



Assessorato Ambiente e Riqualificazione Urbana



**ARPA**  
**Agenzia Regionale Prevenzione e Ambiente**  
**dell'Emilia-Romagna**  
**Struttura Oceanografica Daphne**



# Qualità ambientale delle acque marine in Emilia-Romagna

## Rapporto annuale 2009



Finito di stampare nel mese di gennaio 2011

Presso il Centro Stampa della Giunta Regionale



# SOMMARIO

<b>PRESENTAZIONE .....</b>	<b>1</b>
<b>INTRODUZIONE .....</b>	<b>1</b>
<b>1 QUADRO NORMATIVO.....</b>	<b>3</b>
<b>2 QUADRO CONOSCITIVO .....</b>	<b>7</b>
2.1 Il mare Adriatico: caratteristiche generali .....	7
2.2 La fascia costiera emiliano-romagnola .....	8
2.2.1 Le pressioni .....	8
2.2.2 La qualità delle acque marino costiere.....	10
2.2.3 La circolazione geostrofica e le discontinuità strutturali della fascia litoranea.....	16
2.2.4 I corpi idrici .....	19
<b>3 METODICHE DI CAMPIONAMENTO E DI ANALISI.....</b>	<b>21</b>
3.1 Metodi di campionamento.....	21
3.1.1 Prelievo sedimento.....	21
3.1.1.a Prelievo per l'analisi quali-quantitativa del macrozoobentos .....	21
3.1.1.b Prelievo per le indagini chimiche e chimico fisiche .....	21
3.1.2 Prelievo acqua.....	22
3.1.2.a Prelievo dei campioni per l'analisi quali-quantitativa del fitoplancton .....	22
3.1.2.b Raccolta e trattamento dei campioni per la determinazione dei sali nutritivi. ....	22
3.1.2.c Prelievo dei campioni per le indagini chimiche.....	22
3.2 Metodi analitici .....	23
3.2.1 Matrice acqua.....	23
3.2.1.a Indagini Chimico/Fisiche .....	23
3.2.1.b Ricerca microinquinanti organici e inorganici.....	23
3.2.1.c Determinazione dei sali nutritivi .....	24
3.2.1.d Analisi quali-quantitativa del Fitoplancton .....	24
3.2.2 Matrice sedimento.....	25
3.2.2.a Indagini chimico/fisiche .....	25
Ricerca microinquinanti organici e inorganici.....	25
3.2.2.b Indagini ecotossicologiche .....	26
3.2.2.c Analisi quali-quantitativa del macrozoobentos.....	26
3.2.3 Matrice Biota .....	26
3.2.3.a Determinazione del bioaccumulo di microinquinanti organici e inorganici.....	26
3.2.4 Indagini Meteo-marine.....	26
<b>4 LO STATO TROFICO .....</b>	<b>27</b>
4.1 Rete di monitoraggio .....	27
4.1.1 Parametri e frequenza di campionamento .....	29
4.2 Rassegna degli eventi eutrofici del litorale emiliano-romagnolo .....	32
4.3 Elaborazione bollettino.....	41
4.4 Monitoraggio e risultati.....	43
4.4.1 Parametri idrologici .....	43
4.4.1.a Salinità.....	43
4.4.1.b Ossigeno disciolto .....	46
4.4.1.c Temperatura.....	50

4.4.1.d	Clorofilla "a"	52
4.4.2	Elementi nutritivi	56
4.4.2.a	Azoto nitrico (N-NO <sub>3</sub> )	56
4.4.2.b	Azoto nitroso (N-NO <sub>2</sub> )	61
4.4.2.c	Ammoniaca (N-NH <sub>3</sub> )	64
4.4.2.d	Azoto totale	68
4.4.2.e	Fosforo ortofosfato (P-PO <sub>4</sub> )	70
4.4.2.f	Fosforo totale	74
4.4.2.g	Silice reattiva (Si-SiO <sub>2</sub> )	79
4.4.2.h	Rapporto N/P (frazione solubile)	81
4.4.2.i	Evoluzione trofo-dinamica del sistema in termini di limitazione-efficienza	83
4.4.3	Fitoplancton	85
<b>4.5</b>	<b>Definizione dello Stato Trofico</b>	<b>90</b>
4.5.1	Approccio metodologico di sviluppo dell'Indice Trofico (TRIX)	90
4.5.2	Analisi dell'andamento dello stato trofico delle acque marine costiere	91
4.5.3	Indice di Torbidità (TRBIX)	96
<b>5</b>	<b>LO STATO DI QUALITÀ AMBIENTALE</b>	<b>99</b>
<b>5.1</b>	<b>Rete di monitoraggio</b>	<b>100</b>
<b>5.2</b>	<b>Monitoraggio e risultati</b>	<b>102</b>
5.2.1	Monitoraggio elementi idrologici	104
5.2.1.a	Sistema per la rilevazione dell'altezza e la direzione dell'onda	104
5.2.1.b	Correntometro	104
5.2.2	Elementi di Qualità Biologica (EQB)	105
5.2.2.a	Fitoplancton	105
5.2.2.b	Macrozoobenthos	108
5.2.3	Elementi di qualità chimico-fisica e idromorfologica	118
5.2.3.a	Elementi di qualità chimico-fisica	118
5.2.3.b	Elementi di qualità idromorfologica e fisico-chimici	119
5.2.4	Inquinanti specifici non appartenenti all'elenco di priorità	121
5.2.4.a	Sostanze ricercate nei sedimenti	122
5.2.5	Inquinanti specifici appartenenti all'elenco di priorità	125
5.2.5.a	Sostanze ricercate nell'acqua	125
5.2.5.b	Sostanze ricercate nel sedimento	125
5.2.5.c	Sostanze ricercate nel biota	130
5.2.6	Test ecotossicologici	131
<b>5.3</b>	<b>Definizione dello Stato di Qualità Ambientale</b>	<b>133</b>
5.3.1	Stato Ecologico	133
5.3.2	Stato Chimico	133
<b>6</b>	<b>RETE DI MONITORAGGIO VITA MOLLUSCHI (D. LGS 152/06 ALL 2 SEZIONE C)</b>	<b>135</b>
<b>7</b>	<b>EMERGENZE E ANOMALIE AMBIENTALI</b>	<b>137</b>
7.1	Emergenza tartarughe marine	137
7.2	Le pulci d'acqua	138
7.3	Proliferazione abnorme della macroalga <i>Enteromorpha multiramosa</i>	139

## **HANNO CONTRIBUITO:**

### **Parametri chimico-fisici delle acque:**

Margherita Benzi  
Giuseppe Montanari  
Cristina Mazziotti  
Sandro Tarlazzi

### **Determinazione della biomassa fitoplanctonica:**

Claudio Silvestri  
Cristina Mazziotti

### **Determinazione macrozoobenthos:**

Cristina Mazziotti

### **Analisi dei nutrienti e granulometria:**

Paola Martini  
Sandro Tarlazzi  
Carla Rita Ferrari

### **Indagini ecotossicologiche:**

Cristina Mazziotti  
Paola Martini  
Margherita Benzi

### **Stesura testo, elaborazione grafica e statistica:**

Margherita Benzi  
Patricia Santini  
Giuseppe Montanari  
Stefano Serra  
Attilio Rinaldi  
Cristina Mazziotti  
Carla Rita Ferrari

### **Segreteria organizzativa:**

Alessandra Tinti

***Struttura Oceanografica Daphne***

***ARPA - Emilia-Romagna***

***V.le Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico FC***

***[daphne@arpa.emr.it](mailto:daphne@arpa.emr.it) <http://www.arpa.emr.it/daphne/>***

Si ringraziano per la collaborazione Pagan Dino e Papperini Marco, rispettivamente Comandante e Motorista del Battello Oceanografico "Daphne II".



## **PRESENTAZIONE**

Il rapporto annuale 2009 sullo stato ambientale delle acque marine, predisposto dalla Struttura Oceanografica Daphne facente capo all'ARPA Emilia-Romagna, viene da quest'anno proposto in una veste editoriale nuova rispetto alla tradizionale versione che era per lo più orientata a tracciare l'evolversi delle condizioni trofiche nel nostro mare e che da oltre trenta anni ha rappresentato un importante punto di riferimento nello studio e nel monitoraggio di questi fenomeni. Si è ritenuto di estendere le osservazioni riportate ad altre indagini rivolte al complessivo Stato di Qualità Ambientale focalizzando l'attenzione sui livelli di inquinamento nelle matrici acqua – sedimenti – organismi marini. Tutto questo anche al fine di ottemperare alle nuove indicazioni che sono emerse dalle recenti Direttive Comunitarie in materia di conservazione degli ecosistemi marini. Un lavoro impegnativo che pone sul tavolo delle conoscenze un corposo pacchetto di informazioni la cui utilità travalica gli aspetti informativi rivolti al mondo della ricerca e agli organismi tecnici preposti al controllo del territorio, le indicazioni poste in evidenza costituiscono infatti un importante riferimento per la mitigazione degli impatti generati. Un utile insieme di riferimenti che possono consentire alle Pubbliche Amministrazioni una più mirata pianificazione degli interventi da attuare e di valutarne nel tempo l'efficacia.

Dalle osservazioni e misure effettuate, in gran parte riportate nel presente rapporto, emerge un quadro complessivo sullo stato ecologico soddisfacente. Permangono tuttavia casi di eutrofia accompagnati da sottosaturazione di ossigeno nelle acque di fondo che hanno, in particolari momenti, generato condizioni indesiderate e potenzialmente pericolose per l'ecosistema marino. Condizioni che pur essendo più contenute rispetto a quanto si verificava negli anni '70 e '80 del passato secolo, meritano attenzione e suggeriscono una nuova necessità; rilanciare la pianificazione degli interventi su scala di bacino padano attraverso un progetto capace di coinvolgere tutte le Regioni territorialmente interessate.

Da tale scenario (e necessità) emerge l'importanza del ruolo assunto dalla Struttura Oceanografica Daphne. Una unità operativa che sin dalle sue origini opera in stretta sinergia con il Centro Ricerche Marine di Cesenatico. Credo sia importante sottolineare l'importanza di aver messo a sistema in una unica sede regionale competenze e professionalità in grado di fornire sorveglianza e diagnosi di elevato valore scientifico. Il Centro Ricerche Marine, con la sua specializzazione nel settore delle biotossine algali e più in generale sulle condizioni igienico-sanitarie dei prodotti della pesca, l'Università di Bologna con l'attività di formazione e ricerca nel campo dell'ittiopatologia e dell'acquacoltura, la Struttura Daphne per la copertura analitica ed esplorativa nel settore della oceanografia costiera, apportano nel loro insieme un contributo straordinario e forniscono all'Amministrazione Regionale una solida garanzia di conoscenza dello stato ecologico e sanitario del nostro mare.

**Sabrina Freda**

Assessore all'Ambiente e Riqualificazione Urbana  
Regione Emilia-Romagna



## INTRODUZIONE

I rapporti annuali della Struttura Oceanografica Daphne vengono redatti dal 1981. Gli elaborati riportati hanno da sempre fatto riferimento ai dati raccolti in occasione delle attività di monitoraggio, ricerca e studio dei processi di eutrofizzazione. La disamina dei parametri indicatori di tale stato, le loro tendenze nel tempo e nello spazio, gli impatti ambientali a essi collegati rappresentano i principali focus da noi presi in considerazione. Tra tutti si ricordano le anomale colorazioni delle acque, gli stati di sottosaturazione di ossigeno disciolto nelle acque di fondo, le morie di organismi bentonici. Ampi riferimenti sono stati nel tempo rivolti agli affioramenti di aggregati mucilluginosi negli anni in cui tale fenomeno si è manifestato. Una visione quindi molto settoriale, specialistica che ha nel tempo impresso alla nostra Struttura una forte caratterizzazione verso quei settori connessi ai fenomeni di eutrofizzazione e ai rapporti causa-effetto delle sostanze scatenanti.

Con il rapporto annuale 2009 si è voluto ampliare la nostra rappresentazione ad altre tematiche, sempre connesse allo stato ambientale della fascia di mare costiera della nostra Regione. Dopo un'ampia rappresentazione dello stato trofico vengono trattati i livelli di inquinamento delle matrici acqua, sedimenti e biota con l'intento di definirne lo Stato di Qualità Ambientale attraverso una analisi integrata degli elementi biologici, idromorfologici, fisico-chimici e dei principali inquinanti. Una visione quindi che tende ad avvicinarsi ad un approccio conoscitivo sempre più ecosistemico. Il tutto anche in ottemperanza a normative di recente emanazione che nei settori inerenti le acque marine pongono nuovi criteri di valutazione dello stato ecologico con l'obiettivo, non secondario, di avviare fasi di recupero e di mitigazione di situazioni compromesse dalle pressioni antropiche.

Allo scopo di conservarne la memoria, vengono altresì rappresentati e descritti in sintesi quegli eventi che potremmo definire in maniera generica come "anomalie ambientali". Nel 2009 si sono distinti a tal riguardo: una emergenza tartarughe marine, una massiva sciamatura di zoea (larve di granchio) e una abnorme proliferazione di macroalghe appartenenti al genere *Enteromorpha*. Senza scendere in dettagli, in quanto ampiamente descritti nei paragrafi di riferimento, è importante evidenziare che tali eventi hanno in genere un forte impatto sui media, sull'opinione pubblica e sui portatori di interesse coinvolti nelle attività turistico-balneari. È importante in questi casi dare risposte sul fenomeno in atto, spiegarne le cause. La mancanza di un rapporto diretto e trasparente porta in questi casi a una esasperante impennata di ipotesi e scenari inutilmente allarmistici e non coerenti con la realtà.

Complessivamente le uscite giornaliere del Battello Oceanografico "Daphne II" nel 2009 sono state 101. Il numero di uscite nel 2009 è stato inferiore rispetto agli anni precedenti perché dal 14 di ottobre '09 fino a gennaio '10 sono state eseguite attività di manutenzione straordinaria alla M/N Daphne II con la sostituzione dei motori propulsori.

Bene, tutto questo vuole essere il significato di questo rapporto, un nuovo approccio verso una visione più ecosistemica dello stato di qualità ecologica dell'Adriatico nord-occidentale.



## 1 QUADRO NORMATIVO

La Regione Emilia-Romagna, con la L.R. 39/78, promuove le iniziative atte a ricercare le cause di degradazione ambientale e ad individuare i mezzi più idonei al progressivo miglioramento della situazione relativa a fenomeni di eutrofizzazione del mare Adriatico.

La motonave "Daphne", al pari dei mezzi mobili di rilevamento dell'inquinamento e delle reti provinciali di controllo ambientale, è inserita nella struttura regionale dei sistemi di controllo previsto dalla L.R. 19/75.

L'uso della motonave è finalizzato alle campagne di ricerca per lo studio dei fenomeni riguardanti l'inquinamento, l'eutrofizzazione, l'erosione marina per la parte interessante il territorio regionale, nonché per rilievi batimetrici e correntometrici e per studi comunque attinenti il rilevamento e la determinazione di parametri connessi con i predetti fenomeni.

La L.R. 44/95 istituisce l'Agenzia Regionale per la Prevenzione e l'Ambiente (ARPA) dell'Emilia-Romagna e ne disciplina l'organizzazione e il funzionamento. Riorganizza inoltre le strutture preposte ai controlli ambientali e alla prevenzione collettiva.

La legge disciplina le modalità di coordinamento dell'ARPA con il sistema delle autonomie locali e con il Servizio Sanitario dell'Emilia-Romagna, perseguendo l'obiettivo della massima integrazione programmatica e tecnico-operativa.

Con l'istituzione di ARPA Emilia-Romagna, la motonave "Daphne" ne diviene parte integrante ed acquisisce finalità di ricerca per lo studio del mare Adriatico.

Una profonda riforma del sistema regionale e locale avviene con la L.R. 3/99.

Nello specifico delle competenze ambientali, sono definite le funzioni attribuite alla Regione e i compiti trasferiti, delegati o comunque attribuiti alle Province e agli Enti locali.

All'art. 120 della L.R. 3/99 la competenza relativa alla "protezione dell'ambiente costiero" viene attribuita alle Province che, in collaborazione con i competenti organismi statali e avvalendosi dell'ARPA, svolgono compiti di protezione e osservazione delle zone costiere e il monitoraggio sullo stato di inquinamento ed eutrofizzazione delle medesime zone.

Nel 1999 viene pubblicato il D.Lgs 152, un importante documento di legge in materia di tutela delle acque dall'inquinamento.

Il D.Lgs 152/99 definisce la disciplina generale per la tutela delle acque superficiali, marine e sotterranee. I principali obiettivi da perseguire sono:

- prevenire e ridurre l'inquinamento e attuare il risanamento dei corpi idrici inquinati;
- conseguire il miglioramento dello stato delle acque e adeguate protezioni di quelle destinate a particolari usi;
- mantenere la capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici, nonché la capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate.

Il raggiungimento degli obiettivi indicati si realizza attraverso alcuni strumenti fra i quali l'individuazione di obiettivi di qualità ambientale e specifica destinazione dei corpi idrici.

Il D.Lgs 152/99 e s.m.ei. è stato abrogato dal successivo D.Lgs 152/06.

Il D.Lgs 152/99 e s.m.ei. prevedeva che la valutazione dello stato di qualità ambientale fosse condotta attraverso l'applicazione dell'indice trofico TRIX e che tale valutazione doveva essere integrata dal giudizio emergente dalle indagini sul biota e sui sedimenti.

Gli elementi che concorrono alla definizione dell'Indice trofico sono la Clorofilla "a", l'ossigeno disciolto, il fosforo e l'azoto (Tab.16 D.Lgs 152/99). Il successivo D.M. 367/03 alla tab.2, definiva gli standard di qualità ambientali per i contaminanti inorganici e organici

nei sedimenti da applicare ai fini dalla classificazione dello stato ambientale delle acque marine costiere.

Con il D.Lgs 152/06 (che recepisce la direttiva 2000/60/CE e abroga integralmente il precedente D.Lgs 152/99) vengono ridefinite le modalità con cui effettuare la classificazione dello stato di qualità dei corpi idrici. In particolare, per le acque marine costiere sono previsti nuovi elementi per la definizione dello Stato Ecologico e la ricerca di contaminanti inorganici e organici nella matrice acqua per la definizione dello Stato Chimico. Per le indagini da effettuare sui sedimenti resta quanto previsto dal D.M. 367/03 alla tab. 2. e concorrono anch'esse alla definizione dello Stato Chimico.

Il D.Lgs 152/06 vede la piena applicazione con l'entrata in vigore del D. 56/09, nel quale vengono definiti i criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del D.Lgs. 152/06, art.75, comma 3. Il D.56/09 all'All.1 definisce le modalità per il monitoraggio dei corpi idrici individuando gli elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico e dello stato chimico inoltre, abroga e sostituisce quanto riportato nel D.M. 367/03 alla Tab.2 e all' All.1 del D.Lgs 152/06. Tale decreto è in fase di applicazione e, vista la recente emanazione, non sono ancora disponibili gli elementi necessari alla valutazione dello stato di qualità che potrà essere effettuato solo al termine del ciclo di monitoraggio con la predisposizione dei Piani di Gestione.

Un altro decreto attuativo del D.Lgs 152/06, precedente al D. 56/09, è il D.M. 131/08 recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici per la modifica delle norme tecniche del D.Lgs 152/06, art.75, comma 4. Tale decreto definisce le metodologie per l'individuazione di tipi per le diverse categorie di acque superficiali (tipizzazione), la individuazione dei corpi idrici superficiali e l'analisi delle pressioni e degli impatti.

La Regione Emilia-Romagna con Delibera di Giunta n. 350/2010 dell'8 febbraio 2010 ha approvato le attività svolte per l'implementazione della D. 2000/60/CE ai fini dell'adozione dei Piani di gestione dei Distretti idrografici Padano, Appennino settentrionale e Appennino centrale approvando le procedure, i criteri metodologici e le risultanze della attività di tipizzazione, di individuazione e caratterizzazione dei corpi idrici e di definizione della rete di monitoraggio di prima individuazione e i relativi programmi di monitoraggio.

Si è in attesa della pubblicazione del decreto, attualmente in bozza, recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali sempre predisposto ai sensi del D.Lgs 152/06, art.75, comma 3. Tale decreto dovrà definire le modalità per la classificazione dei corpi idrici da effettuare al termine del ciclo di monitoraggio.

Per la definizione della balneabilità delle acque, oltre a quanto richiesto dal D.Lgs 152/06, il DPR 470 8 giugno 1982 identificava una serie di parametri a valenza prettamente sanitaria e altri indicatori di inquinamento di origine industriale. Tre parametri (ossigeno disciolto, colorazione, trasparenza) forniscono indicazioni correlabili ai processi eutrofici e ai problemi legati prettamente alla "appetibilità" delle acque, ma potrebbero anche interessare l'aspetto igienico-sanitario in caso di "fioritura" di alghe potenzialmente tossiche. Alcune conversioni e modifiche al DPR 470/82 si sono avute con il D.L. 155/88 che ha precisato le modalità per richiedere le deroghe per i parametri: ossigeno disciolto, colorazione, trasparenza.

Vista la necessità di salvaguardare la balneabilità di alcune zone costiere interessate da fenomeni eutrofici, avvalendosi della facoltà prevista dalla normativa CE, venne emanato il D.L. 164/85 che modificava temporaneamente alcuni limiti relativi alla qualità delle acque di balneazione previsti dal DPR 470/82. L'intervallo limite per l'ossigeno disciolto venne portato da 70-120 a 50-170 % di saturazione mentre si stabilì che il parametro "colorazione" non doveva più essere preso in considerazione, sempre che le acque fossero sottoposte ad un

programma di sorveglianza per una adeguata rilevazione della eventuale presenza di alghe aventi possibili implicazioni igienico-sanitarie. Queste deroghe al DPR 470/82 erano limitate ad un periodo non superiore a 3 anni ed a quelle Regioni che comunicavano al Ministero della Sanità di avere messo in atto il programma di sorveglianza.

Scaduta questa norma (nel 1988), venne emanato un nuovo D.L. n. 155/88, poi convertito con modifiche dalla L. 271/88, che riprendeva le deroghe per l'ossigeno disciolto e la colorazione ma stabiliva che, per applicarle, era necessario un provvedimento regionale subordinato all'accertamento del fatto che il superamento dei valori limite previsti dal DPR 470/82 dipendesse esclusivamente da fenomeni di eutrofizzazione.

La Regione Emilia-Romagna attraverso il monitoraggio effettuato dalla Struttura Oceanografica Daphne, ha quindi chiesto e ottenuto le deroghe ai limiti previsti dal D.P.R. 470/82 per l'ossigeno disciolto e per la colorazione ai sensi dei Decreti Legge succedutisi.

Per completezza di informazione si riporta il recentissimo recepimento della Direttiva D. 2006/7/CE con il D.Lgs 116/2008 e D.M. 30.3.2010, che vedrà un forte impegno per i prossimi anni.

La Direttiva 2008/56/CE (Marine strategy), recepita in Italia con il D.Lgs 190/2010, istituisce un quadro all'interno del quale gli Stati membri adottano le misure necessarie per mantenere o conseguire un buono stato ecologico dell'ambiente marino entro il 2020.

Il perseguimento o mantenimento di tale obiettivo deve avvenire attraverso l'elaborazione e l'attuazione di strategie finalizzate a proteggere e preservare l'ambiente marino, a prevenirne il degrado oltre che a ridurre gli apporti nell'ambiente marino stesso.

Le strategie adottate devono applicare un approccio ecosistemico alla gestione delle attività umane, assicurando che la pressione collettiva di tali attività sia mantenuta entro livelli compatibili con il conseguimento di un buono stato ecologico e che la capacità degli ecosistemi marini di reagire ai cambiamenti indotti dall'uomo non sia compromessa.

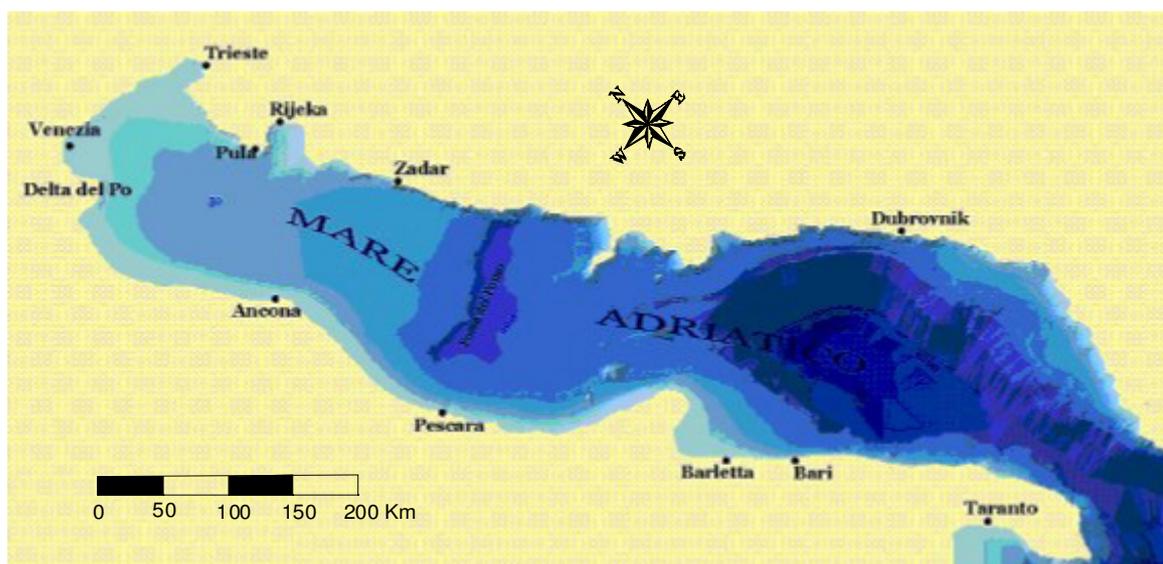


## 2 QUADRO CONOSCITIVO

### 2.1 IL MARE ADRIATICO: CARATTERISTICHE GENERALI

L'Adriatico ha un'estensione di 132.000 Km<sup>2</sup>, con una superficie pari ad 1/19 di quella del Mediterraneo (2.504.000 Km<sup>2</sup>). Ha un volume di 36.000 Km<sup>3</sup> corrispondente a 1/103 dell'intera massa acqueea mediterranea (3.700.000 Km<sup>3</sup>). Straordinaria è la quantità di acque dolci che in esso si immettono, pur essendo un bacino di modeste dimensioni riceve 1/3 di tutti gli apporti fluviali confluenti nel Mediterraneo (il Mar Nero non è compreso in queste valutazioni).

Presenta una forma allungata secondo un asse principale orientato in direzione Nord Ovest – Sud Est. Ha una lunghezza di circa 800 Km e una larghezza massima di 220 Km. Ricorda un lungo e stretto golfo, chiuso a settentrione in corrispondenza del Golfo di Trieste ed aperto verso Sud, che comunica con il Mar Ionio attraverso il Canale d'Otranto largo appena 74 Km. L'Adriatico presenta scarse profondità nella parte settentrionale, sul transetto Rimini-Pola (Croazia) si raggiungono a malapena i 50 m, più a Sud, al traverso di Pescara, si trova una depressione, la Fossa di Pomo, che raggiunge i 238 m. La profondità massima di 1200 m si rileva però nella parte meridionale del bacino al largo di Bari. La pendenza dei fondali prospicienti l'Emilia-Romagna è molto lieve, soprattutto se si considera che la profondità oltre ad 1 Km dalla costa aumenta di un metro ogni chilometro.



**Figura 1 - Rappresentazione morfologica e batimetria del mare Adriatico.**

Nella parte alta del bacino si riversano importanti fiumi che nel loro insieme rappresentano il reticolo drenante del Bacino Padano; una vasta valle compresa tra le Alpi a Nord e la Catena Appenninica a Sud. Nell'arco di costa Nord-occidentale troviamo infatti le foci dell'Isonzo, del Tagliamento, del Piave, del Brenta, dell'Adige, del Po e del Reno. Il Po, il primo fiume italiano per lunghezza e portata (675 Km di lunghezza e con portata media annuale di circa 1.500 m<sup>3</sup>/sec), termina la sua corsa verso il mare in un delta formato da 5 diramazioni principali. Il trasporto solido del Po ha nel tempo generato una vasta area deltizia il cui territorio protende verso Est per circa 23 Km.

Le coste si presentano basse, regolari e sabbiose su gran parte del versante italiano, su quello orientale si ha una costa alta, frastagliata e rocciosa. I fondali dell'Adriatico Nord-occidentale sono formati da materiale sedimentario a granulometria fine (sabbie, limi e argille). Sulla direttrice che attraversa l'Adriatico da costa a costa, incontriamo una stretta fascia litoranea sabbiosa la cui larghezza media può essere compresa tra 1 e 2 Km. Quindi, in rapida successione, troviamo sabbie che si arricchiscono progressivamente di frazioni pelitiche (limo e argille) via via crescenti fino a 5-6 Km dalla costa. Da questa distanza fino a 45-50 Km la componente sabbiosa scompare per lasciare il posto ai soli fanghi. Questa larga fascia sedimentaria pelitica è originata principalmente dagli apporti di materiali fini portati in sospensione dal Po e dagli altri fiumi e diffusi dalle correnti marine che tendono a convogliarli verso Sud-Est. L'area più estesa occupata dalle peliti si trova nella zona prospiciente al suo delta, continua poi parallelamente alla costa per buona parte della lunghezza dell'Adriatico. Superata la fascia occupata dai fanghi, sempre procedendo lungo la nostra direttrice verso il versante orientale, ritroviamo ancora sedimenti pelitico-sabbiosi per una larghezza di diversi chilometri e quindi sabbie fin contro la costa croata.

Il Po è il motore principale della circolazione delle acque del Nord Adriatico. Con i suoi apporti di acqua dolce esercita una forte diluizione della salinità delle acque della zona costiera e induce una accelerazione che produce in generale correnti verso Sud. Tale direzione prevalente delle correnti è rafforzata dai venti prevalenti di Bora (Nord-Nord orientale). La corrente verso Sud dell'Adriatico Occidentale è chiamata Corrente Costiera dell'Adriatico Occidentale (WACC), i cui massimi di corrente non si rilevano lungo la costa ma su una batimetria di 20 - 30 metri, circa 20 - 30 Km da costa. Questa fa sì che si formino delle zone di "ricircolo" ovvero di corrente vicino a costa con direzione verso Nord.

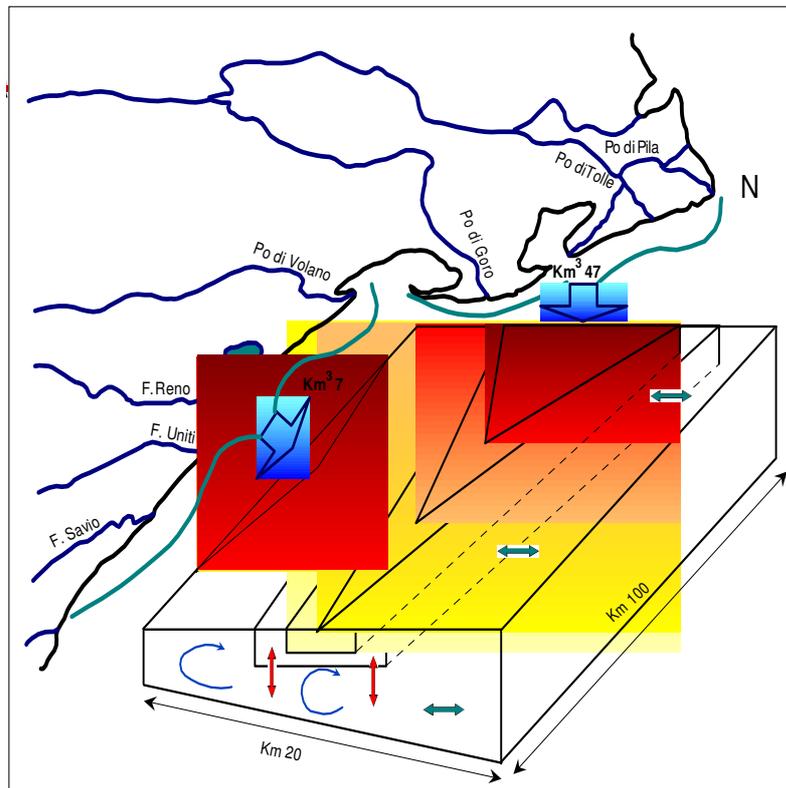
La variabilità delle correnti costiere indotte dai gradienti termici e associata alla salinità dell'acqua è molto accentuata nella zona a nord di Ravenna, mentre la zona sud è caratterizzata da correnti pressoché permanenti verso sud.

## **2.2 LA FASCIA COSTIERA EMILIANO-ROMAGNOLA**

### **2.2.1 Le pressioni**

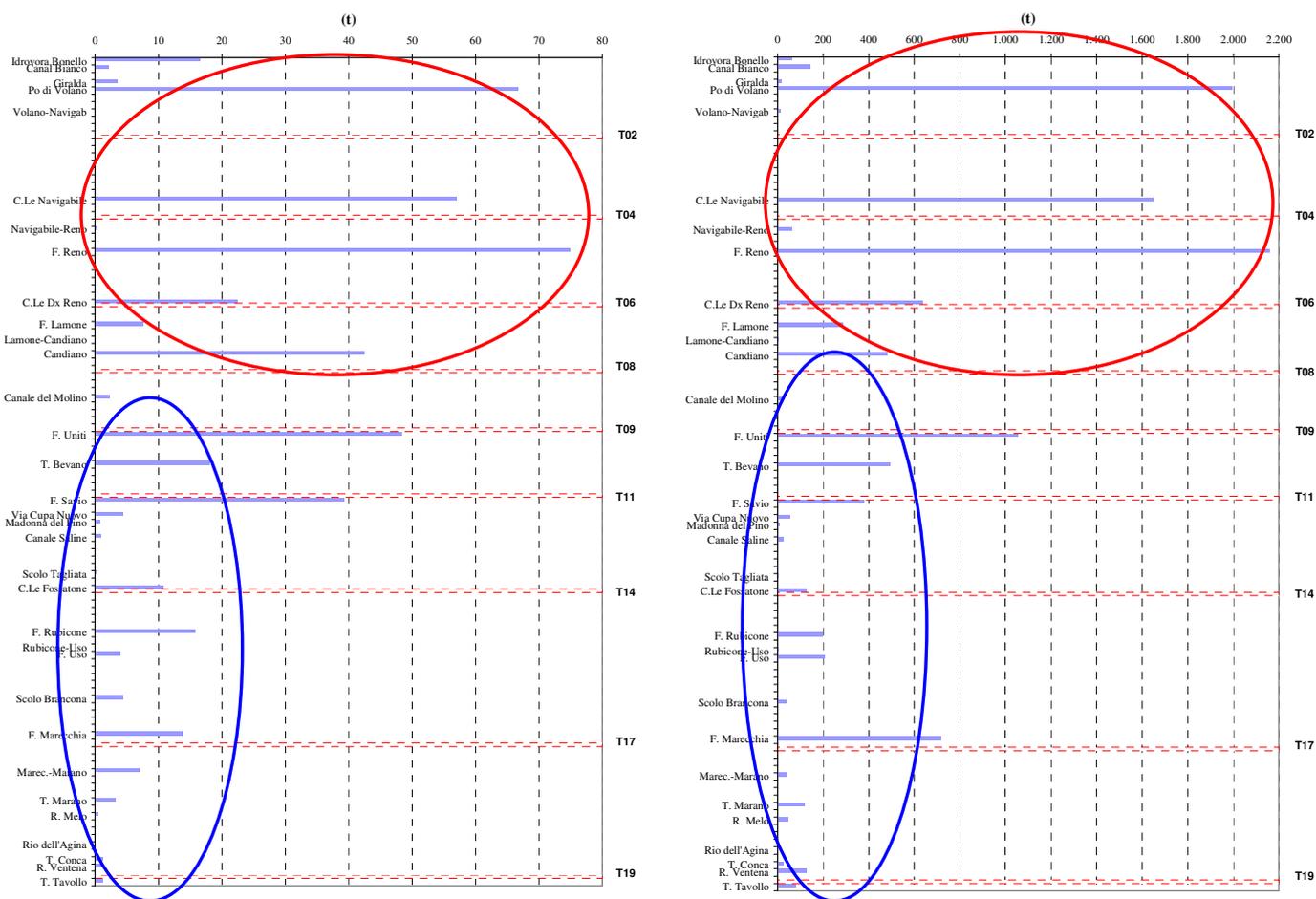
I processi di eutrofizzazione che da diversi anni affliggono la fascia costiera dell'Emilia-Romagna provocando impatti negativi oltre che sugli equilibri ambientali dell'ecosistema bentico anche su due importanti settori dell'economia regionale e nazionale quali turismo e pesca, rappresentano il problema principale dell'alterazione degli equilibri ambientali delle acque costiere italiane.

Le zone prospicienti al delta del Po e la costa emiliano-romagnola, essendo investite direttamente dagli apporti del bacino idrografico padano veicolati dal Po nonché dagli apporti dei bacini costieri, sono maggiormente interessate a processi di eutrofizzazione. L'influenza e l'effetto dell'apporto del bacino padano sull'area costiera, si evincono considerando anche il valore di salinità che si abbassa notevolmente lungo la fascia costiera rispetto al mare aperto; inoltre la grande massa di acqua dolce veicolata dal fiume Po (circa 1500 m<sup>3</sup>/sec come media annuale) rappresenta il motore e l'elemento caratterizzante del bacino dell'Adriatico Nord-occidentale, in grado di determinare e condizionare gran parte dei processi trofici e distrofici nell'ecosistema costiero (Figura 2).



**Figura 2 - Modello di distribuzione del gradiente degli inquinanti e dei fattori nutritivi veicolati dal bacino Padano e da quelli costieri.**

Dall'analisi dei contributi di provenienza regionale di Azoto e Fosforo, emerge che la zona costiera individuata tra il delta del Po e Ravenna riceve un contributo equivalente a 7.500 ton/anno di azoto e 294 ton/anno di fosforo. Questi rappresentano, rispettivamente, il 66.5 e il 62.2 % del carico totale annuale di questi due elementi sversati dall'insieme dei bacini fluviali della Regione (Idrovora Bonello-Tavollo). Questi carichi non considerano il contributo che deriva dalla restante parte del bacino padano che supera di gran lunga l'apporto sversato dai soli fiumi dell'Emilia-Romagna (vedi Figura 3).



**Figura 3 - Carichi di fosforo (diagramma a sinistra) e di azoto (diagramma a destra) sversati dalle varie immissioni lungo la costa – totale annuo.**

### 2.2.2 La qualità delle acque marino costiere

Le attività di monitoraggio attuate a frequenza settimanale dal 1980 ha consentito di delineare la distribuzione lungo la costa degli elementi eutrofizzanti e degli effetti distrofici conseguenti, discriminando le aree maggiormente interessate dai processi eutrofici, anossici e ipossici che mostrano una grande variabilità stagionale.

Nella Figura 4 si riportano le medie climatologiche dei principali parametri trofici calcolati per le 2 stazioni a 3 Km collocate dalla costa, nelle zone estreme della costa (P. Garibaldi-Cattolica) al fine di evidenziare le differenze delle medie mensili tra le due zone.

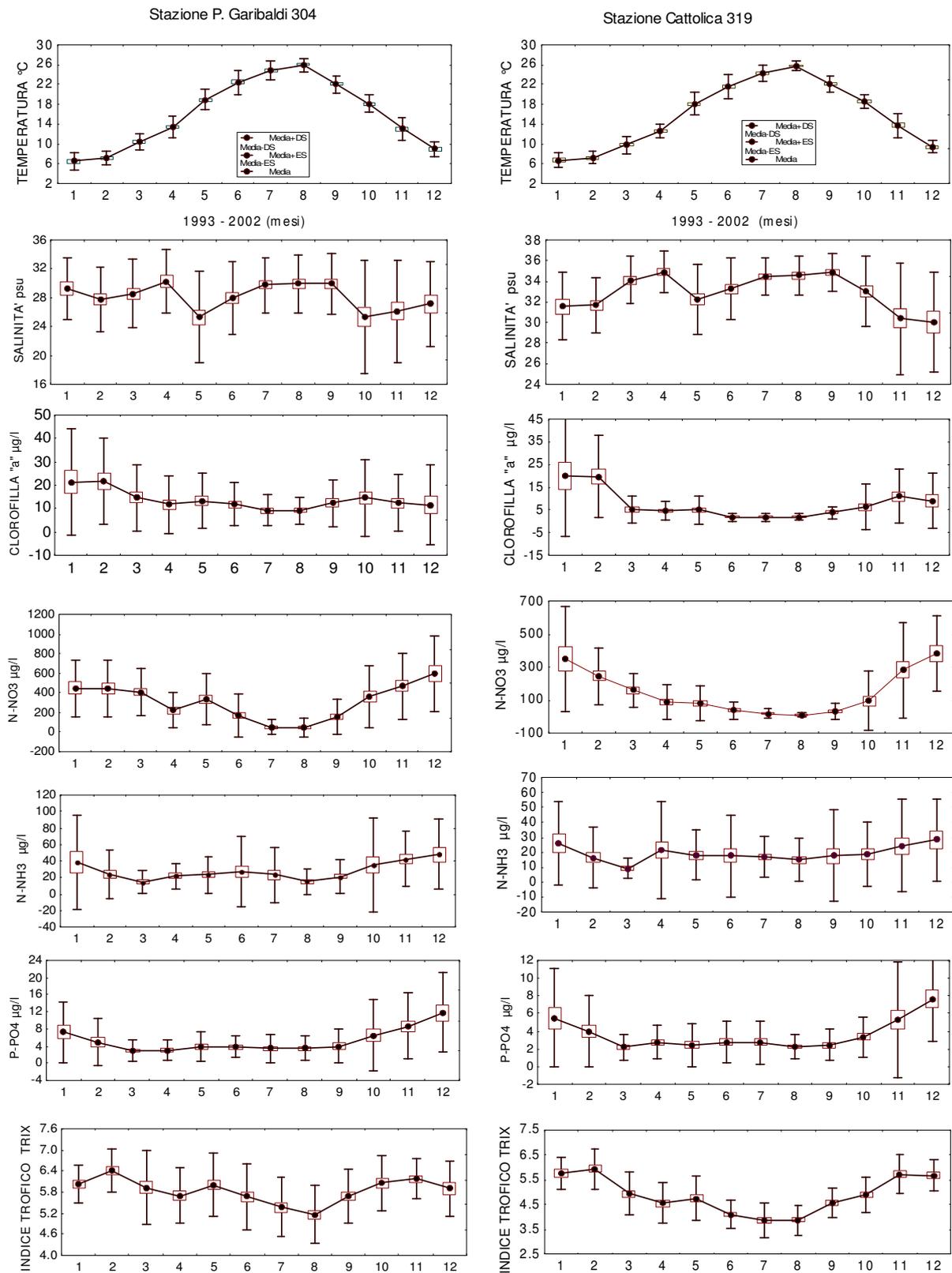


Figura 4 - Medie climatologiche mensili calcolate nel periodo 1993-2002 nelle stazioni a 3 Km agli estremi della costa (Porto Garibaldi e Cattolica)

Nelle stagioni di autunno, inverno e primavera la fascia costiera risulta divisa in due parti. Lo dimostrano le distribuzioni spaziali, da costa fino a 10 Km verso il largo, di Salinità, Nitrati, considerati come traccianti, e di Clorofilla "a", e indice trofico TRIX quali indicatori rispettivamente di biomassa microalgale e di stato trofico (Figura 5).

