



ANPA

CENTRO TEMATICO NAZIONALE
ACQUE INTERNE E MARINO COSTIERE

CTN AIM



ARPAT

ELEMENTI DI IDENTIFICAZIONE DELLE ACQUE DI TRANSIZIONE

AIM_T_LGU_00_03

Obiettivo intermedio: OB 06			
Task: id 06.07			
Temi:			
Stato: Definitivo		Versione: N. 1...	
Redatto da	<u>Vedi interno</u>	Data	31 dicembre 2000
Rivisto da	<u>Vedi interno</u>	Data	31 dicembre 2000
Approvato da	ARPAT	Data	31 dicembre 2000

ELEMENTI DI IDENTIFICAZIONE DELLE ACQUE DI TRANSIZIONE

DOCUMENTO PRELIMINARE ALLA REDAZIONE DI
CRITERI DI IDENTIFICAZIONE E CLASSIFICAZIONE
DEGLI AMBIENTI AD ACQUE DI TRANSIZIONE

Autori:

Angelo Ferronato Osservatorio Regionale Acque ARPAV

Monica Lionello Dipartimento Provinciale Rovigo ARPAV

Marco Ostoich Osservatorio Regionale Acque ARPAV

Giuliana Sanavio Dipartimento Provinciale Rovigo ARPAV

Redazione a cura di:

Susanna Cavalieri

Segreteria di redazione:

Angela Podda

INDICE

1	PREMESSA	5
2	INTRODUZIONE	6
3	INQUADRAMENTO DELLA TEMATICA ED OBIETTIVI	6
4	RIFERIMENTI NORMATIVI	7
5	ORGANIZZAZIONE BIOLOGICA DEGLI AMBIENTI PARALICI	17
5.1	IL BENTHOS SALMASTRO	19
5.2	LO ZOOPLANCTON LAGUNARE	27
6	DEFINIZIONE ED INDIVIDUAZIONE DELLE ACQUE DI TRANSIZIONE	30
6.1	LE ZONE DI ESTUARIO E DI DELTA	30
6.2	LE LAGUNE	33
6.3	GLI STAGNI COSTIERI	35
6.4	LE BAIE	36
7	FATTORI NATURALI ED ANTROPICI CHE CONDIZIONANO LA PRESENZA E L'ESTENSIONE DELLE ACQUE DI TRANSIZIONE	37
7.1	LE MAREE	37
7.2	MANUFATTI DI BONIFICA	38
8	INDICATORI ED INDICI PER L'INDIVIDUAZIONE DELLE ACQUE DI TRANSIZIONE	39
8.1	PARAMETRI FISICI E MORFOLOGICI	39
8.2	PARAMETRI CHIMICI E CHIMICO-FISICI	40
8.3	PARAMETRI BIOLOGICI	46
9	INDICAZIONI PER IL MONITORAGGIO FINALIZZATO ALLA DELIMITAZIONE DELLE ACQUE DI TRANSIZIONE	48

10 PROPOSTA DI CRITERI DI MONITORAGGIO E DI CLASSIFICAZIONE DELLA QUALITÀ AMBIENTALE PER LE ACQUE DI TRANSIZIONE	51
13 ALLEGATO	55
14 BIBLIOGRAFIA	61
15 GLOSSARIO	66

1 PREMESSA

Il presente report è redatto ai sensi della convenzione stipulata tra ARPA e ARPA Veneto e si riferisce alle Task Id 06.07 nell'ambito dell'obiettivo OB 06 del programma delle attività, come esposto nella tabella seguente:

OB	06
Task	Id 06.07
Temi	acque di transizione

Soggetto attuatore: ARPA Veneto Area tecnico scientifica Osservatorio Regionale delle Acque

Responsabile: Angelo Ferronato

*Collaboratore: Giuliana Sanavio Dipartimento ARPAV Provinciale di Rovigo
Monica Lionello Dipartimento ARPAV Provinciale di Rovigo
Marco Ostoich Osservatorio Regionale Acque ARPAV Area Tecnico Scientifica*

Il presente documento costituisce un primo tentativo di approccio alla problematica della individuazione e caratterizzazione degli ambienti di transizione. Esso fornisce una rassegna bibliografica nazionale ed internazionale relativamente all'individuazione degli ambienti di transizione, riporta definizioni e terminologie di maggiore utilizzo, raccoglie, integra e presenta in forma sintetica informazioni di base ed individua, come prima impostazione dello studio, alcuni indicatori ed indici potenzialmente utili ai fini del monitoraggio e della classificazione di tali ambienti.

E' evidente che, trattandosi di un settore poco esplorato e molto ampio, è indispensabile un congruo periodo di sperimentazione attraverso cui sarà possibile scegliere correttamente gli indicatori e gli indici da impiegare per la classificazione degli ambienti di transizione. Nell'attività sperimentale si dovrà elaborare e validare una linea guida di monitoraggio che possa essere adottata anche da altre Regioni italiane. Pertanto si evidenzia che il lavoro dovrà essere completato da:

- sperimentazione in campo;
- scelta del più idoneo, sia dal punto di vista scientifico che economico, metodo di monitoraggio degli ambienti di transizione;
- predisposizione delle linee guida di monitoraggio.

2 INTRODUZIONE

Le foci dei grandi fiumi e le zone lagunari costituiscono ambienti particolari, in corrispondenza dei quali si realizza la transizione tra terra e mare ed il mescolamento delle acque dolci con quelle salate, dando vita ad un mosaico di habitat diversi quali canneti, stagni e lagune, isole sabbiose e barene, boschi allagati e ripariali di estensione più o meno variabile. Tali habitat, soprattutto nelle regioni temperate, sono popolati da una sorprendente varietà di forme di vita che li rendono classificabili tra gli ecosistemi a massima biodiversità.

Il loro assetto attuale è spesso il risultato dell'influenza di centinaia di anni di evoluzione naturale e di presenza dell'uomo (Gariboldi A. *et al.*, 1997). L'incessante sfruttamento a scopi economici di questi territori, che rischiava di danneggiarli irreversibilmente, è stato arginato in qualche modo dalla Convenzione di Ramsar sulle zone umide. La Convenzione riconosce che le zone umide costituiscono una risorsa di grande valore economico, culturale, scientifico e ricreativo, e ne raccomanda lo studio, la gestione ed il razionale utilizzo. A tale scopo sono state introdotte normative europee, poi recepite anche in Italia, mirate appunto alla salvaguardia ed alla conservazione delle acque di transizione.

3 INQUADRAMENTO DELLA TEMATICA ED OBIETTIVI

Il presente lavoro costituisce il documento preliminare alla redazione di criteri di identificazione e classificazione degli ambienti di transizione. Esso vuole essere uno strumento di partenza per formulare una serie di linee guida che consentano l'individuazione, la classificazione e la predisposizione di piani per il monitoraggio delle acque di transizione italiane.

L'attività si dovrà sviluppare successivamente attraverso:

- la definizione di un set di indicatori ed indici prioritari per l'identificazione, il monitoraggio e la classificazione delle acque di transizione;
- l'identificazione dei criteri per la progettazione di una rete di monitoraggio.

Successivamente vi dovrà essere una verifica sperimentale attraverso la raccolta di dati nelle diverse realtà territoriali regionali. A tal fine nel documento si forniscono gli strumenti tecnici di base necessari per dare avvio a tali attività.

Quanto di seguito trattato deve essere considerato come un primo approccio suscettibile, senza dubbio, di integrazioni, miglioramenti ed eventuali revisioni sulla base delle osservazioni/critiche che perverranno e soprattutto delle esperienze in campo derivanti dalle attività di monitoraggio che saranno attuate.

La caratterizzazione ecologica delle acque di transizione costituirà la base informativa necessaria per seguire nel tempo lo stato delle stesse e le pressioni esterne che vi gravitano. Tutto questo permetterà di giungere ad una classificazione di qualità ambientale e di intervenire con azioni di prevenzione e protezione o di risanamento in base a quanto emerso dalle osservazioni effettuate.

4 RIFERIMENTI NORMATIVI

Il quadro normativo italiano in tema di acque è stato recentemente modificato dal D.Lgs. 152/1999 e relative disposizioni correttive ed integrative (D.Lgs. 18/08/2000 n. 258), che hanno apportato diverse innovazioni circa la tutela delle acque superficiali, sotterranee e marine. Rimangono invariate invece le normative specifiche applicabili alle acque di balneazione e quelle destinate al consumo umano.

Per quanto riguarda le acque di transizione il D.Lgs. 152/1999 al punto 3.5.1. osserva che le attuali conoscenze ed esperienze di studio (definizione, precisa delimitazione, parametri da monitorare, modalità e frequenza dei campionamenti, ecc.) non sono sufficienti. Obiettivo principale di questo lavoro è appunto quello di ampliare ed approfondire i suddetti aspetti.

L'allegato 1 del D.Lgs 152/1999 tra l'altro stabilisce:

“Sono acque di transizione le acque delle zone di delta ed estuario e le acque di lagune, di laghi salmastri e di stagni costieri. Sono significative le acque delle lagune, dei laghi salmastri e degli stagni costieri. Le zone di delta ed estuario vanno invece considerate come corsi d'acqua superficiali”.

In attesa della definizione dei criteri per il monitoraggio delle matrici acqua e sedimenti devono essere monitorati i parametri riportati nelle seguenti Tabella 1 e Tabella 2.

Tabella 1 - Parametri di base (con * sono indicati i macrodescrittori)

Parametro	Unità di misura
Temperatura	°C
pH	Unità
Trasparenza	m
Salinità	psu
Ortofosfato	µg/L come P
Fosforo totale*	µg/L come P
Enterococchi	UFC/100mL
Ossigeno disciolto*	mg/L
Clorofilla “a”*	µg/L
Azoto totale	µg/L come N
Azoto nitrico*	µg/L come N
Azoto ammoniacale*	µg/L come N
Azoto nitroso*	µg/L come N
Analisi quali-quantitativa del fitoplancton	N° cellule/L

Tabella 2 - Parametri da ricercare nei sedimenti

Analisi granulometrica per la determinazione delle principali classi granulometriche (ghiaie; sabbie; limi; argille)
Idrocarburi Policiclici Aromatici – IPA
Metalli pesanti bioaccumulabili
Saggi biologici
Carbonio organico
Composti organoclorurati (PCB e pesticidi)
Composti organostannici

Inoltre, allo scopo di individuare particolari situazioni di criticità dovute alla presenza di sostanze chimiche pericolose presenti in tracce nelle acque e di concorrere al giudizio di qualità chimica, sul biota dovranno essere eseguite analisi di bioaccumulo di metalli ed inquinanti organici nei mitili stabulati (*Mytilus galloprovincialis*, *O. edulis*, *C. gigas*, *D. trunculus*, *T. decussatus*, *T. philippinarum*), relative ai seguenti parametri:

- metalli pesanti bioaccumulabili;
- idrocarburi policiclici aromatici – IPA;
- composti organoclorurati (PCB e pesticidi).

Per la caratterizzazione dello stato degli ecosistemi, anche ai fini della formulazione del giudizio di qualità ecologica ed ambientale, dovranno essere eseguite indagini sulle biocenosi di maggior pregio ambientale (praterie di fanerogame, coralligeno, ecc.) e su altri bioindicatori.

L'idrobiosfera è suddivisibile in tre domini, ciascuno dei quali presenta specifici caratteri morfologici, florofaunistici, sedimentari e geochimici. Si distinguono nel dettaglio:

Il "dominio continentale"

Il "dominio marino"

Il "dominio paralico", che funge da intermediario tra i due soprannominati

(Guelorget O., Perthuisot J.P., 1992) (Figura 6).

Complessivamente, sono ascrivibili a quello che viene definito "dominio paralico" tutti i corpi idrici ubicati lungo le coste marine in corrispondenza dei quali si verifica l'incontro ed il mescolamento delle acque dolci provenienti dal drenaggio continentale con le acque salate marine (Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992).

L'aggettivo "paralico" applicato ad un'area, ad un bacino o ad un ecosistema sta infatti ad indicare l'insieme delle implicazioni che a tali ambienti derivano dalla loro relazione con il mare (Guelorget O., Perthuisot J.P., 1992).

Il **dominio paralico** è definito come *quella striscia di estensione variabile tra il mare ed il continente, talora qualificata di intermediazione, costituita da ambienti più o meno scavati nel dominio continentale, apparentemente molto differenti l'uno dall'altro, dove si esercita una certa influenza del dominio marino* (Perthuisot J.P. &

Guelorget O., 1992). Nel "dominio paralico" si possono riconoscere differenti sottosistemi:

- il sottodominio più vicino al mare (**Paralico vicino**), caratterizzato da una geochimica poco differente da quella del mare;
- il sottodominio più lontano dal mare (**Paralico lontano**), costituito da due poli che si trovano anche nel dominio continentale: il polo evaporitico ed il polo con acque dolci; esso è caratterizzato da una geochimica radicalmente diversa da quella del mare e da una salinità che cambia gradualmente verso il dominio continentale;
- il sottodominio intermedio (**Paralico tipico**) che coincide, procedendo dal mare verso il dominio continentale, con quella zona in cui si verifica la scomparsa dei foraminiferi (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992).

Per gli ambienti paralici si usano spesso termini come: aree di transizione, zone di mescolamento, ambienti intermediari, aree a salinità variabile, zone di frangia costiera, ambienti salmastri. Si evince, pertanto, che il dominio paralico comprende tutti gli ambienti costieri, siano essi naturali (foci fluviali, lagune, baie, stagni di origine litorale, "bahiras", stagni tettonici e stagni di "surverse") o artificiali (porti e saline) (Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992).

Gli ambienti paralici differiscono tra di loro per le caratteristiche **morfologiche e idrologiche**. Caratteristiche salienti di questi ambienti sono:

- ampie variazioni spazio-temporali di salinità,
- forte escursione termica stagionale,
- idrodinamismo ridotto,
- mescolamento verticale per principale azione del vento,
- massa idrica a struttura laminare,
- apporti continui di materiale detritico organico e inorganico,
- grande sviluppo dell'area sedimentaria rispetto al volume delle acque,
- bassa profondità,
- sedimenti fini,
- ricchezza in materia organica,
- concentrazioni elevate di nutrienti e a rapido riciclo,
- alta produttività primaria,
- tendenza marcata a rapidi cambiamenti ambientali,
- biota variabile

(Guelorget O. & Michel P., 1979; Colombo G. *et al.*, 1983-84; Knox G.A., 1986; Bramanti A., 1988; Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992; Sacchi C.F. & Occhipinti Ambrogi A., 1992).

Gli ambienti paralici presentano, in genere, una salinità diversa da quella marina (salvo eccezioni), variabile nello spazio (orizzontale e/o verticale) e nel tempo. Nella maggior parte dei casi tali ambienti mostrano campi di salinità più o meno stabili (Figura 1). Le differenze di salinità coincidono con variazioni nella composizione ionica dell'acqua. Tali variazioni di salinità sono governate da:

- parametri esterni (es. climatici, meteorologici, idrogeologici) che determinano il bilancio dulciacquicolo del bacino;
- parametri interni (idrologici essenzialmente e biologici) che determinano l'intensità degli scambi tra il mare aperto ed il bacino costiero considerato (Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992; Guelorget O. & Michel P., 1979).

Nonostante gli ambienti costieri siano spesso caratterizzati da salinità variabile, non esiste un'equivalenza semantica tra “*ambiente paralico*” e “*ambiente a salinità variabile*” (peciloalino): esistono infatti ambienti paralici a salinità costante (es. acque sotterranee, o bacini in equilibrio in cui gli apporti idrici marini uguagliano le perdite paraliche) come esistono ambienti a salinità variabile che non fanno parte del dominio paralico (es. laghi endoreici o vulcanici, acque che scorrono su sedimenti salati, mari e altri corpi idrici che hanno rapporti diretti con l'atmosfera) (Sacchi C.F. & Occhipinti Ambrogi A., 1992; Perthuisot J.P. e Guelorget O., 1992; Guelorget O. & Michel P., 1979).

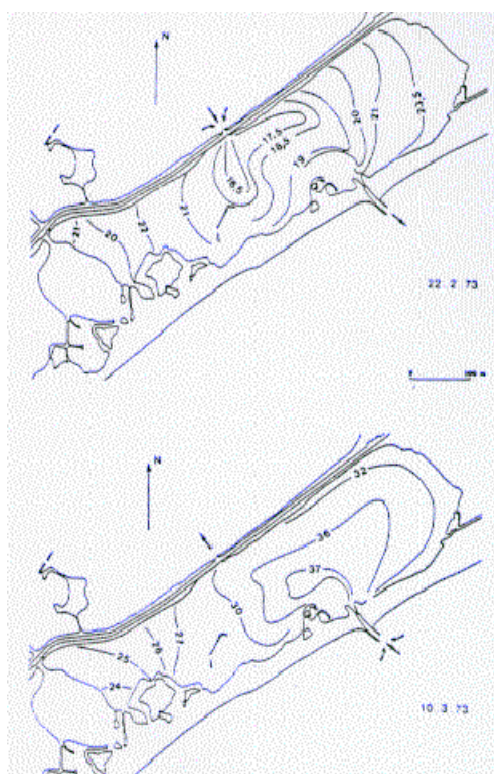
Gli ambienti marino costieri sono caratterizzati da ridotti idrodinamismi, poiché da un lato le correnti sotterranee ed i fenomeni termici da cui sono investiti provocano soltanto movimenti verticali modesti e locali, dall'altro, essendo confinati geograficamente e collegati al mare mediante strette aperture (se confrontate alle dimensioni del mare), presentano una massa idrica a struttura laminare capace di appiattire rapidamente le onde elevate. Sono le stesse comunicazioni tra ambiente paralico e mare a regolare l'idrodinamismo del bacino, fungendo da fattori di calma (Sacchi C.F. & Occhipinti Ambrogi A., 1992).

Negli ambienti estuarini e lagunari, il sedimento svolge un ruolo fondamentale nel controllo delle funzioni ecosistemiche, inducendo una notevole variabilità ambientale ed una significativa disponibilità di nutrienti. La situazione di calma idrodinamica, tipica di questi ambienti, favorisce la sedimentazione degli abbondanti apporti detritici che pervengono di continuo dall'imponente vivificazione marina e dalla più scarsa vivificazione dulciacquicola (quest'ultima nei settori periferici delle lagune e nei meandri del delta) (Guelorget O. & Michel P., 1979). Tale sedimentazione provoca a sua volta la ristrutturazione degli ambienti estuarini e lagunari, trasformando le lagune in stagni continentali e spostando gli estuari sempre più a monte lungo il corso d'acqua. L'apporto continuo di materiale detritico organico ed inorganico proveniente dagli affluenti, tuttavia, se da una parte costituisce un pericolo per la sopravvivenza della zona paralica, dall'altra fornisce un contributo essenziale alla ricchezza delle condizioni trofiche che in genere si traduce in un aumento della biomassa ed in una diminuzione

della biodiversità (Sacchi C.F. & Occhipinti Ambrogi A., 1992; Guelorget O. & Michel P., 1979).

Gli ecosistemi paralici sono infatti caratterizzati da un'intensa produttività biologica, che trova corrispondenza nella natura dei sedimenti (Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992). In corrispondenza dei bacini ad acque di transizione si riscontra normalmente una più elevata produzione primaria, sostenuta essenzialmente da piante vascolari, da macroalghe e microalghe bentoniche ed epifitiche e dal fitoplancton, proprio in funzione del forte apporto continentale di nutrienti e dell'effetto trappola esercitato dal sedimento sui nutrienti stessi. La situazione di calma idrodinamica, tipica di tali ambienti, inoltre, si rivela favorevole alla pesca e all'acquacoltura; tale condizione assume particolare rilevanza con l'immissione di masse d'acqua cariche di materiali nutritivi ed in concomitanza a condizioni climatiche peculiari (Sacchi C.F. & Occhipinti Ambrogi A., 1992; Guelorget O. & Michel P., 1979).

Figura 1 – Campi di salinità (‰) dello stagno di Prévost (Hérault, France) del 22/2/'73 e del 10/3/'73.



Nei popolamenti paralici si constata:

- una rarefazione, se non anche la scomparsa, della flora e della fauna più reofila;
- l'insediamento di comunità temporanee capaci di adattarsi anche a condizioni precarie di aerobiosi;
- la possibile scomparsa di tutta la componente aerobia, la quale, in seguito ai frequenti fenomeni di anossia che si creano in prossimità dell'interfaccia con il fondo ed in particolar modo in regime distrofico, viene rimpiazzata da comunità batteriche anaerobie facoltative o obbligatorie (Sacchi C.F. & Occhipinti Ambrogio A., 1992).

L'ambiente paralico pur essendo solitamente considerato come zona di transizione o ecotono tra l'habitat d'acqua dolce e quello marino, possiede tuttavia alcune caratteristiche fisiche e biologiche proprie e peculiari che non si riscontrano invece negli ambienti di transizione (Odum E.P., 1973); si tratta, pertanto, di un ambiente "originale" sia per le variazioni dei fattori chimico-fisici che sono più marcati di quelli dell'ambiente marino, sia per le variazioni brusche e di grande ampiezza subite dai differenti parametri del regime idrologico (es. temperatura e salinità) (Guelorget O. & Michel P., 1979). La variabilità è una caratteristica fondamentale degli ambienti paralici e gli organismi che vi vivono devono possedere una notevole valenza ecologica, devono avere limiti di tolleranza piuttosto ampi, devono cioè essere almeno eurialini ed euritermi (Odum E.P., 1973; Guelorget O. & Michel P., 1979).

In base alla bibliografia consultata, classificare le acque di transizione equivale a classificare gli ambienti paralici. Per classificare gli ambienti paralici non si può e non si deve far riferimento solo alla salinità, ma bisogna considerare contemporaneamente altri parametri, quali: regime termico, equilibri ionici locali, profondità, struttura dei sedimenti, variabilità dell'ambiente e delle comunità biotiche (Sacchi C.F. & Occhipinti Ambrogio A., 1992).

Perthuisot J.P. e Guelorget O. (1992) distinguono nel dominio paralico due grandi complessi geografici:

- la zona intertidale o "estran", che è la zona litorale esposta all'azione meccanica delle onde, la cui larghezza dipende dall'ampiezza delle maree e dalla pendenza della superficie sottoposta ad emersione. Si distinguono "estrans" a substrato roccioso ed "estrans" a substrato mobile;
- gli specchi d'acqua paralici naturali oggetto predominante del presente lavoro.

Questi ultimi, a loro volta sono distinti in:

- bacini paralici di **tipo estuarino**;
- bacini paralici di **tipo lagunare**.

Ambienti estuarini e ambienti lagunari hanno molte caratteristiche in comune (Colombo G. *et al.*, 1983-84; Knox G.A., 1986; Bramanti A., 1988; Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992; Sacchi C.F. & Occhipinti Ambrogio A., 1992), e gli aspetti che

permettono di distinguerli sono la **circolazione idrica** e la **ripartizione dei sedimenti**; più precisamente:

- i bacini estuarini sono caratterizzati da circolazioni essenzialmente longitudinali governate dalle maree e, in conseguenza ad esse, da una ripartizione longitudinale dei sedimenti;
- gli ambienti lagunari sono caratterizzati prevalentemente da circolazioni perilitorali e da una ripartizione concentrica dei sedimenti.

La differenziazione dei due tipi di ambienti è piuttosto difficile, perché le definizioni date spesso includono corpi idrici che farebbero parte di entrambe. Secondo la definizione di Pritchard, riformulata da Day, per “ambienti estuarini” si intendono “corpi idrici costieri parzialmente chiusi, permanentemente o periodicamente comunicanti con il mare, dove si assiste ad una variazione misurabile di salinità dovuta al mescolamento dell’acqua marina con quella dolce derivata dal drenaggio continentale” (Knox G.A., 1986).

