Capitolo I

IL CONTESTO PROBLEMATICO

1.1 LE ACQUE DI TRANSIZIONE

Si definiscono acque di transizione (TW) quegli ecosistemi, di varia natura ed origine, interposti fra le acque continentali e quelle marine. Rappresentano quindi quei sistemi noti, fino a tempi recentissimi, come "acque salmastre". In tale definizione, applicata sia nei contesti idrologici e idrografici, sia in quelli autoecologici o ecosistemici, cadono le lagune e stagni costieri, delta, estuari, etc..

Le diverse tipologie ecologiche presenti nelle acque di transizione hanno da tempo suscitato tentativi di ricondurre la loro naturale varietà e, soprattutto, la loro notevolissima variabilità spazio-temporale, all'interno di categorie che rendessero più facile una identificazione delle loro comuni caratteristiche ecologiche fondamentali.
Il primo tentativo in questo senso portò alla formulazione di categorie note in letteratura come "Sistema di Venezia". Questo sistema si basa su un approccio monofattoriale, la salinità, e porta all'identificazione di un certo numero di categorie tipologiche, da quelle oligoaline a quelle polialine (I.U.S.B., 1959). Il "Sistema di Venezia" non ha fatto altro che ricondurre entro uno schema formale, ma anche molto rigido, ciò che fino ad allora era definito operativamente dagli ecologi come "grado di vivificazione marina".

Più tardi, verificato lo scarso valore operativo di questo schema classificativo, si è fatto un ulteriore tentativo basato, questa volta, su un approccio sistemico che prevedeva l'utilizzazione delle comunità biologiche come indicatori tipologici. È il modello di Guelorget e Perthuisot (1983), i quali propongono, appunto, una tipizzazione attraverso l'organizzazione comunitaria di quelli che loro chiamano "sistemi paralici". In questo modello viene utilizzato il livello di confinamento di questi ambienti rispetto al mare (quindi, ancora una volta, il ricambio fra laguna e mare e bacino versante, che è alla base del "Sistema di Venezia"). Tale ricambio, regolando gli scambi di nutrienti a partire dalla bocca a mare verso le aree più interne e più isolate, sarebbe la causa prima del succedersi delle comunità ecologiche all'interno dei bacini. Questo approccio permette una lettura ecologica infrasistemica, ma, in larga misura, lascia irrisolto il problema della

individuazione di tipologie intersistemiche data la sua fondamentale staticità. La tabella che segue (Bianchi, 1988) schematizza i due modelli di classificazione sopra esposti.

CARATTERISTICHE	**SISTEMA DI VENEZIA** I.U.B.S. 1959	**TEORIA DEL CONFINAMENTO** Guelorget e Perthuisot (1988)
Laguna come	Ecotone tra dominii	Dominio paralico
Parametro chiave	Salinità	Confinamento
Classificazione su base	Mesologica-autoecologica	Sinecologica

Recentemente, la Direttiva Europea per le Acque (**W**ater **F**ramework **D**irective), diventata operativa nel dicembre 2000, ha riproposto l'esigenza di individuare un quadro tipologico per il monitoraggio degli ecosistemi acquatici europei.

Lo scopo principale della WFD è quello di raggiungere un *buono stato ecologico* di tutti i corpi idrici entro l'anno 2015. L'applicazione della WFD richiede la definizione della *tipologia e dello status ecologico* degli ecosistemi e l'identificazione di descrittori di fatto (fisico, chimici e biologici) dello *status ecologico* e delle caratteristiche scale di variazione. Pertanto, i descrittori *tipo-specifici* e le scale spazio temporali sono gli elementi basilari del monitoraggio ecologico dello stato degli ecosistemi (Basset e Abbiati, 2004).

La UE, che definisce le acque transizionali come "tutti i corpi idrici situati sulle coste e caratterizzati da una miscela di acque dolci e marine", ha promosso una serie di iniziative di ricerca in questa direzione. Come si vede, la UE definisce le acque di transizione in maniera molto ampia, così da includere di fatto tutti i sistemi acquatici presenti nella fascia costiera, incluse le stesse acque marine più littorali.

