

Fondamentali per la costruzione del quadro dei carichi sono:

- lo studio Drain, realizzato dal MAV-CVN nel 1999: prima esperienza per una valutazione complessiva del carico sversato in Laguna dal suo Bacino Scolante, basato su una raccolta di dati sistematici di concentrazioni e portata dei fiumi in prossimità del loro sbocco in Laguna. I risultati sono confluiti in specifici rapporti tecnici (CNR, Università di Venezia e SELC, 2001) e pubblicati in riviste scientifiche (Zonta et al., 2005b, Zuliani et al., 2005);
- le attività di ARPAV, avviate a partire dall'anno 2001, per il monitoraggio dell'intero Bacino Scolante e per la valutazione degli apporti fluviali in Laguna;
- le attività di controllo degli scarichi della zona industriale, effettuate a cura della sezione Antinquinamento del Magistrato alle Acque, con la stima dei carichi di contaminanti provenienti da questa fonte. I risultati vengono pubblicati in periodici volumi, di cui l'ultimo aggiornamento, relativo è relativo ai dati del 2002 (SAMA, 2004);
- il progetto 2023, attività A, per la stima del carico proveniente dall'atmosfera, per l'anno 1999- 2000.

Sebbene non ci siano nuove informazioni che permettano di aggiornare propriamente i valori del carico atmosferico in Laguna, si segnala comunque la presenza di altri studi che consentono di effettuare nuove valutazioni sui flussi di deposizione atmosferica in diverse stazioni della Laguna e nell'intorno della zona industriale di Porto Marghera.

Il Magistrato alle Acque di Venezia ha individuato 10 siti disposti sull'intera gronda lagunare, che dovranno costituire una rete fissa per il monitoraggio in continuo di parametri chimico-fisici dell'acqua e delle deposizioni atmosferiche. Attualmente su 5 dei 10 siti individuati sono operativi i sistemi di campionamento delle deposizioni atmosferiche. Esse riguardano sia parametri inorganici (nutrienti e metalli) sia microinquinanti organici.

L'indagine avviata dalla Provincia di Venezia, svolta in collaborazione con il CNR-ISMAR, il Comune di Venezia, il Dipartimento ARPAV di Venezia e CSA, aggiunge ulteriori elementi di valutazione sul contributo di fall-out atmosferico in un intorno dell'area industriale di Porto Marghera (Provincia di Venezia, 2004 dati 2002-2003). I valori dei flussi giornalieri sono stato in questo contesto integrato anche con i dati delle deposizioni medie raccolte a Murano nel medesimo periodo, acquisiti dalla Stazione sperimentale del vetro.

Le principali pressioni agenti sul sistema Laguna inteso come insieme dei sottosistemi (matrici ambientali) acqua, sedimento, particellato e biota, possono essere suddivise in carichi esterni e carichi interni. Sono considerati come carichi esterni le pressioni dei sistemi in comunicazione con la Laguna: atmosfera, bacino scolante, centro storico veneziano e isole. Sono considerati invece carichi interni le pressioni che agiscono sul sistema dai sottosistemi che lo costituiscono (flussi acqua - sedimento). Ad essi si aggiungono gli scambi con il mare che possono avere verso positivo (ingresso in Laguna) o negativo (export dalla Laguna).

Lo schema intende proporre un'impostazione delle pressioni in termini di bilanci di massa, ovvero di valutazioni di equilibrio tra flussi in ingresso e flussi in uscita dal sistema. Per chiudere i bilanci, è necessario disporre di informazioni quantitative su ciascuno degli elementi che compongono lo schema. In realtà, le informazioni ad oggi disponibili consentono di stimare con adeguata precisione solo il ruolo di alcune delle componenti del bilancio. L'incertezza di altre componenti, legata anche alla maggiore difficoltà nella relativa quantificazione, non consente di giungere alla chiusura dei bilanci di massa per i contaminanti.

Per la stima dei carichi sono state prese in considerazione le sostanze previste dalla tabella allegata al Decreto Interministeriale Ronchi-Costa del 09/02/99 che stabilisce i carichi massimi ammissibili per la Laguna di Venezia (3000 t/a per l'azoto e 300 t/a per il fosforo) e le sostanze per le quali è stabilito il divieto di scarico ai sensi del Decreto Interministeriale 23 aprile 1998 (come modificato dal decreto 16/12/98)

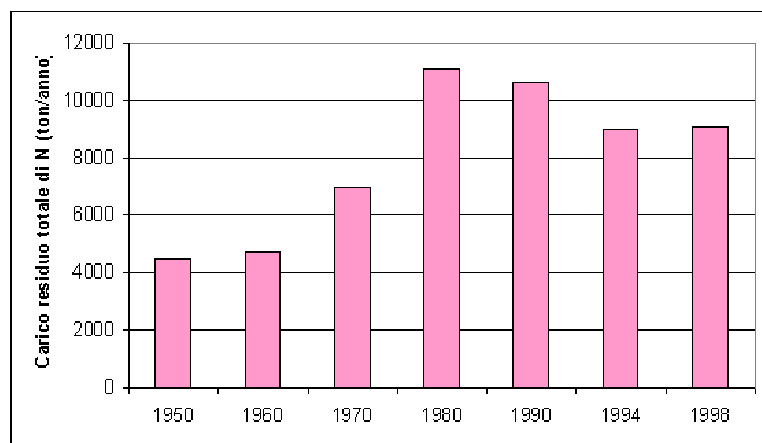
Esiste ad esempio, non rappresentato nello schema, l'inquinamento provocato dal traffico acqueo, al quale viene attribuita la presenza in laguna di idrocarburi policiclici aromatici, localizzati in particolare nelle aree della laguna centrale. Altro fattore da tenere in considerazione è la presenza in Laguna di attività cantieristiche per il mantenimento delle imbarcazioni, il cui impatto sull'ambiente può essere di rilevanza per l'immissione di composti organostannici, inquinanti tossici presenti ad esempio nelle vernici antivegetative utilizzate come antifouling sugli scafi delle imbarcazioni.

### 1.1 BILANCIO DI MASSA DEI NUTRIENTI

La fonte principale di carico di nutrienti in Laguna è il bacino scolante che da solo, tramite le immissioni fluviali, veicola più del carico massimo ammissibile di azoto e fosforo stabilito per la Laguna nel 1999 (DM 9/2/99).

Oltre al carico fluviale, confluiscono in Laguna anche carichi di tipo diretto, provenienti dagli scarichi civili e industriali della terraferma e dei centri storici di Venezia e delle isole della Laguna.

**Fig. 1.1** - Evoluzione del carico residuo totale di azoto nella Laguna di Venezia dal bacino scolante (fonte: Piano direttore 2000, RdV)



Anche l'atmosfera rappresenta una via significativa di trasporto degli inquinanti in Laguna. In particolare le precipitazioni portano al dilavamento dell'atmosfera, influenzando il fall-out degli elementi solubili e degli elementi associati alle particelle e alle polveri aerodisperse. Se la componente meteorologica infatti ha una modesta influenza sull'entità dei carichi diretti, sui quali riveste maggiore importanza la tipologia di processo produttivo e depurativo, essa ha un'influenza preponderante sui carichi immessi tramite la rete idrica fluviale. La relazione intuitiva tra entità delle precipitazioni, portate fluviali e carichi è infatti verificata sulla base dei dati raccolti negli ultimi anni, caratterizzati da condizioni climatiche tra loro molto diverse.

Nell'ambito del Progetto Drain (CNR, 2001, Zonta et al., 2005, Zuliani et al., 2005), finalizzato alla stima del trasferimento annuo di acqua dolce, metalli pesanti e nutrienti dal bacino scolante alla laguna di Venezia, è stata raccolta una cospicua mole di dati che ha permesso di studiare la risposta del bacino scolante, in termini di portate fluviali e quindi di carichi, al regime delle precipitazioni.

La stima del carico inquinante proveniente dall'atmosfera è stata eseguita a scala lagunare nell'ambito del Progetto 2023, attività A per l'anno 1998-1999. La misura delle deposizioni e dei flussi, è stata successivamente effettuata nell'ambito di uno studio della provincia (Provincia di Venezia, 2004), con lo scopo di valutare il contributo del fall out atmosferico nell'intorno della zona industriale di Porto Marghera. Inoltre, la misura delle deposizioni atmosferiche viene effettuata nell'ambito del monitoraggio gestito dal MAV effettuato, allo stato attuale, in cinque stazioni lagunari.

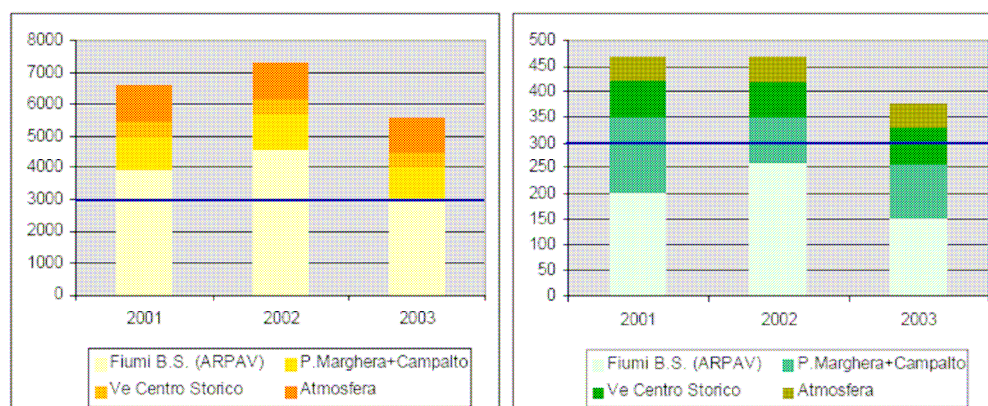
Tali dati, sebbene non abbiano ancora consentito di stimare un carico a scala lagunare, sono stati presi in considerazione al fine di evidenziare elementi di variabilità temporale e spaziale nei flussi, quali informazioni complementari all'analisi complessiva del quadro delle pressioni.

L'andamento temporale dei flussi non risulta in generale significativamente correlato a quello delle precipitazioni. Ciò nonostante è possibile osservare che i flussi di azoto nitrico e di azoto totale mostrino un aumento piuttosto improvviso a partire dai primi mesi autunnali, quando aumentano anche le precipitazioni.

**Tabella 1.1** Fonti informative per la composizione del quadro dei carichi in Laguna. TN = azoto totale; TP= fosforo totale; Q=portata.

Comparto	Parametri	Fonte dei dati	Periodo di riferimento
Fiumi bacino scolante	TN, TP, Q	APAV	2001-2002-2003
Scarichi Porto Marghera	TN, TP, Q	SAMA	2001-2002
Scarico Impianto Campalto	TN, TP, Q	VESTA	2001-2002-2003
Centro storico Venezia	TN, TP	MAV - Progetto MELa2-F	2002
Atmosfera	TN, TP	MAV - Progetto 2023-A	1998-1999

**Fig. 1.2:** Andamento del carico totale (t/a) di azoto e fosforo in Laguna di Venezia (MAV, progetto DPSIR)



**Tabella 1.2:** Carichi di azoto e fosforo (t/a) in laguna di Venezia (MAV, progetto DPSIR)

Anno	Parametro	Fiumi B.S. (ARPAV)	P. Marghera (SAMA)	Campalto (VESTA)	Ve Cenro Storico (MELa2)	Atmosfera (Progetto 2023)	Totale
2001	N tot	3907	1032	99	472	1102	6612
2002	N tot	4610	998	117			7299
2003	N tot	2924	Nd	108			4606
2001	P tot	203	94	53	73	44	467
2002	P tot	261	72	16			466
2003	P tot	152	Nd	34			375

Il bilancio di massa dei nutrienti è riassunto negli schemi di sintesi delle Fig. 1.3. e 1.4. Ad ogni freccia è associato un valore numerico derivato dall'analisi dell'informazione disponibile. Per il carico fluviale e per i carichi diretti della depurazione civile e industriale, il valore riportato corrisponde alla media dei dati disponibili negli anni 2001-2002-2003, mentre per ciò che riguarda gli scambi con il mare, caratterizzati da una maggiore incertezza nelle stime, viene riportato il range di valori disponibili dagli studi più recenti. Per ciò che riguarda la deposizione atmosferica si riporta l'unico dato disponibile a scala lagunare (1999, CNR-IGM, 2000 a).

Per quanto riguarda l'azoto, inoltre, anche i processi di azoto fissazione e denitrificazione concorrono all'impostazione generale del suo bilancio di massa. L'azoto infatti nella sua forma gassosa,  $N_2$ , costituisce circa l'80% dell'atmosfera e la riserva più importante del ciclo biogeochimico di questo elemento.

L'azoto fissazione, ovvero la reazione di trasformazione dell'azoto molecolare in azoto ammoniacale, è il processo biologico che in assenza di fertilizzazione chimica rappresenta la fonte principale di azoto per tutti gli organismi viventi. La denitrificazione rappresenta invece il processo opposto che converte l'azoto ossidato ( $NO_3$ ) in azoto gassoso ( $N_2O$ ) e quindi determina una perdita netta per l'ecosistema acquatico. Entrambi i processi sono regolati principalmente dall'attività batterica.

Le stime disponibili sulla quantità di azoto perso annualmente dalla laguna mediante il processo di denitrificazione), non sono ad oggi concordi nel proporre un unico valore condiviso. I valori proposti dai vari studi, riferiti a diversi periodo temporali, dal 1990 al 2002, variano, per l'intera laguna, tra le 2000 e le 8000 t/anno. Per la sola laguna centrale poi, i valori variano tra le 9000 e 11000 t/a circa ( Cfr Tabella 1.3).

L'azoto che entra nel sistema mediante azoto fissazione risulterebbe invece praticamente trascurabile rispetto a quanto viene perso mediante denitrificazione: per la laguna centrale è stato stimato pari a 22,4 t/a (Silvestri et al., 1995).

L'incertezza associata alle diverse componenti, così come la mancanza di informazioni per alcune di esse, non consente di chiudere i bilanci di massa per la Laguna.

**Tabella 1.3:** stime di denitrificazione e azoto fissazione in laguna di Venezia.

Fonte	Area	Denitrificazione (t N/a)	N-fissazione (t N/a)
ENEA, 1990	Intera laguna	2400	
Sfriso e Marcomini, 1999	Intera laguna	8100	
Thetis, 2000	Intera laguna	1100	
INOGS, 2003*	Intera laguna	2228	
Sfriso e Marcomini, 1994	Laguna centrale	11100	
Silvestri et al.; 1995	Laguna centrale	9834	22,4

\*Estrapolazione dal dato riportato alla superficie della laguna aperta agli scambi mareali (418 km<sup>2</sup>)

**Fig. 1.3** Quadro illustrativo di sintesi (t/a) per i bilanci di massa relativi all'azoto (media anni 2001-2002-2003)

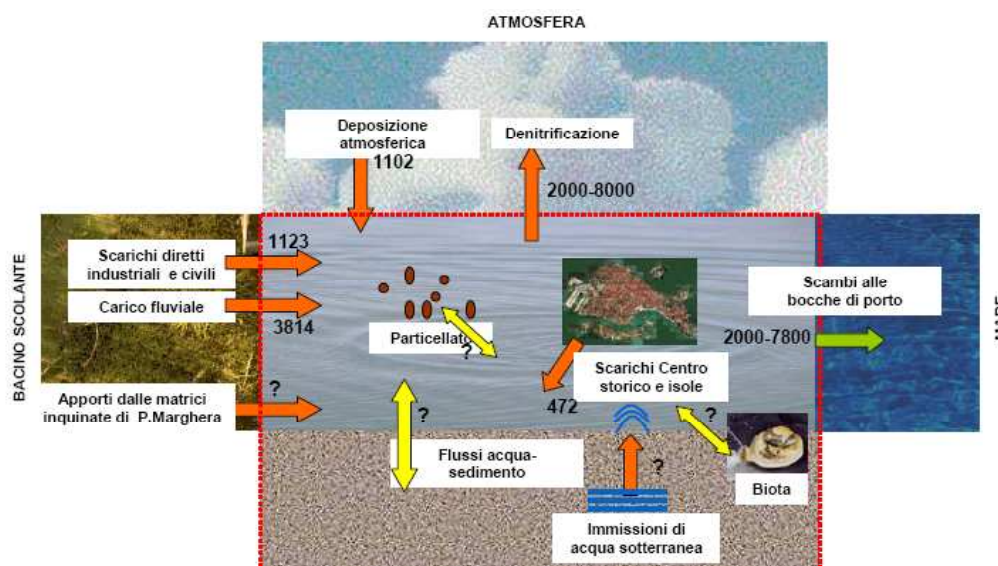
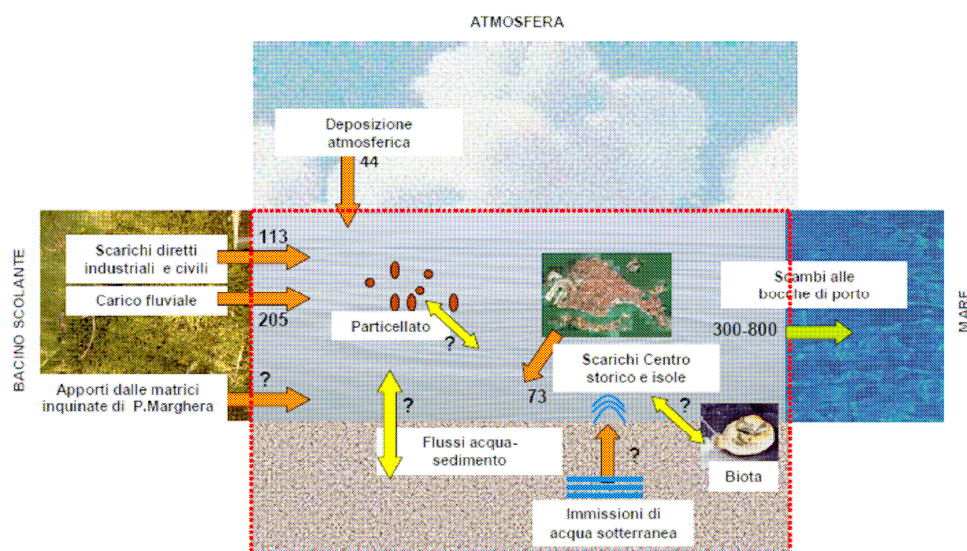


Fig. 1.4 Quadro illustrativo di sintesi (t/a) per i bilanci di massa relativi al fosforo (media anni 2001-2002-2003)



## 1.2 BILANCIO DI MASSA DEI MICROINQUINANTI ORGANICI E INORGANICI

La rete idrica del bacino scolante rappresenta una delle sorgenti di carico più importanti per la Laguna di Venezia. Tuttavia, se per i nutrienti (azoto e fosforo) essa apporta la maggior parte del carico, per i microinquinanti, la sua rilevanza è diversa a seconda del parametro considerato. Gli scarichi dei reflui degli insediamenti produttivi di Porto Marghera e le deposizioni atmosferiche possono infatti contribuire in modo significativo al carico complessivo.

Le informazioni oggi disponibili dalle varie fonti di carico non consentono comunque di disporre di una visione sinottica del quadro annuale di inquinanti che raggiungono la Laguna di Venezia. Le fonti informative per le varie componenti del carico infatti sono diverse, forniscono stime indipendenti, prodotte nell'ambito di studi eterogenei e quindi si riferiscono anche a periodi temporali diversi.

Le stime di ARPAV al 2003 confermano in generale per i diversi analiti, l'entità del carico stimato nel 1999 (Tabella 1.4) e sono state utilizzate per la composizione del quadro complessivo del carico esterno in Laguna.

**Tabella 1.4** Carico di metalli disciolti e totali stimati nell'ambito del progetto DRAIN, a confronto con il carico di metalli totali stimati da ARPAV.

Elemento	Unità Misura	Anno 1999		Anno 2003
		DRAIN		ARPAV
		disciolto	totale	totale
As	t/a	4,00	4,58	4,0
Cd	t/a	0,03	0,06	<0,02
Cr	t/a	1,01	3,49	2,5
Cu	t/a	2,53	6,55	3,3
Hg	t/a	0,01	0,02	<0,01
Ni	t/a	2,40	3,85	3,3
Pb	t/a	0,30	2,95	1,7
Zn	t/a	6,17	18,41	11,2

La stima del carico inquinante proveniente dall'atmosfera è stata eseguita a scala lagunare nell'ambito del Progetto 2023, attività A, per l'anno 1998-1999 e successivamente nell'ambito di uno studio della Provincia di Venezia del 2004 con lo scopo di valutare il contributo del fall out atmosferico nell'intorno della zona industriale di Porto Marghera e nell'ambito del monitoraggio delle deposizioni atmosferiche gestito dal MAV effettuato, allo stato attuale, in cinque stazioni lagunari.

I dati, sebbene non consentano ancora di stimare un carico a scala lagunare, sono stati elaborati al fine di evidenziare elementi di variabilità temporale e spaziale nei flussi, complementari all'analisi complessiva del quadro delle pressioni.

I confronti spaziali individuano la stazione di Fondamenta Nuove (centro storico di Venezia), come la stazione più interessata da flussi di cadmio, piombo e arsenico. Alle stazioni di Tresse e di Fusina, che rappresentano quelle più direttamente interessate dalla zona industriale, i flussi non si discostano mediamente da quelli delle altre aree lagunari.

A Fusina i flussi di mercurio risultano più alti rispetto alle altre stazioni in marzo, maggio e giugno, mentre durante il resto dell'anno e per gli altri parametri i flussi sono paragonabili a quelli delle altre aree lagunari.

A Tresse, i flussi di piombo seguono un andamento temporale simile a quello di Fondamenta Nuove, con valori solo leggermente più bassi. Un picco di zinco, rame e nichel ha invece caratterizzato questa stazione solo nel mese di dicembre.

Complessivamente, i dati più recenti a disposizione per la composizione del quadro dei flussi in ingresso in Laguna, secondo le fonti informative indicate in Tabella 1.5, sono indicati in Tabella 1.6 per i metalli e in Tabella 1.7 per i microinquinanti organici. Il peso percentuale di ciascuna componente sul carico complessivo è inoltre illustrato in Figura 1.5 e in Figura 1.6, per quei parametri per i quali l'informazione è completa.

Rispetto ai carichi massimi stabiliti dalla normativa (DM 9/2/99), particolare rilevanza assumono l'arsenico, il cadmio, il piombo e il mercurio, per i quali è fatto espressamente divieto di scarico secondo il D.M. 23/4/1999 e quindi il relativo carico massimo in Laguna dovrebbe essere teoricamente nullo.

Relativamente agli altri metalli invece non si osservano superamenti del carico massimo ammissibile.

Per la maggior parte dei metalli, la fonte predominante risulta l'apporto fluviale dal bacino scolante. Per il mercurio prevale invece il contributo della zona industriale di Porto Marghera (70%) significativo anche per nichel e zinco (33%). L'atmosfera contribuisce in modo determinante soprattutto per cadmio (61%) ma anche per piombo (41%) e zinco (36%).

Per ciò che riguarda gli organici, il confronto tra le diverse fonti può essere effettuato per l'esaclorobenzene (HCB) e per le diossine in termini di tossicità equivalente. Per queste sostanze, si ricordano le maggiori incertezze che contraddistinguono le stime. Il contributo fluviale (riferito ai valori misurati in sette campagne effettuate nell'anno 2002 in prossimità delle principali foci nella laguna) risulta secondario a quello degli scarichi di Porto Marghera o delle deposizioni atmosferiche.

**Tabella 1.5** Fonti informative per la stima del carico di inquinanti in ingresso in Laguna di Venezia.

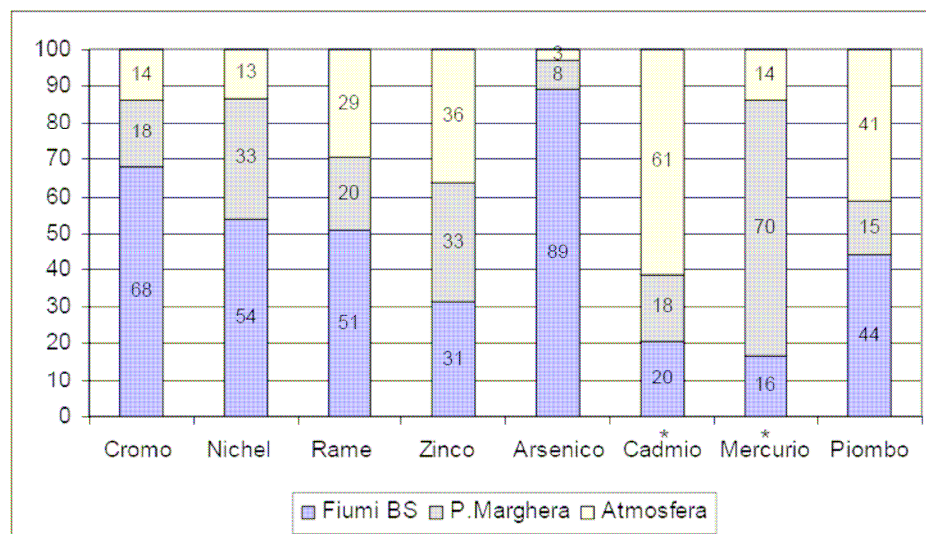
Sorgente di carico	Anno di riferimento	Fonte informativa
Rete idrica del bacino scolante	1999	Progetto Drain, MAV. CNR, 2001
Rete idrica del bacino scolante	2002-2003	ARPAV, centro di riferimento per il bacino scolante.
Scarichi diretti dagli insediamenti produttivi di Porto Marghera	2002	SAMA, 2004
Deposizione atmosferica	1998-1999	Progetto 2023, CNR-IGM, 2000a

**Tabella 1.6** Carico di metalli totali (t/a) in ingresso in Laguna e confronto con il carico massimo ammissibile stabilito dal DM 9/2/99.

Parametri	Anno 2003	Anno 2002	Anno 1998-99	Totale	CMA
	Fiumi Bacino Scolante	P.Marghera	Atmosfera		
As	4,0	0,3	0,4	4,5	-
Cd	<0,02	0,02	0,06	0,1	-
Cr	2,5	0,7	0,50	3,7	9,7
Cu	3,3	1,3	1,90	6,5	23,9
Hg	<0,01	0,1	0,01	0,1	-
Ni	3,3	2,0	0,80	6,1	25,2
Pb	1,7	0,6	1,60	3,9	-
Zn	11,2	11,7	13,00	35,9	80,0

**Fig. 1.5** Carico dei metalli in traccia: contributo percentuale delle varie componenti sul carico totale.

\* il carico deve intendersi come inferiore al valore indicato, essendo i valori misurati inferiori ai limiti di laboratorio per più del 40% dei casi<sup>1</sup>



**Tabella 1.7** Carico di microinquinanti organici (g/a) in ingresso in Laguna

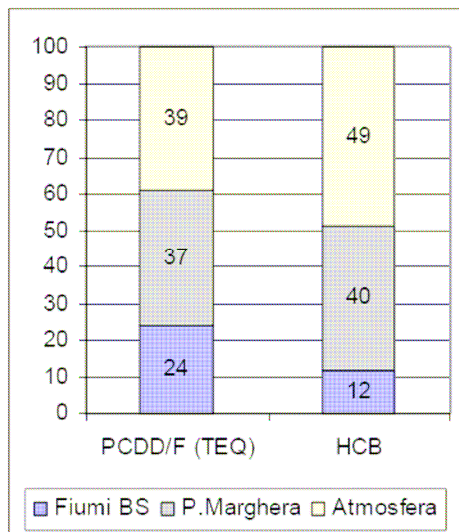
	ARPAV 2002	SAMA 2002	Atmosfera 1998-1999	TOTALE
IPA totali		90.000	120.000	
PCDD/F			10	
PCDD/F (TEQ)	0,17	0,27	0,28	0,72
PCB Aroclor 1254+1260	2.300	4.000		
PCB dioxin like			1.000	
PCB dioxin like (WHO-TE)	150	Solo coplanari 0,05		
HCB	400	1.400	1.700	3.500

<sup>1</sup> Per il Mercurio, Bloom et Al. , 2004, indicano in 13,2 kg/a la componente in ingresso dal Bacino scolante, in 36 kg/a la componente proveniente dalla Zona industriale e in 9,4 kg/a quella dovuta alla deposizione atmosferica.



**Fig. 1.6** Carico di diossine e HCB. Contributo percentuale delle varie componenti sul carico totale.

Nota: I carichi fluviali di diossine ed esaclorobenzene si riferiscono a valori misurati in sette campagne effettuate nell'anno 2002 in prossimità delle principali foci nella laguna



Di interesse per completare il quadro complessivo dei flussi, sebbene attualmente non vi siano ancora informazioni di carattere quantitativo, è il possibile ruolo del flusso delle acque sotterranee nella zona sommersa della fascia costiera in differenti aree della Laguna di Venezia. La tematica è stata oggetto di alcuni studi (Rapaglia, 2005, Pereira Dantas, 2005) che hanno sottolineato l'importanza delle acque sotterranee come mezzo di trasporto e diffusione degli inquinanti e nutrienti provenienti dall'entroterra. È noto infatti che la Laguna siede su una serie di nove strati acquiferi con uno spessore di circa 1000 metri. Anche se la maggior parte di questi strati acquiferi è troppo profonda per interessare la Laguna, ci sono prove che suggeriscono che quelli superiori intersecano l'interfaccia laguna/sedimento nella parte centro settentrionale. Le sorgenti di acqua sotterranea sarebbero alimentate dagli strati acquiferi più profondi e confinati, riforniti dall'acqua che entra nel sistema attraverso la zona dolomitica. Gli studi sono stati eseguiti in particolare presso l'Isola della Cura (Laguna Nord) e Fusina, evidenziando un flusso medio di 30 cm/giorno (equivalente a circa 50 000 m<sup>3</sup>/anno per un'area di 150 km<sup>2</sup>) e 6 cm/giorno rispettivamente, con concentrazioni di ammoniaca da 2 a 8 volte e da 10 a 30 volte superiore rispetto a quelle delle acque lagunari (Rapaglia, 2005; Pereira Dantas, 2005), suggerendo così il possibile ruolo dell'acqua sotterranea di veicolo anche di microinquinanti.

Inoltre, mancano ancora informazioni quantitative e accurate sugli apporti provenienti dalle matrici inquinate di Porto Marghera. Esiste a questo proposito una sostanziale carenza informativa sul ruolo di suoli, sedimenti e falde dell'area di Porto Marghera nel trasferire l'inquinamento dalla terraferma alla Laguna. La possibilità di trasferimento degli inquinanti dall'area di Porto Marghera alla Laguna non si limita esclusivamente agli apporti dalle acque reflue degli scarichi degli insediamenti produttivi sopra considerati ma a molteplici altri fattori tutti riconducibili allo stato generale di contaminazione delle diverse matrici ambientali che caratterizzano l'area.

Per quanto riguarda infine il ricambio mareale, esso costituisce una possibilità di export di inquinanti immessi in Laguna dalle varie fonti di carico sopra considerate.

Ad oggi non sono note stime quantitative dei flussi di scambio di metalli o microinquinanti organici tra la Laguna e il Mare Adriatico. Alcune indagini eseguite recentemente alle bocche di porto di Lido e Malamocco (Campesan et al., 2005) consentono solo di fornire alcune valutazioni preliminari sulla direzione prevalente dei flussi. Da questo studio emerge come i microinquinanti organici siano generalmente in uscita al Lido e in misura minore a Malamocco, mentre alcuni metalli in traccia (cadmio, nichel, ferro, rame e mercurio) sono in uscita a Malamocco nella frazione sospesa, mentre al Lido non sono stati evidenziati trend chiari.

La mancanza di stime quantitative a scala lagunare dei carichi interni e dei flussi di scambio alle bocche, nonché di ulteriori elementi conoscitivi per il completamento/aggiornamento delle informazioni su alcune componenti dei carichi esterni, non permette dunque la chiusura dei bilanci di massa a scala lagunare.

## 2 ACQUA

A livello europeo, è la Direttiva quadro sulle Acque, 2000/60/CE a costituire il principale riferimento normativo per ciò che concerne in particolare la matrice acqua.

La direttiva fornisce un quadro comunitario per la protezione delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, delle acque costiere e sotterranee che assicuri la prevenzione e la riduzione dell'inquinamento, agevoli l'utilizzo idrico sostenibile, protegga l'ambiente, migliori le condizioni degli ecosistemi acquatici e mitighi gli effetti delle inondazioni e della siccità.

A livello di legislazione italiana, il recente decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 “Norme in materia ambientale” si pone come nuovo testo unico per molteplici tematiche ambientali (VIA-VAS, suoli, acque, aria, rifiuti e bonifiche, danno ambientale). Il decreto ridefinisce gli obiettivi di qualità ambientale e gli obiettivi da raggiungere in relazione a specifici utilizzi della risorsa.

L'obiettivo di qualità ambientale è definito «in funzione della capacità dei corpi idrici di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di supportare comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate».

Per i corpi idrici superficiali lo stato ambientale è definito sulla base dello stato ecologico e dello stato chimico del corpo idrico. Per le acque di transizione, le indicazioni recepiscono in toto quelle riportate nella direttiva europea sulle acque (2000/60/CE).

Il decreto stabilisce nuovi standard di qualità delle acque da raggiungere entro il 2008 che sostituiscono quelli stabiliti dal decreto ministeriale n. 367 del 2003 finora in vigore. Nella nuova formulazione non vi è alcuna distinzione, presente invece nel decreto del 2003, tra acque dolci e acque lagunari e marine, uniformando i limiti per tutte le acque superficiali.

Tuttavia, il bacino meridionale della laguna di Venezia è stato inserita come sito di intercalibrazione per le acque di transizione, in un gruppo di lavoro internazionale che ha il compito di stabilire un approccio comune per definire il “buono stato ecologico”, e armonizzare i criteri di calcolo degli Ecological Quality Ratios (EQR) e stabilire scale di EQR comparabili fra i paesi membri dell'Unione Europea.

L'applicabilità degli standard di qualità alla Laguna di Venezia, deve essere valutata nel contesto della Legislazione speciale per Venezia e in particolare, per le acque, nel contesto del DM 23/4/98 “Requisiti di qualità delle acque e caratteristiche degli impianti di depurazione per la tutela della Laguna di Venezia” (noto come Decreto Ronchi-Costa) che stabilisce gli obiettivi di qualità per le acque della Laguna e del Bacino scolante «per assicurare la protezione della vita acquatica e la possibilità di esercitare nella laguna tutte le attività legittime quali la pesca, la molluschicoltura e la balneazione».

Per ciò che riguarda la matrice acqua pertanto, si riportano in Tabella 2.1 i limiti di qualità previsti dal DMA 23/04/1998, e in Tabella 2.2, una visione comparata dei limiti per quelle sostanze per le quali esiste sia un obiettivo specifico per la Laguna di Venezia (DM 23/4/98) sia lo standard del decreto n. 152/2006 valido a livello nazionale. Vista la recentissima introduzione di questa norma, si ritiene utile presentare anche gli standard del precedente decreto (367/2003) che negli ultimi anni avevano costituito il riferimento legislativo nazionale.

A seguito del Decreto Ronchi-Costa, il Magistrato alle Acque e la Regione del Veneto hanno iniziato un'attività di monitoraggio finalizzata alla verifica degli obiettivi di qualità previsti dal Decreto stesso e si è cominciato ad avere una misurazione sistematica dei parametri chimico-fisici e dei contaminanti organici e inorganici nella Laguna di Venezia e nel bacino scolante.

I parametri fisico-chimici, in particolare salinità, temperatura, ph, torbidità e ossigeno disciolto sono quelli che da più tempo vengono monitorati dalla sezione Antinquinamento del Magistrato alle Acque su tutta la laguna.

La temperatura e la salinità sono due parametri fondamentali che permettono di descrivere i fenomeni di dispersione in laguna.

In generale la salinità è maggiore in prossimità delle bocche di porto, maggiormente influenzate dagli scambi col mare adriatico con dei valori anche superiori a 36‰ e diminuisce gradualmente verso le aree situate a ridosso della gronda lagunare che sono influenzate dagli apporti di acqua dolce dei fiumi fino a raggiungere valori anche inferiori a 10 ‰. Sul piano della localizzazione geografica, i valori minori si trovano nella laguna

settentrionale, dove gli apporti di acqua dolce sono più importanti, mentre la variabilità stagionale è caratterizzata da un aumento di salinità in estate, dovuta alla variazione stagionale della portata dei fiumi e alla maggiore evaporazione causata dall'aumento di temperatura.

La salinità media della laguna di Venezia è pari a circa 30 ‰, ma è evidente che la distribuzione di questo parametro varia con le maree, le stagioni e gli apporti climatici.

La temperatura, invece è generalmente inversamente proporzionale alla salinità da febbraio e settembre e direttamente proporzionale il resto dell'anno. La temperatura dell'acqua della laguna è dipendente dalla temperatura dell'aria, mentre generalmente è inferiore alla temperatura del mare in inverno e superiore in estate.

Occorre, anche, ricordare che esiste un inquinamento termico delle acque della laguna nell'area di Porto Marghera, dovuto alle acque di raffreddamento delle centrali termiche e degli impianti industriali che scaricano in laguna.

**Tabella 2.1** Obiettivi di qualità specifici per la Laguna di Venezia (DMA 23/04/98)

analita(C <sub>D</sub> , µg/L)	obiettivo		
	fiume bacino scolante		laguna
	Guida	Imperativo	Guida
temperatura °C		□ T* < 3 °C	
BOD5	4000	2800	2000
<i>inorganici</i>			
azoto disc tot(TDN)	400	350	200
fosforo disc. tot. (TDP)	30	25	10
cloro residuo (HClO)	1,0	1,0	0,5
fluoruri**	250	400-1300	
cianuri	1,0	0,1	0,03
<i>metalli</i>			
alluminio	40	5	1
antimonio	1,0	0,6	0,2
argento	0,003	0,003	0,0003
arsenico(DT)	0,9	1,6	1,2
boro**	18	1500-4500	
berillio	0,0002	0,002	0,0002
cadmio	0,01	0,03	0,01
cobalto	0,1	0,1	0,02
cromo(DT)	0,2	0,7	0,2
ferro	40	8	0,2
manganese	8	8	0,2
mercurio	0,005	0,003	0,001
molibdeno**	0,5	-	4-10
nichel	0,5	1,5	0,3
piombo	0,03	0,15	0,03
rame	0,5	1,5	0,3
selenio	0,1	0,5	0,15
vanadio	1,0	2,0	1,6
zinco	0,6	1,5	0,3
<i>tensioattivi</i>			
anionici	1,0	5,0	1,0
non ionici	1,0	5,0	1,0
<i>fenoli</i>			
fenoli tot.	1,0	5,0	1,0
diclorofenoli	0,1	0,4	0,1
pentaclorofenolo	0,03	0,3	0,03
<i>solventi organici alogenati</i>			
Σ composti	1,0	6	1,0

tetraclorometano		0,25	
cloroformio		5,7	
1, 2 dicloroetano		0,4	-
tricloroetilene		2,7	
tetracloroetilene		0,8	
triclorobenzene		0,5	
esaclorobutadiene		0,1	
tetraclorobenzene		0,1	
pentaclorobenzene	0,003	0,03	0,003
<i>composti organici aromatici</i>			
Σ composti	0,1	2,0	0,1
benzene	0,1	1,2	0,1
toluene	0,1	2,0	0,1
xileni	0,1	1,0	0,1
policlorobifenili		0,00004	
<i>idrocarburi policiclici aromatici</i>			
Σ IPA		0,06	
benzo(a)antracene		0,003	
benzo(a)pirene		0,003	
benzo(b)fluorantene		0,003	
benzo(k)fluorantene		0,003	
benzo(ghi)perilene		0,003	
crisene		0,003	
dibenzo(a,h)antracene		0,003	
indeno(1,2,3-cd)pirene		0,003	
<i>pesticidi organoclorurati</i>			
aldrin		0,0001	
dieldrin		0,0001	
endrin		0,002	
clordano		0,0006	
DDT(totale)		0,0001	
eptacloro		0,0001	
endosulfano		0,009	
Esaclorocicloesano (a+b+g)		0,001	
esaclorobenzene		0,0008	
<i>pesticidi organofosforici</i>			
□□ composti	0,01	0,1	0,01
azinfos-metile		0,01	
clorpirifos		0,006	
malathion		0,1	
parathion-etil		0,04	
demeton		0,1	
<i>erbicidi e assimilabili</i>			
Σ composti	0,005	0,05	0,005
singoli		0,01	
diossine(TCDD equiv)		1,3*10 <sup>-8</sup>	
2,3,7,8 TCDD		1,3*10 <sup>-8</sup>	
tributilstagno	0,01	0,1	0,01

\* La temperatura del recettore a m 100 a valle dello scarico non deve superare di 3°C quella delle acque in assenza dello scarico

\*\* Il livello in laguna è funzione della salinità

**Tabella 2.2** Confronto tra standard di qualità nazionali (decreto 367/2003, 152/2006) e gli obiettivi di qualità del DM 23/4/98 per la Laguna, per i parametri per cui è possibile il confronto. Il valore oggi applicabile alla Laguna è pari al limite più restrittivo, ovvero a quello del Decreto Ronchi Costa.

Parametro (C <sub>D</sub> , µg/L)	Decreto 367/2003		DMA 23/04/1998		D.lgs 152/2006
	2008	2015	Imperativo	Guida	
arsenico(DT)	1.6	1.4	1,6	1,2	10
cadmio	0.2	0.03	0,03	0,01	
cromo(DT)	0.03	0.003	0,7	0,2	
mercurio	0.7	0.5	0,003	0,001	
nichel	1.5	0.6	1,5	0,3	
piombo	0.15	0.06	0,15	0,03	
pentaclorofenolo	0.1	0.01	0,3	0,03	0.4
<i>solventi organici alogenati</i>					
tetraclorometano	0.7		0,25		12
cloroformio	0.1	0.01	5,7		12
1, 2 dicloroetano	0.4	0.1	0,4	-	10
tricloroetilene	1		2,7		10
tetracloroetilene	1		0,8		10
triclorobenzene	0.05	0.005	0,5		0.4
pentaclorobenzene	0.03	0.003	0,03	0,003	
<i>composti organici aromatici</i>					
benzene	0.25	0.01	1,2	0,1	1
toluene	0.5	0.1	2,0	0,1	
xilene	0.5	0.1	1,0	0,1	
policlorobifenili	0.00006		0,00004		
<i>idrocarburi policiclici aromatici</i>					
Σ IPA	0.015	0.005	0,06		0.2
benzo(a)pirene	0.003	0.001	0,003		
benzo(b)fluorantene	0.003	0.001	0,003		
benzo(k)fluorantene	0.003	0.001	0,003		
benzo(ghi)perilene	0.003	0.001	0,003		
indeno(1,2,3-cd)pirene	0.003	0.001	0,003		
<i>pesticidi organoclorurati</i>					
aldrin	0.0001	0.00005	0,0001		0.1
dieldrin	0.0001	0.00005	0,0001		0.1
endrin	0.0006	0.00006	0,002		0.1
clordano	0.0006	0.00006	0,0006		
DDT(totale)	0.0002	0.00002	0,0001		
eptacloro	0.0001	0.00001	0,0001		
endosulfano	0.0001	0.00001	0,009		0.1
Esaclorocicloesano (a+b+g)			0,001		0.1
esaclorobenzene	0.0003		0,0008		0.1
<i>pesticidi organofosforici</i>					
azinfos-metile	0.01	0.001	0,01		
clorpirifos	0.001	0.0001	0,006		0.1
malathion	0.01	0.001	0,1		
parathion-etil	0.01	0.001	0,04		
demeton	0.1	0.01	0,1		

## 2.1 STATO TROFICO

Il degrado della qualità dell'acqua della laguna di Venezia, per quanto attiene agli aspetti relativi allo stato trofico (nutrienti, clorofilla, ossigeno disciolto, ...), si è manifestato progressivamente a partire dal primo dopoguerra a seguito dell'incremento di scarichi di origine industriale e dell'impiego di fertilizzanti in agricoltura.