Per ambienti lagunari si intendono invece “i corpi idrici salmastri di origine litorale permanentemente isolati dal mare o in parziale comunicazione con esso, e che possiedono particolari caratteristiche idrodinamiche e sedimentologiche (Knox G.A., 1986; Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992). Si possono distinguere le seguenti tipologie di ambienti lagunari:

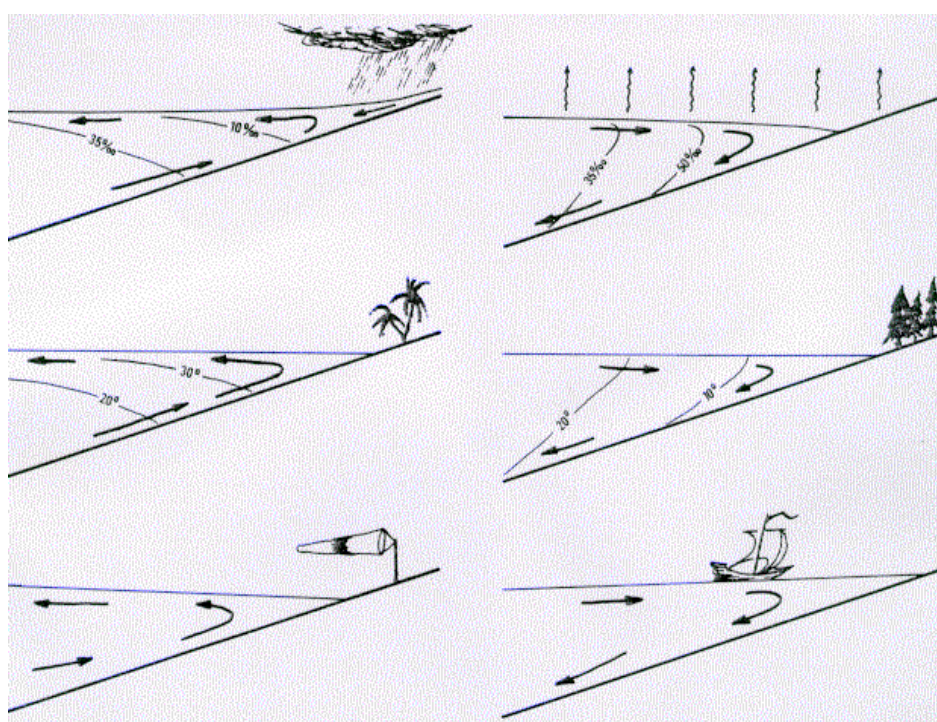
- quelli dominati da acque dolci;
- quelli ad acque salmastre;
- quelli dominati da acque marine;
- quelli iperalini” (Knox G.A., 1986).

Le definizioni fornite dagli autori Perthuisot e Guelorget (1992) permettono una prima differenziazione morfologica dei due ambienti, seppure essa risulti ancora approssimativa e parziale. L’ambiente paralico di **tipo estuarino** corrisponderebbe a porzioni di valli fluviali o glaciali (sia recenti sia fossili), disposte più o meno perpendicolarmente alla costa, invase dal mare in seguito all’innalzamento generale del livello degli oceani avvenuto negli ultimi diecimila anni. Ad esso appartengono: le “rias” bretoni, le “calanques” provenzali, i “fjords” norvegesi, le “sonds” danesi, le “kanals” iugoslave, ecc. (Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992). L’ambiente paralico di **tipo lagunare** corrisponderebbe a bacini costieri molto isodiametrici o a distese parallele alla costa. Tra di essi si possono menzionare: le lagune, le “bahiras”, le baie, i laghi costieri, le lagune o stagni tettonici, i bacini artificiali (porti e saline), ecc. (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992).

I **bacini estuarini** sono caratterizzati da circolazioni essenzialmente longitudinali che dipendono considerevolmente dall’esistenza e dalla potenza dei tributari. La circolazione delle acque in tali bacini è attiva, in quanto sussistono apporti fluviali più o meno consistenti, e subisce importanti cambiamenti soprattutto in condizioni di forti mareggiate. Negli ambienti estuarini si creano due tipi di circolazione (Figura 2):

- una **circolazione “estuarina”**, che si ha nei bacini dominati dalle correnti continentali e in cui le acque poco salate fluiscono verso il mare stando in superficie;
- una **circolazione “antiestuarina”**, inversa alla precedente, che si realizza quando gli apporti continentali sono deboli e il clima è asciutto. In pratica nella circolazione antiestuarina, le acque che transitano in superficie si concentrano progressivamente nel versante continentale dello specchio d’acqua e tendono a fluire sul fondo per ritornare al mare (Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992).

Figura 2 - Alcuni casi di circolazione estaurina (a sinistra) e antiestuarina (a destra) nei bacini estuarini (Perthuisot J.P. e Guelorget O., 1992).



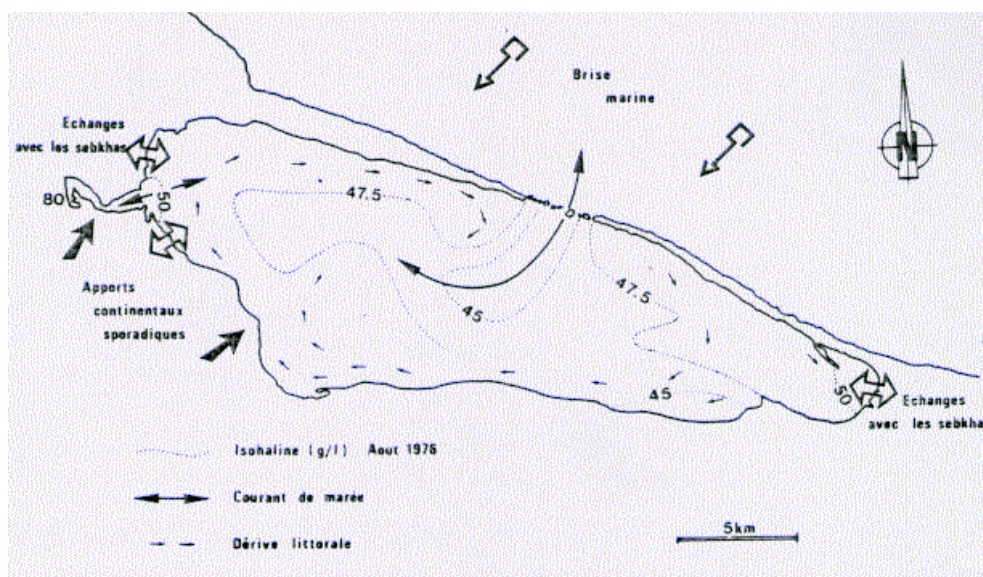
In dipendenza al tipo prevalente di circolazione, la ripartizione dei detriti negli ambienti estuarini è più o meno longitudinale: i sedimenti più fini si ripartiscono lungo i “graus” e negli immediati dintorni degli affluenti. Per questa tendenza, nella maggioranza dei casi, in corrispondenza all’area in cui i fondali estuarini si raccordano progressivamente ai fondali marini si possono creare degli sbarramenti fangosi mobili (in funzione della marea e dell’apporto fluviale), che non ostacolano di molto la circolazione in entrata e in uscita delle acque (Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992). In altri casi, quando (deviazione del corso dei tributari, cambiamenti climatici, ecc.) le correnti di fondo (maree, correnti fluviali, ecc.) diventano insufficienti per sterrare le imboccature, la barriera sedimentaria non viene rimossa, ma può anzi diventare progressivamente un cordone litorale che ostruisce parzialmente o totalmente

l'imboccatura, trasformando l'estuario in un "estuario-laguna" (Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992).

Nei **bacini lagunari** (soprattutto lagune e "bahiras", secondo Perthuisot e Guelorget) la circolazione idrica è la combinazione di due movimenti (Figura 3):

- correnti di marea che si fanno sentire nelle vicinanze o nel mezzo dei varchi e che assicurano gli scambi con il mare;
- una circolazione generale dentro al bacino generata dalle derive litorali sotto la dipendenza essenziale del regime eolico.

Figura 3 - Schema di circolazione delle acque nei bacini lagunari e campi di concentrazione salina (g/l) nelle acque superficiali della Bahiret el Biban nell'agosto 1976. Nel bacino frecce piene grandi: movimenti tidali; frecce piccole: circolazione litorale. Sulla terra ferma frecce piene nere: inputs continentali; frecce lontano dalla costa: brezza; doppia freccia scambi con le "sebkhas". (Perthuisot J.P. e Guelorget O., 1992).

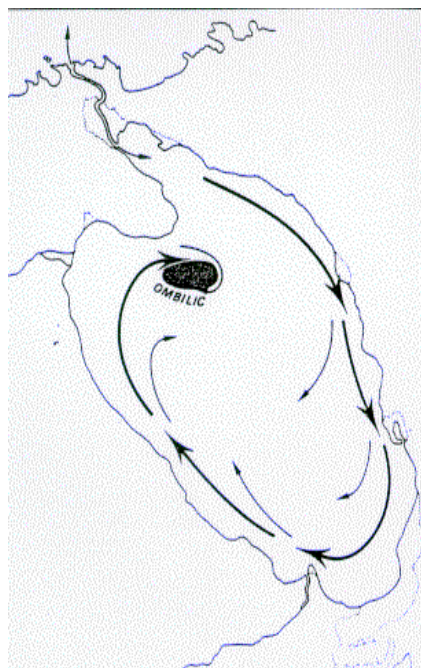


A questi due tipi di movimento, soprattutto orizzontale, si aggiungono eventualmente le circolazioni verticali (upwelling, stratificazione, ecc.). Quando i corpi idrici sono caratterizzati da cordoni e depressioni, queste ultime sono spesso occupate da acque stagnanti, spesso anossiche, e suddivise dalla circolazione generale di bacino in clini termici e/o alini (Perthuisot J.P. e Guelorget O., 1992).

Infine, in un gran numero di casi, come per le lagune mediterranee caratterizzate da deboli maree, le acque, all'uscita del loro percorso nel bacino, finiscono in una zona dove stazionano prima di essere evacuate dalle correnti di marea. Queste zone costituiscono gli "ombelichi idraulici" (Figura 4) che hanno caratteristiche biologiche particolari (assenza di macrofite, diminuzione di sospensivori a favore dei detritivori,

abbondanza della fase organica nel sedimento) (Perthuisot J.P. e Guelorget O., 1992; Guelorget O. & Michel P., 1979).

Figura 4 – Schema della circolazione perilitorale e localizzazione dell'ombelico idraulico (Perthuisot J.P. e Guelorget O., 1992).



Nei bacini di tipo lagunare la ripartizione degli apporti detritici appare spesso più o meno concentrica: gli elementi fini hanno la tendenza a concentrarsi nelle zone centrali profonde, gli elementi più grossolani sedimentano ai margini. Tuttavia questa disposizione è fortemente perturbata nelle lagune-estran dove i sedimenti più grossolani occupano i canali, e i sedimenti più fini restano sulle piattaforme intertidali. Inoltre la presenza di formazioni biologiche possono complicare ulteriormente la ripartizione sedimentaria frenando o immobilizzando le particelle in transito. Nei bacini dove le maree non possono evacuare le particelle fini, la materia organica si accumula nelle zone dell'ombelico idraulico, dove può costituire una frazione notevole del sedimento (anche il 25-30% in p.s.).

Perthuisot J.P. e Guelorget O. (1992) riconoscono nell'ambiente paralico altri tipi di bacino: gli *stagni tettonici* (specchi d'acqua marini costieri, formati in seguito a movimenti tettonici recenti di subsidenza e/o sollevamento del suolo sopravvenuti in mare non lontano dal litorale, es. Lago salato di Guemsah nel Golfo di Suez); gli *stagni di "surverse"* (si tratta di specchi d'acqua precari che si formano in corrispondenza a depressioni continentali vicine al mare quando queste vengono sporadicamente invase dalle acque marine); i bacini paralici artificiali come porti e saline.

Esistono poi tutte le forme intermedie tra i quattro tipi principali di ambienti paralici (estuario, laguna, bahira e "estran"): "laguna-bahira" (es. laguna di Nador in

Marocco o lo Stagno di Urbino in Corsica) (Guelorget O & Perthuisot J.P., 1992), “laguna-estran” (bacini di tipo lagunare, ubicati nei tratti degli oceani e dei mari soggetti a forti mareggiate, di cui la quasi totalità della superficie è interessata a basse maree, es. il bacino di Archacon in Francia o il bacino della Ria Formosa in Portogallo) (Perthuisot J.P. e Guelorget O., 1992), “bahira-estran” (bacini di tipo bahira che, nei litorali sottoposti a forti mareggiate, si svuotano quasi totalmente a bassa marea), “bahira-estuario” (bahira a forma piuttosto allungata e perpendicolare alla costa) (Perthuisot J.P. e Guelorget O., 1992).

5 ORGANIZZAZIONE BIOLOGICA DEGLI AMBIENTI PARALICI

La struttura della comunità bentonica è espressione dei parametri chimico-fisici dell’ambiente (salinità, temperatura, tipologia dei sedimenti, profondità e latitudine), così che la variabilità di questi parametri (in genere stagionale) si riflette in cambiamenti più o meno marcati della comunità bentonica (Weisberg S.B. *et al.*, 1997; Holland A.F. *et al.*, 1987).

In pratica la ciclicità annuale del regime idrologico e idrodinamico degli ambienti paralici si riflette in una ciclicità delle comunità bentoniche di macroinvertebrati:

- in primavera nelle lagune si assiste ad un reclutamento primaverile di origine meroplanctonica marina (gli apporti continentali sono infatti deboli o nulli), che dà vita a popolamenti ad alta ricchezza specifica, effimeri e distribuiti in maniera aleatoria;
- in estate, con inizio già a primavera, si verifica una fase di riorganizzazione dell’ecosistema che, sotto la pressione competitiva della valenza ecofisiologica delle specie e della selettività ecologica dell’ambiente, progredisce verso situazioni di mortalità giovanile, di riduzione della diversità, di spostamenti e ridistribuzioni ordinate delle popolazioni nelle aree più interne dei bacini (Amanieu M. *et al.*, 1978-79; Holland A.F. *et al.*, 1987). La distanza di penetrazione delle specie marine negli ambienti paralici è spesso correlata, infatti, alla loro tolleranza alla riduzione di salinità (Warwick R.M. & Gee J.M., 1984) e la loro sopravvivenza in estate dipende profondamente dalla loro valenza ecologica. L’estate in questi ambienti è, infatti, caratterizzata da forti variazioni del regime idrologico, al punto che si verifica un crollo della diversità: soltanto le specie più eurialine ed euriterme resistono e proliferano, quelle stenoterme e stenoaline soccombono (Amanieu M. *et al.*, 1981). Sempre in estate (luglio-agosto) alcune lagune vanno incontro a crisi distroficche che causano la decimazione dei popolamenti (Amanieu M. *et al.*, 1977);
- in autunno c’è un nuovo reclutamento che ripristina, anche se solo precariamente, un’elevata ricchezza specifica;

- in inverno le comunità registrano un abbassamento della biomassa per mortalità o rallentata crescita conseguenti alle rigide condizioni invernali (Guelorget O. & Michel P., 1979).

Nonostante la *comunità* della macrofauna bentonica sia molto variabile nell'arco dell'anno, la sua struttura originale è sempre ristabilita "puntualmente" ad ogni ciclo. Ciascuna regione di un bacino paralico evolve passando da uno stress all'altro ricostituendo dopo ciascuna crisi un popolamento che in ogni caso resta poco differenziato. Si potrebbe interpretare questa evoluzione come una caratteristica di instabilità del sistema se per stabilità si intende monotonia, ma sembra più ovvio ritenere l'ecosistema paralico stabile, associando la stabilità alla capacità di ricostruire un popolamento relativamente diversificato dopo una crisi (Amanieu M. *et al.*, 1978-79).

Si può, pertanto, affermare che, malgrado gli ambienti paralici siano estremamente differenti e variabili, le popolazioni biologiche che li abitano sono relativamente stabili. Esse sono caratterizzate da alcune particolari specie strettamente legate a questo tipo di ambienti, la cui comune organizzazione qualitativa e quantitativa risulta spesso indipendente dalla salinità e/o dai suoi gradienti. Perciò, un ambiente paralico esiste come entità autonoma ed originale, distinta dalle acque marine e da quelle interne al punto che si può riconoscere nella presenza di certe specie tipiche (per es. strettamente paraliche) un dato tipo di ambiente, dopo un esame qualitativo della flora e della fauna (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992). D'altra parte è stato proposto di riunire tutti gli ecosistemi paralici in un dominio ecologico autonomo e di chiamarlo "dominio paralico" (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992); da cui deriva la "**Teoria del Dominio Paralico**" della scuola francese, secondo la quale all'interno dell'ambiente paralico si possono individuare una zonazione ed un gradiente biologico.

Le comunità lagunari possono essere viste come un miscuglio di specie di acqua dolce e marina, insieme ad uno stock autoctono di origine marina che vive e si sviluppa solo in ambiente paralico, caratterizzate da un basso numero di specie con un alto numero di individui. Le specie dulciacquicole e quelle marine sono distribuite in base ai gradienti di salinità, perché selezionate in funzione del loro livello di eurialinità (Carrada G.C. & Fresi E., 1988; Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992). La distribuzione delle specie puramente paraliche è invece indipendente dalla salinità del mezzo e dai suoi gradienti. Queste ultime sono dette "specie talassoidi", ad esse appartengono ad esempio:

- *Ruppia spiralis* (gruppo di monocotiledoni, che vive sia in acque salate 33%, sia in acque iperaline 60-80%, sia in acque a salinità variabile con range 1,5÷23%);
- alcune specie di Molluschi che vivono esclusivamente in ambienti lagunari sia ipoalini sia iperalini (*Loripes lacteus*, *Abra segmentum*, *Hydrobia acuta*, *Pirenella conica*, *Cerastoderma glaucum*);
- Protozoi;
- Tunicati;

- Cianobatteri, ecc. (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992; Breber P. *et al.*, comun. pers.).

E' stato più volte riscontrato che il grado di salinità non è un fattore preponderante nella selezione delle specie: più importante è l'estrema variabilità chimico-fisica dell'ambiente. Il fattore ecologico responsabile della selezione e strutturazione delle comunità lagunari (distribuzione degli organismi e caratteristiche delle popolazioni), è un fattore idrodinamico che agisce direttamente sui parametri idrologici e sedimentologici (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992; Giangrande A. *et al.*, 1983-84; Boudouresque C.F. & Fresi E., 1976; Holland A.F. *et al.*, 1987). Questo fattore idrodinamico è detto "**confinamento**" ed è descritto come **il tempo di rinnovo degli elementi di origine marina in qualsiasi punto specifico del bacino paralico** (Carrada G.C. & Fresi E., 1988; Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992).

La zonazione biologica che caratterizza questi ambienti, che tuttavia non è così ovvia in altri ambienti ed è spesso poco conosciuta, è così ripartita: una comunità del **paralico "vicino"**, formata prevalentemente da specie talassoidi, una comunità del **paralico "tipico"** ed una del **paralico "lontano"** suddivisa nei due poli, **evaporitico e dulciacquicolo**, con elementi floro-faunistici propri (Carrada G.C. & Fresi E., 1988). Nelle zone più lontane dal mare, c'è una transizione più o meno evidente tra le comunità specifiche degli ambienti evaporitici e degli ambienti tendenzialmente dulciacquicoli:

- negli ambienti evaporitici la macrofauna consiste di una o due specie (es. *Artemia salina*) così pure la microfauna sia bentonica sia planctonica (Bacteria, Cyanobacteria, *Dunaliella salina*), più ricca è la meiofauna (Rotifera, Nematodes, ecc.) che vive anche nei depositi salati;
- negli ambienti con tendenza dulciacquicola, più lontani dal mare, compaiono specie tipicamente continentali (insetti, Polmonati, Oligocheti, ecc.), impedendo di definire precisamente la transizione in un mezzo d'acqua dolce.

In particolare è stato notato che nelle regioni non lontane dal mare (paralico vicino) gli organismi dei sistemi paralici appartenenti a tutti gli anelli della catena trofica si organizzano in una zonazione biologica di tipo principalmente longitudinale. Questa caratteristica è ovvia per le comunità bentoniche che presto o tardi integrano le fluttuazioni meno marcate del mezzo.

5.1 IL BENTHOS SALMASTRO

La distribuzione delle specie floristiche e faunistiche bentoniche negli ambienti paralici è generalmente longitudinale indipendentemente dal gradiente di salinità con alcune anomalie locali di distribuzione legate alla batimetrica o alla natura del substrato e grossolanamente identica negli ecosistemi ipoalini e in quelli iperalini (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992). Nonostante questa asserzione, ci sono diversi studiosi che correlano le caratteristiche delle comunità alla salinità. Questi ultimi osservano che:

- la caratteristica fondamentale delle comunità bentoniche di tutte le acque salmastre è quella di possedere una ricchezza di specie minore rispetto sia alle comunità marine sia a quelle dulciacquicole (Heip C. *et al.*, 1985);

- la ricchezza in specie generalmente aumenta da valori bassi nelle regioni tidali di acqua dolce a valori alti nelle regioni polialine (Dauer D.M., 1993);
- spesso il numero delle specie macrobentoniche diminuisce negli estuari dalla bocca a mare verso l'interno, e ciò è imputabile al fatto che la distanza di penetrazione delle specie marine in un estuario è spesso correlata alla loro tolleranza alla riduzione di salinità (Warwick R.M. & Gee J.M., 1984);
- l'ammontare della biomassa delle comunità bentoniche generalmente aumenta proporzionalmente con la salinità, con valori superiori al 40% nelle condizioni mesoaline e polialine (Dauer D.M., 1993). In particolare la percentuale della biomassa della comunità delle specie all'equilibrio è sempre molto alta (oltre al 40%) nelle regioni salmastre, mentre quella delle specie opportuniste è in genere inferiore al 10%; viceversa accade per le regioni estuarine oligoaline e di acqua dolce soggette alle maree, dove prevalgono le specie opportuniste mentre scarsa è la biomassa delle specie all'equilibrio e delle specie di fondo (Dauer D.M., 1993).

Ritornando alle osservazioni della “teoria del dominio paralico”, i parametri distintivi di una comunità bentonica (diversità, densità, biomassa, produzione) formano dei gradienti dal punto di comunicazione con il mare verso i margini della laguna; in pratica si osserva progressivamente:

- una significativa diminuzione della diversità di specie (Guelorget O. & Michel P., 1979; Warwick R.M. & Gee J.M., 1984; Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992);
- un progressivo aumento di densità dei macroinvertebrati, seguito da un pronunciato decremento presso il polo dulciacquicolo, mentre la macrofauna bentonica scompare completamente nelle vicinanze del polo evaporitico (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992);
- una diminuzione progressiva della biomassa, espressione di un incremento della numerosità accoppiata ad una diminuzione di taglia (“nanismo lagunare”) (Guelorget O. & Michel P., 1979; Amanieu M. *et al.*, 1977; Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992);
- un brusco abbassamento della produzione globale (calcolata per la malacofauna che predomina nei sistemi paralici) da un valore massimo nelle zone direttamente influenzate dal mare (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992; Dauer D.M., 1993).