La prima parte corrisponde alla zona settentrionale dove le concentrazioni di nutrienti assumono valori più elevati rispetto alla zona centro-meridionale. La seconda, che si estende da Ravenna a Cattolica, presenta condizioni di stato ambientale che tendono ad uniformarsi per quanto riguarda gli indicatori di stato trofico, ma con valori più bassi rispetto alla zona settentrionale.

Nel periodo estivo, con la riduzione degli apporti dal bacino padano ed in seguito alla modificazione della circolazione delle masse d'acqua, il miglioramento dello stato qualitativo ambientale interessa anche le zone del ferrarese, mentre i processi eutrofici si localizzano nella zona a ridosso del delta del fiume Po (vedi come esempio la Figura 5).

L'area settentrionale dell'Emilia-Romagna è soggetta maggiormente allo sviluppo di stati anossici/ipossici nel periodo estivo/autunnale rispetto alla restante area costiera. Infatti la formazione di anossie negli strati prossimi al fondale è in stretta correlazione con la biomassa microalgale e alle condizioni al contorno favorevoli, rappresentate da scarsa dinamicità delle masse d'acqua e da situazioni meteo-marine stabili e da più marcate stratificazioni termoline.

In altre parole poiché nella parte settentrionale, Goro-Ravenna le manifestazioni di stato eutrofico e di fioriture microalgali sono più marcate, anche gli eventi distrofici conseguenti si manifestano più frequentemente (Figura 6).

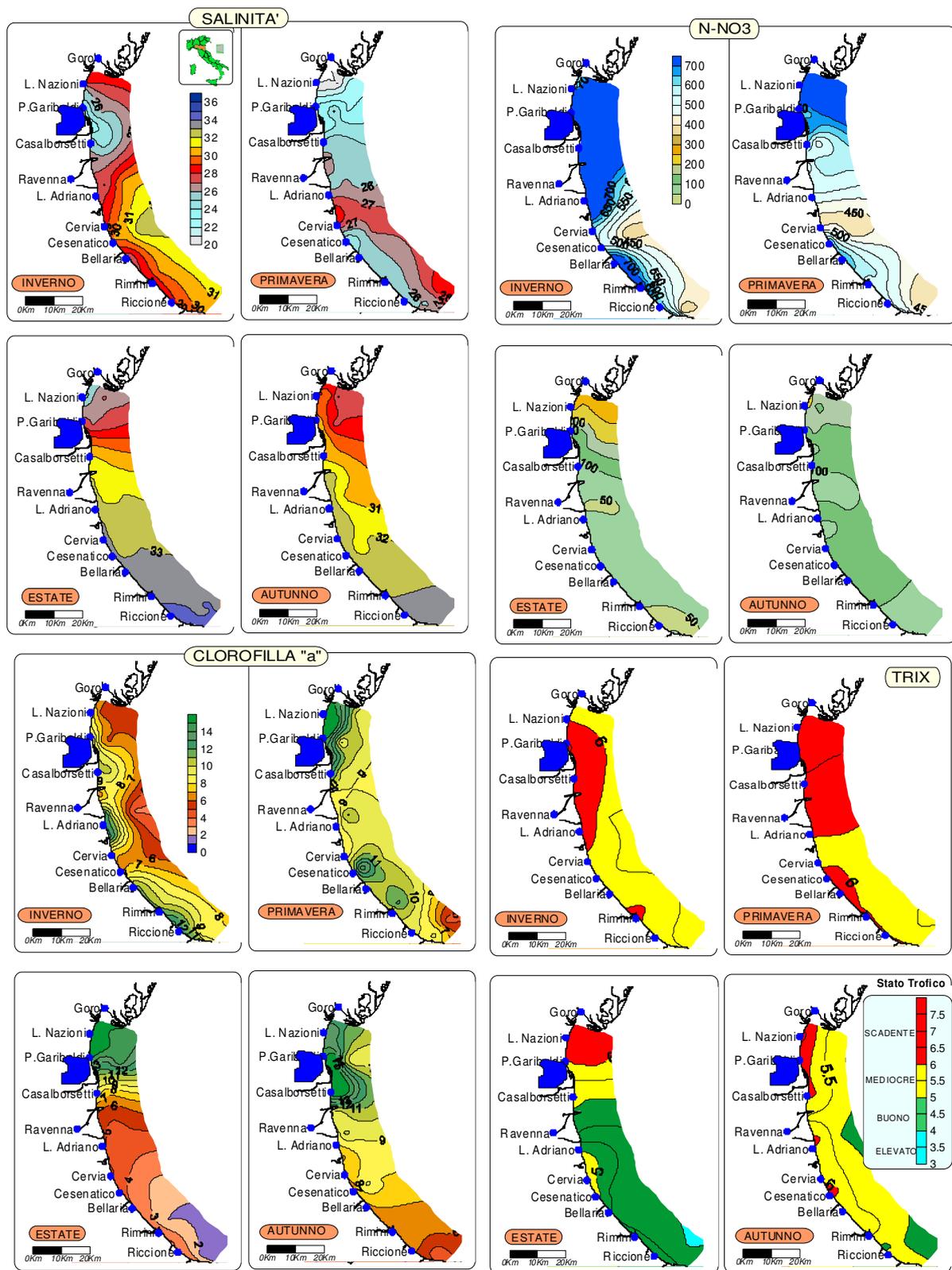


Figura 5 - Mappe di distribuzione di Salinità, Nitrati, Clorofilla “a” e Indice Trofico TRIX lungo la costa emiliano romagnola da costa fino 10 Km al largo nel 2009: medie stagionali.

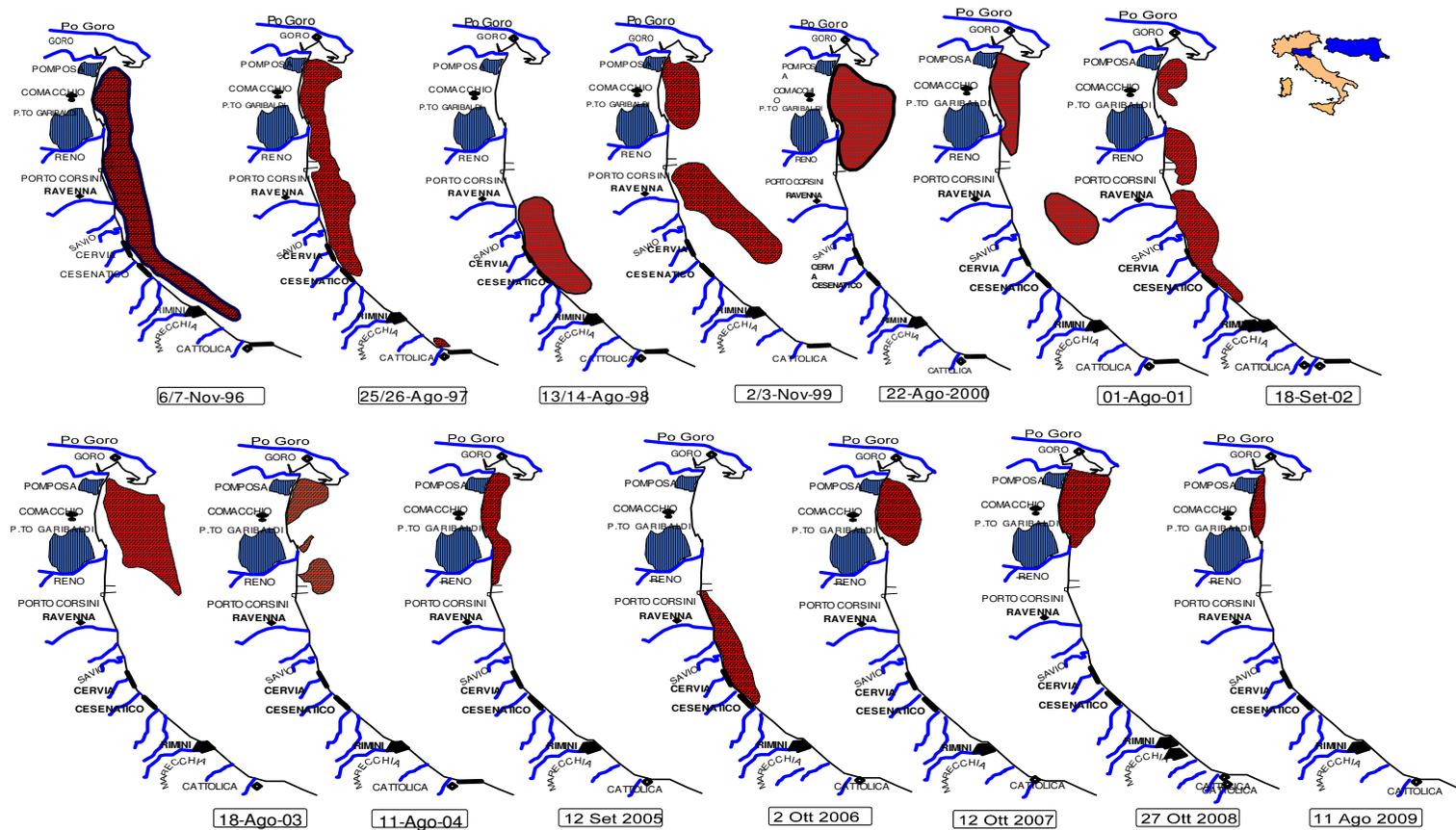
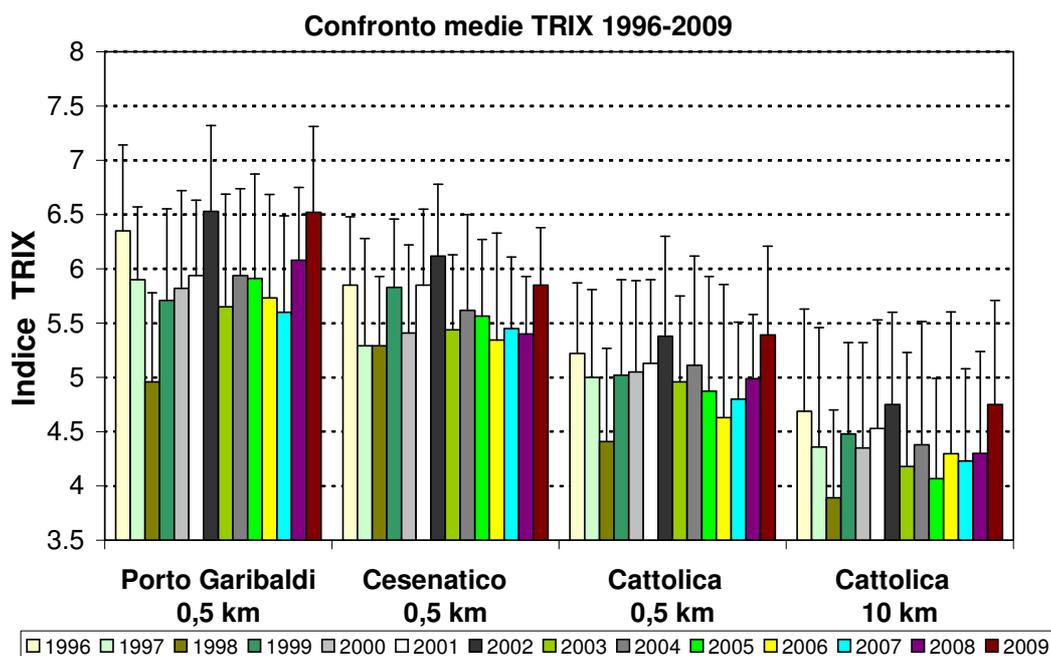


Figura 6 – Mappa di distribuzione della massima estensione annuale delle condizioni anossiche (concentrazione di ossigeno disciolto inferiore a 1 mg/L) delle acque di fondo dal delta del Po a Cattolica e da costa fino a 10 km al largo (periodo 1996 - 2009)

L'Indice Trofico medio annuale (TRIX) è stato e rimane il principale indicatore per la valutazione dello stato di qualità ambientale per le acque marino costiere.

In Figura 8 si riporta la descrizione delle condizioni ambientali della scala trofica TRIX. Sulla base di tale indicatore, la zona settentrionale della costa nel corso degli anni è stata valutata come “Mediocre/Scadente” (valori di TRIX tra 4 – 5 Buono, 5 – 6 Mediocre, 6 – 8 Scadente), mentre quella meridionale con stato ambientale “Buono”. La parte centrale della costa invece oscilla tra le due condizioni di cui sopra.

In Figura 7 si riporta un confronto dei valori medi dell'Indice Trofico TRIX in 3 stazioni costiere e una al largo situata nella parte più meridionale della costa emiliano – romagnola.



**Figura 7 – Confronto tra il valore medio annuale del TRIX dal 1996 al 2009 in 3 stazioni costiere (P. Garibaldi, Cesenatico, Cattolica) e una stazione a 10 Km al largo di Cattolica**

SCALA TROFICA	STATO	CONDIZIONI
2 - 4	ELEVATO	Acque scarsamente produttive. Livello di trofia basso. Buona trasparenza delle acque. Assenza di anomale colorazioni. Assenza di sottosaturazione sul fondo.
4 - 5	BUONO	Acque moderatamente produttive. Livello di trofia medio. Buona trasparenza delle acque. Occasionali intorbidamenti. Occasionali anomale colorazioni. Occasionali ipossie sul fondo.
5 - 6	MEDIOCRE	Acque molto produttive. Livello di trofia elevato. Scarsa trasparenza delle acque. Anomale colorazioni. Ipossie e occasionali anossie sul fondo. Stati di sofferenza sul fondo.
6 - 8	SCADENTE	Acque fortemente produttive. Livello di trofia molto elevato. Elevata torbidità delle acque. Diffuse e persistenti colorazioni. Diffuse e persistenti ipossie/anossie sul fondo. Morie di organismi bentonici. Alterazioni delle comunità bentoniche. Danni economici turismo pesca acquacoltura

**Figura 8 – Descrizione delle condizioni ambientali della scala trofica TRIX**

### **2.2.3 La circolazione geostrofica e le discontinuità strutturali della fascia litoranea**

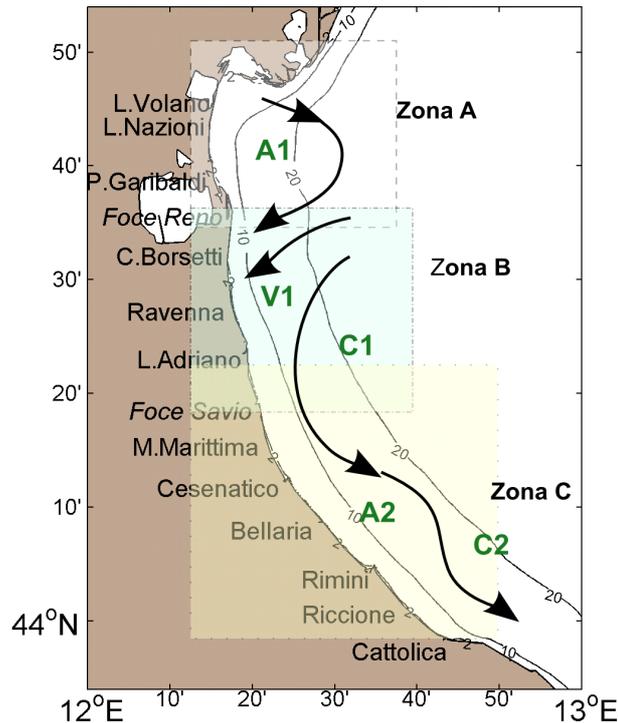
In una zona costiera dove l'influenza degli apporti fluviali è dominante e la stratificazione in temperatura è rilevante, l'informazione del campo di temperatura e salinità può essere tradotta in quella del campo di velocità associato alle correnti cosiddette "geostrofiche". La parola viene dal greco e significa "terra che gira": infatti per ottenere una relazione tra temperatura, salinità e correnti si suppone che i gradienti di temperatura e salinità inducano un campo di velocità che risente degli effetti della rotazione terrestre. Questo bilancio impone che nell'emisfero nord la circolazione sia antioraria attorno alle zone di bassa pressione, ovvero ciclonica, mentre al contrario attorno alle zone di alta pressione la circolazione sia oraria, ovvero anticiclonica.

La struttura più importante che emerge per tutti i mesi, anche se con diversa intensità, è una separazione netta dei regimi di circolazione tra la regione a Nord e a Sud dell'area tra Ravenna e Lido Adriano. In generale si può dire che la circolazione a Nord di Ravenna è molto variabile durante l'anno e si riversa in direzione tra l'inverno e l'estate, mentre a Sud la corrente è pressoché invariata in direzione durante l'anno ed è generalmente verso Sud. Nella regione centrale attorno a Ravenna le correnti possono essere deboli e verso il largo (come nel caso di gennaio e dicembre) o deboli ma verso costa (come nel caso di settembre e ottobre).

La circolazione a Nord di Ravenna è caratterizzata da un campo di velocità diretto verso il largo sotto la foce del Po (nella zona antistante il Lido di Volano e il Lido delle Nazioni) che si richiude a Nord di Ravenna con correnti verso costa. Queste due correnti opposte sono generalmente disconnesse ma ci sono mesi, quali quelli di aprile, maggio, giugno, dove si può chiaramente vedere che le correnti verso il largo e verso costa si connettono, quasi chiudendosi ad anello, producendo lungo la batimetria dei 10-20 metri una corrente verso Sud. Questo anello è comunemente chiamato vortice in oceanografia ed in particolare in questo caso, vortice anticiclonico; non è sempre presente e la circolazione presenta dei cambiamenti repentini in direzione nei vari mesi. Tra febbraio e marzo la corrente in questa area ha direzioni opposte, indicando ancora una volta un regime idrodinamico assai variabile ed instabile.

Data l'importanza che questo tipo di circolazione può avere per i fenomeni eutrofici della zona costiera è necessario concentrarsi sulla circolazione dei mesi estivi di luglio, agosto e settembre. A luglio e settembre le correnti sono generalmente verso costa e limitano verso costa una zona di alta temperatura e bassa salinità che naturalmente può condurre a fenomeni distrofici, non rari in queste aree. Questa circolazione può essere vista come il bordo del vortice che è però così accostato che non riesce a chiudersi lungo la costa. Il vortice tende a confinare le acque calde e poco salate; la circolazione in agosto è leggermente più "aperta" ovvero di scambio tra la costa ed il mare aperto ma persiste una condizione di confinamento delle acque di tipo fluviale e ad alta temperatura verso la costa.

Nella zona a Sud di Ravenna e Lido Adriano le correnti sono generalmente verso Sud e dell'ordine di 5-10 cm/sec tutto l'anno. E' questa un segmento della famosa corrente del Nord Adriatico, chiamata WACC che persiste tutto l'anno raggiungendo la massima intensità tra novembre e gennaio. Questo segmento di corrente è disconnesso dalla circolazione a Nord di Ravenna eccetto che in novembre, settembre, agosto, giugno e febbraio, dove la corrente sembra formare una unica struttura a curve alternanti (o meandri), occludendo da un certo punto di vista la zona costiera dagli scambi con il mare aperto. Nella stessa area a Sud di Ravenna vi sono mesi dove la componente della corrente lungo costa è decisamente molto debole (marzo e luglio) mentre la componente perpendicolare alla costa è molto forte come nel caso di maggio, luglio, agosto e settembre.



**Figura 9 - Schema della circolazione climatologica dell'Emilia Romagna alla superficie.**

Questa circolazione è indicativa di dinamiche di 'downwelling' lungo la costa, tipiche del regime di venti di questa area. Infatti, il vento di Bora induce fenomeni di accumulo delle acque verso costa, seguiti da processi di sprofondamento e susseguente movimento verso il largo delle acque sul fondo.

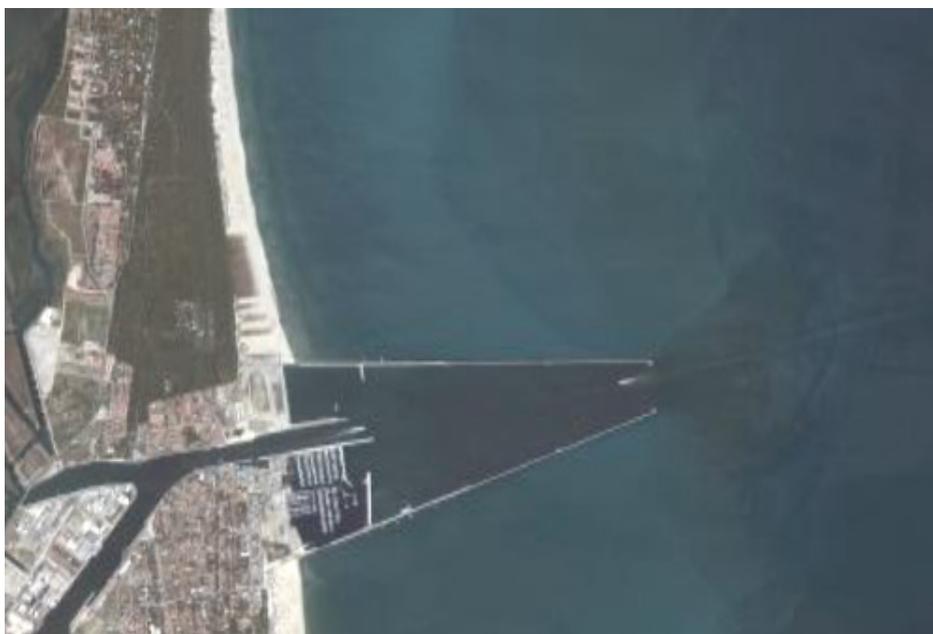
In conclusione, lo schema riportato in Figura 9 mette in rilievo chiaramente che la zona costiera dell'Emilia Romagna è caratterizzata in senso oceanografico da tre aree, una a Nord di Ravenna (area A), l'altra centrata attorno a Ravenna fino a Lido Adriano (zona B) e la terza a Sud di Lido Adriano (area C). Nella zona A esiste un vortice anticiclonico (chiamato A1 nella Figura 9) più o meno sviluppato nei vari mesi dell'anno. Nei mesi di aprile, maggio, agosto, novembre e dicembre il vortice è ben sviluppato ed è addossato alla costa.

Questo accostamento alla linea di costa lascia evidente solo una corrente verso Sud con un meandro che rappresenta il lato orientale del vortice.

Nella zona B invece la corrente è quasi sempre diretta verso costa (regime V1 nella Figura 9), fatta eccezione per i mesi di Maggio, Giugno, Luglio e Agosto dove la corrente è verso il largo. Questa regione è quella di transizione tra il regime anticiclonico prevalente a Nord e quello della corrente intensificata verso Sud. L'ipotesi che emerge dall'analisi di queste distribuzioni è che il vortice anticiclonico a Nord, essendo più o meno sviluppato durante i diversi mesi dell'anno, possa creare situazioni idrodinamiche diverse che dipendono in larga parte dalla prossimità del vortice alla costa.

La zona C è invece assai più stabile dal punto di vista delle strutture.

Le dighe foranee del Porto Canale di Ravenna, si estendono fino a 2.6 Km verso il largo, sono perpendicolari alla costa e costituiscono una barriera fisica che separano le acque costiere dell'Emilia-Romagna in due zone, una a nord e l'altra a sud di Ravenna (vedi Figura 10).



**Figura 10 - Estensione delle dighe foranee del Porto Canale di Ravenna**

#### 2.2.4 I corpi idrici

Il processo di caratterizzazione effettuata ai sensi del D.M. 131/08 ha consentito, in prima fase, di tipizzare la costa emiliano-romagnola, sulla base sia di criteri geomorfologici sia idrologici, come una costa sabbiosa di pianura alluvionale caratterizzata da alta stabilità.

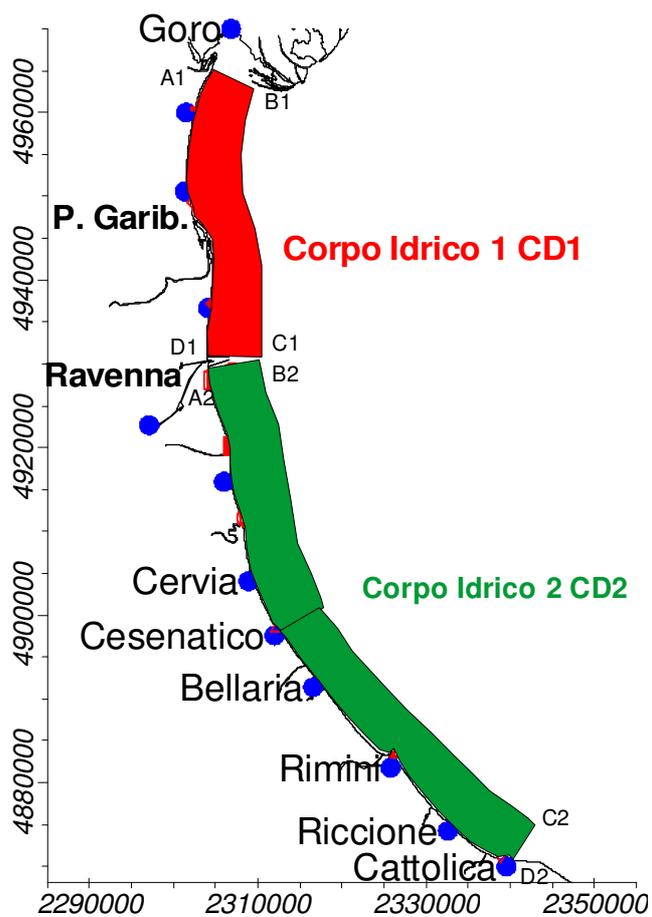
La fase successiva è stata quella di individuare i corpi idrici. I “corpi idrici” sono le unità a cui fare riferimento per la verifica della conformità con gli obiettivi ambientali definiti nel D.Lgs 152/06.

La corretta identificazione dei corpi idrici è di particolare importanza, in quanto gli obiettivi ambientali e le misure necessarie per raggiungerli si applicano in base alle caratteristiche e alle criticità dei singoli “corpi idrici”. L’identificazione deve permettere un’accurata descrizione dello stato degli ecosistemi acquatici per consentire l’applicazione corretta degli obiettivi ambientali ed il loro perseguimento e raggiungimento come previsto dal D.Lgs 152/06.

I corpi idrici relativi alle acque marino costiere della Regione Emilia-Romagna sono stati definiti sulla base dei seguenti criteri:

- **pressioni esistenti:** con particolare riferimento all’apporto e la quantificazione dei fattori di produttività diretta quali gli elementi nutritivi;
- **differenze dello stato di qualità:** la valutazione dello stato trofico delle acque costiere ed il suo andamento spazio-temporale, frequenza ed estensione delle condizioni anossiche ed ipossiche delle acque bentiche;
- **circolazione delle masse d’acqua e discontinuità rilevanti nella struttura della fascia litoranea;**
- **giudizio degli esperti:** monitoraggi poliennali sullo stato ambientale, climatologia dei parametri, distribuzione spazio-temporale delle variabili.

Per le acque marino-costiere della regione Emilia-Romagna si individuano 2 Corpi Idrici (Figura 11). Il primo corpo idrico (CD1), si estende da Goro (delta Po) a Ravenna con una superficie di circa 96 Km<sup>2</sup>, è influenzato dagli apporti sversati dal bacino padano e da quello del fiume Reno. Il secondo corpo idrico (CD2), si estende da Ravenna a Cattolica con una superficie pari a 202 Km<sup>2</sup> e riceve il contributo dei bacini idrografici dei Fiumi Uniti/Savio e del Conca/Marecchia.



WGS84

Vertici CD1 Goro-Ravenna	Distanza costa Km	Profondità fondale m	Latitudine xx°xx,xx'	Longitudine yy°yy.yy'
A1	0.5	2.5	4447.86	1216.37
B1	3.0	4.5	4447.89	1218.67
C1	3.0	8.7	4429.85	1219.24
D1	0.5	3.5	4429.84	1217.05

WGS84

Vertici CD2 Ravenna-Cattolica	Distanza costa Km	Profondità fondale m	Latitudine xx°xx,xx'	Longitudine yy°yy.yy'
A2	0.5	2.8	4429.17	1217.11
B2	3.0	8.8	4429.71	1219.22
C2	3.0	10.5	4359.69	1245.85
D2	0.5	3.7	4358.20	1244.94

Figura 11 - Rappresentazione cartografica dei corpi idrici delle acque costiere marine dell'Emilia-Romagna.

### **3 METODICHE DI CAMPIONAMENTO E DI ANALISI**

#### **3.1 METODI DI CAMPIONAMENTO**

##### **3.1.1 Prelievo sedimento**

###### ***3.1.1.a Prelievo per l'analisi quali-quantitativa del macrozoobentos***

Il prelievo dei campioni è effettuato mediante l'utilizzo della benna di Van Veen di 0,112 m<sup>2</sup>. In ogni stazione sono eseguite 3 repliche. Il campione rimosso dalla benna è posto in una bacinella di plastica di dimensioni appropriate a cui è aggiunta acqua di mare al fine di sciogliere meglio i piccoli noduli di sedimento argilloso eventualmente presenti. I campioni sono poi sottoposti a setacciatura allo scopo di eliminare l'acqua, il sedimento e quanto altro non necessario per la ricerca in questione; tale operazione di vagliatura è effettuata con un setaccio in acciaio inossidabile con maglie di 0,5 mm. I campioni sono quindi trasferiti in barattoli di plastica di forma circolare opportunamente etichettati, successivamente fissati per 48 ore con una soluzione tamponata di formaldeide al 5%; trascorso tale intervallo di tempo gli organismi sono estratti e sciacquati con una soluzione acquosa di etanolo e in seguito riposti in una soluzione conservante finale costituita da etanolo al 70%.

###### ***3.1.1.b Prelievo per le indagini chimiche e chimico fisiche***

Le attività di campionamento dei sedimenti litoranei è stata svolta in condizioni meteo-marine stabili e nell'attenzione di evitare il minore disturbo nella matrice da campionare (non agitare l'acqua, non disturbare il fondale da campionare, ecc.).

In ogni stazione di campionamento il prelievo del sedimento è effettuato come descritto di seguito:

- sono eseguite 3 bennate con benna Van Veen (0.112 m<sup>2</sup> di superficie di campionamento e capacità 22 litri);
- per ogni bennata sono prelevati i primi 5 cm circa di strato superficiale;
- gli strati superficiali vengono omogeneizzati in un unico contenitore e il campione così ottenuto è suddiviso in aliquote;
- ciascuna aliquota è raccolta in contenitore apposito ed identificata con codice della stazione di campionamento e tipologia di indagine al quale è destinato il campione.

### **3.1.2 Prelievo acqua**

#### ***3.1.2.a Prelievo dei campioni per l'analisi quali-quantitativa del fitoplancton***

Il prelievo dei campioni di fitoplancton si esegue tramite una pompa situata a bordo che aspira l'acqua a -0,5 m di profondità. L'acqua viene poi trasferita in bottiglie di vetro scure da 250 ml, fissata con soluzione di Lugol e portata in laboratorio. Tale metodo di campionamento permette di ottenere un dato puntiforme relativo a singole stazioni di monitoraggio ad una quota di -0,5 m.

Per campionamenti a quote inferiori a -0,5 m si può utilizzare una bottiglia di Niskin.

Per indagini di tipo qualitativo lungo tutta o parte della colonna d'acqua viene utilizzato un retino di Nylon con maglie di diametro di 20  $\mu\text{m}$ .

#### ***3.1.2.b Raccolta e trattamento dei campioni per la determinazione dei sali nutritivi.***

Per l'analisi dei nutrienti vengono filtrati circa 250 ml di acqua come segue:

- predisporre l'apparato di filtrazione a vuoto ponendo in esso un filtro Millipore di acetato di cellulosa di 47 mm di diametro e 0,45  $\mu\text{m}$  di porosità, previamente lavato con 150-200 ml di acqua milliQ;
- avvinare l'apparato di filtrazione con 50-100 ml di acqua del campione;
- filtrare circa 250 ml di campione.

Se l'analisi viene effettuata entro 24 ore dal prelievo il campione può essere conservato 4°C al buio, diversamente nel caso intercorra più tempo fra il prelievo e l'analisi si procede al congelamento a -20°C.

I contenitori utilizzati per lo stoccaggio dei campioni sono in PE di colore nero.

Per l'analisi di azoto e fosforo totali non deve essere filtrato il campione.

#### ***3.1.2.c Prelievo dei campioni per le indagini chimiche***

Per i prelievi delle diverse aliquote per le determinazioni delle sostanze richieste dalle Tabelle 1/A, 1/B del D. 56/09 si raccomanda di:

- utilizzare contenitori perfettamente puliti;
- risciacquare preventivamente i contenitori con acqua di mare;
- per i metalli e i solventi riempire completamente la bottiglia senza lasciare spazio di testa;
- per gli IPA e ftalati utilizzare bottiglie in vetro scuro con tappo in teflon.

## 3.2 METODI ANALITICI

### 3.2.1 Matrice acqua

#### 3.2.1.a Indagini Chimico/Fisiche

Parametro	Metodo analitico
Temperatura	Utilizzo di Sonda multiparametrica Idronaut mod. Ocean Seven 316 che, azionata da un verricello, viene calata sulla verticale. I dati acquisiti sono trasmessi al computer di bordo, mediati per ogni metro di profondità, visualizzati su terminale e registrati
Salinità	
Ossigeno disciolto	
pH	
Torbidità	
Trasparenza	Disco di Secchi
Clorofilla "a" profilo verticale	Fluorimetro "Sea Point" abbinato alla sonda multiparametrica Idronaut mod. Ocean Seven 316
Clorofilla "a" concentrazione	Metodo fluorimetrico mediante TURNER 10 AU
Stato di aggregazione e distribuzione sulla colonna d'acqua di aggregati mucilluginosi	Telecamera filoguidata (Fulgore Mare e Telesub Lanterna)

#### 3.2.1.b Ricerca microinquinanti organici e inorganici

Parametro	Metodo analitico	Limite di Rilevabilità (µg/L)
<b>Pesticidi</b>		
2,4'-DDT	APAT, IRSA-CNR (2003) Prodotti fitosanitari (Antiparassitari, pesticidi) (LLE o SPE+GC-NPD o HPLC-UV o GC-MS), in <i>Metodi analitici per le acque</i> Vol. Secondo N° 5060, pp. 661-677.	<0.02
4,4'-DDT		<0.02
2,4'-DDE		<0.01
4,4'-DDE		<0.01
2,4'-DDD		<0.01
4,4'-DDD		<0.01
HCH Alfa		<0.01
HCH Beta		<0.01
HCH Delta		<0.01
Lindano (HCH Gamma)		<0.01
Alaclor		<0.01
Aldrin		<0.01
Dieldrin		<0.01
Esaclorobenzene		<0.01
Atrazina		<0.01
Trifluralin		<0.01
P Clorfenvinfos		<0.01
Clorpirifos (Clorpirifos etile)		<0.01
Simazina		<0.01
Pentaclorobenzene		<0.01
Endosulfan	<0.01	
Diuron	(LC-MS)	<0.01
Isoproturon		<0.01
<b>Solventi organici</b>		
Benzene	EPA 5030b.	<0.1
1,2-Dicloroetano	EPA 8260b-Purge and trap e GC/MS.	<0.3
Tetracloruro di carbonio	EPA 5021.	<0.05
Tetracloroetilene	EPA 8015d-GC/FID	<0.05
Tricloroetilene		<0.01
Triclorobenzeni		<0.05
Triclorometano		<0.05
<b>Ftalati</b>		
Di(2-ctilesilftalato)	EPA 8270 D REV. 4 2007	<0.4

Parametro	Metodo analitico	Limite di Rilevabilità (µg/L)
<b>Alchilfenoli</b>		
4- Nonilfenolo	GC-MS	<0.1
Ottifenolo 4-(1,1',3,3'-tetrametilbutil-fenolo)	GC-MS	<0.05
<b>Clorofenoli</b>		
Pentaclorofenolo	APAT, IRSA-CNR (2003) Fenoli, in <i>Metodi analitici per le acque</i> Vol. Secondo N° 5070, pp. 679-695.	<0.1
<b>Difenileteri Polibromurati (PBDE)</b>		
Difeniletero bromato (sommatoria congeneri 28, 47, 99,100, 153 e 154)	GC/MS/MS	<0.0001
<b>Policiclici Aromatici</b>		
Fluorantene	APAT, IRSA-CNR (2003) Idrocarburi policiclici aromatici (LLE o SPE+GC-MS; LLE o SPE+HPLC-UV O HPLC-fluorescenza), in <i>Metodi analitici per le acque</i> Vol. II n° 5080, pp. 697-705.)	<0.01
Antracene		<0.01
Benzo(a)pirene		<0.01
Benzo(b)fluorantene		<0.01
Benzo(k)fluoranthene		<0.01
Benzo(g,h,i)perilene		<0.01
Indeno(1,2,3-cd)pirene		<0.01
Naftalene		<0.01
<b>Cloroalcani</b>		
Alcani, C10-C13, cloro	HPLC/MS	<0.1
<b>Metalli</b>		
Cadmio	EPA 6020-ICP/MS	<0.1
Mercurio e composti	3200a1 APAT/IRSA- Vapori freddi	<0.05
Nichel	EPA 6020-ICP/MS	<1
Piombo e composti	EPA 6020-ICP/MS	<1

### 3.2.1.c Determinazione dei sali nutritivi

Parametro	Metodo analitico	Limite di Rilevabilità (µg/L)
Fosforo e azoto totali e totali solubili	Valderrama ( Valderrama J.C. 1981 The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. Mar. Chem., 10, 109-122) nella versione di Koroleff (Koroleff F. 1983a Determination of phosphorus. In: "Methods of Seawater Analysis", Grasshoff K, M. Ehrhardt, K. Kremling Eds, Verlag Chemie, Weinheim, 125-139.)e (Koroleff F. 1983b Total and organic nitrogen. In: "Methods of Seawater Analysis", GrasshoffK., M. Ehrhardt, K Kremling Eds, Verlag Chemie, Weinheim, 162-163). Bran+Luebbe N° G-033-92 C. Bran+Luebbe N° J-002-88 A.	(vedi fosforo e azoto nitrico)
Fosforo reattivo	Bran+Luebbe N° G-175-96-Rev.1.	0.44
Azoto ammoniacale	Bran+Luebbe N° G-171-96-Rev.1.	0.42
Azoto nitroso	Bran+Luebbe N° G-173-96-Rev.1	0.11
Silicati	Bran+Luebbe N° G-177-96-Rev.1	0.28
Azoto nitrico	Bran+Luebbe N° J-002-88 A.	1.40

### 3.2.1.d Analisi quali-quantitativa del Fitoplancton

Determinazioni quali-quantitative del fitoplancton con microscopio rovesciato, a 400x e 250x.  
Metodo Uthermöhl H. (1956).

## 3.2.2 Matrice sedimento

### 3.2.2.a Indagini chimico/fisiche

Determinazione	Metodo analitico
Analisi granulometrica	Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio- Servizio Difesa Mare. Programma di monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino-costiero (triennio 2001-2003) Frazione >63µm: setacciatura con serie di setacci conformi alle norme ASTM. Frazione <63µm: analisi strumentale mediante sedigrafo a raggi X
Carbonio organico (TOC)	Test in cuvetta Dr. Lange LCK 380. (Ossidazione ad anidride carbonica del carbonio organico e inorganico e determinazione fotometrica.)