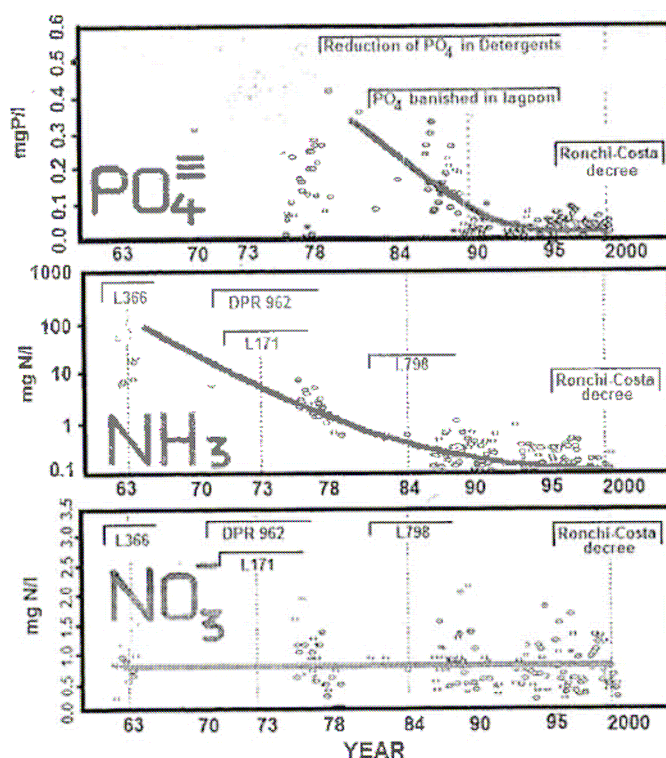
I fenomeni di proliferazione delle macroalghe verificatisi negli anni '80 hanno portato velocemente al degrado della qualità dell'acqua. Nel periodo 1987-1992 si verificò una abnorme proliferazione di macroalghe con conseguenti crisi anossiche locali ed emissione di sostanze nocive a seguito dei processi di degradazione delle biomasse, ad uno stato di eutrofia delle acque al cui mantenimento concorreva il rilascio di nutrienti dai sedimenti e la massa organica di origine algale, al continuo incremento della sostanza organica e dei nutrienti nel sedimento.

Dall'inizio degli anni '90 si è registrata una rapida regressione della crescita delle macroalghe e ciò ha portato ad una graduale scomparsa dei fenomeni distrofici. I parametri fisico-chimici e chimici delle acque sono dunque tornati a condizioni più normali.

Esistono alcune serie storiche di dati di qualità delle acque che consentono di tracciare una sorta di evoluzione del sistema e di descrivere la regressione dell'impatto di degrado della qualità delle acque che si era presentato nel corso degli anni '80. (cfr fig. 2.1)

Un'analisi statistica dei dati storici disponibili per i canali della laguna centrale nel periodo 1987-98, realizzata dal Consorzio Venezia Nuova (CVN, 1999a), ha evidenziato, tra l'altro, alcuni aspetti della dinamica temporale dei nutrienti e della clorofilla, (cfr. Tabella 2.3)

**Figura 2.1:** Concentrazioni di  $PO_4$ ,  $NH_3$  e  $NO_3$  in Laguna di Venezia dalla metà degli anni 60 fino al 2000 (A. Zirino, 2005)



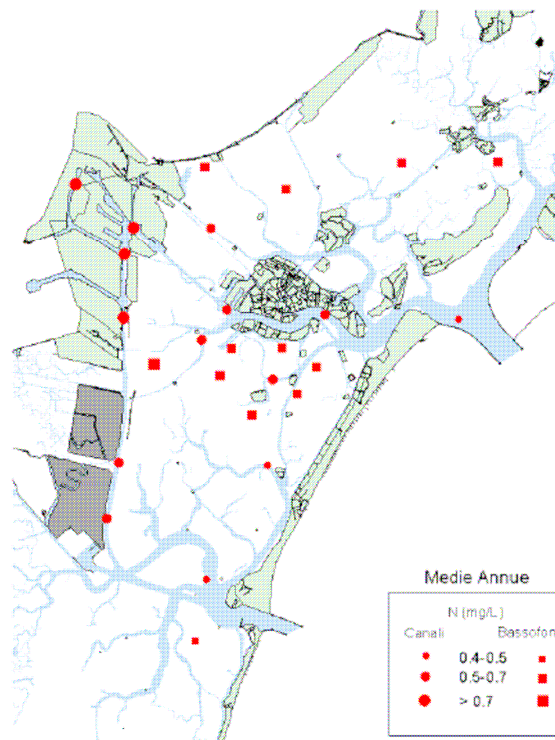
**Tabella 2.3:** Valori medi annui per la biomassa macroalgale ed i parametri di qualità dell’acqua in quattro stazioni della laguna centrale: confronto tra i valori misurati all’inizio e alla fine degli anni ’90. Progetto “Orizzonte 2023” – Attività D, Relazione di sintesi (modificato)

Stazione	Anno	biomassa	ossigeno	Chl a	PO4--	NH4+	NO2-	NO3-
		g/m <sup>2</sup>	%	%	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
Alberoni	90-91	625	157	1.60	60,8	132,84	28,06	446,4
	98-99	2091	140	0.94	43,7	72,18	40,02	719,2
S.Sessola	90-91	988	144	2.4	87,4	163,08	45,54	483,6
	98-99	53	138	1.59	62,7	158,58	61,18	861,8
San Giuliano	90-91	1874	131	10.27	287,85	239,22	82,8	694,4
	98-99	2	117	1.33	86,45	343,62	103,96	1221,4
Fusina	92 (Apr-Dic)	0	139	9.13	152,95	368,64	100,74	1605,18
	98-99 (Apr-Dic)	0	116	1.59	103,55	224,46	70,84	1364

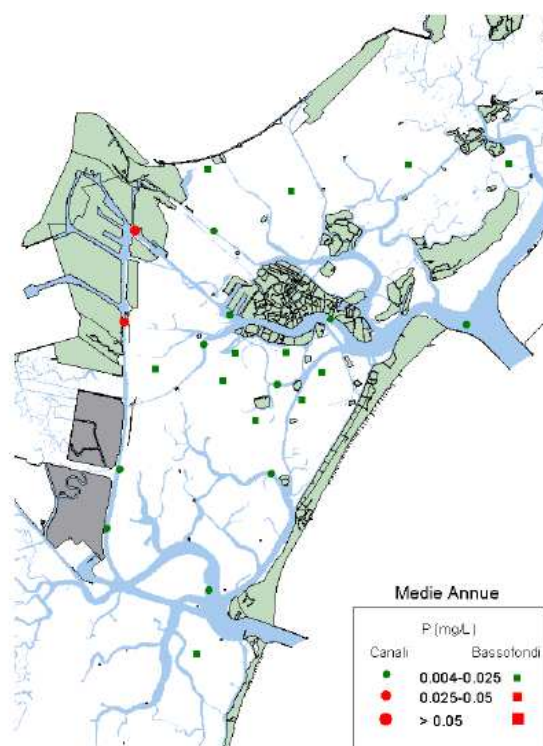
All’interno del programma MELa3, sono state studiate in maniera più dettagliata l’evoluzione tendenziale dei principali macrodescrittori e la loro dinamica stagionale tipica usando anche i dati raccolti nel periodo 1995-1999 nell’ambito degli “Interventi per l’arresto del degrado connesso alla proliferazione delle macroalghe nella Laguna di Venezia”. In questo modo hanno potuto usare per tutti i macrodescrittori, eccetto la clorofilla a, serie storiche decennali.

Nelle figure che seguono sono riportati i valori medi annui di azoto e fosforo disciolti per le stazioni di canale e di bassofondo della laguna centrale raccolti negli anni ‘90. Va tenuto presente che i dati utilizzati consentono di quantificare l’azoto totale inorganico disciolto e il fosforo inorganico disciolto. Tutte le stazioni, di canale e di bassofondo, presentano valori medi annuali superiori al limite imperativo per l’azoto (0.35 mg/l). Per quanto riguarda il fosforo invece la laguna centrale risulta all’interno dell’obiettivo di qualità imperativo, ad eccezione dei canali della Zona Industriale.

**Fig. 2.2** Azoto inorganico disciolto nella laguna centrale (medie annue periodo 97-99): in rosso le stazioni che superano l’obiettivo di qualità. (Fonte: Orizzonte 2023 – Attività F - Rapporto sullo stato attuale dell’ecosistema lagunare veneziano)



**Fig. 2.3** Fosforo inorganico disciolto nella laguna centrale (medie annue medie annue periodo 97-99): in rosso le stazioni che superano l'obiettivo di qualità. (Fonte: Orizzonte 2023 – Attività F - Rapporto sullo stato attuale dell'ecosistema lagunare veneziano)



Nella tabella che segue vengono riportati, invece, i valori medi dei principali macrodescrittori nel quinquennio 2001-2005 per le stazioni comuni ai programmi MELa1 e MELa3

**Tabella 2.4:** valori medi e mediani, campo di variazione e deviazione standard dei principali macrodescrittori nel quinquennio 2001-2005

Parametro	Anno	Media	Mediana	Min	Max	Dev. St.
Azoto Ammoniacale NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [µg/l]	2001	75,3	41,1	0,5	431,5	79,5
	2002	97,2	71,9	0,5	516,3	91,2
	2003	57,4	30,7	1,2	250,0	61,0
	2004	106,3	82,0	3,3	410,0	81,7
	2005	101,7	95,0	3,8	320,0	59,7
	2001-2005	87,4	70,0	0,5	516,3	77,8
Azoto ossidato totale Nox [µg/l]	2001	293,0	265,5	17	1402,7	205,6
	2002	332,3	273,7	3,2	1478,3	243,5
	2003	285,2	196,0	5,5	2047,6	313,4
	2004	375,1	250,0	3	2900,0	435,3
	2005	264,0	220,0	7	2200,0	247,5
	2001-2005	309,9	245,7	3	2900,0	301,9
Fosforo reattivo PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> [µg/l]	2001	12,3	6,8	0,3	70,9	13,9
	2002	13,8	10,7	2,1	76,3	10,7
	2003	8,6	5,5	1	48,0	8,3
	2004	8,0	3,2	0,8	80,0	11,4
	2005	7,2	4,0	1	40,0	7,5
	2001-2005	10,0	6,1	0,3	80,0	10,9



Parametro	Anno	Media	Mediana	Min	Max	Dev. St.
Clorofilla a [ $\mu\text{g/l}$ ]	2001	9,4	3,6	0,1	60,9	12,9
	2002	19,4	5,0	0,5	290,0	37,0
	2003	4,8	2,0	0	61,4	7,2
	2004	3,7	2,2	0,3	36,5	4,4
	2005	2,1	1,3	0,1	22,0	2,5
	2001-2005	8,0	2,4	0	290,0	19,3
Azoto totale disciolto TDN [ $\mu\text{g/l}$ ] <sup>2</sup>	2001	580,1	532,4	126	1584,9	255,9
	2002	529,6	449,6	30,1	2249,8	362,4
	2003	523,6	440,0	170	2300,0	334,1
	2004	650,1	520,0	145	4200,0	512,9
	2005	533,8	480,0	159,5	3400,0	283,4
	2001-2005	562,3	480,3	30,1	4200,0	363,4
Fosforo totale disciolto TDP [ $\mu\text{g/l}$ ]	2001	32,2	28,9	4,5	124,2	22,1
	2002	27,6	24,3	6,4	88,8	15,7
	2003	29,3	28,0	5,7	78,3	13,5
	2004	19,3	16,8	6,9	120,0	11,6
	2005	14,0	12,0	4,2	48,0	8,0
	2001-2005	24,6	20,3	4,2	124,2	16,3

Lo stato trofico delle acque lagunari sembra essere generalmente migliorato nel corso dell'ultimo decennio. Per quanto riguarda l'ottemperanza dei valori limite previsti dal decreto Ronchi-Costa, in riferimento ai valori imperativi da esso previsti, si ha un generale superamento dei valori limite per quanto riguarda l'azoto (TDN=350  $\mu\text{g/l}$ ) mentre la situazione è decisamente migliore per quanto riguarda il fosforo i valori rientrano o sono molto vicine al limite imperativo (TDP = 25  $\mu\text{g/l}$ ). Inoltre si può osservare la diminuzione della concentrazione di azoto ammoniacale, la stazionarietà della concentrazione di azoto nitrico nei canali lagunari (mentre nelle zone di bassofondo la sua disponibilità è aumentata a causa del minore consumo biologico da parte delle macroalghe), la diminuzione del fosforo ortofosfato.

Relativamente all'ossigenazione delle acque va rilevato che non si sono più verificati i fenomeni di anossia diffusi durante gli anni '80 a causa della enorme proliferazione di macroalghe.

## 2.2 MICROINQUINANTI INORGANICI

La rete di monitoraggio MELa rappresenta la principale fonte informativa per la conoscenza della qualità delle acque lagunari dal punto di vista della contaminazione da metalli disciolti.

Il monitoraggio, istituito dal Magistrato alle Acque attraverso il suo concessionario, il Consorzio Venezia Nuova, è stato avviato dal settembre 2000 (nell'ambito del progetto MELa 1) ed è proseguito fino a dicembre 2005 nell'ambito del Progetto MELa3. Il monitoraggio si caratterizza come la prima esperienza di indagine sistematica pluriennale e a scala lagunare, al di là di studi specifici prima effettuati in diversi contesti di ricerca, su aree limitate e obiettivi diversi.

La rete di monitoraggio per la raccolta di campioni destinati alle analisi sui metalli ha subito alcune modifiche nel corso del tempo. Il Progetto MELa 1 interessava inizialmente 13 stazioni di campionamento dei metalli (settembre 2000-dicembre -2002) divenute poi 30 nel 2003. Nell'ambito del successivo MELa3, la precedente rete di stazioni è stata successivamente ridotta da 30 a 23 stazioni, aggiungendo rispetto alla precedente 3 nuovi punti di campionamento: zona industriale di Porto Marghera (Canale Industriale Nord), Centro Storico

<sup>2</sup> TDN: Azoto totale disciolto: somma di azoto ammoniacale, azoto nitroso, azoto nitrico e azoto organico disciolto

di Venezia (Canal Grande) e Fondamenta Nuove, per migliorare il punto di osservazione dell'effetto di fonti puntiformi di inquinamento sulla qualità delle acque.

La rete SAMA, operativa dal 1999, è orientata principalmente al controllo della qualità delle acque lagunari in prossimità delle sorgenti di inquinamento industriale e urbano. Nella fase iniziale sono state individuate 12 stazioni di misura e campionamento, divenute poi 16 a partire dal gennaio 2001. La maggior parte delle stazioni, localizzate tutte in aree di canale, è ubicata in vicinanza delle sorgenti di inquinamento di tipo urbano e industriale (Porto Marghera, Venezia, Chioggia, Lido, Pellestrina, Murano, Burano). Tre stazioni sono posizionate a maggior distanza dalle sorgenti puntiformi (Canale Perognola e Fondi Sette Morti in laguna sud e Canale di S. Felice in Area delle Saline in laguna Nord), con lo scopo di valutare le differenze nella qualità delle acque rispetto alle stazioni più direttamente interessate dagli scarichi. Le campagne di monitoraggio vengono eseguite ogni quattro settimane.

La concentrazione disciolta totale indica il livello di contaminazione complessivo della matrice acqua, anche se non fornisce informazioni sulla reale biodisponibilità delle concentrazioni, che è invece strettamente dipendente dalla speciazione, ovvero dalla forma chimica in cui si trova il metallo.

Le rilevazioni mensili dei metalli totali disciolti a scala lagunare sono risultati nel complesso difficilmente interpretabili, variabili di anno in anno e a seconda del metallo considerato.

E' possibile osservare la presenza di evidenti differenze interannuali nella tipologia degli andamenti stagionali, che non rendono possibile identificare la presenza di un andamento stagionale chiaro, né generalmente ricorsivo o comune ai diversi metalli.

Alla variabilità stagionale si sovrappone poi una variabilità interannuale, che più propriamente è possibile esaminare elaborando i dati relativi alle sole 9 stazioni lagunari comuni a tutti i quattro anni di monitoraggio.

Per ciò che riguarda la distribuzione nei quattro sottobacini, il bacino centro nord, relativo alla fascia lagunare comprendente le sorgenti di carico da Porto Marghera e dalla città di Venezia, risente di un più alto grado di contaminazione, per cadmio, piombo, zinco e mercurio.

Cadmio, piombo e zinco mostrano un andamento simile, per cui è possibile riconoscere il più basso grado di contaminazione nei sottobacini meridionale e settentrionale, uno stato di contaminazione intermedio nel bacino centrale e uno stato più elevato nel bacino centro-settentrionale.

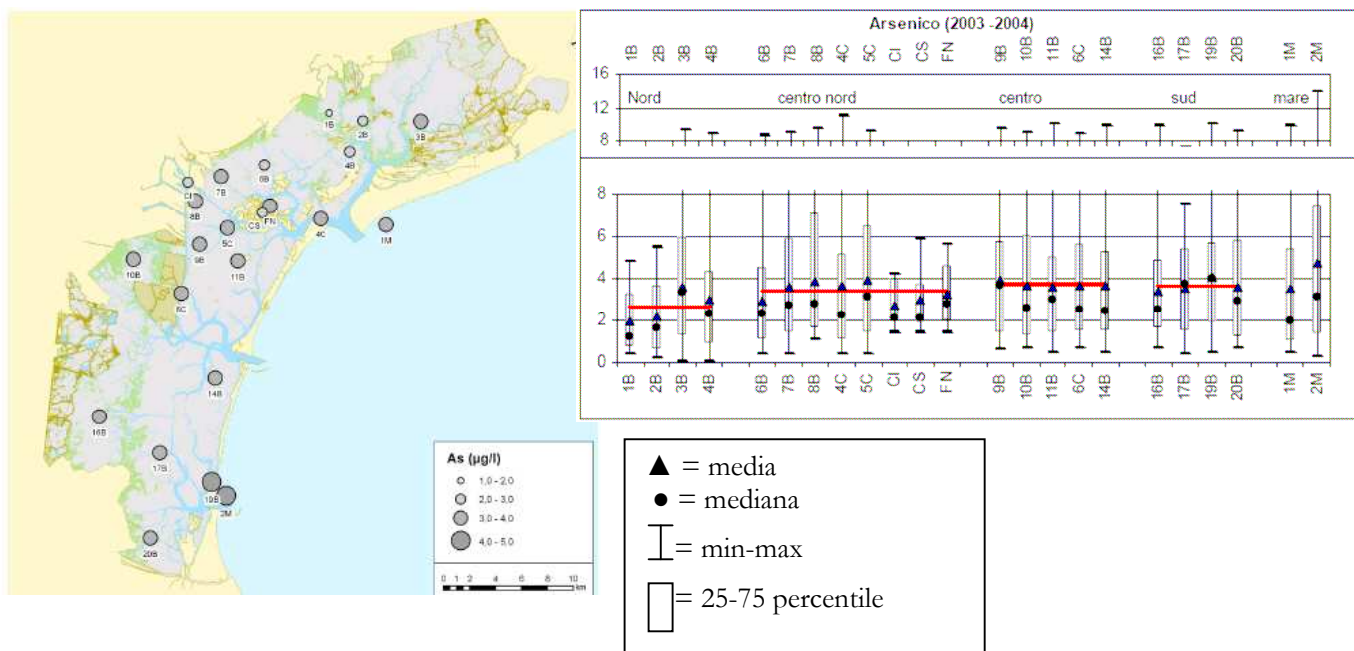
Per il mercurio la distinzione è meno evidente, anche se comunque il bacino centro nord evidenzia concentrazioni medie superiori al resto della Laguna.

Per ciò che riguarda arsenico, rame e nichel il grado di contaminazione più elevato si riscontra invece verso il bacino centrale o meridionale, mentre il bacino settentrionale risulta mediamente meno contaminato, in particolare per le stazioni 1B e 2B. Il range di variazione di questi parametri è però meno ampio di quello dei metalli sopra considerati, evidenziando una situazione di maggiore omogeneità spaziale.

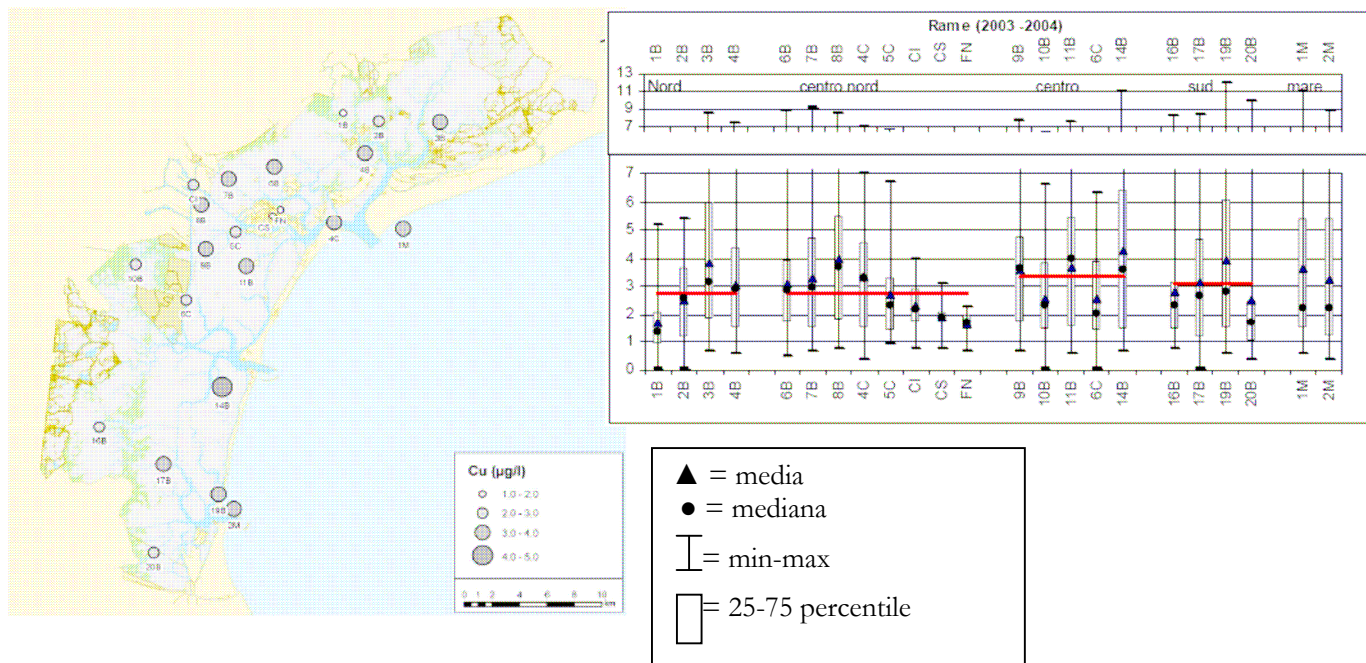
Per il cromo la distribuzione, ancora più omogenea, non consente di individuare differenze significative tra sottobacini, anche se mediamente le concentrazioni di cromo sono più elevate nel bacino meridionale rispetto al resto della Laguna.

In generale in quasi tutta la laguna, la concentrazione dei microinquinanti inorganici risulta al di sopra dei limiti di legge come si può vedere nelle figure che seguono.

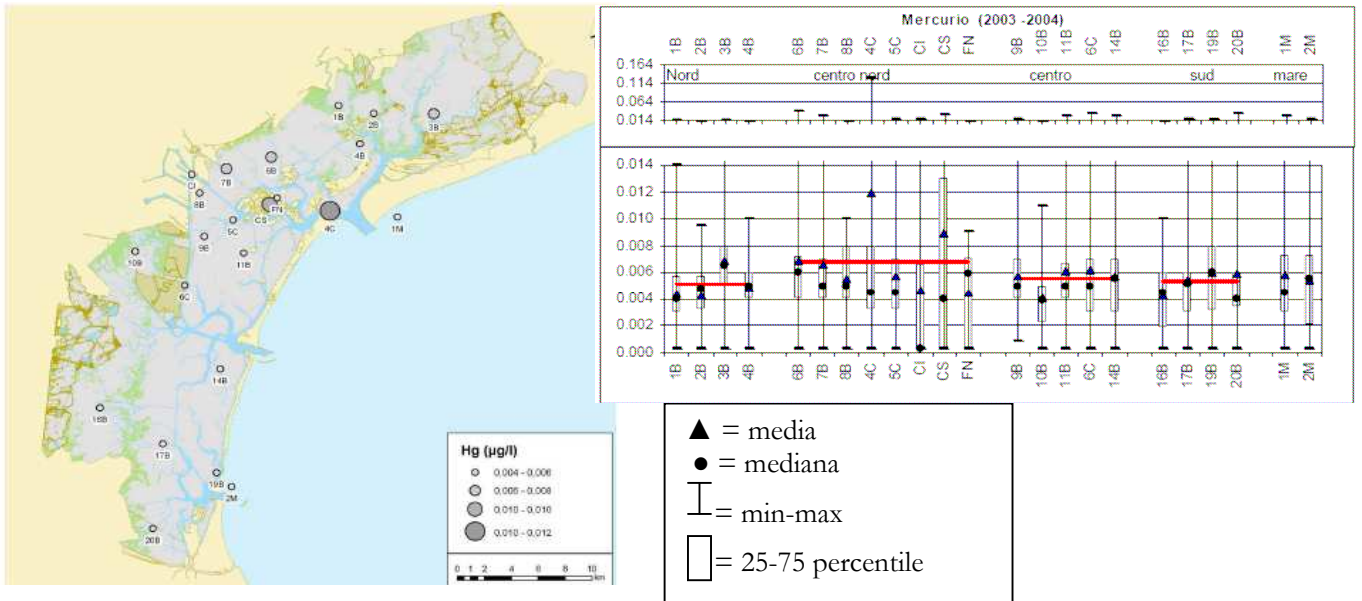
**Fig. 2.4:** Mappa di distribuzione di As in Laguna. Medie biennio 2003-2004. Nel grafico è indicata anche la media per sottobacino. Obiettivo di qualità: 1,2 µg/l (Fonte: MAV progetto DPSIR)



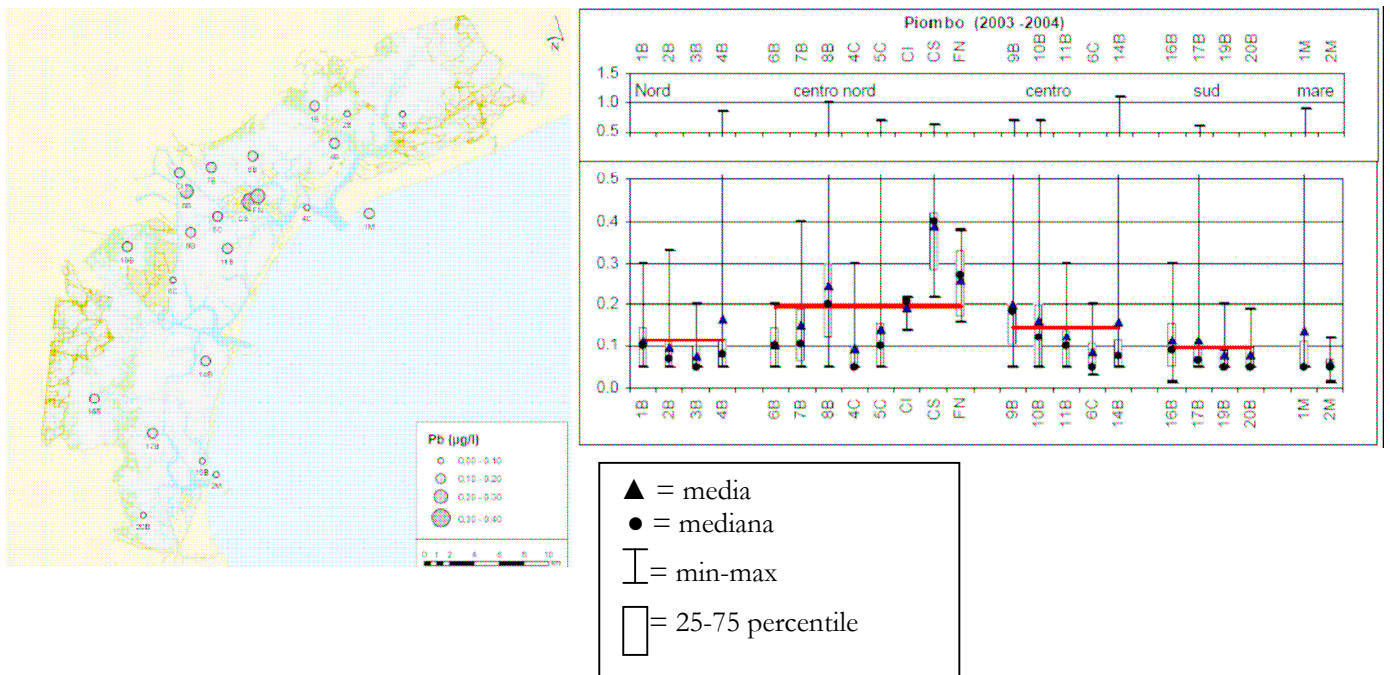
**Fig. 2.5:** Mappa di distribuzione di Cu in Laguna. Medie biennio 2003-2004. Nel grafico è indicata anche la media per sottobacino. Obiettivo di qualità: 0,3 µg/l. (Fonte: MAV progetto DPSIR)



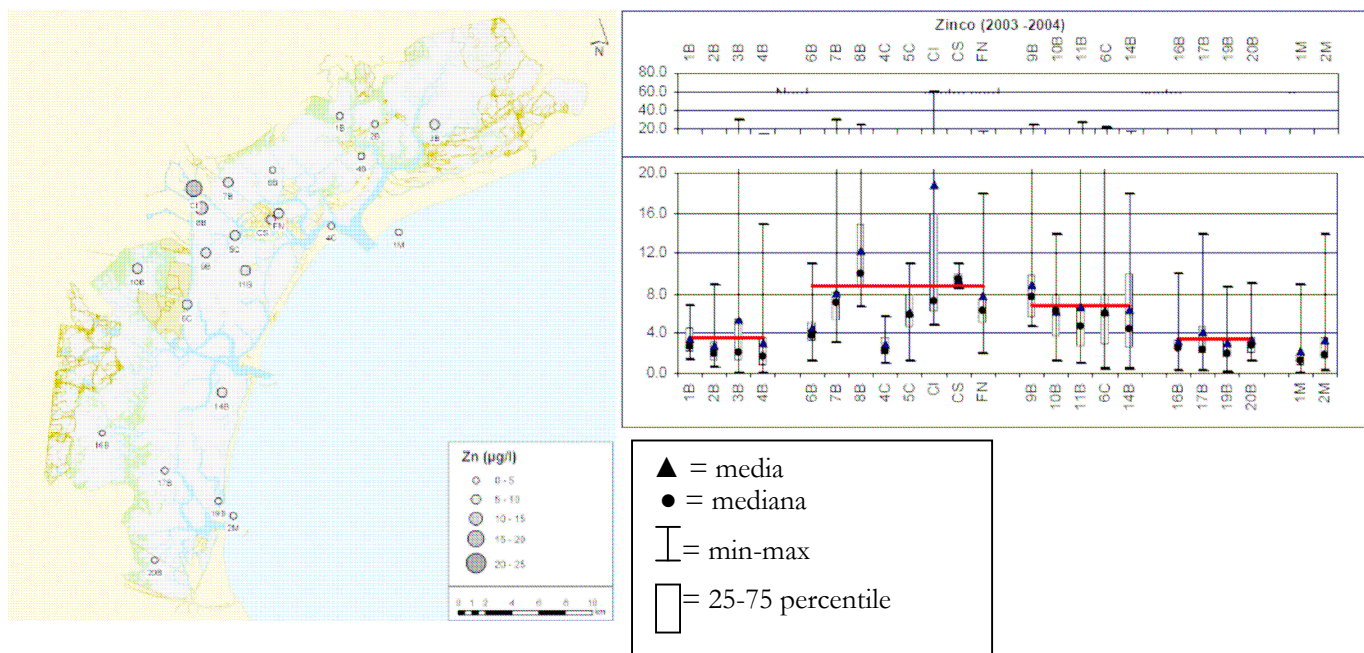
**Fig. 2.6:** Mappa di distribuzione di Hg in Laguna. Medie biennio 2003-2004. Nel grafico è indicata anche la media per sottobacino. Obiettivo di qualità: 0,001 µg/l. (Fonte: MAV progetto DPSIR)



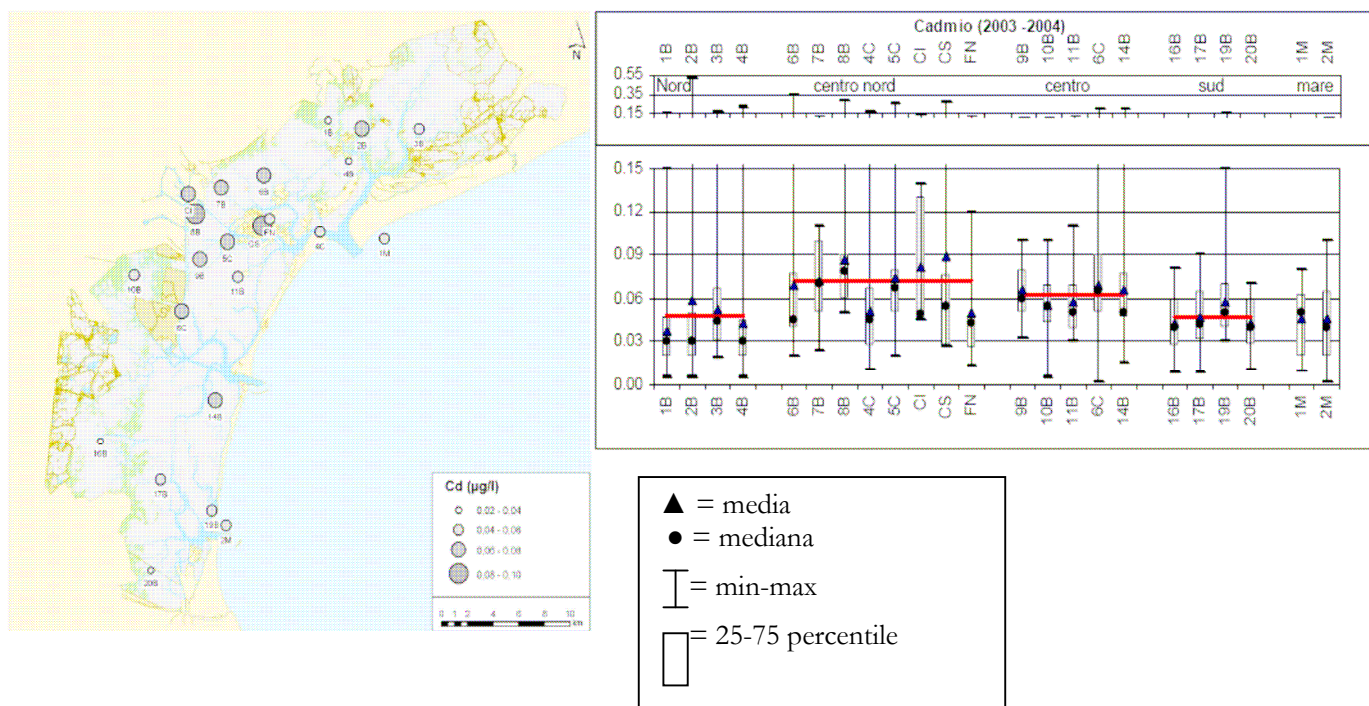
**Fig. 2.7:** Mappa di distribuzione di Pb in Laguna. Medie biennio 2003-2004. Nel grafico è indicata anche la media per sottobacino. Obiettivo di qualità: 0,03 µg/l. (Fonte: MAV progetto DPSIR)



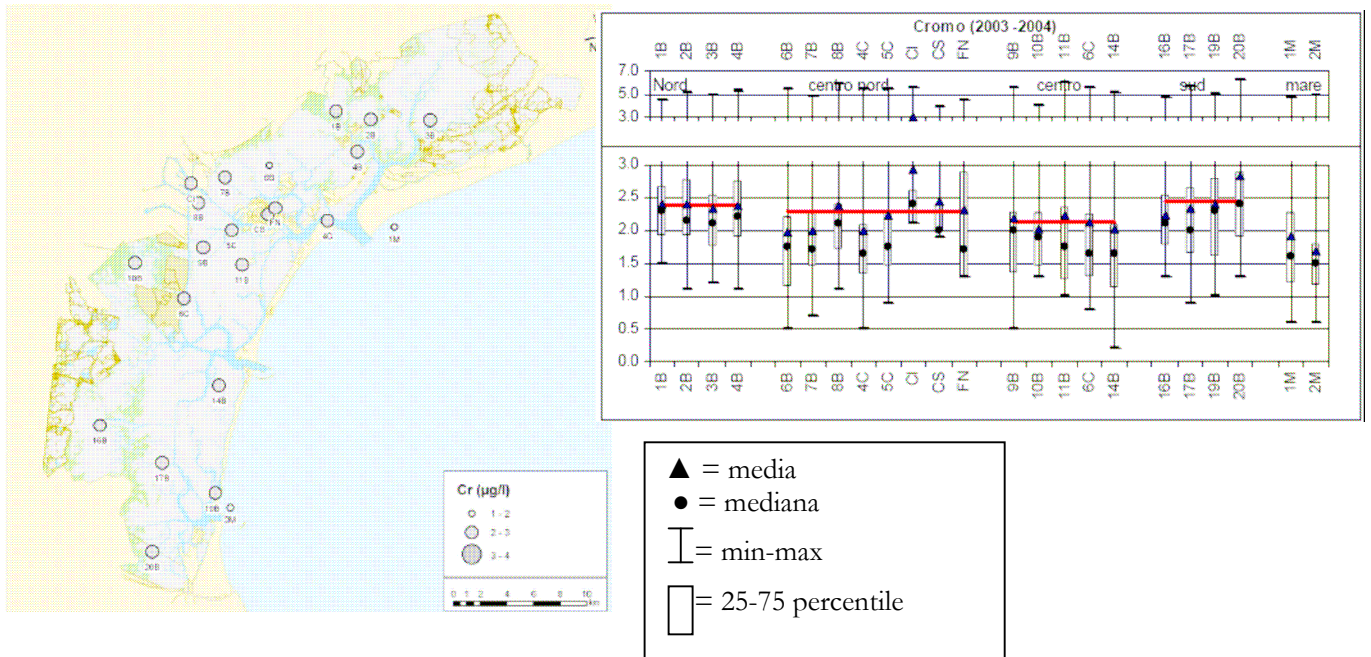
**Fig. 2.8:** Mappa di distribuzione di Zn in Laguna. Medie biennio 2003-2004. Nel grafico è indicata anche la media per sottobacino. Obiettivo di qualità: 0,3 µg/l. (Fonte: MAV progetto DPSIR)



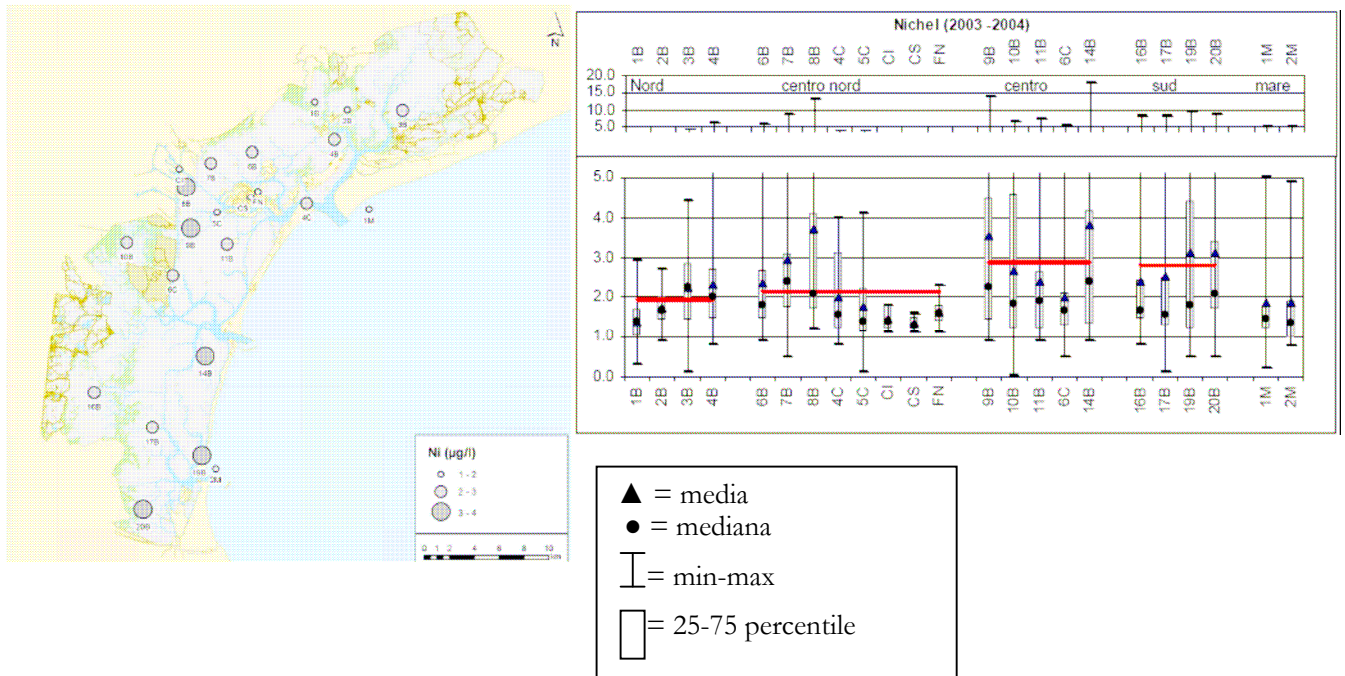
**Fig. 2.9:** Mappa di distribuzione di Cd in Laguna. Medie biennio 2003-2004. Nel grafico è indicata anche la media per sottobacino. Obiettivo di qualità: 0,01 µg/l. (Fonte: MAV – progetto DPSIR)



**Fig. 2.10:** Mappa di distribuzione di Cr in Laguna. Medie biennio 2003-2004. Nel grafico è indicata anche la media per sottobacino. Obiettivo di qualità: 0,2 µg/l. (Fonte: MAV – progetto DPSIR)



**Fig. 2.11:** Mappa di distribuzione di Ni in Laguna. Medie biennio 2003-2004. Nel grafico è indicata anche la media per sottobacino. Obiettivo normativo: 0,3 µg/l. (Fonte: MAV – progetto DPSIR)



## 2.3 SPECIAZIONE CHIMICA NELLE ACQUE DELLA LAGUNA DI VENEZIA

La laguna di Venezia rappresenta un sistema naturale di particolare interesse scientifico poiché essa è sottoposta all'azione di inquinanti di origine diversa. Le principali fonti di inquinamento sono le immissioni di acque di scarichi urbani ed industriali oltre ad acque di dilavamento dei terreni agricoli provenienti da aree che circondano la laguna. Risulta, quindi, importante l'approfondimento delle conoscenze sull'influenza esercitata da sostanze inquinanti sui cicli biogeochimici nell'ambiente lagunare.

Nelle acque naturali la complessazione dei metalli, da parte di leganti sia organici che inorganici, svolge un ruolo fondamentale per quanto riguarda la loro tossicità e biodisponibilità (Cescon *et al.*, 2000). Alcuni studi (Sunda and Guillard, 1976; Anderson and Morel, 1978; Brand *et al.*, 1986; Caroli S., 1996) hanno dimostrato che la frazione biodisponibile dei metalli, cioè la frazione della concentrazione totale che può essere assunta dagli organismi, dipende dalla concentrazione di una particolare forma piuttosto che dalla sua concentrazione totale.

Lo studio della speciazione, quindi, rappresenta un rigoroso approccio alla valutazione della contaminazione da metalli pesanti, anche in considerazione del fatto che il loro complessamento con leganti organici può favorire l'interazione di metalli disciolti con il particolato e quindi la sua sedimentazione determinando un aumento della loro concentrazione nel sedimento, con possibili effetti nei riguardi degli organismi bentonici, che potrebbero trasferirsi lungo la catena trofica (Cescon *et al.*, 2000).

### 2.3.1 Cadmio, piombo e rame

Cescon *et al.* (2000) hanno condotto uno studio sulla determinazione e speciazione di cadmio, piombo e rame nella laguna di Venezia, per ottenere una più completa caratterizzazione chimica delle diverse forme e fornire ulteriori elementi per la valutazione della qualità delle acque lagunari. I campioni d'acqua sub-superficiale analizzati sono stati prelevati a luglio 1992, in regime di quadratura di marea, allo scopo di minimizzare gli effetti dovuti alla variazione di quest'ultima. I prelievi sono stati eseguiti in sei stazioni, di cui una situata all'esterno della laguna, caratterizzate da differenti sorgenti di inquinanti:

- Porto Marghera, zona ad elevata influenza industriale;
- foce del fiume Dese, zona a carico inquinante prevalentemente agricolo;
- Canal Grande (centro storico, in prossimità di Ca' Foscari), zona a carico inquinante prevalentemente urbano;
- Sacca Sessola, zona di spartiacque;
- bacino di Chioggia, zona lontana da insediamenti industriali e vicino al centro di Chioggia;
- piattaforma C.N.R. in mare aperto (Mar Adriatico), stazione di riferimento esterna alla laguna.