Da queste osservazioni generali sul gradiente biologico, si accenna di seguito alla zonazione bentonica distinta per le comunità vegetali e per quelle dei macroinvertebrati. La zonazione deve essere tuttavia intesa come una caratteristica di natura essenzialmente pratica; deve essere considerata uno strumento di lavoro per ottenere una comoda classificazione e non come una finalità, poiché i limiti tra le varie zone non sono mai netti ma esistono sempre eccezioni e situazioni intermedie e di una certa variabilità (Boudouresque C.F. & Fresi E., 1976).

Comunità vegetali

Le popolazioni, o le comunità vegetali o le biocenosi variamente associate tra loro sostengono la produzione primaria negli ambienti estuarini, nelle lagune in particolare. Schematicamente, possono essere riconosciute le seguenti componenti: piante vascolari, macroalghe e microalghe bentoniche ed epifitiche, fitoplancton.

Piante vascolari e macroalghe

Studi sulle associazioni a macrofite portano ad individuare e a definire una zonazione. In particolare dominano:

- in aree parzialmente o periodicamente sommerse, le associazioni di fanerogame alofite comprendenti specie dei generi *Spartina*, *Puccinellia*, *Juncus* e *Phragmites*;
- nelle zone più direttamente influenzate dal mare, insediamenti di *Cymodocea* e *Posidonia*;
- negli ambienti più tipicamente salmastri si distinguono aptofite attaccate a substrati duri (ad esempio alcune specie delle macroalghe *Enteromorpha* e *Blidingia*), rizofite fissate su fondali mobili (*Ruppia* e *Zostera*, la macroalga *Vaucheria*) e pleustofite galleggianti o adagiate sui fondali (ne sono esempio le macroalghe *Ulva*, *Enteromorpha*, *Cladophora*, *Chaetomorpha*, *Gracilaria* e *Valonia*). Specie filamentose come *Enteromorpha* e *Cladophora* crescono come epifite su altre piante (Tomasino M., 1995).

Microalghe bentoniche

Il contributo delle microalghe sia epifitiche sia epibentoniche alla produzione primaria degli ecosistemi estuariali può essere rilevantissimo. Biomasse cospicue di microalghe sono state trovate sia sulle porzioni sommerse di piante vascolari emergenti o sui talli delle macroalghe sia sul sedimento. Grande può essere la diversità specifica di queste comunità, tra le quali tendono ad essere dominanti le Diatomee Pennate (dei generi *Cylindrotheca*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Achnanthes*) e i Cianobatteri (Tomasino M., 1995).

Fitoplancton

La componente più rappresentativa del fitoplancton, sia come numero di individui che come numero di specie, è generalmente costituita da Diatomee; ad esse si associano, con importanza variabile secondo la stagione e le condizioni idrologiche, altri gruppi algali, anzitutto Dinoficee e poi Euglenoficee, Criptoficee, Crisoficee, Cianobatteri. Comunemente sono segnalate anche specie marine costiere eurialine e euriterme, e abbondanti forme proprie del plancton fluviale nelle aree dolcificate.

L'importanza del fitoplancton dal punto di vista del suo contributo alla produzione primaria globale nelle lagune è limitata principalmente dall'esigua altezza della colonna d'acqua e dalla torbidità. E' tuttavia segnalato lo sviluppo periodico di fioriture molto intense, sostenute da Diatomee dei generi *Skeletonema*, *Chaetoceros*, *Coscinodiscus*, *Rhizosolenia* o Dinoficee dei generi *Prorocentrum*, *Peridinium* e *Proto-peridinium*.

La composizione, il tipo di successione e il grado di organizzazione della comunità fitoplanctonica sono determinati principalmente dall'idrodinamismo e dai processi di riciclo dei materiali; la grande disponibilità di nutrienti e l'instabilità della colonna d'acqua nelle lagune e negli estuari favoriscono taxa con i più alti tassi di crescita (piccole Diatomee e Flagellati) mantenendo la comunità fitoplanctonica in uno stadio successionale di bassa maturità. La densità del fitoplancton è generalmente elevata e le popolazioni sono spesso composte da elementi di piccole dimensioni; il quoziente produzione/biomassa risulta perciò elevato. La comunità è inoltre generalmente poco organizzata e caratterizzata da bassa diversità. Queste caratteristiche (piccole dimensioni cellulari, elevato rapporto produzione/biomassa, bassa diversità) sono proprie di popolazioni in fase di crescita accelerata, tipiche di acque arricchite e a vivace idrodinamismo (Tomasino M., 1995).

Le comunità vegetali delle lagune e degli stagni salmastri mediterranei possono esistere in una zonazione longitudinale di quattro o cinque aree:

1. nelle aree chiuse da dune sabbiose, in vicinanza dei "graus", sotto l'influenza marina diretta s'incontra la *Zostera noltii*;
2. quindi più internamente c'è una comunità di *Ruppia spiralis* che a volte può costituire delle comunità miste con *Chara* sp. nelle zone più lontane,
3. segue un'associazione *Potamogeton pectinatus*/Characeae dove si sviluppano anche Chlorophyceae (*Cladophora vagabunda*, *Chaetomorpha linum*),
4. infine i confini lagunari sono colonizzati da cianobatteri e da cloroficee (*Ulva* sp., *Enteromorpha* sp.) (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992).

La macrofauna invertebrata

In quasi tutti gli ambienti paralici si possono individuare quattro regioni di zonazione orizzontale macrobentonica al crescere della distanza dal collegamento a mare verso l'interno:

1. una regione dominata da molluschi **pelecipodi**, con pochi **echinodermi**, cioè associazioni che hanno ancora una tendenza "stenobionte" (specie talassiche);
2. una zona di transizione, ancora dominata da pelecipodi, ma da cui gli echinodermi sono scomparsi o eventualmente sono solo sporadici. In questo caso l'influenza marina è troppo debole per permettere uno sviluppo ottimale delle specie con affinità marine, ma ancora troppo forte perché le specie paraliche fioriscano pienamente. Inoltre è in questa zona che si trovano specie talassoidi o miste, cioè che sono presenti anche in mare. Un eventuale inquinamento organico può introdurre delle variazioni locali che si espletano con una diminuzione numerica dei pelecipodi a vantaggio di crostacei e anellidi detritivori;
3. una terza zona dove abbondano le specie paraliche (*Cerastoderma glaucum*, *Abra ovata*, *Hydrobia acuta*, *Nereis diversicolor*, *Gammarus insensibilis*, *Gammarus* gr *locusta*, *G. aequicauda*, *Corophium insidiosum*, *Sphaeroma hookeri*, Chironomidae);

4. una tipica quarta regione, comune negli ecosistemi iperalini ma meno chiara negli ecosistemi ipoalini (soprattutto nei climi freddi) caratterizzata dalla presenza di agglomerati mono- o oligospecifici di cianobatteri o di strutture stromatolitiche, associati ad un piccolo numero di specie animali (*Hydrobia acuta*, *Sphaeroma rugicauda*, *Pirenella conica*, *Ammonia beccarii* var. *tepida*).

Da queste osservazioni nei bacini paralici del mediterraneo è stata individuata una possibile scala di confinamento a sei gradi (valida solo per il Mediterraneo e che riguarda solamente il paralico vicino), ognuno coincidente con una fascia bionomica lagunare, caratterizzata da varie specie-guida (vedi par. 7.3). Il confinamento con l'ambiente marino si identifica con la rarefazione degli elementi vitali di origine marina (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992).

Il benthos può essere suddiviso in macrobenthos e meiobenthos. Per macrobenthos si intendono quegli invertebrati che abitano nei fondali acquatici la cui taglia (alla fine dello sviluppo larvale o dello stadio immaginale) è raramente inferiore al millimetro (Ghetti P.F., 1997) e che in ogni caso hanno dimensioni maggiori di 0.5 mm (Holland A.F. *et al.*, 1987; Dauer D.M., 1993) (si tratta quindi di organismi facilmente visibili e osservabili ad occhio nudo). I macroinvertebrati sono esattamente definiti come quegli organismi visibili ad occhio nudo che vengono trattenuti da un setaccio US Standard n. 30 (con maglie di 0.595 mm pari a 21 maglie/cm) (Pantaleoni R.A. *et al.*, 1988). Amanieu M., Guelorget O. e Michel P. (1978-79), in accordo a norme del CIESM 1965, intendono invece per macroinvertebrati quell'insieme di animali trattenuti da un setaccio a maglie di 2 mm. Ad essi appartengono i seguenti gruppi: Insetti, Crostacei, Molluschi, Oligocheti, Irudinei, Platelmini e più raramente Poriferi, Celenterati e Briozoi (Sansoni G. & Ghetti P.F., 1998).

Per **meiobenthos** si intendono tutti quei piccoli organismi capaci di passare attraverso le maglie di 2 mm, ma di essere trattenuti su maglie di 40-100 μ m (Hicks G.R. & Coull B.C., 1983). I microinvertebrati raramente superano il millimetro di lunghezza e ad essi appartengono prevalentemente: Protozoi, Rotiferi, Nematodi, Gastrotrici, Tardigradi, Idracarini, Ostracodi (Sansoni G. & Ghetti P.F., 1998).

5.1.1 Il macrobenthos

Le stime sulle comunità macrofaunistiche del benthos sono spesso usate per indicare la salute ambientale, poiché gli animali bentonici:

- sono relativamente sedentari (non possono evitare il deterioramento della qualità dell'acqua/sedimento);
- hanno un ciclo vitale relativamente lungo (indicano ed integrano le condizioni di qualità acqua/sedimento);
- consistono di specie differenti che esibiscono tolleranze diverse allo stress (possono infatti essere classificati in gruppi funzionali);
- sono commercialmente importanti o sono fonti di cibo importanti per specie di grande valore economico o ricreativo;

- svolgono un ruolo importante nel riciclo dei nutrienti e di altri composti chimici tra i sedimenti e la colonna d'acqua soprastante (Dauer D.M., 1993).

5.1.2 Il meiobenthos: struttura delle comunità negli estuari

E' stato notato da più autori che la distribuzione e la struttura della comunità meiobentonica degli estuari sono influenzate dalle caratteristiche chimico-fisiche del sedimento. I parametri più importanti sono: la disponibilità di ossigeno disciolto in acqua, il grado di disseccamento, la granulometria e solo marginalmente la salinità. I gruppi dominanti della meiofauna negli estuari, che rappresentano oltre il 90% di tutti i taxa, sono (Warwick R.M. & Gee J.M., 1984):

- Nematodi,
- Copepodi Arpacticoidi.

Il contenuto di ossigeno nell'acqua interstiziale e il grado di disseccamento durante la bassa marea incidono sulla distribuzione di questi organismi. Essi mostrano infatti una zonazione orizzontale e verticale variabile in funzione a questi due parametri. La zonazione verticale è tipicamente controllata dalla discontinuità del potenziale redox ai vari livelli di profondità (ad es. il punto di scambio tra sedimenti aerobici e quelli anaerobici), che a sua volta dipende primariamente dall'ossigeno. In particolare quando il potenziale redox va al di sotto di +200 mV, la densità dei metazoi della meiofauna diminuisce drasticamente. La migrazione verticale risulta inoltre meno pronunciata di notte che di giorno, ed in inverno rispetto all'estate (Hicks G.R.F. & Coull B.C., 1983).

Le caratteristiche granulometriche del sedimento sono i principali responsabili della composizione in specie delle comunità meiobentoniche, mentre il range delle condizioni estuarine lo sono solo secondariamente: la fauna interstiziale esiste nei sedimenti con granulometria tra 125 e 500 μm , mentre manca nei sedimenti a granulometria più fine di 120 μm (Heip C., Vincx M., Vranken G., 1985).

I nematodi hanno un'alta densità ma bassa ricchezza specifica nei sedimenti fini, sono più ricchi in specie e poco abbondanti nei sedimenti grossolani (Warwick R.M. & Gee J.M., 1984; Hicks G.R.F. & Coull B.C., 1983); i copepodi, al contrario, sono più numerosi nei sedimenti grossolani e meno numerosi nelle sabbie fini. Sono rari i casi in cui i copepodi dominano nei sedimenti fangosi (Hicks G.R.F. & Coull B.C., 1983). In genere i nematodi, più degli altri taxa della meiofauna, possono penetrare molto in profondità nei sedimenti sabbiosi grossolani (Heip C., Vincx M., Vranken G., 1985); i copepodi nei sedimenti sabbiosi raggiungono anche i 50 cm di profondità ma solo se c'è abbastanza ossigeno, mentre nei sedimenti ricchi di detrito e nei fanghi sono relegati nei pochi millimetri o centimetri più superficiali dei sedimenti ossidati (Hicks G.R.F. & Coull B.C., 1983).

Il cambiamento stagionale della granulometria delle sabbie si riflette logicamente in una variazione della dominanza dei taxa: nel periodo in cui prevalgono le sabbie fini i nematodi sono numerosi, quando queste sono sostituite da sabbie grossolane aumentano di numero i copepodi (caso alle Bermuda) (Hicks G.R.F. & Coull B.C., 1983).

E' stato osservato che (nell'estuario Blyth e in quello di Tamar) i copepodi sono sensibili alla salinità mentre i nematodi molto meno: la ricchezza in specie per i copepodi arpacticoidi diminuisce con la riduzione della salinità, mentre la diminuzione della salinità non si riflette in una riduzione del numero di specie di nematodi (Warwick R.M. & Gee J.M., 1984). Questi cambiamenti nella comunità meiobentonica è dovuta ad una ridistribuzione delle specie in aree a salinità ottimale che si realizza grazie alla migrazione delle specie (principalmente gli Arpacticoidi). La migrazione a sua volta è permessa dalla risospensione tidale e dal trasporto della meiofauna e dei sedimenti. Naturalmente questo trasporto passivo interessa solo le specie meiobentoniche che sono insediate negli strati più superficiali del sedimento (i primi mm); i copepodi del genere *Enhydrosoma* e i nematodi non migranti occupano strati più profondi (Warwick R.M. & Gee J.M., 1984).

In un estuario spesso la stazione centrale risulta avere una comunità al climax stabile, mentre quella interna può essere caratterizzata da una comunità successionale non all'equilibrio, in cui predominano le specie opportuniste. Anche nella bocca a mare si incontra una comunità non al climax, con specie opportuniste ma anche con specie caratteristiche del climax. L'importanza potenziale delle interazioni biologiche tra specie nella meiofauna e tra meiofauna e macrofauna, è contraria alla visione tradizionale degli estuari come ambienti aspri in cui la struttura della comunità è controllata fisicamente (Warwick R.M. & Gee J.M., 1984).

Ad esempio nell'estuario di Tamar, caratterizzato da un periodo (ottobre-marzo) a valore di salinità piuttosto basso ma fortemente variabile, un periodo (aprile-settembre) a salinità più alta e più stabile e da un'area più interna con superficie del sedimento veramente di tipo intertidale, l'abbondanza totale della meiofauna in aprile è più alta nelle stazioni più vicine al mare rispetto a quella più interna. Inoltre, si osserva che la distribuzione dei nematodi resta uguale sia ad aprile sia ad ottobre, con una ricchezza in specie maggiore nella stazione a mare ed in quella più interna rispetto a quella mediana. I copepodi seguono invece un modello di distribuzione diverso: in aprile seguono il modello convenzionale in relazione al gradiente di salinità (nella stazione più salata c'è un numero più alto di specie a bassa dominanza, mentre nelle stazioni meno saline ci sono poche specie ma altamente dominanti), in ottobre la loro distribuzione cambia, ed in particolare i copepodi che occupavano la stazione centrale in aprile si spostano a ottobre in quella più interna. Esiste infatti un movimento di risalita dei sedimenti nell'estuario durante l'estate e un movimento netto verso valle in autunno e inizio inverno (Warwick R.M. & Gee J.M., 1984).

5.1.2.1 I nematodi negli estuari e nelle acque salmastre

I nematodi che vivono nelle acque salmastre sono caratterizzati da una bassa ricchezza specifica a confronto di quelli nelle acque dolci o in quelle marine, così come succede in generale per l'intera comunità bentonica delle acque salmastre (Heip C., Vincx M., Vranken G., 1985).

Le specie di questi nematodi sono adattate, non soltanto alla bassa o alla alta salinità, ma soprattutto alle sue fluttuazioni (Heip C., Vincx M., Vranken G., 1985).

Esistono specie stenoaline (dulciacquicole e/o marine) con una certa tolleranza a variazioni saline e specie eurialine. La maggior parte delle specie di nematodi sono veramente marine o polialine (Heip C., Vincx M., Vranken G., 1985). Negli estuari con maree semidiurne, la salinità interstiziale è piuttosto costante e i nematodi possono rintanarsi dentro al sedimento, mentre in aree dove i cambiamenti di salinità sono irregolari e imprevedibili il solo adattamento possibile è una ampia tolleranza fisiologica (Heip C., Vincx M., Vranken G., 1985).

Nei sedimenti melmosi a grana fine i nematodi presenti sono caratterizzati da un'alta densità ma bassa diversità, ed appartengono a specie di piccole dimensioni con setole corte e che si nutrono di detrito (Heip C., Vincx M., Vranken G., 1985).

Nei sedimenti grossolani c'è un'alta diversità e bassa densità dei nematodi. I nematodi presenti appartengono a specie allungate e sottili con setole lunghe e con una cuticola molto ornamentata (ma non mancano le specie piccole e corte), molti sono predatori e altri si nutrono dell'epistrato (Heip C., Vincx M., Vranken G., 1985).

Nelle aree con salinità intermedia la distribuzione di specie dei nematodi è regolata dal grado variabile del movimento delle sabbie (Heip C., Vincx M., Vranken G., 1985). Il pool delle acque salmastre o degli estuari salati ha un numero di specie di nematodi inferiore a quello degli estuari (Heip C., Vincx M., Vranken G., 1985).

La diversità negli estuari è relativamente bassa nelle zone eu-polialine, e aumenta nelle zone meso-oligoaline. La relativa bassa diversità nel sedimento sabbioso alla bocca dell'estuario può essere dovuto all'alta turbolenza e alla risospensione periodica del sedimento (Heip C., Vincx M., Vranken G., 1985).

5.1.2.2 I copepodi arpacticoidi negli estuari e nelle acque salmastre

I Copepodi Arpacticoidi sono componenti importanti del meiobenthos. Generalmente sono il secondo taxon di metazoi più abbondante nei sedimenti marini, subito dopo i nematodi a vita libera. Tuttavia occasionalmente in alcune zone litoranee del globo può capitare d'incontrare i Gastrotrichi come taxon al primo o secondo rango, oppure gli Isopodi come taxon interstiziale dominante. Generalmente i copepodi arpacticoidi comprendono dal 4 al 95% del meiobenthos totale dei sedimenti (Hicks G.R.F. & Coull B.C., 1983), e in particolare essi dominano e diventano numerosi nei sedimenti a granulometria sempre più grossolana.

La dominanza dei copepodi può tuttavia fluttuare durante l'anno perché influenzata dalle variazioni delle condizioni stagionali (es. temperatura e cibo) e dall'esposizione e altezza delle maree. Così può capitare che per una stagione predominano i nematodi e per un'altra invece predominano i copepodi (Hicks G.R.F. & Coull B.C., 1983).

Ciascuna locazione geografica ha caratteristiche uniche: eccetto che per la relazione apparente con la granulometria del sedimento ed abbondanza del taxon relativo, è quasi impossibile prevedere quale sia la causa responsabile della dominanza dei copepodi in alcune localizzazioni (Hicks G.R.F. & Coull B.C., 1983).

E' stato visto che l'incremento della complessità superficiale del substrato fitale comporta generalmente un incremento concomitante nel numero e/o nelle specie dei

copepodi presenti: negli habitat fitali con basso carico di detrito e di argille il taxon dominante del meiobenthos è in genere costituito dai copepodi arpacticoidi. Se fronde, steli, ramponi fitali aderiscono alle argille ed al detrito, allora il sedimento più superficiale con detriti organici è dominato da copepodi e nei sedimenti sottostanti si instaura una fauna tipica della maggior parte dei sedimenti in cui predominano i nematodi.

Oltre alle associazioni di specie di arpacticoidi in base all'habitat e alla struttura specifica del sedimento, la fauna è spesso zonata sia orizzontalmente sia verticalmente.

Gli arpacticoidi sono tipicamente il taxon meiobentonico più sensibile alla diminuzione della tensione di ossigeno (essi risultano anche i più sensibili a fenomeni di inquinamento ambientale) e in genere migrano in profondità con il declino di marea e risalgono con l'inondazione tidale (Hicks G.R.F. & Coull B.C., 1983).

5.2 LO ZOOPLANCTON LAGUNARE

La laguna costituisce un'entità ecologica originale ed autonoma, la cui organizzazione è sostenuta dal complesso di interazioni trofiche tra le popolazioni e le comunità che vi sono insediate. La salinità, nella tradizione di studi sulle lagune, è considerata il principale parametro per caratterizzare la dinamica e per la classificazione di questi ambienti, tuttavia si sta delineando l'idea che le funzioni di ordine biologico abbiano un ruolo caratterizzante addirittura più importante rispetto ai fattori idrologici (Ferrari I. & Colombo G., 1988). Si ritiene che i parametri di struttura e dinamica delle biocenosi zooplanctoniche siano descrittori ricchi di contenuto informativo, fondamentale per la caratterizzazione ecologica del dominio lagunare. E' stato, infatti, evidenziato in alcune baie (es. Sacca di Scardovari) l'esistenza di ben definiti gradienti di caratteristiche idrochimiche e di struttura delle biocenosi zooplanctoniche, che si sovrappongono in larga misura ai gradienti di caratteristiche granulometriche e chimiche dei sedimenti e di struttura delle biocenosi bentoniche (Ferrari I. & Colombo G., 1988).

La struttura delle comunità zooplanctoniche costiere è la risultante di una situazione ecologica ed idrologica in larga misura indipendente dall'inquinamento, che tuttavia può provocare un certo disordine nell'evoluzione delle comunità (Fonda Umani S. *et al.*, 1983-84). Sono principalmente i fattori idrodinamici, che caratterizzano i diversi bacini costieri, ad influenzare profondamente gli insediamenti zooplanctonici (Colombo G. *et al.*, 1983-84). Le correnti tidali attuano un continuo trasferimento di biomasse zooplanctoniche tra le lagune ed il mare: da un lato favoriscono la penetrazione di forme neritiche all'interno delle lagune di cui solo una piccola parte torna al mare col riflusso di marea, dall'altro rimuovono ed esportano a mare forme del popolamento lagunare residente (Colombo G. *et al.*, 1983-84).

A causa delle correnti di marea e dell'idrodinamismo lagunare in generale, si osserva che:

- nelle zone più esposte all'influenza del mare il popolamento zooplanctonico è di tipo neritico (Cladoceri, Ciclopoidi, Arpacticoidi, Appendicolarie), in quanto le correnti di marea agiscono come fattore destabilizzante sulla

struttura delle comunità autoctone ed in particolare delle popolazioni a più lungo tempo di generazione (Colombo G. *et al.*, 1983-84);

- nelle zone più riparate, con tempi medi di residenza delle acque relativamente lunghi, è insediato invece un popolamento autoctono, propriamente lagunare, costituito prevalentemente da gruppi meroplanctonici (larve di Policheti, di Molluschi e di Crostacei) e da una componente oloplanctonica che comprende principalmente Tintinnidi, Rotiferi e Copepodi (soprattutto Calanoidi, che sono ben rappresentati anche nella bocca a mare) (Colombo G. *et al.*, 1983-84).

Pertanto l'insediamento in una laguna di un popolamento autoctono stabile è possibile solo in determinate condizioni idrodinamiche, quando cioè sono limitati gli scambi di masse d'acqua con il mare ed, eventualmente, con i rami fluviali, quali le aree lagunari più riparate e a più lento ricambio delle masse d'acqua (Colombo G. *et al.*, 1983-84).