### Ricerca microinquinanti organici e inorganici

Sostanza	Metodo analitico	Limite di Rilevabilità
<b>Metalli</b>		(mg/Kg s.s.)
Mercurio	UNI EN 13346/2002. IRSA CNR 32001°.	<0.05
Cadmio	UNI EN 13346/2002-Estrazione microonde.	<0.05
Nichel	EPA 6920-ICP/MS	<1.0
Piombo		<1.0
Arsenico		<0.5
Cromo totale		<5.0
Cromo VI	EPA 3060°-estrazione. EPA 7199-analisi cromatografia ionica.	<0.5
<b>Organo metalli</b>		(µg/Kg s.s.)
Tributilstagno	Estrazione con metilene cloruro, digestione in acido nitrico e determinazione in ICP-MS	<5
<b>Pesticidi</b>		(µg/Kg s.s.)
Aldrin	Pesticidi Organoclorurati. Quad.Ist.Ric.Acque,64. Metodi analitici fanghi Vol.3. Gennaio 1988.	<0.1
Alfa esaclorocicloesano	Metodo EPA3500b. Organic extraction and sample preparation.	<0.1
Beta esaclorocicloesano	Metodo EPA3550b. Ultrasonic extraction.	<0.1
Gamma esaclorocicloesano	Metodo EPA3640a. Gel-permeation cleanup.	<0.1
lindano	Metodo EPA8081a. Organochlorine pesticides by gas chromatography.	<0.1
DDT	Metodo EPA8270c. Semivolatile organic compounds by gaschromatography/mass spectrometry (GC/MS).	<0.1
DDD	UNI ISO 5725-6:2004, Accuratezza (esattezza e precisione) dei risultati e dei metodi di misurazione.	<0.1
DDE		<0.1
Dieldrin		<0.1
Esaclorobenzene		<0.1
<b>Policiclici Aromatici</b>		ng/g s.s.
IPA totali (vedi Tab3/B D.56/09)	EPA 8270 D REV. 4 200 (G.C.+MASSA)	<0.1
<b>Diossine</b>		pg/g s.s.
PCDD, PCDF (Diossine e Furani) (vedi Tab3/B D.56/09)	EPA 1613B 1994 (G.C.+MASSA-MASSA)	L.R. varia in funzione della % di recupero effettuato sulla colonna.
<b>Policloro Bifenili</b>		ng/g s.s.
PCB (vedi Tab3/B D.56/09)	M/C/MO/002/LM (G.C.+MASSA-MASSA)	L.R. varia in funzione della % di recupero effettuato sulla colonna.

### 3.2.2.b Indagini ecotossicologiche

Determinazione	Metodo analitico
Test ecotossicologico con batteri bioluminescenti- <i>Vibrio fischeri</i>	Determinazione della tossicità acuta di sedimenti marini utilizzando come risposta l'inibizione della bioluminescenza emessa da una popolazione monospecifica di batteri Gram-negativi appartenenti alla specie <i>Vibrio fischeri</i> Protocolli di riferimento - Azur Environmental Microtox®. <u>Fase solida:</u> Protocollo "Test in fase solida SPT" <u>Fase liquida:</u> Protocollo "Test di base 90% in singolo" Protocollo "Comparison Test for Marine & Estuarine"
Saggio biologico di fecondazione sul Riccio di mare <i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck)(Echinodermata: Echinoidea).	Misura dell'effetto sulla % di fecondazione -uova fecondate (endpoint)- in EC50, in riferimento alla tossicità a breve termine della sostanza in esame.
Saggio di mortalità con <i>Ampelisca diadema</i> Costa, 1853 (Crustacea: Amphipoda).	Esposizione al sedimento da saggiare di organismi (N° 25 per replica e minimo 3 repliche, ISO 16712/2005 modificato) per complessivi 10 giorni (test di tossicità acuta). Effetto osservato mortalità.

### 3.2.2.c Analisi quali-quantitativa del macrozoobentos

Gambi, M.C. & Dappiano, M. (Ed.) (2003), Manuale di metodologie di campionamento e studio del bentos marino mediterraneo con il contributo di APAT, SIBM, ICRAM in Biologia marina mediterranea Vol. 10 (suppl.).

## 3.2.3 Matrice Biota

### 3.2.3.a Determinazione del bioaccumulo di microinquinanti organici e inorganici

Sostanza	Metodo analitico	Limite di Rilevabilità (mg/Kg s.s.)
Mercurio e composti	Mineralizzazione acqua regia e perossido di idrogeno. Assorbimento atomico vapori freddi o ICP/MS	<0.005mg/Kg
Esaclorobenzene	Pesticidi Organoclorurati. Quad.Ist.Ric.Acque,64. Metodi analitici fanghi Vol.3. Gennaio 1988. Metodo EPA3500b. Organic extraction and sample preparation. Metodo EPA3550b. Ultrasonic extraction. Metodo EPA3640a. Gel-permeation cleanup. Metodo EPA8081a. Organochlorine pesticides by gas chromatography. Metodo EPA8270c. Semivolatile organic compounds by gaschromatography/mass spectrometry (GC/MS).	<0.1ng/g

## 3.2.4 Indagini Meteo-marine

Determinazione	Metodo analitico
Precipitazioni atmosferiche	Stazione meteorologica Cesenatico-Pluviografo (SIAP)
Altezza dell'onda	Boa ondometrica Mod. Datawel MKIII (coordinate WGS84 12.3669°E 44.5101°N) gestita dal Servizio IdroMeteoclima dell'ARPA.
Portate fiume Po	Fornite dal Servizio IdroMeteoclima dell'ARPA.

## 4 LO STATO TROFICO

### 4.1 RETE DI MONITORAGGIO

L'attività di monitoraggio prevista per il controllo e la valutazione dello stato trofico lungo la costa dell'Emilia-Romagna si attua su una rete di 34 stazioni distribuite nel tratto compreso tra Lido di Volano e Cattolica e posizionate a partire da 500 m dalla linea di costa fino a 20 Km al largo.

Nella Tabella 1 vengono elencate le stazioni con le loro coordinate geografiche e caratteristiche batimetriche, mentre nella Figura 12 viene rappresentata la rete di monitoraggio.

L'attività di controllo e di studio del fenomeno "Eutrofizzazione" che interessa questa zona dell'Adriatico Nord-Occidentale ha come obiettivo non solo quello di tenere monitorate costantemente le diverse matrici che compongono l'ecosistema marino ma anche ricercare e studiare i fattori causali del processo e attuare le migliori strategie di prevenzione e protezione della qualità ambientale. Le finalità delle misure e dei prelievi previsti dal piano di monitoraggio indicato possono essere così sintetizzati:

- definire intensità ed estensione di eventuali fioriture microalgali in ambiente marino;
- riconoscere/determinare le specie fitoplanctoniche che sostengono le fioriture microalgali;
- monitorare gli effetti derivanti dalle diverse fasi dell'evoluzione del fenomeno eutrofico (colorazioni anomale delle acque, ipossie/anossie dei fondali, morie di pesci ed organismi bentonici) ed individuare gli elementi scatenanti/causali;
- determinare le concentrazioni dei nutrienti, in particolare fosforo e azoto, la loro distribuzione spaziale e temporale ed individuare il fattore limitante la crescita microalgale;
- seguire gli andamenti temporali e spaziali dei principali parametri fisico-chimici in relazione ai fenomeni eutrofici e alle condizioni meteo-marine sia nelle acque superficiali sia lungo la colonna d'acqua;
- valutare l'efficacia di eventuali interventi di risanamento eseguiti a breve e lungo termine per la salvaguardia degli ecosistemi e per la tutela delle risorse;
- implementare l'archivio di dati e utilizzare le informazioni per applicare modelli previsionali a supporto delle attività di controllo e gestione.

Nel 2009 il numero delle uscite della M/n Daphne II è stato di 101, inferiore rispetto agli anni precedenti perché dal 14 di ottobre '09 fino a metà gennaio '10 sono state eseguite attività di manutenzione straordinaria alla M/n Daphne II con la sostituzione dei motori. Nei mesi da ottobre a dicembre si sono quindi limitati i campionamenti, i prelievi e le misure solo in stazioni selezionate utilizzando vari mezzi compreso imbarcazioni messe cortesemente a disposizione dalla Provincia di Ferrara e dall'Associazione Onlus "Rimini Rescue".

**Tabella 1 – Rete di monitoraggio delle acque marino costiere della Regione Emilia-Romagna istituita per il controllo dell'eutrofizzazione (L.R. 39/78, L.R. 3/99 e L.R. 44/95)**

<b>Codice Stazione</b>	<b>Località</b>	<b>Prof. metri</b>	<b>Dist. Km</b>	<b>LAT WGS84</b>	<b>LON WGS84</b>
2	Lido di Volano	3.9	0.5	4445,77	1215,51
3	Lido Nazioni	5.1	0.5	4443,45	1215,03
4	Porto Garibaldi	3.7	0.5	4439,69	1215,42
5	Foce Reno	5.2	0.5	4436,56	1217,42
6	Casalborsetti	5.2	0.5	4433,20	1217,45
8	Marina di Ravenna	3.5	0.5	4428,30	1217,53
9	Lido Adriano	5.4	0.5	4424,08	1219,54
11	Lido di Savio	3.9	0.5	4419,53	1220,88
12	Cervia	3.5	0.5	4416,30	1221,73
14	Cesenatico	3.1	0.5	4412,72	1224,15
16	Bellaria	4.2	0.5	4409,06	1228,35
17	Rimini	4.3	0.5	4404,66	1235,05
18	Riccione	3.8	0.5	4401,66	1238,29
19	Cattolica	4.1	0.5	4358,30	1244,46
302	Lido di Volano	6.7	3	4445,69	1217,40
304	Porto Garibaldi	9.1	3	4439,69	1217,28
306	Casalborsetti	10.2	3	4433,40	1219,33
308	Marina di Ravenna	8.1	3	4428,90	1219,25
309	Lido Adriano	9.4	3	4424,31	1221,38
314	Cesenatico	8.3	3	4413,26	1225,84
317	Rimini	9.9	3	4405,82	1235,99
319	Cattolica	11	3	4359,37	1245,58
602	Lido di Volano	7.8	6	4445,58	1219,68
604	Porto Garibaldi	12	6	4439,71	1219,49
609	Lido Adriano	11.4	6	4424,55	1223,55
614	Cesenatico	10.2	6	4413,94	1227,86
619	Cattolica	12.1	6	4400,67	1246,97
1002	Lido di Volano	10.1	10	4445,44	1222,74
1004	Porto Garibaldi	14.8	10	4439,72	1222,56
1009	Lido Adriano	15.1	10	4424,90	1226,59
1014	Cesenatico	12.3	10	4414,86	1230,59
1019	Cattolica	13.6	10	4402,39	1248,79
2004	Porto Garibaldi	26.5	20	4439,73	1230.12
2014	Cesenatico	22.0	20	4417,11	1239,38

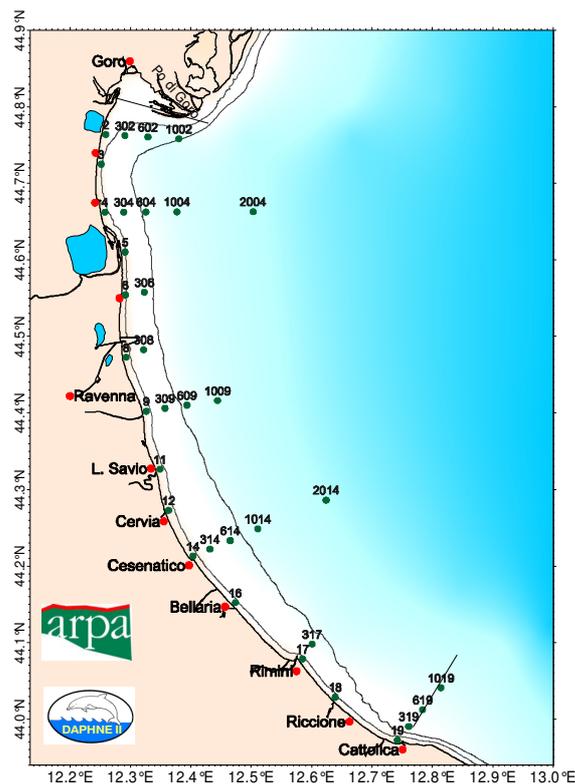


Figura 12 - Rete di monitoraggio per il controllo dell'eutrofizzazione (L.R. 39/78, L.R. 3/99 e L.R. 44/95)

#### 4.1.1 Parametri e frequenza di campionamento

Il monitoraggio di base scaturisce sia dall'esperienza acquisita attraverso la tradizionale attività nel campo del controllo dell'ecosistema costiero, sia dall'effettiva esigenza di tutelare un'area di mare che, per le condizioni che la caratterizzano, è soggetta a possibili distrofie le cui conseguenze possono determinare pesanti effetti sull'ambiente nonché sulle economie collegate al turismo e alla pesca. I dati di caratterizzazione dello stato trofico ricavati dall'attività di monitoraggio della Struttura Oceanografica Daphne vengono elaborati e pubblicati dal 1981. Un importante data set che ha permesso di disegnare la climatologia di base dei parametri presi in considerazione e il loro campo di variazione, un riferimento utile alla definizione del livello di scostamento da una situazione "normale".

Il monitoraggio lungo la costa emiliano-romagnola prevede una frequenza di campionamento quindicinale per i parametri nutrienti (Tabella 2) e fitoplancton mentre per le variabili idrologiche (Tabella 3) la frequenza risulta settimanale nel periodo estivo da giugno a settembre e quindicinale per i restanti mesi.

Il monitoraggio quindicinale viene effettuato, condizioni meteo-marine favorevoli permettendo, generalmente la 1° e la 3° settimana del mese. Per quanto riguarda i nutrienti il campionamento viene eseguito su tutte le stazioni ad esclusione di quelle situate a 6 Km di distanza dalla costa.

Per la temperatura, salinità, ossigeno disciolto e pH viene fornito il profilo verticale registrato con la sonda multiparametrica ad ogni metro di profondità al fine di individuare gli stati di stabilità ed instabilità della colonna d'acqua, le stratificazioni termiche (termoclini) e saline (aloclini), nonché gli stati anossici e/o ipossici che si possono verificare a livello del fondale.

**Tabella 2 - Nutrienti**

Parametro	Unità di Misura
Nitrati	μg/L
Nitriti	μg/L
Ammoniaca	μg/L
Silicati	μg/L
Fosforo reattivo	μg/L
Fosforo totale	μg/L
Azoto totale	μg/L

**Tabella 3 - Parametri idrologici**

Parametro	Unità di Misura
Temperatura	°C
pH	
Trasparenza	m
Salinità	psu
Ossigeno disciolto	mg/L
Clorofilla "a"	μg/L

Nel campionamento del fitoplancton, effettuato alla profondità di 50 cm, le stazioni campionate sono quelle poste a 500 m e 3 Km dalla costa antistante Porto Garibaldi, Lido Adriano, Cesenatico e Cattolica e quelle a 500 m davanti a Lido di Volano, Porto Corsini e Rimini.

Durante la prima settimana di ogni mese il piano di monitoraggio prevede la misurazione dei nutrienti e dei parametri idrologici anche nelle stazioni posizionate a 20 Km dalla costa lungo i transetti di Porto Garibaldi (st. 2004) e di Cesenatico (st. 2014); vengono inoltre eseguite, sempre lo stesso giorno in entrambi i transetti, analisi di nutrienti sulle acque di fondo nelle stazioni a 3, 10 e 20 Km.

Ulteriore finalità dell'indagine nell'area al largo è quella di individuare l'incidenza del carico di nutrienti sversati dal fiume Po nel contesto complessivo e caratterizzare gli apporti dal bacino padano rispetto a quelli veicolati dai bacini costieri.

Nella Tabella 4 vengono riepilogate le misure effettuate su ogni stazione e la frequenza di campionamento.

**Tabella 4 – Schema del piano di monitoraggio per il controllo dell'eutrofizzazione**

Codice Stazione	FITOPLANCTON	NUTRIENTI	IDROLOGICI	FREQUENZA DI CAMPIONAMENTO		
				QUINDICINALE	SETTIMANALE *	MENSILE
2	X	X	X	X	X	
3		X	X	X	X	
4	X	X	X	X	X	
5		X	X	X	X	
6	X	X	X	X	X	
8		X	X	X	X	
9	X	X	X	X	X	
11		X	X	X	X	
12		X	X	X	X	
14	X	X	X	X	X	
16		X	X	X	X	
17	X	X	X	X	X	
18		X	X	X	X	
19	X	X	X	X	X	
302		X	X	X	X	
304	X	X	X	X	X	▼
306		X	X	X	X	
308		X	X	X	X	
309	X	X	X	X	X	
314	X	X	X	X	X	▼
317		X	X	X	X	
319	X	X	X	X	X	
602			X	X	X	
604			X	X	X	
609			X	X	X	
614			X	X	X	
619			X	X	X	
1002		X	X	X	X	
1004		X	X	X	X	▼
1009		X	X	X	X	
1014		X	X	X	X	▼
1019		X	X	X	X	
2004		X	X			X▼
2014		X	X			X▼

(\*Settimanale da giugno a settembre ; ▼ Misure eseguite sullo strato delle acque di fondo)

## 4.2 RASSEGNA DEGLI EVENTI EUTROFICI DEL LITORALE EMILIANO-ROMAGNOLO

Le acque costiere dell'Emilia-Romagna, nei controlli dei primi giorni del 2009, hanno presentato una buona qualità ambientale. Temperature basse e ridotte immissioni di acque dolci hanno contribuito a mantenere una buona ossigenazione delle acque sia in superficie che sul fondo e bassi valori di clorofilla "a" per l'assenza di fioriture microalgali.

Come abbiamo più volte sottolineato l'area sottoposta a monitoraggio è collocata in una zona del Nord Adriatico caratterizzata da rilevanti apporti padani e costieri che influiscono in maniera incisiva sulla qualità ambientale. Premesso questo, a partire da fine gennaio, assistiamo all'instaurarsi di una condizione ambientale fortemente influenzata da apporti fluviali; intense precipitazioni a metà del mese hanno provocato uno sversamento in mare di notevoli quantità di acque dolci con conseguente cambiamento di alcuni parametri idrologici delle acque di superficie sia nella zona settentrionale sia in quella centro-meridionale.

L'effetto immediato è risultato essere una generale riduzione della salinità e della trasparenza delle acque sia in costa sia al largo e la presenza in mare di materiale galleggiante riversato dai fiumi, come tronchi e rami di varie dimensioni, materiale peraltro pericoloso per la navigazione. In corrispondenza delle foci fluviali e dei porto canale si è osservato in diverse occasioni una "plume" torbida che interessava i primi 2 Km davanti alla linea di costa. I bacini padano e costieri in questo periodo oltre a diluire le acque marine hanno anche contribuito ad immettere elevati carichi di elementi eutrofizzanti quali fosforo e azoto, che hanno alimentato la proliferazione della componente fitoplanctonica.

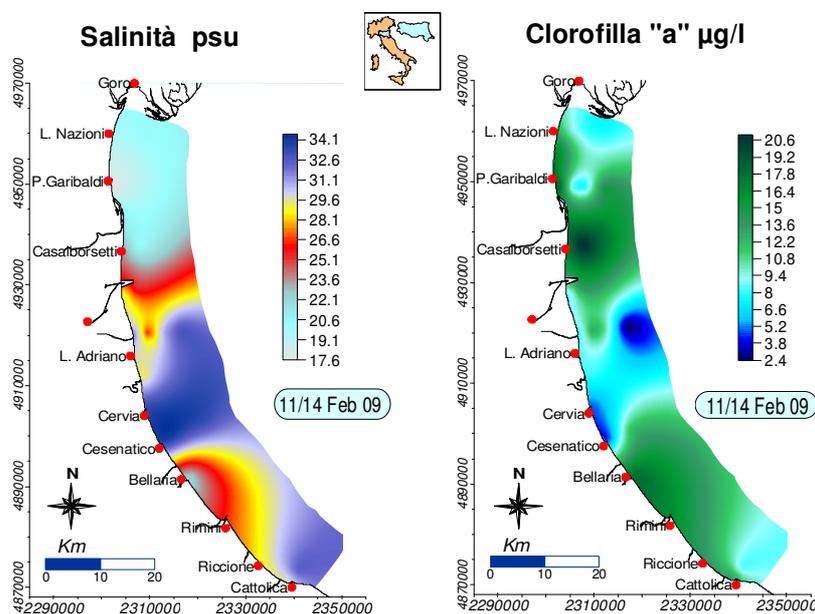


Figura 13 - Mappe di distribuzione della salinità e della Clorofilla "a" rilevate nel monitoraggio del 11/14 febbraio 2009 dalla costa fino a 10 Km al largo nelle acque superficiali

Infatti i controlli degli indici trofici hanno registrato importanti aumenti di clorofilla “a” lungo tutta la costa anche nelle stazioni posizionate al largo e hanno determinato l’inizio del processo eutrofico che ha caratterizzato tutto il mese di febbraio (Figura 13).

Elevate concentrazioni di fitoplancton sono state registrate sia nelle stazioni a 500 m dalla costa sia in quelle a 10 Km ed hanno inciso sulla trasparenza delle acque riducendola e sulla colorazione (verde – marrone). L’esame al microscopio in laboratorio ha evidenziato che queste fioriture invernali erano sostenute da microalghe appartenenti al gruppo delle Diatomee ed in particolare al genere *Skeletonema*.

L’alta produttività dell’ecosistema ha contribuito a mantenere una buona ossigenazione delle acque marine sia in superficie sia in prossimità del fondale, dove si sono registrati in alcuni momenti valori di sovrasaturazione dell’ossigeno.

A inizio marzo le indagini idrologiche hanno evidenziato una forte stratificazione ialina della colonna d’acqua con salinità bassa nei primi metri; in particolare si riportano i dati rilevati il giorno 4 marzo nella Stazione 2 (Lido di Volano) a 500 m corrispondenti con valori di superficie pari a 10.7 psu contro i 34.5 psu del fondo (- 4.3 metri) e a 10 Km dalla costa a valori di superficie pari a 22.5 psu contro i 36.9 di fondo (- 9.4 metri).

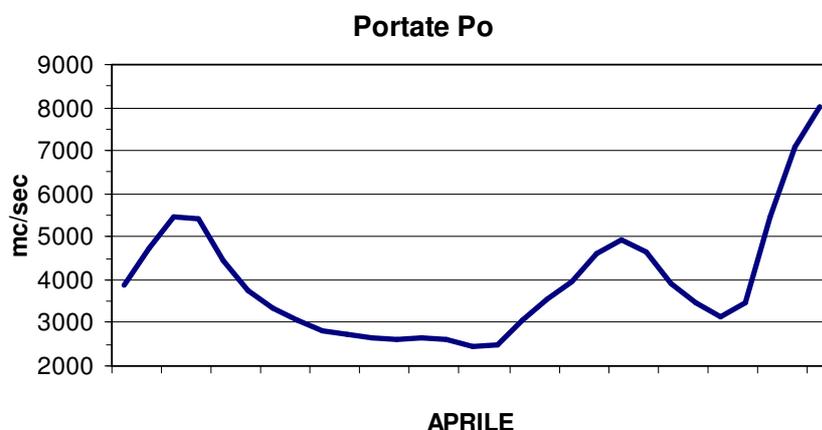
Durante i mesi di marzo e aprile si è assistito ad eventi occasionali di mareggiate che hanno contribuito a disperdere momentaneamente il fenomeno eutrofico in atto, con miglioramento delle condizioni ambientali e uniformità delle grandezze idrologiche da superficie a fondo.

Nei monitoraggi di fine marzo e inizio aprile si sono manifestate in superficie chiazze di colore arancione, prima nelle zone più al largo, poi verso costa; si è trattato di fioriture di *Noctiluca scintillans* (Figura 14), microalga appartenente alla famiglia delle Dinoflagellate che di notte, quando è presente in concentrazioni molto elevate, emette una caratteristica bioluminescenza. In fase di degradazione assume una conformazione filamentosa simile agli stadi iniziali del processo delle mucillaggini.



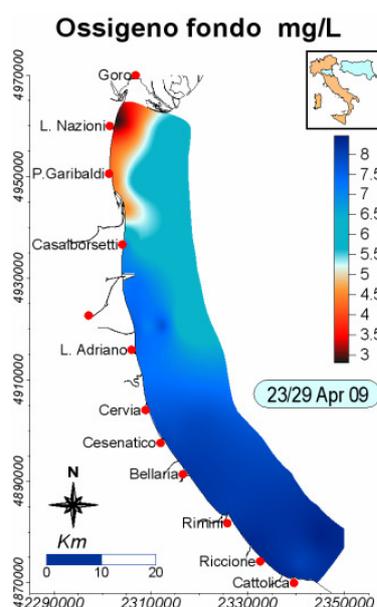
**Figura 14 - Fioritura in mare della microalga *Noctiluca scintillans*; nel riquadro un ingrandimento della microalga vista al microscopio**

Anche nel mese di aprile si sono verificati apporti importanti di acque dolci dai bacini costieri e dal fiume Po (Figura 15).



**Figura 15 – Portate fiume Po rilevate a Pontelagoscuro (FE) in aprile 2009**

Questo apporto ha contribuito a mantenere elevati i valori degli indici trofici sostenendo le fioriture fitoplanctoniche, che oltre a mantenere una colorazione verde-marrone delle acque hanno ridotto notevolmente la trasparenza abbassandola in media attorno al metro. Condizioni meteo marine stabili del periodo oltre a favorire lo sviluppo della biomassa microalgale, hanno accentuato la formazione di alti gradienti di densità lungo la colonna d'acqua a livello del termocline. Nonostante la stratificazione, lo stato di ossigenazione del fondale durante la stagione invernale è risultato essere in generale buono. Fa eccezione il monitoraggio del 23-29 aprile che ha registrato nella zona a ridosso del delta padano una riduzione delle concentrazioni di ossigeno sul fondo di oltre il 50% rispetto la superficie raggiungendo valori di 2.77 mg/L (Figura 16).



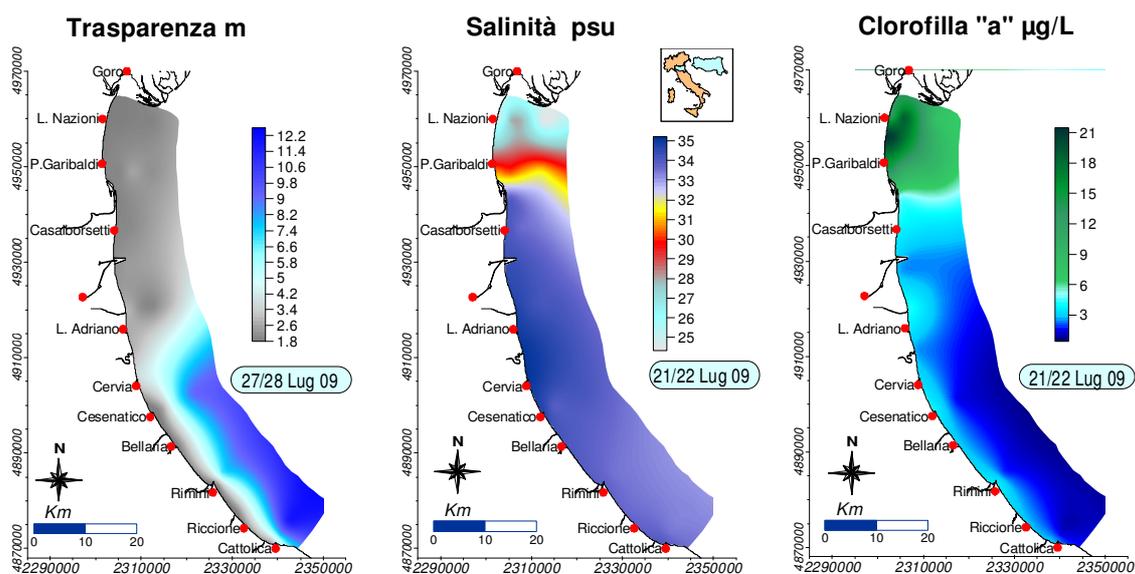
**Figura 16 - Mappe di distribuzione dell'Ossigeno di fondo nel monitoraggio del 23/29 aprile 2009**

A fine maggio i controlli dei parametri idrologici lungo la costa emiliano-romagnola indicavano un miglioramento della qualità ambientale; anche se permaneva una forte stratificazione sia salina che termica, si è registrata una netta diminuzione del fenomeno eutrofico soprattutto nella zona centro-meridionale dove nel controllo del 18/19 maggio non superavano in media il valore di 4.3  $\mu\text{g/L}$  di clorofilla "a".

Il cambiamento della circolazione delle masse d'acqua lungo la fascia costiera a inizio giugno ha apportato un significativo miglioramento dello stato qualitativo delle acque. Regime di venti estivi provenienti da sud/est (Sirocco) hanno contribuito da un lato a portare acque pulite dal largo verso costa e nello stesso tempo hanno bloccato il flusso delle acque dolci sversate dal Po nella zona settentrionale. Infatti si è assistito ad un instaurarsi di un gradiente nord-sud che si è mantenuto in generale durante tutta la stagione estiva. L'area centro meridionale della costa, da Ravenna a Cattolica, si attestava su una condizione ambientale "Buona/Elevata" caratterizzata da bassi livelli di clorofilla "a", buona ossigenazione delle acque superficiali e di fondo, salinità in aumento e valori di trasparenza buoni.

È rimasta sempre un po' critica l'area più settentrionale, a ridosso del delta con livelli di biomassa microalgale elevati, valori di clorofilla "a" superiori a 10  $\mu\text{g/L}$ , bassa salinità (mediamente inferiore rispetto alla media climatologica del periodo) e bassa trasparenza delle acque superficiali.

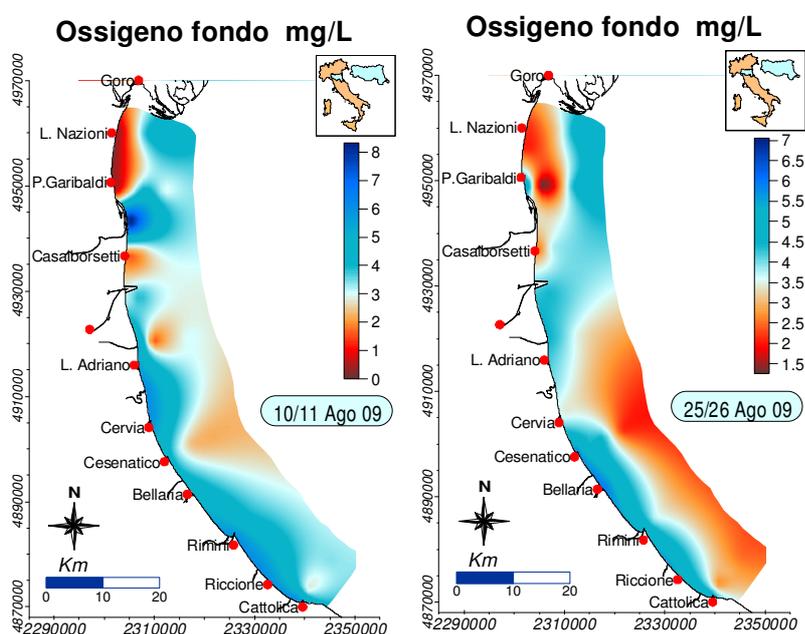
Nel mese di luglio l'ambiente marino costiero si presentava nettamente diversificato nell'area settentrionale rispetto a quella centro-meridionale. Al nord le acque erano interessate da un processo eutrofico ancora in atto esteso anche al largo; il perdurare di questa intensa produttività e presenza microalgale nelle acque ha fatto registrare valori di ossigeno elevati in superficie che tendevano a ridursi a livello del fondale, fino a raggiungere condizioni prossime all'ipossia. I valori degli indici trofici si sono mantenuti elevati a causa del continuo apporto di nutrienti veicolati dal bacino padano che hanno fortemente influenzato tutta l'area, contribuendo inoltre a mantenere bassi i valori di salinità delle acque superficiali, in media inferiori ai 27 psu. Al contrario, l'area centro-meridionale presenta uno stato qualitativo dell'ecosistema marino "Buono", con valori bassi di clorofilla "a", elevata trasparenza delle acque e una buona ossigenazione lungo tutta la colonna d'acqua (Figura 17).



**Figura 17 - Mappe di distribuzione della Trasparenza (27/28 luglio '09), della Salinità e della Clorofilla "a" (21/22 luglio '09) rilevate dalla costa fino a 10 Km al largo nelle acque superficiali**

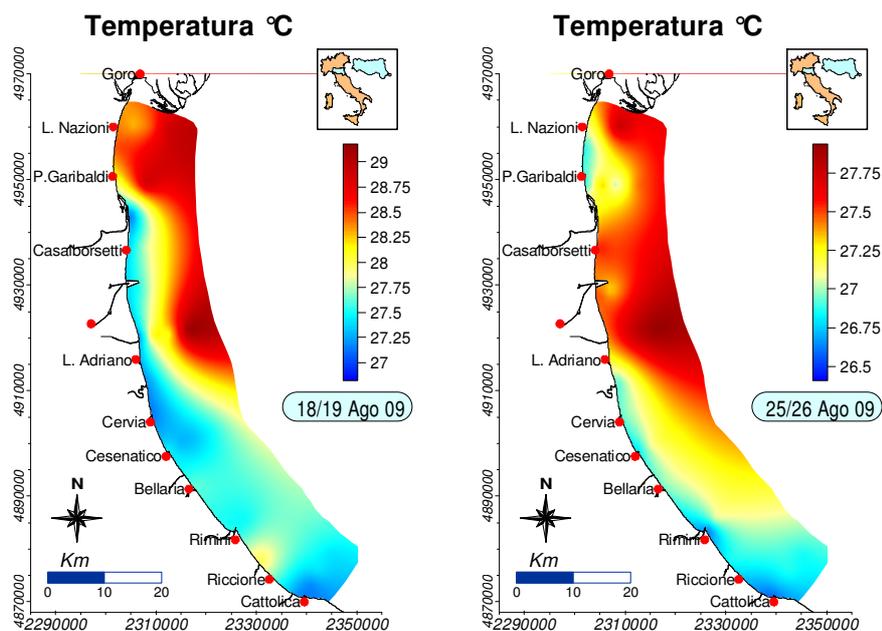
Durante il mese di agosto gli indici trofici si sono mantenuti in media bassi lungo tutta la costa ad eccezione sempre della zona a ridosso del delta padano dove valori di clorofilla “a” sottolineavano un processo eutrofico ancora in atto e circoscritto, alimentato e sostenuto da elementi eutrofizzanti sversati in mare dal fiume Po.

Il fenomeno evidenziato dai monitoraggi di questo periodo è stato la presenza di bassi valori di concentrazione dell’ossigeno disciolto a livello degli strati a ridosso dei fondali. La concentrazione del parametro tendeva a diminuire sul fondo nella zona centro-settentrionale inizialmente nelle stazioni più sotto costa fino a 1-2 Km dove si registravano situazioni di ipossia e in alcuni punti anche di anossia (L. delle Nazioni, 3-4 agosto); a fine agosto la carenza di ossigeno si è estesa anche nella fascia al largo e nella parte centrale e meridionale della costa (6-10 Km) (Figura 18).



**Figura 18 - Mappe di distribuzione dell’Ossigeno di fondo rilevate in agosto 2009 (10/11 e 25/26) dalla costa fino a 10 Km al largo**

In questo periodo si sono registrate temperature elevate delle acque superficiali che variavano da circa 26°C a 29°C, risultando a volte superiori di circa 1.5°C rispetto la media climatologica del periodo (Figura 19).



**Figura 19 – Mappe di distribuzione della Temperatura rilevate il 18/19 e il 25/26 agosto 2009 da costa fino a 10 Km al largo nelle acque superficiali**

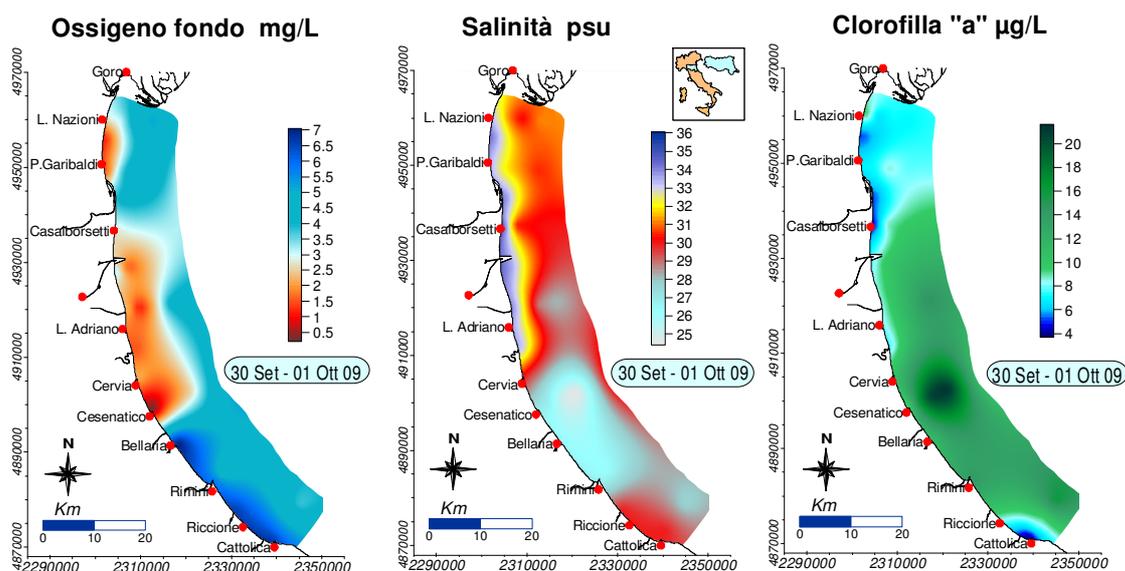
Il tratto di costa a ridosso della spiaggia, dalla battigia fino a 300 m, che si estende tra Cervia e Cesenatico è stato caratterizzato a metà del mese di agosto fino ai primi giorni di settembre da una fioritura microalgale che si è manifestata visivamente con colorazione rosso-marrone delle acque superficiali e bassa trasparenza. Questo abnorme sviluppo microalgale è stato determinato dalla *Fibrocapsa japonica*, alga unicellulare appartenente al genere delle Raphidophyceae (Figura 20). È un fenomeno eutrofico che si presenta lungo le nostre coste dal 2004 e che interessa soprattutto le aree centro-meridionali. Lo sviluppo della microalga è prettamente costiero, infatti il “bloom” si presenta con un’estensione spaziale che non supera i 100-300 m dalla battigia. La crescita e lo sviluppo della microalga si manifesta particolarmente nel pomeriggio quando l’irraggiamento è maggiore e le temperature sono più elevate.



**Figura 20 - *Fibrocapsa japonica* fotografia al microscopio ottico; marea rossa sostenuta dalla *Fibrocapsa japonica***

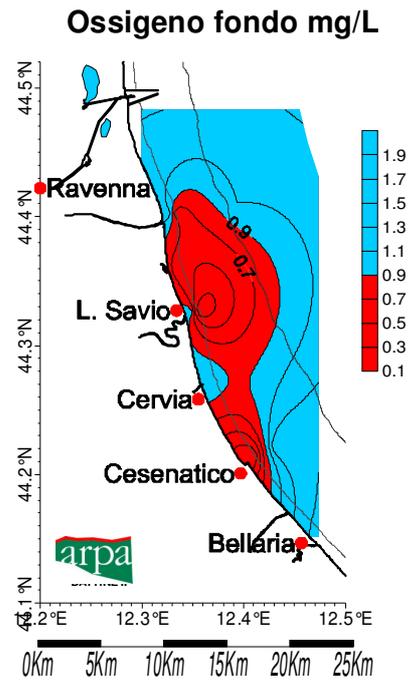
Ad inizio settembre si sono verificati eventi meteo-marini favorevoli ad un miglioramento generale delle condizioni ambientali in mare; venti da Nord-Est hanno infatti generato un intenso moto ondoso che ha determinato un rimescolamento delle masse d'acqua e portato ad un abbassamento delle temperature delle acque superficiali anche di 3°C. A metà settembre il controllo dei valori di ossigeno disciolto lungo la colonna d'acqua rilevava una condizione generale buona sul fondo ad eccezione di limitate zone tendenti all'ipossia circoscritte nella zona settentrionale e sotto costa. Il miglioramento di tale condizione ha avuto breve durata, non solo nelle aree più a Nord della costa ma anche in quelle più meridionali. Il continuo perdurare di immissioni di acque dolci provenienti dai fiumi lungo tutta la costa ha portato ad un abbassamento della salinità e una conseguente immissione di elementi eutrofizzanti che hanno alimentato la componente fitoplanctonica. Infatti a partire da settembre si sono registrati valori elevati di clorofilla "a" nelle acque superficiali anche nelle stazioni centrali (Cesenatico 21.0 µg/L il 3 settembre) e in quelle meridionali.

Nel tratto di mare che si estende da Cesenatico a Lido di Savio da costa fino a 3 Km, si è registrato nella prima settimana di ottobre, una condizione di anossia nelle acque di fondo con una conseguente moria di organismi bentonici (Figura 21). Si sono osservati nelle zone costiere pesci e crostacei in stato di sofferenza, che dal fondale privo di ossigeno sono migrati verso gli strati superficiali in cerca di migliori condizioni di ossigenazione.