La tabella 2.5 riporta i valori di concentrazione e speciazione dei metalli analizzati in fase disciolta. Tutti i metalli risultano essere maggiormente presenti nella stazione di Porto Marghera. In particolare, la concentrazione di piombo risulta essere minore nella stazione di Chioggia e la concentrazione della forma labile del rame è prossima a zero.

Considerando i dati esposti nella tabella 2.5 e considerando l'andamento mareale nei giorni di campionamento, si possono trarre alcune conclusioni:

cadmio: la concentrazione totale risulta avere un andamento omogeneo, mentre quella della forma labile essere influenzata dalla marea, in particolare, è massima quando la marea è minima.

piombo: la concentrazione totale varia con la marea, mentre quella della forma labile rimane pressoché costante.

rame: il suo comportamento è simile a quello del piombo, infatti la sua concentrazione totale è influenzata dalla marea. La concentrazione della forma labile è quasi sempre al di sotto del limite di rilevabilità.

**Tabella 2.5** Concentrazione totale e speciazione di Cd, Pb e Cu. ( $\approx$  = concentrazione al di sotto del limite di rilevabilità). I valori di concentrazione sono espressi in  $\mu\text{g/l}$ . % = percentuale di frazione labile rispetto al totale.

Sito di campionamento	[Cd]	[Cd']	%	[Pb]	[Pb']	%	[Cu]	[Cu']	%
Porto Marghera	0.123	0.056	45	0.290	0.056	19	0.896	0.040	5
Dese	0.007	$\approx$	$\approx$	0.110	0.017	16	0.442	$\approx$	$\approx$
Ca' Foscari	0.011	0.002	15	0.145	0.037	25	0.518	0.007	1
Sacca Sessola	0.020	0.009	43	0.089	0.025	29	0.525	$\approx$	$\approx$
Chioggia	0.016	0.002	11	0.033	0.012	38	0.480	$\approx$	$\approx$
Piattaforma C.N.R.	0.015	0.002	11	0.056	0.025	44	0.333	$\approx$	$\approx$

Il massimo di concentrazione riscontrato per il piombo e per il rame, in corrispondenza del minimo di marea, sembra indicare che le acque delle zone marginali (Dese) della laguna presentano una più alta concentrazione di tali metalli, mentre il cadmio non sembra essere influenzato da ciò.

I valori percentuali della forma labile dei metalli considerati variano da 1% a 45%. Essendo la specie labile quella biodisponibile e, quindi, avente effetti di tossicità che si attuano attraverso processi quali bioaccumulo e biomagnificazione, appare che l'analisi di speciazione consente una valutazione più corretta della qualità dell'acqua.

### 2.3.2 Mercurio

Cairns *et al.* (article in press) hanno indagato la speciazione del mercurio in otto campioni di acqua prelevati nella laguna di Venezia. La concentrazione media di mercurio inorganico è 6.5 ng/L, mentre quella dello stesso metallo in forma organica è risultata sempre al di sotto del limite di rilevabilità.

La concentrazione di mercurio è fortemente dipendente dalla temperatura e dalla concentrazione di solidi sospesi determinando una certa variabilità stagionale. In uno studio condotto tra il 2001 e il 2003 con metodi di ultrafiltrazione, Bloom *et al.*, 2004 hanno determinato che in Laguna di Venezia la percentuale di mercurio che viene metilato varia tra 2,22 e il 0,22% in campioni d'acqua non filtrati e tra il 2,80 e il 0,78% in campioni filtrati. (cfr tabella 2.6)

**Tabella 2.6:** Concentrazioni di mercurio e di monometilmercurio ( $\text{CH}_3\text{Hg}$ ) nella colonna d'acqua in varie zone della Laguna di Venezia (Fonte: Bloom *et al.*, 2004)

Area	Hg Totale (pM)			Monomethyl Hg (pM)			% Methylated	
	Non filtrato	Filtrato	%diss	Non filtrato	Filtrato	%diss	Non filtrato	Filtrato
<b>North wetlands</b>	<b>145</b>	<b>10,4</b>	<b>12,9</b>	<b>1,03</b>	<b>0,24</b>	<b>34,7</b>	<b>1,13</b>	<b>2,38</b>
*SE (n=16)	43	1,1	2,2	0,25	0,05	6,0	0,34	0,43
<b>North, open water</b>	<b>74</b>	<b>7,3</b>	<b>14,8</b>	<b>0,35</b>	<b>0,10</b>	<b>33,3</b>	<b>0,69</b>	<b>1,49</b>
SE (n=23)	16	0,6	1,7	0,07	0,02	4,8	0,19	0,33
<b>Ai Pili</b>	<b>281</b>	<b>11,4</b>	<b>8,3</b>	<b>0,56</b>	<b>0,14</b>	<b>33,9</b>	<b>0,22</b>	<b>1,22</b>
SE (n=6)	113	2,6	3,8	0,21	0,05	8,8	0,03	0,24
<b>Industrial canals</b>	<b>134</b>	<b>15,9</b>	<b>12,5</b>	<b>0,46</b>	<b>0,13</b>	<b>30,2</b>	<b>0,37</b>	<b>0,78</b>
SE (n=8)	29	2,9	3,4	0,12	0,04	6,0	0,09	0,13
<b>City canals</b>	<b>470</b>	<b>10,8</b>	<b>4,1</b>	<b>1,40</b>	<b>0,28</b>	<b>22,8</b>	<b>0,43</b>	<b>2,80</b>
SE (n=40)	94	1,2	0,7	0,18	0,04	2,2	0,05	0,28
<b>South, open water</b>	<b>15,7</b>	<b>5,2</b>	<b>39,2</b>	<b>0,13</b>	<b>0,08</b>	<b>56,2</b>	<b>1,10</b>	<b>1,60</b>
SE (n=10)	2,7	0,5	5,3	0,02	0,02	9,1	0,26	0,42
<b>Adriatic inflow</b>	<b>11,0</b>	<b>4,8</b>	<b>44,9</b>	<b>0,07</b>	<b>0,05</b>	<b>67,8</b>	<b>0,68</b>	<b>0,92</b>
SE (n=5)	1,9	1,0	8,9	0,03	0,02	28,1	0,19	0,20
<b>Precipitation (North)</b>	<b>104</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>0,41</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>0,65</b>	<b>n.d.</b>
SE (n=43)	15	n.d.	n.d.	0,10	n.d.	n.d.	0,18	n.d.
<b>Rivers (North)</b>	<b>59</b>	<b>6,6</b>	<b>17,4</b>	<b>0,99</b>	<b>0,18</b>	<b>33,5</b>	<b>2,22</b>	<b>2,30</b>
SE (n=10)	17	0,5	3,2	0,35	0,05	11,2	0,96	0,59

\*  $SE = SD\sqrt{n}$  (SE= errore standard, SD= deviazione standard, n=numero di stazioni)



### 2.3.3 Confronto con altri siti a diverso grado di antropizzazione

Per comprendere i risultati ottenuti, è stato fatto un confronto con dati di speciazione dei medesimi metalli con quelli rilevati in zone a diverso grado di antropizzazione individuate nel Mar Adriatico, nell'Oceano Pacifico ed in Antartide e riportate nelle tabelle seguenti. E' da notare che nelle acque della laguna di Venezia e del Mar Adriatico le concentrazioni di piombo e rame sono maggiori. Ciò è indicativo di un chiaro apporto dovuto alle attività umane. Tuttavia, dal punto di vista della contaminazione, va osservato che la maggiore presenza di leganti determina per questi metalli una minor percentuale della forma labile, che, di norma, è la forma più biodisponibile e quindi responsabile di maggiori effetti di tossicità

**Tabella 2.7** Speciazione del cadmio: confronto dei valori medi di concentrazione (nM) trovati in diverse aree geografiche.

Area geografica	[Cd]	[Cd']	%	[L']
Laguna	0.11	0.018	15	2.40
Mar Adriatico (Scarponi <i>et al.</i> , 1995)	0.14	0.039	27	1.01
Oceano Pacifico (Bruland K. W., 1992)	0.0029	0.0011	37	0.080
Antartide (Scarponi <i>et al.</i> , 1995)	0.18	0.085	48	0.38

**Tabella 2.8** Speciazione del piombo: confronto dei valori medi di concentrazione (nM) trovati in diverse aree geografiche.

Area geografica	[Pb]	[Pb']	%	[L']
Laguna	0.41	0.11	31	1.30
Mar Adriatico (Tessier <i>et al.</i> , 1979)	0.11	0.015	15	3.80
Oceano Pacifico (Capodaglio <i>et al.</i> , 1990)	0.032	0.015	46	0.37
Antartide (Capodaglio <i>et al.</i> , 1989)	0.031	0.014	45	0.40

## 2.4 MICROINQUINANTI ORGANICI

Le seguenti considerazioni sono tratte dai rapporti finali dello studio DPSIR 2005 eseguito dal Consorzio Venezia Nuova per il Magistrato alle Acque di Venezia.

I composti organici considerati in questa analisi sono tra i più rilevanti sotto il profilo tossicologico e di persistenza ambientale:

- diossine e furani (PCDD/PCDF), sottoprodotti di alcuni processi produttivi di composti clorurati e della combustione di materiale organico in presenza di cloro.
- policlorobifenili (PCBs), prodotti industriali estesamente utilizzati in passato in fluidi dielettrici, isolanti, lubrificanti, adesivi, e in molti prodotti di consumo;
- idrocarburi policiclici aromatici (IPA), originati dalla combustione incompleta delle sostanze organiche, sono legati alle emissioni di gas di scarico e ad alcune attività industriali quali la produzione di coke e dell'alluminio;
- esaclorobenzene (HCB), sottoprodotto nella produzione del cloro e degli idrocarburi clorurati e utilizzato in passato come fungicida.

I dati a disposizione per questo studio sono stati acquisiti da tre fonti informative (Progetto MELa1-Artista, Progetto MELa2- attività E, Monitoraggio del SAMA).

La distribuzione spaziale dei contaminanti organici (concentrazione totale di PCB, diossine e furani, HCB e IPA) è rappresentata mediante le mappe da Figura 2.12 a Figura 2.17 .

La concentrazione di diossine-furani e di PCB è stata espressa sia in massa, sia come TEQ, tenendo conto dei differenti gradi di tossicità riconosciuti a ciascun congenere. I fattori (WHO-1998) utilizzati consentono di esprimere la concentrazione dei diversi congeneri in termini di “equivalenti” di 2, 3, 7, 8 –TCDD (2,3,7,8-tetraclorodibenzodiossina, molecola di diossina più tossica).

Come è possibile osservare dalle mappe, i dati non risultano omogeneamente distribuiti su tutta la Laguna e lasciano in particolare scoperta la fascia di Laguna del bacino di Malamocco. I dati sono invece raggruppati nelle seguenti tre macroaree, rappresentative di aree a diversa tipologia ed entità delle sorgenti di inquinamento:

- nell’area della Laguna settentrionale a nord di S.Erasmo,
- nell’area della Laguna centrale, comprendente l’area di influenza del centro storico di Venezia e della zona industriale;
- nell’area della Laguna meridionale a sud di Pellestrina.

La valutazione dei risultati conseguiti tiene in considerazione i seguenti aspetti:

- la distribuzione della contaminazione tra aree diverse: considerata la distribuzione dell’informazione, si considerano tre bacini (Laguna nord, Laguna Centro, Laguna Sud)
- la rilevanza del centro storico e dei canali industriali, come fonti puntiformi di inquinamento;
- la presenza di similarità nella distribuzione di composti diversi.

L’esame complessivo delle mappe e dei grafici ottenuti (diossine e furani totali, PCB totali, HCB e IPA) consente di individuare la presenza di livelli di contaminazione da microinquinanti organici generalmente più elevati nelle acque della Laguna centrale rispetto a quelli della Laguna nord e sud.

#### 2.4.1 Diossine e Furani

Le concentrazioni maggiori di diossine e furani (Fig. 2.12) sono state rilevate soprattutto nelle stazioni a diretta influenza di Porto Marghera ma anche nelle aree urbane di Venezia e di Murano. La concentrazione massima si è registrata nella stazione posizionata nel canale industriale Nord a Porto Marghera, con un valore medio di circa 30 pg/l, mentre nel bacino nord e sud la media di tutte le stazioni è compresa tra 1 e 2 pg/l.

Anche esprimendo i dati come TEQ (Figura 2.13) la somma di diossine e furani risulta particolarmente elevata nell’area antistante Porto Marghera piuttosto che nelle aree urbane. I due valori massimi sono risultato di 0.49 e 0.48 pg/l associato a due stazioni ricadenti nell’area di Porto Marghera

Ulteriori considerazioni, soprattutto sull’origine della contaminazione, possono essere addotte osservando la distribuzione e la percentuale di abbondanza dei singoli congeneri di PCDD e PCDF.

Le principali sorgenti di contaminazione per questa classe di contaminanti sono sia le **attività industriali** in cui è coinvolto il cloro (impianti clorosoda, produzione di cloruro di vinile e di cloroderivati organici volatili), sia processi di **combustione**, di origine industriale o veicolari.

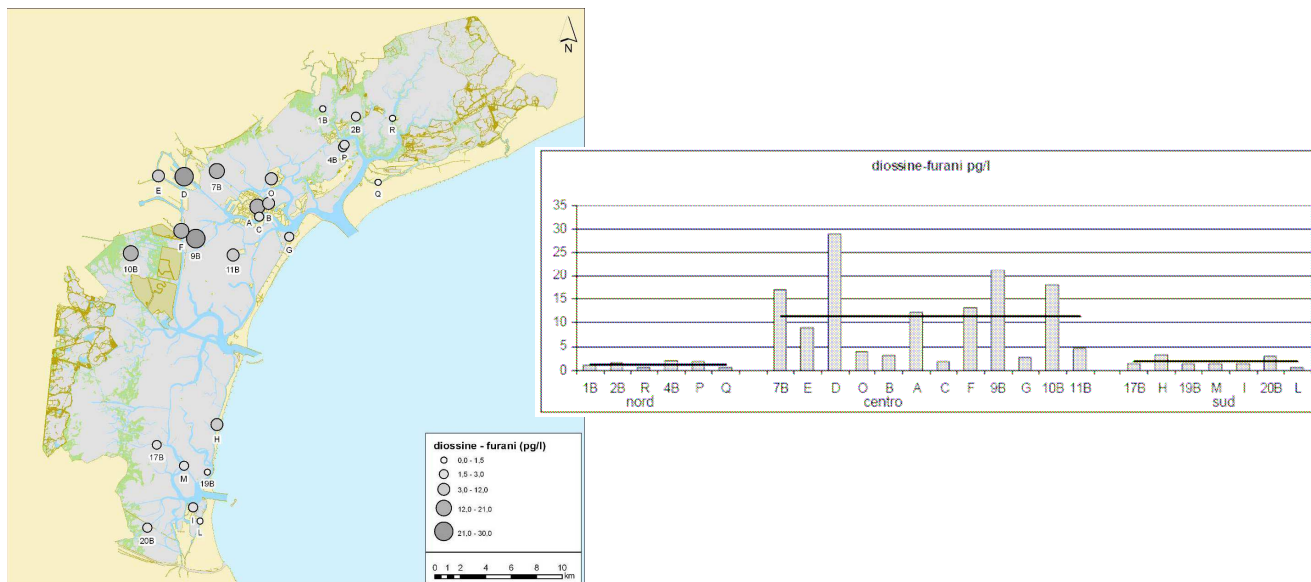
Nel primo caso (attività industriali) il profilo caratteristico dei congeneri vede la prevalenza di furani ad elevato grado di clorurazione (in particolare octaclorodibenzodiossina, OCDF), nel secondo caso il profilo ottenuto è invece caratterizzato da una prevalenza di OCDD (octaclorodibenzofurani) sul totale.

La percentuale di OCDD e OCDF rispetto a tutti i congeneri è variabile a seconda della stazione considerata.

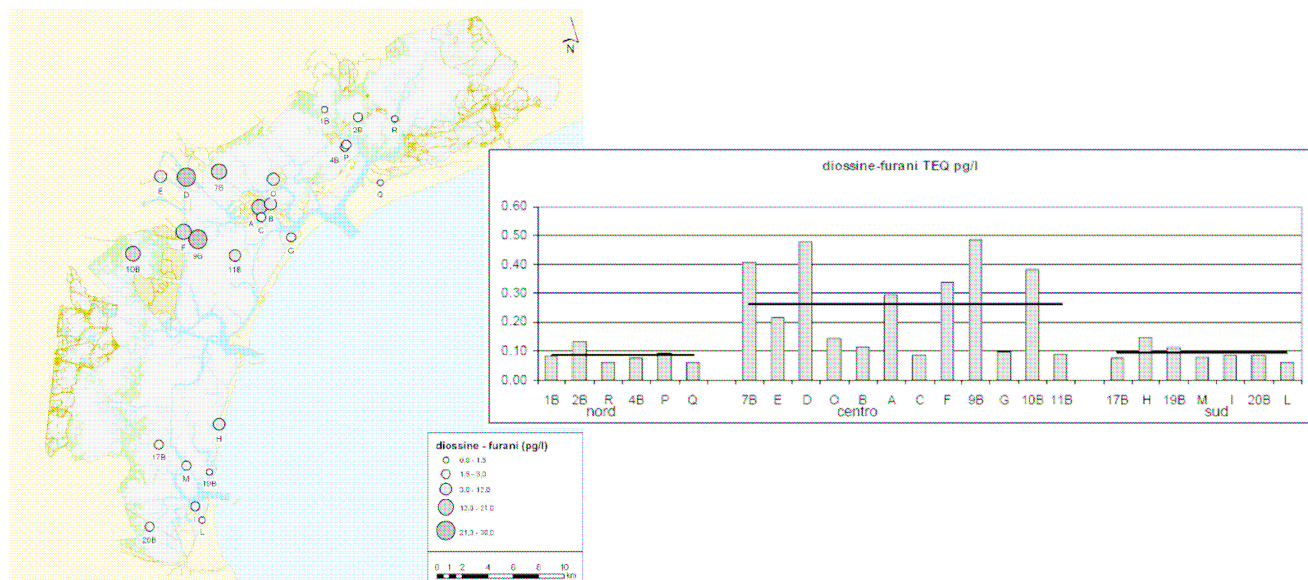
E’ possibile anzi riconoscere diverse aree lagunari sulla base di questi rapporti specifici, riconoscendo l’origine prevalente dei diversi processi di generazione della contaminazione: una netta prevalenza di OCDF (dal 40 al 60% sul totale, media 52%), è tipica delle stazioni dei canali industriali o dell’area lagunare antistante Porto Marghera, ricalcando l’impronta tipica degli scarichi e dei rifiuti delle produzioni industriali degli idrocarburi policiclici aromatici. Le stazioni del centro storico veneziano si caratterizzano invece per una minore presenza di OCDF (variabile tra il 26 e 34%, media 32%) e una più elevata presenza di OCDD. Infine, per le stazioni nella Laguna nord e sud, diminuisce ancora la presenza percentuale di OCDF (mediamente pari al 17%), evidenziando la maggiore lontananza dalla zona industriale. Rimane confrontabile con le stazioni del centro

storico la presenza percentuale di OCDD, evidenziando ancora un contributo significativo dei processi di combustione (traffico nautico).

**Fig. 2.12** Grafico e mappa di distribuzione di diossine-furani in Laguna. Dati MAV-CVN e SAMA



**Fig. 2.13** Grafico e mappa di distribuzione di diossine-furani come TEQ in Laguna (Obiettivo di qualità: 0.013 pg/l). Dati MAV: CVN e SAMA



### 2.4.2 Policlorobifenili

Come le diossine, anche i PCB (fig. 2.14) sono presenti in concentrazioni più elevate nell'area di Porto Marghera (E, D, 7B e 9B) e nell'area urbana di Venezia (A), dove si registra il picco massimo di concentrazione pari a circa 400 pg/l, che equivale a 5 volte la concentrazione media a scala lagunare.

Anche per i PCB, come per le diossine e furani, le concentrazioni inferiori si sono registrate nel bacino nord e sud, caratterizzati da valori medi rispettivamente pari a 35 e 54 pg/l.

Esprimendo i dati di PCB come TEQ (fig. 2.15) i valori più elevati sono solo relativi alle stazioni 7B e 9B situati nell'area di fronte a Porto Marghera ma anche alle stazioni 2B e R, nel bacino nord, e nella stazione 19B, nel bacino sud. Solo in queste stazioni infatti è risultato superiore ai limiti di rilevabilità strumentale il congenere 126 – CB, caratterizzato da un elevato fattore di tossicità equivalente, avendo struttura e proprietà tossicologiche simili a quelle delle diossine. Generalmente comunque, la tossicità derivante dalla presenza dei PCB risulta decisamente inferiore a quella relativa delle diossine.

Fig. 2.14 Grafico e mappa di distribuzione di PCB in Laguna (obiettivo di qualità: 40 pg/l).. Dati MAV: CVN e SAMA

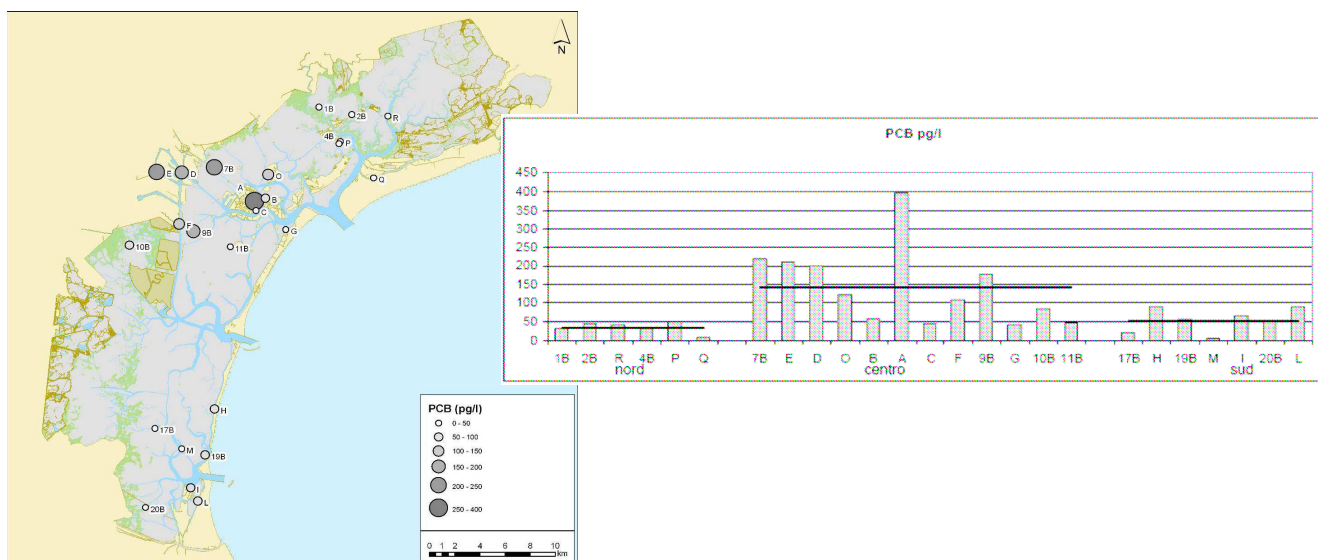


Fig. 2.15 Grafico e mappa di distribuzione di PCB come TEQ in Laguna. Dati MAV: CVN e SAMA



### 2.4.3 Esaclorobenzene (HCB) e Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)

Le concentrazioni più elevate di HCB (Fig. 2.16) sono state rilevate nelle stazioni di Porto Marghera con valori medi compresi tra 240 e 310 pg/l (in D, E e F), a conferma della specificità di tale contaminante, quale sotto prodotto dei processi del ciclo del cloro provenienti dalle lavorazioni che si svolgono a Porto Marghera. In quest'area la concentrazione media di HCB è superiore di circa 4 volte rispetto alle rimanenti stazioni lagunari. Nel bacino nord e sud la concentrazione media degli HCB è pari a circa 65 pg/l.

Per ciò che riguarda gli IPA infine (Fig. 2.17), le concentrazioni maggiori sono ancora nel bacino centrale: nella stazione E (Canale industriale ovest) la concentrazione media è pari a circa 170 ng/l e nella stazione A (centro storico di Venezia) è pari a circa 190 ng/l. Nel bacino nord i valori medi oscillano tra 7 e 68 ng/l mentre nel bacino sud tra 7 e 116 ng/l, quest'ultimo valore in corrispondenza della città di Chioggia. Tali osservazioni suggeriscono che la presenza di IPA è associata prevalentemente alle emissioni provocate dal funzionamento delle imbarcazioni a motore, come peraltro confermato dall'analisi dei singoli isomeri.

Fig. 2.16 Grafico e mappa di distribuzione di HCB in Laguna (obiettivo di qualità: 800 pg/l). Dati MAV: CVN e SAMA

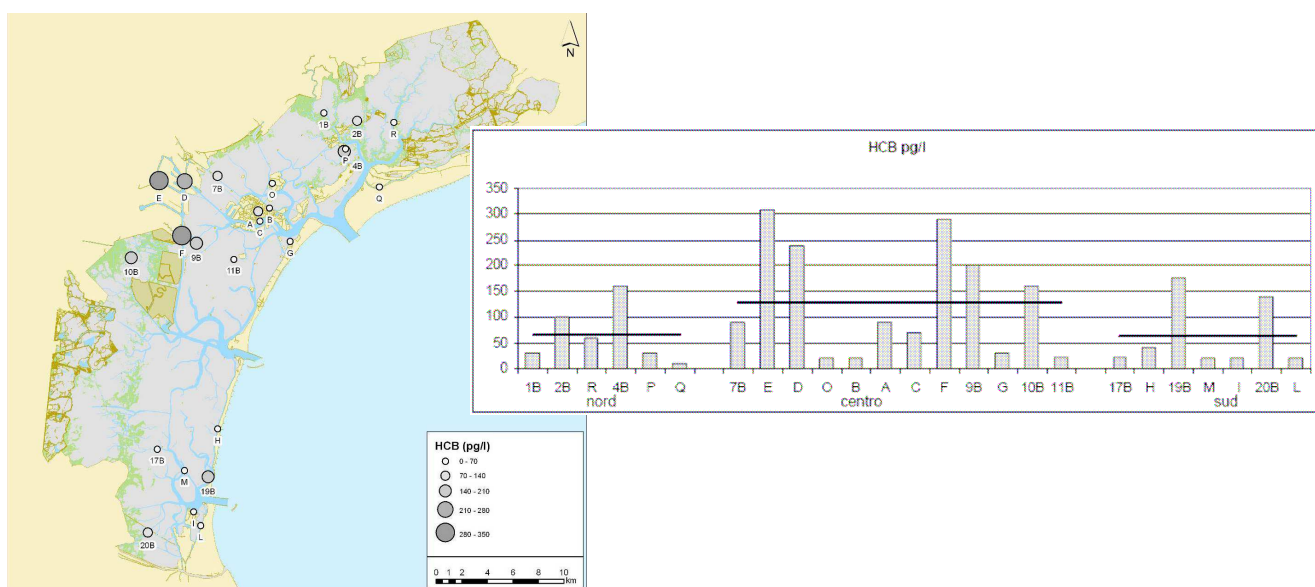
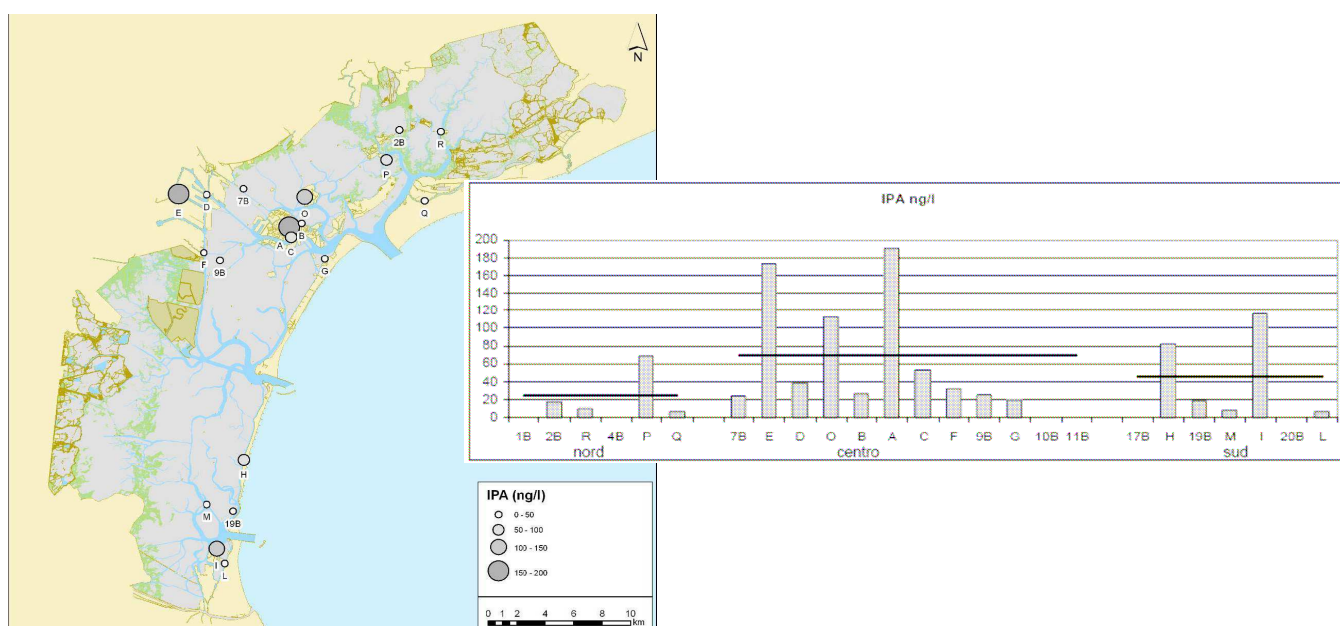


Fig. 2.17 Grafico e Mappa di distribuzione di IPA in Laguna (obiettivo di qualità: 60 ng/l). Dati MAV: CVN e SAMA



### 3. SEDIMENTI

Nella laguna di Venezia è in atto un complesso di interventi finalizzati al recupero morfologico con i quali si intende ripristinare le funzioni ambientali, idrodinamiche e naturalistiche dei singoli elementi dell'ambiente lagunare, concorrendo a un complessivo riequilibrio dell'ecosistema. Gli interventi comprendono la ricalibratura dei canali lagunari, l'impiego dei sedimenti per la ricostruzione di velme e barene, la protezione delle barene in erosione, la rinaturalizzazione di aree lagunari bonificate, come nel caso delle casse di colmata, il sovralzo dei fondali per ridurre il moto ondoso e il loro consolidamento attraverso il trapianto di fanerogame.

L'uomo deve gestire i sedimenti, quale importante risorsa per conservare la morfologia lagunare, in equilibrio tra processi sedimentativi ed erosivi. La gestione di questa risorsa è di fatto vincolata dallo stato di contaminazione del sedimento che ne limita la libertà di utilizzo o quantomeno ne impone una gestione controllata. La contaminazione del sedimento è pertanto considerata, dal punto di vista dell'impatto sulla sua fruibilità, come risorsa per gli interventi di recupero morfologico.

Il Protocollo di Intesa del 08/04/93 suddivide i sedimenti lagunari in funzione della possibilità di riutilizzo per interventi di recupero e ricostruzione morfologica in modo da evitare o limitare gli impatti sul sistema ambientale.

La classificazione dei sedimenti in 3 classi (cfr Tabella 3.1), secondo un crescente livello di inquinamento, tiene conto di tre possibilità di utilizzo della risorsa:

- **Classe A:** fanghi di dragaggio utilizzabili in interventi di ripristino di morfologie lagunari (ricostruzione di barene erose e recupero di zone depresse) comportanti il contatto diretto o indiretto di detti fanghi con le acque della laguna e suscettibili di rimettere in ciclo nelle acque lagunari i fanghi stessi
- **Classe B:** fanghi di dragaggio utilizzabili in interventi riguardanti il recupero e il ripristino di isole lagunari, realizzati in maniera tale da garantire un confinamento permanente dei fanghi stessi così da impedire ogni rilascio di inquinanti nelle acque lagunari; il sito di intervento deve essere comunque conterminato in maniera da evitare erosioni e sommersioni in caso di normali acque alte
- **Classe C:** terre di dragaggio utilizzabili in interventi riguardanti ampliamenti ed innalzamenti di isole permanentemente emerse o di aree interne limitrofe alla conterminazione lagunare, realizzabili con un confinamento permanente costituito da strutture dotate di fondazioni profonde e continue, tali da evitare sia in corso d'opera che ad opera compiuta qualsivoglia rilascio di specie inquinanti a seguito di processi di erosione, dispersione ed infiltrazione di acque meteoriche

Il protocollo prevedeva, anche, che fossero redatti degli studi sperimentali di dettaglio atti ad approfondire le conoscenze scientifiche sui possibili processi di interazione tra i sedimenti d'escavazione ed ambiente recettore con particolare riferimento alla speciazione chimica dei costituenti dei materiali, all'individuazione dei tassi di rilascio degli stessi in diverse condizioni di ossido-riduzione, al grado di tossicità acuta e cronica ed ai livelli di bioaccumulo a carico di organismi d'ambiente lagunare, ai tassi di rilascio di nutrienti per attività enzimatica, ai metodi di trattamento dei fanghi.

Nel decreto legislativo 152/2006 che si pone come testo unico per la legislazione ambientale non è individuabile nessuna indicazione sui sedimenti, mentre il Decreto Ministeriale 367 del 2003, abrogato dal D.lgs 152/2006, stabiliva, oltre a degli standard di qualità per le acque, differenziati tra acque dolci, marine e lagunari, anche degli standard di qualità per i sedimenti marino-costieri. I risultati analitici, qualora superiori agli standard "concorrono all'individuazione delle misure da intraprendere ai fini della tutela di detti corpi idrici".

Rispetto al Protocollo di Intesa, oltre a prevedere uno spettro più ampio di parametri da monitorare, il Dm 367/03 stabiliva dei limiti che sono generalmente più restrittivi di quelli della classe A del Protocollo, con particolare rilevanza per gli IPA e il cadmio. Unica eccezione è quella del cromo rispetto al quale i sedimenti di tutta la laguna evidenziano superamenti generalizzati comportando una classificazione in classe B. Il DM 367/2003 stabiliva un limite di 50 mg/kg s.s. contro il limite di 20 mg/kg s.s. stabilito dal protocollo o di 40 mg/kg ss, in base ad una successiva deroga. Non sono stabiliti invece standard per lo zinco e il rame.

**Tabella 3.1** Classificazione dei fanghi di dragaggio ai fini di un loro utilizzo in laguna, secondo il Protocollo 08.04.1993 e limiti del Dm 367/03.

Elementi e composti	Protocollo d'Intesa 08/04/1993*			Decreto 367/2003	
	Unità di misura	Classe A	Classe B		Classe C
Hg	mg/kg ss	0,5	2	10	0,3
Cd	mg/kg ss	1	5	20	0,3
Pb	mg/kg ss	45	100	500	30
As	mg/kg ss	15	25	50	12
Cr	mg/kg ss	40	100	500	50
Cu	mg/kg ss	40	50	400	
Ni	mg/kg ss	45	50	150	30
Zn	mg/kg ss	200	400	3000	
Idrocarburi Totali	mg/kg ss	30	500	4000	
IPA Totali	mg/kg ss	1	10	20	0,2
PCB Totali	mg/kg ss	0,01	0,2	2	0,004
POC Totali	mg/kg ss	0,001	0,02	0,5	

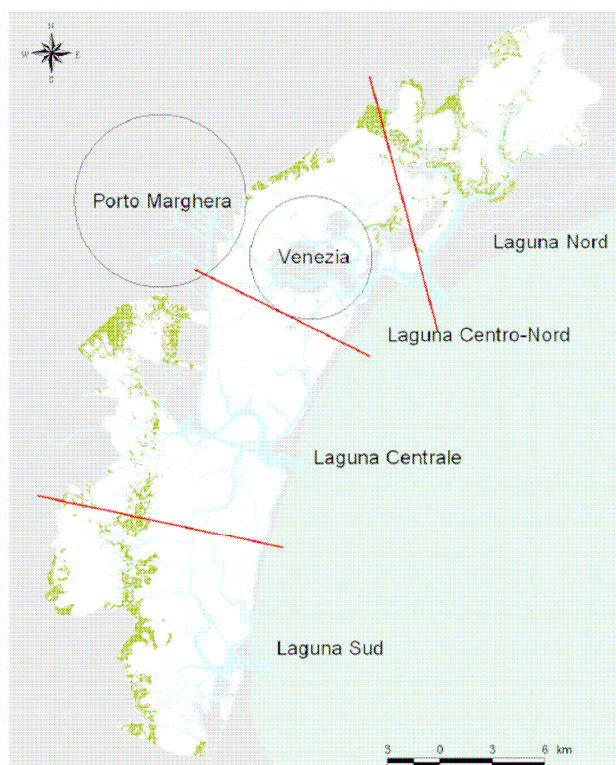
Note: \*è ammesso per un unico parametro un superamento del 10% dal limite fissato in tabella

### 3.1 QUALITÀ DEI SEDIMENTI DELLA LAGUNA DI VENEZIA

I sedimenti presenti sui fondali della Laguna di Venezia hanno un ruolo fondamentale nel determinare la qualità e l'equilibrio complessivo dell'ecosistema e pertanto sono stati oggetto di numerosi studi. Essi infatti conservano la "memoria" dei processi di immissione, dispersione e deposizione delle sostanze inquinanti, di origine antropica o naturale, e con esse dei principali fenomeni occorsi nel bacino lagunare. Attraverso l'analisi di carote di sedimento, ove possibile radiodate, ed attraverso il confronto fra monitoraggi ripetuti nel tempo, è possibile ricostruire in maniera più o meno precisa l'evoluzione nel tempo dei flussi di contaminanti e della qualità dei sedimenti superficiali. Ciò tenendo conto dell'elevato dinamismo dei fondali lagunari, dovuto a fattori naturali (processi di erosione/sedimentazione, risospensione da vento, bioturbazione) ed antropici (risospensione causata da moto ondoso da natanti, attività di pesca di vongole). I sedimenti superficiali di cui viene qui descritto sinteticamente lo stato di contaminazione rappresentano la parte con maggiore rilevanza ambientale, poiché sono sede delle comunità bentoniche animali e vegetali e perché operano uno scambio continuo con le acque ed il biota attraverso complessi e dinamici processi di diagenesi precoce.

La descrizione sintetica della distribuzione dei contaminanti nei sedimenti superficiali che segue fa riferimento anche alla suddivisione in quattro sottobacini lagunari riportati nella Figura 3.1.

**Fig. 3.1:** Suddivisione della Laguna di Venezia in quattro sottobacini

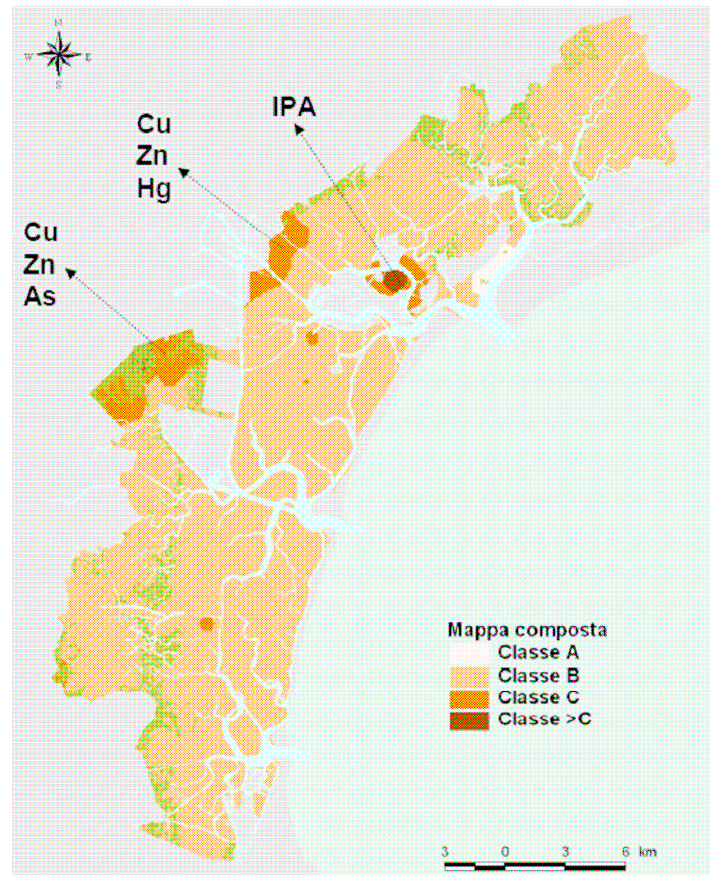


Nell'ambito dell'attività A1 del progetto ICSEL A promosso dal Magistrato alle Acque, è stato possibile generare una mappa di classificazione dei sedimenti che tiene conto della presenza contemporanea di tutti i parametri previsti dal protocollo di Intesa nel sedimento. (Figura 3.2)

In termini di estensione areale percentuale la quasi totalità della laguna (93,6%) rientra nella classe B, il 5,1% nella classe C e l'1% nella classe A. Ciò comporta che la maggioranza dell'area lagunare non può essere al momento utilizzata quale risorsa di sedimenti per interventi di ricostruzione di barene erose e recupero di zone depresse, comportanti il contatto diretto o indiretto con le acque della laguna, suscettibili di rimettere in ciclo nelle acque lagunari i fanghi stessi.



**Fig. 3.2** Classificazione dei sedimenti superficiali della laguna secondo i limiti del Protocollo di Intesa del 1993. Sono evidenziati gli elementi che determinano l'appartenenza alla classe C e superiore a C delle aree indicate



### 3.1.1 Microinquinanti inorganici nei sedimenti di basso fondale

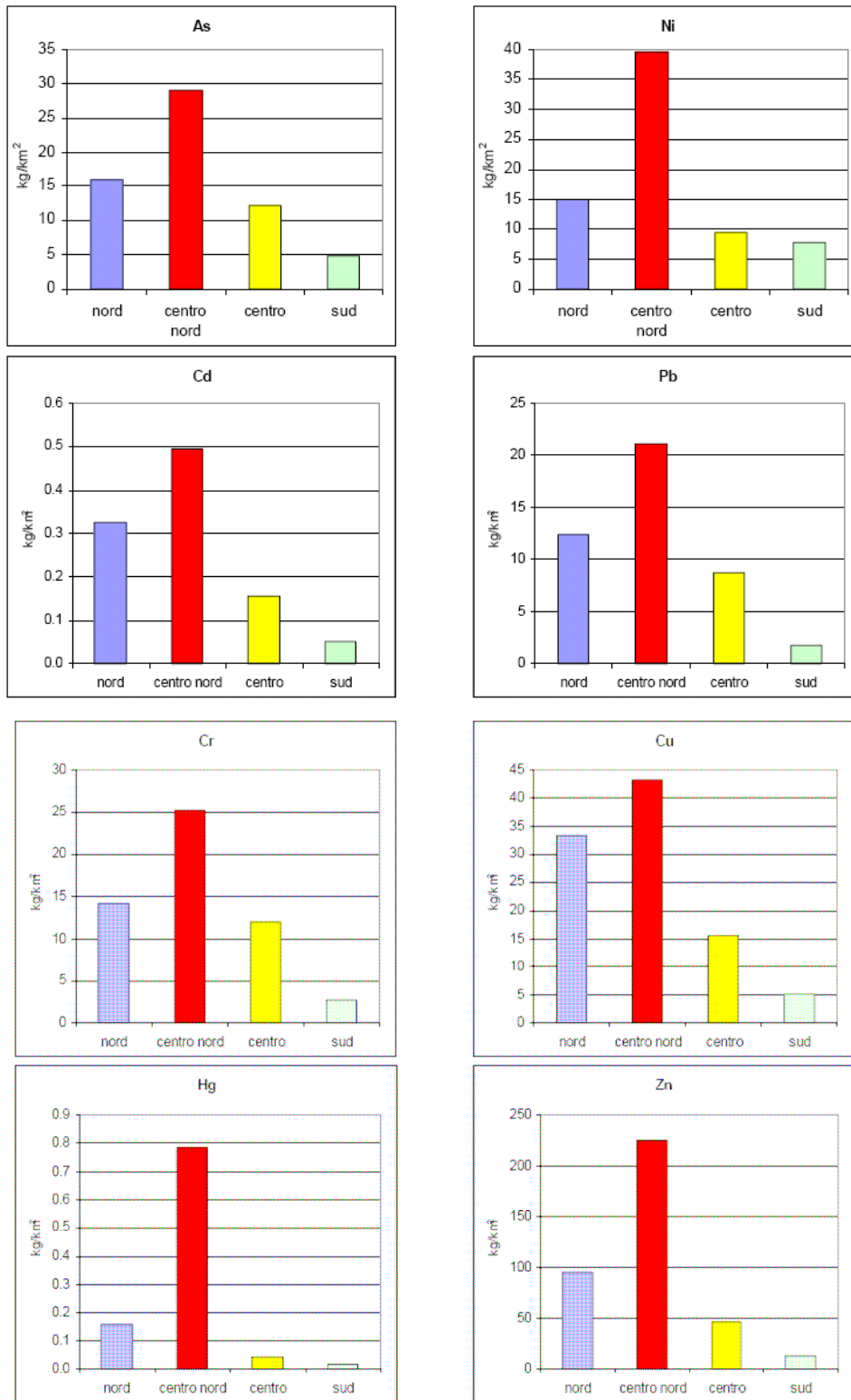
I dati sono stati raccolti nel periodo 1995-2001. La maggior parte di essi sono frutto di studi promossi dal Magistrato alle Acque di Venezia. Tali dati sono stati integrati con altri dati prodotti da ricercatori del CNR attraverso un lavoro di sintesi eseguito nell'ambito del progetto "ICSEL" del Magistrato alle Acque. Come sedimenti superficiali sono stati considerati spessori compresi tra i primi 15-20 cm per quanto riguarda le aree della Laguna (quasi il 90% di questi punti è localizzato in aree di bassofondo), mentre nel caso dei campioni relativi ai canali della Zona Industriale sono stati considerati i primi 80 cm.