Si osserva che:

- 1) in tutti gli ambienti più o meno chiusi, con idrodinamismo ridotto e con apporti relativamente cospicui di acque dolci [es. le baie di Mali Ston (Medio Adriatico), di Rijeka (Quarnero), di Piran, di Koper, di Trieste (Alto Adriatico), porti e baie delle coste toscane e liguri (da Livorno a San Remo), porto di Trapani, etc.], le comunità zooplanctoniche presentano, tranne rare eccezioni, le stesse specie dominanti, tutte largamente eurivalenti e tipiche dell'ambiente neritico costiero (Fonda Umani S. *et al.*, 1983-84). Il numero delle specie presenti è sempre molto basso e solo poche specie (*Acartia clausi*, *Paracalanus parvus*, *Penilia avirostris*, ecc., definite dominanti nel Golfo di Trieste) assumono una certa importanza quantitativa nei diversi periodi dell'anno (Fonda Umani S. *et al.*, 1983-84). Nella comunità zooplanctonica delle baie è sempre presente una frazione meroplanctonica piuttosto consistente che può raggiungere in alcuni mesi anche il 15-20% dell'intera popolazione, rappresentata essenzialmente da larve di Bivalvi, di Gasteropodi, di Echinodermi, di Decapodi e da uova e larve di Teleostei. Sono, inoltre, presenti altre forme oloplanctoniche appartenenti a Protozoi, a Cnidari, a Chetognati e a Tunicati, seppur in percentuale minore. La maggior componente oloplanctonica è costituita da Copepodi Calanoidi (*Paracalanus parvus*, *Ctenocalanus vanus*, *Acartia clausi*, *Oithona nana*, *O. plumifera*, *O. helgolandica*) durante tutto l'anno e da Cladoceri (rappresentate dalle sei specie mediterranee con la classica successione stagionale, soprattutto *Penilia avirostris* in estate) in alcuni periodi (Fonda Umani S. *et al.*, 1983-84). Cladoceri e Copepodi costituiscono durante tutto l'anno almeno il 70-80 % della comunità zooplanctonica e pertanto possono essere ritenuti sufficienti a caratterizzarne la struttura globale (Fonda Umani S. *et al.*, 1983-84);
- 2) negli stagni costieri con ridotte comunicazioni con il mare (es. le Valli di Comacchio) e nei tratti interclusi di rami estuarini (es. Lago Veere) (e quindi accomunabile al punto 1) c'è uno stabile popolamento "nativo" o autoctono,

costituito prevalentemente da meroplancton, Rotiferi e Copepodi salmastri, mentre del tutto trascurabile è la componente neritica (Colombo G. *et al.*, 1983-84);

- 3) nelle lagune sufficientemente ampie in rapporto all'entità dell'afflusso di acque dal mare (come le baie di Jobos, Arcachon e Scardovari) è possibile riconoscere una zonazione di caratteristiche idrologiche alla quale si sovrappone un gradiente di struttura dello zooplancton: si passa infatti dal popolamento autoctono proprio delle zone interne a più lento ricambio idrico, al popolamento tipicamente neritico delle aree a ridosso delle bocche a mare (Colombo G. *et al.*, 1983-84). In questi ambienti il fattore primario della struttura e della variabilità del popolamento zooplanctonico è la produzione primaria autoctona dell'area più interna della sacca, ed i fattori idrodinamici connessi all'ingressione marina ed all'apporto di acque dolci mostrano un'influenza più limitata (Ferrari I. & Colombo G., 1988). I vari taxa si ripartiscono perciò in due raggruppamenti ben distinti nelle lagune: nel primo entrano quelli del popolamento autoctono, particolarmente abbondanti nella regione interna della laguna (Rotiferi, larve di Molluschi e di Policheti, Calanoidi), nel secondo quelli più propriamente neritici (Ciclopoidi, Arpacticoidi planctonici, Tunicati) che caratterizzano le regioni mediana e più esterne (Colombo G. *et al.*, 1983-84; Ferrari I. & Colombo G., 1988). È stato anche evidenziato che nelle 24 ore, sia in superficie sia in profondità, il plancton della parte interna della laguna non subisce apprezzabili variazioni di struttura in rapporto al ciclo di marea; mentre quello dell'area centrale e della bocca a mare presenta una variabilità a breve termine piuttosto accentuata a seconda della fase di marea nel momento del prelievo (Colombo G. *et al.*, 1983-84);
- 4) nelle piccole baie costiere aperte al mare e soggette ad apporti consistenti di acque dolci (come la Sacca del Canarin) lo zooplancton è rappresentato, in rapporto agli equilibri idrodinamici che si stabiliscono di volta in volta, da organismi marini o dulciacquicoli, mentre è molto debole la componente autoctona (Colombo G. *et al.*, 1983-84). La vulnerabilità del popolamento è principalmente sotto l'influenza del mare: questa si esprime attraverso il peso dei taxa del compartimento neritico associati alla salinità. Le alte portate del fiume non determinano un arricchimento di forme dulciacquicole nella laguna; esse sono, piuttosto, un fattore di contenimento dell'abbondanza della componente autoctona zooplanctonica (Ferrari I. & Colombo G., 1988).

I Copepodi lagunari possono essere rappresentati da specie tipicamente estuarine (Calanoidi), ma più spesso sono rappresentati da specie neritiche (Ciclopoidi e Arpacticoidi planctonici) strutturate in taxocenosi a bassa diversità (Colombo G. *et al.*, 1983-84). Il popolamento a Copepodi dello zooplancton lagunare autoctono differisce da quello neritico non tanto per la composizione specifica quanto per la configurazione che la taxocenosi assume in termini di dominanza, di diversità o di modelli di distribuzione delle abbondanze relative delle specie. In lagune costiere con differenti caratteristiche idrologiche ed idrodinamiche è stata messa in evidenza, infatti, una netta

diversificazione spaziale di struttura della taxocenosi a Copepodi: nella parte più interna del bacino oltre l'80% dei Copepodi è rappresentato da una sola specie del genere *Acartia* (Calanoide) (es. *Acartia tonsa* nella Baia di Jobos; *Acartia bifilosa* nella Baia di Arcachon; *Acartia clausi* nella Sacca di Scardovari); nelle stazioni più esposte all'influenza marina la ricchezza in specie è invece molto più alta e vi sono numerose specie del contingente marino. Inoltre la biomassa totale dello zooplancton nell'area più interna del bacino è sempre maggiore che nell'area più vicina al mare (Colombo G. *et al.*, 1983-84). Le comunità zooplanctoniche lagunari possiedono la stessa caratteristica fondamentale delle comunità bentoniche salmastre: minor ricchezza in specie e maggior biomassa rispetto alle comunità marine (Heip C. *et al.*, 1985).

6 DEFINIZIONE ED INDIVIDUAZIONE DELLE ACQUE DI TRANSIZIONE

Si definiscono acque di transizione tutti i corpi idrici, ubicati lungo le coste marine, in cui si verifica l'incontro ed il mescolamento delle acque dolci provenienti dal drenaggio continentale (acque fluviali e freatiche) con le acque salate marine (Tomasino M., in " R. Marchetti, 1995, Ecologia Applicata, Ed. CittàStudi).

Tale tipologia di acque è presente soltanto in alcuni ambienti del cosiddetto "dominio paralico" (Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992); sono, infatti, acque di transizione: gli estuari, i delta, le lagune, i porti, i golfi, ma anche i canali artificiali in cui avviene il mescolamento tra acque dolci provenienti da terra e le acque marine (M. Tomasino, 1995).

Conoscere e individuare la delimitazione delle acque di transizione nei bacini idrografici si dimostra di fondamentale importanza soprattutto negli estuari, nei delta e nei canali artificiali consortili; dove, infatti, la loro presenza spesso limita l'utilizzo idrico da parte della cittadinanza costiera a scopi igienico-sanitari, agricoli ed economici in genere. Le prese di potabilizzazione dell'acqua installate lungo i tratti terminali dei fiumi devono fermarsi quando per la presenza del cuneo salino i trattamenti di potabilizzazione non sono più in grado di produrre acqua idonea al consumo umano. L'acqua salmastra tende poi a sterilizzare i terreni agricoli, vanificando da un lato le bonifiche effettuate nel passato e dall'altro incentivando l'impegno dei consorzi di bonifica a frenare la risalita del cuneo salino nei fiumi e nei canali consortili mediante opere controllate di sbarramento.

Al fine di facilitare l'individuazione delle acque di transizione vengono descritti di seguito i principali ambienti in cui si ritiene che esse siano presenti.

6.1 LE ZONE DI ESTUARIO E DI DELTA

La prima definizione di **estuario** (aestus = marea) data da Pritchard riuniva ambienti piuttosto dissimili tra loro (foci dei fiumi, baie, lagune e tutte le masse di acqua fra la terra ferma e le barriere costiere), accomunati dal fatto di essere una massa d'acqua costiera semichiusa ed in libera comunicazione con il mare, notevolmente

influenzato dalle maree, e in cui l'acqua del mare si mescola, diluendosi, con l'acqua dolce proveniente dal bacino terrestre (Odum E.P., 1973).

Attualmente, per la maggior parte degli autori e per concezione più comune, *gli estuari sono intesi come quei luoghi dove i fiumi si riuniscono al mare (tratti terminali dei fiumi) e sono sottoposti all'influenza delle maree, formando una zona di transizione tra le acque dolci fluviali e le acque salate marine ove queste si mescolano* (Knox G.A., 1986; Tomasino M., 1995).

Gli estuari, in senso tradizionale, sono regioni di transizione dai fiumi all'oceano e **LA SOMMA DI PIÙ RAMI A ESTUARIO COSTITUISCE IL DELTA** (Hansen D.V. & Rattray M., 1966; Tomasino M., 1995; Knox G.A., 1986). Tuttavia esiste una diversità tra i due ambienti se si considera la sedimentazione: negli estuari è bassa, mentre nei delta è rapida e consistente (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992).

Gli estuari sono caratterizzati dalla presenza di moti di marea trasmessi dal mare e da gradienti di salinità e densità associati ad un progressivo mescolamento di acque fluviali ed acque marine. L'azione della gravità sulla differenza di densità tra l'acqua marina e l'acqua dolce tende a causare una stratificazione verticale della salinità ed un caratteristico flusso convettivo che è conosciuto come "circolazione estuarina" o convezione gravitazionale (Hansen D.V. & Rattray M., 1966).

La geomorfologia, il flusso di acque dolci e le maree sono variabili dominanti che determinano la distribuzione della salinità e la circolazione all'interno degli estuari. Gli estuari tradizionalmente sono stati classificati in accordo alla loro geomorfologia ed alla loro stratificazione salina (Hansen D.V. & Rattray M., 1966). In base al tipo di circolazione, al grado di mescolamento delle acque ed alla distribuzione longitudinale della salinità, si definiscono tre tipi di estuario (Tomasino M., 1995):

- **Tipo A** (estuari non stratificati, o completamente mescolati, o verticalmente omogenei);
- **Tipo B** (estuari parzialmente stratificati o moderatamente mescolati);
- **Tipo C** (estuari stratificati o "cunei salini").

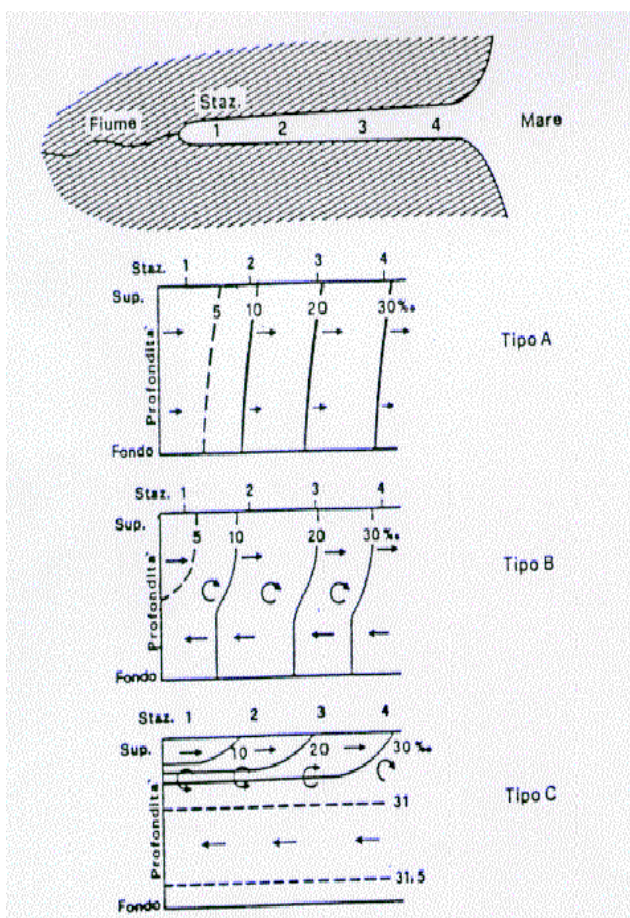
Negli estuari *Tipo A* il mescolamento è completo, poiché interessa tutta la colonna d'acqua e la salinità diminuisce gradualmente dalla foce verso l'interno. Le variazioni di salinità o di temperatura, se presenti, sono orizzontali piuttosto che verticali. Estuari di questo tipo sono caratteristici di zone ad alta escursione di marea (ad es. Oceano Atlantico, Inghilterra, Canada); ulteriori esempi sono anche gli estuari di sbarramento e quelli situati lungo coste in cui non sboccano grandi fiumi.

Negli estuari di *Tipo B* è presente una stratificazione parziale di due masse d'acqua a salinità diversa; la salinità varia sia in superficie che in profondità, aumentando progressivamente man mano che si procede verso la foce. In questi tipi di estuari il flusso della corrente d'acqua dolce e quello delle maree sono pressoché uguali, ed il fattore principale di mescolamento è la turbolenza provocata dall'altezza delle maree. L'acqua dolce meno densa resta in superficie, mentre l'acqua salata più pesante rimane in profondità, creando, fra le due masse d'acqua, numerosi strati a salinità intermedia. Un esempio di questo tipo di estuario è la Baia di Chesapeake.

Negli estuari *Tipo C* è presente una marcata stratificazione e le caratteristiche delle acque superficiali e di quelle profonde sono molto differenti: l'acqua in profondità è salata e quasi di tipo marino, l'acqua in superficie è dolce. Tali estuari si formano quando il flusso della corrente dell'acqua dolce è maggiore di quello delle maree, come si verifica alla foce dei grandi fiumi (es. delta del Po). L'acqua dolce tende a galleggiare sull'acqua salata più pesante, che forma così un cuneo salino che si estende controcorrente per notevoli distanze. A causa della forza di Coriolis l'acqua dolce scorre più fortemente sulla riva destra per l'osservatore che si mette di fronte al mare nell'emisfero boreale (il contrario per l'emisfero australe). Un estuario a due strati come questo presenta un profilo salino con un "alocline" o zona di netta variazione della salinità, dalla superficie verso il fondo (Tomasino M., 1995).

In Figura 5 si fornisce una rappresentazione dei tipi di estuario a seconda della circolazione, del mescolamento delle acque e della distribuzione longitudinale della salinità.

Figura 5 - Tipi di estuario a seconda della circolazione, del mescolamento delle acque e della distribuzione longitudinale della salinità (Tomasino M., 1995).



Misure di salinità effettuate settimanalmente in condizioni di alta marea evidenziano come gli estuari siano sottoposti nel corso dell'anno, ad un diverso regime tidale che causa una risospensione dei sedimenti; tale risospensione si esprime con un movimento di risalita dei sedimenti durante l'estate ed un netto movimento verso valle in autunno e ad inizio inverno. In particolare negli estuari si può constatare come:

- il periodo ottobre-marzo sia caratterizzato da valori di salinità piuttosto bassi, ma estremamente variabili;
- il periodo aprile-settembre presenti valori di salinità più elevati ma più stabili (Warwick R.M. & Gee J.M., 1984).

Nei tratti terminali dei rami deltizi dei fiumi Po e Adige si verifica una marcata risalita del cuneo salino nel periodo estivo, conseguente alla subsidenza del territorio e alla forte riduzione della portata dei fiumi stessi (Consorzio di Bonifica Delta Po Adige, 2000).

6.2 LE LAGUNE

Per laguna si intende uno specchio d'acqua lungo la costa o un bacino costiero in cui penetrano sia le acque marine sia quelle continentali, dominato dalle maree, separato dal mare da un cordone litorale (insieme di lidi), ma comunicante con esso attraverso bocche (foci) lagunari (Bramanti A., 1988).

I bacini di tipo "laguna" sono generalmente molto isodiametrici o sono delle distese parallele alla costa (Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992). Con lo stesso termine si fa riferimento anche ai "tidal flats" di lingua anglosassone, cioè a zone costiere connesse a pianure alluvionali periodicamente inondate dalle maree e con caratteristiche proprie delle lagune (fatta salva una minor definizione del cordone litorale verso mare) i cui fondali però durante le basse maree emergono nella quasi totalità (Bramanti A., 1988).

I porti e le lagune, entrambe ambienti litorali semichiusi, presentano la caratteristica di un ridotto idrodinamismo, e di conseguenza una forte sedimentazione, l'accumulo di materiali di diversa natura, l'aumento di particolato in sospensione. Il fattore di maggiore discriminazione tra porti e lagune è il grado di variabilità della concentrazione salina. Le lagune, in particolare, devono essere considerate come ambienti a sé stanti e devono essere classificate in base al loro tenore salino (Giangrande A. *et al.*, 1983-84).

Vi sono diversi tipi di lagune in rapporto all'origine ed alle caratteristiche idrodinamiche e idrologiche. Sono considerate lagune le baie parzialmente sbarrate a mare da cordoni sabbiosi e collegate a sistemi estuarini da cui possono ricevere apporti d'acqua dolce, ma anche i bacini costieri poco profondi che presentano ridotte comunicazioni col mare, siano esse permanenti o periodiche (stagni salmastri). Esiste un rapporto evolutivo tra queste condizioni estreme e si hanno numerosi esempi di varianti intermedie: le lagune degradano in altri sistemi costieri come le baie marine semichiuso, gli stagni salmastri e in estuari (Bramanti A., 1988; Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992).

Le lagune si formano in presenza di due sorgenti terrigene puntiformi, di regola foci fluviali, di una pianura alluvionale nell'immediato retroterra della fascia costiera, e di un significativo trasporto litorale. In queste condizioni i fiumi progredendo in mare con la loro gettata deltizia formano frecce litorali per sedimentazione litorale e quindi le lagune (Bramanti A., 1988).

Nella maggior parte dei casi la *salinità* delle acque lagunari risulta variabile nello spazio e nel tempo, ed è spesso inferiore di qualche punto per mille rispetto a quella dell'antistante mare perché influenzata in genere da acque dolci fluviali. La salinità lagunare presenta infatti un gradiente decrescente dal mare verso l'interno, salvo saccature anomale a più alta salinità, che testimoniano la scarsa circolazione idrica ed i regimi evaporatici che si instaurano al suo interno (Bramanti A., 1988). La diminuzione di salinità si accentua in corrispondenza delle foci dei corsi d'acqua, diretti tributari della laguna, dove la salinità può precipitare a valori più bassi di quelli tipici delle acque salmastre. Questa situazione è tipica per gran parte dell'anno, fatti salvi i periodi estivi quando fenomeni di forte evaporazione portano la salinità delle acque a valori superiori a quelli dell'antistante acqua marina (Bramanti A., 1988). Tuttavia esistono almeno quattro diversi ambienti lagunari che si differenziano in base alla salinità (Knox G.A., 1986):

- quelli dominati da acque dolci;
- quelli che presentano prevalentemente acque salmastre;
- quelli dominati da acque marine;
- quelli ipersalati.

Ciascuno di questi ambienti può presentarsi singolarmente (come lagune di piccole o medie dimensioni) o coesistere con altri (come in molte dei più grandi ed elaborati sistemi) in uno stesso bacino lagunare (Knox G.A., 1986).

Il termine laguna, nella sua accezione ristretta, designa una porzione di dominio marino tuttavia più o meno separato dal mare da uno o più cordoni litorali di recente formazione. In un buon numero di casi le lagune presentano una forma allungata nella stessa direzione della costa poiché i cordoni litorali si formano abitualmente più o meno parallelamente alla costa iniziale. La comunicazione con il mare è in genere assicurata da uno o più passaggi, spesso mobili e/o temporanei, chiamati "graus" nel Sud della Francia, ma che possono anche essere mantenuti fissi artificialmente (Perthuisot J.P. e Guelorget O., 1992). Talora le lagune sono imprigionate all'interno di un doppio tombolo, insieme costituito da due cordoni paralleli di età differente (Perthuisot J.P. & Guelorget O., 1992).

Le lagune in senso stretto si formano generalmente nel contesto geodinamico di una sedimentazione detritica (e biodetritica) attiva. Si incontrano soprattutto nelle zone costiere dove le correnti litorali sono soggette a rimaneggiare quantità importanti di materiale detritico derivato dal continente, e pertanto sono particolarmente frequenti all'interno o nelle vicinanze dei complessi deltizi dove appunto predominano gli effetti delle mareggiate (es. i delta del Po, del Rhône, della Madjerda o del Nilo) (Perthuisot J.P. e Guelorget O., 1992).

Le lagune, in relazione alla loro stessa origine, hanno solo uno strato pellicolare di acqua in rapporto alla loro estesa superficie: in tutto il mediterraneo sono rare le lagune che superano la profondità di 2 m. Lagune più profonde sono eccezionali e si rinvengono in zone dragate; profonde sono anche le lagune coralline per le quali la barriera sedimentaria è costituita da una scogliera lineare più o meno continua o da un atollo circolare (Perthuisot J.P. e Guelorget O., 1992).

Talora, come già accennato, si chiamano lagune anche i bacini paralici che possiedono però tutt'altra origine: le "bahiras" (bahira = piccolo mare in lingua araba) corrispondono ad antiche conche continentali di origine complessa e varia (alluvionale, tettonica, eolica, ecc.), invase dal mare per innalzamento eustatico. Esse comunicano con il mare mediante uno o più passaggi permanenti, corrispondenti abitualmente all'"ennoyage" di uno o più antiche valli fluviali. L'altezza dell'acqua è variabile, ma di solito è notevole rispetto alla superficie. Gli apporti continentali di materiale sedimentario sono deboli. A questo tipo appartengono numerosi bacini paralici del Nord Africa, come il Bahiret el Biban nel sud-est della Tunisia, lo stagno di Diana in Corsica, ecc. (Guelorget O & Perthuisot J.P., 1992).

Nelle lagune, localmente, i gradienti longitudinali possono essere accompagnati da gradienti verticali che tendono a stabilire una reale stratificazione delle acque, con l'apparizione di clini (alino, termico, ecc.). Questa tendenza ad una stratificazione delle acque è una caratteristica comune degli ambienti paralici.

La prima classificazione degli ambienti lagunari è stata fatta sulla base della salinità. Al Simposio di Venezia (1958) è stata adottata una classificazione conosciuta come il "Sistema Venezia", che definisce una serie di acque standard, caratterizzate da una salinità media che varia da 0.5‰ per le acque fluviali (LIMNIC) ad oltre il 40‰ per le acque iperaline. I gradienti geochimici (essenzialmente salinità, ma anche altre scale come le concentrazioni ioniche o i parametri idrochimici) dipendono non solamente dai parametri idrodinamici di ciascun bacino, ma anche dalle caratteristiche locali climatiche ed idrografiche (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992).