Ovviamente, l'UE ha voluto semplicemente richiamare l'attenzione del mondo della ricerca e della gestione su ogni categoria di ecosistemi interposti fra mare e bacino versante, che giocano un ruolo essenziale nella riduzione dei carichi inquinanti riversati sul sistema costiero e, più in generale, nel modularne la complessa dinamica.

Basset *et al.* (2006) spiegano come, in ambito della WFD, il termine *tipologia* definisca una discriminazione delle acque in "unità", cioè "tipi di ecosistema", tali che possano da questi essere affidabilmente derivati termini biologici di riferimento specifici per ciascuna tipologia. Da ciò deriva la necessità che la tipologia identifichi le principali fonti di variazione dei descrittori (abbondanza, ricchezza e diversità) degli elementi biologici di qualità (fitoplancton, macrofite, invertebrati bentonici, pesci etc..), al fine di minimizzare le variazioni infratipologiche; ciò condurrebbe ad una classificazione funzionale dell'organizzazione ecologica.

Questo approccio pone un certo numero di sfide scientifiche, la più importante delle quali è l'ottimizzazione della lettura dei rapporti fra il numero di tipi ecosistemici e la variabilità degli elementi descrittori di qualità biologica infrasistemica.
Tuttavia, i parametri biologici comunitari più sopra indicati pongono, anch'essi, problemi di interpretazione alla luce delle attuali conoscenze ecologiche. Mentre gli indicatori biotici hanno conosciuto un certo successo in limnologia (Nichols *et al.*, 2000) ed ecologia marina (Borja *et al.*, 2000; Mouillot *et al.*, 2002), essi non si sono dimostrati altrettanto validi nelle acque di transizione, dove gli indicatori sono stati identificati soprattutto nella presenza di specie indicatrici, nella ricchezza specifica e nell'indice di diversità. Tuttavia, gli indicatori basati sulla tassonomia pongono anch'essi una serie di problemi, che vanno dalla difficoltà di raggiungere una identificazione a livello specifico per molti gruppi tassonomici, al lungo tempo necessario per il trattamento dei campioni, all'estremamente piccola taglia di alcuni componenti del campione ed alla presenza di specie simili o criptiche (Knowlton, 1993). Per le ragioni esposte, e ancora per altre, la ricchezza specifica delle comunità non sembra essere, per ora, un buon indicatore di disturbo ecologico, giacché la bassa ricchezza può essere sia attribuita a un alto livello di stress ambientale - a fronte del quale solo poche specie possono sopravvivere - sia attribuita a una situazione di basso stress, dove solo le specie migliori competitrici possono persistere (Connell, 1978).

L'approccio pragmatistico della WFD alla definizione della tipologia dello stato ecologico degli ecosistemi implica però una serie di problemi di grande interesse, sia in termini scientifici che metodologici, in particolare quando l'oggetto di studio sono i sistemi acquatici di transizione (Basset *et al.*, 2006).

1.2 UN ELEMENTO BIOLOGICO DI QUALITÀ: IL FITOPLANCTON

Il fitoplancton, caso unico all'interno di gruppi di organismi eucarioti, comprende organismi il cui *range* di taglia si estende per più di quattro ordini di grandezza nella dimensione lineare. Al di là dell'interessante domanda se la taglia dei fitoplanctonti possa rivelare una tendenza evolutiva di questi organismi (Schmidt *et al.*, 2004), restano centrali le questioni relative al ruolo strutturale e funzionale di questi organismi nelle comunità acquatiche.