Relativamente ai metalli, le distribuzioni delle concentrazioni superficiali mostrano le seguenti caratteristiche:

- cadmio, zinco, rame e piombo presentano una distribuzione spaziale molto simile, con concentrazioni più elevate nei *sottobacini centro-nord e centrale*, nei quali è evidente un gradiente di contaminazione decrescente da Porto Marghera verso Venezia e da Venezia verso il Lido; questa distribuzione conferma l'origine prevalentemente industriale (area di Porto Marghera) di questi metalli;
- il mercurio presenta valori più elevati nella *laguna centro-nord*, le concentrazioni osservate di fronte all'area di Porto Marghera sono le più elevate di tutta la laguna;
- l'arsenico presenta un *gradiente di concentrazione che va dalla conterminazione verso le bocche di porto*, i valori più elevati sono riscontrati nella zona antistante Porto Marghera, in Valle Millecampi e nella zona retrostante le casse di colmata. Degetto et al., 2000 sottolineano come le concentrazioni di arsenico siano generalmente elevate in tutta la laguna centrale, mostrino profili invariati con la profondità e siano quindi attribuibili principalmente alle caratteristiche geochemiche dei materiali sedimentari;

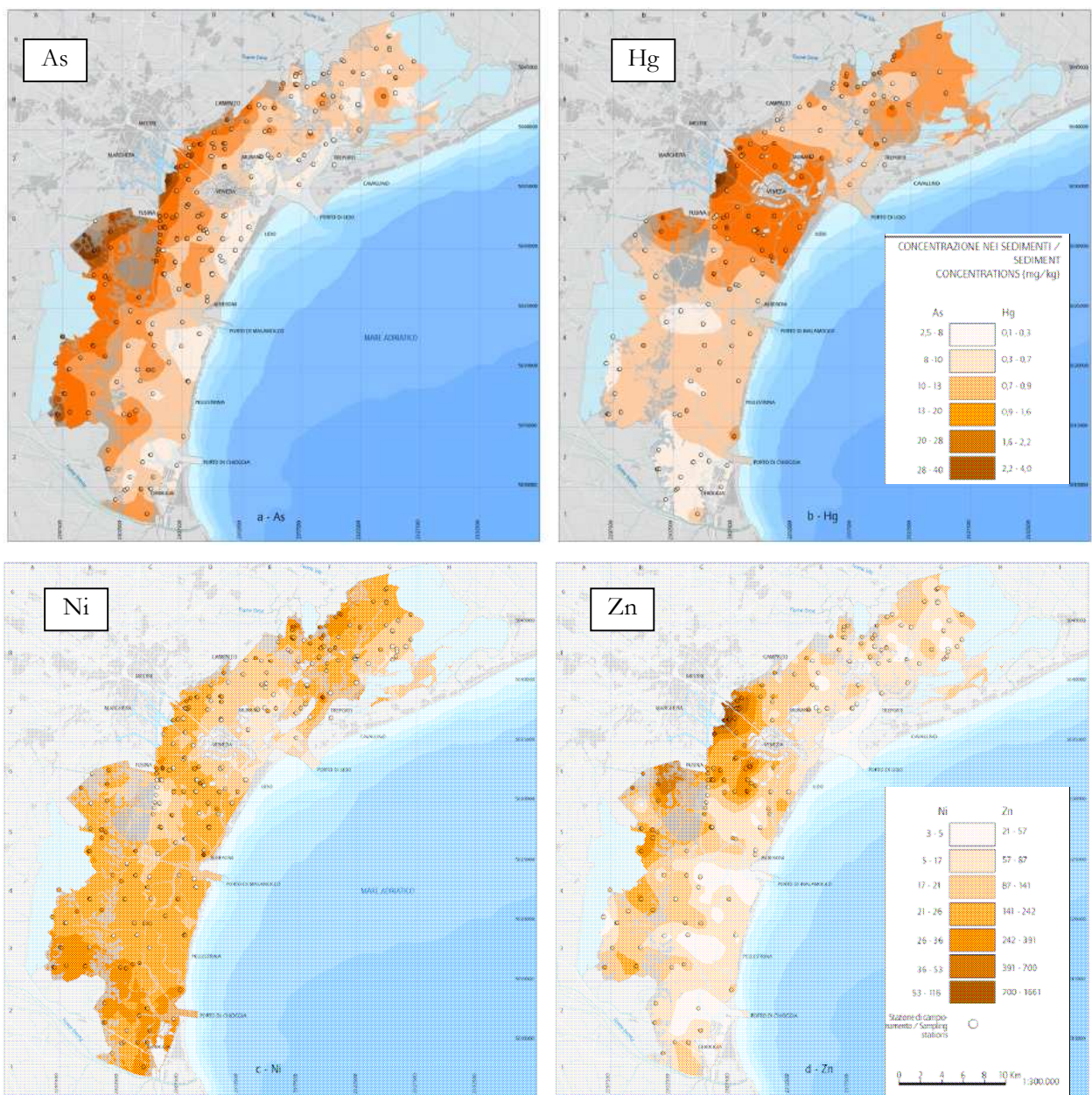
- il cromo e il nichel non presentano distribuzioni superficiali correlabili con la presenza di sorgenti, la variabilità della loro concentrazione è legata a quella delle caratteristiche mineralogiche del sedimento.

**Fig. 3.3** Carichi di metalli totali per unità di superficie nei quattro sottobacini lagunari ( periodo 1995-2001)



Nelle quattro figure che seguono, tratte dall' *Atlante della Laguna – Venezia tra terra e Mare* del 2006, vengono presentate le concentrazioni di Arsenico, Mercurio, Nichel e Zinco nei sedimenti superficiali (0-15 cm). Esse evidenziano tipi differenti di distribuzione, in relazione alle sorgenti prevalenti ed ai meccanismi di redistribuzione dei sedimenti. Per Hg e Zn è evidente l'arricchimento in laguna centrale in relazione alla vicinanza all'area industriale di Porto Marghera. Il mercurio mostra anche valori relativamente elevati in laguna nord. La distribuzione spaziale dell'As risente anch'essa della presenza di Porto Marghera, ma in maniera meno marcata, e comunque in combinazione con una provenienza diffusa dai suoli dell'area di influenza passata del Brenta. Il Nichel mostra una distribuzione totalmente differente e non correlata a sorgenti antropiche di contaminazione, indicando una origine prevalentemente naturale di questo elemento in laguna.

**Fig. 3.3-3.4-3.5-3.6:** Mappe di distribuzine di As, Hg, Ni e Zn nei sedimenti superficiali (15 cm) della Laguna di Venezia (Fonte: Atlante della Laguna)



### 3.1.2 Contaminanti organici nei sedimenti di basso fondale

Le acque di scarico derivanti da sorgenti domestiche, commerciali, industriali e dalla lavorazione degli alimenti contengono un'ampia varietà di inquinanti, inclusi quelli organici. Alcuni di questi, in special modo le sostanze che richiedono ossigeno, gli oli, i grassi e i solidi vengono rimossi dai trattamenti primari e secondari effettuati sulle acque di scarico. Gli altri, come i sali, i metalli pesanti ed i composti organici refrattari (resistenti alla degradazione), non sono rimossi efficacemente. Uno dei principali problemi riguardanti le acque di scarico è il fango prodotto dal loro processo di trattamento. Questo fango contiene materiale organico, che continua a degradarsi lentamente e composti organici refrattari (che si degradano lentamente o non si degradano affatto).

Particolarmente preoccupanti sono, tra i microinquinanti organici, i più persistenti. Tra i POPs (Persistent Organic Pollutants) i più comunemente conosciuti sono la famiglia delle diossine e furani (PCDD/F), dei policlorobifenili (PCB), degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), l'esaclorobenzene (HCB) ed i pesticidi organo clorurati (POC, tra cui il DDT). I sedimenti marini, lacustri e fluviali sono, assieme ai terreni e agli organismi viventi, i comparti ambientali in cui maggiormente si accumulano i POPs. La contaminazione è legata, oltre all'immissione diretta di scarichi industriali e civili, al dilavamento dei suoli contaminati, alle precipitazioni atmosferiche e allo scarico di rifiuti e residui di lavorazione avvenuti nel passato.

Le agenzie governative preposte alla protezione della salute pubblica e dell'ambiente hanno avviato da anni programmi di studio e monitoraggio dei livelli della contaminazione ambientale da POPs al fine di ottenere una valutazione del rischio associato alla loro diffusione in ambiente.

All'interno del progetto ICSEL, promosso dal Magistrato alle Acque, sono stati raccolti anche i dati sulla presenza dei contaminanti organici nella laguna relativi al periodo 1995-2001 e integrati con altri dati prodotti da ricercatori del CNR.

Gli elementi rilevanti che emergono dallo studio riguardo alle distribuzioni dei **contaminanti organici nella laguna di Venezia** sono i seguenti:

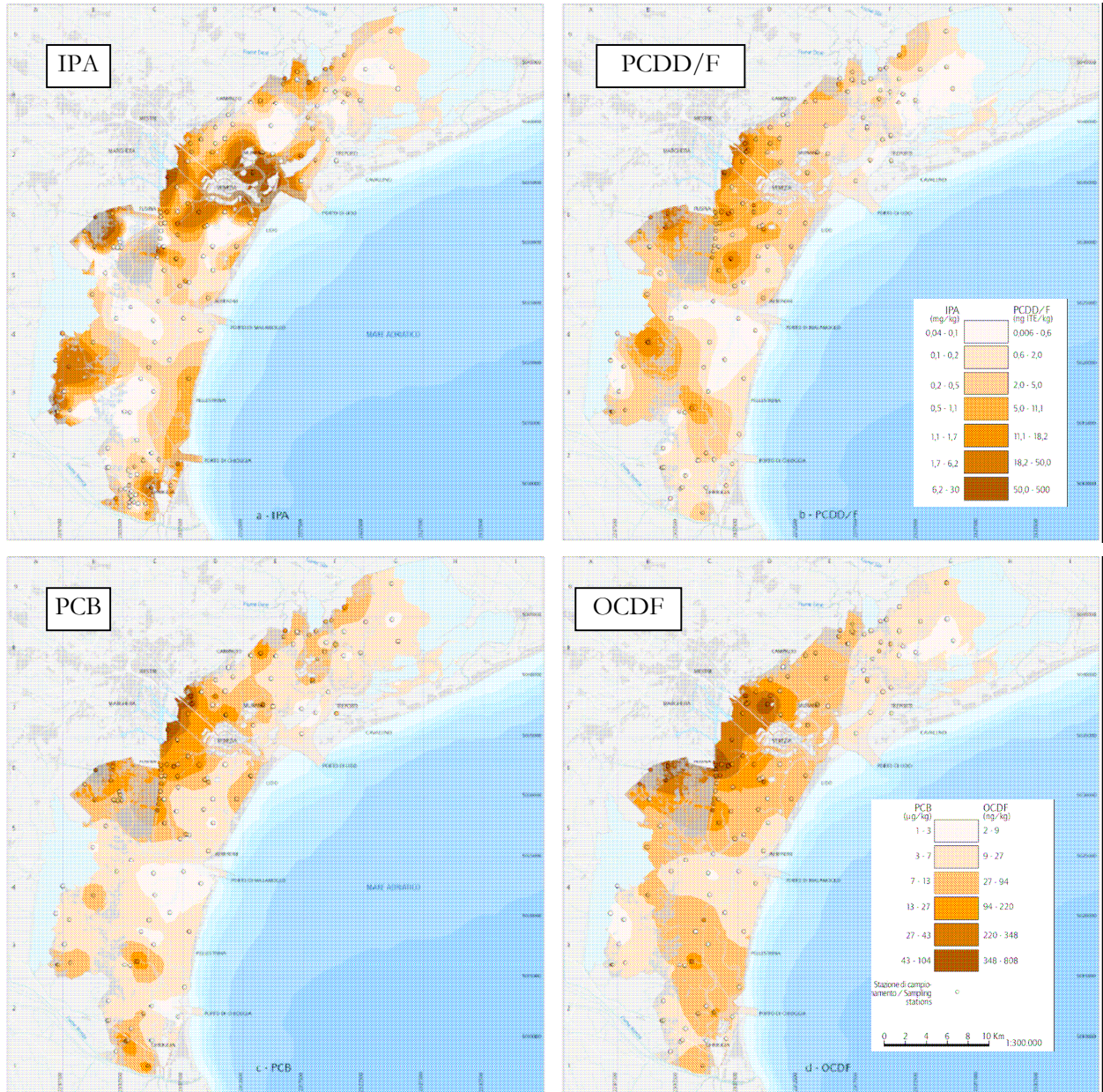
- i pesticidi organoclorurati (POC) sono presenti con le concentrazioni maggiori nelle *aree prospicienti alla gronda lagunare*, in particolare in quelle localizzate nel *bacino nord e centro-nord*; le fonti dei POC possono essere quindi identificate in Porto Marghera e nelle zone agricole retrostanti la laguna;
- i valori più elevati degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) si presentano nella *laguna centro-nord*, coprendo superfici estese *attorno alla città di Venezia e a Porto Marghera*, altre zone relativamente contaminate sono dislocate in varie aree della laguna;
- gli idrocarburi totali presentano concentrazioni relativamente più elevate nella *laguna centro-nord* (valore medio), ciò è dovuto ai valori particolarmente elevati riscontrati in un'area ristretta localizzata *di fronte a Porto Marghera*;
- la distribuzione dell'esaclorobenzene (HCB), con *valori più elevati nei bacini centro-nord e centrale*, evidenzia come la fonte di questo inquinante, utilizzato in passato come pesticida, sia attualmente Porto Marghera, in ragione della sua origine come sottoprodotto nella produzione del cloro e degli idrocarburi clorurati;
- diossine e furani (PCDD/F) mostrano le concentrazioni più elevate nei *bacini centro-nord e centrale*, nei quali si evidenzia un gradiente decrescente da terra verso mare; generalmente la distribuzione di questi inquinanti in massa corrisponde alla distribuzione della tossicità equivalente (TEQ) ad essi imputabile;
- i valori dei PCB presentano concentrazioni maggiori in *laguna centro-nord e in quella centrale*, individuando i *fondali antistanti Porto Marghera e quelli retrostanti le casse di colmata* come le aree più inquinate di tutta la laguna; queste zone rappresentano entrambe aree influenzate dalle immissioni nei canali di Porto Marghera. In laguna sud i valori più elevati si riscontrano in Val di Brenta ed in Valle Millecampi. In termini di tossicità equivalente i PCB presentano valori medi e mediani maggiori in laguna nord e centro-nord mentre i fondali compresi tra Marghera e Venezia presentano i livelli più elevati.

Nelle quattro figure che seguono, tratte dall'*Atlante della Laguna*, vengono presentate le concentrazioni di alcuni POPs (diossine/furani come tossicità equivalente, IPA, PCB totali e ottaclorodibenzofurano (OCDF) nei sedimenti lagunari superficiali (0-15 cm).

PCB, PCDD/F e OCDF mostrano andamenti simili, evidenziando l'importanza della sorgente principale costituita dall'area industriale di Porto Marghera. L'analisi dei congeneri di diossine e furani presenti nelle diverse aree della laguna consente di riconoscere in maniera piuttosto chiara la provenienza prevalente della contaminazione. Si distinguono infatti una cosiddetta "impronta da combustione" (OCDD+HpCDF+OCDF) prevalente nella laguna nord e sud ed una cosiddetta "impronta industriale" (OCDF) prevalente in laguna centrale. La differenza più evidente delle due impronte è il rapporto tra l'ottaclorofurano (OCDF), congenere relativamente più abbondante nella produzione di CVM e nel ciclo del cloro e l'ottaclorodiossina (OCDD), congenere relativamente più abbondante nelle deiezioni umane e in alcune combustioni. La mappa della distribuzione della concentrazione di OCDF ha, infatti, i massimi tutti concentrati attorno alla Zona Industriale (ZI). Il rapporto OCDF/OCDD varia da 4 a 8 nella ZI a 0,5-0,3 nella zona di Chioggia e nella laguna nord.

Gli IPA mostrano una distribuzione notevolmente diversa rispetto a PCDD/F e PCB. Infatti, se pure è evidente un effetto legato alla presenza della Zona industriale, è altresì evidente il ruolo del centro storico di Venezia, con massimi di concentrazione localizzati in direzione di Murano e della bocca di Lido.

**Fig. 3.7-3.8-3.9-3.10:** Mappe di distribuzione di IPA, PCDD/F, PCB, OCDF nei sedimenti superficiali (15 cm) della Laguna di Venezia (Fonte: Atlante della Laguna)



### 3.2 EVOLUZIONE STORICA DELLA CONTAMINAZIONE LAGUNARE

I sedimenti, in generale, sono degli ottimi indicatori ambientali che registrano non solo gli eventi climatici e geologici passati ma anche le perturbazioni ambientali prodotte dalle attività antropiche inquinanti che coinvolgono il corpo d'acqua dal quale si depositano. Inoltre per molte sostanze essi costituiscono un serbatoio che può alimentare la colonna d'acqua sovrastante secondo modalità e velocità molto variabili. Per altre sostanze invece, essi agiscono come pozzo, rimuovendo tali sostanze dall'acqua e fissandole al loro interno in modo più o meno definitivo.

La cronologia degli apporti inquinanti nei sedimenti è determinata con metodi di radiodazione (scala temporale di 100-200 anni) che utilizzano numerosi isotopi radioattivi sia naturali che antropogenici. I più utilizzati a questi fini sono il  $^{210}\text{Pb}$ , il  $^{7}\text{Be}$ , il  $^{137}\text{Cs}$  e  $^{134}\text{Cs}$ .

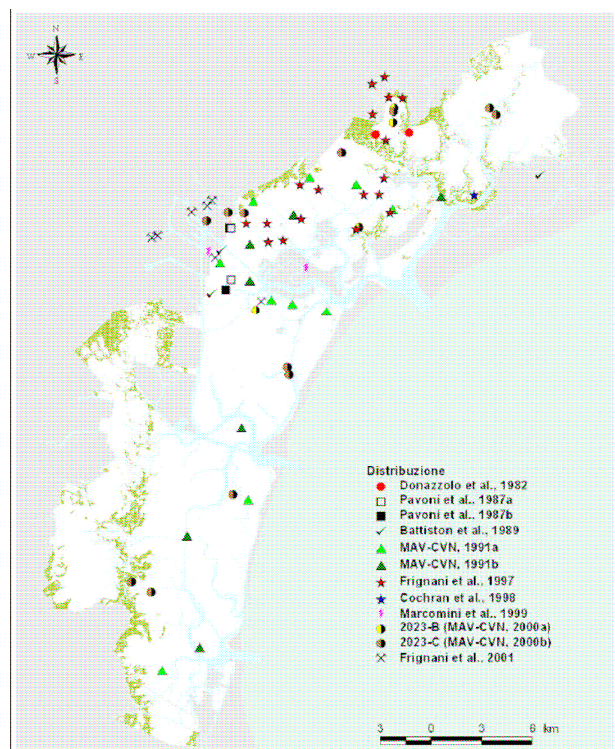
I primi studi risalgono agli anni '80 e avevano lo scopo di ricostruire l'evoluzione storica dell'inquinamento dei sedimenti in relazione allo sviluppo delle specifiche attività presenti nella zona industriale di Porto Marghera, di determinare i livelli di fondo pre-industriale per i metalli e di calcolare i tassi di sedimentazione presenti e passati. I punti d'indagine erano ubicati sia in zone ritenute fortemente influenzate da Porto Marghera che in quelle poste più lontane da questa fonte (Laguna Nord). Negli studi successivi l'area d'interesse è sempre rimasta la Laguna centro-nord e quella nord, in particolare i fondali lagunari compresi tra Venezia e la terra ferma. Le informazioni raccolte sono scarse nella Laguna centrale e in quella sud. Nell'area di Porto Marghera i trend evolutivi dei microinquinanti, nei sedimenti dei canali industriali, sono stati determinati solo recentemente con gli studi di MAV-CVN (2000) e Frignani et al.(2001).

Le informazioni, ottenute da carote radiodate, riportano come periodo di inizio degli apporti antropici dei metalli provenienti dall'attività industriale di Porto Marghera il 1930-1940; e i massimi di concentrazione sia dei microinquinanti organici che inorganici considerati sono stati individuati tra il 1960-1970, in corrispondenza della massima espansione della zona industriale di Porto Marghera, e sono riferibili a profondità comprese tra 20 e 30 cm. Dal 1970 in poi le concentrazioni e i flussi dei metalli sono diminuiti per l'efficacia degli interventi di riduzione dell'inquinamento messi a punto. Questi andamenti sono molto evidenti nella Laguna centro-nord, in particolare nei fondali antistanti la zona industriale di Porto Marghera, mentre nella Laguna nord non sempre risultano di facile lettura. Quest' area della Laguna risente meno dell'influenza diretta della zona industriale di Porto Marghera, infatti la concentrazione dei metalli è molto inferiore a quella della Laguna centro-nord, e per alcuni metalli come il Pb e lo Zn predomina l'apporto atmosferico.

L'applicazione dei metodi di radiodazione è importante perché può evidenziare la presenza di fenomeni di erosione dei fondali lagunari. Infatti l'assegnazione del contenuto di inquinanti del sedimento superficiale ad immissioni odierne può risultare incerta e ingannevole in assenza di radiodazione.

La distribuzione delle carote radiodate è riportata in figura 3.11 , tratta dal rapporto dell'attività A.2.1 - *Evoluzione temporale dell'inquinamento antropico dei sedimenti*, del progetto ICSEL del Magistrato alle Acque.

Fig. 3.11 distribuzione delle carote radiodate.



### 3.2.1 Microinquinanti inorganici

Il set di metalli più frequentemente considerato negli studi effettuati è rappresentato da Hg, Zn, Cd, Pb, Cu perché ritenuto strettamente correlato alle attività industriali passate e presenti dell'area di Porto Marghera. Nei fondali lagunari compresi tra la terra ferma e la città di Venezia e caratterizzati da elevate concentrazioni di metalli in superficie, l'inizio degli apporti antropici è riferibile agli anni '30 con lo sviluppo della prima area industriale di Porto Marghera. Nei lavori considerati dallo studio ICSEL i massimi di concentrazione e di flusso dei metalli sono stati riferiti a intervalli temporali non sempre coincidenti, per la diversa ubicazione del sito d'indagine rispetto alla fonte inquinante. Questi studi evidenziano che i flussi dei metalli aumentano dal 1930-1940 fino agli anni 60-70. Mentre si riscontra una diminuzione delle concentrazioni e dei flussi a partire dal 1970 dovuta all'efficacia degli interventi di riduzione dell'inquinamento messi a punto.

In Laguna nord, lontano dalle fonte inquinante di Porto Marghera, la lettura dei trend evolutivi dei metalli pesanti non sempre risulta chiara come in Laguna centro-nord. Negli studi considerati l'area più indagata è risultata la Palude di Cona e la foce del fiume Dese (Donazzolo et al., 1982; Frignani et al., 1997; Cochran et al., 1998; MAV, 2000a, b); alcuni siti di barena sono stati considerati nel "Progetto 2023" linea C (MAV, 2000b) e da Cochran et al. (1998) per determinare i flussi di metalli provenienti dall'atmosfera.

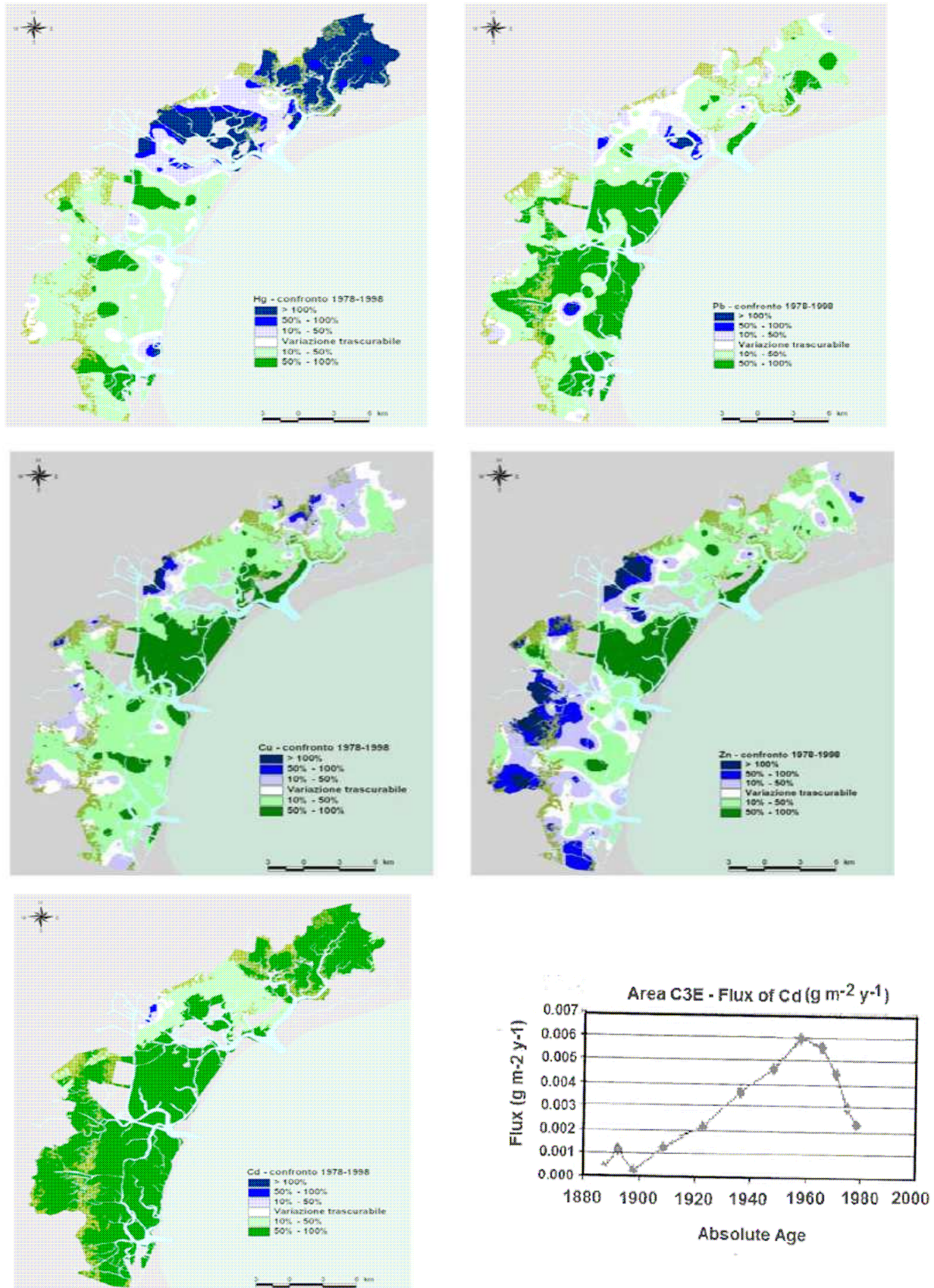
Alcuni autori hanno evidenziato un aumento variabile delle concentrazioni e dei flussi di Pb, Zn, e Cu verso gli strati superficiali ed una successiva diminuzione. Frignani et al. (1997) hanno datato l'inizio dell'apporto al 1930. Fanno eccezione il Hg e il Cd che mostrano un aumento fino ai giorni nostri (Frignani et al., 1997; Cochran et al., 1998; MAV, 2000 b). Cochran et al. (1998) affermano che nelle aree della Laguna nord l'apporto atmosferico predominante è quello del Pb e in misura minore quello dello Zn; il Cu e il Ni atmosferici contribuiscono con un 30-40% alla concentrazione totale del sedimento.

In nessuna area della Laguna sono stati riscontrati trend evolutivi di rilievo del Cr e del Ni, confermando la scarsa rilevanza del loro apporto.

Dall'osservazione dell'evoluzione cronologica di alcuni metalli emerge che i massimi di concentrazione non si riscontrano in superficie ma in profondità e in particolare tra 20 e 30 cm.



**Fig. 3.12** Distribuzione spaziale delle differenze in percentuale dei valori di Hg, Pb, Cu, Zn, Cd tra il 1978-1998. Il colore verde indica diminuzione di concentrazione, il colore blu aumento di concentrazione.



### 3.2.2 Microinquinanti organici

L'informazione sull'evoluzione temporale dei microinquinanti organici (PCB, PCDD, PCDF, IPA) nei sedimenti lagunari non è così abbondante come quella sui metalli. Gli studi che hanno trattato in dettaglio la cronologia dell'inquinamento da microinquinanti organici, hanno focalizzato l'indagine sia in aree prossime a diverse tipologie di fonti antropiche (Porto Marghera, città di Venezia) che in quelle più lontane.

In generale si segnala un aumento significativo dell'inquinamento da microinquinanti organici a partire dagli anni '40; il massimo degli apporti è riferibile agli anni '60-'70 dopo i quali è evidente una netta diminuzione.

La comparsa dei PCB è segnalata da quasi tutti gli autori negli anni '60; solo Marcomini et al. (1999) denotano una presenza precedente.

Nei fondali lagunari tra la città di Venezia e Porto Marghera, la comparsa delle diossine e dei furani risale agli anni intorno al 1920. Il picco è stato raggiunto nei primi anni del 1980 e negli ultimi anni le concentrazioni sono in fase decrescente.

Nella Laguna di Venezia, secondo Bellucci et al. (2000) e Frignani et al. (2001), dall'analisi dei profili dei PCDD/F possono essere individuati tre casi: 1) prevalenza di OCDD, la cui origine è attribuibile ai processi di combustione (traffico, incenerimenti, produzione di energia elettrica, riscaldamento), distribuita specialmente attraverso l'atmosfera, gli scarichi domestici, i rifiuti urbani e i gas di scarico dei motori dei natanti; 2) la seconda impronta mostra l'esclusiva presenza di OCDF (ca. 90 %) e OCDD (ca. 10 %), ed è caratteristica dei sedimenti del Canale Lusore – Bretelle, riconducibile allo stripping di cloruro di vinile; 3) il terzo profilo, contenente specialmente furani, con OCDF come componente prevalente, si trova in tutti gli altri canali dell'area industriale, nella laguna e nelle barene. Gli autori suggeriscono che la provenienza possa essere attribuita agli scarti delle lavorazioni localizzate nella Prima zona industriale (metalli, cokeria).

L'analisi delle impronte dei PCDD/F, nelle zone della laguna centro-nord, ha evidenziato che l'OCDD e l'OCDF sono in stretta correlazione nel tempo suggerendo così la prevalenza di un'unica tipologia di sorgente inquinante.

Nell'area di Porto Marghera la descrizione degli apporti inquinanti non sempre risulta di facile determinazione visto che la successione sedimentaria nei canali industriali può essere molto alterata dal passaggio di navi di grande stazza, dagli interventi di dragaggio e dal franamento delle sponde.

Il trend evolutivo degli IPA è stato osservato da Pavoni et al. (1987b) in una carota prelevata nei fondali lagunari prospicienti a Porto Marghera; è stato osservato un considerevole aumento delle concentrazioni di IPA alla profondità di 10 cm corrispondenti al periodo 1953-1964 e un successivo decremento nei sedimenti più superficiali. Questa diminuzione è attribuita dagli autori al cambio della tipologia di combustibile per il riscaldamento domestico: dal carbone al petrolio e gas che producono meno IPA. Tuttavia l'analisi dei flussi evidenzia che nei livelli superficiali l'apporto è in aumento in accordo con l'incremento dell'utilizzo dei combustibili fossili; l'autore attribuisce questa apparente discordanza tra andamenti delle concentrazioni e dei flussi ad un elevato tasso di sedimentazione che produce come effetto una concentrazione costante nei sedimenti più superficiali.

Il profilo verticale dei DDT è stato analizzato da Donazzolo et al. (1982) in una carota posta in Laguna Nord vicino alla foce del Dese e da Pavoni et al. (1987b) nei fondali compresi tra Porto Marghera e la città di Venezia. In laguna Nord è stato identificato un valore massimo alla profondità di 16 cm, corrispondente al 1955, e nello strato più superficiale è stata determinata una diminuzione fino al 1978, anno di prelievo della

carota. Gli autori trovano un accordo temporale tra la massima concentrazione dei DDT nei sedimenti e il periodo di più largo uso di queste sostanze come antiparassitari sia in zone urbane che agricole; suppongono che il trasporto dei DDT sia avvenuto in associazione ai solidi trasportati dal fiume Dese che attraversa una estesa area agricola.

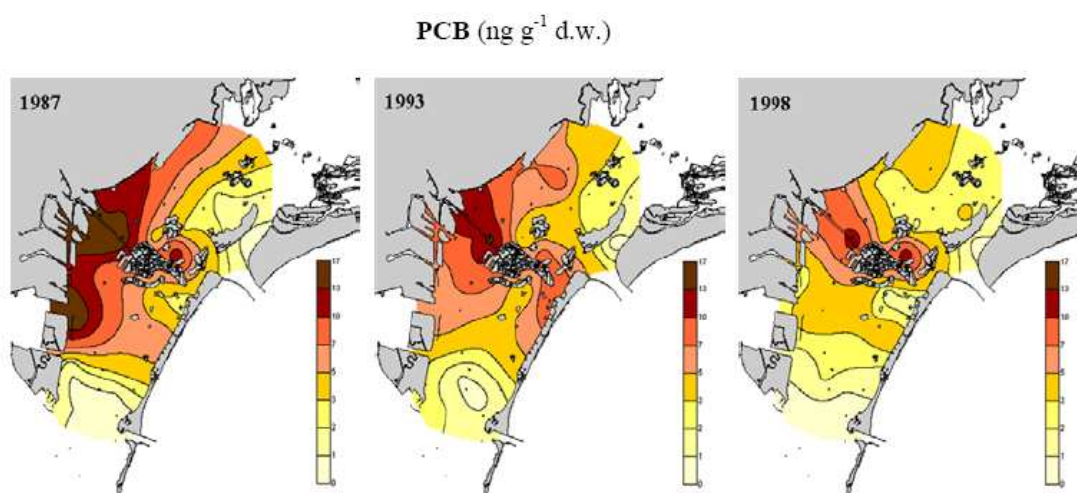
Pavoni et al. (1987b) osservano un profilo costante dei DDT con un leggero incremento negli strati superficiali; gli autori attribuiscono l'aumento dei flussi all'accumulo di sedimenti provenienti da aree più inquinate attraverso processi di risospensione e rideposizione.

### Evoluzione delle concentrazioni di PCB, POC e IPA.

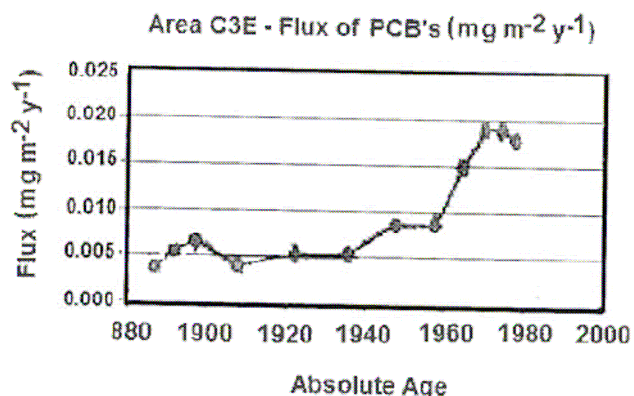
Le considerazioni riportate di seguito sono tratte dal lavoro di Pavoni et al. (2003).

L'autore ha valutato l'andamento temporale delle concentrazioni di microinquinanti organici (PCB, POC e IPA) nei sedimenti superficiali di 25 siti della Laguna centro-nord di Venezia dal 1987 al 1998 e per 3 siti fino al 2001 (Fig. 3.13-3.14-3.15). Si evidenzia che la contaminazione nei sedimenti lagunari da PCB e POC è andata significativamente diminuendo in questi ultimi 15 anni, in particolare in prossimità della zona industriale di Porto Marghera. L'andamento degli IPA, invece, è risultato in controtendenza rispetto alle due classi di inquinanti precedenti. Infatti, essi mantengono nel tempo rilevanti concentrazioni soprattutto in prossimità del centro storico veneziano. L'indagine dell'andamento temporale fino al 2001 in tre siti della laguna centro-nord, conferma l'andamento decrescente dell'inquinamento da microinquinanti organici nella zona industriale (stazione di Trezze) e le basse concentrazioni in zone lontane dalle fonti inquinanti (S. Nicolò di Lido), ma mette in luce la peculiarità del sito Celestia, nel quale tutte e tre le classi di inquinanti sono risultate aumentare nel tempo

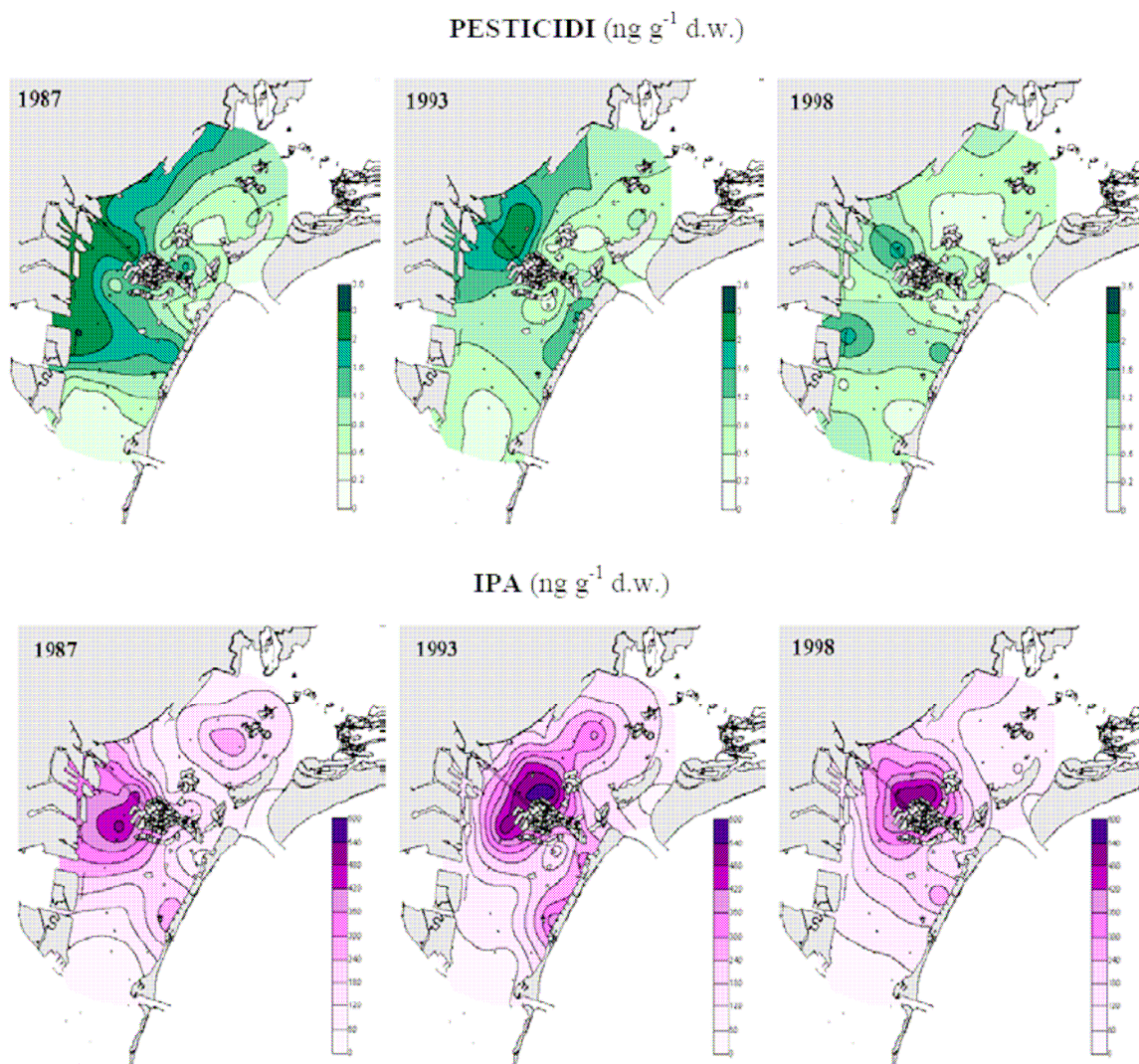
**Figura 3.13** Evoluzione temporale della concentrazione di PCB nella Laguna centro-nord negli anni 1987, 1993, 1998 (da Pavoni et al., 2003).



**Fig. 3.14** Serie temporale dei flussi di PCB in laguna centrale e nell'area intorno a Porto Marghera (MAV-CVN, 2000b)



**Figura 3.15** Evoluzione temporale della concentrazione di POC e IPA nella Laguna centro-nord negli anni 1987, 1993, 1998 (da Pavoni et al., 2003).



Le considerazioni riportate di seguito sono tratte dal progetto ICSEL Attività A.2.1 *Evoluzione temporale dell'inquinamento antropico dei sedimenti* (2004) del Magistrato alle Acque di Venezia.

Utilizzando tre data set disponibili rappresentativi degli anni 1978, 1988 e 1998, è stato fatto un confronto per valutare i trend evolutivi dei metalli Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, per la comparabilità dei metodi di analisi applicati; non è stato possibile valutare i trend evolutivi dei composti organici su tutta la Laguna per la mancanza dei dati. Questa analisi è stata limitata alla Laguna centro-nord, considerando l'evoluzione di PCB, POC e IPA negli anni 1987, 1993, 1998 tratta da Pavoni et al. (2003).

In generale nell'arco di un ventennio si è evidenziato un miglioramento per Cd, Cu, Pb e Zn in gran parte dei fondali lagunari. È emerso che, per questi metalli, le aree a concentrazione più elevata sono mutate nell'arco di venti anni: nel 1978 era presente una fascia con direzione est-ovest compresa tra il canale industriale sud e le casse di colmata, nel 1988 e 1998 questa area è nettamente migliorata (50-100%) e la zona con i valori più alti si colloca nei fondali antistanti Porto Marghera ma con un'estensione minore. Il Hg non presenta variazioni dei valori della mediana statisticamente significative nel periodo 1978-1998. La distribuzione dei valori del metallo evidenzia una evoluzione differenziata a seconda dei bacini lagunari: la laguna nord e centro nord presentano una situazione di peggioramento, mentre quella centrale e sud sono in netto miglioramento. La diminuzione generale delle concentrazioni dei metalli nei sedimenti superficiali può essere imputabile a una diminuzione delle sorgenti inquinanti nel tempo dovuta agli interventi di riduzione dell'inquinamento messi a

punto verso la metà degli anni '80. La variazione nel tempo delle aree con le maggiori concentrazioni, come emerso dalle mappe di tutti i metalli considerati, può essere spiegata dai fenomeni di risospensione della frazione fine del sedimento, ricca in metalli di origine antropica, e di rideposizione in aree della laguna a bassa energia. Le zone del bacino centrale, dove nel 1978 erano presenti i valori elevati di tutti i metalli, attualmente sono in fase di erosione, con un collegato aumento percentuale della componente sabbiosa, mentre quelle di fronte a Porto Marghera, dove si evidenziano i valori più alti nel 1988 e 1998, sono in fase di sedimentazione. Nella Laguna centro-nord si evidenzia che la contaminazione nei sedimenti da PCB e POC è andata significativamente diminuendo negli ultimi 15 anni, in particolare in prossimità della zona industriale di Porto Marghera. L'andamento degli IPA, invece, è risultato in controtendenza rispetto alle due classi di inquinanti precedenti.