**Figura 21 – Mappe di distribuzione della Salinità (sup), Ossigeno di fondo e Clorofilla “a” (sup) rilevate il 30 sett/01 ott ‘09 dalla costa fino a 10 Km al largo**

L'area più critica per quanto riguarda i valori di ossigeno sul fondo è risultata essere distribuita tra la foce del fiume Bevano e Bellaria (Figura 22). Le cause di questo evento sono da attribuire sia a condizioni strutturali della colonna d'acqua che hanno impedito di fatto scambi tra acque di fondo e di superficie, sia a condizioni biologiche attribuibili ad un importante stato eutrofico delle acque (Figura 23).



**Figura 22 - Mappa di distribuzione dell'Ossigeno di fondo da Cesenatico a Ravenna e da costa fino a 6 Km (07 ottobre'09)**



**Figura 23 - Effetti dovuti alla riduzione di ossigeno sul fondo su vari organismi: A) moria di Bivalvi, B) moria di Granchi e C) spiaggiamento pesce ragno**

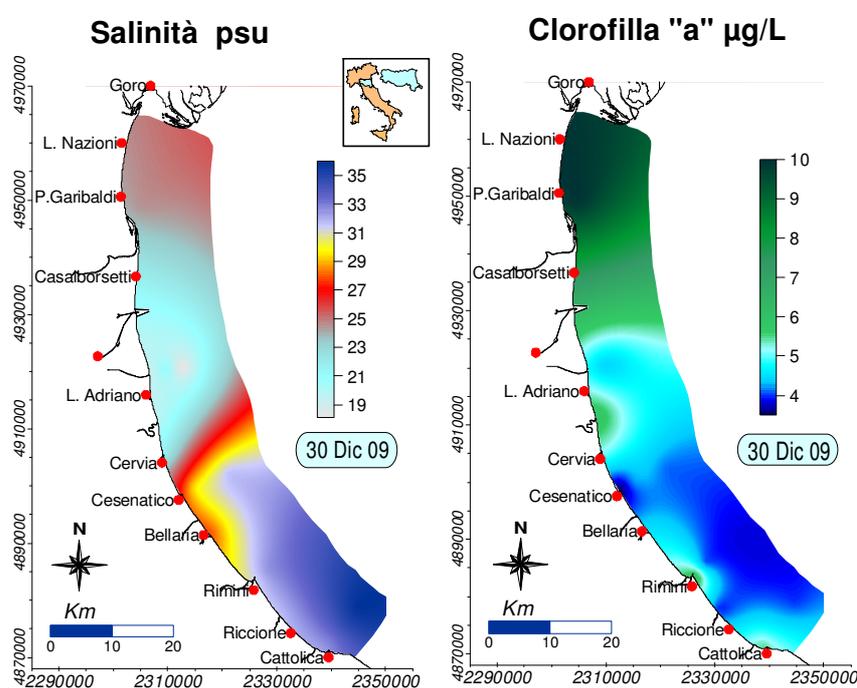
Come spesso accade, lungo la costa emiliano-romagnola le condizioni di criticità si risolvono grazie ad eventi meteo-marini instabili (mare mosso). Infatti grazie ad una mareggiata verificatasi il 13/14 ottobre i valori di Ossigeno disciolto nelle acque di fondo sono rientrati nella norma.

A causa delle attività di manutenzione straordinaria a cui la motonave Daphne II si è sottoposta a partire da metà ottobre (sostituzione dei motori) il monitoraggio fino alla metà di dicembre si è limitato a prelievi e misure solo in alcune stazioni selezionate, necessarie ad acquisire elementi essenziali al fine di rispondere alle normative ambientali.

In questo periodo le acque marino costiere fino a 3 Km registravano valori elevati di clorofilla "a" soprattutto nelle aree più a nord dove la biomassa microalgale, sostenuta principalmente da Diatomee del genere *Skeletonema*, contribuiva anche a mantenere bassa la trasparenza delle acque superficiali (Figura 24).

L'ultimo monitoraggio dell'anno effettuato con la M/n Daphne II rientrata in attività, ha rilevato valori di temperatura nelle acque superficiali prossime alla media del periodo. Gli elevati apporti di acque dolci di origine fluviale (4.166 m<sup>3</sup>/sec portata del Po il 27/12/09) hanno determinato un abbassamento importante della salinità delle acque superficiali e della trasparenza delle stesse, a seguito dell'elevata torbidità generata da detrito (lime/argille) veicolato in mare dai fiumi (Figura 24).

Gli indici trofici registrati rimanevano più elevati nell'area compresa tra Marina di Ravenna e la stazione di campionamento più settentrionale (Bagni di Volano) rispetto all'area più meridionale attestandosi, nella area più settentrionale, su valori medi di clorofilla "a" pari a 10 µg/L.



**Figura 24 - Mappe di distribuzione Clorofilla "a" e della Salinità rilevate nel monitoraggio del 30 dicembre '09 da costa fino a 10 Km al largo nello strato di superficie**

### 4.3 ELABORAZIONE BOLLETTINO

Le informazioni acquisite durante i controlli settimanali/quindicinali oltre ad alimentare la banca dati, vengono utilizzate anche per la realizzazione di un Bollettino MARE IN - FORMA inserito su Internet ([www.arpa.emr.it/daphne/](http://www.arpa.emr.it/daphne/)), a conclusione di ogni monitoraggio e successivamente spedito via fax a vari utenti fra i quali i Sindaci dei Comuni della costa, i Ministeri competenti, gli Assessorati regionali e provinciali competenti, le USL costiere, le Cooperative pescatori, il Compartimento Marittimo di Ravenna, Sezioni Provinciali ARPA, NOE, ANSA, ecc.

Il Bollettino rappresenta una sintesi delle condizioni rilevate durante i controlli eseguiti dalla Motonave Daphne lungo tutta la costa antistante l'Emilia Romagna ed è composto da:

- breve commento con le osservazioni più importanti registrate e osservate;
- valori medi suddivisi per zona (A, B e C) delle variabili ideologiche: Temperatura, Salinità, Ossigeno Disciolto (in superficie e sul fondo), trasparenza e Clorofilla "a";
- profili di ossigeno, salinità e trasparenza in tre stazioni a 6 Km rappresentative di ciascuna zona (Porto Garibaldi, Cesenatico e Cattolica);
- elaborazione di mappe tematiche di distribuzione su tutta la costa di: temperatura, clorofilla "a", salinità, trasparenza e ossigeno disciolto sul fondo.

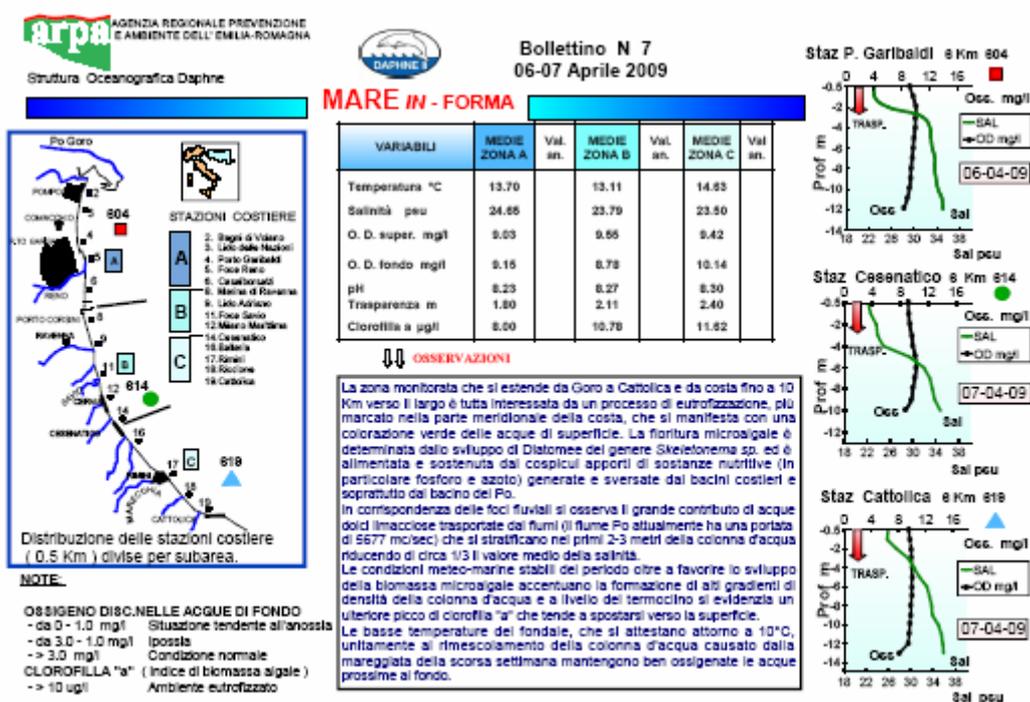
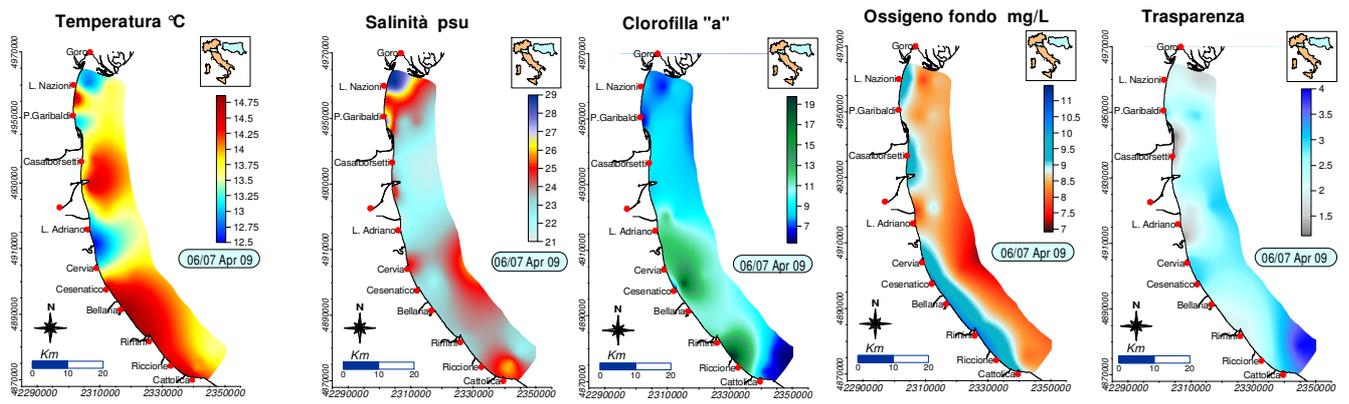


Figura 25 - Esempio di Bollettino realizzato a conclusione di un monitoraggio



**Figura 26 - Esempio di mappe tematiche allegate al Bollettino realizzato a conclusione di un monitoraggio**

## 4.4 MONITORAGGIO E RISULTATI

### 4.4.1 Parametri idrologici

#### 4.4.1.a Salinit 

La variabilit  del parametro nelle acque costiere dell'Emilia-Romagna   correlata ai regimi di portata fluviale, con particolare riferimento al fiume Po, all'azione di miscelamento operata dal moto ondoso, nonch  a situazioni idrodinamiche particolari come i processi di upwelling che, in occasione di venti spiranti da terra richiamano in costa acque di fondo a pi  elevata salinit .

Le portate del fiume Po nel 2009 hanno registrato un andamento caratterizzato da picchi importanti da fine gennaio a fine maggio con un valore medio annuale di 2001 mc/sec e che hanno influito notevolmente sulla variabilit  della salinit  nelle acque marino costiere dell'Emilia Romagna. Il picco massimo di portata si   avuto il 2 maggio con 8073 mc/sec, il pi  basso pari a 762 mc/sec il 1 agosto. L'immissione di importanti masse d'acque dolce in mare ha contribuito a variare i valori di salinit  in ambiente marino non solo in superficie ma anche nei primi metri di profondit  sia nelle stazioni pi  vicine alla costa sia in quelle posizionate pi  al largo (Figura 27 e Figura 28).

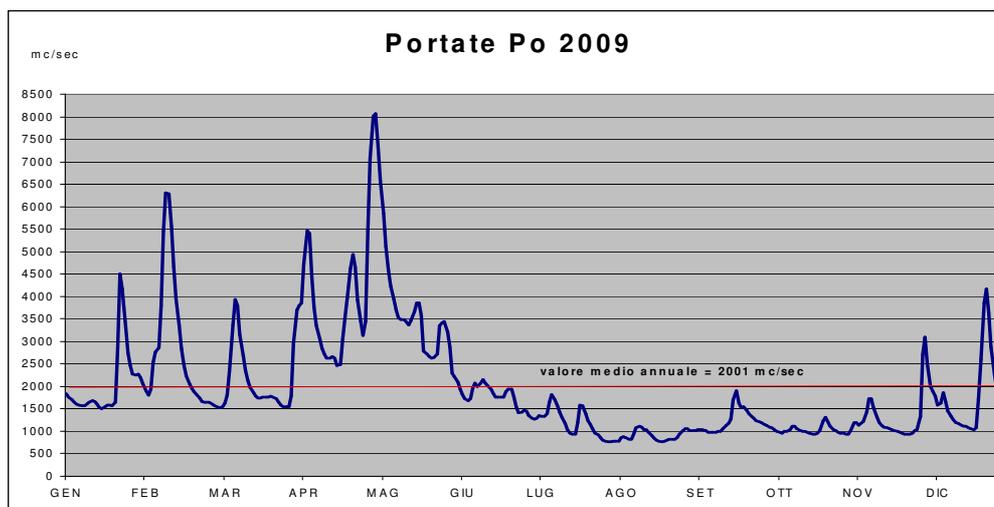
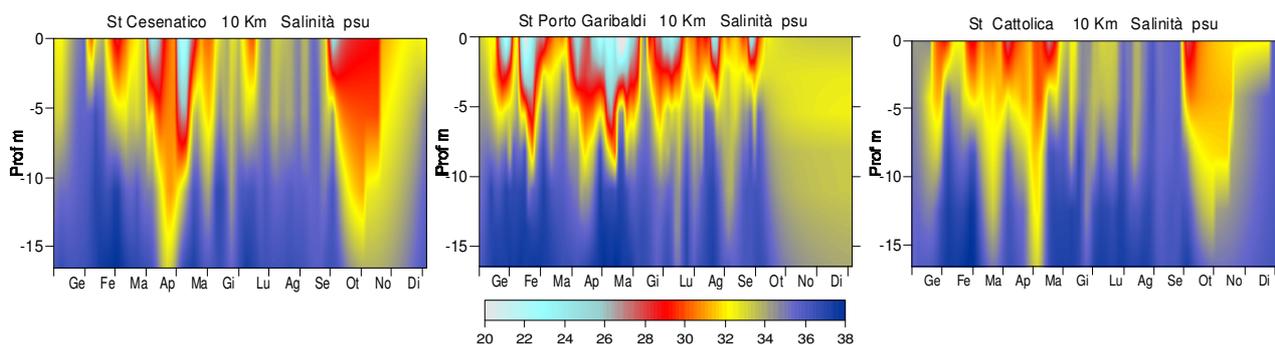


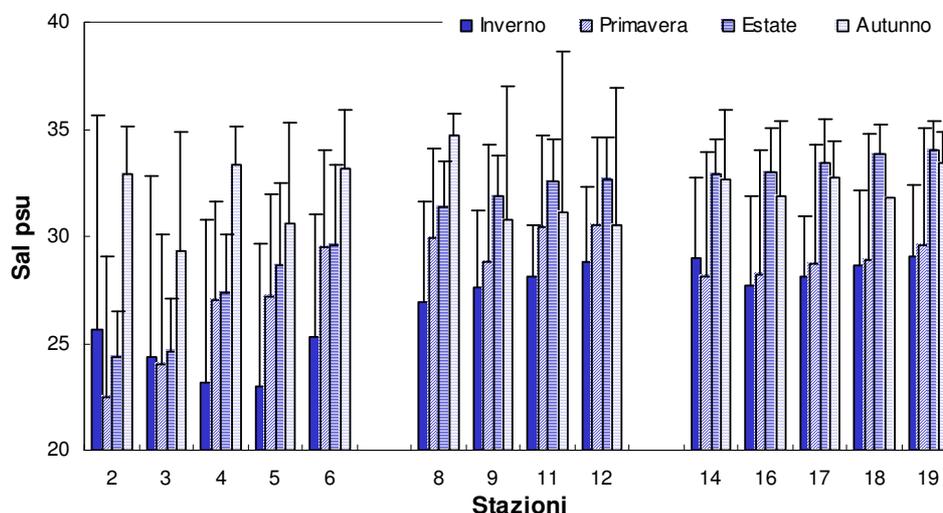
Figura 27 - Portate fiume Po rilevate a Pontelagoscuro (FE)



**Figura 28 - Isolinee della Salinità rilevate nei monitoraggi settimanali nelle stazioni a 10 Km dalla superficie al fondo al largo di Cesenatico, Porto Garibaldi e Cattolica**

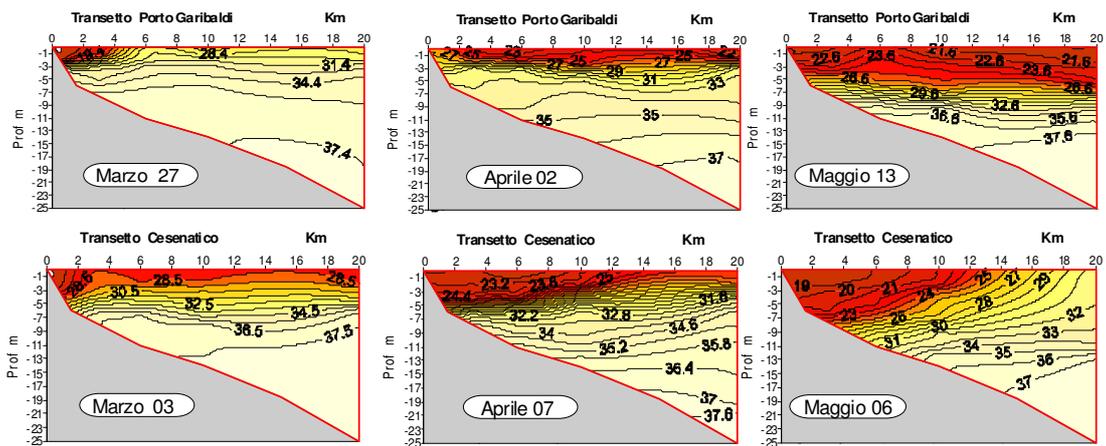
In generale i valori di salinità nel 2009 si attestano su valori più elevati e omogenei nel periodo estivo nella zona centro-meridionale della costa mentre le stazioni più settentrionali presentano valori medi più elevati in autunno; sono infatti sempre queste ultime a presentare condizioni direttamente correlate alla presenza di acque di origine fluviale e presentare quindi una maggiore variabilità del parametro sia in costa che al largo.

Negli istogrammi di Figura 29 vengono descritti graficamente gli andamenti stagionali medi della Salinità nelle stazioni costiere con le deviazioni standard che sottolineano come l'area settentrionale (stazioni da 2 a 6) si discosti in generale dalle aree centro-meridionali (stazioni da 8 a 19) presentando in genere valori più bassi in quanto direttamente interessata dagli apporti padani.



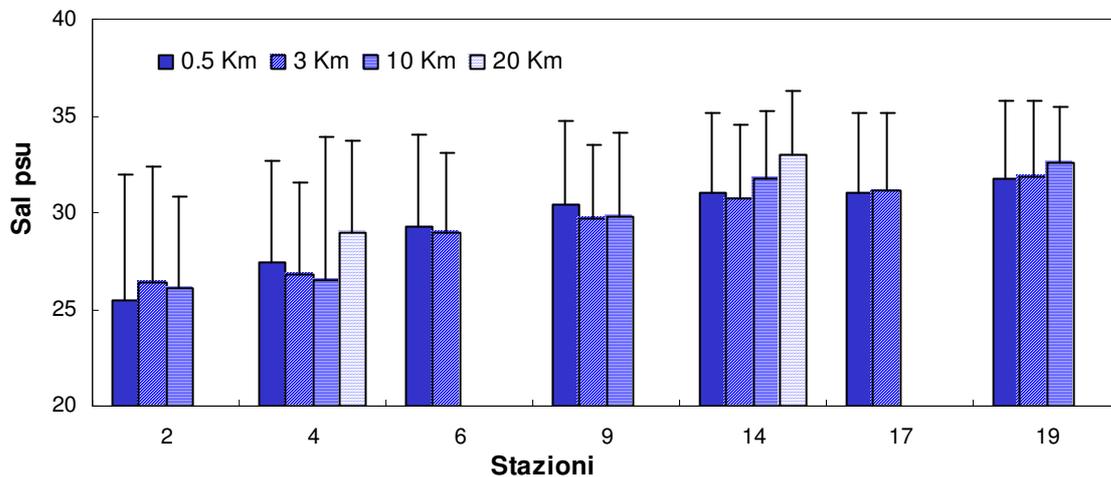
**Figura 29 - Valori medi stagionali e deviazioni standard nelle acque superficiali**

La salinità oltre a rappresentare un tracciante per analizzare la distribuzione degli inquinanti, è un fattore importante per definire i campi di densità e stratificazione. Come si evidenzia dalla Figura 30 lo strato di acque dolci, presenti in maniera cospicua nei periodi critici (marzo - aprile-maggio 2009), può interessare uno strato anche di 4-5 metri di profondità, contribuendo alla stratificazione della colonna d'acqua. I valori di salinità nelle acque di fondo mantengono escursioni più lineari e comunque sempre con valori più elevati rispetto a quelli di superficie.



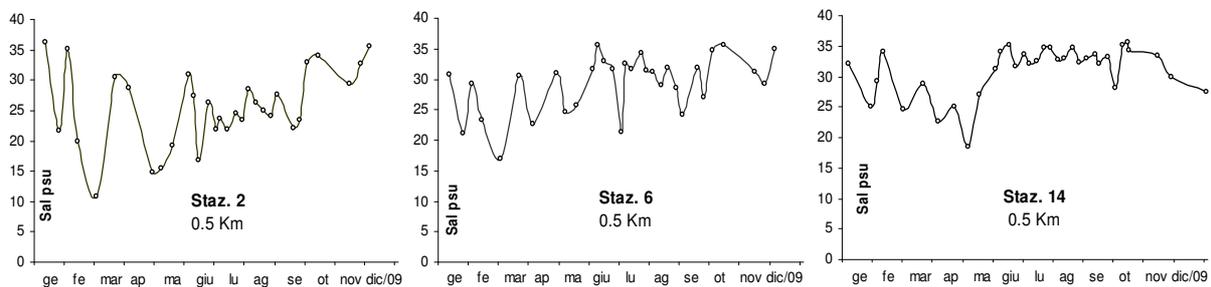
**Figura 30 - Isolinee della Salinità (PSU) lungo i transetti di Cesenatico e Porto Garibaldi fino a 20 Km al largo rilevate in marzo, aprile, maggio '09**

In generale gli andamenti mensili rilevati durante l'anno confermano un accentuato trend costiero crescente da nord verso sud e da costa verso il largo; infatti più ci si allontana dalla fonte di immissione principale di acqua dolce, rappresentata appunto dal fiume Po e dagli altri bacini presenti lungo la costa, maggiore risulta la salinità nelle stazioni controllate. Nella Figura 31 viene bene evidenziata questa condizione: graficamente vengono rappresentati i valori medi annuali con le deviazioni standard calcolati nelle acque superficiali per le stazioni da costa fino a 20 Km.



**Figura 31 - Valori medi annuali e deviazioni standard di salinità nelle acque superficiali calcolate nelle stazioni da costa fino a 20 Km al largo**

Nelle stazioni costiere il valore più basso nell'area settentrionale è stato di 10.7 psu il 3 marzo nella st. 2, il valore più basso nell'area centrale è stato registrato nella st. 8 il 26 gennaio con 18.3psu, mentre nell'area più meridionale della costa il dato più basso rilevato è stato pari a 18.6 psu nella stazione antistante Bellaria (st. 16) il 6 maggio. In Figura 32 sono riportate a titolo esemplificativo gli andamenti annuali in 3 stazioni costiere.

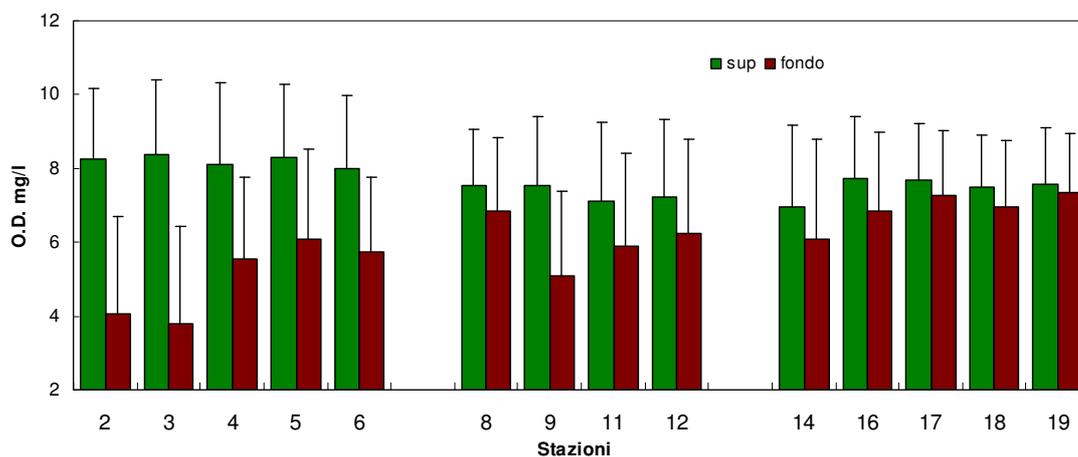


**Figura 32 - Andamenti temporali della Salinità in superficie nelle stazioni Lido Volano (st. 2), Casalborsetti (st. 6) e Bellaria (st. 16) a 0.5 Km dalla costa**

#### 4.4.1.b Ossigeno disciolto

La variabilità dell'ossigeno disciolto, indicatore dello stato trofico, è fortemente influenzata dalla biomassa autotrofa in sospensione. Le fluttuazioni attorno al valore fisico di saturazione sono per lo più conseguenti all'apporto di ossigeno proveniente dai processi fotosintetici mentre, abbassamenti del valore, dipendono da movimenti convettivi con risalite o spostamenti di acque di fondo meno ossigenate.

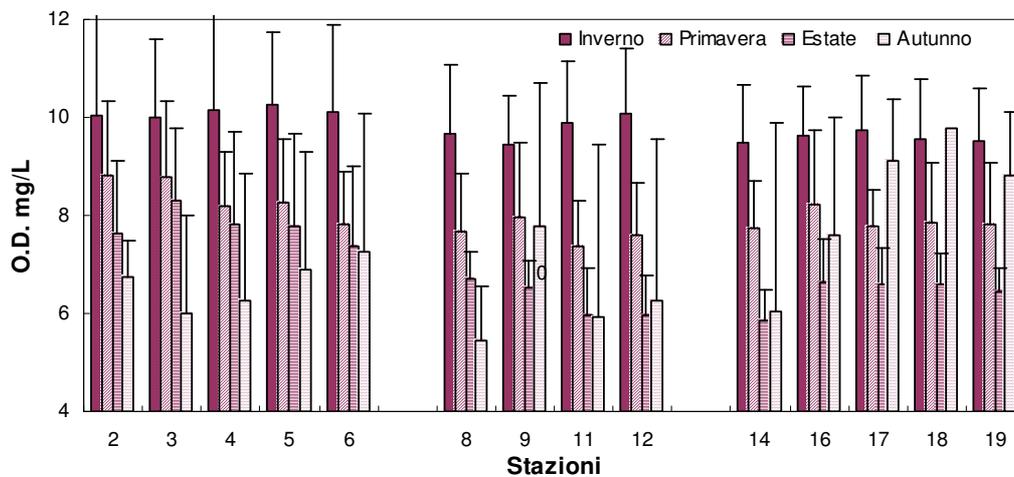
Valori in sovrasaturazione si registrano sempre in concomitanza di fioriture microalgali; le stazioni settentrionali interessate da più frequenti e consistenti blooms algali presentano infatti le concentrazioni maggiori del parametro in tutte le stazioni superficiali (Figura 33).



**Figura 33 - Valori medi annuali e deviazioni standard di O.D. nelle acque superficiali e di fondo con deviazione standard nelle stazioni a 0.5 Km dalla costa**

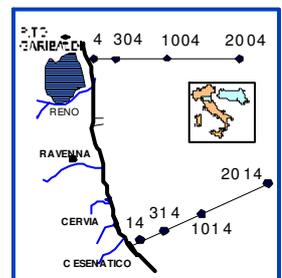
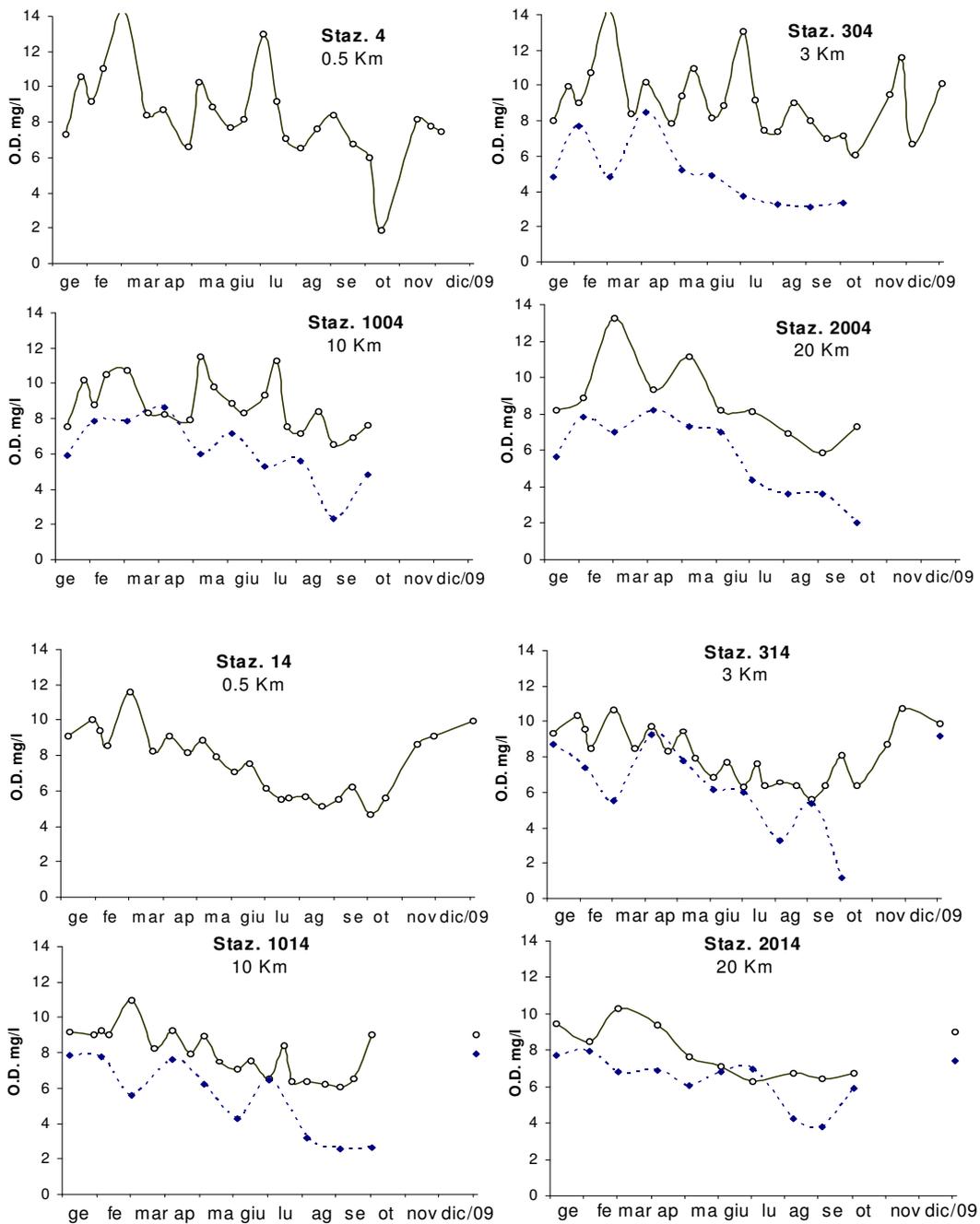
Nelle acque di fondo i valori tendenti alla sottosaturazione sono dovuti alla domanda di ossigeno nei processi ossidativi legati alla degradazione della sostanza organica (Figura 33), i valori medi più bassi si sono rilevati nella parte più settentrionale della costa, area in cui si manifestano più frequentemente crisi anossiche/ipossiche. Questa rappresentazione mette in risalto la situazione tipica dell'area settentrionale della costa, più coinvolta nei processi eutrofici, che vede importanti aumenti di produttività in superficie (quindi buona ossigenazione delle acque superficiali), ma anche intensa attività ossidativa sul fondo da parte degli organismi della catena del detrito attivati nella decomposizione della sostanza organica (fitoplancton).

Le medie stagionali delle acque superficiali confermano in generale in tutte le stazioni valori più elevati in inverno e più bassi in estate nelle stazioni meridionali, mentre in quelle centro settentrionali valori medi più bassi si registrano in autunno (Figura 34).



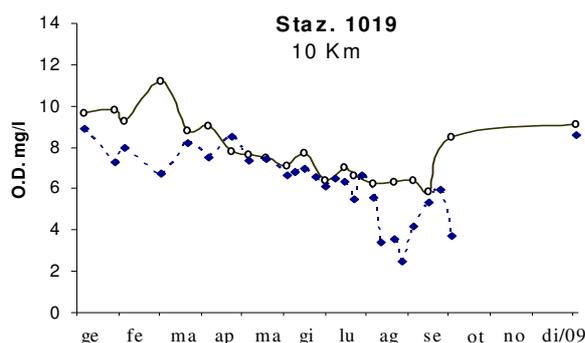
**Figura 34 - Valori medi stagionali e deviazioni standard di O.D. nelle acque superficiali nelle stazioni a 0.5 Km dalla costa**

Questa condizione è influenzata principalmente dalla presenza di elevata biomassa microalgale, in particolare nelle aree più vicine a costa e a ridosso del delta Padano, ma anche dal parametro temperatura che, con bassi valori in inverno, aumenta la solubilità dell'ossigeno atmosferico nell'acqua (Figura 35).



**Figura 35 - Andamenti temporali dell'O.D. in superficie (linea continua) e sul fondo (linea tratteggiata) nei transesti di P. Garibaldi (4) e di Cesenatico (14)**

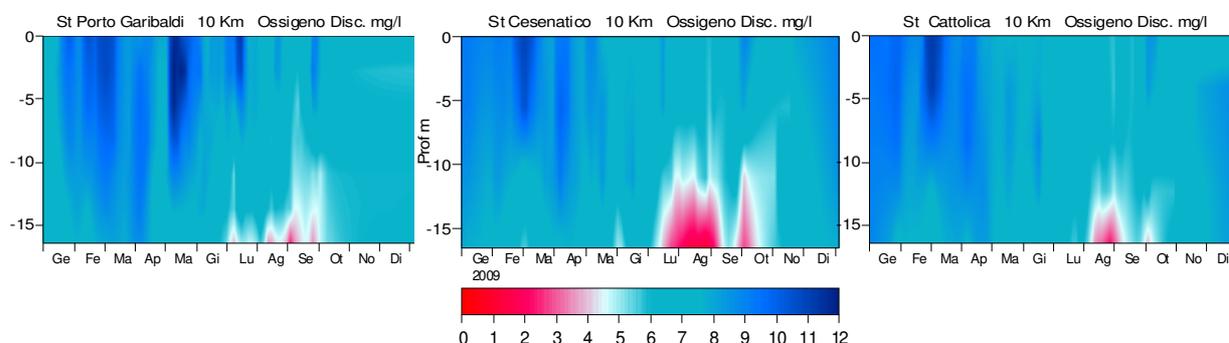
I casi di sottosaturazione delle acque bentiche si manifestano più frequentemente nelle stazioni collocate a 1 e 3 Km dalla costa e sono più accentuati nella parte settentrionale e centrale dell'area monitorata, anche se durante il 2009 si sono registrate situazioni di carenza di ossigeno anche in stazioni poste più al largo. Lungo il transetto di Cattolica, nella parte più meridionale della costa, le variazioni tra superficie e fondo sono limitate, indicando un buon rimescolamento della colonna d'acqua ed una buona ossigenazione delle masse d'acqua tranne nel mese di agosto dove si è registrato il valore più basso pari a 2.45 mg/L di ossigeno configurando una situazione di sofferenza dell'ecosistema di fondo perdurata fino a fine settembre (Figura 36).



**Figura 36 - Andamenti temporali dell'O.D. in superficie (linea continua) e sul fondo (linea tratteggiata) nella stazione a 10 Km davanti a Cattolica**

Nel corso del 2009 situazioni di ipossia si sono instaurate inizialmente a ridosso del delta Po (aprile), rimanendo circoscritte e risolvendosi in breve tempo grazie a situazioni idrodinamiche favorevoli che hanno limitato gli effetti negativi del fenomeno.

La situazione più critica si è presentata tra agosto/ settembre e inizio ottobre lungo gran parte della costa emiliano-romagnola, che ha interessato anche le aree più lontane dalla costa. Valori di ossigeno in molte stazioni monitorate attestavano una situazione di sottosaturazione che in alcuni casi ha portato come conseguenza squilibri nell'ecosistema marino e conseguente moria di organismi bentonici (in particolare nella zona compresa tra Cesenatico e Lido di Savio); il lungo perdurare del fenomeno è da attribuirsi alla presenza di una marcata stratificazione termalina, presenza di deboli correnti e mare calmo (Figura 37).



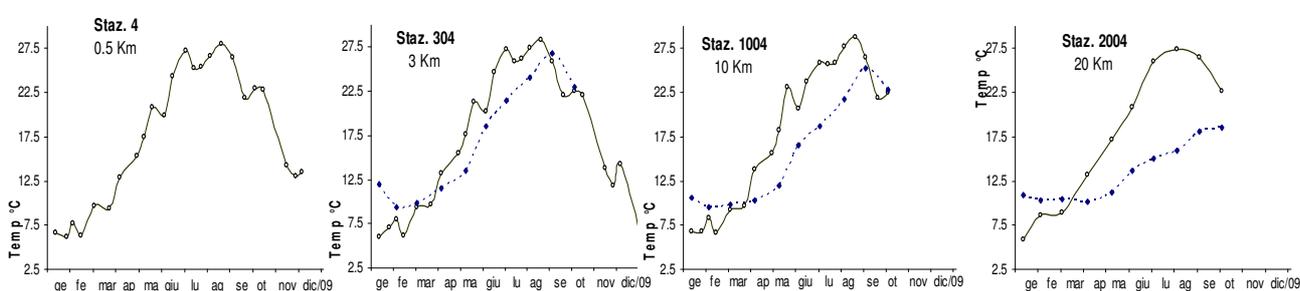
**Figura 37 - Isolinee di concentrazione dell'O.D. rilevate nei monitoraggi settimanali nelle stazioni a 10 Km dalla superficie al fondo al largo di Cesenatico, Porto Garibaldi e Cattolica**

#### 4.4.1.c Temperatura

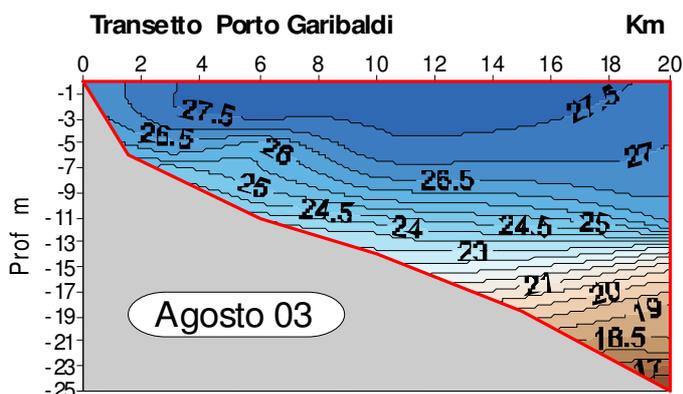
L'andamento termico annuale delle acque registra valori minimi in gennaio - febbraio e valori massimi nei mesi estivi (luglio-agosto), presentando un tipico andamento sinusoidale in tutte le stazioni. In Figura 38 sono stati elaborati i valori rilevati negli strati superficiali (linea continua) e sul fondo (linea tratteggiata) nelle stazioni lungo il transetto di Cesenatico, da costa fino a 20 Km al largo. I valori di fondo generalmente mantengono un andamento più lineare, con una attenuazione dei valori estremi sia minimi che massimi.

Presenza di marcati termoclini, soprattutto nelle stazioni più al largo e nel periodo estivo (nella stazione 2004 il 3/08/06 valori pari a 27,33°C in superficie e 15,96°C sul fondo, con una differenza pari a 11,37°C); termoclini inversi ma meno marcati nel periodo invernale.

Analoga distribuzione è mantenuta nelle restanti stazioni al largo della costa (vedi Figura 42).



**Figura 38 - Andamenti temporali della Temperatura in superficie (linea continua) e sul fondo (linea tratteggiata) nelle stazioni lungo il transetto di Porto Garibaldi a 0,5, 3, 10 e 20 Km dalla costa**



**Figura 39 - Isolinee della Temperatura lungo la sezione del transetto di Porto Garibaldi fino a 20 Km registrato il 3 Agosto 2009**

Le variazioni su piccola scala temporale delle acque superficiali sono per lo più dovute ad apporti fluviali, incrementi di biomassa microalgale in sospensione (soprattutto nel periodo estivo in quanto trattiene maggiormente la penetrazione dei raggi solari), moto ondoso e particolari situazioni idrodinamiche (upwelling, spostamenti laminari di masse d'acqua, ecc.). Nella Figura 40 si riportano i valori medi stagionali e deviazioni standard della temperatura nelle stazioni costiere (a 0,5 Km di distanza dalla costa). Nella Figura 41 si riporta la

distribuzione stagionale della temperatura lungo la costa emiliano-romagnola fino a 10 Km al largo.