6.3 GLI STAGNI COSTIERI

Lo stagno è uno specchio d'acqua costiero, separato dal mare da una lingua di terra (cordone litorale, freccia litorale, tombolo, ecc.), ma che può a volte comunicare con esso attraverso dei varchi o stretti canali più o meno lunghi e tortuosi, caratterizzato da bassi fondali, e che come la laguna è luogo d'incontro e di mescolanza di acque dolci e marine, ma che diversamente dalla laguna non è dominato dalle maree (Bramanti A., 1988).

Gli stagni connessi ad apparati deltizi si formano lungo le ali di un delta o lungo pianure alluvionali progradanti per rilevante trasporto e dispersione lungo riva di abbondanti sabbie ed altri apporti terrigeni. Possono avere una forma stretta e allungata (lame costiere) estese anche chilometri, o una forma pseudocircolare, isolate dal mare o comunicanti con questo da stretti varchi. La profondità massima della zona centrale dello stagno può essere di poco superiore al metro o al massimo dell'ordine di qualche metro.

Poiché lo stagno non comunica direttamente con il mare, scambi di acque marine con quelle degli stagni e viceversa avvengono solo attraverso le falde freatiche presenti nel cordone sabbioso litorale che separa lo stagno dal mare. Tuttavia, anche negli stagni che comunicano col mare mediante varchi, l'influenza marina resta piuttosto scarsa, perché si tratta pur sempre di varchi stretti. La circolazione delle acque dello stagno è legata soprattutto all'azione dei venti che inducono moti convettivi ossigenando le acque stesse.

Le acque dello stagno sono pertanto più o meno salmastre a seconda dell'influenza freatico-marina, freatico-continentale o pluviale (es. Lago di Patria, Lagune di Orbetello, ecc.) (Bramanti A., 1988). Negli stagni mancando l'azione delle maree non esistono le barene, i canali e le varie morfologie intertidali tipiche della laguna (es. piane di marea, ecc.). Possono esistere isole che però non hanno niente a che vedere con le barene, ma, al limite, potrebbero essere paragonate a pseudobarene in assenza di maree, visto che si tratta di relitti morfologici della vecchia superficie inondata.

Solo negli stagni con varchi, sotto la spinta di forti mareggiate, possono sussistere modeste canalizzazioni per veicolare entro e fuori lo stagno masse d'acqua eccedenti per inondazione. La distribuzione dei sedimenti avviene per fasce concentriche a granulometria via via più fine secondo andamenti centripeti, che prevedono i sedimenti più grossolani lungo tutta la costa interna, quelli più fini (peliti siltose, argillose e argille) nelle parti più profonde del bacino, che di regola sono anche quelle centrali.

Gli stagni costieri tendono all'estinzione per interrimento o per inondazione, in quanto non esiste, al loro interno, alcun elemento vivificatore e di ringiovanimento paragonabile alle maree. Solo in condizioni di rapido innalzamento del livello marino o comunque quando la rata di sedimentazione non compensa la rata di innalzamento della quota marina, si ha persistenza degli stagni. La loro esistenza è garantita dalla riproduzione continua di nuovi stagni in relazione alle condizioni morfologiche della fascia costiera, all'andamento della trasgressione e al regime sedimentologico locale (Bramanti A., 1988).

6.4 LE BAIE

La baia a circolazione ristretta è praticamente uno stagno pseudocircolare in cui il varco di comunicazione è ampio in relazione all'intera superficie del bacino (es. Comacchio, Delta del Tagliamento, ecc.), consentendo o garantendo una certa continuità dinamica tra il mare e la saccatura d'acqua.

In genere la baia evolve in stagno costiero in seguito all'ostruzione parziale o totale della bocca di comunicazione (Bramanti A., 1988).

7 FATTORI NATURALI ED ANTROPICI CHE CONDIZIONANO LA PRESENZA E L'ESTENSIONE DELLE ACQUE DI TRANSIZIONE

7.1 LE MAREE

Le maree sono oscillazioni periodiche del livello del mare (innalzamenti ed abbassamenti), dovute alle forze di attrazione del sole, della luna e dei pianeti nel corso delle 24 ore.

Il movimento ascendente della marea è denominato “flusso”, quello discendente “riflusso”. Si distinguono “maree di sizigie” di massima ampiezza, che si verificano all'incirca nei giorni di luna piena e di luna nuova, e “maree di quadratura” che si verificano all'incirca nei giorni di luna al primo quarto e luna all'ultimo quarto.

Le caratteristiche delle maree in diversi luoghi sono molto varie e possono raggrupparsi in tre tipi diversi: “*semidiurne*”, quando si hanno per ogni giorno di marea circa due alte maree e due basse maree alternate, con le alte maree del mattino uguali a quelle del pomeriggio e le due basse maree uguali tra loro (es. laguna di Venezia). Nei luoghi dove la marea è “*diurna*” si hanno solamente una alta ed una bassa marea al giorno. Le caratteristiche della marea di tipo “*misto*” sta nel fatto che vi è molta disuguaglianza diurna nelle altezze. Si deve inoltre ricordare che in una stessa località la marea non conserva sempre la stessa caratteristica.

Le maree danno origine alle correnti di marea, da non confondere con le correnti marine vere e proprie. Queste ultime sono periodiche come le maree e possono avere le stesse caratteristiche. In mare aperto la velocità di una corrente di marea è minima, mentre in vicinanza delle coste e specialmente nei canali, negli estuari e negli stretti, tale velocità può assumere valori anche notevoli, che raggiungono i 10-11 nodi. La propagazione dell'alta marea in mare è più veloce della medesima propagazione in laguna.

Nei mari italiani la marea raggiunge valori trascurabili, fatta eccezione per il Mar Adriatico, dove nel tratto settentrionale, quello a nord di Ancona, si osservano i massimi valori (intorno ad 1 m) rispetto a quanto registrato lungo le rimanenti coste italiane; tali maree, si producono circa 9 ore dopo il transito della luna al meridiano 15°E; per contro, lungo le coste meridionali dell'Italia l'altezza di marea è stata registrata con valori inferiori ai 50 cm (Albertelli G. & Chiantore M., 1998).

Lo studio delle maree avviene mediante l'impiego di mareografi a galleggiante o a pressione. Tavole di marea sono pubblicate annualmente dall'Istituto Idrografico della Marina. L'effetto della marea sugli scambi tra laguna e mare va studiato mediante una serie di indagini, in modo da poter quantificare la velocità delle correnti alle bocche e quindi delle portate entranti e uscenti in corrispondenza di regimi di alta e bassa marea. Va poi indagato l'andamento della salinità in laguna, della temperatura, della torbidità specifica ecc. in punti caratteristici. Tali indagini sono di preliminare importanza in programmi di ricerca di tipo biologico e naturalistico, soprattutto negli ambienti di transizione (Tomasino M., 1995).

7.2 MANUFATTI DI BONIFICA

Aree vallive e litoranee sono spesso assegnate ai comprensori di bonifica affinché questi ultimi possano regolare la gestione delle acque al fine di evitare situazioni di pericolo idraulico causato da un indiscriminato incremento idrometrico (in particolare nelle valli) e per attuare le opportune azioni di difesa dalle acque esterne (zone litoranee).

Ampie aree della costa veneta sono state oggetto di lontane e recenti opere di bonifica ed idrauliche per rimuovere in primo luogo le cause che rendevano infruttifero il territorio, o ne ostacolavano la miglior produttività, per poter coltivare terreni normalmente paludosi o con ingressioni marine, e per difendere il territorio da pericoli idraulici esterni (fiumi e mare). Si tratta generalmente di aree definite “deprese”, ad indicare che sono poste ad un'altezza inferiore al limite del livello medio del mare, o, comunque, di aree prive di scolo idraulico. A tal proposito sono stati realizzati interventi idraulici mediante la costruzione di manufatti quali idrovore, canali di scolo, chiaviche, chiuse, consolidamento di dune, ecc.

La conoscenza del funzionamento delle diverse opere e la loro ubicazione sul territorio è di importanza notevole al fine di individuare correttamente gli ambienti di transizione. Sbarramenti mobili o opere analoghe situati alle foci dei fiumi svolgono infatti la principale funzione di contrastare la risalita del cuneo salino consentendo una diminuzione del grado di salinità dell'acqua di falda che gioca a favore della produzione agricola (Consorzio di bonifica Delta Po Adige, 2000), ma che produce un'interferenza artificiale che varia le caratteristiche naturali dell'ambiente considerato.

Si fornisce di seguito una breve descrizione dei principali manufatti di bonifica.

Idrovore: vengono utilizzati per sollevare meccanicamente le acque da scolare nei bacini più depressi. L'impianto idrovoro consta di una vasca d'arrivo, di un edificio delle macchine e di una vasca di scarico. Le idrovore sono generalmente pompe centrifughe con ruote a capsula normalmente in ghisa o in bronzo per le acque salmastre, azionate da motrici termiche o elettriche, che sono collocate nell'edificio macchine.

Canale di scolo: canale scavato artificialmente per rimuovere le acque in eccesso.

Chiavica (paratia o saracinesca): struttura utilizzata per regolare il deflusso delle acque di scolo o per creare una comunicazione tra due corsi d'acqua. Una chiavica, con i relativi organi di chiusura (paratoie, porte a vento), dev'essere sempre presente in corrispondenza del punto di immissione di uno scarico in un fiume o in un altro corso d'acqua soggetto a piene, al fine di regolarne i livelli ed evitare tracimazioni. Spesso a tale funzione si aggiunge quella di derivare acqua dall'esterno sia per usi agricoli sia per usi igienici.

Chiusa: opera che consente lo sbarramento di un corso d'acqua. Viene usata per difendere i terreni agricoli da un progressivo insterilimento, impedendo la risalita del cuneo salino dal mare entro i tratti terminali dei rami deltizi. In questo caso i comprensori di bonifica definiscono le chiuse come “sbarramenti antisale”. Questo

fenomeno di risalita salina ha avuto un carattere marcato negli ultimi anni nei fiumi Po e Adige in seguito ai fenomeni di subsidenza del territorio padano veneto e alla diminuzione della portata dei fiumi nel periodo estivo, conseguenza delle deviazioni incontrollate delle acque a monte.

8 INDICATORI ED INDICI PER L'INDIVIDUAZIONE DELLE ACQUE DI TRANSIZIONE

L'individuazione e la delimitazione delle acque di transizione può essere effettuata sulla base di parametri fisici, morfologici, chimico-fisici e biologici. Le indicazioni che seguono potranno essere utilizzate per identificare le acque di transizione. E' opinione degli autori caratterizzare tale fase come preliminare per la predisposizione di un monitoraggio finalizzato alla loro classificazione, poiché permette in base alle caratteristiche del bacino l'individuazione degli indicatori ed indici utili all'applicazione del modello DPSIR necessario a tale scopo.

8.1 PARAMETRI FISICI E MORFOLOGICI

La definizione delle acque di transizione deve partire dalle seguenti indagini:

- analisi morfologica che consenta la individuazione della tipologia specifica;
- determinazione della zona di influenza delle maree;
- indagine sui fenomeni di stratificazione delle acque dolci e salate;
- determinazione della portata delle acque dolci nella zona di transizione.

La risalita delle acque marine nei corpi superficiali (foci, estuari, delta, ecc.) può essere influenzata, anche in maniera significativa, dai parametri meteorologici (vento, pressione atmosferica) e da quelli idrodinamici (velocità della corrente marina, ecc.).

Per un corretto campionamento dei parametri che caratterizzano le acque di transizione è necessario conoscere il ciclo della marea: è fondamentale conoscere se al momento del campionamento nella stazione prescelta la marea sia crescente, calante, ecc., poiché, di conseguenza, le caratteristiche possono essere anche molto diverse.

La zona del corpo idrico identificabile come ambienti di transizione (si pensi ad un estuario, ma può valere anche per una laguna in funzione della marea e degli apporti di acqua dolce) non rimane costantemente delimitata, ma di fatto essa costituisce una fascia che può variare in funzione di diversi fattori. Pertanto, il campionamento su una prefissata stazione deve contemporaneamente essere accompagnato dalla raccolta di parametri quali la direzione della corrente di marea, la portata, la velocità del vento. Lo stesso campionamento, a causa dei fenomeni di stratificazione delle acque tipici delle zone di transizione, deve essere effettuato su tutta la colonna d'acqua.

8.1.1 Principali parametri da conoscere

Per l'individuazione ed il monitoraggio delle acque di transizione risulta fondamentale la conoscenza almeno dei seguenti aspetti:

- cicli di marea astronomica;
- marea meteorologica;
- direzione e velocità del vento;
- direzione e velocità della corrente marina;
- risalita dell'onda di marea;
- portata d'acqua dolce;
- livelli idrometrici.

8.2 PARAMETRI CHIMICI E CHIMICO-FISICI

In generale, per le acque di transizione, si può affermare che l'intervallo di variabilità di alcuni parametri chimici (ad esempio salinità, ecc.) presenta un'ampiezza notevolmente superiore a quella delle acque marino-costiere.

8.2.1 La salinità

La salinità è definita come la percentuale di solidi totali in acqua, dopo che tutta la materia organica è stata ossidata, i carbonati sono stati convertiti in ossidi, i bromuri e gli ioduri sono stati sostituiti dai cloruri; numericamente risulta sempre inferiore alla percentuale di solidi totali disciolti (approvata da: Standard Methods Committee, 1985).

La salinità può, pertanto, essere assunta quale indicatore di stato che definisce il contenuto di sali disciolti nell'acqua. La salinità delle acque di transizione può oscillare tra 3.5 e 40 ‰ (Tomasino M., 1995); presenta spesso una stratificazione verticale o addirittura carattere di "cuneo salino" ed anche un'accentuata variabilità spazio-temporale. Generalmente l'aloclineo s'instaura nel periodo primaverile-estivo. In base al valore di salinità le acque salmastre sono state classificate nel seguente modo:

- **oligoalina** (salinità <5 ‰),
- **mesoalina** (salinità 5-18 ‰),
- **polialina** (salinità 18-35 ‰),
- **marina** (>35 ‰).

La conoscenza del grado di salinità consente di definire, a livello spaziale, l'ampiezza dell'intervallo delle acque di transizione. I valori di salinità dipendono dal regime idraulico di un bacino, dalle diverse situazioni di deflusso, dalla situazione mareale e dalla portata. Sono importanti anche la profondità della foce, le condizioni meteo, la densità delle acque marine e di quelle dolci fluviali, ecc. (Tomasino M., 1995). Rapide variazioni di salinità si registrano a seguito del moto ondoso che

omogeneizza la colonna d'acqua oppure in particolari situazioni idrodinamiche, quali i processi di upwelling, che inducono il trasporto verso costa delle acque di fondo a salinità più elevata.

Le variazioni di salinità sono legate a tre fondamentali processi: l'evaporazione, le precipitazioni ed il mescolamento. Le modalità di rilievo del cuneo salino consistono nel misurare la salinità in alcune sezioni fisse e nell'inseguire il vertice del cuneo salino fino alla sua massima estensione. Per rilevare la superficie di separazione acqua dolce-acqua salata si può utilizzare un ecografo montato su barca, mentre la struttura verticale del cuneo salino deve essere indagata con apposito salinometro (Tomasino M., 1995).

Sia con riferimento alle caratteristiche idrologiche ed idrauliche dei corpi idrici, sia con riferimento a quanto previsto dal D.Lgs. 152/1999 e succ. mod., il parametro salinità deve essere assunto quale parametro per la classificazione ed il monitoraggio anche delle acque di transizione.

8.2.2 La temperatura

La temperatura nelle acque di transizione presenta una stratificazione verticale e/o orizzontale in funzione della stagione. La temperatura varia da valori minimi invernali di 3°C a valori di 27°-30°C in estate. Nel periodo invernale non c'è stratificazione grazie ai continui movimenti della massa d'acqua, nella restante parte dell'anno si creano diversi strati alle varie altezze della colonna d'acqua in seguito a fenomeni di stagnazione o comunque di ridottissimo idrodinamismo (Tomasino M., 1995; Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992). Tale fenomeno non si manifesta con un semplice termoclino, ma si traduce in una più complessa stratificazione termoalina, con strati che differiscono per densità, salinità e temperatura.

8.2.3 Densità

La densità delle acque di transizione è determinata principalmente da salinità, temperatura e pressione idrostatica: essa è maggiore di quella delle acque dolci ed in genere inferiore a quella delle acque marine. La differenza di densità costituisce uno dei gradienti che generano le correnti. La stratificazione di acque a densità crescente determina da un lato una stagnazione delle acque, dall'altro una ripartizione degli strati imputabile non più solo alle variazioni di temperatura (termoclino) come avviene nelle acque dolci, ma anche da variazioni di salinità (aloclino). Il punto in cui la densità subisce una brusca variazione è detto picnoclino (Albertelli G. & Della Croce N., 1995).

8.2.4 L'ossigeno disciolto (OD)

Tra i gas disciolti nelle acque naturali, l'ossigeno riveste un ruolo fondamentale per la sua importanza come elemento vitale per la flora e la fauna. E' uno dei parametri idrologici che influenza la distribuzione e l'organizzazione delle comunità bentoniche lagunari (Holland A.F. *et al.*, 1987). Il tenore di OD di una massa d'acqua dipende dal carico organico presente nell'acqua (stato saprobio), dalla produzione fotosintetica (stato trofico) e dall'aerazione degli strati superficiali per gli scambi gassosi all'interfacies aria-acqua. Il consumo dell'OD è operato dalla respirazione algale ed

animale e dai processi di ossidazione chimica e biologica che intervengono nell'acqua e nei sedimenti (Volterra L. *et al.*, 1998).

La solubilità dell'O₂ in una soluzione acquosa in equilibrio con l'atmosfera, è proporzionale alla pressione parziale nella fase gassosa e diminuisce, in modo non lineare, al crescere della temperatura e della salinità dell'acqua. L'OD è, inoltre, principalmente correlato alla velocità dell'acqua, al grado di trofia, al rimescolamento stagionale delle acque ed al volume di ricambio annuale. In effetti, a parità di condizioni fisiche e chimiche, il contenuto di OD nelle acque non è statico: esso è in continuo equilibrio dinamico, essendo in ogni momento la risultante del bilancio tra il consumo provocato dai processi biologici (respirazione) e biochimici (demolizione aerobica, nitrificazione, ecc.), e la riossigenazione, dovuta alla produzione fotosintetica e/o agli scambi con l'atmosfera. Le sue fluttuazioni naturali possono anche essere drasticamente modificate dall'apporto di sostanze inquinanti a forte richiesta di ossigeno che, accelerandone il consumo, rendono in molti casi l'ambiente acquatico inidoneo alla vita (Barbanti L. *et al.*, 1995); un esempio è costituito dall'immissione di acque reflue, con il conseguente apporto di materia organica, che comporta sempre una sottrazione di ossigeno alla massa d'acqua. Bassi livelli di OD esaltano i casi di tossicità, che potrebbero essere tollerati dagli animali solo per brevi esposizioni e solo in assenza di altri inquinanti (Volterra L. *et al.*, 1998).

Sinergie si stabiliscono tra contenuto di OD e:

- la presenza di anidride carbonica, che riduce l'assunzione di ossigeno;
- la quantità di N-NO₂⁻ che limita la capacità dell'emoglobina di fissare l'ossigeno;
- la temperatura che, tra l'altro interferisce con l'affinità dell'emoglobina con l'O₂ (Volterra L. *et al.*, 1998).

Misure di concentrazione di OD, effettuate mediante i metodi classici riportati in letteratura, vanno corrette in funzione dei parametri temperatura e salinità (Parisi V., 1995). La misura della concentrazione dell'OD assume allora un notevole rilievo, non soltanto per trarre importanti indicazioni sull'interpretazione dei cicli biochimici, ma anche per il controllo e la gestione diretta dei corpi idrici "a rischio" che necessitano di adeguate misure di protezione dall'inquinamento (Barbanti L. *et al.*, 1995). Si stima che concentrazioni di OD < 5 mg/L comincino ad essere limitanti per il mantenimento delle forme di vita (Volterra L. *et al.*, 1998). Tuttavia nelle acque costiere lagunari le concentrazioni medie di OD rinvenute si attestano attorno a valori uguali o superiori a 4 ppm.

Negli strati superficiali generalmente l'OD assume valori variabili di sovrasaturazione nel periodo primaverile-estivo, come conseguenza dall'attività fotosintetica del fitoplancton, e valori di sottosaturazione nel periodo autunno-invernale. Nelle acque di fondo i valori di OD tendenti alla sottosaturazione – soprattutto durante la stratificazione della colonna d'acqua – sono invece dovuti per lo più alla richiesta di ossigeno legata ai processi di rigenerazione ossidativa ed a quelli respiratori.

Le acque marine per il loro movimento in superficie hanno valori prossimi al 100% di saturazione. Titoli costantemente bassi di OD sono indicatori di anossie conseguenti ad eccessiva presenza di sostanza organica da immissione di reflui ovvero derivanti dal deposito dei resti delle fioriture algali o, in ultima analisi, da regimi di stratificazione termica.

La misura della concentrazione dell'ossigeno (procedura estendibile anche per altri parametri) va effettuata secondo un piano di campionamento che tenga conto delle complesse strutture spazio-temporali che si instaurano negli ambienti salmastri e che possono essere così sinteticamente elencate:

- a) variazioni temporali legate alle diverse tipologie di ritmi biologici, idrodinamici e stagionali;
- b) variazioni spaziali determinate dalla stratificazione di acque a densità diversa (a causa della salinità attuale determinata dalle acque di ingresso);
- c) variazioni spazio-temporali connesse alla presenza di cospicui banchi di macrovegetali bentonici (all'interno della massa vegetale, ad esempio, si hanno più alti valori di ossigeno durante il giorno e più bassi valori nella notte, rispetto a quanto si ha nell'acqua libera).

La concentrazione dell'ossigeno durante la giornata è a tal punto influenzata dai moti di marea, da presentare escursioni nel livello di saturazione che possono passare, nel ciclo delle 24 h, dal 230% al 4%; tale effetto può essere amplificato da processi metabolici (fotosintesi e respirazione) e da processi idrodinamici (marea), indipendentemente da temperatura e salinità che rimangono relativamente costanti (Parisi V., 1995). Quanto sopra esposto costituisce una importante informazione metodologica che evidenzia la necessità di effettuare una serie ripetuta di misure nell'arco delle 24 ore, al fine di procedere ad una realistica classificazione di tali ambienti.

8.2.5 Materiali in sospensione

Con il termine di solidi sospesi si intendono tutte le sostanze particolate e indisciolte, sedimentabili o colloidali. Questo parametro è in stretta relazione con la trasparenza dell'acqua; la trasparenza delle acque di transizione è nettamente inferiore a quella delle acque marino-costiere a causa di fenomeni erosivi e per gli apporti fluviali. Il particolato rappresenta pur sempre un elemento di vulnerabilità per l'ecosistema acquatico, anche nel caso in cui non sia costituito da sostanze inquinanti. Infatti, i materiali in sospensione comportano un aumento della temperatura dell'acqua oltre ad essere in grado di adsorbire sulla sua superficie sostanze inquinanti (metalli pesanti, sostanze tossiche, composti e microrganismi) che successivamente possono essere concentrati dagli organismi bentonici filtratori (es. molluschi lamellibranchi). La torbidità impedisce la penetrazione della luce solare, limitando la produzione primaria. In genere un ambiente torbido, anche in assenza di contaminanti, non è favorevole al mantenimento delle forme di vita. I pesci in acque torbide manifestano il loro stress aumentando la produzione di muco, e divengono più facilmente vulnerabili ai parassiti (Volterra L. *et al.*, 1998). L'eccesso di torbidità o di un elevato tasso di sedimentazione

di particolato può soffocare i molluschi impedendone i movimenti filtratori oltre a contribuire all'instaurarsi di situazioni di deficit di ossigeno per l'innesco dei processi di mineralizzazione biologica (Volterra L. *et al.*, 1998).