È da evidenziare come l'evoluzione temporale dell'inquinamento ottenuta con carote radiodatate fornisca un'informazione puntuale e dettagliata, che non sempre trova riscontro nelle mappe di distribuzione delle variazioni percentuali. Infatti queste sono ottenute confrontando dataset riferibili a spessori di sedimento (10 e 20 cm) che possono mediare i picchi di concentrazione con livelli meno inquinati.

### 3.3 GEOSPECIAZIONE NEI SEDIMENTI DELLA LAGUNA DI VENEZIA

La laguna di Venezia rappresenta un sistema naturale di particolare interesse scientifico poiché essa è sottoposta all'azione di inquinanti di origine diversa. Le principali fonti di inquinamento sono le immissioni di acque di scarichi urbani ed industriali oltre ad acque di dilavamento dei terreni agricoli provenienti da aree che circondano la laguna. Risulta, quindi, importante l'approfondimento delle conoscenze sull'influenza esercitata da sostanze inquinanti sui cicli biogeochimici nell'ambiente lagunare.

La quantificazione del metallo totale presente nei sedimenti non consente di prevedere e stimare il reale rischio tossicologico derivante dal lento e continuo rilascio dei metalli pesanti intrappolati nel sedimento (Argese *et al.*, 2000).

I metalli pesanti si trovano infatti distribuiti fra i vari "componenti" del sedimento secondo forme associative che si differenziano per la forza con cui il metallo è legato alla matrice solida: ciascuna di queste forme presenta una diversa possibilità di rilascio verso l'ambiente acquatico. I metalli disciolti nell'acqua interstiziale e quelli legati alla superficie della matrice solida mediante adsorbimento sono direttamente rilasciati nell'acqua sovrastante; essi costituiscono la frazione scambiabile. Al contrario, i metalli legati come impurezze all'interno dei reticoli dei minerali non sono rilasciati nelle normali condizioni ambientali; essi possono allora costituire una frazione preponderante del metallo totale. Tra questi estremi esistono altre forme chimiche che contengono metalli potenzialmente rilasciabili in seguito ad alterazioni chimico – fisiche (pH, potenziale redox, salinità) o che possono entrare nella catena alimentare dopo assimilazione da parte di organismi bentonici detritivori (Argese *et al.*, 2000).

Al fine di quantificare le frazioni di metallo legate a ciascuna forma, è stata ottimizzata una procedura di speciazione geochimica, basata su una serie di estrazioni sequenziali successive indicate in studi di letteratura scientifica (Tessier *et al.*, 1979; Rapin *et al.*, 1983; Weltè *et al.*, 1983). Per quanto riguarda studi condotti nel Sistema Lagunare Veneziano, la procedura è stata messa a punto previo indagini preliminari, utilizzando campioni di sedimento della laguna di Venezia, che hanno permesso l'identificazione di parametri che hanno una maggior influenza sull'efficienza, la selettività e la ripetibilità di ogni singola estrazione (Argese *et al.*, 2000). La sequenza di estrazione adottata fornisce le concentrazioni del metallo in cinque diverse frazioni (Argese *et al.*, 2000): scambiabile; legata ai carbonati; legata agli ossidi/idrossidi di ferro e manganese; legata alla materia organica e ai solfuri; residua.

### 3.3.1 Analisi di studi di geospeciazione

Per evidenziare come varia la classificazione del sedimento effettuando o meno uno studio di geospeciazione, si riportano, a titolo di esempio, alcuni studi effettuati su campioni di sedimento prelevati sulla laguna di Venezia.

Argese *et al.* (2000) applicarono la procedura analitica sopra citata a campioni di sedimento raccolti in tre aree della laguna di Venezia, caratterizzate da condizioni morfologiche, idrodinamiche e fisico – chimiche diverse: la velma della Giudecca, la palude di Cona e ad ovest della bocca di porto di Malamocco, antistante S. Pietro in Volta. La determinazione della diverse forme associative in cui i metalli si trovano distribuiti nel sedimento permette di trarre alcune conclusioni:

- una frazione importante di manganese, piombo, rame e zinco si trova associata a fasi geochimiche che possono essere potenzialmente solubilizzate, rendendo disponibile il metallo ad esse associato;
- il ferro è presente in modo predominante nella frazione residuale del sedimento. Questo evidenzia l'origine prevalentemente naturale di tale elemento;
- ferro e nichel non residuali non mostrano forme associative preferenziali con particolari componenti del sedimento. Il cromo non residuale si trova associato in prevalenza alla terza e quarta fase. Manganese e rame non residuali sono associati per lo più alla seconda e alla quarta fase, rispettivamente.

In uno studio successivo, Argese *et al.* (2003) applicarono la procedura di estrazione sequenziale a campioni di sedimento raccolti in un bacino artificiale situato nei pressi dell'area Industriale di Porto Marghera, in cui è stato analizzato il comportamento dei seguenti metalli: cadmio, cromo, ferro, manganese, nichel, piombo, rame e zinco.

I risultati ottenuti hanno permesso di trarre delle interessanti conclusioni riguardo la potenziale rimobilizzazione dei metalli legati al sedimento. La frazione immediatamente disponibile, che include metalli adsorbiti ai vari costituenti del sedimento, rappresenta in generale una percentuale molto bassa e non significativa del contenuto totale. D'altro canto, una proporzione importante della maggior parte dei metalli (circa il 30%) è associato alle fasi residuali, quindi non si prevede che venga rilasciato sotto le normali condizioni ambientali. Zinco e, in minor entità, cadmio e rame rappresentano un'eccezione poiché la fase residuale contiene una frazione minore di questi metalli, che sono in prevalenza di origine antropogenica. La terza fase include una rilevante quantità della maggior parte dei metalli, confermando una forte efficienza nel distruggere gli ossidi ed idrossidi di ferro e manganese per questi contaminanti nell'ambiente studiato. La frazione di metalli associata a questa fase potrebbe essere rilasciata se si verifica che i sedimenti sono sottoposti a condizioni anossiche. I metalli legati ai carbonati possono diventare disponibili in condizioni debolmente acide. Tuttavia i cambiamenti di pH nella colonna d'acqua potrebbero essere di interesse per cadmio, piombo e zinco, che sono associati in gran quantità in questa fase. Il comportamento del rame è singolare poiché esso è prevalentemente legato ai solfuri e alla materia organica. Il suo rilascio dai sedimenti potrebbe tuttavia essere favorito dal passaggio a condizioni più ossidative, che possono incrementare la velocità di ossidazione della materia organica e dei solfuri.

La successiva Tab. 3.2 riporta i risultati ottenuti dalla speciazione secondo Argese *et al.* (2000; 2003) e relativa classificazione, secondo il documento succitato, considerando sia la concentrazione del metallo totale che quella del metallo biodisponibile. Bisogna precisare che la tabella seguente indica la classificazione dei campioni di sedimento solo sulla base degli elementi previsti dal Protocollo d'Intesa del 1993, quindi sono esclusi dalla trattazione ferro e manganese.

Lo studio della speciazione, quindi, rappresenta un rigoroso approccio alla valutazione della contaminazione da metalli pesanti, anche in considerazione del fatto che il loro complessamento con leganti organici può favorire l'interazione di metalli disciolti con il particolato e quindi la sua sedimentazione determinando un aumento della loro concentrazione nel sedimento, con possibili effetti nei riguardi degli organismi bentonici, che potrebbero trasferirsi lungo la catena trofica (Cescon *et al.*, 2000).

La considerevole presenza di metalli generalmente trovata nella frazione residuale mette in evidenza l'inadeguatezza dei dati ottenuti dall'estrazione totale del metallo presente nel sedimento nel valutare il contributo derivante dall'inquinamento. Al contrario, la speciazione geochimica dei metalli attraverso estrazioni sequenziali selettive si dimostra estremamente vantaggiosa per l'acquisizione di conoscenze sull'origine e sui processi di trasporto, mobilizzazione e sedimentazione dei metalli pesanti nei sedimenti

(Argese *et al.*, 2000) e sulla qualità di questo ambiente. E' opinione del mondo scientifico che proprio la frazione più labile del metallo possa facilmente essere assunta da organismi ed entrare, quindi, nella rete trofica, dando inizio a processi quali bioaccumulo e biomagnificazione.

**Tab. 3.2** Confronto tra la classificazione di campioni di sedimenti determinata con le concentrazioni (mg/kg di sedimento secco) di metallo totale e di frazione biodisponibile (I e II fase) (determinata da Argese *et al.* 2000 e 2003).

Campione	Fase	Cd	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Cu	Zn	Classe secondo il metallo totale	Classe secondo speciazione
1 Velma della Giudecca	I		n.d.	2.0	7.2	n.d.	0.60	n.d.	1.6	B	A
	II		0.37	310	98	0.94	8.9	2.1	36		
	totale		51	1000	250	13	18	26	110		
	%		0.7	3.1	42	7.2	53	8.1	34		
2 Velma della Giudecca	I		n.d.	11	6.6	n.d.	0.71	0.17	1.0	B	A
	II		0.80	990	120	2.0	9.6	2.1	47		
	totale		60	160	290	40	38	41	290		
	%		1.3	6.2	44	5.0	27	5.5	17		
3 Velma della Giudecca	I		n.d.	10	6.6	0.55	0.59	n.d.	2.7	B	A
	II		0.54	610	120	1.1	11	2.6	69		
	totale		51	140	270	20	31	36	200		
	%		1.0	4.4	47	8.2	37	7.2	36		
4 Palude di Cona	I		n.d.	20	36	0.48	0.42	0.72	5.9	B	A
	II		1.0	120	200	3.3	14	2.7	37		
	totale		77	270	550	39	48	52	210		
	%		1.3	4.5	43	9.7	30	6.6	20		
5 Palude di Cona (Foce del fiume Dese)	I		n.d.	17	30	0.24	0.37	n.d.	5.9	C	A
	II		1.3	230	170	5.5	17	2.0	45		
	totale		92	330	490	36	66	74	260		
	%		1.4	7.0	41	16	26	2.7	20		
6 Palude di Cona	I		n.d.	5.2	9.8	0.10	0.15	n.d.	0.55	B	A
	II		0.59	820	130	1.2	8.7	1.7	19		
	totale		57	160	310	32	29	29	100		
	%		1.0	5.1	45	4.1	31	5.9	20		
7 Bocca di Malamocco	I		n.d.	12	5.6	n.d.	0.33	0.32	2.5	B	A
	II		0.52	570	80	2.2	4.4	1.5	16		
	totale		65	150	270	36	18	23	83		
	%		0.8	3.9	32	6.1	26	7.9	22		
8 Bocca di Malamocco	I		n.d.	4.8	5.5	n.d.	0.32	n.d.	1.7	B	A
	II		0.47	270	60	2.7	7.6	1.4	24		
	totale		72	160	300	39	19	19	87		
	%		0.6	1.7	22	6.9	42	7.4	29		
9 Porto Marghera	I	n.d.	n.d.	18	31	0.34	0.14	0.03	7.2	C	A
	II	0.99	0.24	190	180	1.2	48	1.8	110		
	totale	1.9	60	260	490	32	120	55	320		
	%	52	0.40	7.4	43	4.8	40	3.3	37		
10 Porto Marghera	I	0.00	n.d.	23	29	0.2	0.25	0.04	7.3	B	A
	II	0.36	0.58	110	160	1.1	28	1.1	63		
	totale	0.77	41	220	440	21	73	35	200		
	%	47	1.4	5.1	43	6.2	39	3.3	35		
11 Porto Marghera	I	0.00	n.d.	4.2	55	0.20	0.12	0.59	10	B	A
	II	0.27	0.56	400	250	0.95	14	4.4	45		
	totale	0.44	37	190	550	28	35	29	180		
	%	63	1.5	2.1	54	4.1	40	6.9	52		

### 3.4 MOBILITÀ DEI METALLI NEL SEDIMENTO

Con il termine SEM, si indicano le tecniche di estrazione parziale del metallo dal sedimento, che consentono di determinare diverse frazioni della concentrazione totale caratterizzate da una diversa forza di legame con la matrice solida e quindi caratterizzate da un diverso grado di mobilità e biodisponibilità.

In particolare la frazione SEM (simultaneously extracted metal) corrisponde alla frazione estraibile con un attacco acido (1M HCl) a freddo (Allen *et al.*, 1993) e rappresenta quella frazione che in natura tende ad essere associata alla matrice solida con legami più blandi e quindi più immediatamente disponibile.

Al contrario, la presenza di un substrato costituito da solfuri amorfi, quantificato con la misura di AVS, agisce in ambiente anossico come sequestratore dei metalli, particolarmente importante per quelli che tendono a formare solfuri stabili, quali, in ordine di prodotto di solubilità decrescente Hg, Cu, Pb, Cd, Zn, Ni. In mancanza di AVS tali metalli risultano più facilmente mobilizzabili e utilizzabili dal comparto biologico.

Il mercurio è escluso dal confronto con gli AVS in quanto si ritiene che altri importanti fattori giochino un ruolo più importante nel determinare la tossicità e il bioaccumulo per gli organismi (legame con il gruppo metilico dei composti organici) (USEPA, 2004).

Il rapporto molare (SEM/AVS) o la differenza molare (SEM-AVS) è pertanto una misura qualitativa della mobilità dei metalli bivalenti presenti nel sedimento. Questa tecnica operativa è stata proposta in ambito U.S. EPA a partire dai primi anni '90 (ad es.: Di Toro *et al.*, 1992; Allen *et al.*, 1993) ed ha avuto una notevole diffusione nel decennio successivo soprattutto nella letteratura tecnicistica statunitense.

Qualora si consideri il rapporto molare (SEM/AVS), un valore inferiore a 1 indica un eccesso di substrato legante e quindi una tendenziale bassa mobilità. Qualora il rapporto sia maggiore di 1, metalli in eccesso possono essere potenzialmente biodisponibili e quindi dare un contributo alla tossicità dei sedimenti.

Qualora si consideri la differenza fra le due concentrazioni molari (SEM-AVS), maggiore è la differenza osservata fra i due parametri maggiore è la possibilità che la tossicità sia attribuibile ai metalli presenti nei sedimenti (EPA, 2004), poiché vi sono metalli in eccesso rispetto alla fase legante costituita dagli AVS. In particolare alcuni autori (Hansen, 1995; 1996a; 1996b) hanno rilevato un'incidenza di tossicità pari al 90% in sedimenti con SEM-AVS > 5.

Sebbene sia stata evidenziata una relazione diretta tra il rapporto SEM/AVS e la tossicità del sedimento (misurata con organismi e endpoint diversi), va evidenziato peraltro come altri substrati (carbonati, idrossidi di Fe-Mn, sostanza organica) possano svolgere a seconda delle caratteristiche geochemiche del sedimento e delle condizioni fisico-chimiche in cui esso si trova (variabili nel tempo e nello spazio, dall'interfaccia acqua-sedimento), un ruolo non secondario in modo complementare o antagonista rispetto agli AVS.

A tal proposito, recentemente è stata proposta una modifica della procedura di utilizzo di tale indicatore, nella quale la differenza fra SEM e AVS viene normalizzata alla frazione di carbonio organico ( $f_{oc}$ ) presente nei sedimenti (EPA, 2005; Di Toro e Mc Grath, 2000). Dati sperimentali hanno dimostrato che il rapporto  $[(SEM-AVS)/f_{oc}]$  è in grado di predire in modo molto più accurato la mortalità osservata con i saggi tossicologici, tenendo conto dell'influenza sia degli AVS, sia della frazione organica, nel determinare la biodisponibilità dei metalli nei sedimenti.

Nell'ambito dello studio ARTISTA (Thetis, 2003), realizzato nel contesto del Progetto MELA1, è stata effettuata la determinazione di SEM e AVS e del conseguente rapporto molare, nei sedimenti campionati in 10 stazioni lagunari nel corso di due campagne eseguite nel giugno e nel novembre 2001. Lo stesso approccio, valutando sia il rapporto sia la differenza tra i due parametri, è stato seguito nell'ambito dello studio triennale ICSEL C (Thetis, 2005a), nel quale sono state aggiornate e approfondite le conoscenze relative al rischio ecologico dovuto all'inquinamento delle acque e dei sedimenti della Laguna di Venezia. In particolare in dieci stazioni si dispone di una caratterizzazione triennale dei sedimenti.

In entrambi i casi e considerando i vari approcci, è stata osservato che esiste sempre un eccesso di solfuri volatili rispetto ai metalli SEM, così da determinare una bassa mobilità dei metalli presenti nel sedimento. Il rapporto SEM/AVS è sempre inferiore ad 1, con rare eccezioni.

I valori di SEM/AVS aumentano dalla profondità di 15 cm all'interfaccia acqua-sedimento, rispecchiando una condizione progressivamente meno riducente, fino ad avvicinarsi all'unità negli spessori superficiali della stazione davanti a Fusina.



La differenza tra SEM e AVS (reale o normalizzata al contenuto di carbonio organico) è sempre inferiore alle soglie proposte per una tossicità possibile.

I risultati indicano come in laguna di Venezia sia presente una quantità di AVS nell'intervallo dei valori osservati in altri ambienti marini costieri e di transizione, con valori generalmente più elevati in laguna centrale (Thetis, 2003). La variabilità stagionale appare piuttosto contenuta e non univoca, mentre univoco è l'aumento degli AVS in profondità, pur nell'ambito del ridotto spessore investigato (0-15 cm).

## 4. BIODIVERSITÀ

### 4.1 AMBITI DI TUTELA

#### 4.1.1 Siti di Importanza Comunitaria

Le due Direttive comunitarie Habitat 92/43/CEE e Uccelli 79/409/CEE, la prima relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche, la seconda relativa alla conservazione degli uccelli selvatici, sono gli strumenti legislativi che supportano la strategia comunitaria in materia di conservazione della natura e della biodiversità, che si sviluppa attraverso il superamento del tradizionale approccio conservazionistico rivolto alle singole specie minacciate, ora integrato da azioni volte alla tutela di tutta la diversità biologica nelle sue componenti: genetica, di specie e di ecosistemi.

Sulla scorta di tali considerazioni, la Direttiva Habitat (art. 3) prevede la costituzione di una rete ecologica europea denominata Natura 2000, che rappresenta un sistema coordinato e coerente di aree destinate alla conservazione della diversità biologica presente nel territorio dell'Unione. Ogni singolo stato membro contribuisce alla costituzione della rete ecologica Natura 2000 in funzione della presenza e della rappresentatività sul proprio territorio di particolari habitat e specie di interesse comunitario, individuando aree ove se ne riscontra la significativa presenza. Queste aree sono denominate Siti di Importanza Comunitaria (SIC).

Inoltre, in modo coerente, sono parte integrante della rete “Natura 2000” anche le Zone di Protezione Speciale (ZPS) designate ai sensi della Direttiva Uccelli.

La Direttiva Habitat concentra la sua attenzione su habitat e specie particolarmente minacciati o comunque peculiari della biodiversità continentale europea. Gli habitat sono classificati in base al tipo di copertura vegetale, naturale o semi-naturale. La vegetazione, descritta secondo il metodo fitosociologico, assume quindi il ruolo di criterio discriminante degli habitat comunitari, poiché meglio della componente faunistica è in grado di rappresentare le variabili ecologiche di un dato ambiente (clima, suolo ecc.). Il lungo elenco di habitat contenuti nella Direttiva, denominati in base al tipo di vegetazione, costituisce una rappresentazione completa e dettagliata della grande variabilità vegetazionale, climatica e pedologica presente nel continente europeo.

Nell'ambito della Laguna di Venezia sono state individuate quattro aree SIC, che comprendono ambienti di laguna e di litorale. I quattro Siti di Importanza Comunitaria (a maggio 2008) sono:

- IT3250003 Penisola del Cavallino: biotopi litoranei, avente estensione di 283 ha;
- IT3250023 Lido di Venezia: biotopi litoranei, 150 ha;
- IT3250030 laguna medio-inferiore di Venezia, 26385 ha;
- IT3250031 laguna superiore di Venezia, 20187 ha.

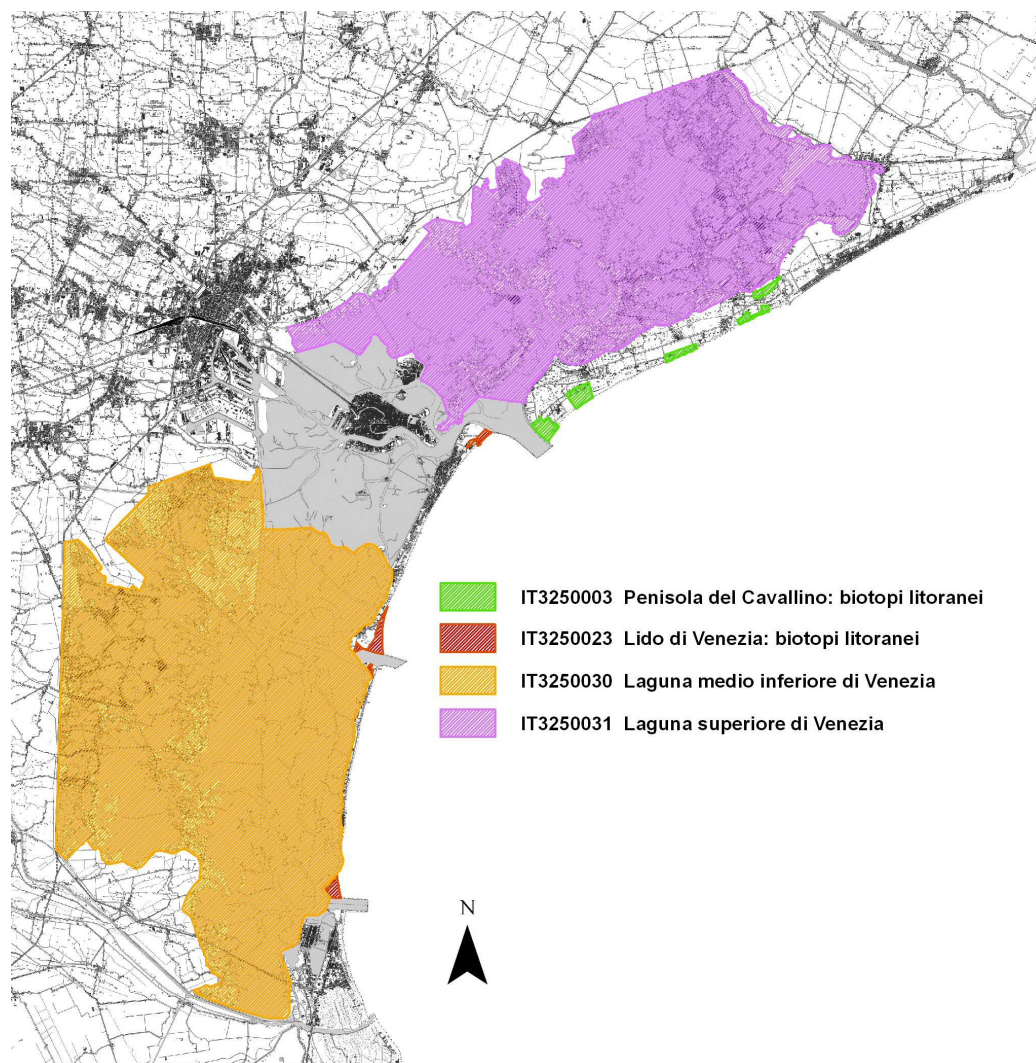
Il SIC IT3250031 “Laguna superiore di Venezia” e il SIC IT3250030 “Laguna medio- inferiore di Venezia” comprendono tutti gli habitat caratteristici del sistema lagunare veneziano, alcuni di questi endemici delle lagune alto-adriatiche: gli estuari fluviali soggetti a marea con vegetazione a canneto (*Phragmites australis*), le barene con la tipica vegetazione alofila (*Salicornia veneta*, *Limonium bellidifolium*, *Spartina maritima* ecc.), le velme e le paludi, fino ai fondali lagunari con vegetazione a fanerogame marine (*Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*, *Zostera noltii*). Sono comprese anche le valli da pesca, superfici lagunari racchiuse da argini e perciò precluse all'espansione di marea, utilizzate a scopo venatorio e di itticoltura.

I SIC della laguna costituiscono una zona di eccezionale importanza per lo svernamento, la migrazione e la nidificazione di uccelli acquatici, in particolare limicoli.

Il SIC IT3250003 “Penisola del Cavallino: biotopi litoranei” e il SIC IT3250023 “Lidi di Venezia: biotopi litoranei” racchiudono i pochi frammenti sopravvissuti del cordone dunale che un tempo caratterizzava pressoché senza soluzione di continuità i litorali sabbiosi della Laguna di Venezia. Benché drasticamente ridotti e frammentati a causa dello sfruttamento turistico-balneare degli arenili, questi ambienti rivestono tuttora una notevole importanza naturalistica. È possibile individuare ambiti in cui si sviluppa la tipica serie vegetazionale dei litorali sabbiosi, dalla battigia fino alle dune stabilizzate, separate dalle dune di più recente formazione da bassure umide. Dove si attuano forme di tutela attiva, come nelle oasi WWF di Alberoni e

LIPU di Ca' Roman, è possibile osservare una discreta attività di nidificazione da parte di due specie caratteristiche di questi ambienti, il Fratino e il Fraticello, che nidificano direttamente sulla spiaggia nuda antistante la prima fascia di dune.

**Fig. 4.1:** Ubicazione dei SIC presenti in laguna di Venezia



#### 4.1.2 Zone di Protezione Speciale e IBA

La Direttiva 79/409 “Uccelli”, adottata in Italia con L.N. 157/92, concernente la conservazione di tutte le specie di uccelli viventi naturalmente allo stato selvatico nel territorio europeo degli stati membri, si prefigge la protezione, la gestione e la regolazione di tali specie e ne disciplina lo sfruttamento. Le sue prescrizioni si applicano non solo agli uccelli, ma pure alle uova, ai nidi e agli habitat. In particolare, per alcune specie di uccelli (All. 1 della Direttiva), sono previste misure speciali di conservazione per quanto riguarda l’habitat, per garantire la sopravvivenza e la riproduzione di dette specie nella loro area di distribuzione. Gli stati membri classificano in particolare come Zone di Protezione Speciale (ZPS) i territori più idonei in numero e in superficie alla conservazione di tali specie, tenuto conto delle necessità di protezione di queste ultime. Vengono suggerite altre misure di conservazione, quali il mantenimento e la sistemazione degli habitat situati all’interno o all’esterno delle zone di protezione, il ripristino dei biotopi distrutti e la creazione di nuovi; tali zone devono essere preservate da possibili cause di inquinamento e fattori che possano provocare deterioramento degli habitat in essi presenti.

La Direttiva Uccelli non fornisce tuttavia criteri quantitativi per l’individuazione delle ZPS. Le aree ZPS della Laguna di Venezia sono state designate per il ruolo ecologico che svolgono nei confronti del ciclo biologico di numerose specie di uccelli, rappresentate in molti casi da un gran numero di individui.

Le due tipologie, ZPS e SIC, si integrano nella rete Natura 2000, la principale strategia dell’Unione Europea per il raggiungimento degli obiettivi di conservazione della diversità biologica su scala continentale.

Dal punto di vista amministrativo i siti “Natura 2000” (SIC e ZPS) sono oggetto di un particolare regime di tutela. Le norme vigenti prescrivono che ogni intervento (piano urbanistico-territoriale, progetto edilizio ecc.) sia preliminarmente valutato per verificare se esso determina degrading degli habitat o perturbazioni delle specie animali e vegetali. In caso di incidenze negative l’intervento deve essere modificato secondo soluzioni progettuali alternative, o dovranno essere previste misure di mitigazione e compensazione degli impatti. Inoltre le pubbliche amministrazioni competenti dovranno predisporre specifici piani di gestione, al fine di garantire uno status di conservazione soddisfacente degli ecosistemi protetti.

Nell’area della Laguna di Venezia sono state designate tre distinte ZPS e in termini di superficie il 95% circa della Laguna è tutelato dalla Direttiva Uccelli. Le tre Zone di Protezione Speciale sono:

- IT3250003 Penisola del Cavallino: biotopi litoranei, avente estensione di 283 ha;
- IT3250023 Lido di Venezia: biotopi litoranei, 150 ha;
- IT3250046 Laguna di Venezia, 55209 ha;

Le prime due sono anche SIC e sono già state descritte nel paragrafo precedente.

La parte più settentrionale della ZPS IT3250046 Laguna di Venezia racchiude ambienti gestiti dall’uomo ma ancora ricchi di risorse naturalistiche: in periodo riproduttivo si concentrano popolazioni significative di Ardeidi coloniali (soprattutto Garzetta, Airone cenerino e Airone rosso, secondariamente Nitticora e Sgarza ciuffetto) e la quasi totalità della popolazione nidificante di Marangone minore in laguna

Numerose le specie svernanti e migratrici, costituite soprattutto da anseriformi e ciconiformi, molti dei quali sono compresi nell’All. 1 della Direttiva 79/409/CEE.

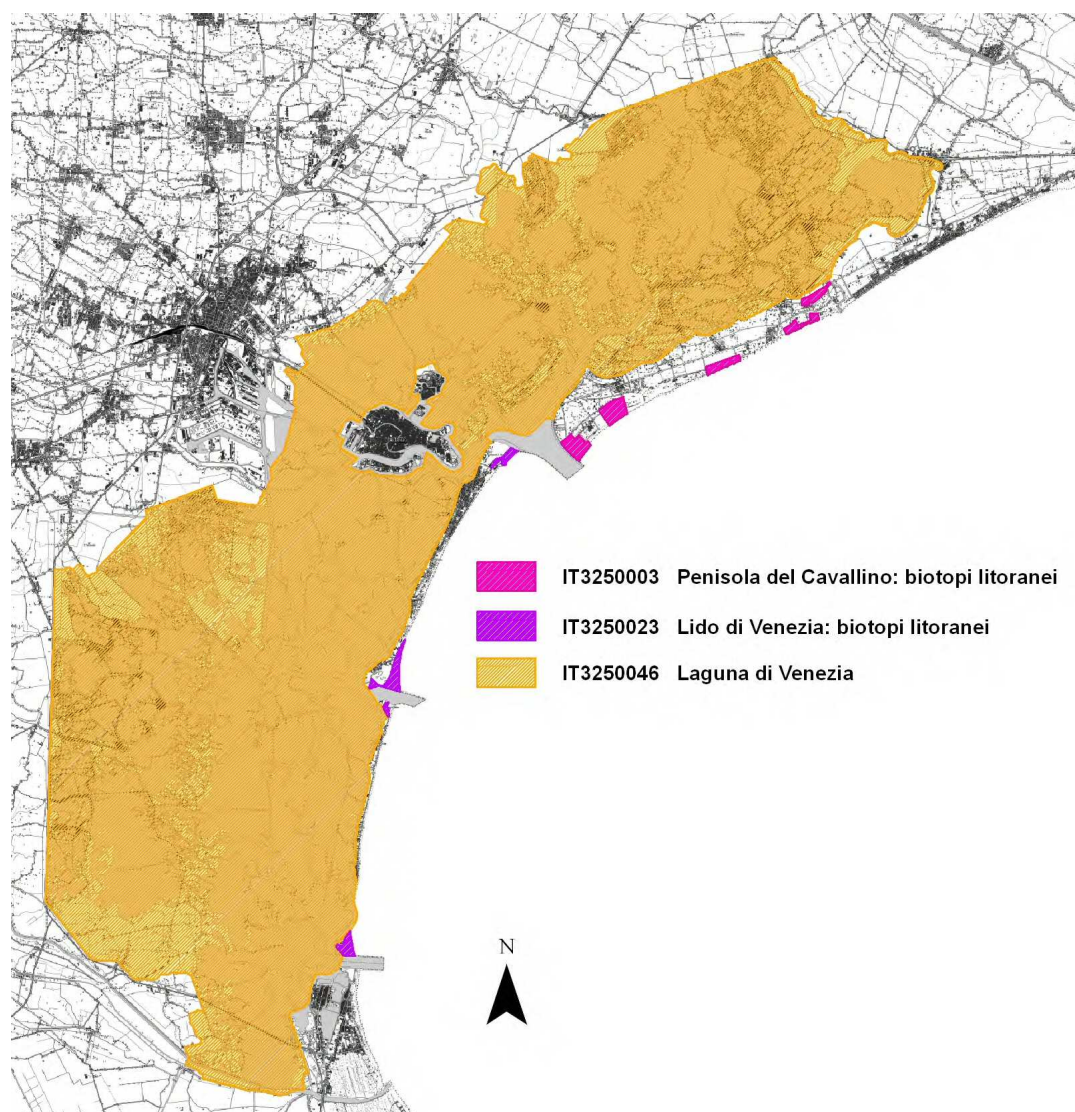
Le peculiarità ornitologiche appena dette si ripropongono nella zona della laguna medio-inferiore, almeno per quanto riguarda l’ambito vallivo, con una presenza significativa di nidificanti coloniali (soprattutto Ardeidi e Falacrocoracidi) e numerose specie svernanti. Questa ZPS comprende anche il vasto complesso di praterie salate e velme soggetto a marea: mentre nelle barene si riproducono i contingenti di loro-limicoli più importanti dell’area lagunare (tra cui Sterna, Fraticello, Beccapesci, Gabbiano comune e Pettegola), i bassi fondali (parzialmente compresi nella ZPS) costituiscono una eccezionale area di alimentazione in tutti i periodi dell’anno. Da segnalare le popolazioni svernanti di alcune specie di limicoli, tra cui Pivieressa, Chiurlo maggiore e Piovanello pancianera sono le più significative in ambito nazionale.

Non meno importanti sono altre aree della ZPS, che testimoniano l’esistenza di ambienti peculiari come le foci fluviali, con il relativo gradiente di acque dolci e salmastre; ambiti valorizzati soprattutto per la presenza di vasti canneti in cui transitano e stazionano numerose specie di passeriformi. Tra gli altri soggetti qui nidificanti ricordiamo il Tarabusino e il Falco di palude.

La parte più meridionale è invece caratterizzata da acque libere e bassi fondali; l'avifauna è quindi composta da specie francamente acquatiche come Svassi, Strolaghe e Smerghi, soprattutto migratori e svernanti. Vanno inoltre citate le popolazioni italiane più importanti di Gabbiano corallino e Gavina svernanti.

Infine appartengono alla medesima ZPS anche le “Casse di colmata B-D/E” siti molto eterogenei dal punto di vista ambientale, e quindi ricchi di avifauna. Va soprattutto segnalata la riproduzione in canneto di Tarabuso, Airone rosso e Falco di palude. Numerose anche le specie nidificanti di loro-limicoli; abbondantissima l'avifauna acquatica in stagione migratoria e in inverno.

**Figura 4.2:** Ubicazione delle ZPS presenti in laguna di Venezia



Le IBA, Important Bird Areas, sono siti identificati dalle associazioni che fanno parte di BirdLife International come aree prioritarie per la conservazione degli uccelli. In particolare vengono definite IBA quelle aree in cui sono presenti percentuali significative di popolazioni di specie rare o minacciate, oppure eccezionali concentrazioni di uccelli di altre specie.

Nella Laguna di Venezia, come in tutto il resto del Veneto, l'individuazione geografica delle IBA risponde meglio agli obiettivi di conservazione dell'avifauna rispetto a quella delle ZPS, in quanto mentre queste ultime

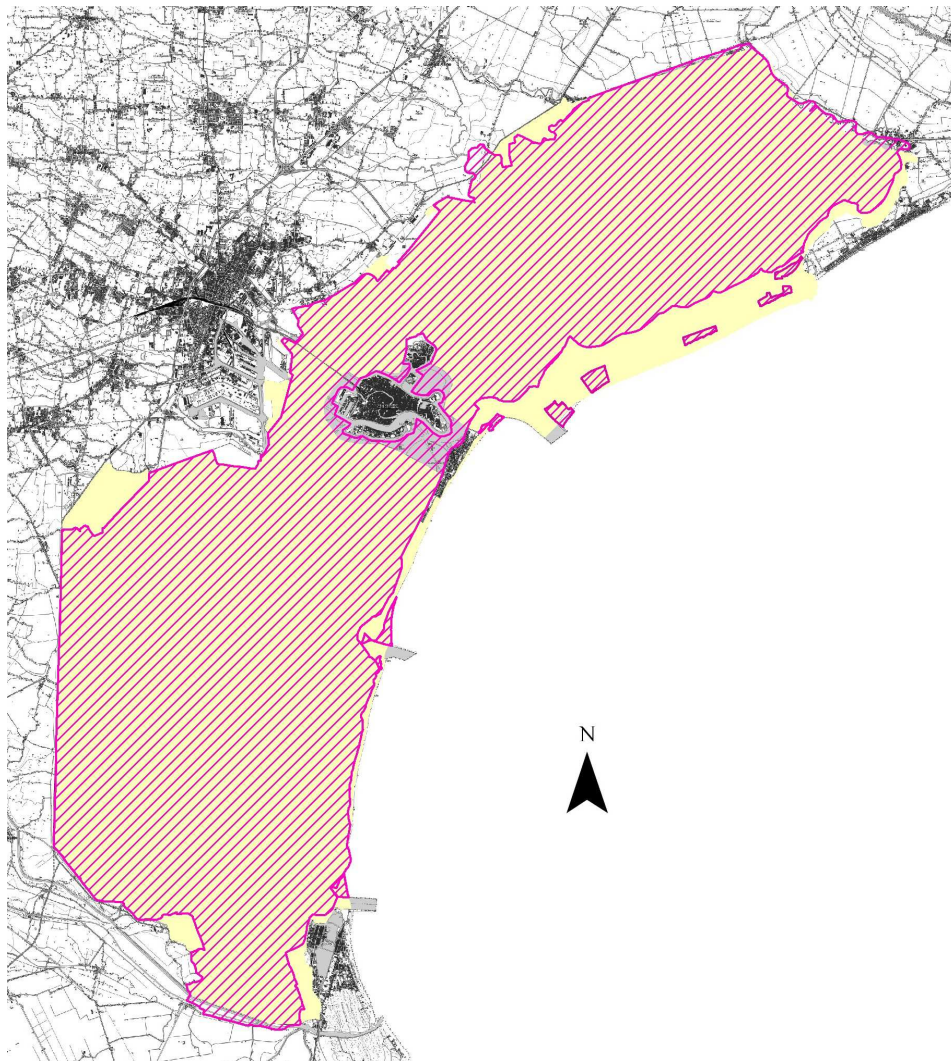
rappresentano molto spesso solo le aree di nidificazione o di approvvigionamento del cibo, le IBA racchiudono paesaggi e sistemi di paesaggio che rappresentano l'intera nicchia ecologica dell'avifauna da tutelare.

In laguna di Venezia è stata individuata una sola IBA (laguna di Venezia – 064) avente una superficie terrestre di 59.760 ha ed una marina di 9.491 ha (quest'ultima costituita da una fascia di circa 2 km a partire dal litorale).

Il WWF nel 2003 ha svolto uno studio nel quale ha valutato l'IBA 064 in modo negativo, a causa dei gravi problemi di inquinamento da cui è colpita la laguna e dei fenomeni erosivi in atto che minacciano pesantemente gli habitat prioritari.

I criteri utilizzati sono stati lo "stato di conservazione" ed il "livello di minaccia". Al primo, in una scala in cui 1 = soddisfacente, 2 = problematico, 3 = molto problematico, è stato assegnato un valore pari a 2, mentre per il livello di minaccia, la valutazione assegnata è pari a 3, dove 1 = basso, 2 = medio e 3 = alto.

**Figura 4.3:** Ubicazione delle tre Zone di Protezione Speciale della Laguna di Venezia (retinate; situazione al maggio 2008) e dell'IBA 64 (in giallo).



## 4.2 HABITAT

Per motivi di semplicità di esposizione, e per i frequenti riferimenti cui si darà corso in altre sezioni, vengono utilizzate la nomenclatura e la classificazione degli habitat riportate nel Manuale Tecnico di interpretazione della Direttiva 92/43 “Habitat” (Comunità Europea, 1997. Tra tutti gli habitat descritti alcuni sono stati definiti come “di interesse prioritario”, per i quali cioè la Comunità si impegna a dedicare particolare attenzione e tutela.

Nella tabella 4.1 sono stati riportati gli habitat esistenti in laguna di Venezia, tratti dal Progetto 2023 - *Rapporto sullo stato attuale dell'ecosistema lagunare veneziano*

Diciotto sono gli habitat riportati, di cui tre di interesse prioritario. L'estensione e diffusione dei diversi habitat sono estremamente vari, così come diverso è il loro grado di conservazione.

In sintesi, possono essere individuati questi gruppi:

- Habitat che risultano diffusi e di buona estensione: è il caso delle “Steppe salate mediterranee”, delle “Praterie alofile mediterranee”, degli “Arbusteti bassi alofili mediterranei”, dei “Prati a Spartina” e della “Vegetazione a salicornie annuali delle barene”. Questi ambienti coincidono in gran parte con le formazioni barenali e con limitate estensioni delle Casse di colmata. Tra gli ambienti sommersi, è il caso delle “Piattaforme fangose o sabbiose emerse con marea bassa” e ovviamente delle “Lagune”. Questi ultimi due sono gli habitat più estesi tra quelli lagunari.
- Habitat diffusi ma di ridotta estensione: si tratta degli ambienti tipici dei litorali, in particolar modo delle dune e delle formazioni retrodunali. Comprendono la “Vegetazione annua delle zone di deposito marino”, nonché delle “Dune mobili embrionali”, le “Dune mobili che formano il cordone o i cordoni dunali rivolti al mare”, le “Dune fisse a vegetazione erbacea”, le “Depressioni umide intradunali e le “Foreste dunali a *Pinus* sp.pl.”. L'inclusione di questo habitat tra quelli prioritari, certamente condivisibile su scala europea, suscita qualche perplessità a livello locale. Infatti le pinete litoranee sono tutte di impianto artificiale spesso recente e si sviluppano su aree altrimenti idonee alle leccete o al quercocarpinetto, formazioni più consone all'ambiente naturale. Tuttavia gli habitat in questione ospitano ancora specie floristiche e faunistiche molto interessanti e meritevoli di conservazione.
- Habitat di buona estensione ma localizzati; è questo il caso “Stagni temporanei mediterranei” e delle “Praterie umide mediterranee ad alte erbe” quasi esclusivamente ristretti alle Casse di colmata. Anche i canneti perilagunari possono rientrare in questa categoria, pur non essendo ufficialmente compresi nell'elenco comunitario.

**Tabella 4.1** Habitat della laguna di Venezia, secondo le definizioni utilizzate dalla Comunità Europea. Con \* indicati gli habitat prioritari.