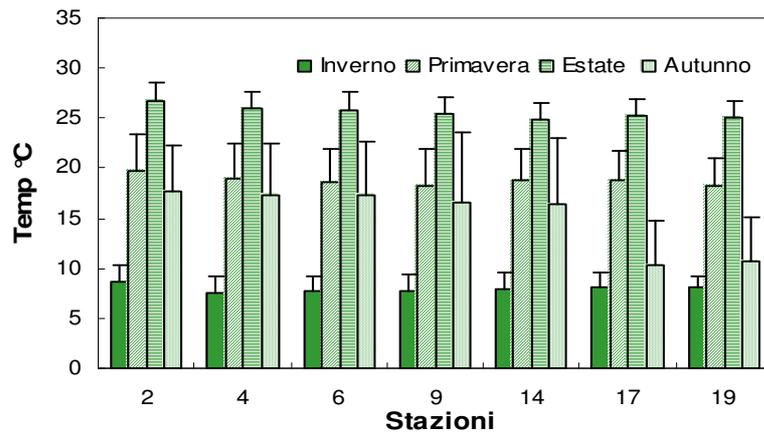


Figura 40 - Valori medi stagionali e deviazioni standard di Temperatura nelle acque superficiali e di fondo nelle stazioni campione a 0.5 Km dalla costa

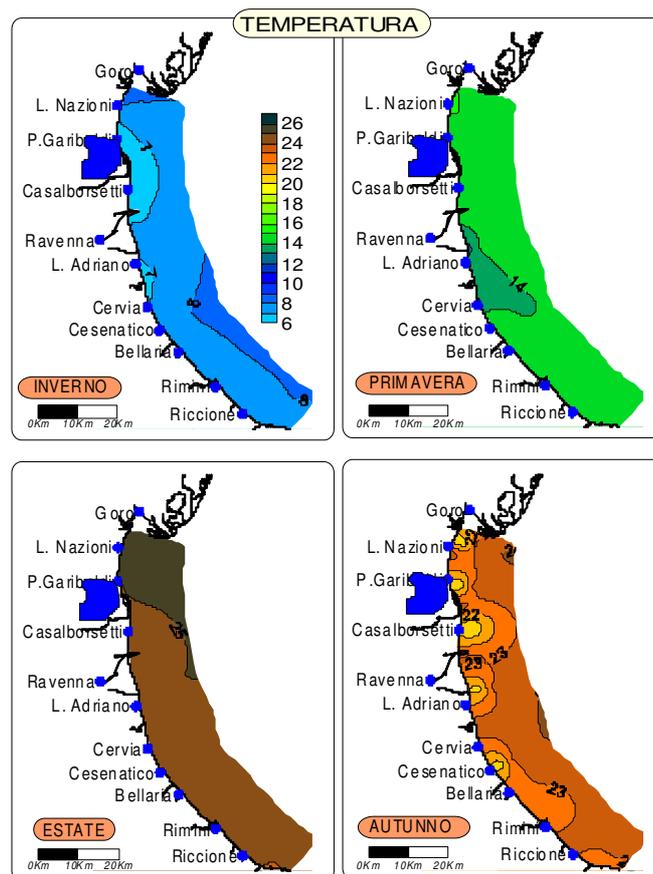
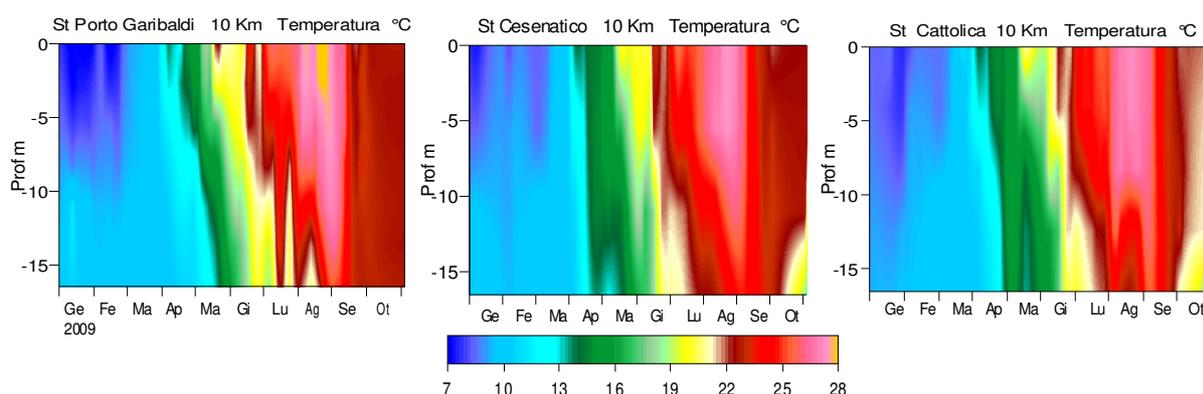


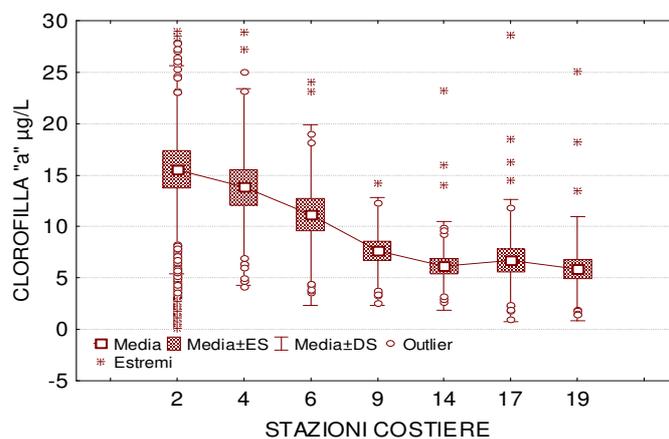
Figura 41 - Mappe di distribuzione della Temperatura (°C) lungo la costa emiliano-romagnola da costa fino a 10 Km al largo nel 2009 (medie stagionali)



**Figura 42 - Isolinee della Temperatura rilevate nelle stazioni a 10 Km dalla superficie al fondo al largo di Porto Garibaldi, Cesenatico e Cattolica**

#### 4.4.1.d Clorofilla “a”

La concentrazione di clorofilla “a” nelle acque superficiali e lungo la colonna d’acqua, descrive una stima indiretta della biomassa fitoplanctonica, in quanto fornisce la misura del pigmento fotosintetico principale presente nelle microalghe. Esso rappresenta un efficace indicatore della produttività del sistema e mette in evidenza il livello di eutrofizzazione delle acque costiere. E’ inoltre di fondamentale importanza per l’applicazione di indici trofici (valutazione della produzione primaria), dell’indice di torbidità e per la valutazione delle caratteristiche trofiche di base del corpo idrico e dello stato degli ecosistemi.



**Figura 43- Diagrammi multipli di Box e Whiskers; distribuzione della Clorofilla “a” nelle stazioni costiere**

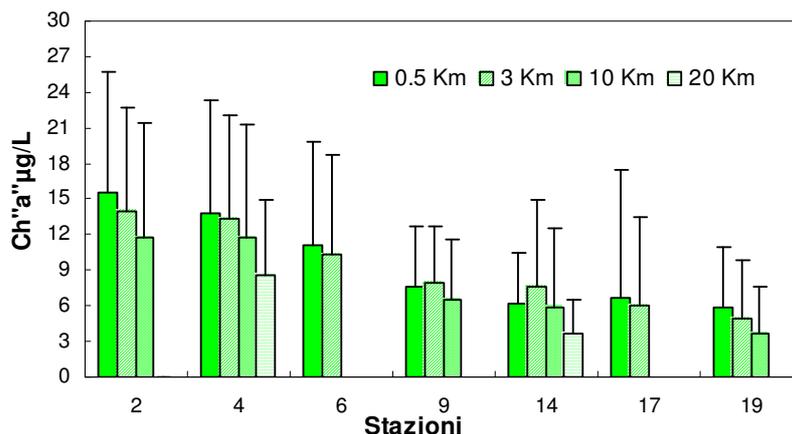
Nel 2009 si riscontra, rispetto all’anno precedente, un aumento delle concentrazioni medie di clorofilla “a” in tutte le zone. La zona settentrionale della costa (Goro-Ravenna) mostra una situazione media tendente all’eutrofia, causata essenzialmente dagli apporti di nutrienti generati nel bacino padano.

Procedendo da nord verso sud (vedi Figura 43), si evince che le stazioni antistanti la parte settentrionale della costa emiliano-romagnola mostrano un valore medio superiore di oltre il 50% rispetto la zona meridionale. Nella parte centrale i livelli di biomassa microalgale

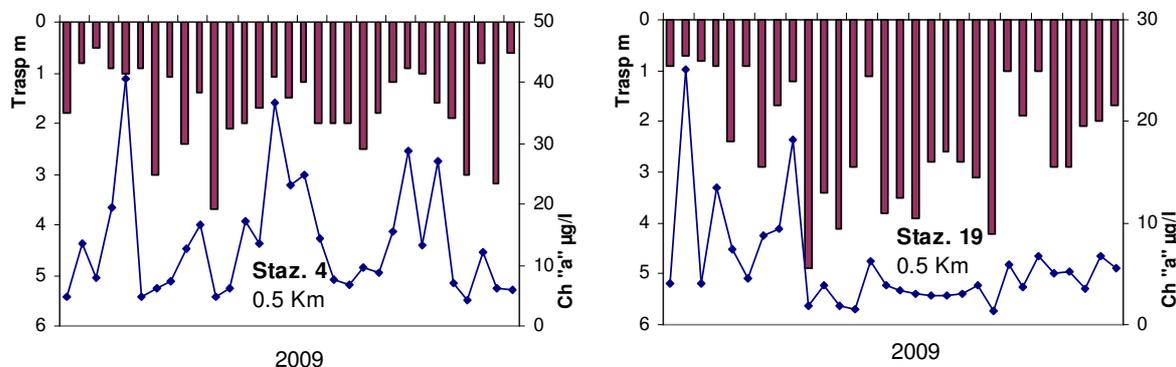
tendono a diminuire e si riscontra anche una minore variabilità del parametro. Tale andamento è accentuato e mantenuto nelle restanti stazioni più meridionali.

Confrontando i valori medi (vedi Figura 44 e Figura 45) si osserva una diminuzione delle concentrazioni da costa verso il largo. Mentre nell'area settentrionale tutti i valori medi (costa-largo) sono assimilabili ad una condizione di eutrofia, nella parte meridionale le condizioni migliorano notevolmente configurando uno stato di mesotrofia.

La concentrazione di clorofilla "a" mostra una forte variazione temporale e spaziale essendo condizionata, oltre che dalla disponibilità di nutrienti, anche dalle condizioni al contorno favorevoli. Uno stato di eutrofia si risolve in pochi giorni, qualora il mare mosso e l'incremento dell'idrodinamica costiera provochino un rapido ricambio delle masse d'acqua.



**Figura 44 - Valori medi annuali e deviazioni standard della Clorofilla "a" nelle acque superficiali calcolati per le stazioni a 0.5, 3, 10 e 20 Km dalla costa**



**Figura 45 - Andamenti temporali della Clorofilla "a" (linea continua) e della trasparenza (barre verticali) in superficie nelle stazioni costiere di Porto Garibaldi (a sinistra) e Cattolica (a destra)**

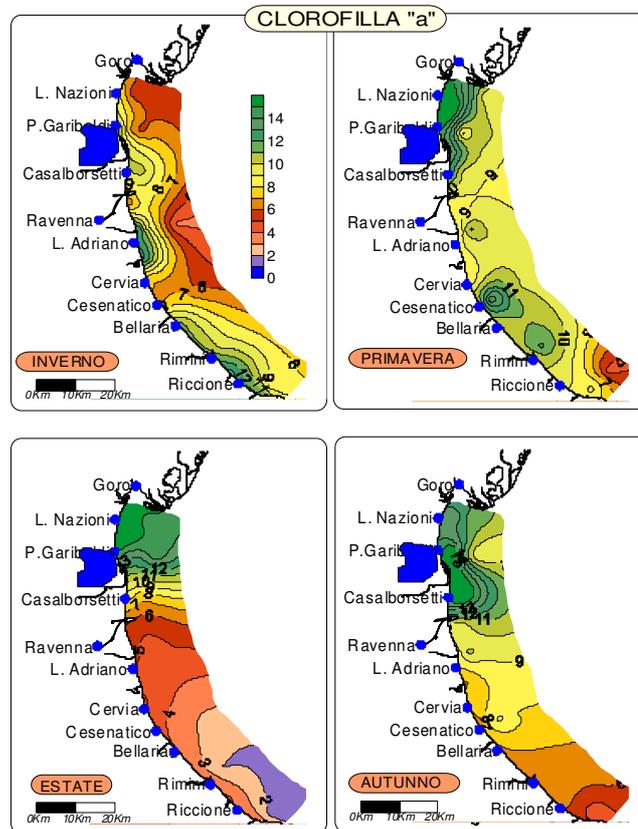
Stagionalmente (vedi Figura 46) si osserva che mediamente nel 2009 nel periodo invernale tutta l'area costiera che si estende da Goro a Cattolica presenta livelli di clorofilla "a" prevalentemente compresi tra 5 e 10 µg/L. Si osserva inoltre una condizione di eutrofizzazione in prossimità della linea di costa nella località di Lido Adriano e da Bellaria a Cattolica.

In primavera, aumenta l'estensione delle zone sotto costa nelle quali si riscontra una condizione di eutrofizzazione che interessa ancora una volta principalmente l'area settentrionale da Goro a Ravenna e l'area centro meridionale da Cesenatico a Rimini.

In estate vi è un ridotto apporto a mare dai bacini costieri di fattori nutritivi, dovuto alle scarse precipitazioni, questo comporta un abbassamento dei livelli di clorofilla che interessa

principalmente l'area centro meridionale configurando uno stato di oligotrofia caratterizzato da acque trasparenti. La zona a ridosso del delta padano presenta ancora una condizione di eutrofizzazione.

In autunno con il cambiamento della circolazione e l'incremento degli apporti di nutrienti, in particolare dal Po, si evidenzia un incremento della biomassa microalgale in particolare nella zona settentrionale a supporto del ruolo fondamentale che rivestono i contributi del bacino padano nel determinare i processi che caratterizzano il periodo.



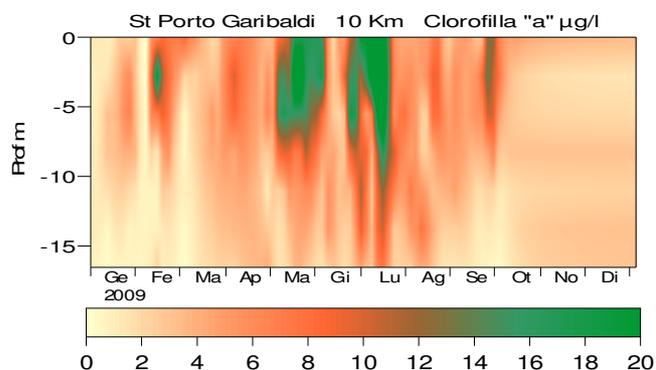
**Figura 46 - Mappe di distribuzione della Clorofilla "a" ( $\mu\text{g/L}$ ) nelle acque superficiali da costa a 10 Km al largo, espresse come medie stagionali nel 2009**

Gli andamenti di questo parametro riconfermano una maggiore variabilità e, in genere, valori più elevati nell'area settentrionale; si evidenzia comunque che in presenza di particolari condizioni idrodinamiche che tendono a convogliare la plume del Po verso costa, si possono avere valori di Clorofilla "a" più alti nelle aree centrali e meridionali che in quelle settentrionali (vedi il caso di aprile 2009 riportato in Figura 45).

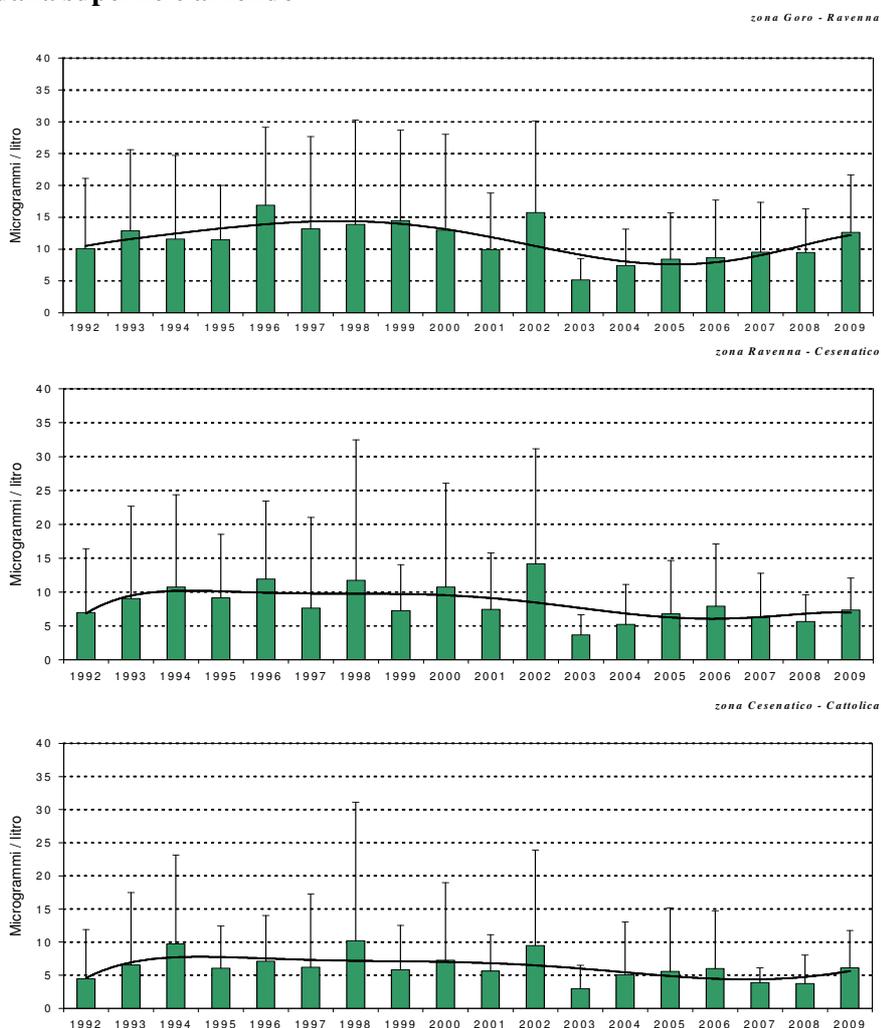
La correlazione con le portate del fiume Po, soprattutto per le stazioni collocate a Nord, è in genere buona anche se non sempre lineare. Si assiste infatti a picchi nella stagione invernale non preceduti da portate significative. La questione è conosciuta ed è da attribuire all'accentuata efficacia dei processi di dilavamento dei suoli in inverno per la ridotta assimilazione da parte della vegetazione terrestre in quiescenza vegetativa. Il valore più elevato è stato registrato il 4 marzo nella stazione costiera di Lido delle Nazioni con  $47.1 \mu\text{g/L}$ .

Di norma i livelli di clorofilla "a" sono maggiori in superficie (1- 2 m) rispetto agli strati profondi. In alcuni casi, particolarmente nel periodo primaverile quando la struttura della colonna d'acqua è stratificata, si evidenzia nello strato di 5-10 m in corrispondenza della zona

di termoclino, valori elevati ed omogenei di clorofilla concomitanti anche a basse salinità, (esempio rilevato a maggio '09 nella stazione di Porto Garibaldi a 10 Km dalla costa, vedi Figura 47).



**Figura 47 - Isolinee di concentrazione della Clorofilla "a" rilevate a 10 Km al largo di Porto Garibaldi dalla superficie al fondo**



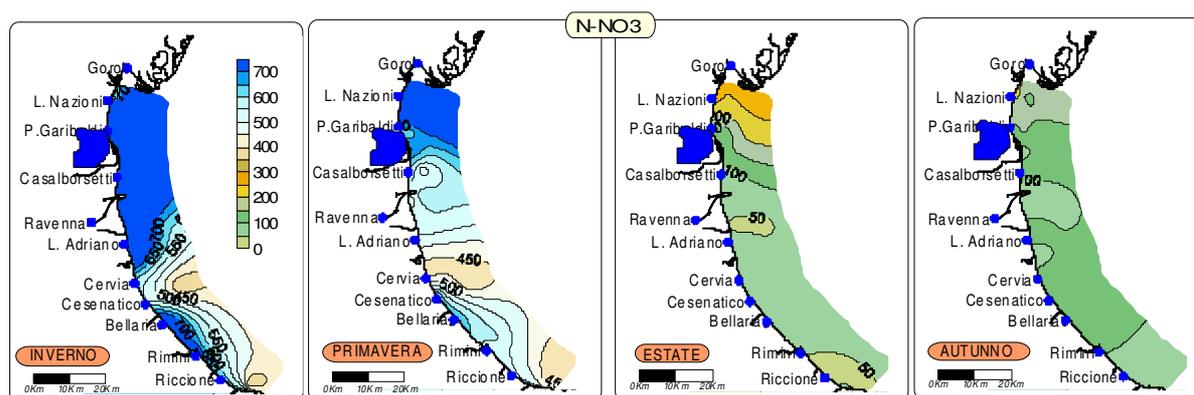
**Figura 48 – Andamento dei valori medi annuali di Clorofilla "a" dal 1992 al 2009 nelle stazioni da costa fino a 3 km al largo nelle 3 aree Goro e Ravenna, Ravenna-Cesenatico e Cesenatico-Cattolica**

Nelle tre subaree costiere Goro – Ravenna, Ravenna – Cesenatico, Cesenatico – Cattolica (Figura 48), la distribuzione temporale della clorofilla “a” in superficie, mediata per subarea dal 1992 al 2009, presenta un andamento simile nelle tre zone. Prendendo in considerazione il valore di concentrazione 10 µg/L di clorofilla quale limite di una condizione eutrofica, si può osservare che nell’area più settentrionale nel periodo antecedente il 2003 tale soglia è stata superata in quasi tutti gli anni, nella zona centrale solo pochi casi, raramente nella zona meridionale. Dal 2003 si è registrato un miglioramento in tutta l’area costiera. Nel 2009 si riscontra, rispetto all’anno precedente, un’aumento delle concentrazioni medie di clorofilla “a” in tutte le zone. La zona settentrionale della costa (Goro-Ravenna) mostra una situazione media tendente all’eutrofia, causata essenzialmente dagli apporti di nutrienti generati nel bacino padano.

#### 4.4.2 Elementi nutritivi

##### 4.4.2.a Azoto nitrico (N-NO<sub>3</sub>)

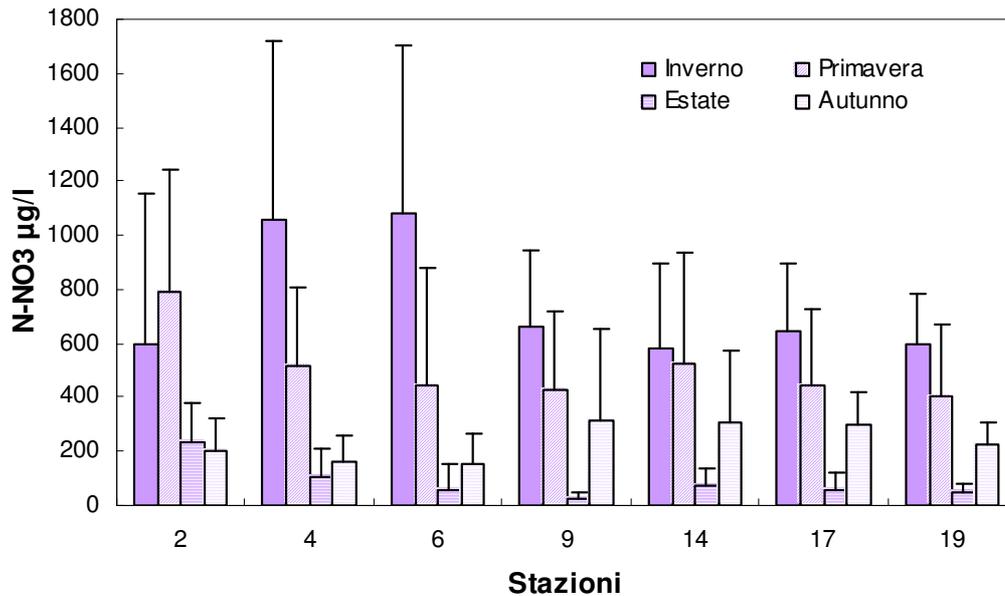
Componente solubile dell’azoto, l’azoto nitrico mostra un andamento strettamente correlato con le portate fluviali; infatti i massimi valori durante il 2009 si sono registrati in inverno e in primavera in concomitanza ad intense precipitazioni che, dilavando i suoli, hanno immesso in mare tale elemento (Figura 49).



**Figura 49 - Mappe di distribuzione delle medie stagionali dei Nitrati (µg/L) lungo la costa dell’Emilia-Romagna da costa al largo fino a 10 Km nel 2009.**

L’area più settentrionale compresa tra Lido di Volano e Casalborsetti registra concentrazioni molto più elevate rispetto alle stazioni centro meridionali nei primi mesi dell’anno con massimi valori nelle stazioni 4 e 6 rispettivamente di 2171,5 e 2050,4 µg/L il 14 febbraio ‘09. Si possono osservare contributi di minore portata sia in inverno che primavera da parte dei bacini costieri regionali. Si evidenzia un marcato gradiente tendente alla diminuzione passando da Nord a Sud e da costa al largo.

Gli istogrammi di Figura 50 descrivono la distribuzione stagionale del N-NO<sub>3</sub> nelle stazioni posizionate a 500 m da costa ed evidenziano l’ampia variabilità del parametro, in particolare nelle stazioni settentrionali; nelle stagioni invernale e primaverile in cui, in coincidenza delle maggiori portate dei fiumi afferenti, si rilevano le concentrazioni maggiori.

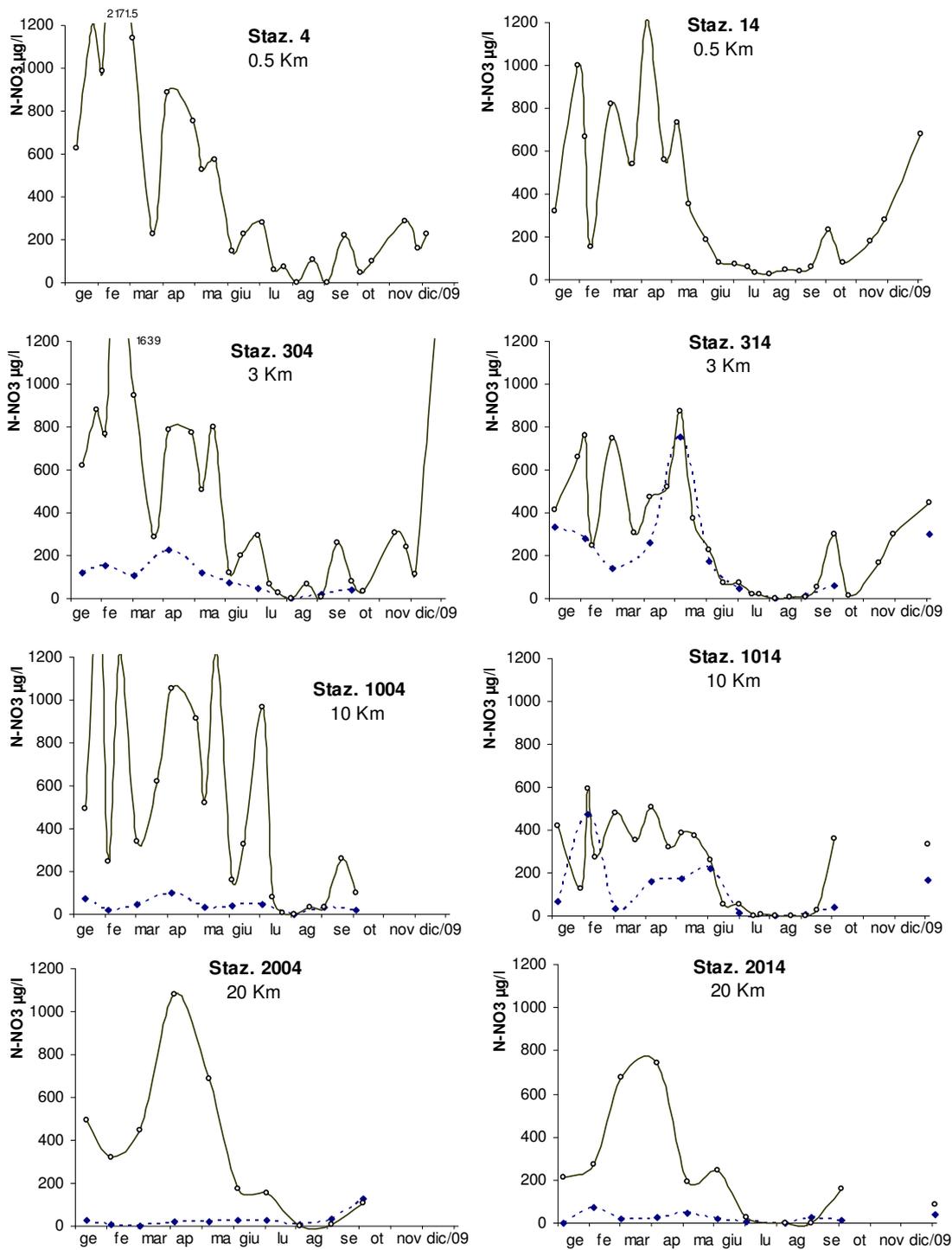


**Figura 50 - Valori medi stagionali e deviazioni standard del N-NO<sub>3</sub> nelle acque superficiali calcolate per le stazioni costiere campione**

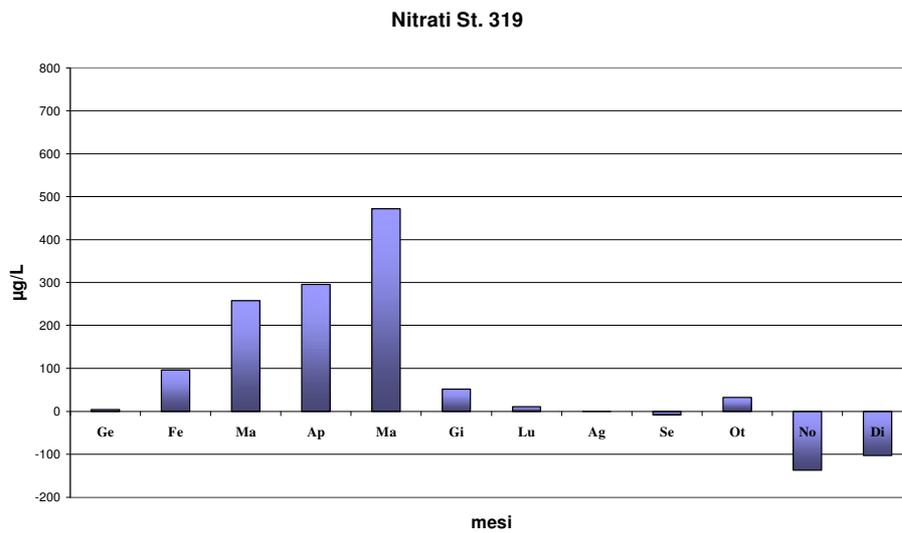
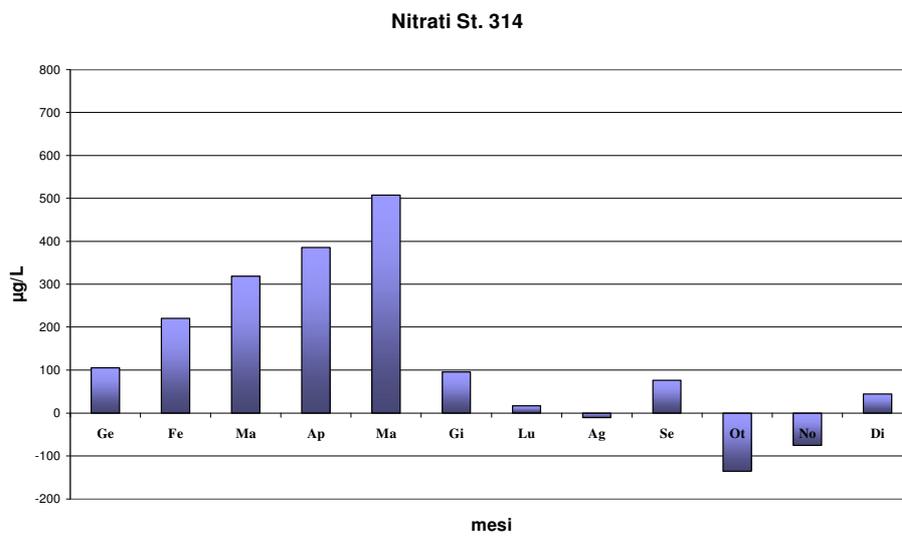
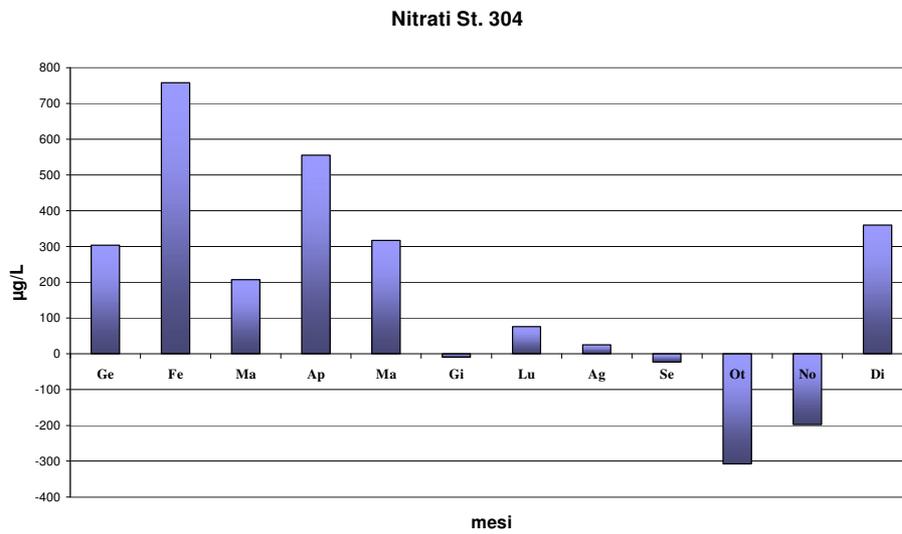
I valori delle concentrazioni nelle acque di fondo sono in genere bassi e presentano andamenti più omogenei. Nei grafici di Figura 51 viene riportato l'andamento temporale del parametro in superficie e sul fondo lungo le due direttrici di Porto Garibaldi e Cesenatico che ben descrive questa situazione.

Nella stagione estiva, come di norma avviene, le magre delle portate dei fiumi determinano un marcato abbassamento delle concentrazioni di questo parametro. In generale si assiste ad un marcato gradiente in diminuzione da nord a sud e da costa al largo.

I valori di concentrazione nelle acque di fondo sono in genere bassi e presentano andamenti più omogenei.



**Figura 51 - Andamento temporale dell'Azoto nitrico in superficie (linea continua) e sul fondo (linea tratteggiata) nelle due direttrici di Porto Garibaldi e Cesenatico nel 2009.**



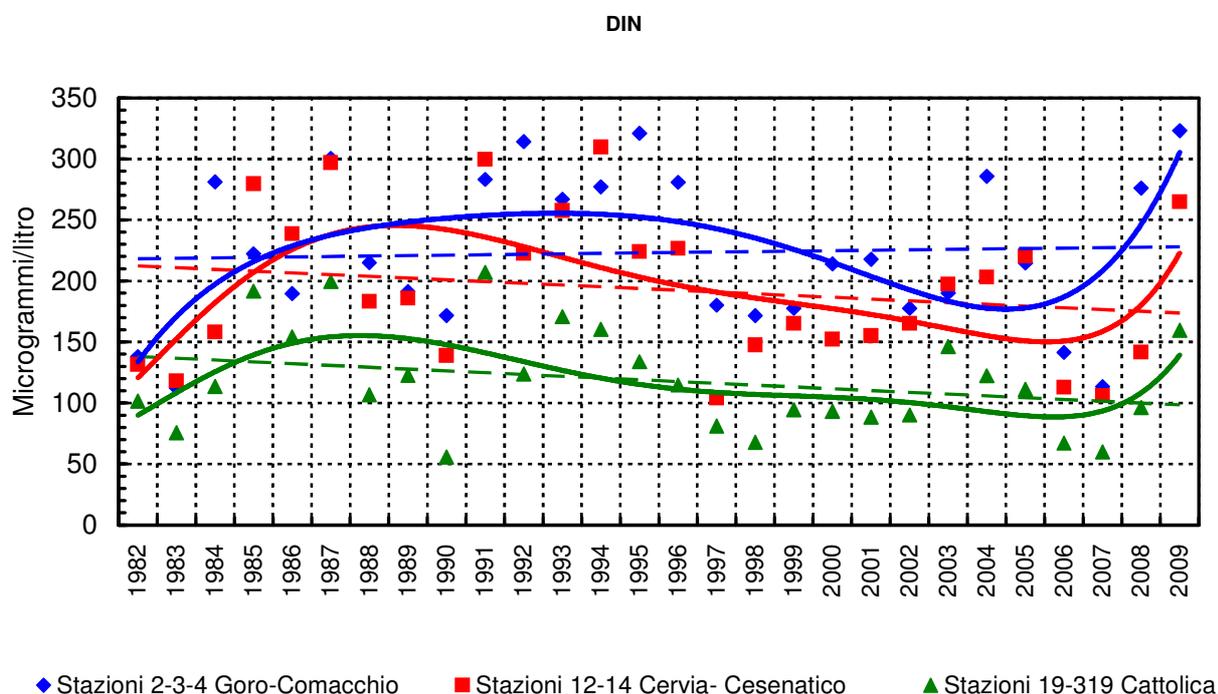
**Figura 52 - Variazione dei valori medi mensili di N-NO<sub>3</sub> rilevati nel 2009 in 3 stazioni collocate a 3 Km dalla costa (P. Garibaldi st. 304, Cesenatico st. 314, Cattolica st. 319) in confronto al valore medio climatologico.**

In Figura 52 sono riportate negli istogrammi le variazioni dei valori medi mensili rilevati nel 2009 in 3 stazioni collocate a 3 Km dalla costa (P. Garibaldi st. 304, Cesenatico st. 314, Cattolica st. 319) in confronto al valore medio climatologico calcolato nel lungo periodo (1993 – 2002) elaborati in Figura 4.

L’approccio metodologico seguito, al fine di valutare gli scostamenti e/o le variazioni dell’anno 2009 rispetto alle concentrazioni delle variabili idrologiche calcolate nel lungo periodo, è stato quello di rapportare il valore medio mensile con il dato medio dello stesso mese ricavato da un insieme di circa 450 valori rilevati nella stessa stazione dal 1993 al 2002, che rappresentano le condizioni di riferimento e di comparazione. Valori positivi rappresentati nei grafici significano che il parametro, nel corso di ogni singolo mese, ha subito un incremento rispetto alla condizione “normale” rappresentata dalla climatologia delle 3 stazioni considerate; al contrario valori negativi identificano una riduzione della variabile.

In tutte e 3 le stazioni in esame è evidente un marcato incremento delle concentrazioni dei nitrati nei primi mesi dell’anno con un valore massimo di 758 µg/L di incremento nel mese di febbraio nella stazione più settentrionale, mentre nelle restanti stazioni i maggiori incrementi si rilevano in maggio. Nei restanti mesi dell’anno i valori si mantengono analoghi alla media climatologia del periodo per poi subire una riduzione con picchi in ottobre-novembre e un ulteriore incremento in dicembre.