Uno degli approcci recenti che si sono dimostrati più fecondi dei risultati è stato il frazionamento per taglia delle comunità fitoplanctoniche, giacché è noto che la taglia

cellulare influenza sia la risposta della comunità alla variabilità ambientale (Takahashi e Bienfang, 1983; Gieskes e Kraay, 1986; Oviatt *et al.*, 1989; Gilbert *et al.*, 1997; Hein *et al.*, 1995) che i conseguenti riflessi sulla struttura delle reti trofiche (Walsh, 1976; Painting *et al.*, 1993). Nell'ambito di scale temporali diverse, gli *input* terrigeni possono influenzare sia la composizione, sia la struttura per taglia, sia le relative biomasse fitoplanctoniche; questi stessi fattori possono, a loro volta, influire sul ciclo dei nutrienti, sulla distribuzione dell'ossigeno disciolto etc.. Anche De Roos *et al.* (2003) hanno messo in evidenza come la taglia corporea sia una delle caratteristiche più importanti di un organismo nel determinare, in larga misura, il tipo e la forza delle interazioni ecologiche alle quale la sua fisiologia è chiamata a rispondere.

Tuttavia, fino alla fine degli anni '70 del secolo scorso, del fitoplancton si conoscevano solo due classi di taglia: quelle ora conosciute come micro- (>20μm) e nano- (2-20μm). In questo periodo, fu scoperta una terza componente, rivelatasi di enorme importanza per il funzionamento degli oceani e delle acque interne e, quindi, altrettanto importante per i cicli biochimici globali (Agawin *et al.*, 2000; Bell e Kalff, 2001); questa componente è quella che attualmente viene collocata nel range dimensionale <2μm (picoplancton). Essa è una componente importante delle comunità, presente in tutti i sistemi oceanici, da Polo a Polo. Gli ecosistemi interessati dalla loro presenza differiscono significativamente nelle loro caratteristiche fisiche e chimiche (Veldhuis *et al.*, 2005).

L'importanza sul metabolismo dell'ecosistema di questa frazione dimensionale è notevole, poiché, data la sua taglia inferiore al micron, è capace di leggere nettamente le differenze nelle proprietà fisiche, chimiche e biologiche degli ambienti naturali (Chisholm, 1992; Raven, 1998, 1999). Queste sue caratteristiche si riflettono in una grande flessibilità delle cellule, cosicché il picofitoplancton rappresenta il gruppo algale di maggior successo in ambiente marino (Veldhuis *et al.*, 2005). È distribuito nelle masse oceaniche dove spesso domina, non solo in termini di biomassa, ma anche di produzione (Partensky *et al.*, 1996; Binder *et al.*, 1996).

Le ricerche sulla componente procariotica del picoplancton, in particolare i generi *Prochlorococcus* e *Synechococcus*, sono in continuo aumento, mentre la componente eucariotica del picoplancton è, in quanto tale, meno studiata ma i suoi rappresentanti sono presenti in tutte le principali classi algali (Veldhuis *et al.*, 1997). Studi recenti basati sulla diversità genetica di questa componente ne mettono in evidenza la grande diversità (Moon-Van der Staay *et al.*, 2000).

Gli studi su questa frazione dimensionale condotti in ambienti di transizione sono ancora molto scarsi. Per quanto riguarda l'ecoregione mediterranea, le ricerche si riferiscono per lo più allo stagno di Thau, ad alcuni piccoli corpi idrici della Costa Brava, e ad una serie di lagune adriatiche e ioniche e siciliane. Per una rassegna comparativa, si veda Magazzù e Decembrini (1995) e Carrada *et al.* (in prep).

Considerati i tratti funzionali della componente picoplanctonica, questa appare la più interessante e promettente per l'dentificazione di caratteristiche ecologiche atte ad identificare nel comparto fitoplanctonico uno strumento che risponda alle esigenze dettate dalla WFD. Tanto più che studi recenti (Mine Berg *et al.*, 2003; e Veldhuis *et al.*, 2005) indicano come la componente picoplanctonica utilizzi preferenzialmente l'ammonio fra le diverse forme dell'azoto. Ora, dato il forte interfacciamento dei bacini lagunari col bacino versante, da un lato, ed il mare, dall'altro, l'apporto differenziato tra le forme ossidate e quelle ridotte dell'azoto potrebbero influire in maniera significativa sulla componente picoplanctonica e quindi accreditarla quale un affidabile strumento di valutazione della qualità ambientale. D'altra parte, studi effettuati su *Prochlorococcus* hanno dimostrato che il suo accrescimento è basato sull'ammonio invece che sul nitrato (Moore *et al.*, 2002). Inoltre, la differenza tra i tassi di sedimentazione delle diverse frazioni fitoplanctoniche potremo assumere un'importante rilevanza per quanto attiene alle dinamiche di affondamento e risospensione in ambienti laminari come la grande maggioranza delle acque di transizione.