Descrizione habitat	Codice “Natura 2000”
Piattaforme fangose o sabbiose emerse con marea bassa	1140
Lagune	1150 *
Vegetazione annua delle zone di deposito marino	1210
Vegetazione annua pioniera di salicornia e altre delle zone fangose e sabbiose	1310
Prati di Spartina ( <i>Spartinion maritimae</i> )	1320
Praterie inondate mediterranee ( <i>Juncetalia maritimi</i> )	1410
Habitat 1420 – Arbusteti bassi alofili mediterranei ( <i>Sarcocornetea fruticosi</i> )	1420
Steppe salate ( <i>Limonietalia</i> )	1510*
Dune mobili embrionali	2110
Dune mobili che formano il cordone rivolto al mare (dune bianche)	2120
Dune fisse a vegetazione erbacea (dune grigie)	2130*
Depressioni umide intradunali (con presenza di salici rampicanti)	2194
Perticaie costiere di ginepri	2250
Foreste dunali a <i>Pinus</i> sp.pl.	2270*
Laghi eutrofici naturali con vegetazione del tipo del Magnopotamion o Hydrocharition	3150
Stagni temporanei mediterranei	3170
Praterie umide a <i>Molinia caerulea</i>	6410
Vegetazione delle depressioni umide infradunali ( <i>Molinio-Holoschoenion</i> )	6420
Canneti	Non elencato

**Descrizione e localizzazione in laguna di Venezia degli habitat riconosciuti in base alla nomenclatura Natura 2000.**

- Piattaforme fangose o sabbiose emerse con marea bassa: habitat tra i più estesi, copre un'estensione di circa 5000 ettari. Ambiente di fondamentale importanza per il fito e zoobenthos, è l'area di alimentazione preferite da migliaia di uccelli Caradriformi durante la stagione invernale.
- Vegetazione annua delle zone di deposito marino: limitato ai margini di barene e talvolta isole, ove si accumulano detriti e materia organica. Caratterizzato da specie vegetali alo-nitrofile (*Suaeda maritima*, *Salsola kali*).
- Vegetazione a salicornie annuali delle barene: presente in alcune barene e ai margini di pochi canali, è caratterizzato da un'associazione ed una specie endemiche del nord Adriatico (rispettivamente *Salicornietum venetae* e *Salicornia veneta*).
- Prati a *Spartina*: localizzato nelle aree più depresse delle barene, è caratterizzato dalla presenza di *Spartina maritima*, specie vicariante nel Mediterraneo di taxa nord europei.
- Praterie alofile mediterranee: costituite in gran parte da *Juncus* spp., sono presenti in molte barene, nelle aree a salinità più bassa.
- Arbusteti bassi alofili mediterranei: dominato da *Sarcocornia* (= *Arthrocnemum*) fruticosa ed *Halimione portulacoides*, è presente nelle aree a media o più alta elevazione delle barene.
- Steppe salate mediterranee: caratterizzato dalla presenza di *Limonium* spp., specie tipiche di aree a media elevazione nelle barene lagunari.
- Perticaie costiere di ginepri: dominato dalla presenza di ginepro su depressioni e fianchi di dune, è rinvenibile lungo il litorale del Cavallino.
- Dune mobili embrionali costituito da depositi sabbiosi che rappresentano i primi stadi della formazione delle dune; generalmente si localizza in posizione intermedia tra il cakileto (Habitat 1210) e l'ammofileto (Habitat 2120). La specie dominante ed edificatrice è *Agropyron junceum*. Osservabile a Cà Roman, Punta Sabbioni, Alberoni, S. Pietro in Volta, S. Nicolò.
- Dune mobili che formano il cordone rivolto al mare (dune bianche: formazioni dunali presentanti vegetazione rada di piante perenni. La specie dominante ed edificatrice è la graminacea cespitosa *Ammophila arenaria*. Presente a Cà Roman, Punta Sabbioni, Alberoni.
- Dune fisse a vegetazione erbacea (dune grigie): costituito da sistemi dunali consolidati sui quali si sviluppa una vegetazione erbacea perenne con abbondante presenza di entità muscinali e licheniche. Appartiene a questo habitat l'associazione endemica nord-adriatica *Tortulo-Scabiosetum*. Presente a Cà Roman, Punta Sabbioni, S. Nicolò.
- Depressioni umide intradunali (con presenza di salici rampicanti): localizzato in alcune aree dei litorali, è caratterizzato dalla presenza di *Salix rosmarinifolia*.
- Foreste dunali a *Pinus* sp.pl: formazioni forestali di pini dei cordoni dunali stabilizzati. Sul litorale veneziano si tratta di pinete artificiali, principalmente a pino marittimo e pino domestico. Presenti a Cà Roman, Punta Sabbioni, Alberoni, S. Nicolò.
- Stagni temporanei mediterranei: l'individuazione di questo habitat è piuttosto incerta. Nonostante esistano numerosi stagni effimeri nelle barene e nelle Casse di colmata, secondo il manuale Tecnico di interpretazione l'habitat si caratterizza per la presenza di specie che in realtà non sono tra quelle dei "chiari" lagunari.
- Praterie umide mediterranee ad alte erbe: praterie umide presenti nelle depressioni interdunali su suli infiltrati di acqua dolce o debolmente salata. Le specie più tipicamente presenti sono *Schoenus nigricans*, *Erianthus ravennae*, *Molinia arundinacea*, *Sonchus maritimus*, che costituiscono l'associazione *Eriantho-Schoenetum nigricantis*. Cà Roman, Punta Sabbioni, Alberoni, S. Nicolò, Casse di colmata.



- Canneti: (habitat non incluso nella lista Natura 2000): habitat localizzato alla foce del Dese e canali limitrofi, al margine della valle Millecampi e di limitati settori della laguna meridionale, nelle Casse di colmata.

### Alcuni dei biotopi più significativi della laguna di Venezia.

Tra i biotopi della laguna di Venezia, alcuni sono particolarmente rappresentativi e vengono elencati di seguito:

- Ca' Roman e Alberoni (4): ambienti litoranei, in cui sono conservate vestigia di formazioni dunose, di retroduna e con formazioni arboree, di impianto artificiale. Tra i siti più interessanti per la presenza di specie vegetali psammofile (alcune endemiche del nord Adriatico o a distribuzione molto localizzata) e per la nidificazione di numerose specie ornitiche (tra cui Fratino, Fraticello, Gruccione, Assiolo).
- Complesso di barene della laguna meridionale (2): di altissimo valore scientifico e conservazionistico, le barene sono caratterizzate dalla presenza di specie ed associazioni vegetali prettamente alofile. Abbondante la presenza di un endemismo nord Adriatico quale la *Salicornia veneta*. Vi si trovano inoltre numerose colonie di uccelli acquatici, che per Beccapesci e Pettegola rivestono importanza internazionale.
- Casse di colmata B e D/E (3): biotopi di origine artificiale, realizzati negli anni '60, presentano una articolata serie di ambienti. Tra i maggiori siti italiani per la nidificazione di alcune specie ornitiche quali Volpoca e Falco di palude.
- Canneti perilagunari (5): ambienti di limitata estensione, ospitano una fauna legata a queste formazioni vegetali. Comuni i Rallidi ed i piccoli Passeriformi.
- Valle Dogà (6) e Valle Figheri (1): le due valli da pesca più rilevanti sotto il profilo naturalistico, sia per la varietà di ambienti che per la ricchezza dell'avifauna presente durante lo svernamento (diverse migliaia di uccelli in ciascuna valle) e la stagione riproduttiva (è presente in Valle Figheri una colonia di Ardeidi di importanza nazionale).
- 

Figura 4.4: biotopi significativi della Laguna di Venezia (Fonte: MAV – progetto DPSIR)



## 4.3 BARENE E VELME

### 4.3.1 Evoluzione delle barene nel tempo

Le barene sono uno dei migliori indicatori dei processi di trasformazione morfologica della laguna in quanto sono una delle strutture tipiche e sono facilmente misurabili.

Dall'analisi delle cartografie disponibili da metà Ottocento fino ad oggi si può osservare che la laguna ha subito una notevole perdita di barene in quest'ultimo secolo dovuta in parte alla diminuzione del trasporto solido dei fiumi che era il principale agente di formazione di queste particolari strutture morfologiche, e in parte ai fenomeni di subsidenza e all'aumento dei fenomeni erosivi da moto ondoso. Agli inizi del secolo scorso le barene occupavano circa il 25% della superficie lagunare, oggi ridotta a circa l'8%.

Data l'enorme approssimazione delle carte storiche non è tuttavia possibile quantificare la perdita di superfici di barene nei secoli scorsi.

Nell'Atlante della Laguna vengono riportati i risultati di confronti fatti usando la cartografia del 1930, le riprese aeree del 1955, del 1970 e del 2000. I valori di perdita di barene risultati sono riportati in tabella 4.2.

**Tabella 4.2** :valori di perdita di superficie di barene relativi agli anni 1930-1955-1970-2002 (tratto da Atlante della Laguna – Venezia tra Terra e Mare, ed. Marsilio sulla base dei dati forniti dal Magistrato alle Acque)

Anno	Superficie erosa [ha]
1930-1955	1392
1955-1970	1294
1970-2002	1524
	Superficie ricostruita (barene e velme) [ha]
1990-2007	1090

Per calcolare la variazione morfologica e l'erosione delle barene, gli autori dell'Atlante della Laguna hanno utilizzato:

- la digitalizzazione della superficie delle barene del 1930 eseguita dal Servizio Informativo del Magistrato alle Acque di Venezia;
- la digitalizzazione della superficie delle barene presenti nel 1955 eseguita dal Servizio Informativo del Magistrato alle Acque di Venezia, a partire dal volo IGM 1955 e possibile in quanto noti i dati del volo e le quote di marea contestuali al volo stesso;
- la digitalizzazione della superficie delle barene del 1970 eseguita dal Servizio Informativo del Magistrato alle Acque di Venezia;
- la digitalizzazione della superficie delle barene del 2000 eseguita dal Servizio Informativo del Magistrato alle Acque di Venezia utilizzando un metodo aereo fotogrammetrico sulla base del rilievo batimetrico del 2000.

È opportuno ricordare che i confronti tra le superfici di barene nelle diverse epoche devono essere considerati sempre come indicativi di una tendenza in atto e non come valori assoluti in quanto la definizione del limite tra barena e basso fondale o velma non è semplice e può essere stata interpretata diversamente. Oltre alla differenziazione “funzionale” tra velma e barena anche quella relativa alla quota morfologica risulta essere approssimata in quanto le immagini aeree che forniscono il supporto per la produzione cartografica presentano una situazione di livello acqueo che può essere diverso (da qualche centimetro ad anche venti centimetri) in funzione del diverso andamento della marea in laguna. Sulla base del confronto fra le diverse carte è risultato che la superficie delle barene dal 1930 al 1970 si è ridotta di circa il 37%, e del 12% nel periodo 1970-2000. Se si considera il valore percentuale medio annuo dei due periodi

si osserva una leggera riduzione del fenomeno di perdita di barene nell'ultimo trentennio. La superficie delle barene nel 2000 è pari a circa 40,7 km<sup>2</sup>, al netto di quella presente nelle valli da pesca e nella zona delle Casse di colmata. L'effetto di riduzione è sensibilmente diverso da zona a zona, perché diversi processi morfodinamici sono in atto contemporaneamente.

Le cause principali della costante e rapida riduzione delle superfici di barena sono: lo sbilancio tra sedimenti uscenti ed entranti in laguna, il fenomeno di subsidenza, che interessa l'intera laguna, l'innalzamento del livello del mare e i fenomeni erosivi dovuti al moto ondoso.

Nelle Figure 4.5 e 4.6 si possono osservare le variazioni di superficie intercorse in questi ultimi decenni riferite a quattro zone diverse della laguna.

Nell'ambito dello studio "Monitoraggio dell'erosione delle barene e dei bassifondi lagunari", il Magistrato alle Acque, tramite il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova, ha monitorato in 5 barene l'arretramento dei margini per effetto del moto ondoso da vento e da natante, e l'accrescimento sulla superficie barenale per deposizione del sedimento presente in sospensione.

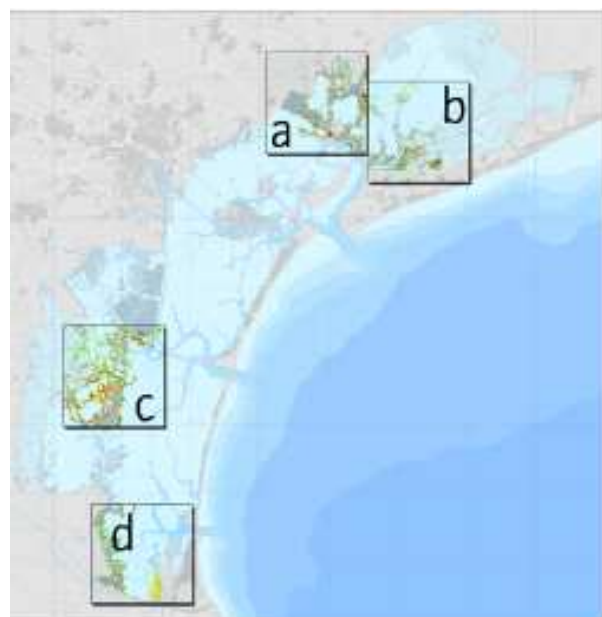
Questo studio ha evidenziato che estrapolando i risultati su tutta la superficie della laguna, risulterebbe un volume di sedimenti persi per l'erosione dei margini di circa 70.000 m<sup>3</sup> l'anno, a fronte di un deposito sulla superficie delle barene di circa 150 mila m<sup>3</sup> di sedimento, con un valore medio di accrescimento (spessore di sedimenti che si deposita sulla superficie della barena) pari a circa 0,4 cm/anno. (tabella.4.3)

**Tabella 4.3:** Bilancio di sedimenti rilevato nel periodo Ottobre 1998-Ottobre 2000 (da Cecconi, 2004)

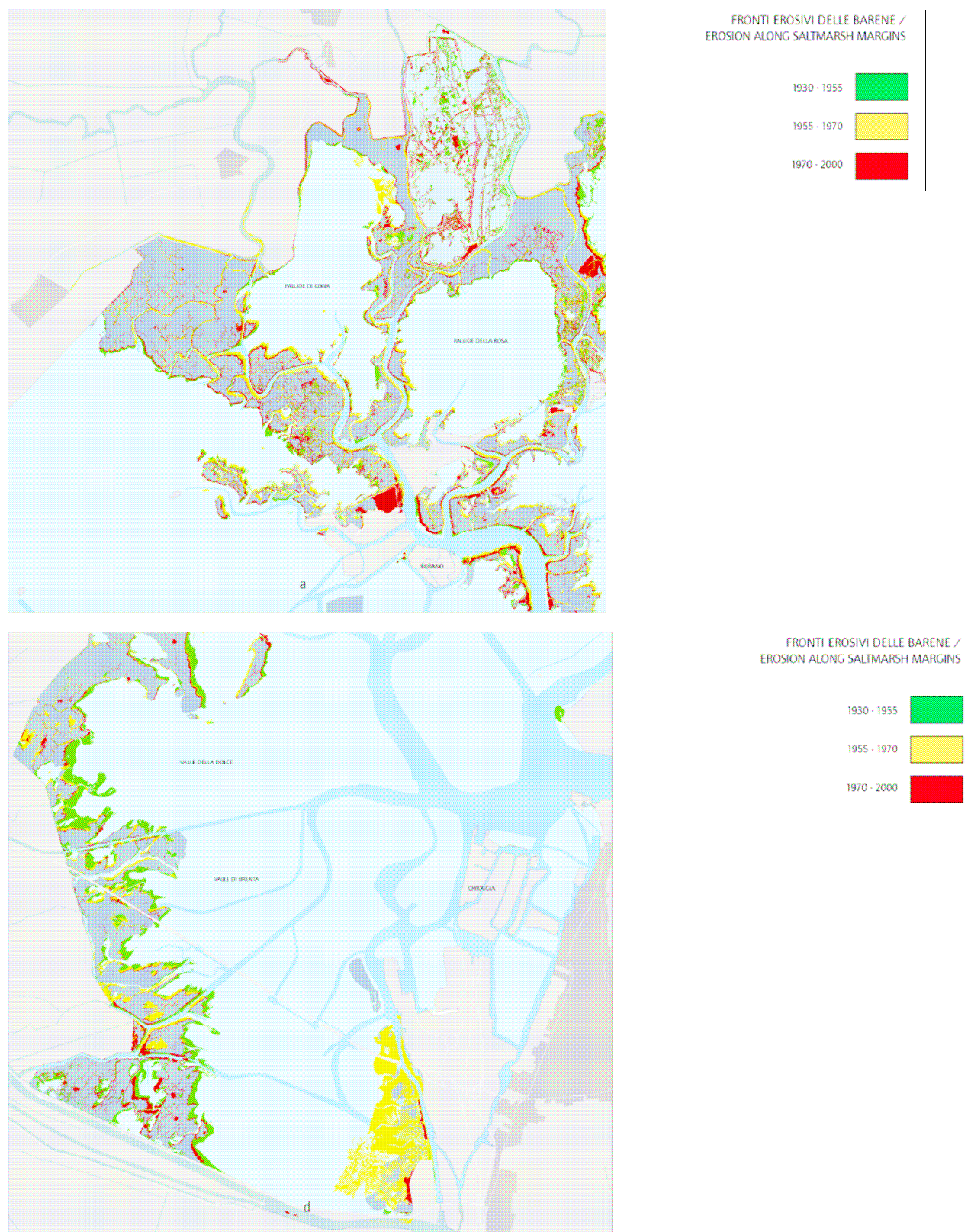
Salt marsh	Surface (m <sup>2</sup> )	Edge Erosion Volume (m <sup>3</sup> /yr)	Accretion Rate (cm/yr)	Accretion Volume (m <sup>3</sup> /yr)	Specific Eroded Volume (m <sup>3</sup> /yr km <sup>2</sup> )	Specific Accretion Volume (m <sup>3</sup> /yr km <sup>2</sup> )
Trombetta	153.100	498	0,38	572	3.250	= 3.736
Palude del Tralo	148.000	533	0,36	522	3.598	= 3.524
Spacco Tralo	154.800	452	0,44	674	2.920	< 4.354
Boschera Saline	154.900	4	0,60	931	23	<< 6.010
Barenon	1.476.900	998	0,40	5.932	676	<< 4.016
<b>Entire lagoon</b>	<b>35.000.000</b>	<b>(73.260)</b>	<b>(0,44)</b>	<b>(151.482)</b>	<b>(2.093)</b>	<b>(4.328)</b>

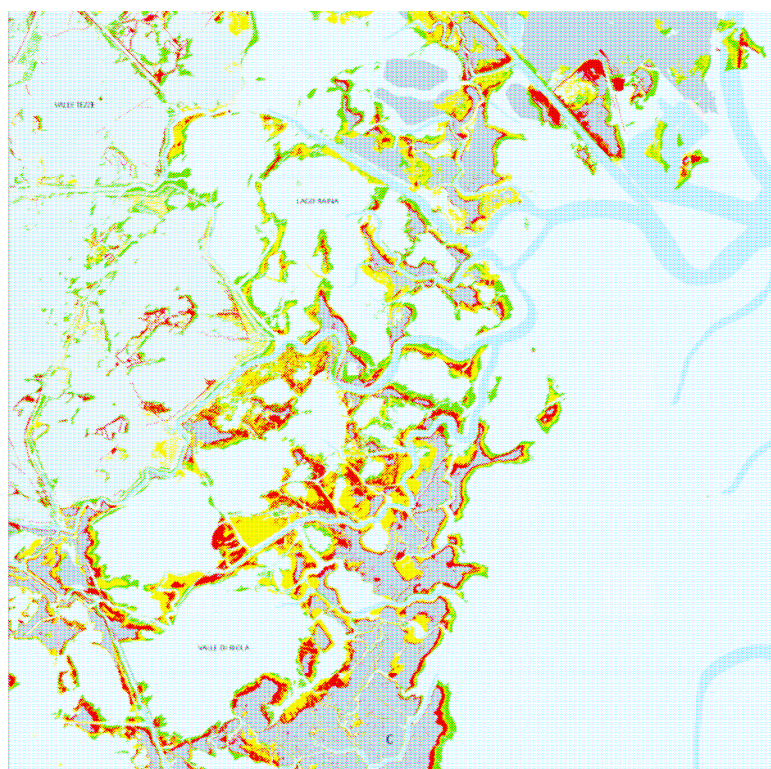
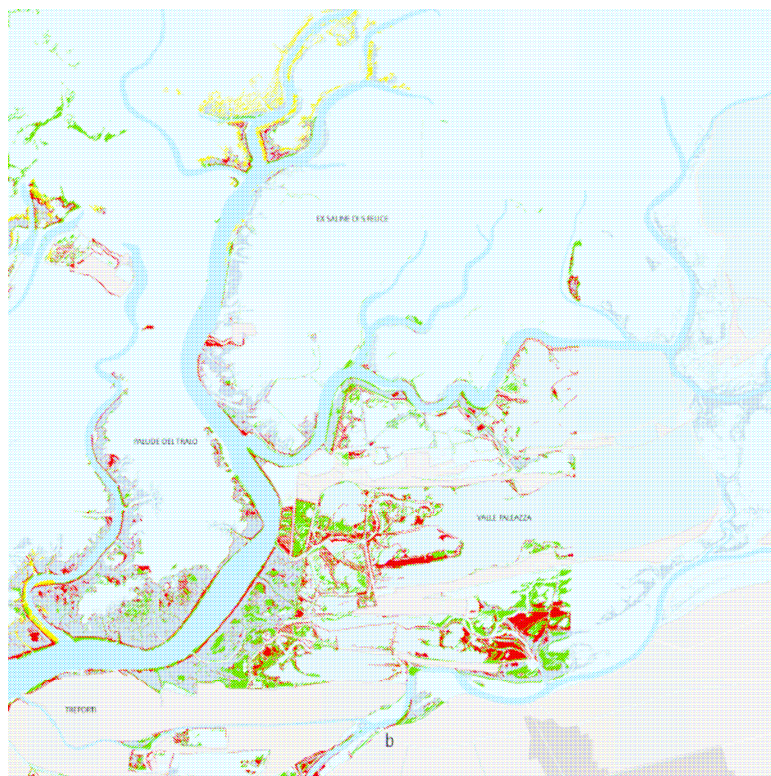
( ) = Estimated value

**Fig. 4.5:** fronti erosivi delle barene – cartografia d'insieme (Fonte: Atlante della Laguna, AAVV, ed Marsilio)

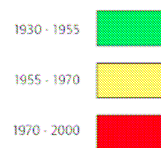


**Fig.4.6 a-b-c-d** Fronti erosivi delle barene in 4 aree della laguna di Venezia (tratto da Atlante della Laguna, AAVV, ed Marsilio sulla base dei dati forniti dal Magistrato alle Acque)

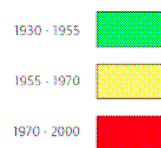




FRONTI EROSIVI DELLE BARENE /  
EROSION ALONG SALTMARSH MARGINS



FRONTI EROSIVI DELLE BARENE /  
EROSION ALONG SALTMARSH MARGINS



#### **4.3.2 Ricostruzione Morfologica delle barene**

Contrastare l'erosione trattenendo in laguna parte dei sedimenti che, per cause naturali o artificiali, si disperderebbero a mare o nella laguna stessa, è l'intento principale degli interventi per il recupero morfologico con i quali si intende ripristinare le funzioni ambientali, idrodinamiche e naturalistiche dei singoli elementi dell'ambiente lagunare, concorrendo a un complessivo riequilibrio dell'ecosistema.

Gli interventi avviati dal Magistrato alle Acque di Venezia, comprendono la ricalibratura dei canali lagunari, l'impiego dei sedimenti per la ricostruzione di velme e barene; la protezione delle barene in erosione; la rinaturalizzazione di aree lagunari bonificate, come nel caso delle casse di colmata; il sovrizzo dei fondali per ridurre il moto ondoso e il loro consolidamento attraverso il trapianto di fanerogame. Di questo programma fanno parte anche i lavori per il ripristino delle sponde delle isole minori.

Il ripristino, la ricostruzione e la protezione delle velme e delle barene hanno un'importanza fondamentale nel riequilibrio ambientale della laguna: esse favoriscono il ricambio idrico, moderano l'azione del moto ondoso, limitano la dispersione in laguna e la perdita in mare dei sedimenti.

Sulla base della documentazione fornita dal Magistrato alle Acque di Venezia risulta che al 31 dicembre 2007 sono stati ricostruiti, o in corso, circa 1090 ettari di velme e barene con l'impiego di sedimenti idonei provenienti dal dragaggio dei canali, mentre le attività di dragaggio e per la manutenzione dei canali, hanno interessato circa 168 km di canali lagunari.

Nel contempo, è stato anche avviato un ampio programma di protezione delle barene esistenti, soggette a forte erosione. In questo modo oggi, si trattengono in laguna sedimenti riducendone la perdita verso il mare.

Gli interventi di protezione di barene e bassifondali hanno avuto uno sviluppo complessivo di circa 30 km attraverso la messa in opera di palificate o burghie di protezione dei bordi in erosione o attraverso fascinate di sedimentazione.

Il programma di recupero morfologico delle isole minori è teso ad arrestare il processo di erosione e di degrado, soprattutto attraverso interventi di risanamento e stabilizzazione degli argini. Gli interventi comportano il recupero morfologico ma anche architettonico e funzionale delle isole. L'obiettivo non è dunque solo dotare le isole di una conterminazione stabile e definitiva, ma è anche quello di un generale riassetto morfologico dell'area inteso secondo un significato più ampio e una valenza specificatamente ambientale. Gli interventi interessano 12 isole.

**Fig. 4.7:** Valle Millecampi prima e dopo l'intervento di ricostruzione morfologica di una barena (fonte web: [www.salve.it](http://www.salve.it))



## 4.4 FLORA

La vegetazione lagunare è costituita da un insieme estremamente eterogeneo di specie, a causa del mosaico di condizioni ambientali rinvenibili e delle continue attività antropiche che si sono esercitate nel territorio. La presenza di ambienti litoranei, aree intertidali salmastre e zone umide d'acqua dolce consente la compresenza di un numero complessivamente elevato di specie.

Di seguito si presenta un quadro della distribuzione attuale della vegetazione lagunare, suddivisa nelle due componenti sommersa (macroalghe e fanerogame marine) ed emersa.

### 4.4.1 Vegetazione acquatica sommersa

La vegetazione acquatica lagunare è costituita da due gruppi funzionali, vale a dire le macroalghe e le fanerogame marine.

Fino alla fine degli anni '80 la componente macroalgale era dominata, sia in termini di diffusione che di abbondanza, dalla specie *Ulva rigida*. La graduale riduzione delle coperture ad *Ulva* ha liberato una serie di nicchie ecologiche che hanno determinato anche fenomeni di competizione tra le specie. Nei primi anni '90 *Ulva rigida* è stata in parte vicariata da *Gayralia oxysperma* (= *Ulvaria oxysperma* = *Monostroma oxyspermum*), il genere *Chaetomorpha* in aree vallive quali ad esempio la Valle Averte ha sostituito *Ulva* e nella laguna sud si è insediata tra le praterie a fanerogame provocando anche fenomeni distrofici.

Recenti studi compiuti sulla comunità algale dei substrati duri (dighe, isole, litorali) hanno permesso di aggiungere informazioni per un ambiente che era stato per molto tempo trascurato a favore dei substrati mobili. Il rinvenimento di nuove specie algali ha determinato l'avvio di indagini per valutare l'impatto sulle specie autoctone e sui cambiamenti avvenuti negli ultimi decenni.

Un altro interessante fenomeno, che ha comportato variazioni nei popolamenti macroalgali della laguna, è l'arrivo di nuove specie.

Le praterie sommerse a fanerogame marine presenti nella laguna di Venezia sono costituite dalle tre specie *Zostera noltii*, *Zostera marina* e *Cymodocea nodosa*, oltre al genere *Ruppia* che è però confinato in ambienti molto particolari quali gli stagni mareali presenti all'interno delle barene. L'importanza di queste macrofite per l'ambiente lagunare e il loro interesse a livello scientifico trovano fondamento, dal punto di vista ecologico, nel ruolo positivo che questi vegetali svolgono negli ambienti a basso battente con particolare riferimento alla stabilizzazione fisica dei fondali, alla facilitazione della sedimentazione dei materiali sospesi lungo il battente e al contributo del processo di utilizzazione dei nutrienti di diversa origine.

### Macroalghe

L'incremento delle attività umane avvenuto dopo il secondo dopoguerra ha portato ad un significativo incremento di sostanze nutritive negli ambienti marini costieri dell'Alto Adriatico. Nella Laguna di Venezia questo arricchimento è stato particolarmente elevato e, tra gli anni '70 e '80, ha favorito la proliferazione delle macroalghe.

Prima degli anni '80 tutti gli studi sulle macroalghe erano di carattere qualitativo ed erano prodotte liste di specie con una loro accurata descrizione morfologica. In particolare, per la laguna veneta sono stati fatti numerosi studi qualitativi fin dalla fine del Seicento e a tutt'oggi sono state descritte circa 400 specie differenti di cui almeno 280 sono tuttora presenti in laguna.

La prima mappatura della distribuzione della biomassa delle macroalghe che ricopriva i basso fondali della laguna veneta risale invece all'estate del 1980 (Fig. 4.8). Il campionamento si è svolto attraverso circa 2.500 rilevamenti. La mappatura è stata effettuata in 6 intervalli di biomassa come riportato nella mappa.

Nella mappa le due linee tratteggiate individuano i tre sottobacini nei quali vengono calcolate la biomassa e la percentuale di macroalghe.



La biomassa delle macroalghe era rappresentata per lo più da poche specie dominanti essenzialmente appartenenti ai generi *Ulva*, *Gracilaria*, *Valonia*, *Chaetomorpha*, *Enteromorpha* e *Cladophora*, e in qualche caso raggiungeva punte di 30-40 kg m<sup>-2</sup>, in peso fresco.

Queste, globalmente ricoprivano una superficie di circa 202 km<sup>2</sup>. La biomassa totale rilevata durante i campionamenti è stata di circa 841 kilotonnellate in peso fresco e circa metà di questa ricopriva il bacino centrale. Le produzioni netta e lorda su base annuale, calcolate utilizzando rapporti di produzione di biomassa ottenuti con studi annuali in numerose stazioni lagunari, erano di ca. 2.912 e 18.498 kilotonnellate.

Nel 1987, 1993, 1998 sono state effettuate altre mappature di biomassa ma nel solo bacino centrale (cfr. tabella 4.4).

La massima diffusione delle macroalghe si è avuta nel 1987 ed *Ulva* era la specie assolutamente dominante. Successivamente, nel 1990-91 la diffusione delle macroalghe ha iniziato un rapido declino e nel 1998 la biomassa e le produzioni annuali netta e lorda erano ridotte all'1,6, 2,9 e 2,4% di quelle rilevate nel 1987.

**Tabella 4.4:** biomassa e produzione di macroalghe in laguna centrale nel 1980,1987, 1993, 1998 (Fonte: Atlante della laguna, AAVV. Ed Marsilio)

Anno	Biomassa [kton in peso umido]	Produzione Netta [kton in peso umido]	Produzione Lorda [kton in peso umido]
1980	422	1371	8816
1987	558	1502	9720
1993	85	377	2182
1998	8,7	44	29
Rapporto 1998/1987	1,6%	2,9%	2,4%

Nel luglio del 2003 è stata ripetuta la mappatura della distribuzione della biomassa delle macroalghe presenti in tutta la laguna, attraverso il campionamento di circa 460 stazioni georeferenziate.

La mappatura è stata effettuata in 5 intervalli di biomassa come riportato nella legenda della Figura 4.8b, espandendo la scala a livello degli intervalli più bassi. La biomassa era rappresentata da poche specie dominanti essenzialmente appartenenti ai generi: *Ulva*, *Gracilaria*, *Enteromorpha*, *Chaetomorpha*, *Vaucheria*, *Cladophora*, *Polysiphonia* e raggiungeva al massimo 10 kg m<sup>-2</sup> in peso umido ad ovest di San Pietro in Volta. In tal caso era costituita quasi esclusivamente da *Chaetomorpha linum* O.F. Müller.

Rispetto al passato, *Ulva* ha ridotto la sua diffusione anche se è ancora la specie più abbondante e *Valonia aegagropila* C. Agardh che nel 1980 era la specie dominante nel bacino nord, è completamente scomparsa dalla laguna libera mentre è ancora rinvenibile nelle Valli Dogà e Grassabò. Questa specie di forma globosa cresce rotolando sui fondali e sembra sia scomparsa per l'elevato incremento della torbidità dell'acqua.

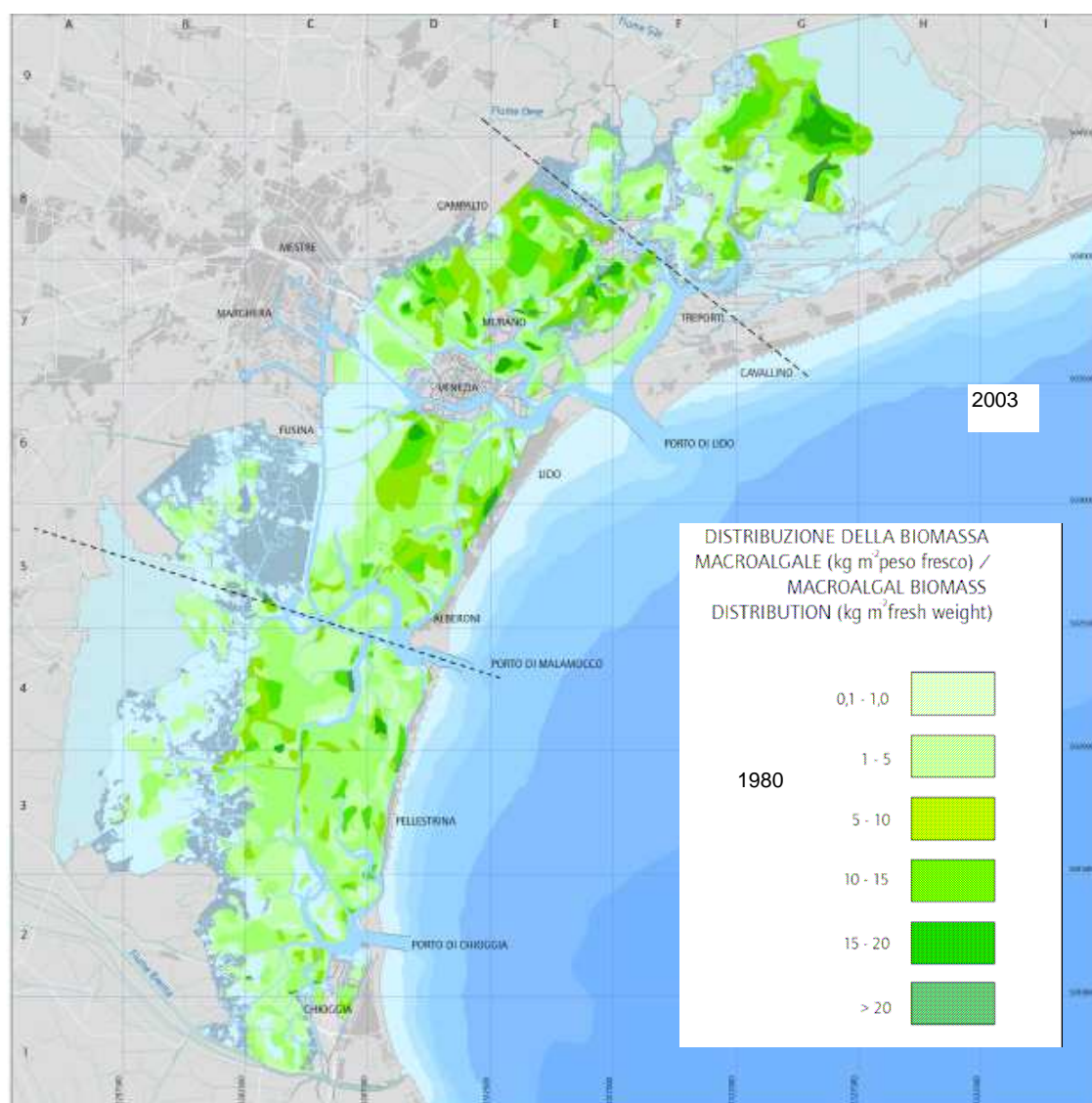
Contemporaneamente, *Vaucheria submarina* (Lyngbye) Berkeley una specie filamentosa provvista di un denso apparato rizoidale, si è diffusa sia nel bacino nord che nel bacino centrale. Questa macroalga composta da sottili filamenti multinucleati si comporta come una fanerogama marina ricoprendo e compattando i sedimenti superficiali con un denso tappeto verde ma, date le sue piccole dimensioni, al massimo raggiunge 1,5 kg m<sup>-2</sup> in peso fresco.

Nella Fig. 4.8 sono riportati i tre bacini morfologici della laguna con la distribuzione delle macroalghe nel 1980 e nel 2003, tratte dall'Atlante della Laguna. Queste, globalmente occupavano una superficie di circa 150 km<sup>2</sup> colonizzando soprattutto il bacino sud. La biomassa presente era di circa 89 kilotonnellate in peso fresco, equivalente al 10,6% di quella presente nel 1980. Le produzioni netta e lorda su base annuale erano di circa 472 e 2.335 kilotonnellate, circa il 16,2% e il 12,7% delle produzioni rilevate nel 1980, come riportato in tabella 4.5.

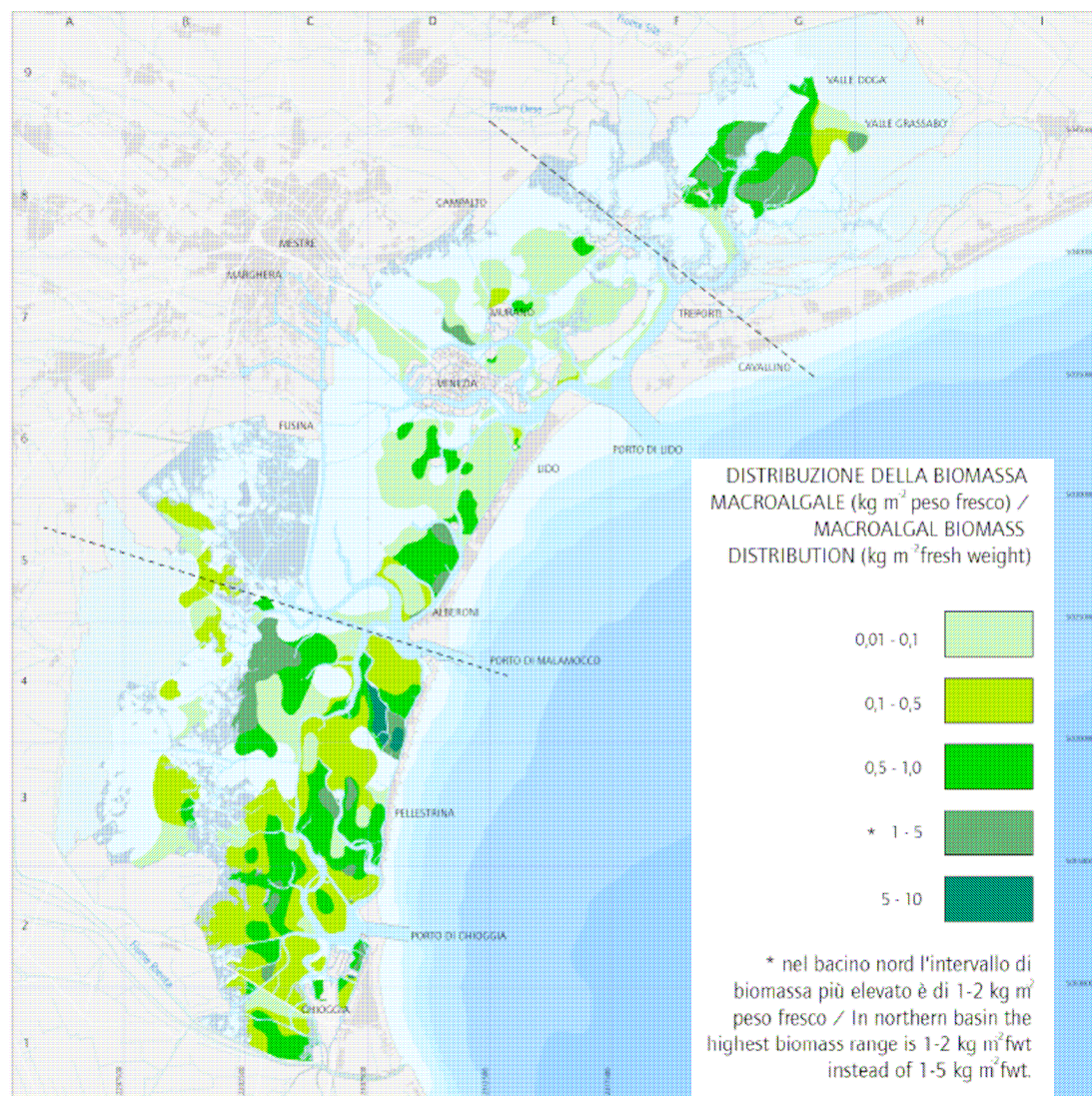
**Tabella 4.5:** confronto biomassa e produzione di macroalghe in laguna nel 1980 e 2003 (Fonte: Atlante della laguna, AAVV. Ed Marsilio)

Bacino	Biomassa [kton in peso umido]		Produzio netta [kton in peso umido]		Produzione lorda [kton in peso umido]	
	1980	2003	1980	2003	1980	2003
Sud	240	63	1038	336	6437	1661
Centrale	422	11	1371	63	8816	286
Nord	179	15	503	73	3246	388
<b>Totale</b>	<b>841</b>	<b>89</b>	<b>2912</b>	<b>472</b>	<b>18498</b>	<b>2335</b>
Rapporto 2003/1980	10,6%		16,2%		12,7%	

**Figura 4.8 a:** Distribuzione delle macroalghe nel 1980 (Fonte: Atlante della laguna, AAVV. Ed Marsilio)



**Figura 4.8 b:** Distribuzione delle macroalghie nel 2003 (Fonte: Atlante della laguna, AAVV. Ed Marsilio)



Un confronto tra i valori rilevati nel bacino centrale nel giugno 2003 e quelli rilevati nel giugno 1987, quando *Ulva* aveva la massima espansione mostra invece che attualmente la biomassa e le produzioni netta e lorda sono solo il 2,0%, 4,5% e 3,1% di quelle rilevate in passato, come riportato in tabella 4.6.

**Tabella 4.6:** confronto biomassa e produzione di macroalghie in laguna centrale nel 1987 e 2003 (Fonte: Atlante della laguna, AAVV. Ed Marsilio)

Anno	Biomassa [kton in peso umido]	Produzione Netta [kton in peso umido]	Produzione Lorda [kton in peso umido]
1987	558	1502	9720
2003	11	67	301
Rapporto 2003/1987	2,0%	4,5%	3,1%

Dall'inizio degli anni '90 le macroalghe hanno subito una rapida riduzione mostrando già nel 1994-95 una distribuzione simile all'attuale. Molte ricerche hanno evidenziato che le cause della riduzione delle biomasse macroalgali sono numerose: variazioni climatiche, riduzione della disponibilità di nutrienti e la raccolta meccanica delle biomasse, infine la diffusione delle vongole filippine e la pesca di tali molluschi con metodi fortemente impattanti, sono un altro fattore di controllo per possibili nuove proliferazioni macroalgali. Gli effetti sono sia diretti per distruzione dei fondali che indiretti per l'enorme incremento dei tassi di sedimentazione e della torbidità dell'acqua che impediscono l'attecchimento e la crescita sia delle macroalghe che delle fanerogame marine.

### Fanerogame marine

La presenza delle fanerogame marine nella Laguna di Venezia è stata segnalata in passato da molti naturalisti in occasioni di osservazioni riguardanti altri obiettivi e specialmente durante campagne per lo studio delle zoocenosi bentoniche. In queste occasioni però non era mai stata registrata la localizzazione precisa né l'estensione degli areali di insediamento né erano stati raccolti dati quantitativi.

Le indagini recenti condotte sulle fanerogame della Laguna di Venezia sono iniziate con la mappatura del 1990 condotta dal Magistrato alle Acque.

L'importanza di cogliere le tendenze in atto in termine di regressione o espansione delle praterie esistenti è collegata al ruolo positivo che le fanerogame svolgono negli ambienti a basso battente in particolare per la stabilizzazione fisica dei fondali, la facilitazione della sedimentazione dei materiali sospesi e al contributo del processo di utilizzazione dei nutrienti.

I fattori ecologici che contribuiscono a spiegare la distribuzione delle fanerogame marine nella Laguna di Venezia risultano molteplici. I principali sembrano essere: la profondità, le caratteristiche fisiche e granulometriche dei sedimenti di fondo, la torbidità della colonna d'acqua, l'andamento termico, l'idrodinamismo locale e il conseguente ricambio delle acque, l'eutrofizzazione e la conseguente presenza di macroalghe infestanti, gli effetti dell'inquinamento.

Il rilievo del 1990 (vedi Fig. 4.9) ha avuto l'importante obiettivo di acquisire informazioni sulla composizione qualitativa e quantitativa dei popolamenti vegetali dei bassi fondi della Laguna di Venezia, senza limitarsi alla semplice conferma dell'esistenza di queste piante acquatiche nei vari siti del bacino lagunare; in particolare è stata prodotta una mappatura di tutti i popolamenti di fanerogame marine presenti, corredata degli elementi più importanti per valutare lo stato qualitativo e quantitativo degli insediamenti.

I rilevamenti sul campo, a quel tempo, sono stati eseguiti "a vista" e le caratteristiche del materiale vegetale valutate mediante prelievi. Lo spazio lagunare considerato ha interessato l'intera laguna con esclusione delle valli da pesca arginate, di aree fortemente marginali, di canali urbani e di altri a batimetria superiore a 4 m, giudicati del tutto inadatti, per ragioni di rilevante torbidità, all'insediamento di fanerogame.