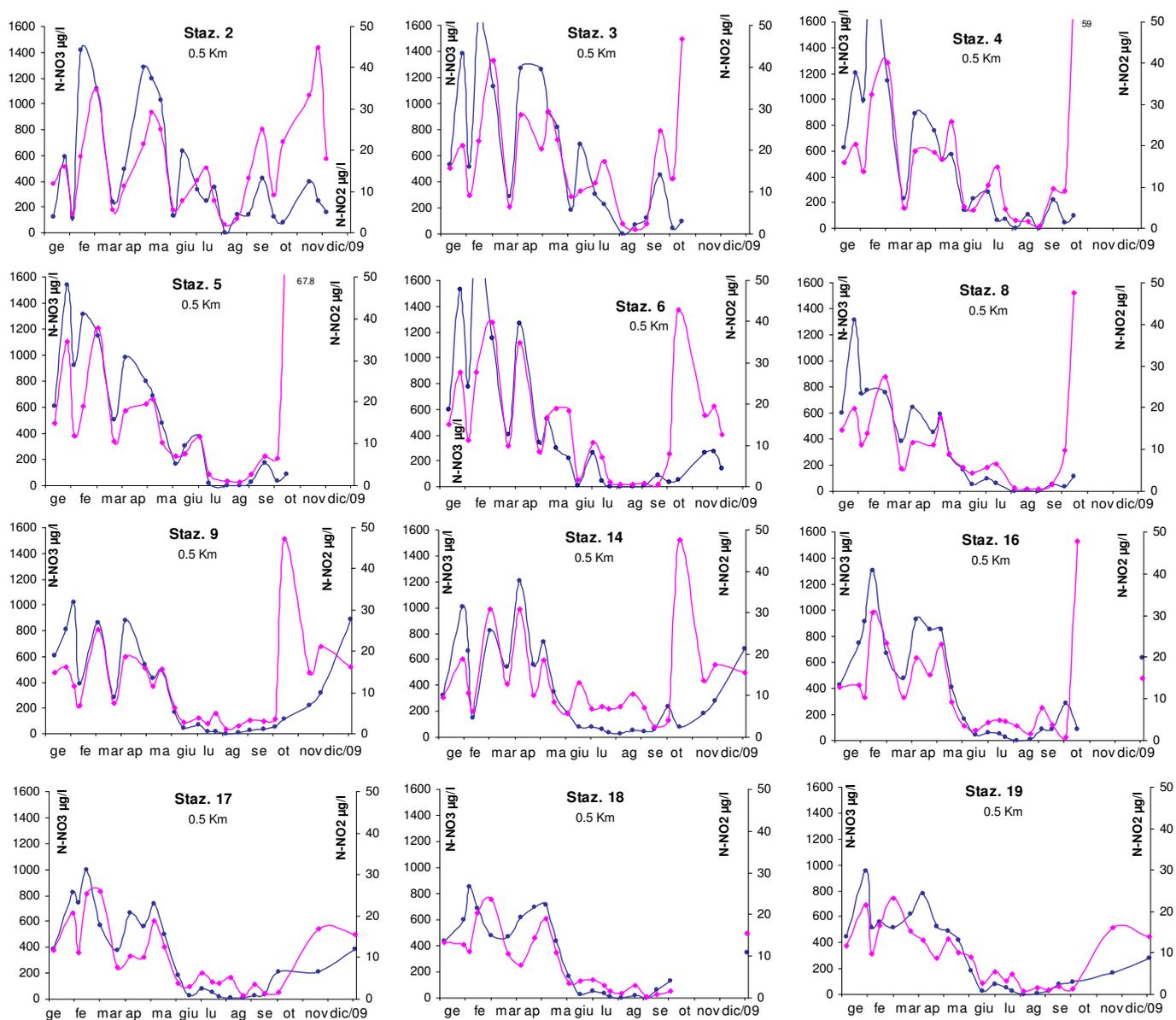
Tale situazione conferma che nel 2009 sono aumentati gli apporti a mare dell’azoto. Il fattore causale è ascrivibile all’incremento delle precipitazioni atmosferiche e al conseguente incremento dei processi di dilavamento dalle fonti diffuse. Tale andamento è osservabile in Figura 53 in cui sono state elaborate le medie geometriche annuali nel lungo periodo, 1982 – 2009, in stazioni costiere rappresentative della costa emiliano-romagnola.



**Figura 53 - Medie geometriche annuali per trend evolutivo del DIN, in tre aree della costa emiliano-romagnola (periodo 1982 – 2009)**

#### 4.4.2.b Azoto nitroso ( $N\text{-NO}_2$ )

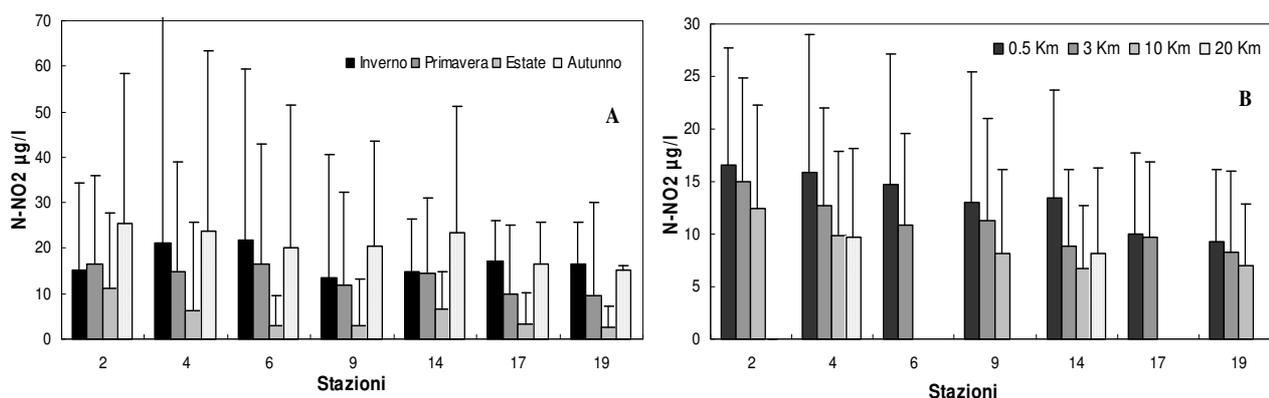
L'azoto nitroso presenta fluttuazioni temporali simili a quelle dell'azoto nitrico e quindi con picchi ben correlati con le portate dei fiumi; in generale questo parametro si presenta con elevata variabilità dei valori nelle acque superficiali Figura 54.



**Figura 54 - Andamenti temporali del Nitrato (linea viola) e del Nitrito (linea fuxia) in superficie nelle stazioni costiere (0.5 Km dalla costa).**

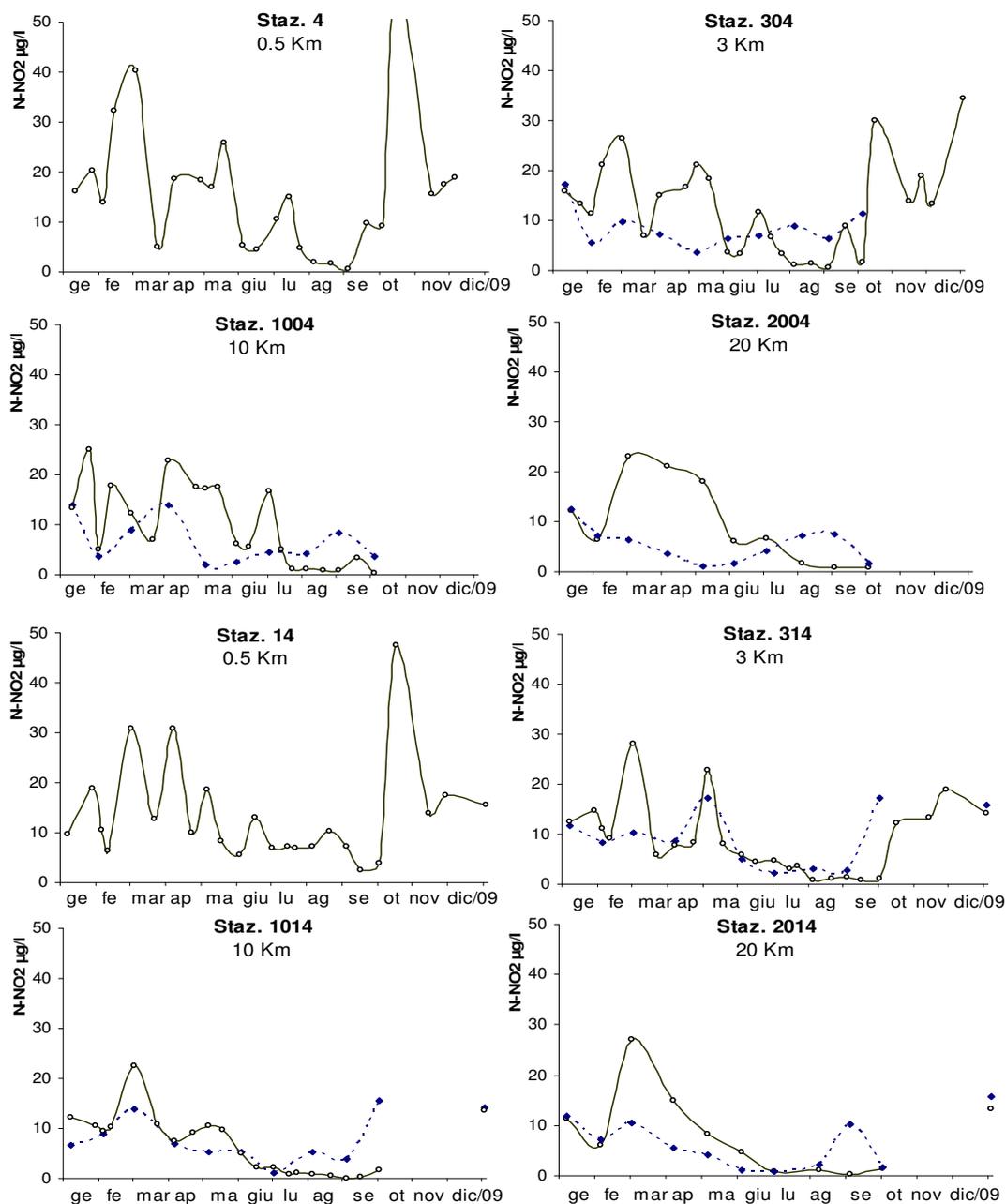
In Figura 54 sono riportate le concentrazioni dei N-NO<sub>3</sub> e dei N-NO<sub>2</sub>, ciascun valore fa riferimento alla rispettiva scala. Accentuata la variabilità degli andamenti, anche se entrambi i parametri mantengono le classiche distribuzioni con i valori maggiori nei periodi invernali, primaverili, autunnali e i minimi nell'estivo in coincidenza con le minime portate fluviali.

La Figura 55 (A) descrive graficamente la distribuzione delle medie stagionali dell'N-NO<sub>2</sub> evidenziando i minimi valori in estate, mentre nelle altre stagioni risultano variabili con i valori maggiori distribuiti in inverno e autunno. La Figura 55 (B) riporta i valori medi e deviazione standard nelle acque superficiali per le stazioni campione a 0.5, 3, 10 e 20 Km dalla costa e mostra un netto gradiente in diminuzione da nord a sud e da costa al largo.



**Figura 55 – A) Valori medi stagionali dei Nitriti e deviazioni standard nelle acque superficiali delle stazioni costiere; B) Valori medi annuali e deviazione standard nelle acque superficiali per le stazioni campione a 0.5, 3, 10 e 20 Km dalla costa.**

L'andamento annuale mostra valori più elevati nelle stazioni settentrionali durante i mesi invernali e primaverili che tendono ad abbassarsi in estate per poi aumentare in autunno. Nelle acque di fondo si hanno in genere concentrazioni più basse rispetto a quelle rilevate in superficie. Casi in cui si rileva un superamento delle concentrazioni rispetto a quelle rilevate in superficie si osservano nel periodo estivo a seguito del verificarsi di fenomeni ipossici/anossici (Figura 56).



**Figura 56 - Andamento temporale dell' N-NO<sub>2</sub> nitrico in superficie (linea continua) e sul fondo (linea tratteggiata) nelle due direttrici di Porto Garibaldi e Cesenatico nel 2009.**

I valori massimi sono stati rilevati in ottobre (valore più alto st. 5 pari a 67,8 µg/L), mentre i minimi sono stati misurati nei mesi più caldi sia nelle stazioni al largo sia in quelle a costa (st. 1014 valore più basso pari a 0.13 µg/L e st. 18 valore pari a 0.2 µg/L).

#### 4.4.2.c Ammoniaca ( $N-NH_3$ )

L'azoto ammoniacale presente nelle acque superficiali è principalmente di derivazione fluviale e da insediamenti costieri a seguito della presenza di elevate densità di popolazione. Gli andamenti temporali registrati nel 2009 mostrano concentrazioni maggiori a gennaio e a dicembre. L'aumento delle concentrazioni negli strati di fondo si verifica in corrispondenza di eventi ipossici/anossici dovuti ai processi di degradazione della sostanza organica; infatti in questi casi le concentrazioni sono ben correlate a bassi valori di O.D. (Figura 57).

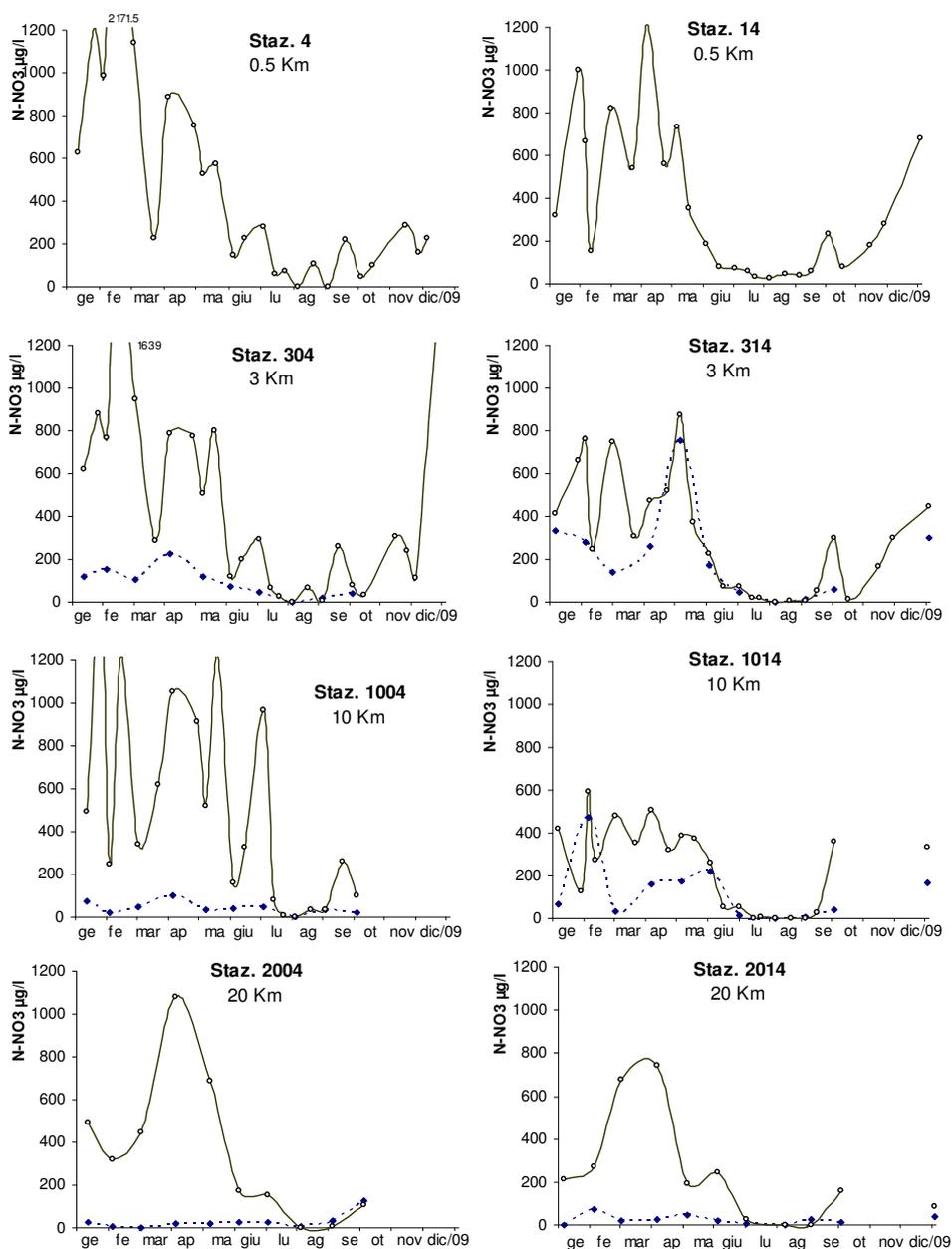
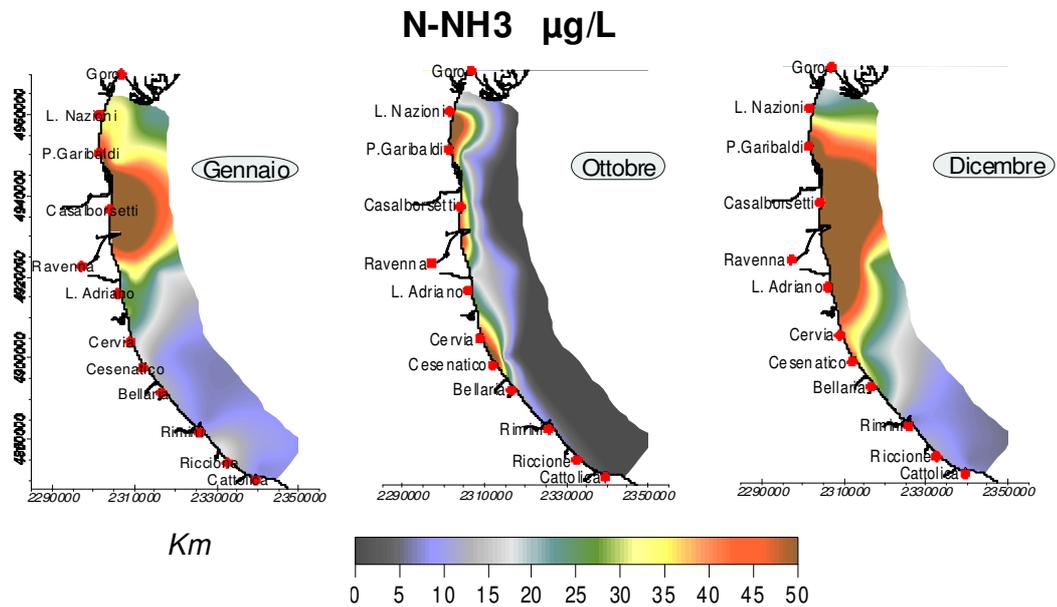


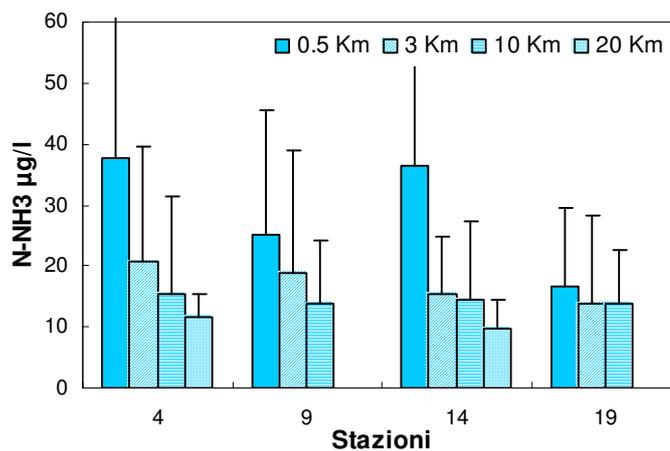
Figura 57 - Andamento temporale dell'Azoto ammoniacale  $N-NH_3$  in superficie (linea continua) e sul fondo (linea tratteggiata) nelle due direttrici di Porto Garibaldi e Cesenatico nel 2009.



**Figura 58 - Distribuzioni di Azoto ammoniacale rilevate nell'area dal delta del Po a Cattolica e dalla costa fino a 10 Km nelle acque superficiali (media mensile).**

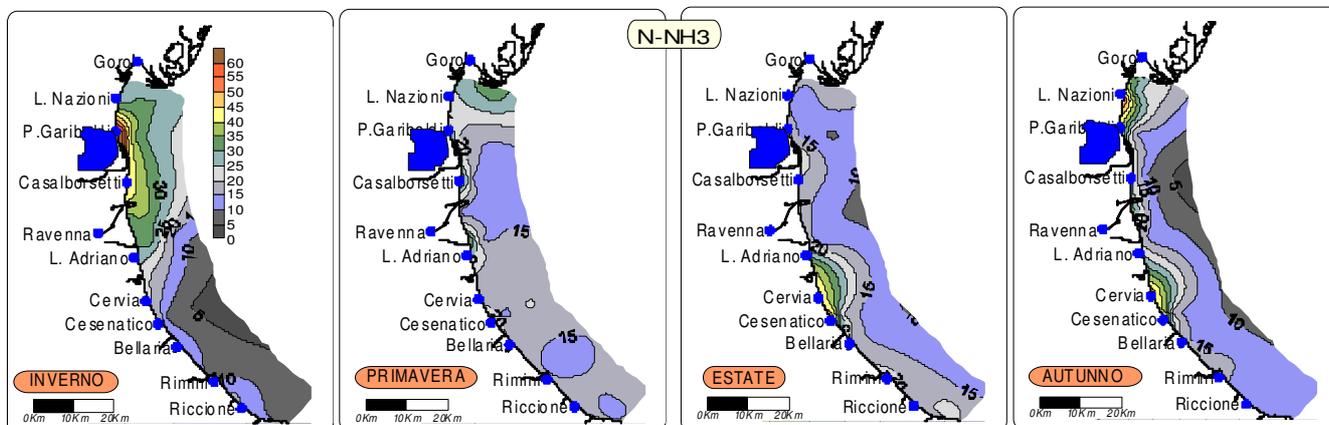
In Figura 58 si può osservare come i valori medi dei mesi presi in esami evidenzino le maggiori concentrazioni in corrispondenza della foce del Reno (gennaio e dicembre), e in misura minore in ottobre in corrispondenza dei principali porto canali presenti nel tratto costiero centro-settentrionale.

Si nota un evidente trend in diminuzione da nord a sud e da costa verso il largo (Figura 59).

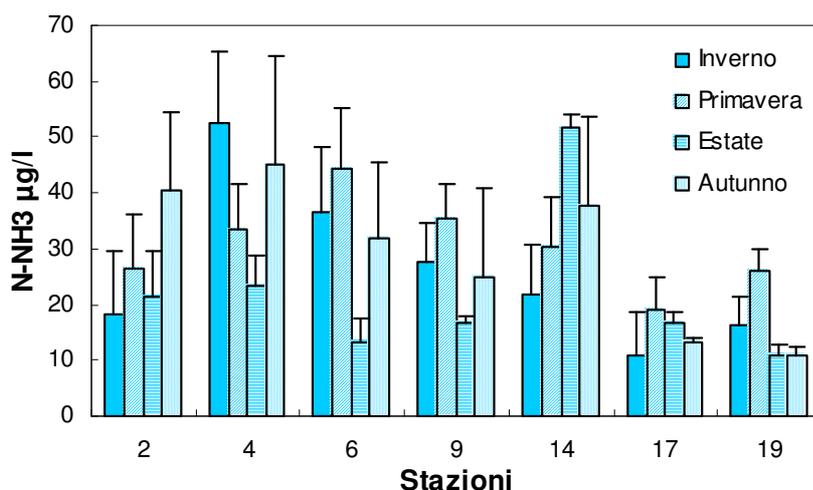


**Figura 59 - Valori medi annuali e deviazione standard delle acque superficiali per le stazioni a 0.5, 3, 10 e 20 Km dalla costa.**

I valori medi stagionali delle acque superficiali (Figura 60) mostrano generalmente le maggiori concentrazioni in inverno nelle zone più costiere; in estate e autunno un gradiente costiero è osservabile all'altezza Cervia-Cesenatico e L. Volano-L. Nazioni.



**Figura 60 - Mappe di distribuzione delle medie stagionali di Azoto ammoniacale ( $\mu\text{g/L}$ ) lungo il litorale emiliano-romagnolo da costa al largo fino 10 Km**



**Figura 61 - Valori medi stagionali dell' $\text{N-NH}_3$  e deviazioni standard nelle acque superficiali calcolati per le stazioni costiere**

I valori medi stagionali delle acque superficiali delle stazioni costiere (Figura 61) mostra un andamento molto variabile nelle diverse zone prese in esame. Il picco maggiore è presente nella st. 4 nel periodo invernale, mentre il corrispondente valore invernale nella st. 17 risulta essere quello più piccolo, segno che in questa stazione (Rimini) prevale un aumento di questo parametro nelle stagioni primavera – estate, periodo in cui si registra un aumento della densità di popolazione indotta dal settore turistico. Analogo andamento è riscontrabile nella stazione 14 (Cesenatico).

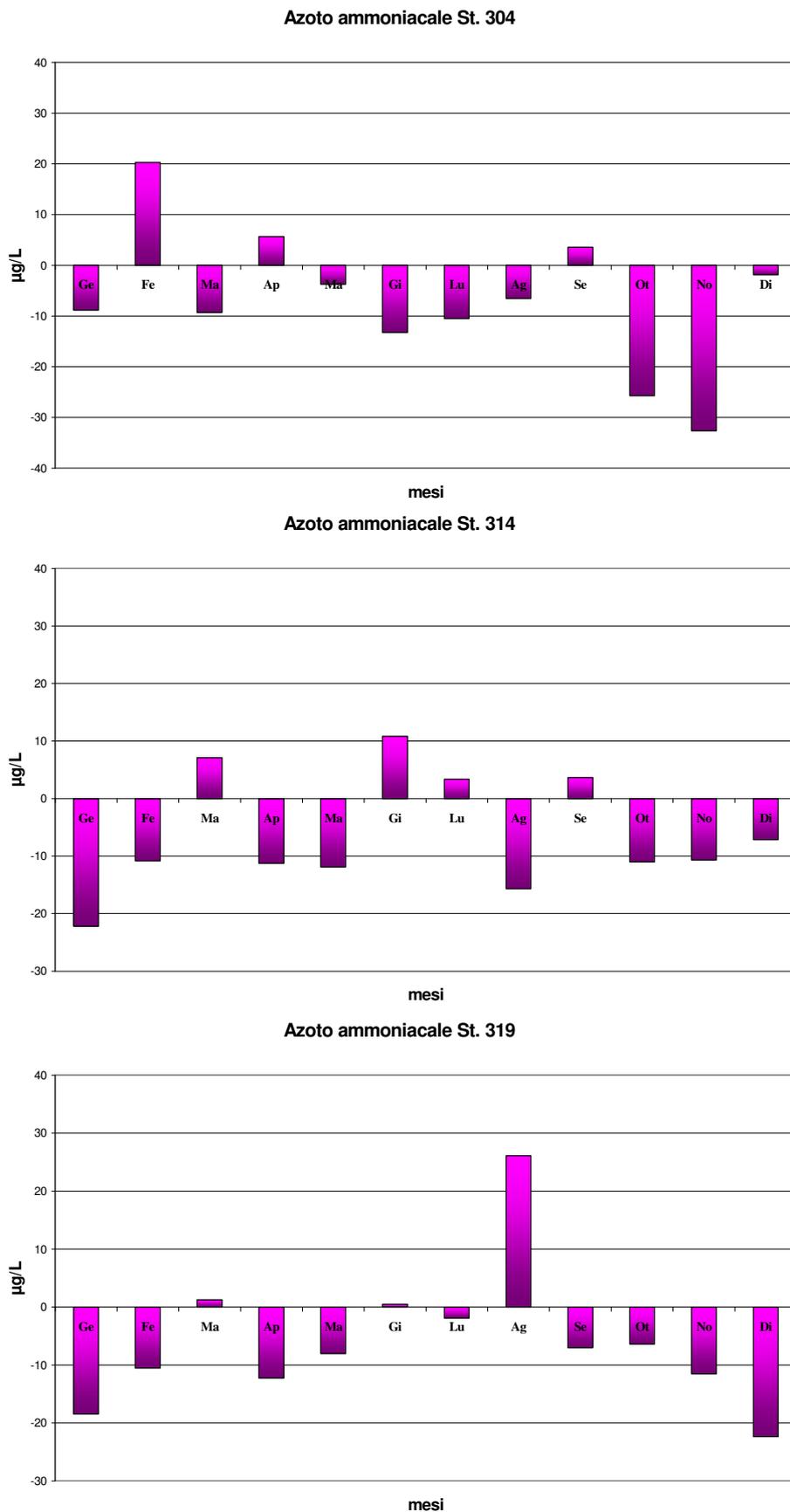


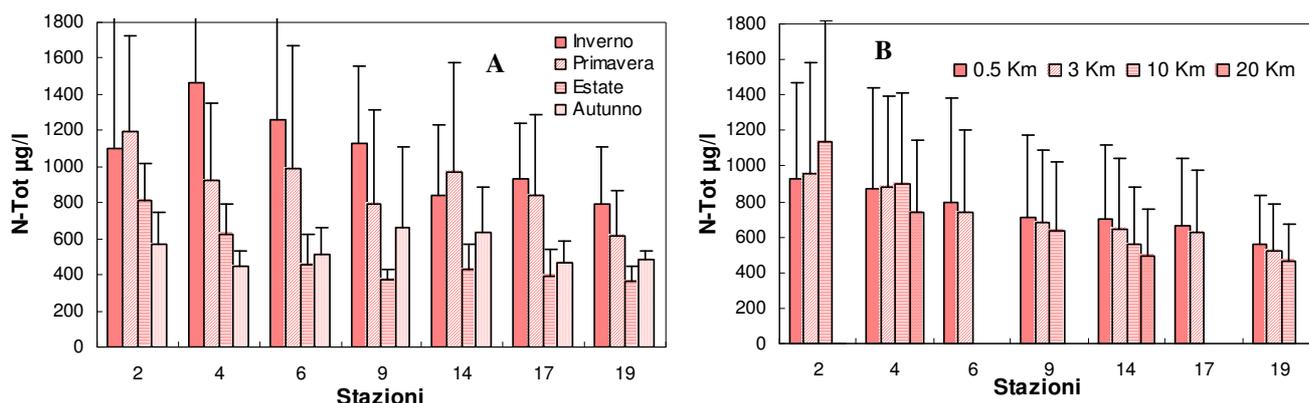
Figura 62 – Variazione dei valori medi mensili di N-NH<sub>3</sub> rilevati nel 2009 in 3 stazioni collocate a 3 Km dalla costa (P. Garibaldi st. 304, Cesenatico st. 314, Cattolica st. 319) in confronto al valore medio climatologico.

In Figura 62 sono riportate negli istogrammi le variazioni dei valori medi mensili rilevati nel 2009 in 3 stazioni collocate a 3 Km dalla costa (P. Garibaldi st. 304, Cesenatico st. 314, Cattolica st. 319), in confronto al valore medio climatologico calcolato nel lungo periodo (1993 – 2002) elaborati in Figura 4. L'approccio metodologico è stato descritto nel Paragrafo 4.4.2.a. In tutte e 3 le stazioni in esame è evidente un decremento delle concentrazioni dell'azoto ammoniacale in quasi tutti i mesi, e i valori positivi non sono gli stessi nelle 3 stazioni; da segnalare comunque l'incremento nella stazione di Cattolica nel mese di agosto.

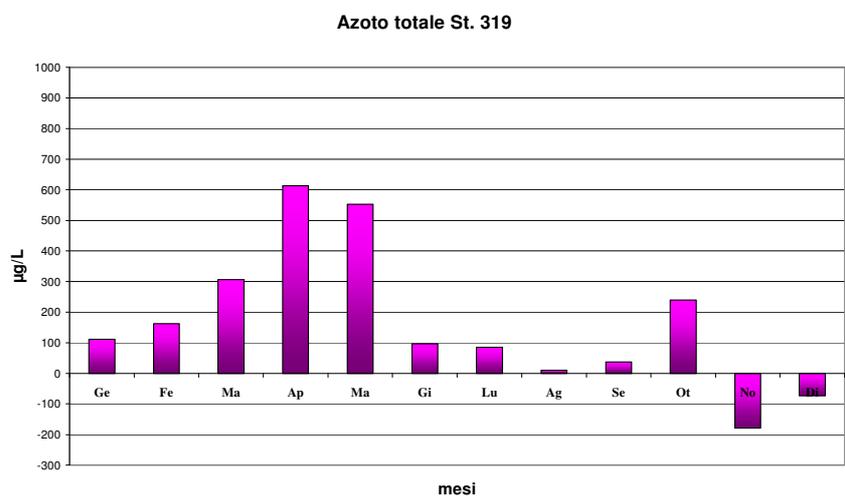
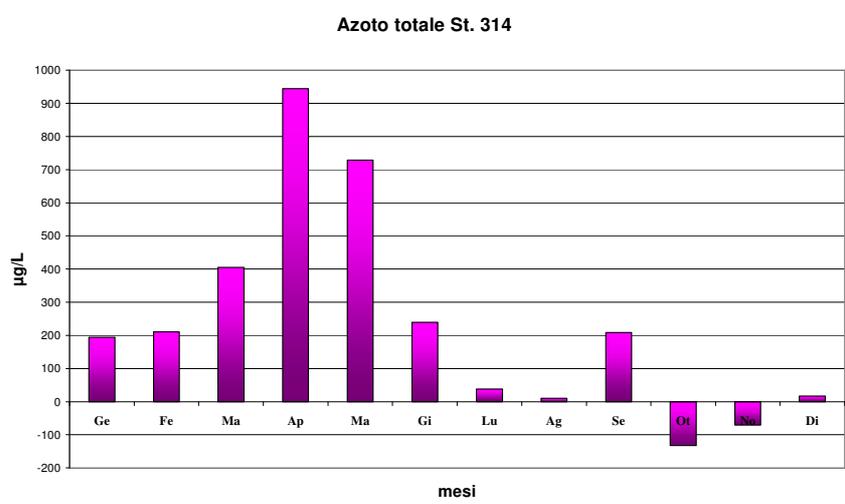
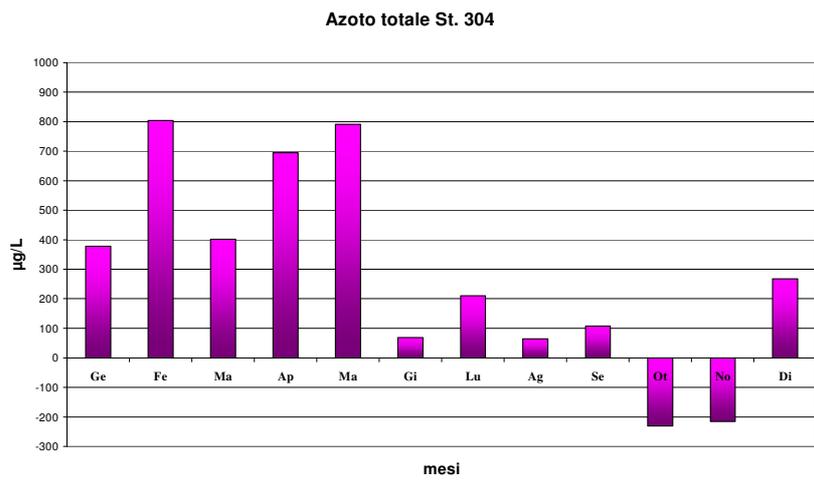
#### 4.4.2.d Azoto totale

Con andamento analogo alle altre componenti azotate, l'azoto totale mostra una forte variabilità e una buona correlazione con le portate fluviali. Valori più alti in media in inverno e primavera, più bassi in estate (Figura 63 A). I valori medi annuali delle stazioni posizionate a diverse distanze dalla costa (Figura 63 B), evidenziano un trend in aumento da costa verso il largo nelle stazioni più settentrionali in quanto sono maggiormente influenzate dagli apporti del Po; tale distribuzione si inverte nelle stazioni più meridionali con un trend in diminuzione da costa verso il largo e da nord a sud.

La concentrazione maggiore è stata rilevata il 26 gennaio '09 nella st.5 con 2670,14 µg/L.



**Figura 63 – A) Valori medi stagionali dell’N-tot e deviazioni standard nelle acque superficiali delle stazioni costiere; B) Valori medi dell’N-tot e deviazioni standard nelle acque superficiali delle stazioni a 0,5, 3, 10 e 20 Km dalla costa**



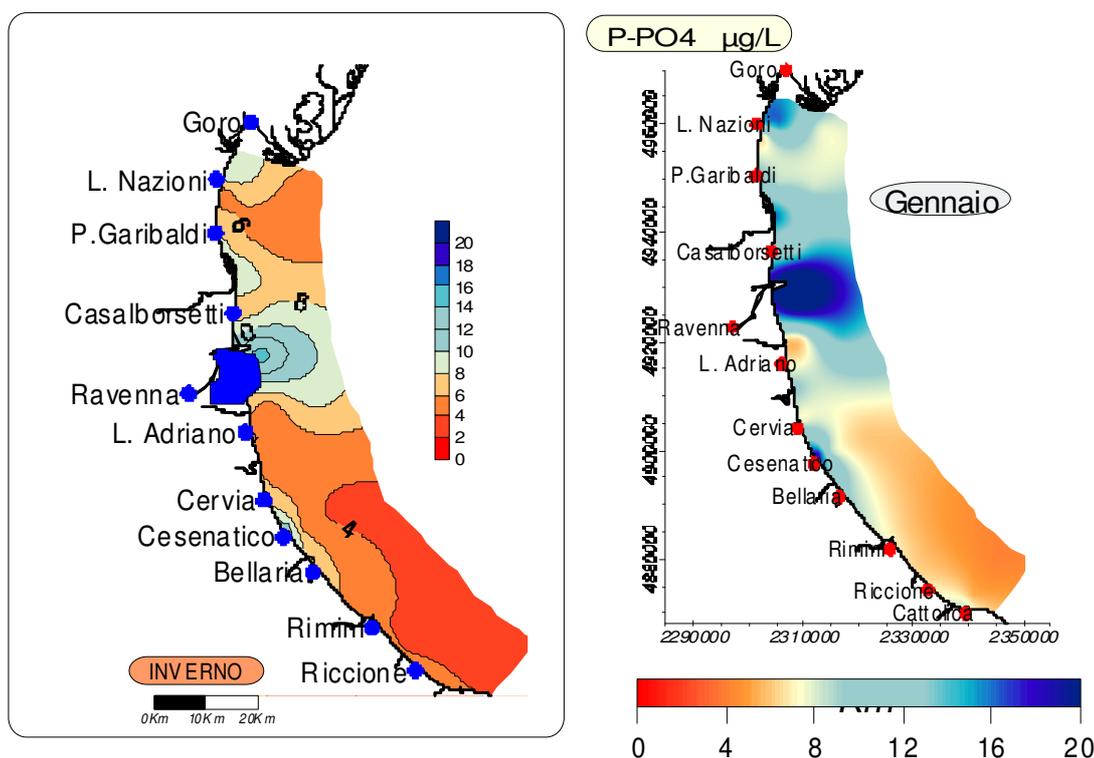
**Figura 64 – Variazione dei valori medi mensili di Azoto totale rilevati nel 2009 in 3 stazioni a 3 Km dalla costa (P. Garibaldi st. 304, Cesenatico st. 314, Cattolica st. 319) in confronto al valore medio climatologico.**

In Figura 64 sono riportate negli istogrammi le variazioni dei valori medi mensili rilevati nel 2009 in 3 stazioni collocate a 3 Km dalla costa (P. Garibaldi st. 304, Cesenatico st. 314, Cattolica st. 319) in confronto al valore medio climatologico calcolato nel lungo periodo (1993 – 2002), valori elaborati in Figura 4. L'approccio metodologico è stato descritto nel Paragrafo 4.4.2.a.

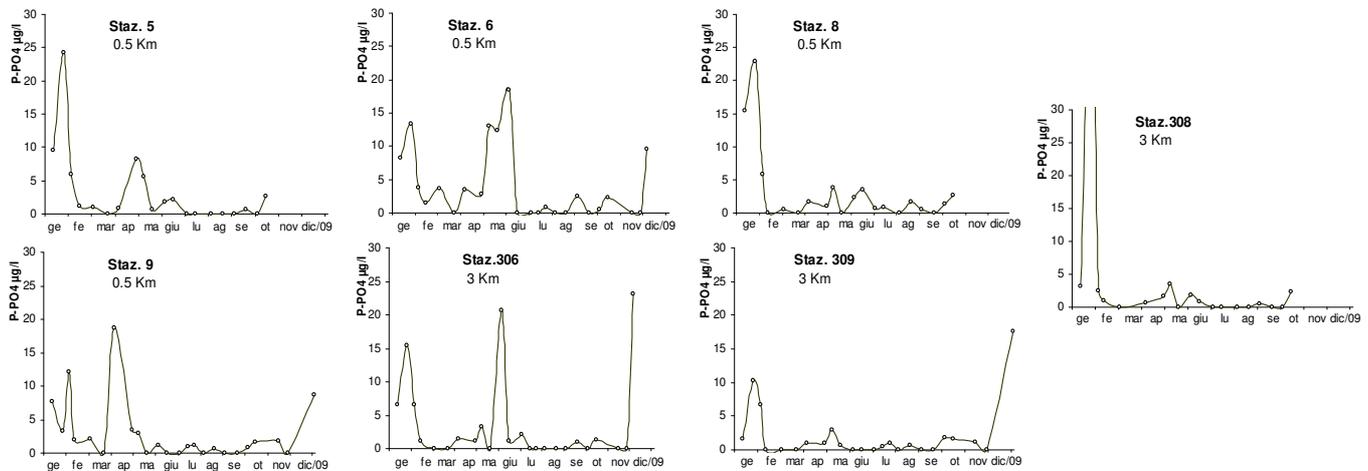
In tutte e 3 le stazioni in esame è evidente un marcato incremento delle concentrazioni dell'azoto totale in tutte le stazioni soprattutto nei primi cinque mesi dell'anno; ulteriori discreti incrementi si registrano nei restanti mesi, fanno eccezione i mesi di ottobre e novembre. Tale situazione dimostra ancora una volta come si stia registrando un aumento degli apporti delle forme azotate da parte dei bacini, in particolare del bacino padano per l'effetto dovuto all'incremento precipitazioni-portate.