Ancora, la particolare taglia di questa componente la rende essenziale anche nella struttura delle reti trofiche lagunari. Froneman (1996), infatti, ha posto in evidenza l'importanza della composizione dimensionale delle comunità fitoplanctoniche nel regolare le interazioni trofiche fra batteri, fitoplancton, microeterotrofi (<200μm) e il mesozooplancton (>200μm). Tuttavia, l'informazione su questi aspetti dell'ecologia trofica lagunare è ancora piuttosto scarsa rispetto a quella, pur essa ancora largamente incompleta, che riguarda gli ambienti francamente marini o di acqua dolce. Un profilo del ruolo delle classi di taglia in un ecosistema di transizione mediterraneo è fornito da Lòpez-Flores (2006) e da Quintana *et al.* (2002). Per un'analisi più approfondita in questo campo si vedano anche i lavori di Helbling *et al.* del 1991; Iriarte e Gonzalez del 2004.

Si è visto che secondo scale temporali diverse, gli *input* del bacino versante sui sistemi di transizione (in particolare quelli estuariali) possono cambiare sia la qualità, ossia la struttura di taglia, che la quantità, cioè la biomassa. Questi cambiamenti, a loro

volta, possono influenzare le distribuzioni dei nutrienti, dell'ossigeno disciolto, così come la componente dei consumatori primari (Sin *et al.*, 2000). Le frazioni di taglia sono divenute pertanto un diffuso strumento di analisi delle comunità acquatiche indipendente dalla tassonomia (Rodriguez *et al.*, 1987).

Ovviamente, i grandi raggruppamenti tassonomici contribuiscano in misura diversa alle differenti classi di taglia. A questo scopo, oltre alla clorofilla *a*, come indicatore di biomassa (Holm-Hansen *et al.* 1965), è indispensabile considerare l'intero spettro pigmentario all'interno delle diversi classi di taglia al fine di individuare il contributo ad esse fornito dai diversi gruppi tassonomico-funzionali (Jeffrey e Mantoura, 1997).

1.3 UTILIZZO DELLA TAGLIA FITOPLANCTONICA COME DESCRITTORE

Mouillot *et al.* (2006) passano in rassegna e discutono i problemi di carattere teorico e pratico legati all'utilizzazione dei descrittori biologici. Anzitutto, l'espressione *buono stato ecologico* implica una serie di aspetti fondamentali ancora irrisolti (Basset e Abbiati, 2004). Quali sono gli importanti indicatori ecologici di buono stato? A quali scale spazio temporali è necessario far riferimento nella fase di campionamento? Come classificare i diversi stati ecologici? In altre parole, per il raggiungimento degli obiettivi della WFD il problema centrale non è stabilire se gli ecosistemi analizzati siano in buon stato ecologico, ma piuttosto definire il significato di *buono stato ecologico* e identificarne il mutamento.

I problemi appena menzionati diventano ulteriormente più complessi quando si tenti di applicarli alle acque di transizione, poste come sono all'interfaccia fra i sistemi terrestre, marino e di acqua dolce. Sono sistemi che forniscono servizi essenziali, quale la protezione della linea costiera, il miglioramento della qualità delle acque, risorse pescabili, habitat adeguati per una fauna migratoria e stanziale, e aree ampiamente utilizzate per diretti benefici antropici (Levin *et al.*, 2001). Di conseguenza, sono siti dove si concentrano tipologie diverse di impatto antropico. Nonostante le proprietà appena descritte, le acque di transizione hanno ricevuto un attenzione scientifica minore – rispetto, ad esempio, alle acque francamente marine - per l'individuazione di indicatori di stato, essenzialmente come conseguenza della loro estrema variabilità spazio-temporale (Basset *et al.*, 2006; Lawrence *et al.*, 2004; Fano *et al.*, 2003; Moulliot *et al.*, 2006).