8.2.6 Indice di torbidità – TRBIX

E' presumibile ritenere che la fascia di passaggio tra le acque dolci e quelle marine coincida per la maggioranza dei casi con l'area in cui è massima la torbidità (Dauer D.M., 1993). Un parametro che può essere utile per l'individuazione di tale zona è la trasparenza, determinata come la profondità in metri di scomparsa del Disco Secchi, oppure, in alternativa, con il TRBIX. Il TRBIX è un indice definito come il logaritmo in base 2 del rapporto torbidità/clorofilla inteso come rapporto tra trasparenza potenziale (TRSP) e trasparenza reale (TRBR), dove la trasparenza potenziale è uguale al rapporto $30/Chl^{(0.7)}$. Il TRBIX è un indice formulato per caratterizzare la torbidità dell'acqua, essendo la trasparenza il risultato di almeno tre componenti che determinano l'assorbimento della luce e la sua dispersione (scattering):

- l'acqua e le sostanze in essa disciolte,
- la biomassa fitoplanctonica,
- la torbidità minerale.

Eccetto che in particolari situazioni, il primo effetto non contribuisce essenzialmente alla variabilità della trasparenza in acqua di mare, perciò si considerano soltanto le altre due funzioni.

Se l'assorbimento della luce e la dispersione sono dovute esclusivamente alla biomassa presente nella colonna d'acqua, allora le acque per ogni valore di trasparenza sono otticamente "sature di biomassa", cioè a dire che esiste una relazione quantificabile tra la misura della trasparenza con il Disco Secchi e la massima quantità di biomassa fitoplanctonica che può essere presente nella colonna d'acqua.

In presenza di torbidità minerale, l'acqua non può essere saturata otticamente dalla biomassa: le concentrazioni effettive di fitoplancton rimangono quindi sotto il livello potenziale di saturazione.

La prima e semplice interpretazione di questo indice è che le acque sono otticamente saturate dalla biomassa, in termini di clorofilla, quando $TRBIX = 0$; se $TRBIX = 1$, l'effetto della clorofilla sarà uguale a quello di altre forme di torbidità; se $TRBIX = 2$, la clorofilla contribuirà con circa $1/4$; ecc. (CTN AIM, in: "*Manuale di elaborazione di indicatori e indici*" Allegato 1).

8.2.7 Trasporto solido

Oltre a considerare la torbidità come parametro assoluto, negli ambienti di transizione assume particolare importanza l'indagine del trasporto solido perché in queste aree transitano e si depositano o sono erosi i fanghi coesivi ed i sedimenti non coesivi come le sabbie e le ghiaie.

Tenuto conto che gli inquinanti possono essere disciolti nell'acqua od adsorbiti dalle particelle sospese, il materiale trasportato può essere adoperato come tracciante dei percorsi degli inquinanti terrigeni in mare. E' stato evidenziato sperimentalmente che a partire dalla zona di transizione la torbidità specifica, ad esclusione dei minutissimi sedimenti argillo-colloidali, si distribuisce in modo assai diverso con la profondità; rispetto la sezione si osserva in generale che vi è una maggiore torbidità al centro, dove maggiore è la velocità dell'acqua, che non ai lati.

La variazione della torbidità specifica lungo l'altezza è funzione della velocità relativa (dv/dh) dei moti ascendenti particolari dell'acqua dovuti alla reazione del fondo. Poiché lungo la verticale la velocità relativa raggiunge i suoi massimi valori verso il fondo, è in prossimità di questo che si ha la maggiore torbidità. Le torbidità specifiche sono indipendenti dalle velocità assolute dell'acqua: in una sezione liquida infatti le linee di uguale torbidità intersecano le isotachie. In presenza di cuneo salino la curva di trasporto subisce una brusca trasformazione: il cuneo salino obbliga l'acqua del fiume a scivolare sopra di sé e pertanto il sedimento segue l'acqua dolce. I sedimenti poi proseguono in mare, nel pennacchio delle acque dolci che a sua volta viene trascinato dalle correnti marine di deriva. La miscelazione con la colonna d'acqua può essere più o meno rapida a seconda della stagione. Nel periodo invernale la miscelazione è rapida perché la colonna d'acqua ricevente non è stratificata, mentre nel resto dell'anno di solito è molto lenta per la presenza della stratificazione termica che la impedisce. Il sedimento in questo caso può essere usato come tracciante. Va sottolineato, comunque, lo stretto legame esistente tra torbidità e produttività primaria ed il relativo effetto sulla fauna bentica e, in definitiva, sulla capacità dell'area a sostenere le popolazioni dei consumatori (pesci, uccelli) degli anelli terminali delle catene trofiche (Tomasino M., 1995).

8.2.8 Analisi geochimica dei sedimenti

I sedimenti degli ambienti con acque di transizione presentano una geochimica diversa da quella del mare. Inoltre, esiste una diversità geochimica anche tra gli stessi ambienti di transizione conseguente ad una variabilità delle condizioni morfologiche, idrologiche e climatiche.

Dall'analisi dei sedimenti si possono riscontrare superfici con un'organizzazione sedimentaria longitudinale in parallelo ai gradienti geochimici, altre con un'organizzazione intermedia, in relazione agli effluenti e ai tributari (Figura 6).

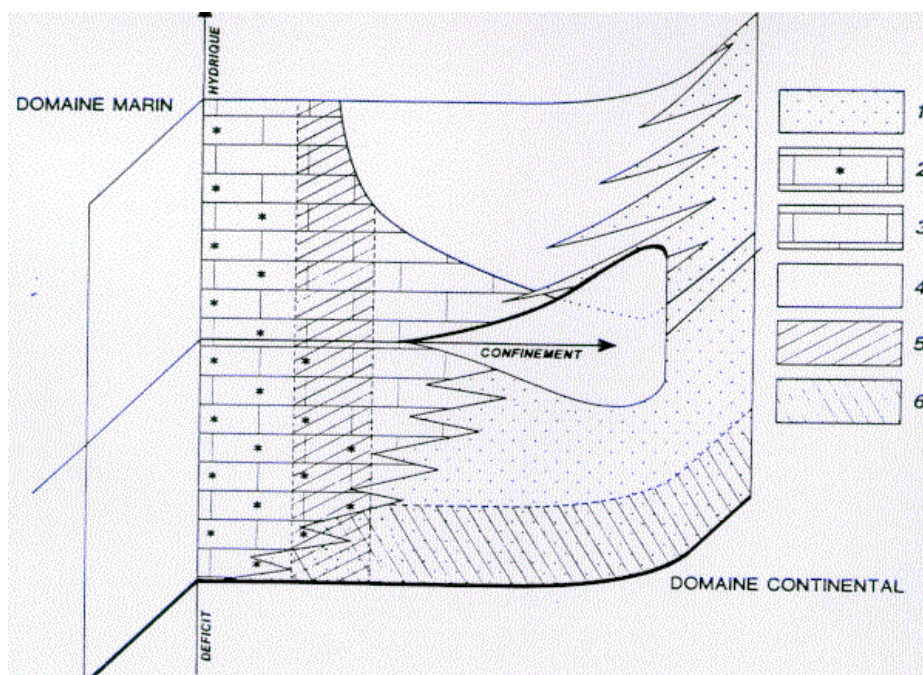
Si può, inoltre, rilevare che: nei bacini o nelle porzioni di bacino separate dal mare prevale la fase biogenica (organica e biochimica) e una geochimica moderatamente diversa da quella del mare; nelle porzioni di bacino più lontane dal mare la fase abiogenica diventa preponderante ed è rappresentata prevalentemente da depositi salini (evaporitici) nei sistemi iperalini e da depositi terrigeni, associati o meno a materiale vegetale in decomposizione, nei sistemi ipoalini quasi dulciacquicoli (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992).

In conclusione si osserva che:

- in corrispondenza di zone esposte delle mareggiate e negli estuari si incontrano sedimenti disposti parallelamente alla costa;
- dove l'idrodinamismo è ridotto i sedimenti sono disposti concentricamente rispetto ai punti più profondi.

E' possibile individuare un gradiente sedimentologico: si passa da sedimenti prevalentemente terrigeni nelle zone più lontane dal mare e più soggette alle correnti, a sedimenti sempre più biogenici (materia organica e carbonati) nelle zone più vicine al mare, che risentono della vivificazione marina e dove vige un idrodinamismo ridotto.

Figura 6 – Schema dell'organizzazione sedimentologica del dominio paralico in funzione del déficit idrico e del confinamento. 1. detrito terrigeno; 2. carbonati biogenici soprattutto biodetritici; 3. Carbonati biogenici (microbici) ed evaporitici; 4. Evaporiti (gesso e sale); 5. materia organica autoctona (petrolio?); materia organica alloctona (carbone?).



8.3 PARAMETRI BIOLOGICI

Nel presente documento, richiamando quanto già riportato sull'organizzazione biologica del dominio paralico, per individuare le acque di transizione si propone di usare la proprietà di zonazione e la scala di confinamento valida per il paralico vicino degli ambienti mediterranei (riportata più avanti). Esistono, infatti, organismi la cui presenza è riconosciuta essere indice di ambienti paralici.

Si sottolinea in questa sede che la zonazione deve essere tuttavia intesa come una caratteristica di natura essenzialmente pratica, poiché i limiti tra le varie zone non sono netti: si deve immaginare l'esistenza di caratteri di transizione, inoltre non è detto

che la tipica zonazione sia tutta rappresentata o addirittura sia evidente (Boudouresque C.F. & Fresi E., 1976).

Scala di confinamento (Guelorget O. & Perthuisot J.P., 1992)

ZONA I: si trova nelle immediate vicinanze dei canali di comunicazione con il mare ed è semplicemente la continuazione del dominio marino; la macrofauna consiste di molte specie talassiche appartenenti generalmente alla fauna delle biocenosi marine.

ZONA II: si possono ancora trovare **molluschi** come *Macra corallina*, *M. glauca*, *Tellina tenuis*, *Donax semistriatus*, *D. trunculus*, *Acanthocardia echinata*, *Dosinia exoleta*; **policheti** come *Audouinia tentaculata*, *Magelona papillocornis*, *Owenia fusiformis*, *Phyllodoce mucosa*, *Pectinaria koreni*; **crostacei** come *Portunus latipes* ed **echinodermi** come *Asterina gibbosa*, *Holothuria polii*, *Paracentrotus lividus*. Scompare invece la *Posidonia oceanica*.

ZONA III: il limite con la zona II è marcato dalla totale scomparsa degli echinodermi. La zona è dominata da specie miste: *Venerupis decussata*, *V. aurea*, *Tapes decussatus*, *Paphia aurea*, *Scrobicularia plana*, *Corbula gibba*, *Loripes lacteus*, *Gastrana fragilis* ecc.

ZONA IV: la fauna talassica scompare e le specie trovate sono strettamente paraliche: *Abra ovata*, *Abra segmentum*, *Cerastoderma glaucum*, *Hydrobia acuta*, *Nereis diversicolor*, *Gammarus insensibilis*, *G. aequicauda*, *Corophium insidiosum*. Vi è la comparsa della *Ruppia spiralis*.

ZONA V: la fauna è caratterizzata da **crostacei detritivori** (*Sphaeroma hookeri*, *S. rugicauda*, *Corophium insidiosum*, *Idothea balthica*), **gasteropodi**, **policheti** e **larve di chironomidi**.

ZONA VI: rappresenta il passaggio nel **paralico lontano**; il passaggio alle acque dolci è marcato dall'apparenza di specie strettamente dulciacquicole.

Le zone III e IV sono quelle più ricche e a maggiore diversità, mentre le zone V e VI non presentano bivalvi nelle cenosi di fondo.

Si osserva che non è stato ancora individuato un singolo parametro biologico che permetta di individuare le acque di transizione, ci sono solo varie proposte da sperimentare. Sulla base della "teoria del dominio paralico" e secondo le osservazioni di Breber *et al.* anche solo alcuni molluschi bivalvi, la cui presenza è strettamente legata alla zone di transizione (quali: *Loripes lacteus*; *Abra segmentum*; *Cerastoderma glaucum*), potrebbero ad esempio essere utilizzati come indicatori. La zonazione basata solo sui bivalvi osservata da Breber è così schematicamente enunciata:

Zona II: *Macra corallina*, *M. glauca*, *Tellina tenuis*, *Donax semistriatus*, *D. trunculus*, *Acanthocardia echinata*, *Dosinia exoleta*.

Zona III: *Tapes decussatus*, *Paphia aurea*, *Scrobicularia plana*, *Corbula gibba*, *Loripes lacteus*, *Gastrana fragilis*.

Zona IV: *Abra Segmentum*, *Cerastoderma glaucum*.

Zone V e VI: non presentano bivalvi nelle cenosi di fondo.

Di queste le zone III e IV sono quelle più ricche e a maggiore diversità.

A secondo delle specie, i molluschi possono sopravvivere in condizioni di salinità oscillanti tra 0,7 e 3,5‰. Si può generalizzare che tutti gli organismi tollerano una variazione più contenuta (1,9-3,4‰), tuttavia variazioni di 0,1‰ nei periodi riproduttivi sono deleterie (Volterra L. *et al.*, 1998).

9 INDICAZIONI PER IL MONITORAGGIO FINALIZZATO ALLA DELIMITAZIONE DELLE ACQUE DI TRANSIZIONE

Partendo dalle attività già in atto sul mare e sui corpi idrici di acqua dolce occorre evidenziare che per gli estuari ed i delta è necessario procedere alla delimitazione delle zone interessate prima ancora di affrontare gli aspetti della loro qualità ecologica. Fare il monitoraggio delle acque di transizione richiede in taluni casi un passaggio preliminare per la loro definizione fisica. Alcune tipologie sono fisicamente definite (baie, lagune, ecc.), altre (estuari, delta) richiedono che siano valutati alcuni parametri per delimitare il corpo idrico in esame. Limitatamente a queste tipologie si propongono per il monitoraggio le seguenti fasi fondamentali:

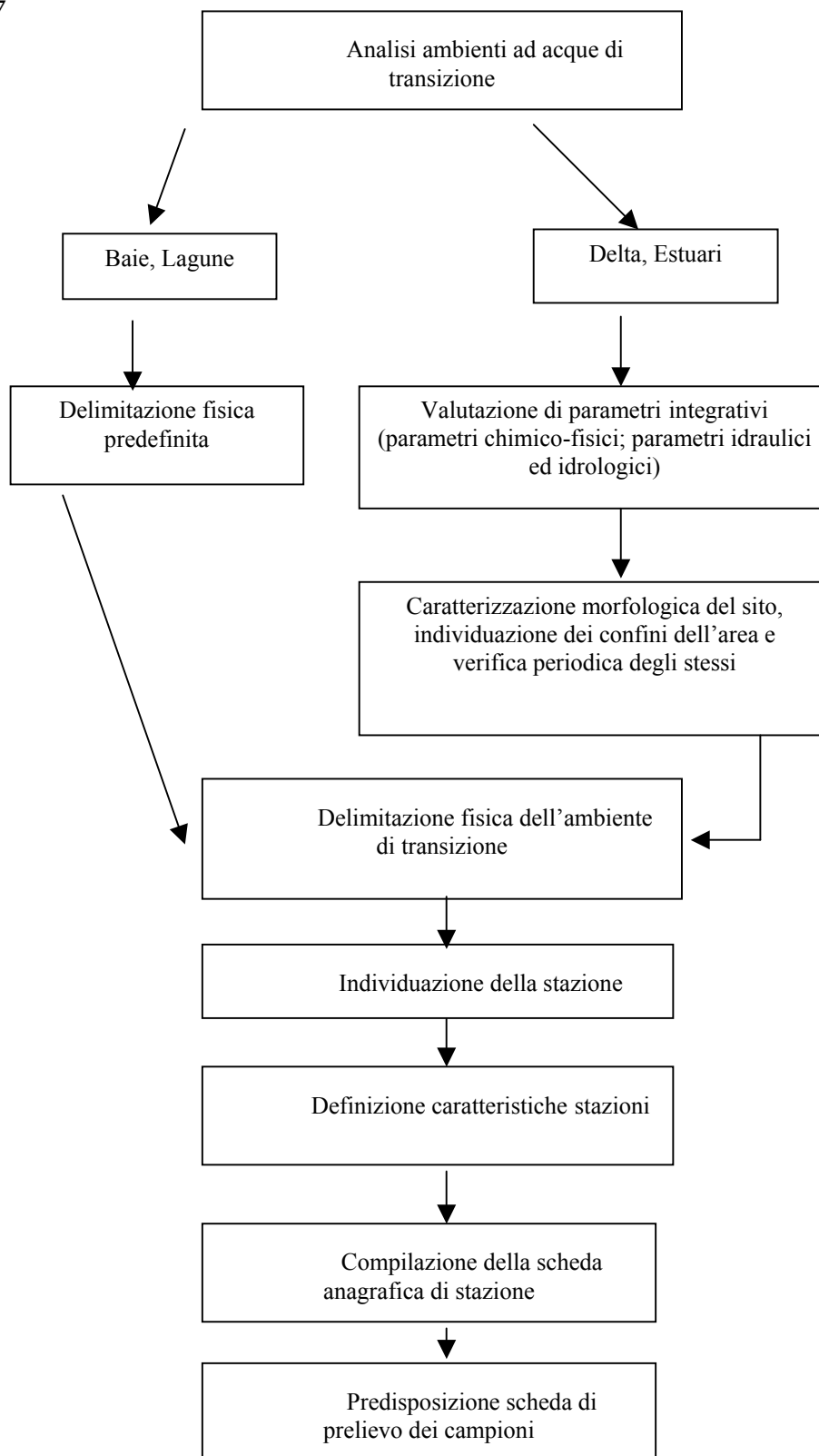
- definire la morfologia del sito ed effettuare la rappresentazione cartografica (georeferenziazione); occorre tener conto della possibilità di modificare i confini dell'area di transizione qualora questi non siano fisicamente definiti come negli estuari in corrispondenza di particolari periodi e/o fenomeni (periodi di secca e/o piena, ecc.);
- individuare e georeferenziare le stazioni da monitorare: in funzione delle condizioni locali (ad esempio marea, cuneo salino, ecc.) le stazioni possono essere spostate, ma devono sempre essere preliminarmente georeferenziate;
- rintracciare dati storici circa le correnti, le portate e le maree che insistono su ciascuna stazione. E' utile conoscere le portate, almeno settimanali, rilevate in vicinanza della zona di foce (fonti: Regione, Provincia, Magistrato alle Acque, Autorità di Bacino, ecc.);
- misurare lungo la verticale i parametri di base soggetti a stratificazione e variabilità (in particolare salinità, temperatura) preferibilmente in continuo; si può ridurre il tutto ad un campionamento ogni 3 h nel ciclo di 24 h con cadenza stagionale. In questo caso occorrono anche campionamenti istantanei mensili. Si consiglia l'uso di una sonda multiparametrica capace di misurare il profilo verticale di diversi parametri chimico-fisici, quali: salinità, conducibilità, temperatura, OD e % di saturazione, potenziale RedOx, ecc.;
- se i dati acquisiti fanno sospettare di essere in presenza di acque di transizione si propone di continuare ad effettuare le misure sia verso l'interno sia verso mare per stabilire fin dove risalgono le acque marine e fin dove defluiscono quelle dolci e definire così i confini della zona nella quale si realizza il mescolamento dei due tipi di acque.

Ogni stazione di campionamento dovrà essere contraddistinta da una scheda anagrafica riportante le caratteristiche fisico-geografiche del punto di prelievo. Ogni campionamento sarà accompagnato dalla registrazione su idonea scheda di prelievo delle seguenti informazioni:

- identificazione della stazione di prelievo;
- profondità del prelievo;
- correnti nella zona e nel punto di prelievo;
- data e ora del prelievo;
- stati di marea;
- condizioni meteorologiche,
- sedimenti marini del fondale interessato.

Si fornisce in Tabella 7 la schematizzazione grafica della procedura proposta per la delimitazione degli ambienti di transizione.

Figura 7



10 PROPOSTA DI CRITERI DI MONITORAGGIO E DI CLASSIFICAZIONE DELLA QUALITÀ AMBIENTALE PER LE ACQUE DI TRANSIZIONE

L'analisi della struttura delle comunità zoomacro bentoniche è della massima importanza nella valutazione della qualità ambientale delle acque. Gli organismi bentonici, presentando una scarsa mobilità, non possono evitare le condizioni avverse; molti di essi possiedono caratteri di adattabilità con ampio intervallo di tolleranza, differenti modalità nutritive ed interazioni trofiche (Pearson T.H. & Rosenberg R., 1978; Rhoads D.C. *et al.*, 1978; Amanieu M. *et al.*, 1977, 1978-79; Stull J.K. *et al.*, 1991; Warwick R.M. & Clarke K.R., 1993; Dauer D.M., 1993).

Numerosi studi hanno dimostrato che il benthos risponde in maniera prevedibile a molti tipi di stress di origine naturale (variazioni naturali dell'habitat legata a salinità, tipologia del sedimento, latitudine, profondità) o antropica. Anzi la stessa struttura della comunità bentonica riflette il tipo di stress a cui l'ambiente è o è stato sottoposto (Boesch D.F., 1973; Pearson T.H. & Rosenberg R., 1978; Guelorget O. & Michel P., 1979; Amanieu M. *et al.*, 1981; Holland A.F. *et al.*, 1987; Dauer D.M.M., 1993; Weisberg S.B. *et al.*, 1997). Infatti tipologia del sedimento e livelli di contaminazione sono congruenti alla struttura (specie-abbondanza-biomassa) e distribuzione delle comunità bentoniche (Stull J.K. *et al.*, 1991; Chang S. *et al.*, 1992; Warwick R.M. & Clarke K.R., 1993; Engle V.D. *et al.*, 1994; Weisberg S.B. *et al.*, 1997). Le comunità bentoniche sane sono caratterizzate in genere da un'elevata biomassa in cui dominano le specie longeve, spesso quelle di fondo, e da un'elevata ricchezza in specie. In particolare la presenza di specie adulte indica un passato storico di condizioni di buona qualità acqua/sedimenti (Dauer D.M., 1993), e la presenza di bivalvi vivi sul fondo è indice di adeguata ossigenazione nella colonna d'acqua (Breber P. *et al.*, comun. pers.).

Le stime sulle comunità (indice di diversità, abbondanza, biomassa, ecc.) rappresentano un utile strumento (ragionevole e sensibile) di indagine dello stato di salute per ambienti poco o moderatamente perturbati, ma non per quelli drasticamente alterati (Dauer D.M., 1993).

Nonostante esistano alcuni gruppi di ricerca che affrontano la problematica della qualità delle acque di transizione (ambienti estuarini e lagunari), attraverso la sperimentazione di bioindici bentonici (Weisberg S.B. *et al.*, 1997; Breber P. *et al.*, comun. pers.), che similmente all'Indice Biotico Esteso di Ghetti relativo alle acque dolci superficiali dovrebbero dare un'indicazione sommaria circa lo stato di salute del corpo idrico osservato, non esistono ancora, almeno in letteratura, criteri di classificazione di qualità sufficientemente esaustivi.

Tuttavia tra i bioindici sperimentati nel continente americano, consultati nel materiale bibliografico reperito, il più soddisfacente e più completo sembra risultare l'Indice Bentonico di Integrità Biotica (B-IBI) di Weisberg. Il B-IBI è stato formulato in seguito ad una campagna ventennale di sperimentazione, e rientra nei programmi di monitoraggio e valutazione ambientale (EMAP) dell'Agenzia per la Protezione Ambientale degli Stati Uniti. Esso consente di formulare una classificazione dello stato

di salute delle comunità, ha però lo svantaggio di richiedere una notevole professionalità nel campo della sistematica.