L'aggiornamento della mappatura delle fanerogame marine della Laguna di Venezia è stato reso possibile nell'ambito del secondo ciclo di monitoraggio dell'Ecosistema Lagunare ("MELa2" – anni 2002-2005) e condotto nel periodo primaverile-estivo del 2002 (Fig.4.10). I nuovi dati sulla distribuzione di queste macrofite hanno permesso di formulare le prime valutazioni complessive delle modificazioni occorse, dal 1990 al 2002, per l'intero bacino lagunare

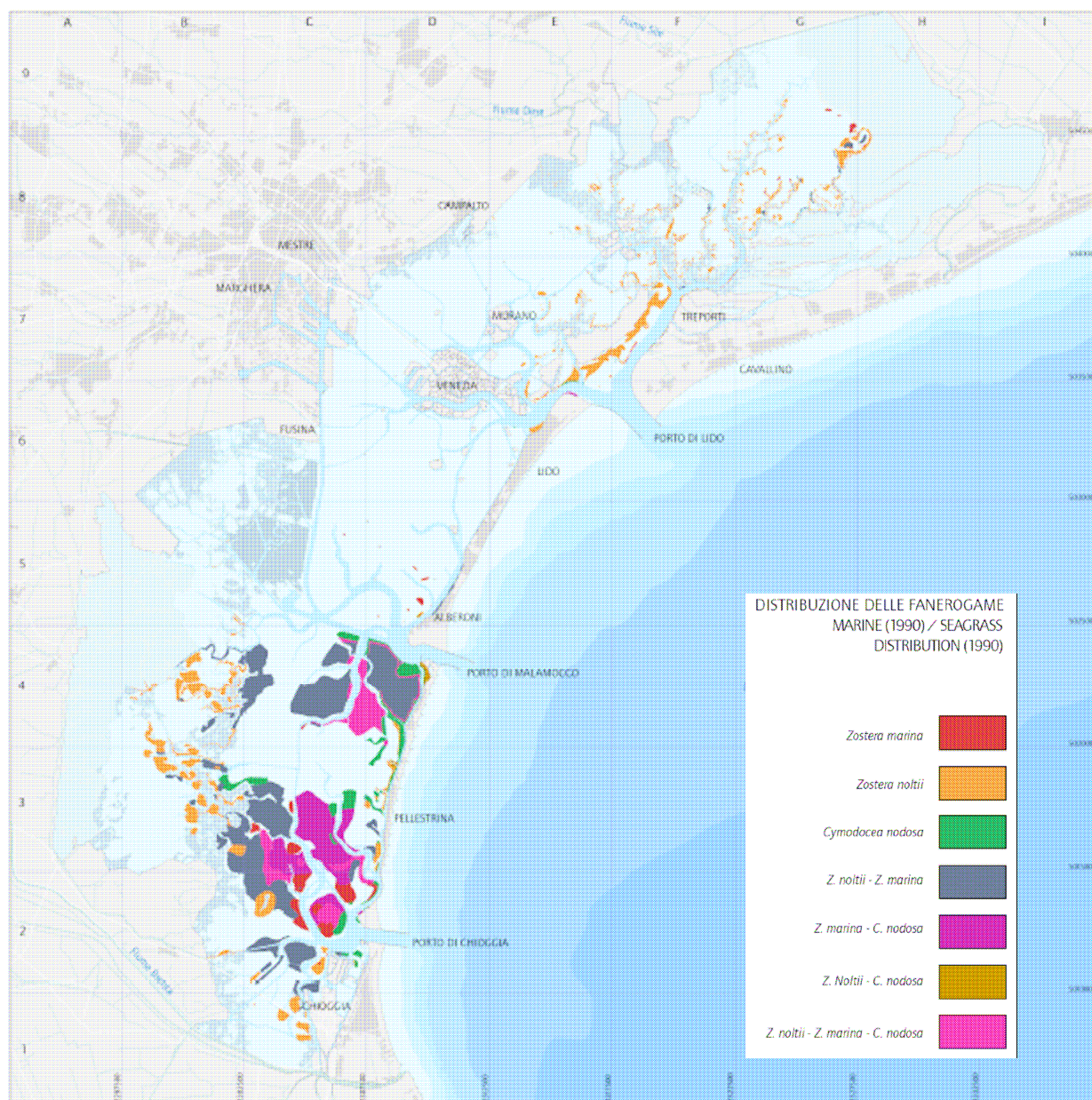
La possibilità di operare un confronto, abbastanza preciso anche localmente, tra le condizioni del 1990 della precedente ed unica mappatura disponibile e quelle ora rilevate, consente di evidenziare quelle aree dove sono evidenti fenomeni di colonizzazione e, per contro, quelle dove si sono verificate maggiori o minori tendenze regressive.

Dall'analisi dei dati risulta che nel periodo 1990-2002 si è verificata una notevole modificazione nella struttura interna delle popolazioni di fanerogame marine in laguna, che ha portato ad una drastica diminuzione areale dei popolamenti di *Zostera noltii* (sia misti che puri). A tale diminuzione è corrisposto un incremento verso il bacino centrale delle aree colonizzate da *Zostera marina*, ed un aumento areale apprezzabile dei popolamenti a *Cymodocea nodosa*. Nel complesso, tuttavia, la perdita totale di superficie lagunare coperta da fanerogame risulta di 62 ettari. Un'analisi complessiva, a livello lagunare, indica la presenza di pressioni, ancora non ben identificate, che hanno inciso in misura significativa solo sullo stato di salute della popolazione di *Z. noltii*, mentre sembrano non aver influenzato gli altri due taxa, sempre sul

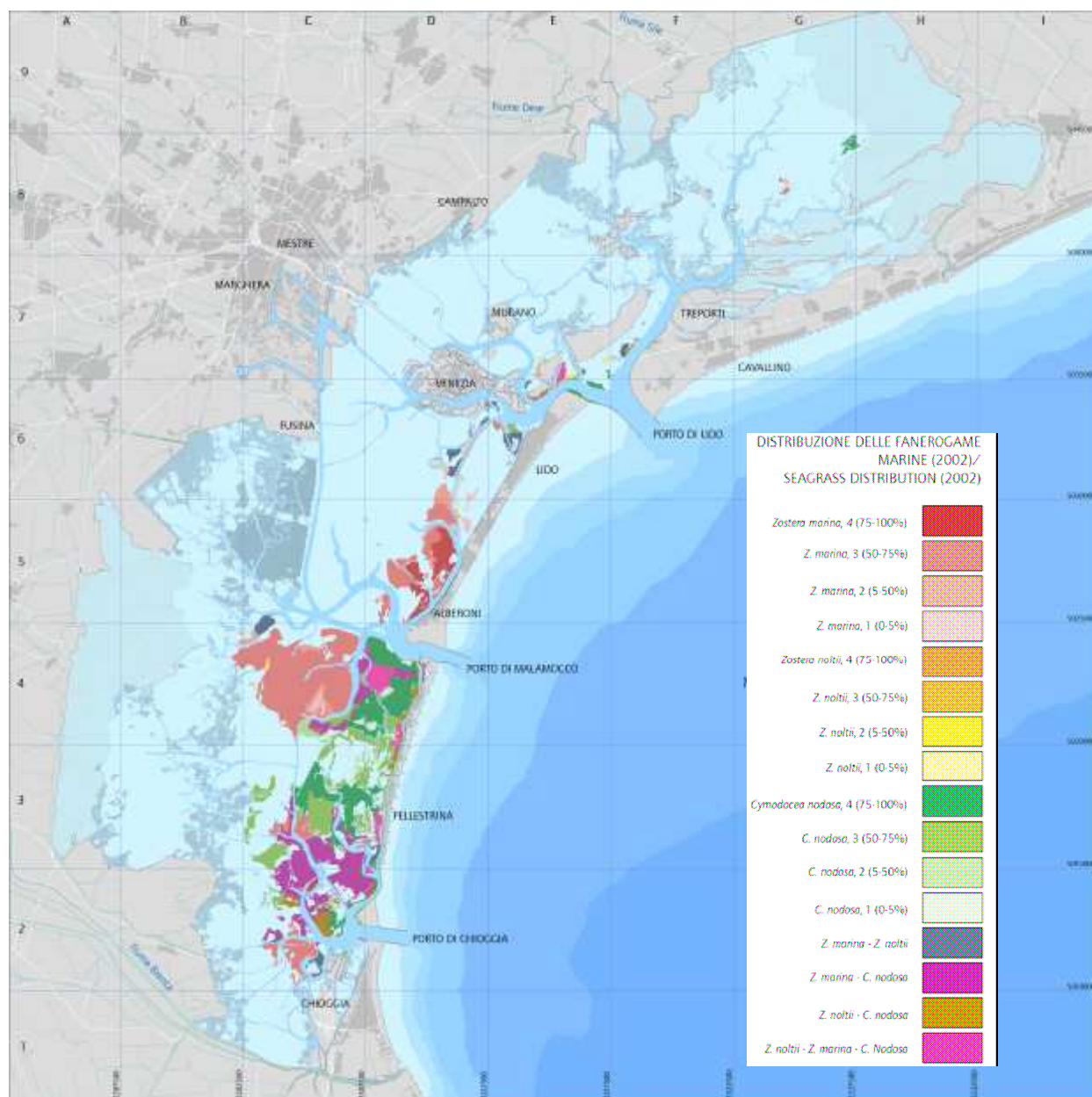
piano della distribuzione a livello dell'intera laguna. Una serie di situazioni più sfumate, relativamente alle coperture miste, indicano un evidente dinamismo dei popolamenti, soprattutto nel bacino meridionale. La copertura totale lagunare di fanerogame marine è di 5.430 ettari.

La porzione nord della laguna è quella in cui si osservano le dinamiche regressive più accentuate rispetto ai dati del 1990, con perdite totali pari a 684 ettari di superficie ricoperta da fanerogame. A livello specifico le perdite maggiori sono ascrivibili alla scomparsa pressoché totale dei popolamenti a *Z. noltii* che da sola spiega l'88% delle perdite. Le aree interessate dalla drastica rarefazione di *Z. noltii* nel bacino settentrionale, rispetto alla situazione del 1990, sono nella maggior parte ascrivibili a fondali a velma e margini barenali, in tutti i casi tratti a batimetria modesta e modestissima. In laguna centrale si possono notare i più cospicui aumenti in termini di copertura totale da fanerogame marine, cosa che verrebbe ad indicare pertanto un sostanziale miglioramento generale delle condizioni ecosistemiche. Per *Z. marina* si può osservare infatti un netto aumento areale, che ammonta a 747 ettari e che spiega il 97% degli aumenti osservati. Nel bacino sud le modificazioni rispetto al 1990 sono apprezzabili per tutte e tre le specie rilevate. Per *C. nodosa*, nel bacino meridionale come nel resto della laguna, è stato osservato un generale miglioramento, con un aumento netto di 1.202 ettari delle coperture. Un esame dei popolamenti del bacino meridionale pone in risalto come le differenze di copertura tra il 1990 ed il 2002 (fig.4.11) sia dell'ordine dei 230 ettari. Si deve considerare, inoltre, che la superficie di praterie ora scomparse a causa della pratica di allevamento della vongola filippina (*Tapes philippinarum*), ad opera dei concessionari, ammonta a circa 240 ettari. L'espletazione di questa forma di sfruttamento delle risorse lagunari e di utilizzazione del piano sedimentario, appetisce in laguna sud proprio i fondali sede di praterie di fanerogame marine.

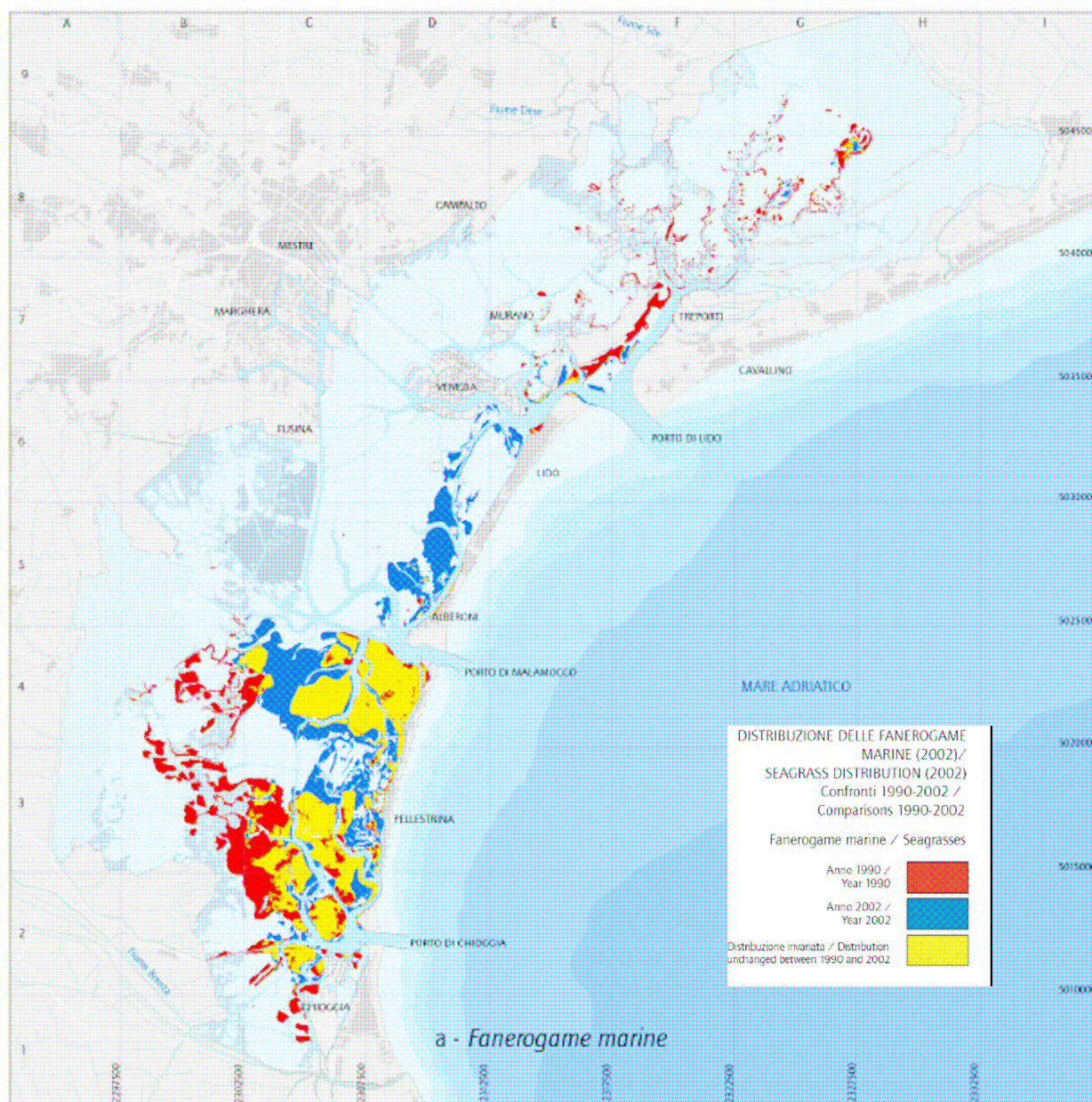
**Fig. 4.9:** Distribuzione delle fanerogame marine – rilievo del 1990 (Fonte: Atlante della Laguna – Venezia tra Terra e Mare, ed. Marsilio)



**Fig. 4.10:** Distribuzione delle fanerogame marine – rilievo del 2002 (Fonte: Atlante della Laguna – Venezia tra Terra e Mare, ed. Marsilio)



**Fig. 4.11:** Distribuzione delle fanerogame marine – confronto 1990-2002 (Fonte: Atlante della Laguna – Venezia tra Terra e Mare, ed. Marsilio)





#### 4.4.2 Vegetazione emersa

Inserita nel contesto tipico delle coste sabbiose dell'Alto Adriatico, la laguna di Venezia si colloca in un'area caratterizzata dalla presenza di specie aventi origine in aree geografiche diverse (mediterranea, euro-siberiana, orientale, ecc.) e di specie endemiche dai tratti esclusivi; un tale assetto floristico si è venuto ad instaurare grazie all'interazione di condizioni climatiche, fitogeografiche e storiche del tutto particolari.

Tale situazione, associata alle particolari condizioni idromorfologiche, storiche e antropiche, hanno creato e mantenuto i presupposti per l'esistenza di un paesaggio vegetale potenzialmente dotato di forte variabilità,

È possibile tratteggiare la vegetazione lagunare distinguendo i due principali assetti vegetazionali, sottoposti a differenti livelli e forme di pressione:

- la vegetazione dei cordoni dunali, maggiormente influenzata dai fenomeni di pressione antropica diretta, con sottrazione di spazi ecologici;
- la vegetazione alofila lagunare, sottoposta in misura inferiore rispetto alla precedente a pressione antropica diretta, ma influenzata anch'essa da fenomeni e dinamiche indotte dall'attività dell'uomo.

Le cenosi presenti nell'assetto vegetazionale proprio dei sistemi dunali, siano essi quelli litoranei fronte mare oppure quelli, più ridotti, rinvenibili sulle fasce di transizione tra ambiente intertidale e ambiente emerso dei complessi barenali più estesi, presentano popolamenti vegetali tipici. Sono riconoscibili principalmente in tale contesto geografico gli elementi della classica toposequenza psammofila<sup>3</sup> delle dune mobili litoranee, sviluppatasi su sistemi sabbiosi aventi diversi gradi di naturalità e maturità, ma per lo più tutti evolutivamente giovani in quanto formati in seguito agli interventi di realizzazione delle dighe foranee oppure sviluppatasi su superfici morfologicamente in stato stazionario.

Del tutto differenti le comunità caratterizzanti l'assetto vegetazionale lagunare, nelle quali si va dalle fitocenosi con dominanza di alofite che colonizzano le cosiddette velme, fondali lagunari a ridotta e ridottissima profondità, periodicamente emersi e di fondamentale importanza come siti di alimentazione per l'avifauna limicola, alle vegetazioni presenti sulle barene periodicamente sommerse, per le quali composizione e struttura sono fortemente legate all'andamento delle maree, per arrivare alle cenosi terrestri presenti nelle zone emerse più elevate e per questo caratterizzate da un maggior affrancamento dalle fluttuazioni mareali e dai fenomeni ad esse legati.

Nonostante l'importanza dei due assetti vegetazionali sopra brevemente descritti e, nonostante i numerosi studi scientifici, la documentazione cartografica della componente vegetazionale del territorio lagunare-litoraneo era estremamente carente durante tutto il secolo scorso.

I primi fondamentali contributi in tal senso, apparsi nei primi anni di questo secolo e che hanno reso disponibile per le aree indagate questo strumento di conoscenza che permette di operare confronti paralleli e quindi verificare le trasformazioni e le tendenze evolutive del paesaggio vegetale, sono costituiti dai seguenti lavori:

- Studio C.7.2 "Caratterizzazione delle unità territoriali del litorale, delle isole minori e della fascia di gronda perilagunare", eseguito dal Magistrato alle Acque – Consorzio Venezia Nuova, nel quale vennero raccolti ed analizzati dati ambientali su 125 "Unità Territoriali", relative ai litorali veneziani, alle isole minori, alle valli da pesca, ad alcune aree di gronda prossime al marginamento lagunare.
- Monitoraggio dell'Ecosistema lagunare Veneziano, 2<sup>a</sup> fase. Linea B: Rilievo e monitoraggio della vegetazione delle barene e dei canneti della laguna di Venezia (2002-2003-2004). Eseguito anch'esso dal Magistrato alle Acque – Consorzio Venezia Nuova, ha permesso lo studio diretto sul campo di più del 63% delle superfici a barena naturale e dei canneti presenti in laguna, escluse le valli da pesca.
- "Rilievo della vegetazione presente sulle isole del Lido, di Pellestrina e di Ca' Roman (Comune di Venezia) ed individuazione del suo valore naturalistico a fini gestionali". Attività condotta nell'ambito di un programma di ricerca del Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università Cà Foscari di Venezia ed

---

<sup>3</sup> riferito agli organismi, acquatici o terrestri, che mostrano preferenze e adattamenti particolari per la vita all'interno e sulla superficie della sabbia bagnata dell'acqua: piante acquatiche o semiacquatiche radicate in fondi arenosi; animali e piante di duna, ecc.

eseguita per conto del Comune di Venezia, ha interessato un'area coincidente con i due cordoni litoranei giacenti nel Comune di Venezia: il litorale del Lido e il litorale di Pellestrina.

- “Sperimentazione CINSAs”. Condotta per conto della Regione Veneto, dalla sede di Venezia del C.I.N.S.A. (Consorzio Interuniversitario Nazionale per le Scienze Ambientali), questa attività di ricerca ha portato all'elaborazione di una specifica metodologia per la restituzione cartografica dei perimetri degli habitat all'interno dei Siti di Interesse Comunitario e la conseguente definizione di piani di gestione sito-specifici.

### Vegetazione della laguna aperta

I territori barenali della laguna hanno storicamente sofferto della mancanza di studi cartografici di dettaglio a scala lagunare.

Gran parte della laguna è costituita da uno specchio acqueo (ca. 370 km<sup>2</sup>), parzialmente occupato da macroalghe (*Ulva sp.*, *Chaetomorpha sp.*) e fanerogame marine (*Zostera marina*, *Zostera noltii* e *Cymodocea nodosa*). L'estensione di barene e canneti attualmente presenti è stimata in circa 3.650 ettari.

Il quadro vegetazionale che segue è la sintesi più aggiornata delle componenti vegetazionali presenti nelle aree barenali e a canneto della laguna di Venezia, così come sono state individuate dagli studi condotti nell'ambito del Monitoraggio dell'Ecosistema lagunare Veneziano, 2<sup>a</sup> fase. Linea B (Magistrato alle Acque, 2005). L'inquadramento fitosociologico delle diverse cenosi presenti fa ovviamente riferimento a numerose fonti bibliografiche di settore (Biondi, 1989; Biondi, 1999; Biondi & Géhu, 1995; Corticelli *et al.*, 1999; Ferrari *et al.*, 1985; Géhu *et al.*, 1984a; Géhu *et al.*, 1984b; Géhu & Biondi, 1996; Géhu *et al.*, 1992; Pellizzari *et al.*, 1998; Piccoli *et al.*, 1994; Pignatti, 1952; Pignatti, 1959; Pignatti, 1966; Pirone, 1995; Poldini *et al.*, 1999).

Sulla base dei dati citati è possibile ottenere una stima su base cartografica della copertura degli habitat emersi presenti, così come riportato in Tabella 4.7.

**Tabella 4.7** Tipologie vegetazionali presenti, codificate secondo la direttiva 92/43 EU, così come rilevate nel corso delle attività di monitoraggio. \* habitat prioritari.

Codice (Natura 20000)	Descrizione	Area (ha)	Copertura %
<b>HABITAT PRIORITARI</b>			
*1510	*Steppe salate mediterranee ( <i>Limonietalia</i> )	517,82	24,79
<b>HABITAT DI INTERESSE COMUNITARIO</b>			
1130	Estuari	203,6	9,75
1310	Vegetazione pioniera a <i>Salicornia</i> e altre specie annuali delle zone fangose e sabbiose	175,65	8,41
1320	Prati di <i>Spartina</i> ( <i>Spartinion maritimae</i> )	452,45	21,66
1410	Pascoli inonati mediterranei ( <i>Juncetalia maritimi</i> )	225,49	10,80
1420	Praterie e fruticeti alofili mediterranei e termo-atlantici ( <i>Sarcocornietea fruticosae</i> )	406,32	19,45
<b>FITOCENOSI NON RICONDUCEBILI AD HABITAT IN DIRETTIVA 92/43 (codici Corine Land Cover)</b>			
32	Vegetazione ruderale (Aggr. a <i>Elytrigia atherica</i> )	106,32	5,09
	Vegetazione terofitica nitrofila (Aggr. a <i>Suaeda maritima</i> , Aggr. a <i>Atriplex latifolia</i> )		
	Vegetazione degli argini artificiali (Aggr. a <i>Calamagrostis epigejos</i> )		
<b>SUPERFICIE TOTALE RILEVATA</b>		<b>2.087,65</b>	

L'assetto vegetazionale presente nelle zone emerse è quanto mai diversificato, sia da un punto di vista strutturale che territoriale. Tale ricchezza si riflette su una codifica delle fitocenosi presenti in un buon numero di habitat di interesse comunitario secondo la direttiva 92/43 e in una notevole copertura dell'habitat prioritario \*1510 - \*Steppe salate mediterranee (*Limonietaia*).

Osservando il quadro vegetazionale e i risultati cartografici si individua la buona presenza dei canneti alofili. Le comunità vegetali presenti in laguna vengono fatte afferire a due **syntaxa** differenti:

1 *Puccinellio festuciformis-Phragmitetum australis* (Pignatti 1953) Poldini & Vidali 2002

Trattasi di un canneto dominato da *Phragmites australis* (Cav.) Trin. con poche altre specie alofile che lo differenziano dall'associazione *Phragmitetum australis*. Si stabilisce per lo più su terreni salmastri, tendenzialmente inondati tutto l'anno. Normalmente vicaria il canneto palustre di acqua dolce nelle zone di gronda dove, allontanandosi dall'entroterra, l'acqua dolce si mescola gradualmente con quella salata ed il fragmiteto si arricchisce di specie alotolleranti.

2 *Phragmitetum australis*

Associazione fisionomicamente dominata da *Phragmites australis*, caratterizza gran parte dei siti di gronda, generalmente in prossimità delle zone di foce dei corsi d'acqua che sversano in laguna; si stabilisce su terreni inondati tutto l'anno.

Dai risultati ottenuti nelle indagini emerge come siano in atto processi dinamici significativi con trend di tipo regressivo, nella maggioranza dei casi. Da formazioni alofile quali il sarcocornieto, o debolmente alofile come lo junceto, si è in alcuni casi passati a popolamenti di *Salicornia veneta*.

Oltre a quanto detto finora, tra gli aspetti critici presenti è importante segnalare anche la comparsa di un nuova specie. Si tratta di *Spartina x townsendii* H. and J. Groves (Scarton *et al.*, 2003), un ibrido sterile diffuso in decine di Paesi europei ed extra europei, nuovo per la nostra laguna ma già individuato in ben 22 siti tra il 2002 e il 2003 (Scarton *et al.*, 2004). Questa specie merita particolare attenzione soprattutto per la sua tendenza a diffondersi invadendo nicchie ecologiche di altre specie.

## 4.5 FAUNA

### 4.5.1 Zoobenthos

Con il termine “zoobenthos” si intende identificare la comunità di organismi acquatici animali che hanno un rapporto diretto con il fondale. Essi vivono prevalentemente entro i primi decimetri del sedimento o al di sopra di questo. Le comunità zoobentoniche rivestono primaria importanza nella catena trofica acquatica (Gray, 1981; Colombo *et al.*, 1991; Little, 2000) e lo studio della componente bentonica è un ottimo strumento per conoscere lo stato di un sistema acquatico, in quanto:

- gli organismi bentonici sono dotati di scarsa capacità di spostamento, sedentari o sessili rispondono ai cambiamenti ed impatti ambientali scomparendo o riducendo la loro presenza e comunque integrando gli effetti del disturbo nel tempo;
- la fauna bentonica è sensibile ai disturbi dell'habitat cosicché la comunità risponde con cambiamenti nella composizione specifica, nell'abbondanza numerica e nella biomassa;
- la fauna bentonica è un'importante componente della catena alimentare e spesso è veicolo non solo di nutrimento, ma anche di inquinanti al resto della rete trofica;
- il monitoraggio della fauna bentonica fornisce una misura relativa all'integrità biotica ed alla qualità ambientale riflessa nella biocenosi (USEPA, 2000).

Le interazioni con fattori ambientali (naturali ed antropici) si manifestano negli organismi attraverso effetti positivi o negativi, che possono essere sia di tipo quantitativo che di tipo qualitativo, interessando la presenza, l'arricchimento, la rarefazione o la perdita di specie e di individui in altri termini la struttura delle comunità

che costituiscono (Pearson and Rosenberg, 1978; Grizzle, 1984; Bilyard, 1987; Gray *et al.* 1990; Rees *et al.*, 1991; Dauer, 1993; Warwick, 1993).

Lo studio dello zoobenthos riveste quindi importanza ai fini della valutazione della qualità ambientale.

### **Comunità di substrato molle**

Grande parte delle informazioni disponibili circa le comunità zoobentoniche lagunari è riferita ai fondali molli o incoerenti ed in particolare alle aree di bassofondo o alle aree intertidali (velme).

I primi studi qualitativi-quantitativi del benthos nella laguna di Venezia risalgono agli inizi degli anni '30 (Vatova, 1940;1949b; 1950), cioè nel periodo antecedente le profonde trasformazioni insediative e produttive che hanno interessato il territorio della laguna e del bacino scolante. Pur avendo queste indagini valore più qualitativo che quantitativo, da queste emerge come la laguna di Venezia rispondesse a schemi di zonazione bentonica caratteristici (e anche abbastanza intuitivi), con un forte gradiente di “*marinizzazione*” dalla gronda verso le bocche.

Successivamente, Giordani Soika e Perin hanno eseguito numerose indagini volte a metter in evidenza eventuali modifiche o regressioni dei popolamenti bentonici, considerando anche la possibile influenza dei fenomeni di inquinamento conseguenti alla forte ripresa industriale del secondo dopoguerra. Le campagne condotte da questi Autori si riferiscono alla fine degli anni '40 e degli anni '60 (Giordani Soika e Perin, 1970). Nel 1968, Giordani Soika mise in evidenza forti alterazioni della distribuzione dei popolamenti bentonici; da un lato evidenziò uno spostamento delle specie talassiche verso l'interno, in conseguenza del maggior afflusso di acque marine rispetto al passato, a causa dell'escavo del Canale dei Petroli (Rismondo & Visintini Romanin, 1997) e dall'altro una degenerazione dei popolamenti (riduzione di diversità e ricchezza specifica), messa in relazione con l'eccesso di sostanze organiche e con l'inquinamento di origine industriale, senza tuttavia giungere a precise correlazioni tra dati biologici e chimici specifici.

Agli inizi degli anni '90, il Magistrato alle Acque di Venezia e il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova hanno dato l'avvio ad una serie di studi e ricerche che hanno permesso di evidenziare le variazioni intercorse rispetto ai dati del passato. In particolare le aree lagunari caratterizzate da bassissima salinità sono risultate ulteriormente ridotte, mentre le differenze tra la salinità delle aree prossime alle bocche portuali e quella di aree in posizione mediana si sono molto attenuate, con un'accentuazione progressiva del fenomeno di “*marinizzazione*” del bacino e dei conseguenti effetti ecologici. Questo studio ha portato alla convinzione che la variabilità lagunare, per quanto riguarda l'abitabilità biologica, si evidenzia sia spostandosi da area ad area (passando per esempio dal bacino centrale, più monotono sotto questo profilo, a quello meridionale, con maggior diversità specifica) sia spostandosi da canale a bordo-canale a velma a bassofondo, muovendosi dunque di pochissimo in distanza, ma incontrando strutture topograficamente e morfologicamente molto differenti tra loro. Lo studio ha permesso di definire uno schema di zonazione dei popolamenti, che porta alla loro semplificazione man mano che si procede da aree a forte ricambio idrico verso zone più confinate e alla presenza di specie opportuniste che possono prendere il sopravvento in condizioni particolari.

Va notato come gli autori di questo studio evidenzino che l'incremento della pressione selettiva nell'avvicinamento alle zone più interne della laguna non costituisce di per sé un peggioramento della qualità espresso come degrado di supposte condizioni originarie. La semplificazione dei popolamenti e lo sviluppo di specie opportuniste può costituire condizioni di equilibrio stabile che si legano con gli aspetti relativi all'ambiente emerso, di barena o di associazioni igrofile di gronda.

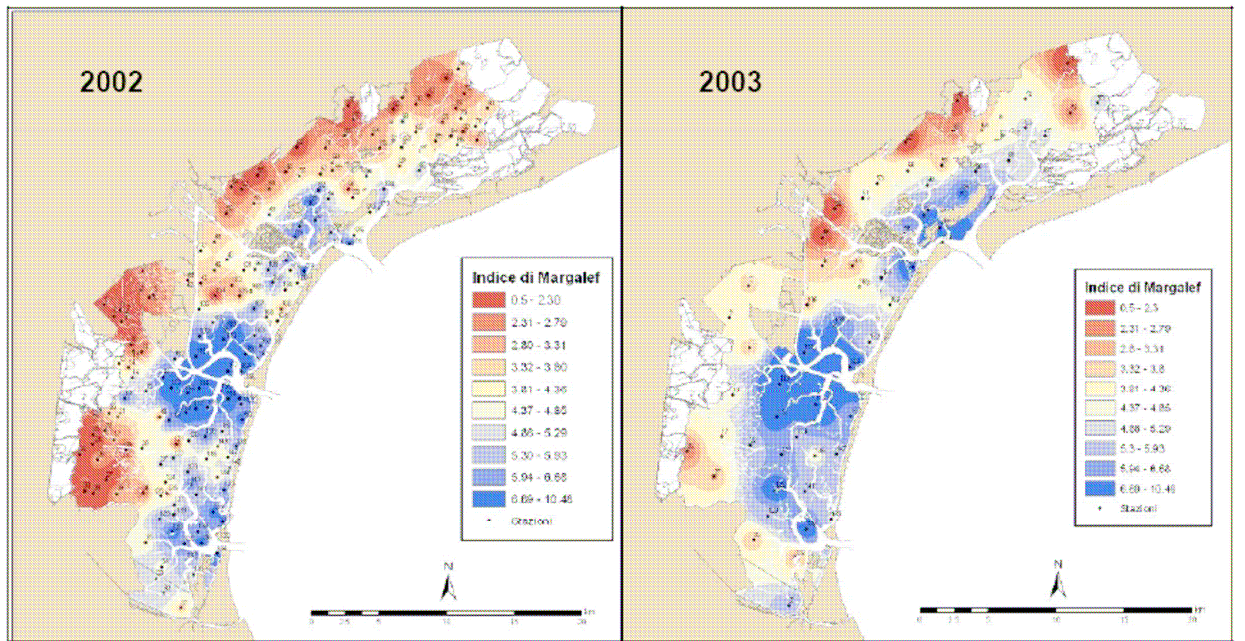
Negli anni successivi, sulla base delle problematiche ambientali emergenti (macroalghe, inquinamento dei fondali), sono stati condotti innumerevoli studi da parte di enti diversi con lo scopo di studiare particolari popolamenti bentonici (Pranovi *et al.*, 1998; Tagliapietra *et al.*, 2000; Casale *et al.*, 2001; Pessa *et al.*, 2001), l'impatto delle attività antropiche (Pranovi e Giovanardi 1994), le reti trofiche (Thetis, 2003a) e le interazioni con le condizioni chimico-fisiche delle acque e dei sedimenti (Università di Venezia, 1999).

Con l'obiettivo di ottenere un quadro conoscitivo completo sullo stato dei popolamenti bentonici lagunari è stato condotto il monitoraggio lagunare MELa2 del MAV-CVN, con una linea di attività (linea C) specificamente dedicata alle comunità zoobentoniche di substrato molle (SELC, 2005b).

Sulla base di quanto emerso dai risultati dei monitoraggi della comunità bentonica MELa2 si individuano due gradienti di ricchezza e diversità che vanno incrementando procedendo da Nord verso Sud e dalle aree di

gronda verso il mare. I popolamenti più ricchi coincidono in generale con la distribuzione delle fanerogame marine (cfr. Figura 4.12).

**Fig. 4.12:** Variazione spaziale del valore della diversità della comunità macrozoobentonica espressa attraverso l'Indice di Margalef ( $d = (S - 1)/\ln(N)$ ; S=numero di taxa del campione; N=numero di individui del campione). Dati MELa2 (SELC, 2005b).



La distribuzione dei popolamenti bentonici risulta in accordo con i tempi di residenza delle acque, dove minori tempi di ricambio corrispondono a maggiori ricchezza e diversità. In contrasto con questo andamento sono state rilevate comunità con minore ricchezza e diversità specifica nelle aree a maggior sfruttamento da parte della pesca di vongole, come nelle aree della laguna centrale comprese tra il canale di Fusina, il canale dei Petroli e Malamocco, nonché all'interno delle concessioni per l'allevamento di molluschi.

E' stato osservato come procedendo da Nord verso Sud nei bassofondali posti a sud del Dese ed in Palude Maggiore vi siano elevate abbondanze di organismi anche a fronte di un basso numero di taxa; la stessa cosa si osserva nei fondali posti tra il canale di Tessera e Campalto.

Altre aree caratterizzate da un alto numero di individui e basso di taxa si ritrovano nelle aree retrostanti le casse di colmata ed in alcune punti più periferici di Valle Millecampi. Nelle aree poste a Sud di Chioggia come in Valle della Dolce e Val di Brenta vi sono basse densità di individui a fronte di buon numero di taxa presenti.

L'analisi della distribuzione del macrozoobentos sui basso fondali lagunari così come indicata dai risultati MELa2, risultata sostanzialmente in assonanza con la vocazione ambientale dei diversi habitat; si evidenzia comunque come il fattore guida dello schema distributivo consista nelle pressioni di ordine fisico-morfologico (elementi meteomarinari, pesca, traffico) e che le modificazioni intervenute nelle ultime decadi (confronto con lo Studio A.3.16 degli anni '90 e con la morfologia lagunare degli anni '70) sono evidenziabili attraverso la perdita di complessità morfologica. Nonostante ciò, la plasticità delle comunità macrozoobentoniche, intesa come adattabilità dei popolamenti alle variazioni delle condizioni ambientali, risulta molto elevata e contribuisce ad aumentare la capacità di resistere alle perturbazioni dell'ambiente, evidenziando per la laguna di Venezia un'elevata resilienza, nonostante esista una altrettanto elevata sensibilità.

## Comunità di substrato duro

Per quanto concerne l'insediamento di organismi sui substrati duri, si fa generalmente riferimento a fondamenta, installazioni permanenti fisse o galleggianti, a briccole ed altri ausili alla navigazione. Le comunità incrostanti colonizzano le superfici disponibili a seconda di una serie di fattori, biotici ed abiotici.

A partire dagli anni '40, sono numerosi gli studi eseguiti in laguna di Venezia e nell'Adriatico settentrionale basati sull'analisi del fouling insediato su substrati duri, sotto forma di pannelli di materiali diversi (Nümann e Beth, 1955; Franco, 1964; Relini *et al.*, 1972; Barbaro e Francescon, 1976a; 1976b; Francescon e Barbaro, 1978).

Più recentemente l'attenzione è stata rivolta anche agli insediamenti incrostanti nell'area dei Porti- di Lido, Malamocco e Chioggia, con particolare riferimento ai siti di possibile collocazione delle paratie mobili previste per il controllo delle acque alte (ECOMAR, 1992). I risultati, riassunti in un lavoro di Relini *et al.* (1992), indicano che l'insediamento raggiunge valori di biomassa media, su base annua e a circa 14 m di profondità, di 45 kg/m<sup>2</sup> al fresco e di circa 15 kg/m<sup>2</sup> al secco e sono sostenuti principalmente nell'ordine da Molluschi, Crostacei, Serpulidi e Ascidiacei.

Le briccole ed in generale i materiali in legno sono colonizzati di Molluschi Bivalvi

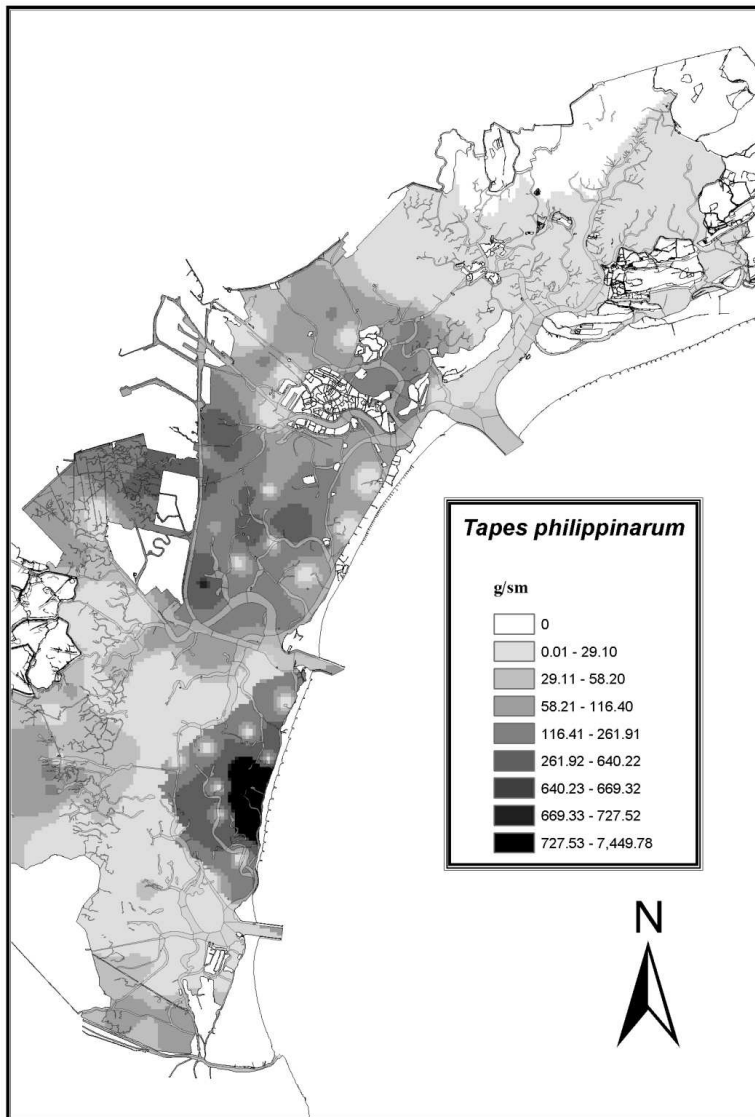
Dalla metà degli anni '90, sono stati eseguiti numerosi lavori per valutare la composizione delle comunità incrostanti del Centro Storico di Venezia e delle sue isole (Curiel *et al.*, 1998c; 1998f; 1999c).

Nel loro complesso questi lavori hanno evidenziato una comunità incrostante tipica di ambienti antropizzati. Il principale fattore che regola la struttura delle comunità di questi siti è l'idrodinamismo: favorendo il rapido allontanamento dei reflui, determina una loro minore persistenza e un maggiore apporto di acque vivificate.

## Tapes philippinarum

La vongola verace filippina, *Tapes philippinarum*, è stata introdotta per la prima volta in Italia, nel marzo del 1983, nell'ambito di alcuni allevamenti sperimentali, condotti in laguna di Venezia dal Consorzio per lo Sviluppo della Pesca e dell'Acquacoltura del Veneto (Co.S.P.A.V.). Obiettivo della sperimentazione era valutare la possibilità di diversificare il settore produttivo della molluschicoltura, limitato fino a quel momento essenzialmente alla mitilicoltura (Breber, 1985 b; Pellizzato e Mattei, 1986). Nel giro di pochi anni si è avuta, in laguna, la formazione di banchi naturali di questo bivalve adatti allo sfruttamento commerciale. La nuova specie, di origine indo-pacifica, si è dimostrata, infatti, rispetto alla specie autoctona *Tapes decussatus*, maggiormente resistente alle variazioni di temperatura e salinità, in grado di adattarsi ad un maggiore varietà di substrati e, aspetto molto importante, dotata di un tasso di crescita ben più elevato (Breber, 1985; 2002). Dai primi anni '90 ha avuto inizio lo sfruttamento su larga scala. Nell'arco di soli 5 anni la produzione lagunare è aumentata, di circa 30 volte, passando da 1300 tonnellate a 35.000 tonnellate annue. Il massimo picco produttivo è stato raggiunto nella seconda metà degli anni '90, con 40–50.000 tonnellate per anno. Dopo il 2000 la produzione è leggermente diminuita, attestandosi mediamente su 30.000 tonnellate per anno, quantità che si stima essere la produzione standard a regime per la laguna (Provincia di Venezia, 2000). La crescita di produzione registrata fino a qualche anno fa è stata indicata come anomala (Giovanardi, 2000) in quanto sostenuta dal benefico effetto transitorio del rilascio di nutrienti dal sedimento risospeso durante la pesca con attrezzi meccanici. Le indagini effettuate, infatti, hanno portato ad evidenziare una sorta di paradosso (*paradosso Tapes* – Pranovi *et al.*, 2003). Nella laguna di Venezia, le vongole veraci hanno raggiunto densità superiori a quelle che sarebbero state prevedibili sulla base della capacità trofica del sistema per organismi filtratori. In sostanza, la quantità di energia richiesta dalle vongole risultava superiore a quella realmente disponibile, considerando la produzione planctonica nel suo complesso. L'ipotesi più plausibile circa la fonte di questa energia aggiuntiva (supportata anche da evidenze sperimentali) sembra essere quella che sia l'attività di pesca stessa mediante la risospensione del sedimento, e del nutrimento in esso contenuto, a supportare la biomassa di vongole. *T. philippinarum* è, infatti, un bivalve che si nutre filtrando l'acqua e trattenendo le particelle alimentari, siano esse microscopici organismi planctonici che sostanza organica. A differenza dunque di quanto avviene normalmente, l'attività di pesca non avrebbe dunque solo effetti negativi sulla specie prelevata, ma anche alcuni feedback positivi.