#### 4.4.2.e Fosforo ortofosfato (P-PO<sub>4</sub>)

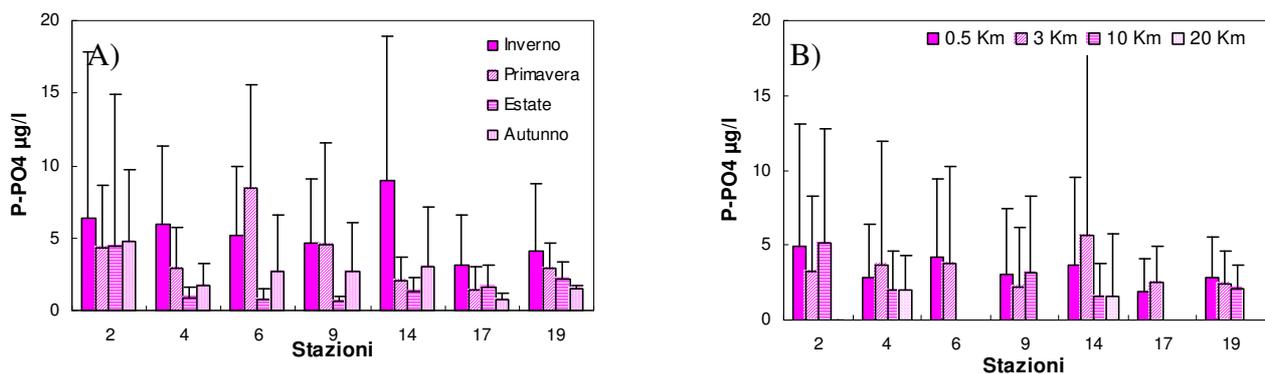
Le concentrazioni dell'ortofosfato (Figura 65 e Figura 66) mostrano una elevata variabilità nelle stazioni costiere. Tale variabilità tende ad attenuarsi nelle stazioni al largo, condizione attribuibile all'alternarsi del regime di marea e agli effetti che questi hanno sulla immissione dei reflui. Le concentrazioni maggiori sono state rilevate in inverno (il valore più alto pari a 56,31 µg/L il 26 gennaio '09 nella st. 308). Si osserva una discreta variabilità del parametro nelle stazioni centro – settentrionali, variabilità più contenuta nelle stazioni meridionali.



**Figura 65 - Distribuzioni di Fosforo ortofosfato rilevate nell'area dal delta del Po a Cattolica e dalla costa fino a 10 Km nelle acque superficiali (media stagionale Inverno, media mensile Gennaio).**



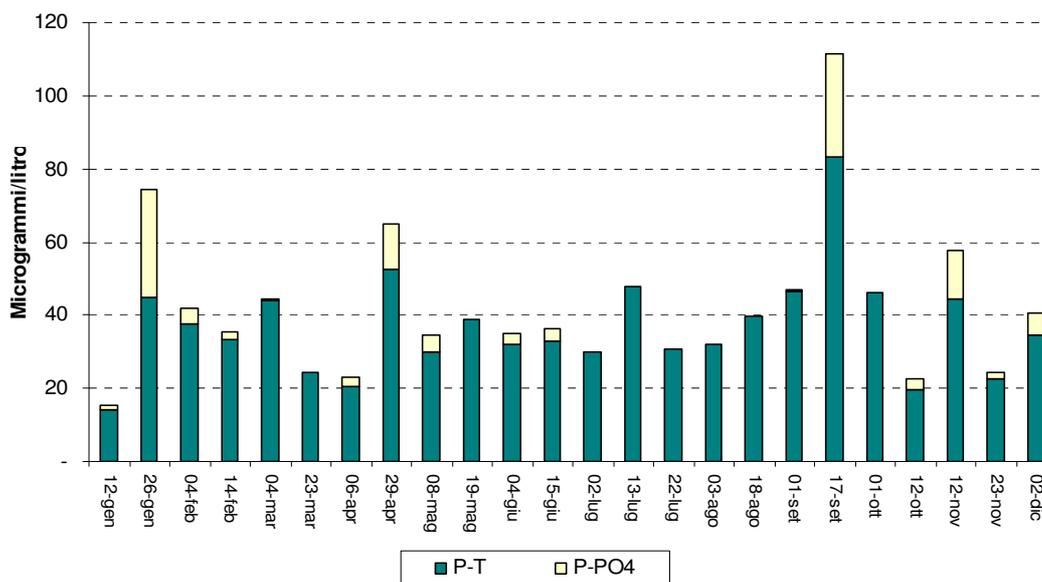
**Figura 66 - Andamenti temporali del P-PO<sub>4</sub> in superficie in alcune stazioni costiere e a 3 Km dalla costa nel 2009.**



**Figura 67 – A) Valori medi stagionali del P-PO<sub>4</sub> e deviazioni standard nelle acque superficiali delle stazioni costiere; B) Valori medi annuali e deviazione standard nelle acque superficiali delle stazioni a 0.5, 3, 10 e 20 Km dalla costa.**

Le concentrazioni medie stagionali nelle stazioni costiere (Figura 67 A) mostrano i valori più elevati e maggiore variabilità nel periodo invernale, in particolare nella st. 14 (Cesenatico), i più bassi prevalentemente in estate, nelle stazioni meridionali in autunno.

I valori medi annuali (Figura 67 B) presentano una elevata variabilità del parametro nelle stazioni prese in esame. Risultano molto marcate le differenze di concentrazione delle 2 forme di fosforo monitorate, P-PO<sub>4</sub> e P Totale, con accentuata prevalenza della componente totale, soprattutto nei mesi primaverili ed estivi (Figura 68). Ciò è dovuto al fatto che in tali periodi, caratterizzati da ridotti apporti, la componente ortofosfatica è la forma che viene immediatamente assimilata e che di conseguenza non presenta concentrazioni apprezzabili nell'acqua. Nelle acque costiere emiliano-romagnole, il fosforo ortofosfato presenta concentrazioni molto basse, in molti casi al di sotto del limite della rilevabilità strumentale. Il 93,5% dei dati rilevati in tutte le stazioni monitorate sono risultati inferiori a 10 µg/L.



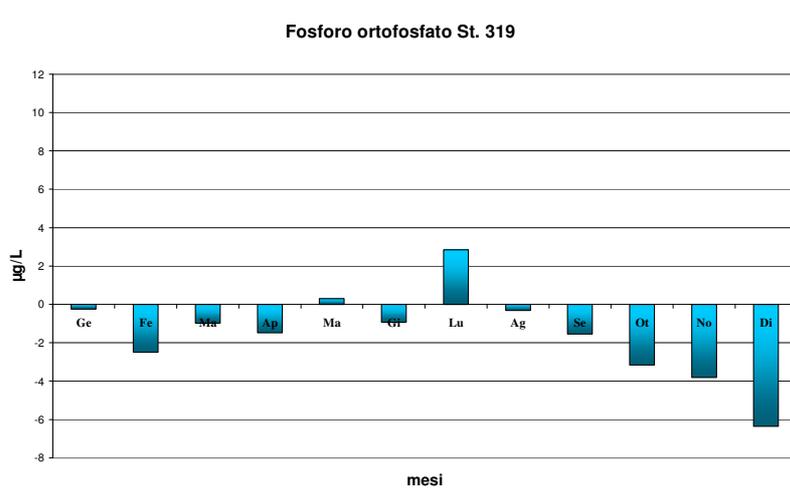
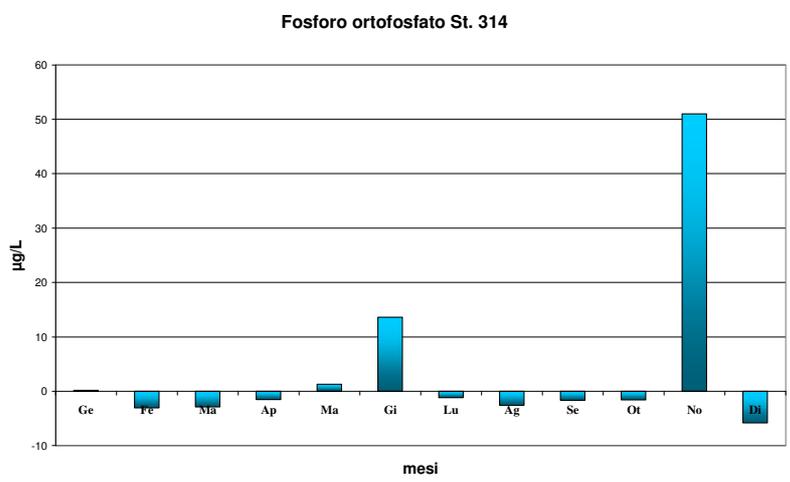
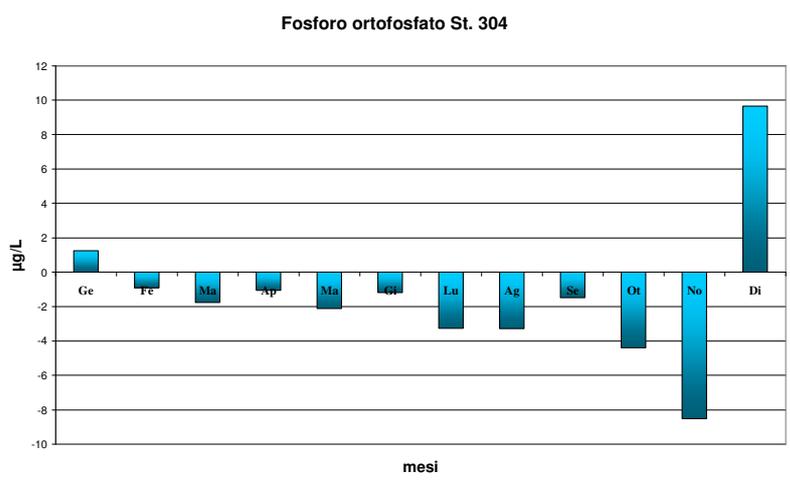
**Figura 68 - Istogrammi in pila relativi agli andamenti temporali del Fosforo ortofosfato e fosforo totale nel 2009 nella st. 2**

In Figura 69 sono riportate negli istogrammi le variazioni dei valori medi mensili di P-PO<sub>4</sub> rilevati nel 2009 in 3 stazioni collocate a 3 Km dalla costa (P. Garibaldi st. 304, Cesenatico st. 314, Cattolica st. 319) in confronto al valore medio climatologico calcolato nel lungo periodo (1993 – 2002), dati elaborati in Figura 4.

L’approccio metodologico seguito, al fine di valutare gli scostamenti e/o le variazioni dell’anno 2009 rispetto alle concentrazioni delle variabili idrologiche calcolate nel lungo periodo, è stato quello di rapportare il valore medio mensile con il dato medio dello stesso mese ricavato da un insieme di circa 450 valori rilevati nella stessa stazione dal 1993 al 2002, che rappresentano le condizioni di riferimento e di comparazione. Valori positivi rappresentati nei grafici significano che il parametro, nel corso di ogni singolo mese, ha subito un incremento rispetto alla condizione “normale” rappresentata dalla climatologia delle 3 stazioni considerate; al contrario valori negativi identificano una riduzione della variabile.

In tutte e 3 le stazioni in esame si osserva un decremento delle concentrazioni dell’ortofosfato in quasi tutti i mesi dell’anno; sporadici e variabili nel tempo e nelle diverse aree i valori in incremento.

L’andamento sopra descritto è confermato anche dall’analisi del trend riportato nella Figura 70 in cui osserva un decremento delle concentrazioni rilevate dell’ortofosfato in tutte e 3 le aree prese in esame, a conferma di una riduzione negli ultimi anni negli apporti da parte dei bacini costieri del fosforo solubile.



**Figura 69 – Variazione dei valori medi mensili di P-PO<sub>4</sub> rilevati nel 2009 in 3 stazioni a 3 Km dalla costa (P. Garibaldi st. 304, Cesenatico st. 314, Cattolica st. 319) in confronto al valore medio climatologico**

P-PO<sub>4</sub>

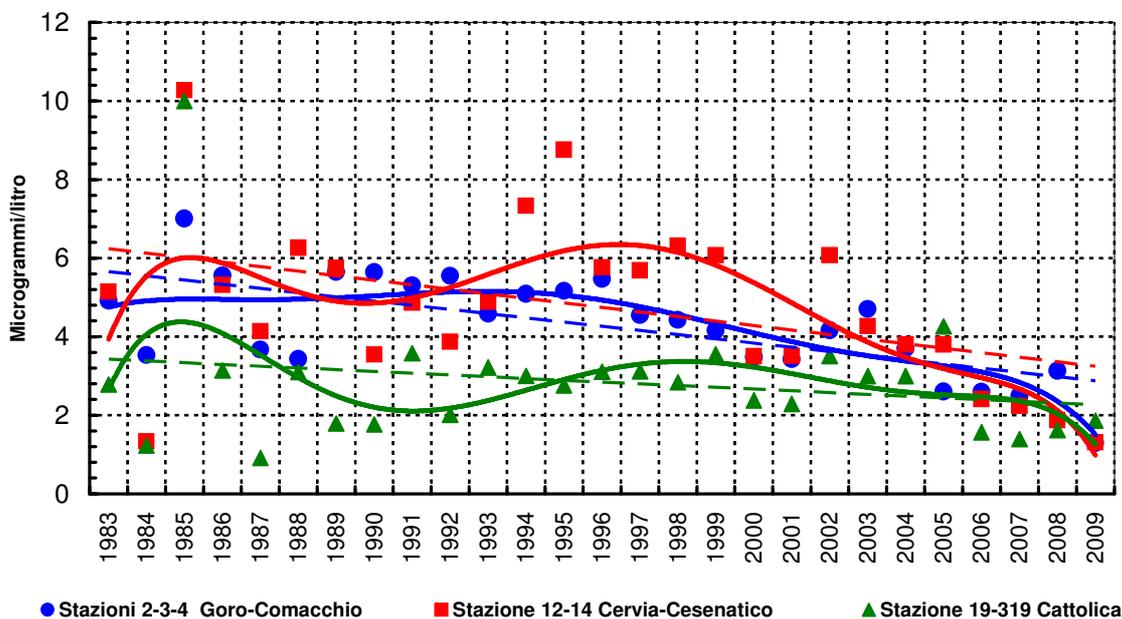
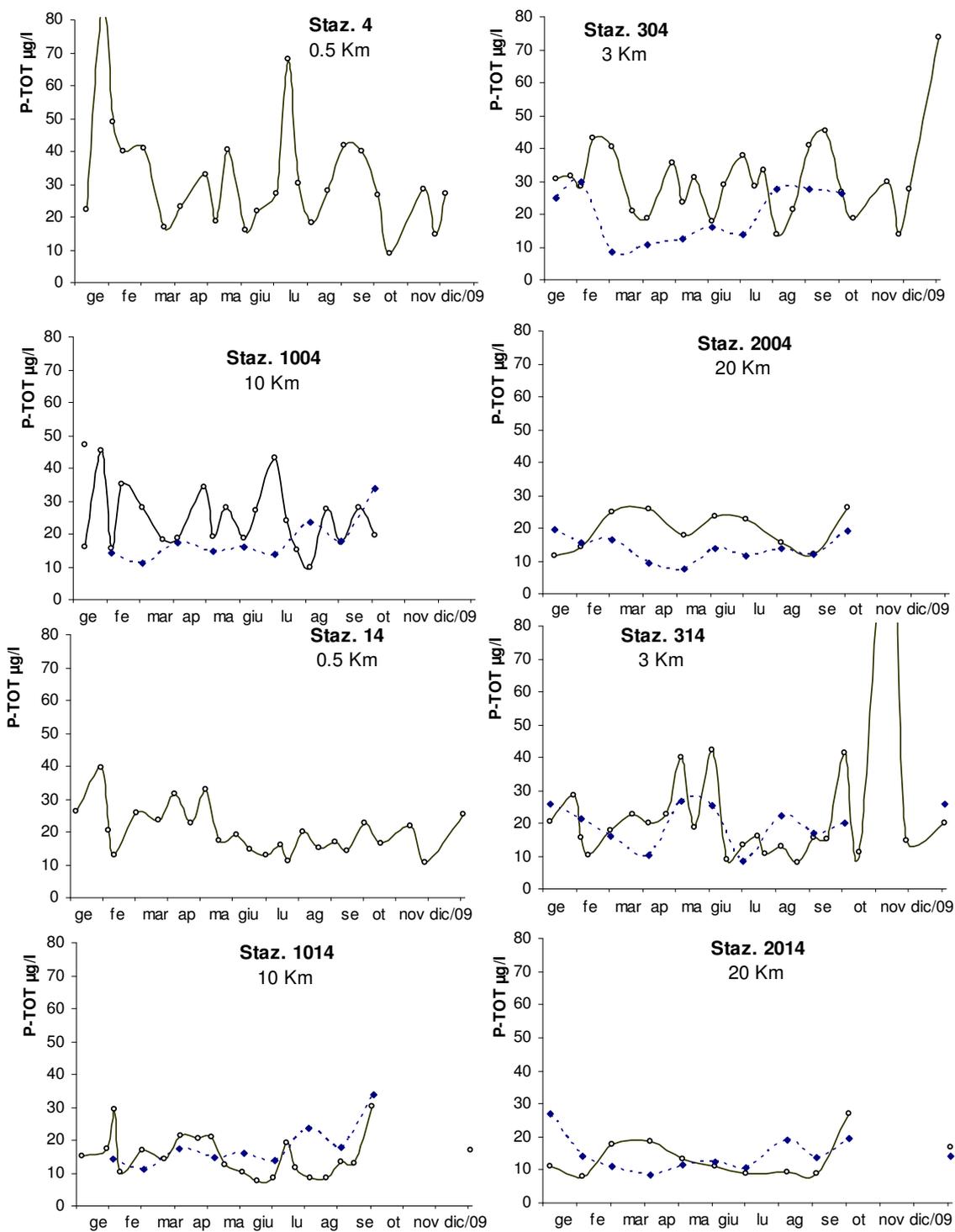


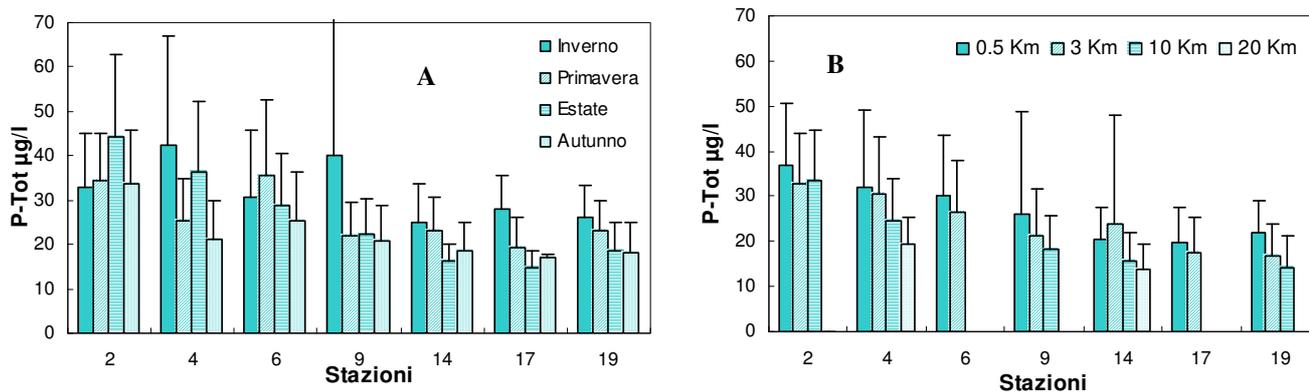
Figura 70 – Medie geometriche annuali per trend evolutivo del Fosforo ortofosfato in tre aree della costa emiliano-romagnola (periodo 1983-2009)

#### 4.4.2.f Fosforo totale

Anche il fosforo totale presenta in genere una elevata variabilità nelle concentrazioni. Tale variabilità è più accentuata nelle stazioni costiere e tende a diminuire nelle stazioni più al largo. Una maggiore linearità negli andamenti si mantiene anche passando dalle stazioni più settentrionali a quelle meridionali (Figura 71). Nelle acque di fondo le concentrazioni sono in genere simili a quelle determinate in superficie ad eccezione di qualche superamento. Il valore più alto è stato rilevato a febbraio con 133,22 µg/L, nella stazione a 3 Km lungo il transetto di Marina di Ravenna, valori simili sono stati monitorati anche nelle stazioni in costa davanti a Lido Adriano (st. 9) Foce Reno (st. 5).



**Figura 71 - Andamento temporale del Fosforo totale in superficie (linea continua) e sul fondo (linea tratteggiata) nelle due direttrici di Porto Garibaldi e Cesenatico nel 2009.**

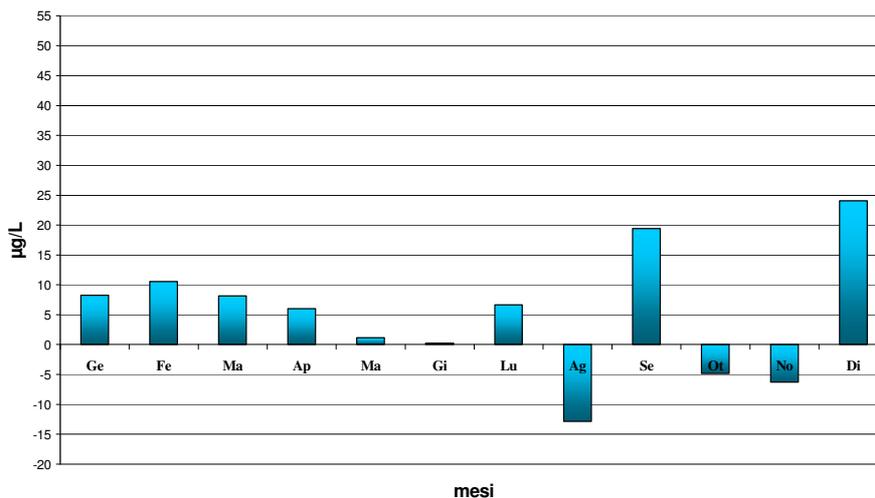


**Figura 72 – A) Valori medi stagionali del Fosforo totale e deviazioni standard nelle acque superficiali delle stazioni costiere. B) Valori medi annuali e deviazione standard nelle acque superficiali delle stazioni a 0.5, 3, 10 e 20 Km dalla costa.**

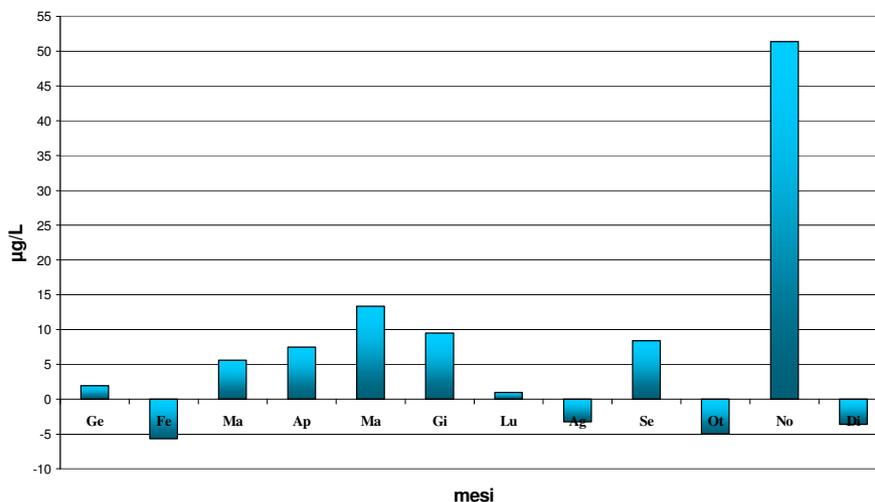
I valori medi stagionali (Figura 72 A) e le relative deviazioni standard presentano una certa variabilità; generalmente i valori maggiori sono stati rilevati in inverno, fanno eccezione la stazione 6 (massimo in primavera) e la stazione 2 (massimo in estate).

Le medie annuali (Figura 72 B) presentano un andamento tendente alla diminuzione passando da costa al largo e da nord a sud.

Fosforo totale St. 304



Fosforo totale St. 314



Fosforo totale St. 319

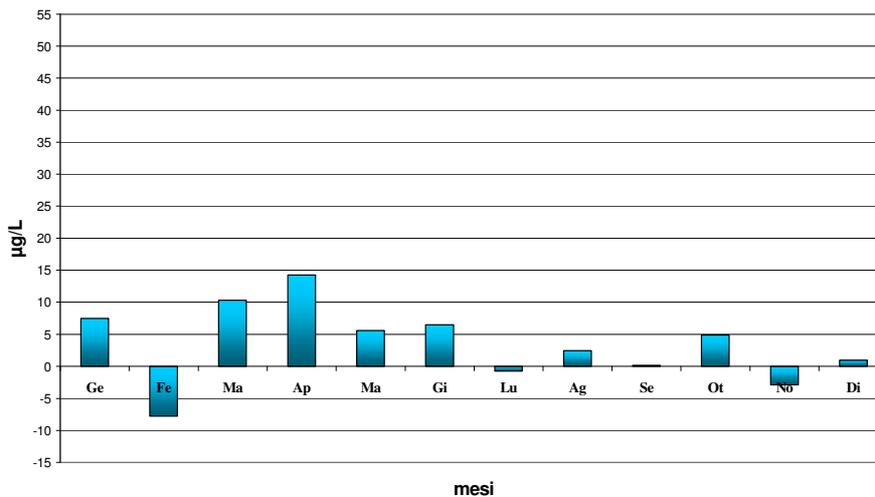


Figura 73 – Variazione dei valori medi mensili di Fosforo totale rilevati nel 2009 in 3 stazioni a 3 Km dalla costa (P. Garibaldi st. 304, Cesenatico st. 314, Cattolica st. 319) in confronto al valore medio climatologico

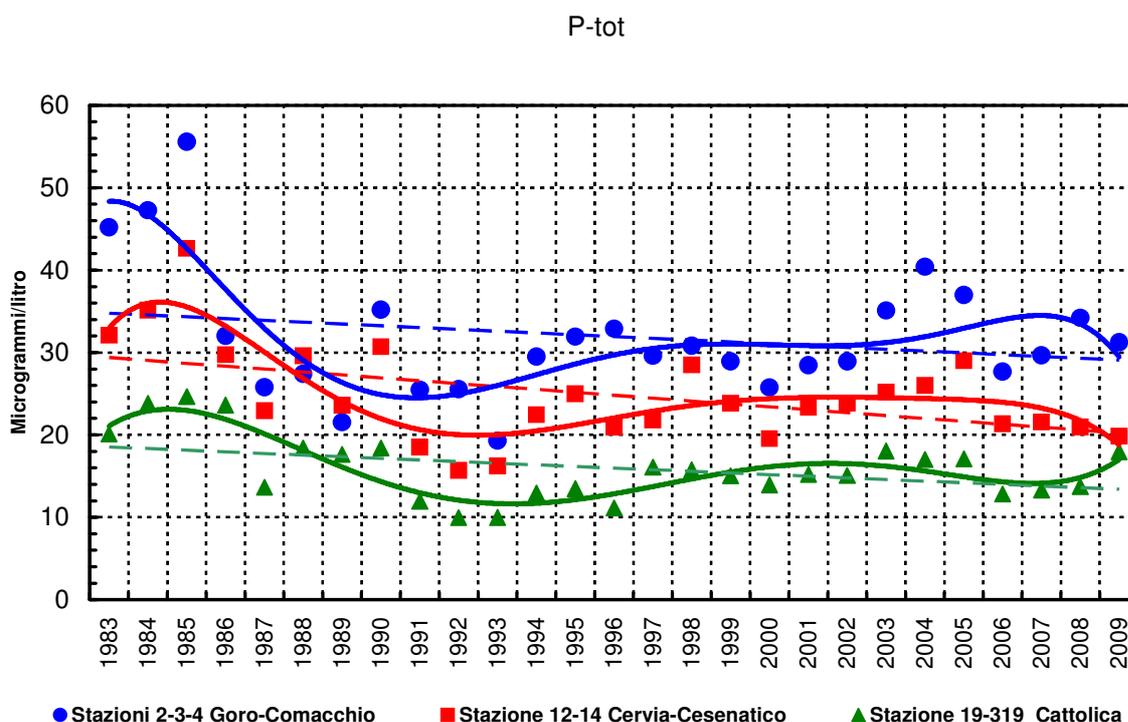
In Figura 73 sono riportate negli istogrammi le variazioni dei valori medi mensili di Fosforo totale rilevati nel 2009 in 3 stazioni collocate a 3 Km dalla costa (P. Garibaldi st. 304, Cesenatico st. 314, Cattolica st. 319) in confronto al valore medio climatologico calcolato nel lungo periodo (1993 – 2002), dati elaborati in Figura 4. L'approccio metodologico è stato descritto nel Paragrafo 4.4.2.a.

Andamento variabile del parametro in tutte e 3 le stazioni in esame; sono maggiori i casi in cui si rilevano incrementi dei valori nel 2009 rispetto alla media climatologica con il picco massimo registrato nella st. 314 nel mese di novembre.

Preme segnalare comunque che sia i valori positivi che quelli negativi hanno un ordine di grandezza molto basso (la maggior parte è inferiore a 10 µg/L). I valori di incremento che superano tale ordine di grandezza sono sporadici e non concomitanti nelle stazioni in esame.

A differenza di quanto annunciato per il P-PO4 il Fosforo totale mantiene un trend costante negli ultimi anni, andamento osservabile anche in Figura 74.

Si può quindi affermare che gli apporti delle forme di fosforo da parte dei bacini costieri si mantengono invariati negli ultimi anni, rispetto invece ad un evidente incremento di apporti delle forme azotate, come precedentemente dimostrato.

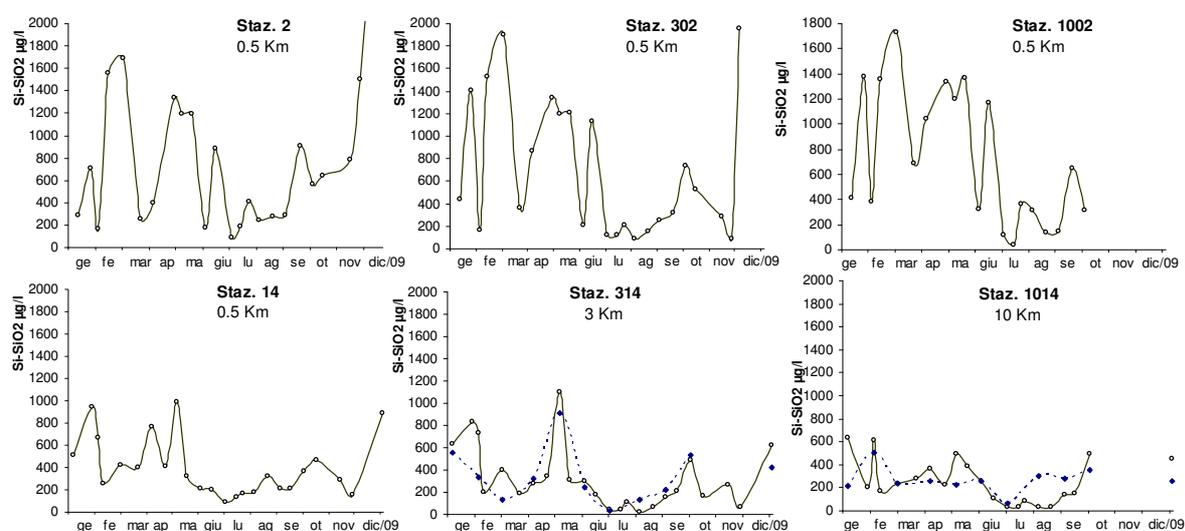


**Figura 74 – Medie geometriche annuali per trend evolutivo Fosforo totale in tre aree della costa emiliano-romagnola (periodo 1983 – 2009)**

#### 4.4.2.g Silice reattiva ( $Si-SiO_2$ )

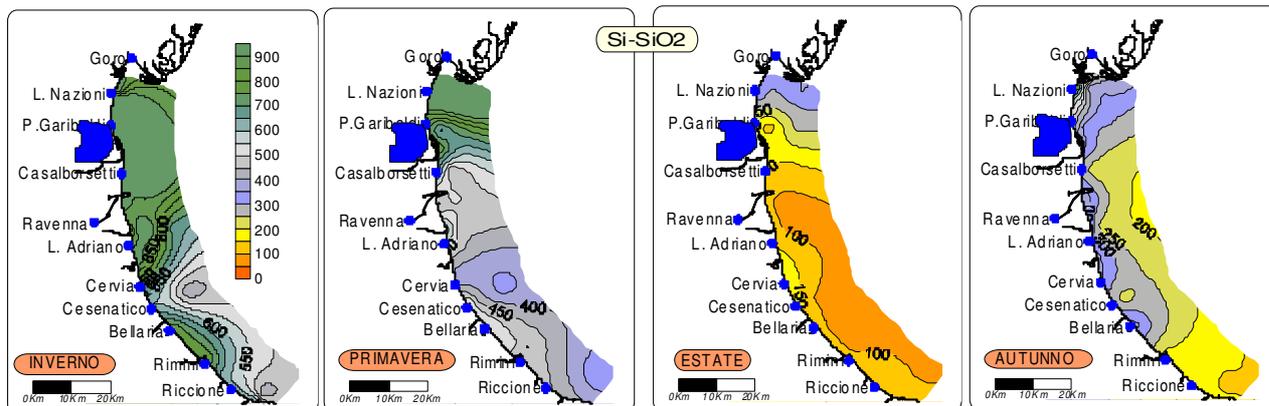
Gli andamenti della Silice nelle acque marine misurata durante i controlli del 2009 mostrano una stretta correlazione con le portate fluviali, situazione particolarmente evidente nelle stazioni più settentrionali della costa emiliano-romagnola dove si evidenzia inoltre una spiccata variabilità del parametro (Figura 75).

I valori presentano una distribuzione con trend in diminuzione passando da nord a sud e da costa verso il largo.



**Figura 75 - Andamento temporale della Silice ( $Si-SiO_2$ ) in superficie nelle stazioni a 0.5, 3 e 10 Km lungo i transesti antistante Lido di Volano e Cesenatico**

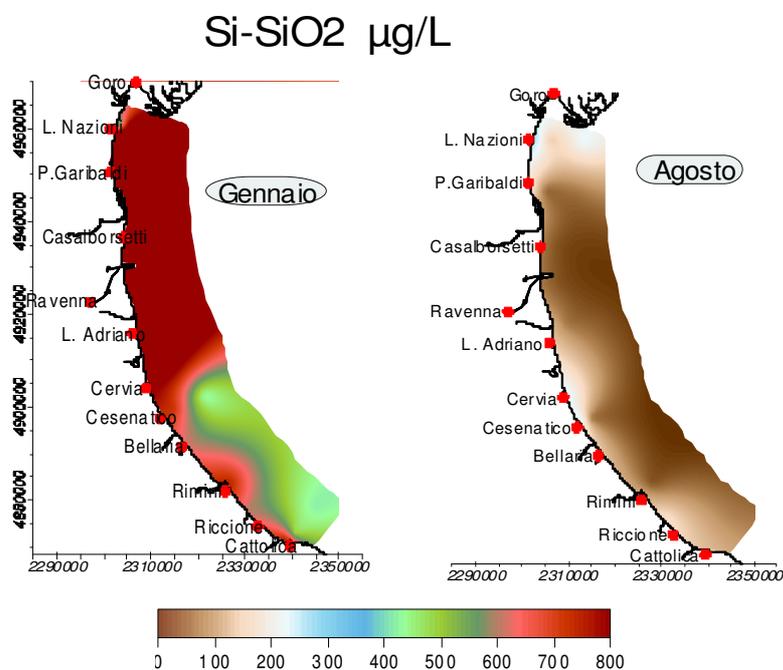
Stagionalmente questo parametro presenta minori concentrazioni in estate quando le portate dei fiumi sono minime e massime in inverno e in primavera, in particolare nella zona settentrionale (Figura 76).



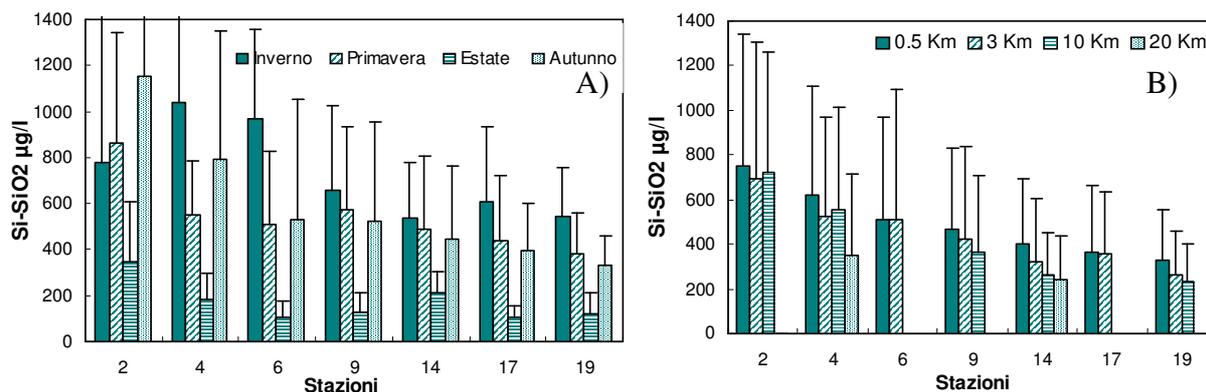
**Figura 76 - Mappe di distribuzione delle medie stagionali della Silice ( $\mu\text{g/L}$ ) lungo la costa dell'Emilia Romagna da costa al largo (10 Km) nel 2009.**

Si distingue il transetto 2 che essendo investito direttamente dagli apporti del Po mostra concentrazioni di silice reattiva più o meno simili in ogni stazione mentre l'andamento generale del parametro registra un trend in diminuzione da costa al largo.

In Figura 77 sono messe a confronto 2 mappe di distribuzione di tale parametro in 2 periodi diversi dell'anno, gennaio in cui sono maggiori gli apporti da parte dei bacini, in particolare il bacino padano, e agosto in cui le portate dei fiumi sono minime.



**Figura 77 - Distribuzioni di Silice ( $\mu\text{g/L}$ ) rilevate nell'area dal delta del Po a Cattolica e dalla costa fino a 10 Km nelle acque superficiali (media mensile Gennaio e Agosto).**



**Figura 78 – A) Valori medi stagionali della Silice (Si-SiO<sub>2</sub>) totale e deviazioni standard nelle acque superficiali delle stazioni costiere. B) Valori medi annuali e deviazione standard nelle acque superficiali delle stazioni a 0,5, 3, 10 e 20 Km dalla costa.**

I valori medi stagionali (Figura 78 A) rilevano i massimi nella stagione invernale (ad eccezione della st. 2), i minimi nell'estiva.

I valori medi annuali (Figura 78 B) mostrano una evidente tendenza alla diminuzione passando da nord a sud e da costa verso il largo.

#### 4.4.2.h Rapporto N/P (frazione solubile)

Il rapporto N/P scaturisce dalla seguente equazione:

$$\text{N/P Ratio} = \frac{\text{N} - (\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_3)}{\text{PO}_4} = \frac{\text{DIN}}{\text{DIP}}$$

La componente DIN viene utilizzata con il P-PO<sub>4</sub> nel calcolo del rapporto N/P. Nelle acque costiere emiliano-romagnole il fosforo è sempre stato l'elemento chiave che limita e controlla i fenomeni eutrofici, mentre l'azoto riveste un ruolo non limitante. Il processo alla base di questa considerazione è legato al meccanismo secondo il quale il fitoplancton assume i nutrienti in soluzione secondo lo stesso rapporto molare che questi elementi hanno all'interno della biomassa algale, cioè N/P elementare = 16, riferito al peso atomico N/P = 7,2. Se il rapporto nell'acqua di mare supera il valore N/P di 7,2 si afferma che il fosforo è il fattore limitante la crescita algale e l'azoto in eccesso presente nelle acque non può essere utilizzato dalle alghe. Questo significa che gli interventi di risanamento per migliorare lo stato qualitativo delle acque eutrofiche devono prevedere una riduzione degli apporti di fosforo. In genere la fosforo limitazione è il fattore che caratterizza acque costiere con livelli trofici mediamente elevati, l'azoto limitazione è invece riscontrabile nelle acque costiere in cui il rischio eutrofico è molto limitato se non assente.

La distribuzione dei valori del rapporto N/P (Figura 79), evidenzia una notevole variabilità (considerare la scala logaritmica riportata nella grafica) ed una tendenza sinusoidale con i minimi nel periodo estivo.

La variabilità tende a ridursi nella stazione meridionale al largo e nelle acque di fondo.

Lo stato di fosforo-limitazione rappresenta la quasi totalità dei casi; i rari eventi riconducibili ad azoto-limitazione si sono verificati solo per 4 valori (in genere si presentano nei mesi estivi), su complessivi 700 rilevati in tutte le stazioni nel 2009.

I dati riportati nei diagrammi Box e Whiskers (Figura 80) mostrano come le maggiori variabilità si possono riscontrare in corrispondenza delle stazioni 2, 4 e 17.