Un bioindice, formulato sulla base delle lunghe esperienze italiane ed europee, che è stato presentato agli autori del presente documento personalmente dal suo stesso ideatore (Paolo Breber), e di cui potrebbe risultare interessante provare l'effettiva validità, è il bioindice "Lesina". Breber sostiene l'applicabilità di tale bioindice nella realtà italiana, assicurando che tale indice è meno impegnativo del B-IBI e più alla portata per gli operatori degli enti regionali per l'ambiente.

Non si può immaginare che, in ambienti così variabili, quali sono quelli di transizione, ed alla luce delle conoscenze e delle esperienze di studio, si possa fornire un "criterio" di monitoraggio specifico per tali ambienti. Si propone, piuttosto, un programma di monitoraggio sperimentale della durata minima di due anni.

Per la campagna di sperimentazione, che dovrà essere applicata in tutte le regioni italiane interessate, dal punto di vista metodologico si ripropongono tutte le indicazioni riportate al punto 3.5 dell'allegato 1 del D.Lgs 152/1999, come modificato dal 258/2000. Inoltre, sulla base delle stesse disposizioni normative riguardanti il biota e ritenendo che per portare avanti l'attività di sperimentazione sia utile concentrare lo studio solamente su alcuni bioindici, si propone di aggiungere i due distinti bioindici sopraccitati relativi al bentos (vedere schema

Figura 8). La motivazione di questa scelta (oltre a quelle sopra menzionate) scaturisce dal fatto che essi potrebbero essere applicabili distintamente nelle due tipologie di acque di transizione, essendo stati studiati in due ambienti parali differenziati (estuarini e lagunari), e nel fatto che il bioindice “Lesina” potrebbe ritenersi un sottoinsieme del B-IBI. Nell’allegato al presente documento sono descritti:

- il **bioindice “Lesina”** di Breber P. *et al.* applicato negli ambienti lagunari;
- l’**Indice Bionico di Integrità Biotica (B-IBI)** di Weisberg S.B. *et al.* (1997) applicato negli estuari.

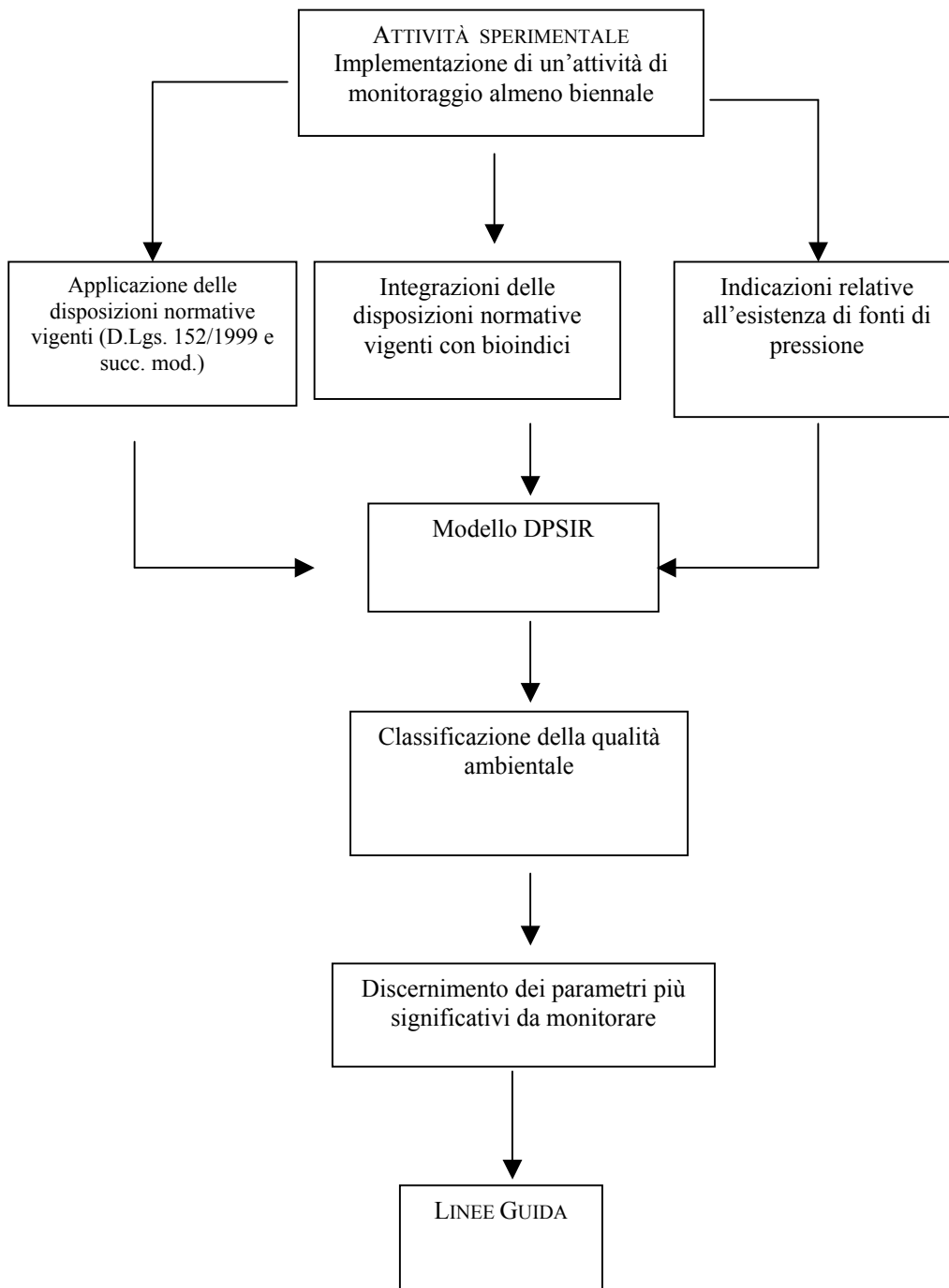
Dalla letteratura risulta che tali bioindici singoli o insieme permettano di discriminare tra aree con condizioni ambientali degradate ed aree con condizioni di riferimento e di fornire una scala uniforme di classificazione della qualità (Weisberg S.B. *et al.*, 1997; Engle V.D. *et al.*, 1994). Essi si fondano sul principio di Pearson, secondo il quale “la comunità bentonica risponde ai miglioramenti nella qualità dell’habitat in tre stadi successivi: 1) l’abbondanza di organismi aumenta; 2) la diversità delle specie aumenta quando nuovi taxa sono in grado di sopravvivere nel sito; 3) le specie dominanti passano da specie tolleranti dell’inquinamento a specie sensibili all’inquinamento” (Chang S. *et al.*, 1992).

Solo al termine della sperimentazione sarà possibile discernere quali sono i parametri sufficienti come indicatori di qualità per questo tipo di acque. Sembra prematuro in questa sede dare un’indicazione degli indici ed indicatori di stato e di pressione per le acque di transizione al fine di applicare il modello DPSIR per conoscere lo stato ecologico del corpo idrico osservato, dal momento che tali tipi di acque non sono ancora state delimitate geograficamente.

L’auspicio è che al termine della proposta campagna sperimentale si possa avere una conoscenza più chiara e più ampia sulle acque di transizione e si possa individuare il corpo idrico di riferimento (concreto o teorico che sia) per ogni realtà. In questo modo si potrà valutare quali sono i parametri più significativi da monitorare per definire lo stato ecologico di ogni corpo idrico; tali parametri costituiranno gli strumenti utili per impostare linee guida definitive per il monitoraggio e la classificazione delle acque di transizione, come richiesto dal legislatore.

Nel corso della sperimentazione si potranno proporre aggiustamenti ed integrazioni a questo testo sulla base delle indicazioni dei colleghi o su quelle fornite dalla letteratura internazionale.

Figura 8



13 ALLEGATO

1) Bioindice Lesina

Il bioindice “Lesina” è un indicatore biologico della qualità ambientale delle lagune proposto da Breber (Breber P. *et al.*, 1997), ma relativamente solo a condizioni di anossia o di iperalinità. Esso utilizza i bivalvi quali indicatori, e si fonda sull’ottica della biodiversità e della zonazione bentonica e sulle seguenti osservazioni:

- la presenza di bivalvi vivi sul fondo è segno di adeguata ossigenazione in tutta la colonna d’acqua; la loro assenza indica, invece, anossia in atto o recente, con rilascio di H₂S dal sedimento;
- l’età degli esemplari vivi più vecchi fornisce una stima dell’intervallo di tempo minimo trascorso dall’ultima crisi distrofica;
- i tipici bivalvi paralici *Loripes lacteus* e *Abra segmentum* sono indicatori di valori di salinità ottimali (15÷40 ‰) per le zone III e IV della scala di confinamento di Guelorget & Perthuisot (1992);
- la distribuzione spaziale dei bivalvi rispecchia l’idrodinamismo ed il trofismo del sito.

Le determinazioni ricavate dal benthos campionato (classificazione, conteggio e pesatura della biomassa di ogni specie, stima dell’età degli eventuali bivalvi in base alla taglia, zonazione del benthos) inserite nella formula del bioindice “Lesina” danno la qualità del bacino in questione secondo una scala numerica.

Materiali e metodi (tratto Breber P., comun. pers.)

Il campionamento va effettuato alla fine dell’estate in modo da osservare la situazione nel periodo ecologicamente peggiore dell’anno quando l’ambiente porta eventuali segni di recenti crisi distrofiche e di iperalinità (>45 ‰S). Se si riscontrano condizioni buone in questo periodo è probabile che nel resto dell’anno non vi siano stati problemi ambientali. Potendo, si può eseguire un’altra indagine alla fine della stagione piovosa per vedere se la biocenosi è stata modificata da un abbassamento eccessivo della salinità (<15 ‰S).

Il tipo di campionamento più indicato è quello combinato sistematico-casuale. Un campionamento puramente casuale potrebbe aggregare troppo i punti di prelievo, escludendo larghi tratti della laguna, per cui non consentirebbe una mappatura della cenosi bentonica. E’ necessario coprire tutta la laguna per stabilire se ci sono zone completamente prive di bivalvi, a prescindere dai tratti vuoti in virtù della distribuzione aggregata dei bivalvi là dove sono presenti. Tutta la superficie lagunare viene suddivisa idealmente in un reticolo di quadrati di eguali dimensioni e in ogni quadrato viene prelevata una unità campionaria in una stazione casuale. Le coordinate delle stazioni vengono fornite da un computer fornito di apposito programma. Le coordinate vengono quindi inserite in un GPS che guiderà l’imbarcazione alle stazioni. Fissando in almeno 50 le unità di un campione si è sicuri di raggiungere un Indice di Precisione sufficiente nei risultati (≤ 2).

Un campionamento pilota potrebbe prescrivere un numero inferiore di unità ma il tempo necessario per eseguirlo vanificherebbe l'eventuale risparmio di lavoro nel campionamento vero e proprio.

Breber consiglia di seguire lo schema di molte stazioni con un prelievo piuttosto che poche stazioni con più repliche ognuna sia per coprire meglio la laguna al fine della mappatura, sia perché alcuni autori lo ritengono migliore. Le lagune presentano delle zonazioni del benthos che potrebbero giustificare campionamenti distinti per zona o strato. Un tipo di stratificazione è dato dalla differenza tra i tratti di fondali con macrofite da quelli senza. Un'altra stratificazione è quella che dipende dal gradiente di confinamento idrodinamico secondo lo schema di Guerlorget & Perthuisot (1992) (v. sopra). Ma queste zonazioni interne, a volte dai confini variabili da un anno all'altro, diventano secondarie di fronte alla ovvia unità ecologica del bacino lagunare la quale consente di trattarlo statisticamente come un unico universo. Breber riporta che Cuff e Coleman (1979), nel discutere i benefici della stratificazione, concludono che un campionamento che non ne tiene conto è altrettanto attendibile.

L'unità campionaria è costituita dai bivalvi presenti in un quadrato di fondo 15x15 cm (225 cm²) fino alla profondità di 20 cm, e trattenuti da un vaglio di 1 mm. Tale dimensione dell'u.c. è più che sufficiente data la taglia degli organismi, che normalmente non oltrepassa i 2 cm. L'unità viene prelevata con una benna Ekman-Birge dal manico rigido estensibile fino a 5 m. La zolla viene passata al vaglio al momento del prelievo ed il materiale trattenuto riposto in un sacchetto di polietilene. In una giornata senza vento e altre complicazioni due persone esperte con barca da 4 m a fondo piatto e fuori bordo da 15-20 hp sono in grado di raccogliere 20-25 u.c.. Una volta a terra il materiale viene congelato in attesa che il lavoro sul campo sia terminato (tempo richiesto 2-3 gg. con tempo favorevole).

Nella seconda fase in laboratorio (tempo 3-5 gg. a seconda dell'abbondanza degli organismi), il contenuto dei sacchetti viene scongelato in una vaschetta con un poco d'acqua ed i bivalvi vengono estratti, insieme eventualmente agli altri componenti della macrofauna bentonica, e fissati in alcol con un po' di glicerina. Ovviamente, ogni u.c. è accompagnata da relativa etichetta con luogo, data e n° di stazione. In una giornata un operatore allenato può cernire mediamente 6-7 u.c.. Nella terza fase (3-5 giorni a seconda dell'abbondanza degli organismi) gli organismi vengono classificati, contati per specie, e viene pesata la biomassa complessiva di tutta l'u.c. (0,1 g). Nel caso dei bivalvi viene, inoltre, misurata la taglia di ogni individuo (mm) e la biomassa complessiva per specie. Ai fini delle informazioni attese è sufficiente il peso bagnato in alcol del bivalve intero. I bivalvi conservati in questo modo perdono mediamente il 10% rispetto al peso vivo. Il valore del peso secco nelle sue varie espressioni non interessa nel presente contesto.

Da questi dati grezzi si ricava la percentuale di fondale occupata da cenosi a bivalvi, le specie presenti e la loro zonazione, le loro numerosità, biomassa e classi di età. Per stabilire l'età dei bivalvi è necessario conoscere a priori il rapporto taglia/età delle specie in questione. Se manca questa informazione è necessario compiere almeno un secondo campionamento a sufficiente distanza di tempo per cogliere la dinamica di nascita, crescita e morte delle coorti. Tali dati quindi inseriti nella formula del Bioindice

“Lesina” daranno la qualità ambientale del bacino in questione secondo una scala numerica.

2. Indice Bentonico di Integrità Biotica (B-IBI)

Lo stato delle comunità bentoniche in ambienti estuarini può essere rappresentato dall'indice multiparametrico di integrità biotica (B-IBI), sviluppato da Weisberg S.B. *et al.* (Weisberg S.B. e al., 1997) per la Baia di Chesapeake. Lo stato della comunità bentonica viene valutato esaminando parametri biologici habitat dipendenti, i cui valori soglia sono anch'essi habitat dipendenti.

Il B-IBI è un indicatore non solo dello stato di salute della comunità ma anche della qualità ambientale del corpo idrico, dal momento che si dimostra correlato negativamente con: eventi di ipossia, numero di contaminanti che superano il livello ER-M, indicatori di urbanizzazione, carichi di azoto totale, fenomeni di eutrofizzazione, ed è correlato positivamente con il grado di forestazione (Dauer D.M. *et al.*, 2000).

L'indice definisce le condizioni attese nei siti di riferimento, assunti essere siti minimamente alterati dagli stress di origine antropica, e quindi assegna valori categorici (1, 3 o 5) per i vari parametri descrittivi della comunità mediante il confronto tra le osservazioni nel sito esaminato e quelle relative al sito di riferimento. La media dei valori categorici assegnati ai parametri biologici osservati fornisce il valore del B-IBI, che corrisponde alla qualità della comunità e di riflesso quindi alla qualità dell'ambiente.

Come siti di riferimento vanno scelti quelli che rispettano i seguenti criteri:

- nessun contaminante del sedimento ha una concentrazione superiore al ER-M (effetti range-median, concentrazione corrispondente agli effetti di mediana stabiliti da Long e Morgan, ossia la concentrazione alla quale il 50 % dei dati raccolti presenta effetti biologici avversi);
- contenuto organico totale nel sedimento < 2%;
- concentrazione dell'OD al fondo considerevolmente elevata.

L'indice viene creato mediante 17 parametri habitat specifici rappresentanti misure di diversità di specie, abbondanza e biomassa della comunità, composizione in specie, distribuzione di profondità nel sedimento, composizione trofica. I parametri vanno isolati separatamente per ciascuno dei 7 habitat che si incontrano negli estuari (Tabella 3 e Tabella 4). Per ogni parametro in tabella va riportato sia il valore del sito di riferimento sia quello osservato nel sito in esame in modo che il confronto sia immediato.

Tabella 3

	Acqua dolce tidale	Oligoalino	Mesoalino debole	Sabbia a mesoalinità elevata	Fanghi a mesoalinità elevata	Sabbia polialina	Fanghi polialini
Diversità di specie Shannon-Weiner							
Produttività Abbondanza (n° · m ⁻²) Biomassa (g · m ⁻²)							
Composizione in specie Percentuale di biomassa dei taxa indicatori dell'inquinamento Percentuale di abbondanza dei taxa indicatori dell'inquinamento Percentuale di biomassa dei taxa sensibili all'inquinamento Percentuale di abbondanza dei taxa sensibili all'inquinamento							
Composizione trofica * Percentuale di abbondanza come carnivori o onnivori Percentuale di abbondanza come depositori di fondo Percentuale di abbondanza come sospensivori Percentuale di abbondanza come detritivori (interface feederes)							
Distribuzione di profondità al di sotto dell'interfaccia sedimento-acqua Percentuale dei taxa presenti oltre i 5 cm di profondità Percentuale dei taxa presenti oltre i 10 cm di profondità Percentuale di abbondanza oltre i 5 cm Percentuale di abbondanza oltre i 10 cm Percentuale di biomassa oltre i 5 cm Percentuale di biomassa oltre i 10 cm							

Le specie sono classificate da Weisberg *et al.* in gruppi trofici in base alle descrizioni del comportamento alimentare riportato in letteratura. Le liste dei taxa indicatori dell'inquinamento e dei taxa sensibili all'inquinamento sono state sviluppate dagli americani in due fasi:

inizialmente i taxa sono stati identificati sulla base di conoscenze storiche circa le caratteristiche di opportunismo e di equilibrio,

la lista ottenuta è stata quindi verificata e ridefinita confrontando l'abbondanza di ciascun taxon nei siti di riferimento e quella nei siti sottoposti ad inquinamento (Tabella 5 e Tabella 6).

Tabella 4

Habitat	Salinità al fondo (‰)
Acqua dolce tidale	0-0.5
Oligoalino	≥0.5-5
Mesoalino debole	≥5-12
Sabbia a mesoalinità elevata	≥12-18
Fanghi a mesoalinità elevata	≥18
Sabbia polialina	≥18
Fanghi polialini	

Tabella 5 - Taxa definiti come indicatori d'inquinamento nel B-IBI della Baia di Chesapeake

Annelida: Oligochaeta	Annelida: Polychaeta	Arthropoda: Insecta
<i>Aulodrilus limnobius</i>	<i>Asabellides oculata</i>	<i>Chironomus</i> spp.
<i>Aulodrilus paucichaeta</i>	<i>Capitella</i> spp.	<i>Cladotanytarsus</i> spp.
<i>Aulodrilus pigueti</i>	<i>Hypereteone heteropoda</i>	<i>Coelotanypus</i> spp.
<i>Aulodrilus pluriseta</i>	<i>Leitoscoloplos fragilis</i>	<i>Glyptotendipes</i> spp.
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>	<i>Paraprionospio pinnata</i>	<i>Polypedilum tripodura</i>
<i>Haber</i> cf. <i>speciosus</i>	<i>Streblospio benedicti</i>	<i>Procladius sublettei</i>
<i>Isochaetides curvosetosus</i>		<i>Tanypus</i> spp.
<i>Isochaetides freyi</i>		Mollusca: Bivalvia
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		<i>Mulinia lateralis</i>
<i>Potamothrix vej dovsky</i>		<i>Nucula proxima</i>
<i>Quistadrilus multisetosus</i>		
Tubificidi immaturi privi di chete capitelliformi		

Tabella 6 - Taxa definiti come sensibili all'inquinamento nel B-IBI della Baia di Chesapeake

Annelida Polychaeta	Mollusca Bivalvia	Arthropoda
<i>Asychis elongata</i>	<i>Anadana ovalis</i>	<i>Alpheus heterochaelis</i>
<i>Bhawania heteroseta</i>	<i>Anadana transversa</i>	<i>Biffarius bififormis</i>
<i>Chaetopterus variopedatus</i>	<i>Cyrtopleura costata</i>	<i>Callianassa setimanus</i>
<i>Clymenella toruata</i>	<i>Dosinia discus</i>	<i>Cyathura polita</i>
<i>Diopatra cuprea</i>	<i>Ensis directus</i>	<i>Listriella clymenellae</i>
<i>Glycera americana</i>	<i>Macoma balthica</i>	<i>Squilla empusa</i>
<i>Glycinde solitaria</i>	<i>Mercenaria mercenaria</i>	
<i>Loimia medusa</i>	<i>Mya arenaria</i>	Coelenterata Anthozoa
<i>Macroclymene zonalis</i>	<i>Rangia cuneata</i>	
<i>Marenzelleria viridis</i>	<i>Spisula solidissima</i>	<i>Ceriantheopsis americanus</i>
<i>Mediomastus ambiseta</i>	<i>Tagelus divisus</i>	
<i>Nephtys picta</i>	<i>Tagelus plebeius</i>	Echinodermata Ophiuroidea
<i>Spiochaetopterus costarum</i>	<i>Tellina agilis</i>	
<i>Spiophanes bombyx</i>		<i>Microphiopholis atr</i>

In base alla distribuzione dei valori dei parametri misurati rispetto al sito di riferimento sono stati selezionati tre limiti per ciascuno dei parametri descrittivi essenziali.

A ciascun parametro misurato viene assegnato un numero come unità di misura (5, 3, o 1) in base al valore del parametro osservato: rispettivamente se approssima o devia debolmente o devia grandemente da quello del sito di riferimento. I limiti sono stabiliti approssimativamente come il quinto e il cinquantesimo valore percentile per siti di riferimento in ciascun habitat. Per ciascun parametro, valori inferiori al quinto percentile sono misurati con il numero 1; valori tra il quinto e il cinquantesimo percentile sono riportati come 3, e valori sopra il cinquantesimo percentile sono conteggiati come 5.

Due dei parametri, abbondanza e biomassa, rispondono in maniera bimodale (cioè la risposta può essere più grande a quella del sito di riferimento con gradi moderati di stress e inferiore a quella dei siti di riferimento con gradi di stress più elevati). Per questi parametri, il punteggio è stato modificato e indicato come 1 sia per quando è eccezionalmente alto (quelli che eccedono il 95 percentile al sito di riferimento) sia quando è basso (< 5 percentile). Valori tra 5 e 25 percentile o tra 75 e 95 percentile sono indicati come 3, e valori tra 25 e 75 percentile dei valori di riferimento sono conteggiati come 5.

Le misure dei parametri così riportate sono combinate nell'indice bentonico di integrità biotica (B-IBI) calcolando il valore medio per tutti i parametri per i quali sono stati sviluppati i valori soglia.