**Figura 4.13:** mappa di distribuzione della biomassa di *Tapes philippinarum* in Laguna di Venezia (Fonte: Pranovi et al. 2006)



La situazione dello sfruttamento della risorsa vongole veraci in laguna di Venezia ha richiesto l'attuazione di misure gestionali a cura delle amministrazioni locali. Il Piano Provinciale per la Gestione delle Risorse Alieutiche del 2000 che costituisce il quadro di riferimento per la gestione della raccolta delle vongole veraci in laguna di Venezia, indica come strategia di gestione la transizione da un regime di libero accesso, ad una allocazione dei diritti di pesca a comunità, gruppi o anche singoli individui (Provincia di Venezia, 2000).

In laguna sono quasi 3.500 gli ettari concessi per scopi di venericoltura dal Magistrato alle Acque, di concerto con il Ministero dell'Ambiente e sulla base del piano di sfruttamento della Provincia di Venezia, a cooperative di operatori afferenti a consorzi locali. Le aree in concessione al 2005 sono riportate in Figura 4.14. Di queste la metà è utilizzata per finalità collettive, mentre quasi 1.800 ettari (36% nel bacino sud, 37% nel bacino centrale e 27% nel bacino nord) risultano assegnati a singole società, con 570 operatori nel bacino sud, 360 nel bacino centrale e 320 nel bacino nord. Le società concessionarie ammontano a 111.

Allo stato attuale, tra le problematiche principali in relazione alla sfruttamento della risorsa vongole in laguna, sono da ricordare: il monitoraggio delle concessioni e del loro utilizzo, la decisione in merito all'approvvigionamento del seme, la qualificazione della filiera e l'assetto di un sistema di tracciabilità, la riduzione dell'impatto ambientale dei metodi di raccolta.

Tutti i metodi di pesca della vongola, infatti, si basano sul medesimo principio: penetrare il sedimento per estrarre il bivalve infossato. Queste tecniche di prelievo causano notevoli modificazioni dei fondali ed introducono cambiamenti a livello ecosistemico mediante impatti diretti ed indiretti che ad oggi sono tra le maggiori cause di degrado dell'ambiente lagunare. In particolare l'impatto sui fondali è enorme: la risospensione dei sedimenti causata dagli attrezzi di pesca determina la perdita a mare della frazione fine, un incremento della torbidità che influisce in vari modi sull'ecosistema lagunare, nonché un'alterazione strutturale e funzionale delle caratteristiche dei sedimenti con l'alterazione delle comunità bentoniche dei fondali. Inoltre, la pesca alle vongole, impattando sull'ecosistema, ne modifica il funzionamento al punto che il prodotto della pesca artigianale può risultare modificato in quantità e qualità (Granzotto *et al.* 2003).

Negli ultimi decenni l'attività monospecifica di raccolta delle vongole è cresciuta significativamente a discapito della pesca tradizionale di tipo artigianale e multispecifica, determinando quindi una trasformazione rilevante del settore e uno spostamento verso condizioni di insostenibilità. Numerosi studi evidenziano i danni ambientali prodotti dalla raccolta della *Tapes philippinarum* sull'ambiente e l'ecosistema lagunare, e quindi l'incompatibilità di questo tipo di pesca, qualora non soggetta a regolamentazione e gestione, con le esigenze di salvaguardia della laguna (si veda ad es. Pranovi e Giovanardi, 1994; Giovanardi e Pranovi, 1999; Provincia di Venezia, 2000b; Da Ponte, 2001; Libralato *et al.*, 2002; 2004; Granzotto *et al.*, 2003; Pranovi *et al.*, 2004). Per ulteriori approfondimenti si rimanda allo specifico rapporto dell'Ufficio di Piano "Pesca di *Tapes philippinarum* in Laguna di Venezia – Stato dell'arte e prospettive".

**Fig. 4.14:** Localizzazione ed estensione delle aree attualmente in concessione per l'attività di allevamento delle vongole (2007)





#### 4.5.2 Ittiofauna

L'ittiofauna della laguna di Venezia risulta essere costituita da almeno 71 specie appartenenti a 33 famiglie (cfr Tabella 4.8).

Così come in altri ambienti europei di estuario e di laguna, un quarto delle specie complessivamente rinvenute nella laguna sono specie “residenti” che trascorrono la maggior parte o tutta la loro vita nell'ambiente lagunare, dove si riproducono (Franco *et al.*, 2006a). Tali specie eurialine si distribuiscono all'interno dell'ambiente lagunare, principalmente in zone di bassofondo, in funzione della disponibilità di habitat e risorse alimentari. Le specie appartenenti a questa categoria costituiscono circa il 90% dell'ittiofauna lagunare in termini di abbondanza individuale (Franco *et al.*, 2006a) e sono rappresentate principalmente dal latterino (*Atherina boyeri*), ghiozzo gò (*Zosterisessor ophiocephalus*), ghiozzo nero (*Gobius niger*), ghiozzetto marmoreggiato (*Pomatoschistus marmoratus*), ghiozzetto lagunare (*Knipowitschia panizzae*), ghiozzetto cenerino (*Pomatoschistus canestrinii*), tre specie di pesci ago (*Syngnathus abaster*, *S. typhle*, *Nerophis ophidion*), e il nono (*Aphanius fasciatus*).

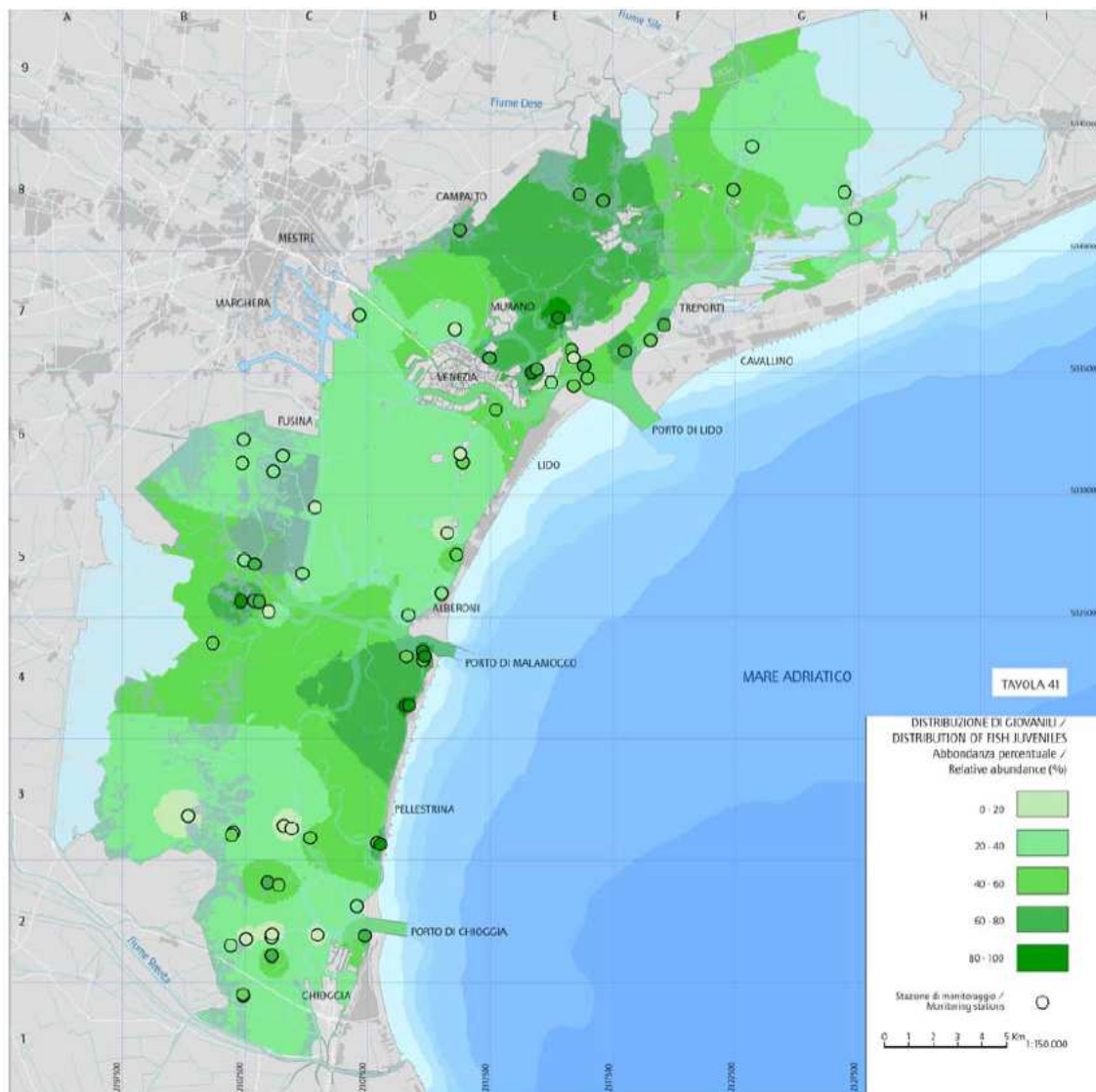
L'ambiente lagunare si mostra fondamentale per l'accrescimento degli stadi giovanili delle specie migratrici (Rossi, 1986). Numerose sono infatti le specie che si riproducono nelle acque costiere prospicienti la laguna e che migrano regolarmente nelle acque lagunari dove compiono la fase iniziale del ciclo biologico, usando la laguna come *nursery*. In modo particolare sono gli habitat lagunari ad acque basse ad essere periodicamente colonizzati in modo massivo dalle forme giovanili di queste specie.

**Tabella 4.8** Specie ittiche presenti in laguna di Venezia, negli habitat di bassofondale (B) e di canale (C).

Famiglia	Specie	Habitat	Famiglia	Specie	Habitat
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	B		<i>Liza saliens</i>	B
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	B/C		<i>Mugil cephalus</i>	B
Belonidae	<i>Belone belone</i>	B	Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	B/C
Blenniidae	<i>Parablennius gattorugine</i>	B	Myliobatidae	<i>Pteromylaeus bovinus</i>	C
	<i>Parablennius sanguinolentus</i>	B/C	Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	B/C
	<i>Parablennius tentacularis</i>	B/C	Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	B
	<i>Salapia pavo</i>	B/C	Salmonidae	<i>Salmo trutta</i>	B
Bothidae	<i>Arnoglossus laterna</i>	B/C	Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	B
Callionymidae	<i>Callionymus risso</i>	B		<i>Umbrina cirrosa</i>	B
Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	B	Scombridae	<i>Scomber scombrus</i>	B
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	B	Scophthalmidae	<i>Psetta maxima</i>	B
Clupeidae	<i>Alosa fallax</i>	B		<i>Scophthalmus rhombus</i>	B/C
	<i>Sardina pilchardus</i>	B	Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	C
	<i>Sprattus sprattus</i>	B	Soleidae	<i>Pegusa impar</i>	B
Congridae	<i>Conger conger</i>	B		<i>Solea solea</i>	B
Cyprinidae	<i>Carassius carassius</i>	B	Sparidae	<i>Boops boops</i>	B
	<i>Pseudorasbora parva</i>	B		<i>Diplodus annularis</i>	B/C
	<i>Rhodeus amarus</i>	B		<i>Diplodus puntazzo</i>	B
Cyprinodontidae	<i>Aphanius fasciatus</i>	B		<i>Diplodus sargus</i>	B
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	B/C		<i>Diplodus vulgaris</i>	B/C
Gadidae	<i>Merlangius merlangus</i>	B		<i>Lithognathus mormyrus</i>	B
Gobiidae	<i>Gobius cobitis</i>	B/C		<i>Oblada melanura</i>	B
	<i>Gobius niger</i>	B/C		<i>Sparus aurata</i>	B/C
	<i>Gobius paganellus</i>	B	Sphyraenidae	<i>Sphyraena sphyraena</i>	B
	<i>Knipowitschia panizzae</i>	B	Syngnathidae	<i>Hippocampus guttulatus</i>	B/C
	<i>Pomatoschistus canestrinii</i>	B		<i>Hippocampus hippocampus</i>	B
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	B		<i>Nerophis maculatus</i>	B
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	B		<i>Nerophis ophidion</i>	B/C
	<i>Zosterisessor ophiocephalus</i>	B/C		<i>Syngnathus abaster</i>	B/C
Labridae	<i>Labrus viridis</i>	B		<i>Syngnathus acus</i>	B
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	C		<i>Syngnathus taenionotus</i>	B
	<i>Symphodus roissali</i>	B/C		<i>Syngnathus tenuirostris</i>	B/C
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	B		<i>Syngnathus typhle</i>	B/C
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	B	Trachinidae	<i>Echiichthys vipera</i>	B
	<i>Liza aurata</i>	B	Trigllidae	<i>Chelidonichthys lucernus</i>	B/C
	<i>Liza ramada</i>	B			

Sui bassi fondali della laguna di Venezia la maggior incidenza della componente giovanile nella comunità ittica è stata riscontrata in prossimità delle praterie di fanerogame marine sommerse, sulle piane fangose e, in particolare, negli ambienti di barena, che con la loro fitta rete di canali accolgono gli avannotti di mugilidi, orata, sogliola, acciuga e ghiozzetto minuto (Mainardi et al., 2005). In questi ambienti i giovanili trovano abbondante pabulum e usufruiscono delle particolari condizioni di torbidità delle acque che garantiscono loro protezione da potenziali predatori (Cyrus & Blaber, 1987). La maggior abbondanza di individui giovanili di questo gruppo ecologico-funzionale è stata inoltre registrata sui bassofondi del sottobacino settentrionale suggerendo un particolare ruolo di nursery per quest'area (Franco et al., 2006a; Franzoi et al., 2005). Le condizioni morfologiche (dominanza di habitat di bassofondo), idrologiche (minor idrodinamismo), e trofiche (maggiori concentrazioni di clorofilla a e nutrienti; Solidoro et al., 2004) del bacino settentrionale rispetto a quello centrale e meridionale, infatti, sono tali da favorire l'insediamento delle larve di specie marine, oltre che la loro sopravvivenza e accrescimento (Franco et al., 2006a).

**Fig.4.15** Distribuzione spaziale dell'incidenza percentuale della componente giovanile nella comunità ittica (da Torricelli et al. in Comune di Venezia, 2006, modificato).



Tra le specie “migratrici”, rientrano specie marine che compiono migrazioni stagionali all’interno degli ambienti lagunari e di estuario, approfittando delle abbondanti disponibilità alimentari presenti in questi ecosistemi costieri. Queste specie si rinvencono nelle lagune e negli ambienti di estuario dalla tarda primavera all’inizio dell’autunno, quando è massima la produttività ecologica dei comparti planctonico e bentonico. Tra esse si riconoscono l’aguglia (*Belone belone*), la mormora (*Lithognathus mormyrus*) e la sardina (*Sardina pilchardus*).

Una componente importante (come numero di specie) dell’ittiofauna lagunare sia di basso fondale che di zone più profonde è costituita da specie “marine” tipiche delle acque costiere dell’Alto Adriatico, che visitano occasionalmente l’ambiente lagunare. La loro presenza in laguna è irregolare e sporadica, di solito con pochi individui che non dipendendo da tale ambiente per alcuna delle loro fasi vitali. La distribuzione di queste specie è comunemente limitata alle aree lagunari a maggior influsso marino, come le praterie sommerse e le dighe foranee.

Tra le specie ittiche che popolano la laguna vi sono anche *specie di acqua dolce* che entrano in laguna solo occasionalmente. Sono solitamente rappresentate da un numero ridotto di individui e da poche specie, il cui rinvenimento negli ambienti salmastri è limitato alle porzioni oligoline degli stessi, in genere vicino allo sbocco di corsi d’acqua dolce (ad esempio nelle aree vallive o nei pressi della foce del fiume Dese, nella laguna Nord). Rientrano in questa categoria alcuni ciprinidi (*Carassius carassius*, *Pseudorasbora parva*, *Rhodens amarus*), la gambusia (*Gambusia holbrooki*), la trota (*Salmo trutta*) e il persico sole (*Lepomis gibbosus*). La presenza e l’importanza di questa componente della fauna ittica sono in genere condizionate dalle variazioni stagionali delle portate fluviali.

Infine, alcune specie rinvenute in laguna di Venezia, come l’anguilla (*Anguilla anguilla*) e la cheppia (*Alosa fallax*), appartengono alla categoria dei migratori diadromi, cioè di quelle specie che utilizzano l’ambiente lagunare come via di passaggio per le migrazioni tra le acque dolci e il mare.

### **Specie lagunari di interesse Comunitario (Direttiva Habitat, CEE/92/43)**

Tra le specie ittiche lagunari sono da annoverare alcune specie importanti dal punto di vista conservazionistico. Due specie di gobidi (il ghiozzetto lagunare (*Knipowitschia panizzae*) e il ghiozzetto cinerino (*Pomatoschistus canestrinii*), un ciprinodontide (*Aphanius fasciatus*) e un clupeide (*Alosa fallax*) sono “specie di interesse Comunitario”, la cui conservazione richiede la designazione di aree speciali di conservazione”, come riportato nella Direttiva Comunitaria CEE/92/43 (“Direttiva Habitat”; CEE, 1992).

Considerando le definizioni e gli obiettivi indicati dalla Direttiva, le dinamiche di popolazione di queste tre specie, le caratteristiche e l’ampiezza del loro habitat elettivo, e la loro biologia generale, richiedono un’attenzione speciale, in termini di conoscenza e costante monitoraggio. I recenti progetti mirati all’analisi della comunità ittica della laguna hanno posto particolare attenzione alla distribuzione e alla bio-ecologia di tali specie.

#### **4.5.3 Avifauna**

A partire dal 1993 la Provincia di Venezia ha promosso e organizzato, in stretta collaborazione con l’Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, i censimenti dell’avifauna acquatica svernante nelle zone umide del territorio provinciale.

I risultati di tali attività evidenziano con chiarezza e con rigore scientifico la notevole importanza della Laguna di Venezia quale area di svernamento e nidificazione per numerose specie di uccelli acquatici.

Sulla base di questi censimenti, la Laguna di Venezia ha ospitato almeno 74.000 uccelli acquatici nel gennaio 1993, 100.000 nel gennaio 1994, 120.000 nel gennaio 1995, 122.000 nel gennaio 1996, 99.000 nel gennaio 1997.

Alle specie svernanti vanno sicuramente aggiunte almeno altre tre specie: la Pettegola, la cui popolazione nidificante in Laguna di Venezia ammonta a circa 1000 coppie (almeno 2000 individui); il Fraticello e il Mignattino, presenti nella zona con migliaia di individui da luglio a settembre, per i quali la Laguna di Venezia rappresenta un’area di sosta di fondamentale importanza durante la migrazione autunnale.

In Laguna di Venezia, infatti, si possono rilevare importanti nuclei delle seguenti specie incluse nell'allegato I della direttiva 79/409/CEE del Consiglio, come modificato dalla direttiva 97/49/CE della Commissione: Marangone minore, Tarabuso, Tarabusino, Nitticora, Garzetta, Airone bianco maggiore, Airone rosso, Falco di palude, Albanella reale, Albanella minore, Cavaliere d'Italia, Avocetta, Combattente, Gabbiano corallino, Beccapesci, Sterna comune, Fraticello, Mignattino.

**Tabella 4.9** Uccelli acquatici in laguna di Venezia le cui dimensioni raggiungono dimensioni rilevanti (fonte: provincia di Venezia)

Specie	1993 n°coppie	1994 n°coppie	1995 n°coppie	1996 n°coppie	1997 n°coppie	Media n°coppie
Svasso piccolo	1833	3552	3619	3205	1661	2774
Svasso maggiore	2106	2539	2229	2182	1098	2031
Garzetta	612	1522	1205	663	829	966
Airone bianco m.	262	152	335	265	308	264
Fischione	1241	2712	7712	4439	1545	3530
Alzavola	4497	5216	10259	12272	7831	8015
Folaga	28880	32957	31472	37164	17906	29676
Piovanello p.	10800	16664	22310	17385	25024	18433

L'avifauna trova nella laguna di Venezia dei siti che grazie alla compresenza di caratteristiche ambientali proprie degli apparati barenicoli naturali (quali ad esempio una copertura da media ad elevata di vegetazione alofila e l'esistenza di chiari salmastri), che di quelli tipicamente litoranei (presenza di aree sabbiose, di dossi o di modeste elevazioni) risultano idonei alla sosta, all'alimentazione e alla riproduzione di molte specie acquatiche. Tra queste aree anche le barene artificiali, grazie alla maggior elevazione rispetto alle barene naturali e alla presenza nelle vicinanze di vaste aree a velma, danno un contributo fondamentale per il successo riproduttivo delle diverse specie che nidificano in laguna. Dal monitoraggio eseguito dal Magistrato alle Acque per gli anni 2005-2006 sull'avifauna nidificante nelle barene artificiali, risulta che per ben 8 specie le barene artificiali ospitano una popolazione superiore all'1% delle coppie stimate dalla letteratura scientifica per l'intera Italia, tra questi il Fraticello, la Volpoca, la Beccaccia di Mare, il Fratino e la Pettegola.

#### 4.6 EVOLUZIONE TEMPORALE DEI LIVELLI DI CONTAMINAZIONE NEGLI ORGANISMI

Sin dagli anni '60 molti studi sono stati svolti sull'accumulo di inquinanti chimici in organismi marini della Laguna o delle aree marine antistanti. Per molti composti tossici infatti i livelli nelle acque naturali sono estremamente bassi e la loro determinazione ha posto difficoltà considerevoli per la chimica analitica. Poiché invece gli organismi marini bioaccumulano i contaminanti in traccia, la determinazione nei loro tessuti può risultare più semplice (Fossato et al., 2000).

Le prime ricerche nella Laguna di Venezia risalgono al 1972-73. Esse hanno riguardato inizialmente l'accumulo e il rilascio di idrocarburi da petrolio nei mitili; successivamente le indagini sono state estese agli idrocarburi clorurati (HCB, HCH, DDT, PCB) e ai metalli pesanti (Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Cr), come pure sono stati presi in considerazione altri organismi lagunari e marini.

Ricostruire un andamento temporale nella concentrazione di inquinanti nei tessuti degli organismi dai primi studi ad oggi risulta comunque difficile poiché le informazioni sono piuttosto disperse e frammentarie.

In generale, non si osservano trend spaziali facilmente riconducibili alla distribuzione della contaminazione nel sedimento o nelle acque. A tale mancanza di correlazioni tra matrici ambientali abiotiche e matrici biotiche concorrono fattori di varia natura che agiscono come "rumore" al segnale principale. Essi sono legati sia alla struttura eterogenea del database sia alla complessità della risposta biologica allo stress ambientale, ed in particolare:

- eterogeneità degli anni a cui si riferiscono i diversi studi;

- distribuzione poco omogenea dei dati;
- eterogeneità delle stagioni di campionamento, che influisce sia sulle condizioni ambientali (temperatura, salinità) sia sulla fisiologia degli organismi (metabolismo, ciclo riproduttivo);
- stato di salute e taglia degli organismi;
- capacità di risposta degli organismi in termini di detossificazione;
- presenza di fattori fisico-chimici che influenzano la concentrazione biodisponibile, che può rappresentare una modesta frazione della concentrazione totale;
- compresenza di molteplici sorgenti e vie di esposizione la cui importanza relativa è difficilmente quantificabile: sedimento, acqua e particolato (ingestione, assorbimento dermale, filtrazione), altre matrici biologiche (dieta).

I meccanismi di accumulo dei metalli negli organismi è complicato anche dal fatto che alcuni metalli (rame, zinco) rivestono un ruolo essenziale per il metabolismo biologico. I metalli che vengono assunti dall'organismo possono essere quindi mantenuti in una forma metabolicamente attiva fino al raggiungimento di una determinata soglia, superata la quale possono espletare la loro azione tossica (se rimangono nella medesima forma). In alternativa possono essere stoccati in forma non più disponibile per il metabolismo legandosi ad esempio a molecole particolari (metallotioneine) (Rainbow, 2002) o ancora possono essere eliminati tramite escrezione.

Di conseguenza la misura della concentrazione totale dei metalli misurata nei tessuti degli organismi è spesso difficilmente correlabile ad evidenze di tossicità (dipendenti solo dalla forma metabolicamente attiva) così come è difficilmente correlabile alle concentrazioni ambientali (meccanismi di escrezione).

Considerando i dati complessivamente disponibili, l'unico elemento per il quale è osservabile una distribuzione concorde con quella relativa alla contaminazione del sedimento delle acque è il **cadmio**, per il

quale sia le vongole sia i mitili del bacino centro nord sono quelli maggiormente contaminati; seguono gli organismi del bacino centrale e quindi quelli del bacino nord e sud. Il mercurio, sia per i mitili sia per le vongole, presenta un trend decrescente da nord a sud. Per gli altri metalli le concentrazioni nei molluschi sono invece piuttosto omogenee sui vari campioni della Laguna. I livelli di contaminazione dei metalli misurati nei tessuti del pesce go non sono generalmente indicativi di andamenti spaziali riconoscibili e riconducibili allo stato di qualità delle acque e dei sedimenti.

Un arricchimento delle concentrazioni non solo di cadmio, ma anche di **zinco** e **piombo** nei molluschi campionati in alcune stazioni della Laguna centro nord (stazione 11B, Sacca Sessola, 8B Tresse) rispetto alla Laguna sud sono state comunque osservate (Thetis, 2006, progetto ICSEL C, MAV) soprattutto qualora vengano considerate separatamente le diverse stagioni di campionamento (primavera e autunno) per le quali è stato verificato un diverso grado di bioaccumulo in relazione al ciclo riproduttivo degli animali. Risultati analoghi sono stati ottenuti con i mitili trapiantati, provenienti da allevamento e trasferiti nelle medesime stazioni per un periodo di cinque settimane. Le concentrazioni misurate nel pesce go invece non hanno permesso di discriminare facilmente situazioni a diverso grado di esposizione.

Per il **mercurio**, elemento di particolare interesse per la Laguna di Venezia, emerso come uno dei fattori critici in relazione al frequente superamento degli obiettivi di qualità, risulta di interesse, più che la distribuzione spaziale (difficilmente correlabile con le concentrazioni ambientali), il progressivo aumento della concentrazione con il livello trofico.

La difficoltà di trovare relazioni tra sedimenti ed organismi, verificata con i dati elaborati, risiede principalmente nella complessità delle variabili che influenzano la metilazione del mercurio nei sedimenti superficiali. Poiché la metilazione avviene nei sedimenti superficiali, i fattori fisici che influenzano la velocità di metilazione (e demetilazione) influenzano anche la disponibilità del mercurio per l'assunzione da parte degli organismi. Le concentrazioni totali da sole non bastano quindi fornire informazioni sufficienti sul livello di esposizione degli organismi a questo contaminante. Viceversa, l'importanza della dieta fa sì che la maggior parte delle differenze nel bioaccumulo di mercurio inorganico e di metilmercurio si manifestino durante il

trasferimento fra i diversi livelli trofici (Mason et al., 1995) in relazione delle differenze delle diverse specie chimiche del mercurio e dell'efficienza di trasferimento delle stesse ai predatori.

In accordo con tali considerazioni e con quanto emerso dallo studio ICSEL (Thetis, 2006) le concentrazioni di mercurio negli organismi lagunari sono risultate chiaramente specie specifiche: nei bivalvi risultano in media pari a 0.04-0.05 mg/kg ww (max 0.1 mg/kg ww), mentre nei gobidi il tenore di mercurio è quasi di un ordine di grandezza superiore, risultando mediamente pari a 0.2 (max 0.6 mg/kg ww).

Tuttavia, poiché dagli studi fatti (Bloom et al. 2004), emerge come probabilmente la maggior influenza sul ciclo del mercurio è esercitata dalla risospensione di sedimento contaminato e dal suo trasporto in ambienti produttivi come le velme e le barene, è importante controllare e modificare quelle attività e comportamenti antropici che comportano la risospensione di sedimenti.

Il mercurio, inoltre, è uno di quei composti che aumentano la loro concentrazione a ogni passaggio nella catena alimentare. Questo fenomeno è noto come biomagnificazione lungo le catene alimentari ed è dovuto al fatto che alcuni contaminanti hanno una efficienza di trasferimento molto maggiore e con perdite irrilevanti rispetto ad altri nel passaggio da un comparto all'altro della catena trofica. Nella tabella che segue sono riportati alcuni dati di concentrazione di mercurio in organismi appartenenti a diversi livelli trofici analizzati nella laguna di Venezia

**Tabella 4.10:** concentrazione di mercurio in vari livelli trofici della Laguna di Venezia (fonte: Bloom et al., 2004)

Livello Trofico	n° di campioni/esemplari	Hg totale [nmol g <sup>-1</sup> ]
Water, dissolved	39	9,4 x 10 <sup>-6</sup>
Sediment (dry basis)	32	4,07
Seston (dry basis)	39	5,83
Rock algae (wet basis)	5	0,91
Mussels (wet basis)	3	1,76
Small fish (wet basis)	20	0,89
Cormorant feathers	2	10,98

Per ciò che riguarda gli altri metalli i dati non evidenziano invece arricchimenti della concentrazione con il livello trofico. Tra *tapes* e mitili non si osservano differenze significative e univocamente interpretabili. L'accumulo dei metalli degli organismi acquatici invertebrati è generalmente variabile con la specie. Invertebrati di specie diverse viventi nel medesimo habitat possono accumulare metalli in traccia in concentrazioni diverse nei loro tessuti, anche tra taxa molto simili (Rainbow, 2002).

Solo alcuni dati sono infine disponibili per il bioaccumulo di metalli nei policheti della Laguna. Uno studio recente (Frangipane et al., 2005) ha indagato il bioaccumulo di 5 metalli (Cd, Cr, Cu, Mn, Pb) nel policheta nereide *Hediste diversicolor* campionato in 6 aree di barena della laguna nel corso dell'estate 2002 evidenziando la presenza di complessi meccanismi di controllo del bioaccumulo dovuti sia alla biodisponibilità dei contaminanti nel sedimento sia alla fisiologia degli organismi, senza invece evidenziare una distribuzione spaziale chiaramente riconducibile alla vicinanza/lontananza della zona industriale di Porto Marghera.

Uno studio precedente (Volpi e Ghirardini, 1999) aveva invece indagato il bioaccumulo di cadmio e zinco in tre specie di policheti (*H. diversicolor*, *N. succinea* e *P. cultrifera*) lungo un gradiente di contaminazione del sedimento tra Porto Marghera e la città di Venezia, confrontato con un'area della laguna nord (Palude di Cona). Ordinando i campioni in base alla concentrazione crescente di metalli nel sedimento, era stata osservata in questo caso una maggiore contaminazione da cadmio nei tessuti dei policheti appartenenti alle stazioni più inquinate. Una correlazione significativa tra concentrazione di cadmio nei sedimenti e nei tessuti è stata osservata dagli autori in particolare per *Hediste diversicolor*, per il quale si disponeva di un numero sufficiente di campioni per un'analisi statistica. Per lo zinco invece è stata osservata una certa indipendenza della concentrazione nei tessuti dalla concentrazione nei sedimenti e conferma quanto riportato in letteratura a proposito della capacità di regolazione fisiologica del metallo in tutte le specie di policheti (Volpi Ghirardini et al., 1999a).

L'informazione relativa ai microinquinanti organici è più scarsa, in termini di numerosità dei siti di campionamento, rispetto all'informazione disponibile per i metalli. Inoltre l'eterogeneità nella modalità di espressione di alcuni di essi (PCB arochlor, PCB totali, somma di congeneri, TEQ) rende spesso difficilmente confrontabili i diversi studi.

Gradienti positivi di PCB e diossine sono stati osservati in tutte le campagne eseguite nel corso del Progetto ICSEL (Thetis, 2006), passando dai siti collocati in laguna sud a quelli prossimi alla zona industriale, con concentrazioni comunque dipendenti dalla stagione.

Il confronto nei livelli di bioaccumulo dei contaminanti organici tra i tre organismi, evidenzia nei pesci livelli di bioaccumulo di diossine più basso rispetto a quello dei bivalvi, in accordo con quanto risultato dalle elaborazioni dei dati ICSEL (Thetis, 2006).

I PCB, espressi in questo caso come TEQ per esigenza di omogeneità tra i diversi studi, evidenziano differenze meno evidenti tra organismi. L'importanza dei singoli congeneri di PCB, più che la loro somma, può evidenziare invece l'esistenza di processi di biotrasformazione, presenti soprattutto nei pesci, con degradazione preferenziale dei congeneri di PCB poco sostituiti e accumulo di quelli a maggior grado di sostituzione (Thetis, 2006).

Gli IPA evidenziano concentrazioni maggiori nei molluschi rispetto ai pesci, che sono in grado di metabolizzare più facilmente questi composti in tempi abbastanza veloci, una volta che l'organismo è stato esposto all'inquinante (Varanasi et al., 1989).

In uno studio condotto da ICRAM nel 2006 su 48 stazioni di campionamento di biota, di cui 25 di *Tapes philippinarum* e 23 di mitili sono state indagate le concentrazioni 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 e PCB espressi in Equivalenti di Tossicità di TCDD (TEQ). I risultati delle analisi effettuate hanno mostrato, in generale, un incremento dei livelli di contaminazione, rispetto a dati 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. I livelli più alti di contaminazione si sono osservati lungo i canali industriali e confrontando i risultati delle concentrazioni di biota con i sedimenti è emerso che la principale fonte di contaminanti in Laguna di Venezia resta la zona industriale di Porto Marghera. Per la maggior parte delle analisi effettuate nei campioni di mitili e vongole non sono stati superati i limiti imposti dalle leggi.

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.

Dai dati disponibili, comunque, non emergono evidenze di rischio sanitario per l'uomo legato al trasferimento lungo la catena trofica degli inquinanti.

## 5 CONCLUSIONI E RACCOMANDAZIONI

### CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

L'analisi delle informazioni raccolte mostrano come gli sforzi fatti nel Bacino Scolante, a Porto Marghera e nella Laguna per la salvaguardia dell'ecosistema abbiano ottenuto dei risultati apprezzabili. Ad ogni modo l'intervento di salvaguardia non si può considerare concluso.

Nonostante la qualità dell'acqua e dei sedimenti, lo stato di contaminazione e la biodiversità della Laguna di Venezia si differenzino molto tra un'area e l'altra, possono, tuttavia, essere avanzate alcune considerazioni generali:

- sono stati compiuti molti progressi negli studi e nel monitoraggio dello stato ecologico della Laguna di Venezia e sulla sua evoluzione nel tempo, anche in termini di affidabilità dei dati e di metodi di misurazione utilizzati, tuttavia, la maggior parte delle attività finora svolte sono state condotte senza il necessario coordinamento, con l'obiettivo di sviluppare approfondimenti su problematiche specifiche, con finalità di volta in volta diverse, per periodi di osservazione limitati nel tempo e spesso su aree specifiche;
- la realizzazione di opere idrauliche e interventi diffusi nel territorio del "bacino scolante" hanno portato alla diminuzione del carico inquinante delle acque che in essa si immettono;
- la messa in sicurezza delle aree inquinate di Porto Marghera e l'adozione di misure di riduzione di scarico degli inquinanti hanno portato ad una diminuzione dell'apporto inquinante di tipo industriale;
- dall'analisi emerge che fra le zone più critiche per quanto riguarda la contaminazione delle acque e dei sedimenti ci sono l'area antistante Porto Marghera e le aree intorno ai centri storici lagunari;
- in generale, si riscontra un miglioramento, nel tempo, della qualità dell'acqua e, in parte, anche dei sedimenti anche se per alcuni metalli (arsenico, cadmio, piombo e mercurio), e per fosforo e azoto le immissioni superano gli apporti massimi ammessi ai sensi del DM 23/4/1998;
- di rilevanza negativa risultano, in relazione anche alla difesa della biodiversità, la perdita delle praterie di fanerogame, la diminuzione dell'abbondanza e diversità specifica delle comunità bentoniche nelle aree sottoposte ad attività di pesca ed allevamento di vongole, l'erosione causata dal moto ondoso dal relativo aumento del livello del mare e dai metodi di raccolta della pesca alle vongole con conseguenze sulla variabilità idrogeomorfologica. Risulta, pertanto, evidente l'incompatibilità della pesca delle vongole, in quanto non ancora opportunamente gestita e regolamentata, con le esigenze di salvaguardia della laguna;
- appare importante il ruolo svolto dalla Laguna di Venezia per la nidificazione e la migrazione degli uccelli.



## RACCOMANDAZIONI

L'Ufficio di Piano, nell'ambito delle proprie prerogative, considerato il quadro emerso nel presente rapporto, raccomanda:

1. che si attui al più presto l'integrazione, la razionalizzazione e il coordinamento dei sistemi di monitoraggio ambientale nella laguna di Venezia, nel mare prospiciente e nel bacino scolante, necessari e indispensabili al fine di rendere possibile una comune fruizione di dati di qualità condivisa, di evitare duplicazioni, ottimizzare le risorse e pervenire ad una gestione ottimale del sistema, come già auspicato da questo Ufficio di Piano con parere espresso in data 4 maggio 2007. I dati dei monitoraggi pregressi, devono essere opportunamente raccolti ed eventualmente integrati in relazione alle specifiche esigenze della Direttiva 2000/60/CE;
2. che vengano portate a termine le misure che mirano alla diminuzione degli apporti inquinanti, al risanamento delle aree più compromesse e al ripristino morfologico della Laguna;
3. che vengano individuati interventi per il risanamento delle aree lagunari prospicienti Porto Marghera e intorno ai centri storici lagunari, con particolare riguardo alla contaminazione dei sedimenti;
4. che vengano individuate misure efficaci che abbattano l'inquinamento di origine civile derivato dal centro storico di Venezia;
5. che gli interventi mirino al raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale e siano congruenti con gli strumenti attuativi previsti dalla normativa comunitaria e nazionale (dir. 2000/60/CE, decisione 2455/01/CE, ecc.);
6. che vengano incentivati i programmi sinergici di risanamento e salvaguardia che realizzino, con una gestione intelligente delle risorse, obiettivi plurimi;
7. che venga rivista l'attuale normativa sul controllo ambientale lagunare in linea con i risultati sperimentali prodotti dalla ricerca scientifica sul sistema lagunare veneziano e con quanto previsto dalle normative nazionali e direttive europee, in particolare la Direttiva 2000/60/CE che valuta lo stato di un corpo idrico sia da un punto di vista chimico che ecologico;
8. che vengano approfonditi gli studi di bioaccumulo, ecotossicologia e geospeciazione dei contaminanti presenti nei sedimenti e che i risultati già disponibili delle sperimentazioni condotte fino a oggi vengano valutati rigorosamente alla luce dei più recenti saperi scientifici con l'obiettivo di aggiornare il Protocollo Fanghi in modo che tenga conto del reale rischio ecologico legato all'uso dei sedimenti contaminati;
9. che venga approfondito il tema del trattamento dei sedimenti contaminati al fine del riutilizzo, anche in funzione della necessità di avere a disposizione sedimenti idonei per la ricostruzione morfologica nell'ambito del nuovo Piano Morfologico in corso di predisposizione da parte del Magistrato alle Acque di Venezia;
10. che vengano avviati studi finalizzati a definire il profilo di qualità delle acque di falda anche con l'obiettivo di stabilire il fondo naturale e determinare gli apporti di inquinanti nella laguna;
11. che vengano avviati studi specifici relativi al rischio sanitario legato alla trasferimento degli inquinanti lungo la catena trofica;
12. che venga incentivata la conversione dalla pesca di vongole alla venericoltura, compreso lo sviluppo della filiera produttiva e il ritorno alla pesca tradizionale in un ottica di sostenibilità delle attività antropiche.

## BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2006. Atlante della Laguna – Venezia tra terra e mare, ed Marsilio
- Anderson D. M., Morel F. M. M., 1978. Copper sensitivity of *Gonyaulax tamarensis*. *Limnology and Oceanography*
- APAT, 2004, Annuario dei dati ambientali
- Argese E., Ramieri E., Bettiol C., Pavoni B., Chiozzotto E., Sfriso A., 1997. Pollutant exchange at the water/sediment interface in the Venice canals. *Water, Air and Soil Pollution*
- Argese E., Bettiol C., Gobbo L., Zonta R. V., 2000. Speciazione geochimica dei metalli pesanti nei sedimenti della laguna di Venezia. *La ricerca scientifica per Venezia – Il sistema lagunare veneziano*, vol II, tomo I
- Argese E., Bettiol C., Cedolin A., Bertini S., Delaney E., 2003. Speciation of heavy metals in sediments of the lagoon of Venice collected in the industrial area. *Annali di chimica*
- ARPAV, 2002, Bacino scolante della Laguna di Venezia: Rapporto sullo stato ambientale dei corpi idrici
- ARPAV, 2003. Bilancio Ambientale d'Area di Porto Marghera - Bilancio ambientale 1998-2003.
- ARPAV, 2003-2004, Bacino scolante della Laguna di Venezia: Rapporto sullo stato ambientale dei corpi idrici
- ARPAV, 2004, Rete Sirav 06 Acque di transazione - Rapporto
- Bloom N.S., Moretto L.M., Scopece P., Ugo P., 2004, Seasonal cycling of mercuri ad monomethyl mercury in the Venice Lagoon (Italy). *Marine Chemistry*
- Brand L. E., Sunda W. G., Guillard R. R. L., 1986. Reduction of phytoplankton reproduction rates by copper and cadmium. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*
- Bruland K. W., 1992. Complexation of cadmium by natural organic ligands in the central North Pacific. *Limnology and Oceanography*
- Capodaglio G., Toscano G., Scarponi G., Cescon P., 1989. Lead speciation in the surface waters of the Ross sea (Antarctica). *Annali di Chimica*
- Capodaglio G., Coale K. H., Bruland K. W., 1990. Lead speciation in surface waters of the Eastern North Pacific. *Marine Chemistry*
- Capodaglio G., Toscano G., Scarponi G., Cescon P., 1994. Copper complexation in the surface seawater of Terra Nova Bay (Antarctica). *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*
- Cescon P., Barbante C., Capodaglio G., Cecchini M., Turetta C., Caroli S., Caimi S., Senofonte O., Delle Femmine P., Petrucci F., Fuoco R., 2000. Microinquinanti inorganici nella laguna di Venezia. *La ricerca scientifica per Venezia – Il sistema lagunare veneziano*, vol II, tomo I
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*
- Coale K. H., Bruland K. W., 1988. Copper complexation in the Northeast Pacific. *Limnology and Oceanography*
- Coale K. H., Bruland K. W., 1990. spatial and temporal variability in copper complexation in the North Pacific. *Deep Sea research*
- ICRAM e MAV, 2004 Piano di caratterizzazione dei canali industriali inclusi nella perimetrazione del Sito di bonifica di Interesse Nazionale di Venezia (Porto Marghera).

- ICRAM, 2007, Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della laguna di Venezia - Rapporto finale
- Magistrato alle Acque di Venezia, 2000, Rapporti finali progetto “Orizzonte 2023”
- Magistrato alle Acque di Venezia – Sezione Antinquinamento, 2002, Monitoraggio delle acque della Laguna di Venezia
- Magistrato alle Acque di Venezia – Sezione Antinquinamento, 2004. Qualità delle acque e degli scarichi idrici dell’area di Porto Marghera. Dati relativi al 2001-2002.
- Magistrato alle Acque di Venezia, 2004, Rapporti finali progetto “ICSEL”
- Magistrato alle Acque di Venezia, 2006, Monitoraggio delle barene nidificanti – rilievo dell’avifauna nidificante
- Magistrato alle Acque di Venezia, 2006, Rapporti finali progetto “DPSIR”
- Rapin F., Nembrini G. P., Forstener U., Garcia J. I., 1983. Heavy metals in marine sediment phases determined by sequential chimica extraction and their interaction with interstitial water. Environmental Technology
- Regione del Veneto, 2000, Piano Direttore
- Scarponi G., Capodaglio G., Toscano G., Barbante C., Cescon P., 1995. Speciation of Lead and Cadmium in Antarctic Seawater: Comparison with areas Subject to Different anthropic Influence. Microchemical Journal
- Sunda W. G., Guillard R. R., 1976. Relationship between cupric ion activity and the toxicity of
- Tessier A., Campbell P. G. C., Bisson M., 1979. Analytical Chemistry
- Tessier A., Campbell P. G. C., Bisson M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry
- Weltè B., Bles N., Montiel A., 1983. Study of different methods of speciation of heavy metals in the sediments. II. Applications. Environmental Technology Letter
- Zirino A., 2005, The monitoring programme in the venice Lagoon : striving towards a comprehensive knowledg of the lagoon ecosystem. Floodig and enviromental Challenges for venice and its Lagoon: State of Knowledge

Foglio firme - OMISSIS

# **ALLEGATO**