Gli sforzi della ricerca in questo settore sono stati per lo più rivolti ad analizzare i parametri fisico-chimici per individuare le caratteristiche ecologiche delle TW, senza però riuscire a individuare in questi uno strumento affidabile per definirne lo stato ecologico.

Per quanto attiene gli indicatori biotici, i tentativi di individuare validi criteri biologici hanno ottenuto livelli diversi di successo e si sono rivelati utilizzabili per corpi idrici continentali o francamente marini. In ogni caso, l'utilizzazione di criteri biologici pone difficoltà teoriche e pratiche, legate per lo più all'aspetto tassonomico, tanto più evidenti quando si ha a che fare con il comparto fitoplanctonico. Gli indicatori biologici basati su criteri tassonomici si scontrano con difficoltà sostanziali. A parte la notevole quantità di tempo necessaria all'indagine tassonomica, e che rappresenta il principale ostacolo applicativo nel nostro Paese, siamo in presenza di una paralizzante inadeguatezza delle capacità tassonomiche in genere e, in particolare, in campo planctonico, come conseguenza di una cecità culturale che ha caratterizzato la politica scientifica del settore (Carrada, 2004). I problemi connessi allo strumento tassonomico e le relative implicazioni per la ricchezza specifica e funzionale, sono discussi in dettaglio nel citato articolo di Moulliot *et al.* (2006). La comunità scientifica ha cercato di superare le difficoltà poste dallo strumento tassonomico ricorrendo ad indicatori indipendenti dalla tassonomia e basati soprattutto su caratteri funzionali.

Da lungo tempo, come è stato già ampiamente discusso più sopra, è stata individuata l'importanza della taglia corporea quale indicatore efficace della risposta biologica ed ecologica della specie rispetto all'ambiente; la bibliografia relativa a tale problematica è ricchissima. Per i problemi qui trattati, possiamo affermare che la struttura e la dinamica dei sistemi acquatici è spesso indicata come determinante della distribuzione di taglia all'interno delle comunità (Robson *et al.*, 2005; Holling, 1992; Basset *et al.*, 2004). Questo indicatore è stato utilizzato con successo soprattutto per le comunità bentoniche. Anche per quanto riguarda il plancton, l'andamento delle frazioni dimensionali è stato applicato allo studio delle comunità e della struttura degli ecosistemi acquatici (Rodriguez *et al.*, 1987; Chisholm, 1992; Quinones, 1994).

1.4 OBIETTIVI

Il progetto di ricerca si pone come principali obiettivi:

1- verificare se i descrittori basati sulle frazioni dimensionali siano semplici descrittori fenomenologici (legati solo indirettamente allo stato ecologico del sistema) o se, invece, essi presentino proprietà emergenti delle comunità.

2- verificare quali siano i meccanismi biologici ed ecologici che regolano gli accorpamenti nelle frazioni dimensionali a differenti scale spaziali e temporali.

In altri termini, si intende procedere a individuare i pattern delle frazioni dimensionali del fitoplancton di quegli ambienti di transizione rappresentati dagli stagni salmastri costieri (*microtidal coastal ponds*) (Brambati, 1988), al fine di valutare i mutamenti di questa dimensione di nicchia rispetto alla dinamica delle forzanti ambientali. Ciò dovrebbe permettere di valutare quanto questo descrittore di stato ecologico possa essere considerato affidabile per leggere gli effetti della sovrapposizione delle forzanti antropiche su quelle naturali.

Le ricerche sono state condotte nell'ambito della laguna di Sabaudia.