Il valore del B-IBI definisce lo stato di salute della comunità bentonica e di concerto fornisce una valutazione ecologica dell'ambiente (Tabella 7).

Tabella 7

Valori di B-IBI	Stato della Comunità Bentonica
> 3	Sana
2,99÷2	Degradata
< 2	Severamente degradata (stressata)

14 BIBLIOGRAFIA

Di seguito viene fornito l'elenco del materiale bibliografico reperito e consultato per la predisposizione e stesura del presente documento. Si tratta di un elenco che non ha la pretesa di essere esaustivo a causa della vastità della letteratura esistente e soprattutto del fatto che la materia è stata trattata anche in ambiti diversi da ricercatori di diversa estrazione culturale e professionale.

ALBERTELLI G., DELLA CROCE N., 1995. – Acque marine – *In*: R. Marchetti. "Ecologia Applicata. Società Italiana di Ecologia." Ed. CittàStudi.

ALBERTELLI G., CHIANTORE M., 1998. – Acque marine – *In*: A. Provini, S. Galassi, R. Marchetti. "Ecologia Applicata. Società Italiana di Ecologia." Ed. CittàStudi.

AMANIEU M., GUELORGET O., MICHEL P., 1978-79. – Evolution structurale des peuplements de la Macrofaune Benthique des étangs palavasiens. – *Vie Milieu*, Vol. 28/29 (4AB): 531-547.

AMANIEU M., GUELORGET O., MICHEL P., 1977. – Richesse et diversité de la macrofaune benthique d'une lagune littorale méditerranéenne – *Vie Milieu*, Vol. 27 (1B): 85-109.

AMANIEU M., GUELORGET O., NOUGUIER-SOULE J., 1981. – Analyse de la diversité de la macrofaune benthique d'une lagune littorale méditerranéenne – *Vie Milieu*, Vol. 31 (3-4): 303-312.

ANPA, ARPAT, CTN_AIM. – Verso il I Rapporto sui corpi idrici italiani – settembre 1999.

BARBANTI L., CALDERONI A., De BERNARDI R., GUILIZZONI P., 1995. – Acque lacustri – *In*: R. Marchetti. "Ecologia Applicata. Società Italiana di Ecologia." Ed. CittàStudi.

BOESCH D.F., 1973. – Classification and Community Structure of Macrobenthos in the Hampton Roads Area, Virginia – *Marine Biology*, Vol. 21: 226-244.

BOUDOURESQUE C.F., FRESI E., 1976. – Modelli di zonazione del benthos fitale in Mediterraneo – *Boll. Pesca, Piscicoltura e Idrobiologia*, Vol. 31 (1/2): 129-143.

BRAMANTI A., 1988. – Lagune e stagni costieri: due ambienti a confronto – *In*: G.C. Carrada, F. Cicogna e E. Fresi (Eds). "Le lagune costiere: ricerca e gestione". CLEM pubbl., Massa Lubrense (Napoli): 9-33.

BREBER P., CILENTI L., PAGLIANI T., SCIROCCO T., 2000. – I molluschi bivalvi quali indicatori di qualità ambientale nelle lagune. Il bioindice “Lesina” – Relaz. non pubbl.

CARRADA G.C. & FRESI E., 1988. – Le lagune salmastre costiere. Alcune riflessioni sui problemi e sui metodi – *In*: G.C. Carrada, F. Cicogna, E. Fresi (Eds). “Le lagune costiere: ricerca e gestione”, CLEM pubbl., Massa Lubrense (Napoli): 35-56.

CARRADA G.C., CICOGNA F., FRESI E., 1988. – *Le lagune costiere: ricerca e gestione* – CLEAM Pubbl., pagg.254.

CHANG S., STEIMLE F.W., REID R.N., FROMM S.A., ZDANOWICZ V.S., PIKANOWSKI R.A., 1992. – Association of benthic macrofauna with habitat types and quality in the New York Bight – *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 89: 237-251.

CHAPMAN P.M., 1991. – Environmental Quality Criteria. What type should we be developing? – *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 25 (8): 1353-1359.

COLOMBO G., CECCHERELLI V.U., FERRARI I., 1983-84. – Lo zooplankton delle lagune – *NOVA THALASSIA*, 6 (suppl.): 185-200.

CONSORZIO DI BONIFICA DELTA PO ADIGE, 2000. – Piano generale di bonifica e di tutela del territorio rurale –

DALLA VECCHIA U., MOZZI F., 1999. – Criteri di valutazione degli indici ed indicatori relativi ai corpi idrici superficiali e sotterranei – Relaz. non pubblicata.

DAUER D.M., 1993. – Biological Criteria, Environmental Health and Estuarine Macrobenthic Community Structure – *Marine Pollution Bulletin*, Vol.26 (5): 249-257.

DAUER D.M., WEISBERG S.B., RANASINGHE J.A., 2000. – Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay – *Estuaries*, Vol. 23 (1): 80-96.

ELLIOTT M., 1994. – The Analysis of Macrobenthic Community Data – *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 28: 62-64.

ENGLE V.D., SUMMERS J.K., GASTON G.R., 1994. – A Benthic Index of environmental condition of Gulf of Mexico estuaries – *Estuaries*, Vol.17 (2): 372-384.

FERRARI I., COLOMBO G., 1988. – Struttura e dinamica dello zooplankton nelle lagune salmastre italiane – *In*: G.C. Carrada, F. Cicogna, E. Fresi (Eds). “Le lagune costiere: ricerca e gestione”, CLEM pubbl., Massa Lubrense (Napoli): 107-117.

FIELD J.G., CLARKE K.R., and WARWICK R.M., 1982. – A Practical Strategy for Analysing Multispecies Distribution Patterns – *Marine Ecology Progress Series*, Vol.8: 37-52.

FONDA UMANI S., SPECCHI M., MALEJ A., and BENOVIC A., 1983-84. – Cinque baie dell’Adriatico: la loro comunità zooplanktonica – *NOVA THALASSIA*, 6 (suppl.): 37-44.

GARIBOLDI A., LAMBERTINI M., TALLONE G. (red.), 1997. – *Delta del Po: verso un futuro sostenibile. Piano per la conservazione della natura del Delta del*

PO (Sintesi) – Unione Europea DG XI, Ministero dell'ambiente Servizio Conservazione Natura, realizzato da LIPU, Parma: pagg.112.

GHETTI P.F., 1997. – *INDICE BIOTICO ESTESO (I.B.E.): I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione* – Provincia Autonoma di Trento.

GIANGRANDE A., GRAVINA M.F., GAMBI M.C., FRESI E., ARDIZZONE G., 1983-84. – Policheti di fondo mobile di aree costiere semichiusate: fattori di selezione in ambiente salmastro – *NOVA THALASSIA*, 6 (suppl.): 155-163.

Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, N. 153/L – D.Lgs 18 agosto 2000, n. 258. Disposizioni correttive e integrative del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152, in materia di tutela delle acque dall'inquinamento, a norma dell'articolo 1, comma 4, della legge 24 aprile 1998, n. 128 - suppl. ord. G.U. n.218, 18 sett. 2000 – serie generale.

GUELORGET O., MICHEL P., 1979. – Les peuplements benthiques d'un étang littoral languedocien, l'étang du Prevost (Hérault). I. Etude quantitative de la macrofaune des vases – *Téthys*, 9(1): 49-64.

GUELORGET O., MICHEL P., 1979. – Les peuplements benthiques d'un étang littoral languedocien, l'étang du Prevost (Hérault). II. Etude quantitative de la macrofaune des sables – *Téthys*, 9(1): 65-77.

GUELORGET O., PERTHUISOT J.P., 1992. – Paralic Ecosystems. Biological organization and functioning – *Vie Milieu*, 42 (2): 215-251.

HANSEN D.V., RATTRAY M.(Jr.), 1966. – New dimensions in estuary classification – *Limnology and Oceanography*, Vol.11 (3): 319-326.

HEIP C., VINCX M., VRANKEN G., 1985. – The Ecology of Marine Nematodes – *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 23: 399-489.

HICKS G.R.F., COULL B.C., 1983. – The Ecology of marine Meiobenthic Harpacticoid Copepods – *Oceanog. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 21: 67-175.

HOLLAND A.F., SHAUGHNESSY A.T., HIEGEL M.H., 1987. – Long-Term Variation in Mesohaline Chesapeake Bay Macrobenthos: Spatial and Temporal Patterns – *Estuaries*, Vol.10 (3): 227-245.

KNOX G.A., 1986. – *Estuarine Ecosystems: A Systems Approach* – Vol. I, Crc Press, Inc. Boca Raton, Florida.

LEGENDRE L., DEMERS S., 1985. – Auxiliary energy, ergoclines and aquatic biological production – *Le Naturaliste canadien*, Vol. 112: 5-14.

LEVINTON J., 1972. – Stability and Trophic Structure in Deposit-feeding and Suspension-feeding communities - *The American Naturalist*, Vol. 106: 472-486.

MARCHETTI R., 1995. – *Ecologia applicata. Società italiana di ecologia* – CittàStudi Ed., pagg. 1055.

NICHOLS F.H., CLOERN J.E., LUOMA S.N., PETERSON D.H., 1986 – The Modification of an Estuary – *Science*, Vol. 231: 567-573.

- ODUM E.P., 1973. – *Principi di ecologia* – Ed. PICCIN.
- PARISI V., 1995. – Ossigeno disciolto – *In: R. Marchetti. “Ecologia Applicata. Società Italiana di Ecologia.”* Ed. CittàStudi.
- PEARSON T.H., ROSENBERG R., 1978. – Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment – *Oceanography and Marine Biology, Annual Review*, 16: 229-311.
- PERTHUISOT J.P., GUELORGET O., 1992. – Morphologie, organisation hydrologique, hydrochimie et sédimentologie des bassins paraliques – *Vie Milieu*, 42 (2): 93-109.
- PESARINI P., PANTALEONI R.A., BONALBERTI L., CURO G.M., TREVISANI F., 1987 (1988). – *Indagini sulla qualità delle acque interne ferraresi* – Quad. Staz. Ecol. Civ. Mus. St. nat. Ferrara, 1: 7.
- PROVINI A., GALASSI S., MARCHETTI R., 1998. – *Ecologia applicata. Società italiana di ecologia* – Nuova edizione, CittàStudi Ed., pagg. 1190.
- RHOADS D.C., GERMANO, 1986. – Interpreting long-term changes in benthic community structure: a new protocol – *Hydrobiologia*, 142: 291-308.
- RHOADS D.C., McCALL P.L., YINGST J.Y., 1978. – Disturbance and production on the Estuarine Seafloor. – *American Scientist*, Vol. 66: 577-586.
- SACCHI C.F., 1961. – L'évolution récente du milieu dans l'étang saumâtre dit “Lago di Patria” (Naples) analysée par sa macrofaune invertébrée – *Vie Milieu*, 12 (1): 37-65.
- SACCHI C.F., 1985. – Le sel de La Palice: réflexions sur le paralin méditerranéen – *Memorie di Biol. Mar. e di Oceanogr.*, Vol.15 (1985): 71-89.
- SACCHI C.F., OCCHIPINTI AMBROGI A., 1992. – Confinement et biocenoses paraliques – *Vie Milieu*, 42 (2): 207-214.
- SANSONI G., GHETTI P.F., 1998. – *Atlante per il riconoscimento dei Macroinvertebrati dei Corsi d'Acqua Italiani* – Provincia Autonoma di Trento.
- SCHRODER H.G.J., VAN ES F.B., 1980. – Distribution of Bacteria in Intertidal Sediments of the Ems-Dollard Estuary – *Netherlands Journal of Sea Research*, 14 (3/4): 268-287.
- SNELGROVE P.V.R., BUTMAN C.A., 1994. – Animal-sediment relationships revisited: Cause versus effect – *Oceanography and Marine Biology, Annual Review*, 32: 111-177.
- STULL J.K., HAYDOCK C.I., SMITH R.W., MONTAGNE D.E., 1986b. – Long-term changes in the benthic community on the coastal shelf of Palos Verdes, Southern California – *Marine Biology* 91: 539-551.
- SWINBANKS D.D., 1982. – Intertidal exposure zones: a way to subdivide the shore – *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 62: 69-86.

TOMASINO M., 1995. – Acque di Transizione – *In*: R. Marchetti. “Ecologia Applicata. Società Italiana di Ecologia.” Ed. CittàStudi.

VOLLENWEIDER R.A., GIOVANARDI F., MONTANARI G., RINALDI A., 1998. – Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the North West Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index – *Environmetrics*, 9: 329-357.

VOLTERRA L., De NAVA V., MANCINI L., 1998. – *Criteri e standard di qualità per la protezione della vita acquatica* – Rapporti ISTISAN 98/26, Istituto Superiore di Sanità.

WARWICK R.M., GEE J.M., 1984. – Community structure of estuarine meiobenthos – *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 18: 97-111.

WARWICK R.M., CLARKE K.R., 1994. – Relearning the ABC: Taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities – *Marine Biology* Vol. 118: 739-744.

WARWICK R.M., PEARSON, RUSWAHYUNI, 1987 – Detention of Pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of species abundance/biomass method – *Marine Biology*, Vol. 93: 193-200.

WEISBERG S.B., RANASINGHE J.A., DAUER D.M.M., SCHAFFNER L.C., DIAZ R.J., FRITHSEN J.B., 1997. – An estuarine benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. – *Estuaries* Vol. 20 (1): 149-158.

15 GLOSSARIO

Adattamento: particolarità della struttura, della fisiologia o del comportamento di un organismo che consente all'organismo stesso di adeguarsi alle condizioni ambientali.

Adsorbimento: l'adesione di un liquido, di un gas o di una sostanza in soluzione a un corpo solido, che dà come risultato un aumento di concentrazione della sostanza adsorbita.

Aerobio: si dice di un organismo che richiede ossigeno per la respirazione.

Alga: termine tradizionale, usato per indicare un insieme di gruppi non correlati tra loro di organismi pluricellulari (eccetto le Charophytes); le alghe azzurre o cianobatteri sono uno dei gruppi di batteri fotosintetici.

Aloclino: zona di netta variazione della salinità dalla superficie verso il fondo.

Ambiente neritico: zona di mare che va da 0 fino a 200 m di profondità (solo la zona pelagica).

Anaerobico, anaerobio: (senza aria). Spesso usato per descrivere quei processi metabolici con liberazione di energia che avvengono in assenza di ossigeno, o un organismo che può vivere in assenza di ossigeno.

Anaerobio obbligato: organismo che è metabolicamente attivo solo in assenza di ossigeno, esso non può sopravvivere in presenza di ossigeno.

Anossia: condizione di assenza di ossigeno libero.

Bahira: termine arabo che significa "piccolo mare"; si tratta di una laguna formata per inondazione marina di una conca continentale in seguito all'innalzamento eustatico.

Barena: tratto di terra che emerge nelle lagune durante la bassa marea.

Batimetria: branca della oceanografia che si occupa dei rilevamenti delle profondità marine e lacustri.

Batimetrica: relativo all'altezza del livello idrico e alla profondità del bacino.

Benthos: organismi che vivono sul fondo del mare o dei laghi.

Bentonic: appartenente al fondo o al substrato di sistemi acquatici.

Biocenosi: comunità di piante ed animali coesistenti ed interagenti; approssimativamente equivalente ad "ecosistema" sebbene più usato sinonimo di ecosistema è geobiocenosi comune nella letteratura sovietica.

Biogenico: di origine biologica.

Biomassa: peso secco totale di tutti gli organismi in un particolare habitat o area.

Biota: flora e fauna di una regione.

Biotico: relativo alla vita o agli organismi viventi.

Catena alimentare o rete alimentare: serie di organismi esistenti in ogni comunità naturale; ogni organismo si nutre a spese del precedente ed è divorato a sua volta dal successivo; raramente la catena alimentare è costituita da più di sei anelli; il primo è costituito dagli autotrofi, l'ultimo dai grandi carnivori.

Cenosi: insieme di specie animali o vegetali che vivono in una determinata zona; zoocenosi = cenosi animale, fitocenosi = cenosi vegetale.

Circolazione "estuarina": tipo di circolazione con la quale le acque continentali poco salate fluiscono verso il mare stando in superficie.

Circolazione “antiestuarina”: tipo di circolazione con la quale le acque che transitano in superficie si concentrano progressivamente verso il versante continentale e tendono a fluire sul fondo per ritornare al mare.

Climax: comunità di piante (ed animali associati) che risulta da una successione ecologica (stadio finale) ed in cui ogni ulteriore modificazione è molto lenta. La sua natura è influenzata dal clima e dal tipo di suolo della regione.

Cline: serie graduata di cambiamenti di alcune caratteristiche nell’ambito di una specie, in correlazione con alcuni cambiamenti graduali del clima o di altro fattore ambientale.

Comunità: tutti gli organismi che vivono in un ambiente particolare comune e che interagiscono gli uni con gli altri e con l’ambiente, e separabili in termini ecologici da altri gruppi.

Confinamento: tempo di rinnovo degli elementi di origine marina in qualsiasi punto dato.

Corpo idrico di riferimento: corpo idrico o parte di esso che rappresenta la condizione indisturbata per ciascun ambiente naturale e che individua le condizioni per lo stato di qualità ambientale “elevata”.

Condizioni indisturbate: condizione ecologica avente impatto antropico non significativo.

Densità: numero di individui per unità di area.

Deposivori: consumatori di detrito e/o di organismi associati ad esso sul e/o nel substrato.

Detritivori: consumatori di detrito.

Detrito: materia morta frammentata di origine vegetale.

Diversità: ricchezza o numero di specie in una data area.

Dominio paralico: frangia di estensione variabile tra il mare e il continente, costituita da ambienti più o meno scavati nel dominio continentale dove si esercita una certa influenza del dominio marino.

Eco- : prefisso che significa ambiente.

Ecologia: lo studio delle interazioni tra gli organismi e il loro ambiente.

Ecosistema: insieme degli organismi viventi e del loro ambiente non vivente.

Ecotono: regione di disgiunzione ambientale con rapido cambiamento della composizione in specie.

Endoreico: drenaggio interno (usato per i bacini lacustri), si dice di un bacino idrografico le cui acque vanno a gettarsi in un bacino interno; uno specchio d’acqua interno.

Estran: zona intertidale.

Euri-: molto tolleranti.

Eurialino: detto di organismo acquatico in grado di sopportare ampie variazioni del grado di salinità dell’ambiente.

Euritermo: organismi che tollerano ampie variazioni della temperatura.

Eustasi: modificazione del livello dei mari per cambiamenti di volume dei ghiacciai o del mare.

Eustatico: riferito ad eustasi.

Evaporitico: ipersalino per fenomeni di evaporazione.

Falda freatica: zona sotterranea, costituita da terreni permeabili sovrapposti a terreni impermeabili, completamente o in parte impregnata d’acqua.

Fase distrofica: fase di alterazione dei meccanismi nutritivi di un ecosistema.

Fitoplancton: plancton autotrofo; vegetali in sospensione nella colonna d’acqua.

“Grau”: termine usato nel Sud della Francia per indicare uno stretto passaggio mobile e/o temporaneo che assicura la comunicazione di un bacino lagunare con il mare.

Habitat: ambiente naturale di un organismo, il posto in cui generalmente esso si ritrova.

Idrobiosfera: ambiente acquatico abitato da organismi viventi.

Idrocarburo: composto organico costituito soltanto da atomi di idrogeno e carbonio.

Idrologia: scienza che studia le caratteristiche chimico-fisiche delle acque, in particolare dall'andamento delle precipitazioni alle modalità di evaporazione, e di penetrazione e circolazione nel sottosuolo.

Idrologico: vedi idrologia.

Indicatore: entità (parametro o specie fisica, chimica o biologica) avente una relazione stretta con un fenomeno o una caratteristica ambientale, per cui esso è in grado di riassumere le caratteristiche generali del fenomeno o del comparto ambientale in cui è inserito e che rappresenta.

Indice: aggregazione razionale o empirica di uno o più parametri o indicatori, aventi a loro volta una stretta relazione con il sistema ambientale che rappresentano.

Interstiziale: che si trova negli spazi (interstizi) dei sedimenti.

IPA: idrocarburo policiclico aromatico.

Iper-: prefisso che significa “sopra”.

Ipo-: prefisso che significa “sotto” o “meno”.

Ipossia: condizioni di scarsa disponibilità di ossigeno.

Isotachie: linee di uguale (o simile) velocità.

Litorale: zona costiera, intertidale.

Macro-: prefisso che significa “grande”.

Macroinvertebrati: invertebrati con dimensioni $\geq 0,5$ mm.

Malacofauna: molluschi.

Meroplanctonico: parzialmente planctonico. Riferito alla zoofauna intende larve di Bivalvi, di Gasteropodi, di Echinodermi, di Decapodi e uova e larve di Teleostei.

Monocotiledone: classe di Angioperme con embrione dotato di un solo cotiledone, ramificazione scarsa e foglie generalmente a nervature parallele.

Neritico: relativo alla zona di mare che va da zero fino a duecento metri di profondità.

Nicchia: ruolo di una particolare specie nel suo ambiente.

Oloplanctonico: interamente planctonico. Comprende: Protozoi, Cnidari, Chetognati, Tunicati.

Opportunista: colonizzatore con elevati tassi riproduttivi e scarsa persistenza (r-strategia).

Paralico: che si trova presso il mare (nel paralino) o che possiede una certa relazione con il mare.

Paralino: costa marittima, litorale.

Peciloalino: a salinità variabile.

Pelagico: che appartiene alla massa d'acqua di un sistema acquatico.

Peri-: prefisso che significa “intorno”, “circa”.

Plancton: organismi pelagici sospesi nell'acqua e che non possono spostarsi in direzione contraria al suo movimento; la maggior parte sono microscopici.

Planctonte: organismo del plancton.

Popolazione: gruppo di individui, generalmente della stessa specie, che occupano una data area nello stesso tempo.

Produttività primaria: di un ecosistema, di una comunità, o di una parte di essi è la velocità alla quale l'energia raggiante viene trasformata dall'attività fotosintetica e chemiosintetica degli organismi produttori in sostanze organiche che possono essere utilizzate come cibo.

Reofila: detto di fauna e flora adattate a vivere in ambienti sottoposti alle correnti.

Ricchezza: numero totale di specie.

Ricchezza di specie: numero totale di specie presenti.

Sedentario: con limitate possibilità di movimento.

Sizigie: fase lunare.

Sospensivori: organismi che si alimentano catturando e consumando materiali sospesi nell'acqua; la cattura di solito viene effettuata tramite un filtro. Sono detti anche filtratori.

Specie caratteristiche: indicatori o definiti tipi di comunità.

Steno-: ristretti limiti di tolleranza.

Stenoalino: ristretti estremi salini tollerabili. Detto di organismo acquatico, vegetale o animale, che non sopravvive alle variazioni di salinità dell'ambiente.

Stenotermo: ristretti estremi termici tollerabili.

Talassico: implica specie di stock interamente marino che va a colonizzare le regioni lagunari che sono in immediato contatto con il mare.

Talassoide: detto di specie animale o vegetale che vive solo in ambienti paralici e la cui distribuzione in tali ambienti è indipendente dalla salinità del mezzo e dai suoi gradienti. Talassoide si riferisce a specie che sono simili allo stock marittimo sia morfologicamente sia geneticamente senza però derivare necessariamente dal dominio marino, e sono totalmente indipendenti dal dominio continentale. Specie talassoidi includono sia specie talassiche sia specie paraliche.

Tidale: di marea. Es. correnti tidali = correnti di marea.

Zona intertidale: zona litorale sottoposta all'azione meccanica delle onde.

Zoo-: prefisso per organismi animali invertebrati e vertebrati.