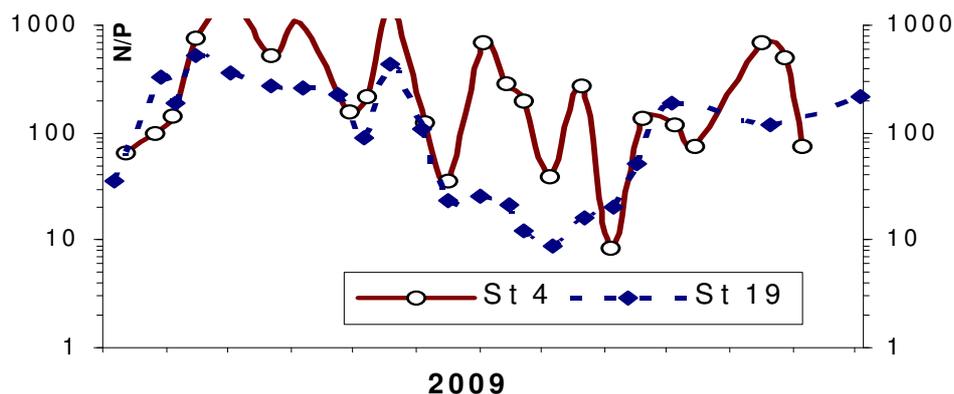


Figura 79 - Andamenti temporali del rapporto N/P nelle stazioni 4 (Porto Garibaldi, linea continua rossa) e 19, (Cattolica, linea tratteggiata blu) in superficie.

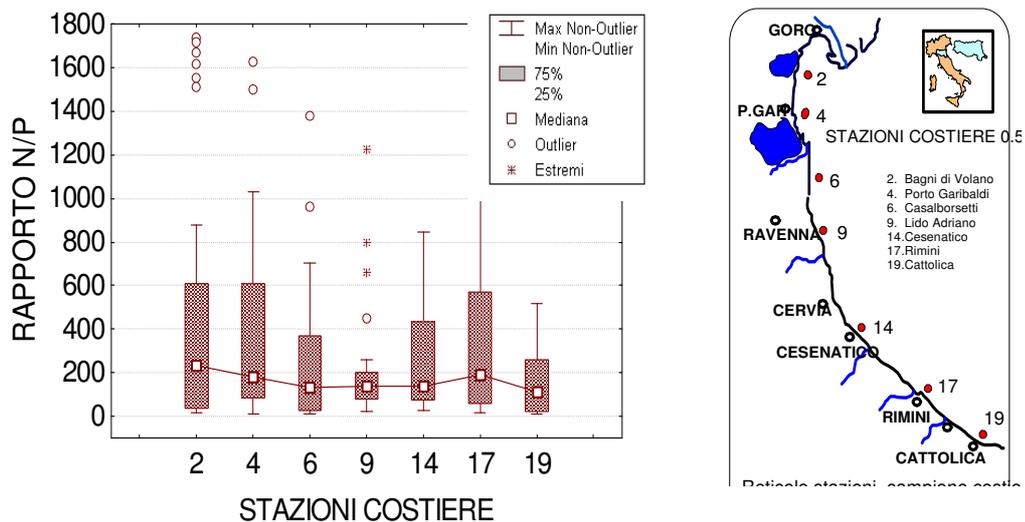


Figura 80 - Diagrammi multipli di Box e Whiskers del rapporto Azoto/Fosforo rilevati nel 2009 nelle stazioni costiere (0.5 Km dalla costa)

#### 4.4.2.i Evoluzione trofo-dinamica del sistema in termini di limitazione-efficienza

Dall'analisi delle distribuzioni normali bi-variate dei rapporti Clorofilla/Nutrienti, è possibile rappresentare le fluttuazioni stagionali dei principali parametri di sistema in diagrammi come quelli riportati nella Figura 81. Differenti aree costiere possono essere collocate in questi diagrammi in funzione dei rapporti molari medi N/P e dei corrispondenti rapporti  $ChA/(DIN \times PO_4)^{1/2}$ , essendo questi ultimi una stima del grado di utilizzazione dei nutrienti.

In generale, con un ciclo annuale completo di dati, le distribuzioni bivariate di  $\text{Log}(ChA/PO_4)$  e  $\text{Log}(ChA/DIN)$  risulteranno molto prossime alla normalità. Se la pendenza della retta di regressione ortogonale:

$$\text{Log}(ChA/PO_4) = \text{Log } b + k \text{Log}(ChA/DIN),$$

tende a  $k=1$ , il sistema raggiunge condizioni di isometria lungo le rette a  $45^\circ$ . Possiamo quindi sostituire i logaritmi con i numeri, ottenendo:

$$(ChA/PO_4) = b (ChA/DIN)^k.$$

Ma se  $k=1$ , allora sarà:

$$ChA/PO_4 \times DIN/ChA = DIN/PO_4 = N/P = b.$$

In maniera analoga, lungo le rette a  $-45^\circ$  (con  $k=-1$ ), avremo:

$$(ChA)^2 = b (DIN \times PO_4), \text{ da cui: } ChA/(DIN \times PO_4)^{1/2} = \text{costante}.$$

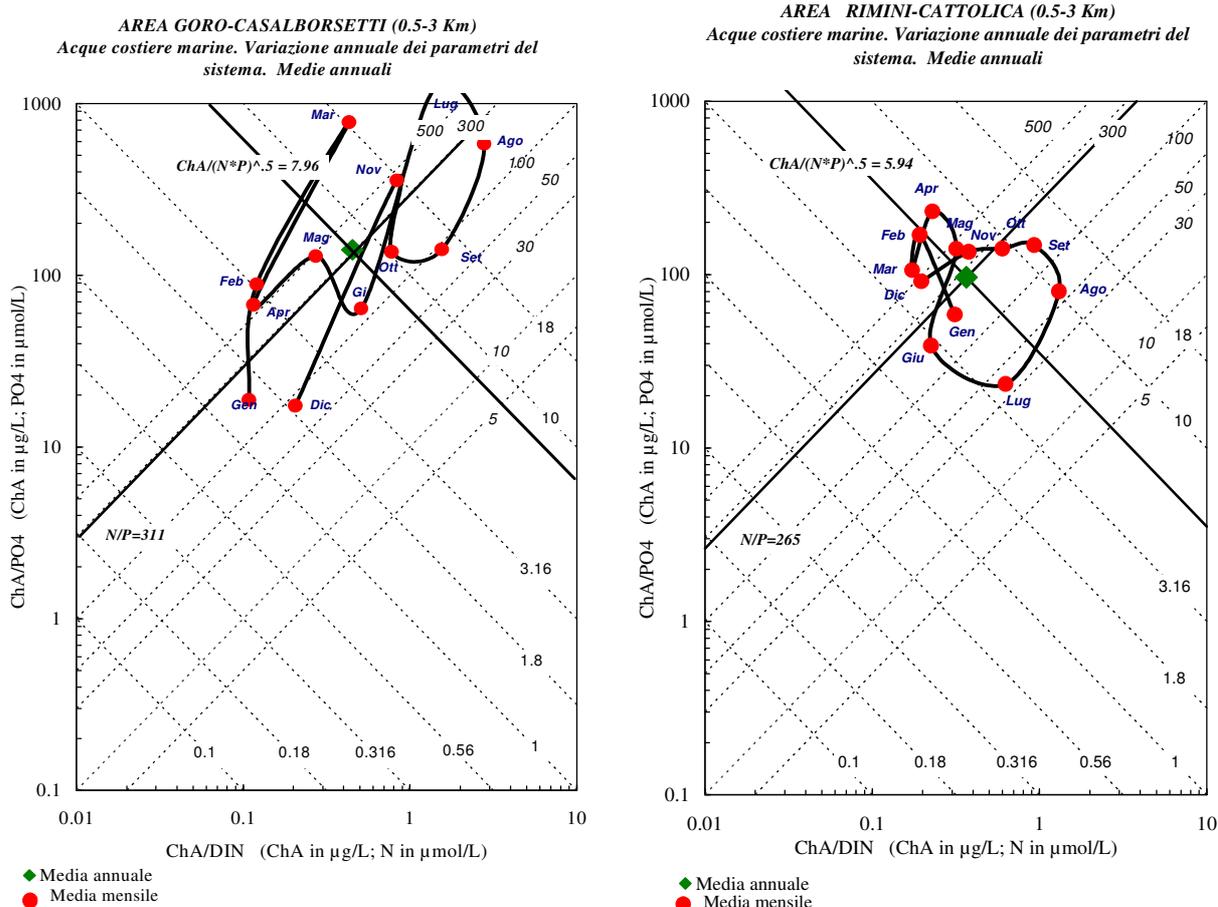
L'efficienza di un sistema costiero nella produzione di nuova biomassa (i.e. le variazioni del rapporto  $ChA/(DIN \times PO_4)^{1/2}$  rispetto al rapporto N/P), può essere seguita mese dopo mese, osservando le sue oscillazioni intorno ad un centro di gravità rappresentato dalla media annuale dei due rapporti.

I diagrammi riportati nella Figura 81, si riferiscono all'andamento mensile dei rapporti elementari Clorofilla/Nutrienti rilevati in due aree rappresentative della fascia costiera emiliano-romagnola, in un intero ciclo annuale. Nella Figura 81 sono riportati i diagrammi di riferimento per lo Stato Trofico dei Sistemi costieri nell'area Goro-Casalborsetti e nella zona Rimini-Cattolica e le variazioni delle medie mensili dei parametri di sistema. I rapporti N/P sono costanti lungo le linee punteggiate a  $45^\circ$ , viceversa i valori della quantità  $ChA/(DIN \times PO_4)^{1/2}$  sono costanti lungo le linee punteggiate a  $-45^\circ$ . Il corrispondente valore della media annuale è rappresentato dall'intersezione delle rette in grassetto.

Si rimarca l'importanza di questi diagrammi nel rappresentare il sistema costiero nei suoi aspetti essenziali, di tipo trofo-dinamico. Attraverso questa rappresentazione grafica, possono essere descritte le proprietà dinamiche del sistema, utilizzando i tre parametri: Clorofilla, Azoto minerale disciolto e Ortofosfato solubile, che possono ben dirsi parametri fondamentali di stato trofico.

Ricorrendo al logaritmo dei loro rapporti è possibile infatti ricavare:

- 1) l'andamento del rapporto elementare N/P, che ci consente di individuare il nutriente che potenzialmente inibisce la crescita algale (i.e. il fattore limitante);
- 2) le variazioni dell'efficienza del sistema a produrre biomassa, a seconda dei nutrienti biodisponibili (i.e. il valore assunto dal rapporto  $ChA/(N \times P)^{0.5}$ ). Nel piano cartesiano, queste due proprietà possono essere lette sugli assi posti a  $45^\circ$  (N/P) e a  $-45^\circ$  (efficienza).



**Figura 81 - Diagrammi di riferimento per lo Stato Trofico dei Sistemi costieri nell'area Goro-Casalborsetti e nella zona Rimini-Cattolica**

Per un intero ciclo annuale, l'evoluzione del sistema è perciò rappresentata in termini di limitazione-efficienza e di oscillazione dei punti (i.e. medie mensili), intorno al centroide rappresentato dalla media annuale. Disponendo dei dati prodotti dal monitoraggio di routine, in numero statisticamente significativo, è possibile quindi caratterizzare ogni area costiera e operare confronti nello spazio e nel tempo.

Nel caso del sistema Po-Adriatico, le variazioni annuali dei parametri di sistema sono rappresentate nella Figura 81, relativa alla zona nord (area di Goro-Casalborsetti) e alla zona sud (area di Rimini-Cattolica) rispettivamente.

Secondo la chiave di lettura illustrata sopra, nel corso del 2009, nell'area Goro-Casalborsetti riprende efficienza nel pieno della stagione invernale, tra Gennaio e Febbraio, in corrispondenza dei massimi apporti padani, sia in termini di portata che di afflusso di nutrienti. Nei mesi primaverili l'efficienza tende a diminuire per riprendere poi nei successivi mesi estivi, con i massimi annuali nei mesi di luglio e agosto. È interessante notare che in questo caso i massimi valori di efficienza coincidono con i minimi valori del rapporto N/P, a riprova del fatto che, a bassi valori di questo rapporto corrispondono scarsi apporti di acque dolci padane, e quindi di azoto. Infatti il valore estivo del rapporto N/P risulta compreso tra 30 e 100, contro valori che superano 300 nel periodo invernale, quando il regime del Po è caratterizzato da portate molto più elevate.

Nell'area costiera posta più a sud, (area Rimini-Cattolica), le variazioni annuali dei parametri del sistema sono meno marcate, pur con qualche sostanziale differenza rispetto all'area costiera più a ridosso del Po. In entrambi i casi il mese di dicembre è caratterizzato dalla stasi dei cicli algali (minimi di efficienza, con valori del rapporto N/P prossimi alla media annuale). Tuttavia nella zona più settentrionale i massimi di efficienza sono raggiunti nei mesi autunnali, da settembre a novembre, quando la scarsità di nutrienti biodisponibili nella colonna d'acqua obbliga il sistema a utilizzare le risorse con il massimo rendimento. Da sottolineare il valore raggiunto nel mese di ottobre del rapporto N/P, prossimo all'azoto-limitazione (ca. 16).

Infine, i valori delle medie annuali dei parametri del sistema, consentono di fissare il suo comportamento complessivo per il 2009 e di valutare la sua variabilità interannuale attraverso il confronto con gli analoghi valori registrati per gli anni precedenti.

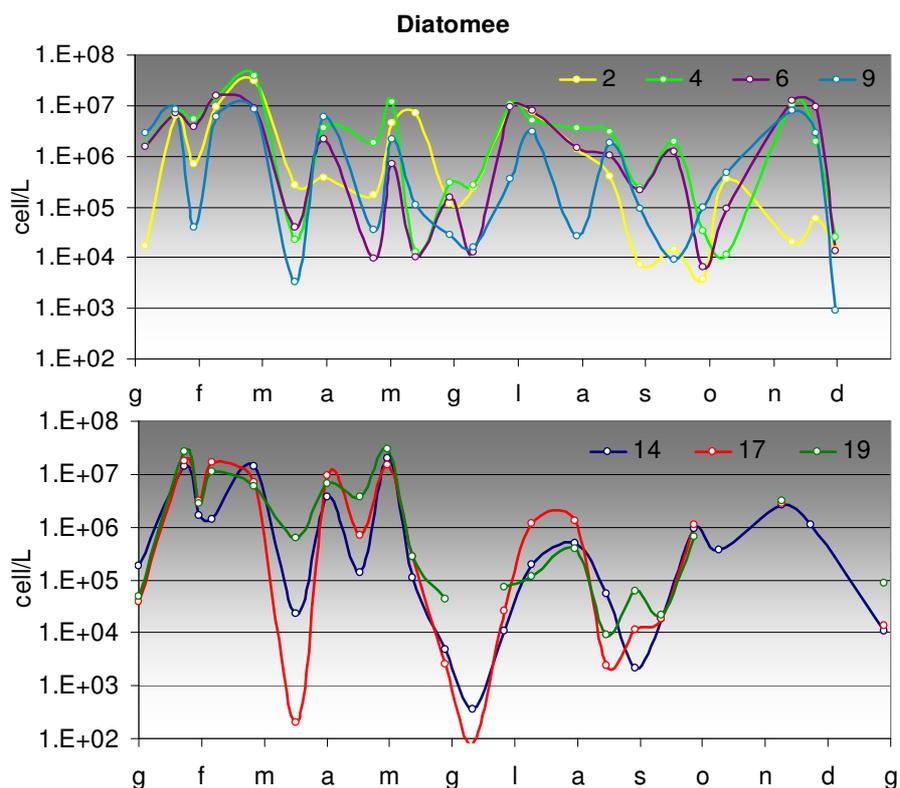
### 4.4.3 Fitoplancton

I dati relativi all'analisi quali-quantitativa del fitoplancton si riferiscono a campioni prelevati nelle stazioni posizionate a 0,5 e 3 km dalla costa.

L'analisi qualitativa ha contemplato i principali gruppi tassonomici, Diatomee e Dinoficee, all'interno dei quali esistono specie che possono essere responsabili di "fioriture". Sono state inoltre prese in considerazione sotto la voce "Altre" i fitoflagellati marini appartenenti alle classi delle Cloroficee, Euglenoficee, Criptoficee, Crisoficee, Rafidoficee, Prasinoficee, Primmesioficee, Dictiocoficee che rappresentano una frazione elevata della popolazione microalgale totale e che in determinate occasioni possono generare blooms, con conseguenze alterazione delle caratteristiche organolettiche delle acque.

In Figura 82 si nota come le abbondanze di Diatomee seguano andamenti diversi tra le stazioni settentrionali e quelle meridionali. A sud (stazioni 14, 17, 19) l'andamento stagionale è quello tipico di questa classe, ovvero abbondanze elevate in inverno-primavera e progressiva diminuzione in estate-autunno. Nel settore settentrionale, in particolare nelle stazioni 2, 4 e 6, le abbondanze di Diatomee continuano ad essere elevate oltre che in inverno anche tra giugno e agosto; si verificano infatti in questi periodi intense e protratte fioriture di *Skeletonema costatum* e *Chaetoceros* spp. con conseguente colorazione dell'acqua. Gli eventi più importanti si registrano il 4 marzo (stazione 306) con  $2 \times 10^8$  cell/L di *Skeletonema costatum* e il 19 maggio nella stazione 302 con 27.327.840 cell/L di *Chaetoceros* spp..

In autunno, nelle stazioni 4, 6, 9 le Diatomee ricompaiono per qualche settimana tra ottobre e novembre per poi diminuire in dicembre. Per le stazioni più settentrionali si può affermare che le Diatomee dominano in due intervalli dell'anno distinti: inverno ed inizio estate.



**Figura 82 - Andamento annuale (2009) delle abbondanze delle Diatomee nelle stazioni settentrionali (2, 4, 6, 9) e meridionali (14, 17, 19)**

Altri taxa maggiormente rappresentativi e ricorrenti di questa classe, che però raramente sviluppano fioriture, sono: *Pseudonitzschia* spp. (valore massimo registrato il 3 agosto st. 304 con 1.314.680 cell/L), *Thalassiosira* spp. (valore massimo registrato il 13 luglio st. 6 con 5.304.816 cell/L) e *Thalassionema* sp. (valore massimo registrato il 2 luglio st. 309 con 623044 cell/L).

Per quanto riguarda la classe delle Dinoficee nel 2009 si assiste ad un loro aumento complessivo rispetto al 2008. Mentre nell'anno passato i totali massimi registrati nelle singole stazioni non superavano 20.000 cell/L, nel 2009, sul 30% dei campioni analizzati sono state registrate abbondanze totali che superavano in larga misura tale valore.

Se invece si evidenziano i casi di fioriture di Dinoficee con conseguente colorazione dell'acqua, assumendo come valore di riferimento  $1 \times 10^6$  cell/L (per fitoflagellati con dimensioni minori di 30  $\mu\text{m}$ ), non si verificano più di due episodi su un totale di 312 campioni analizzati.

Questa classe compare prevalentemente in primavera ed estate mentre in inverno le abbondanze risultano nel complesso scarse. Confrontando sia gli andamenti nelle singole stazioni (Figura 83), sia le medie stagionali (Figura 84), si nota come, se pur non marcatamente, le stazioni settentrionali presentino abbondanze maggiori rispetto a quelle meridionali in primavera, estate e autunno; in particolare la stazione 2 fa registrare le abbondanze maggiori. In inverno invece si instaura una tendenza inversa con abbondanze maggiori nelle zone meridionali (Figura 84).

*Prorocentrum minimum* è la specie che compare con abbondanze più elevate ed è responsabile di quasi tutti gli eventi di fioriture di Dinoficee. Essendo una specie che predilige bassi valori di salinità e ambienti estuarini, è osservabile soprattutto in stazioni settentrionali o

sottocosta. Il valore massimo per questa specie si registra il 19 maggio nella stazione 2 con circa  $2 \times 10^6$  cell/L.

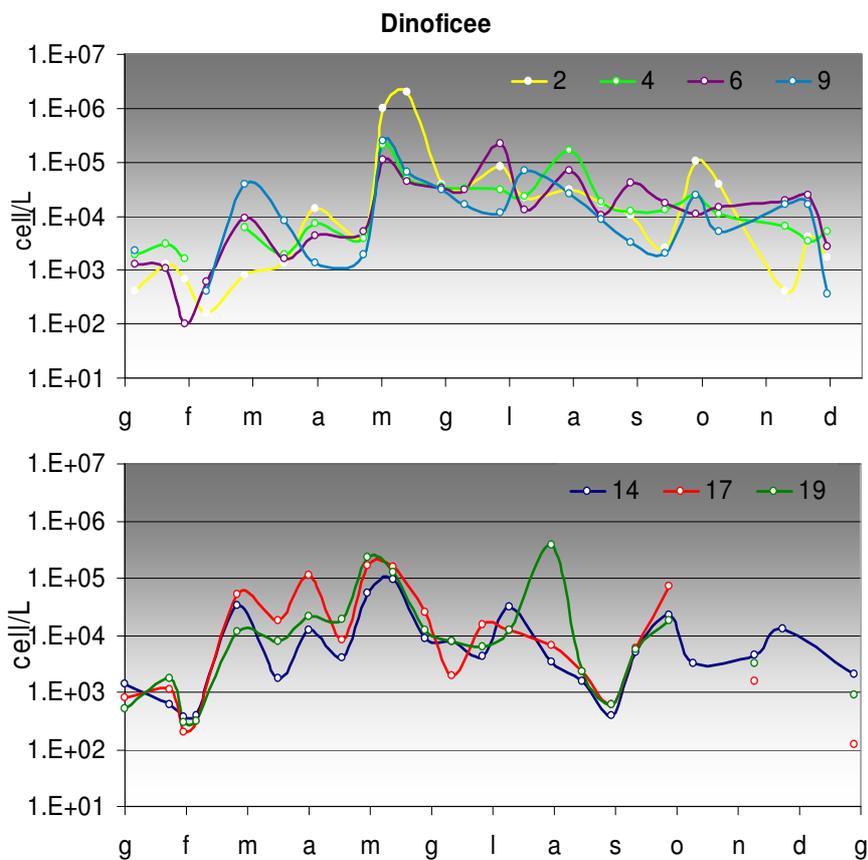


Figura 83 - Andamento annuale (2009) delle abbondanze delle Dinofyceae nelle stazioni settentrionali (2, 4, 6, 9) e meridionali (14, 17, 19)

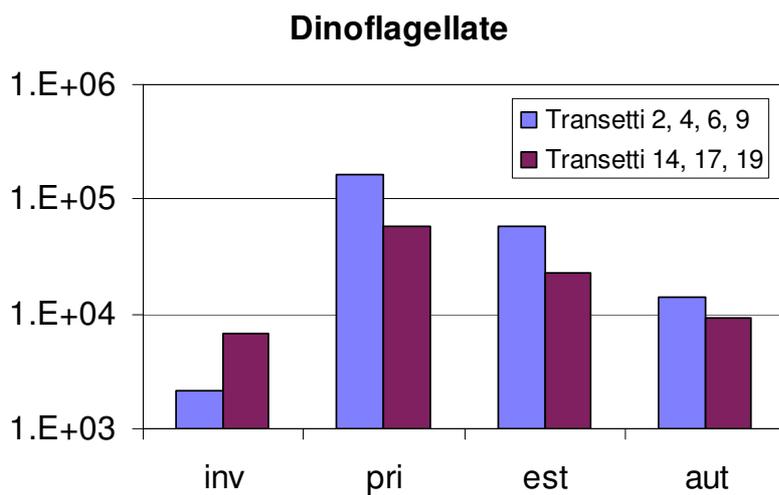
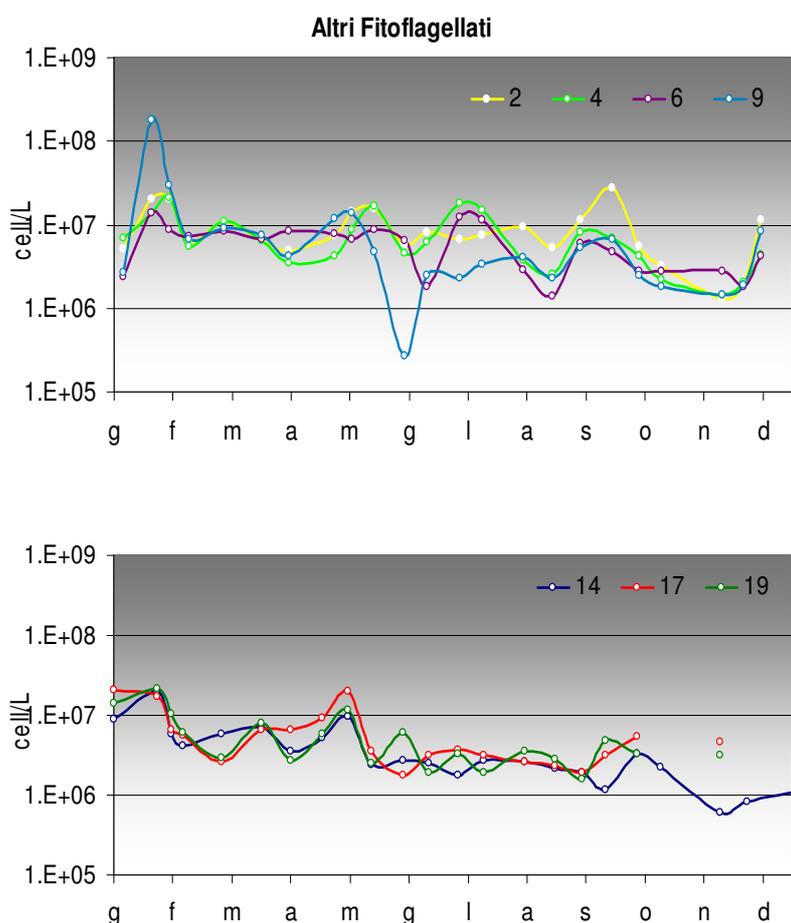


Figura 84 - Andamento stagionale delle abbondanze delle Dinoflagellate (cell/L) mediate rispettivamente per le stazioni settentrionali (2, 4, 6, 9) e meridionali (14, 17, 19)

Altri taxa frequenti ma che in nessun caso hanno generato bloom algali sono: *Prorocentrum micans*, (st. 306, valore massimo di 63.976 cell/L il 4 giugno), *Diplopsalis* group (st. 6, valore massimo 29.072 cell/L il 4 marzo) e *Gymnodinium* spp. (st. 9, valore massimo di 29.080 cell/L il 3 agosto).

Andando a considerare gli andamenti di Altri Fitoflagellati, dai grafici in Figura 85, si nota che in inverno e primavera (da gennaio a maggio) le abbondanze sono elevate da nord a sud con prevalenza nelle stazioni più settentrionali. In estate, nelle stazioni centro-meridionali (9, 14, 17, 19), si assiste ad un brusco calo e ad una progressiva diminuzione fino a dicembre in conseguenza delle diminuzioni di portata. A nord invece, le abbondanze si mantengono elevate, seppur in maniera irregolare, fino a metà settembre. Nella stazione 2 si registra un massimo annuale proprio in questo periodo (17 settembre) con  $27,5 \times 10^6$  cell/L. In inverno la stazione 9 è quella che presenta le abbondanze maggiori; in primavera invece le abbondanze maggiori si registrano nelle stazioni 2 e 4. Il valore massimo di abbondanza si registra il 26 gennaio nella stazione 9 con circa 180 milioni di cell/L, mentre il valore minimo (33.922 cell/L) si registra il 30 dicembre nella stazione 319.



**Figura 85 - Andamento annuale (2009) delle abbondanze degli Altri fitoflagellati nelle stazioni settentrionali (2, 4, 6, 9) e meridionali (14, 17, 19)**

In Tabella 5 si riporta la lista floristica dei taxa prevalenti riscontrati durante le campagne di monitoraggio in tutte le stazioni monitorate nel 2009.

**Tabella 5 – Lista floristica dei taxa prevalenti riscontrati nel 2009**

<b>Classe</b>	<b>Taxa</b>
Bacillariophyceae	<i>Asterionellopsis glacialis</i>
Bacillariophyceae	<i>Cerataulina pelagica</i>
Bacillariophyceae	<i>Chaetoceros</i> spp.
Bacillariophyceae	<i>Cylindrotheca closterium</i>
Bacillariophyceae	<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>
Bacillariophyceae	<i>Pseudo-nitzschia</i> spp.
Bacillariophyceae	<i>Skeletonema costatum</i>
Bacillariophyceae	<i>Thalassionema</i> spp.
Bacillariophyceae	<i>Thalassiosira</i> sp.
Dinophyceae	<i>Diplopsalis</i> group
Dinophyceae	<i>Gonyaulax</i> sp.
Dinophyceae	<i>Gymnodinium</i> spp.
Dinophyceae	<i>Gyrodinium</i> spp.
Dinophyceae	<i>Heterocapsa niei</i>
Dinophyceae	<i>Oxyphysis oxytoxoides</i>
Dinophyceae	<i>Oxytoxum</i> sp.
Dinophyceae	<i>Prorocentrum micans</i>
Dinophyceae	<i>Prorocentrum minimum</i>
Dinophyceae	<i>Protoperidinium</i> spp.
Dinophyceae	<i>Scrippsiella</i> sp.

## 4.5 DEFINIZIONE DELLO STATO TROFICO

### 4.5.1 Approccio metodologico di sviluppo dell'Indice Trofico ( TRIX )

Per la classificazione dello stato ambientale delle acque costiere marine l'Indice Trofico TRIX, unitamente alla relativa scala trofica, è considerato un elemento importante per definire e classificare lo stato qualitativo dell'ecosistema costiero.

La scala trofica consente di impostare il sistema di classificazione di riferimento e di esprimere un giudizio di qualità, che scaturisce da condizioni riferite ai livelli di produttività ed agli effetti ambientali.

Per quanto concerne i processi eutrofici l'applicazione arbitraria dei criteri per definire lo stato eutrofico ha creato difficoltà nel trasferire agli amministratori e pianificatori termini oggettivi e precisi per intraprendere adeguate politiche di risanamento e di riduzione dei carichi di nutrienti sversati a mare.

Nelle acque costiere non è in discussione il processo di sviluppo di biomassa microalgale, ma il metodo di come quantificare le sue manifestazioni e spesso si riscontrano difficoltà nel convertire in maniera semplice le informazioni per un vasto pubblico.

L'introduzione dell'Indice Trofico TRIX della relativa scala trofica e dell'Indice di Torbidità TRBIX consente l'abbandono della categorizzazione trofica tradizionale e rende possibile la misura di livelli trofici in termini rigorosamente oggettivi.

L'Indice Trofico permette infatti di ottenere un sistema di sintesi dei parametri trofici fondamentali in un insieme di semplici valori numerici in modo da rendere le informazioni comparabili su un largo range di condizioni trofiche, evitando nello stesso tempo l'uso soggettivo di denominatori trofici tipici della terminologia limnologica.

I parametri fondamentali che concorrono alla definizione di un indice di trofia devono rispondere ai seguenti requisiti:

- essere pertinenti ad un disegno di Indice Trofico per le acque marino costiere e quindi devono essere rappresentativi in termini sia di produzione di biomassa fitoplanctonica che di dinamica della produzione stessa, identificando i fenomeni in maniera significativa e inequivocabile;
- prendere in considerazione i principali fattori causali ed esprimere la massima variabilità complessiva del sistema;
- essere basati su misure e parametri di routine solitamente rilevati nella maggior parte delle indagini marine e nell'ambito di campagne di monitoraggio costiero.

Tralasciando di descrivere tutta la statistica complessa dei dati (analisi multivariata) dopo approfondite considerazioni sui dati elaborati si è optato sul seguente set di parametri che sono stati usati per il calcolo dell'Indice Trofico (TRIX). Tali variabili si dividono in due categorie:

a) Fattori che sono espressione diretta di produttività:

- Clorofilla "a"  $\text{mg/m}^3$
- Ossigeno disciolto espresso in percentuale, come deviazione in valore assoluto dalla saturazione:  $\text{Ass}[100 - \text{O.D. \%}] = |\text{O.D. \%}|$

b) Fattori nutrizionali:

- Fosforo totale espresso in  $\mu\text{g/L}$
- DIN azoto minerale disciolto ( $\text{N-NO}_3 + \text{N-NO}_2 + \text{N-NH}_3$ ) in  $\mu\text{g/L}$

L'analisi dei dati mostra che nessuno dei parametri selezionati per il TRIX si distribuisce in maniera normale. L'esperienza insegna che per i parametri di interesse, la semplice trasformazione Log-decimale è più che indicata per approssimare alla distribuzione normale le distribuzioni dei dati grezzi.

Ricorrendo dunque ai logaritmi ( $\text{Log}_{10}$ ), la struttura base dell'Indice TRIX diventa:

$$\text{Indice Trofico TRIX} = (\text{Log}[\text{Cha} \times |\text{OD}\%| \times \text{N} \times \text{P}] - [-1.5])/1.2$$

Numericamente tale indice è differenziato in classi da 0 a 10 che coprono l'intero spettro di condizioni trofiche che vanno dalla oligotrofia (acque scarsamente produttive tipiche di mare aperto), alla eutrofia (acque fortemente produttive tipiche di aree costiere eutrofizzate, acque lagunari, ecc.).

Va comunque precisato che nella quasi totalità dei casi i valori di TRIX ricavati dai dati rilevati nelle diverse aree costiere sono compresi tra 2 e 8 unità.

In definitiva l'utilizzo del TRIX risponde a tre esigenze fondamentali:

1. integrare più fattori indicatori del livello di trofia ed eliminare valutazioni soggettive basate su singoli parametri;
2. ridurre la complessità dei sistemi costieri consentendo di assumere un valore quantitativo anche su un unico campione prelevato;
3. discriminare tra diverse situazioni spazio-temporali, rendendo possibile un confronto di tipo quantitativo;

Una più dettagliata definizione dei criteri che hanno ispirato tale approccio potrà essere acquisita nella pubblicazione:

*R.A.Vollenweider, F.Giovanardi, G.Montanari, A.Rinaldi - Envirometrics Vol 9, 1998."Characterization of the trofic condition of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index".*

#### **4.5.2 Analisi dell'andamento dello stato trofico delle acque marino costiere**

In sintesi, rispetto allo scorso anno, si evince un generale incremento del TRIX.

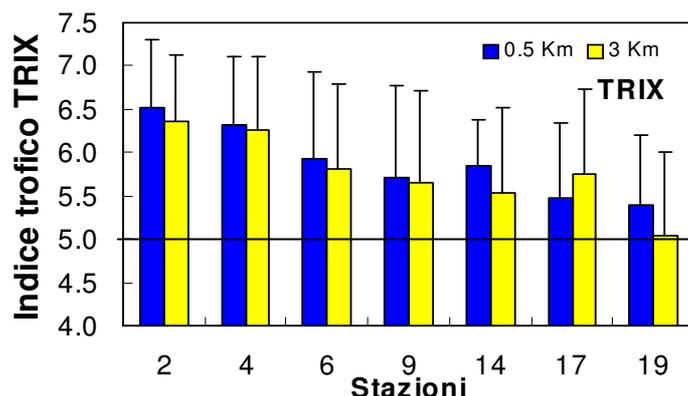
Le stazioni ubicate nella parte più settentrionale della costa e interessate dagli apporti derivati prevalentemente dal bacino padano presentano valori di TRIX così suddivisi:

- valori maggiori di 6 unità, stato trofico "Scadente", nel 62 % dei casi, per la st. 2 (Goro);
- valori maggiori di 5, stato trofico "Mediocre", nel 92 % dei casi, per la st. 4 (P. Garibaldi).

In Figura 8 si riporta la descrizione delle condizioni ambientali della scala trofica TRIX.

I riferimenti di cui sopra indicano che nel 2009 si sono registrati valori di TRIX in forte incremento rispetto alla frequenza dei casi riscontrati nel 2008, ma di molto superiori se comparati con la situazione del 2003, 2004 e 2005.

L'indice trofico medio annuale risulta in diminuzione passando dalla stazione a Nord (Goro) a quella a Sud (Cattolica) mantenendosi però sempre superiore a 5 unità di TRIX che identifica una condizione "Mediocre" dell'ecosistema costiero. Inoltre come si evince dalla Figura 86 nelle stazioni a 3 Km il TRIX è più basso rispetto a quelle costiere ad eccezione di Rimini (st. 17) dove si osserva l'andamento opposto.



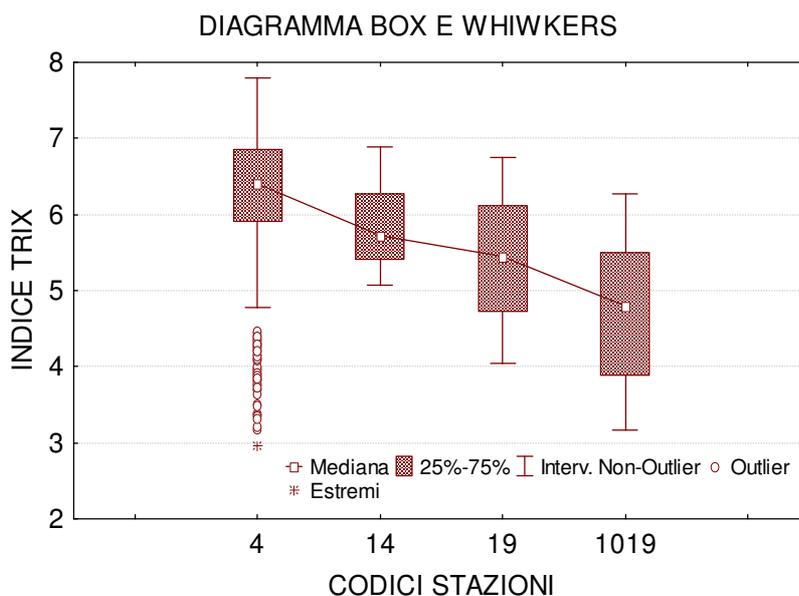
**Figura 86 – Andamento dell’indice Trofico TRIX nelle stazioni a 0.5 e 3 Km dalla costa da Goro (st 2) a Cattolica (st 19) nel 2009**

A differenza delle stazioni situate nella parte settentrionale, quelle meridionali (17 Rimini, 19 Cattolica), per gran parte del periodo primaverile e estivo sono caratterizzate da bassi Indici Trofici (inferiori a 5 unità di TRIX) che testimoniano uno stato qualitativo “Buono/Elevato” ed un quadro generale di condizioni ambientali con acque scarsamente produttive, livello di trofia basso, assenza o occasionale presenza di colorazione, confermando però una tendenza all’aumento del TRIX rispetto la situazione rilevata negli anni precedenti.

In quest’ultima parte della costa, l’andamento del TRIX mostra una più marcata stagionalità con incrementi in autunno ed inverno.

Durante il periodo estivo oltre ad una riduzione degli apporti del bacino padano, si modifica la circolazione poiché i venti provenienti da Sud-Est diventano dominanti con l’effetto di “bloccare”, nella parte settentrionale della costa, l’input del fiume Po e nello stesso tempo quello di trasportare acque “pulite” dal largo verso costa nella parte centro-meridionale.

Questo modello di circolazione e soprattutto la dinamica che influisce sul ricambio delle acque e sui fattori di diluizione, determina ampie variazioni dell’Indice Trofico anche a scale temporali ravvicinate.



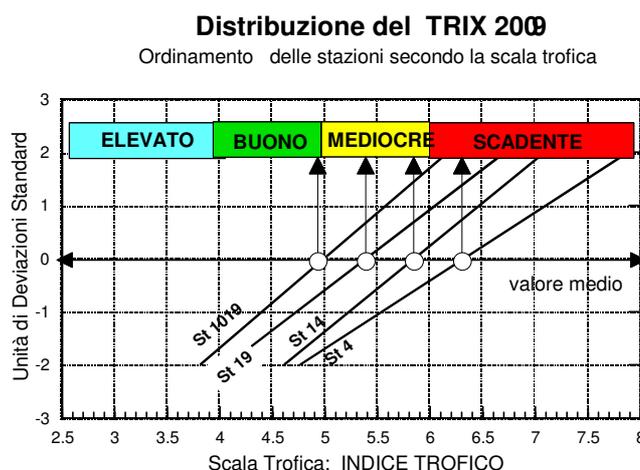
**Figura 87 - Diagramma multiplo di Box e Whiskers. Distribuzione comparata del TRIX rilevato nel 2009 in tre stazioni costiere (0.5 Km dalla costa) e una al largo 1019 (10 Km)**

Mediante la rappresentazione grafica in un diagramma di probabilità è possibile caratterizzare le condizioni di trofia di una determinata area di mare e le relative variazioni annuali.

Dall'esame del diagramma di Figura 88 si evince l'approssimazione alla distribuzione normale dei dati di TRIX; ogni stazione considerata risulta quindi caratterizzata da un valore medio e da una deviazione standard. Il valore medio determina la posizione sulla retta lungo la scala trofica, mentre la deviazione standard ne definisce l'inclinazione.

Il tipo di rappresentazione adottato nei diagrammi suddetti consente di evidenziare i valori minimi e massimi raggiunti dal TRIX nell'arco dell'anno per ciascuna stazione.

In generale la deviazione standard per la distribuzione di TRIX nelle stazioni prese in esame come campione per la disamina, risulta compresa tra 0.53 (st. 14 Cesenatico) e 0.96 (st. 1019, Cattolica 10 Km).



**Figura 88 - Mappe di distribuzione dell'Indice TRIX lungo la costa emiliano-romagnola, da costa fino 10 Km al largo nel 2009**

Le quattro stazioni costiere prese in esame sono rappresentative di quattro zone di mare caratterizzate da situazioni trofiche ben definite secondo un gradiente nord-sud (P. Garibaldi, Cesenatico, Cattolica a 0.5 Km da costa) e da costa verso il largo (a 10 Km al largo di Cattolica). La retta indica la posizione rispetto alla scala trofica delle quattro stazioni considerate (Figura 88). I valori medi di TRIX vanno da un minimo di 3.17 nella stazione 1019 ad un massimo di 7.80 nella stazione 4 (0.5 Km da P. Garibaldi) con un range di variazione di 4.63 unità di TRIX

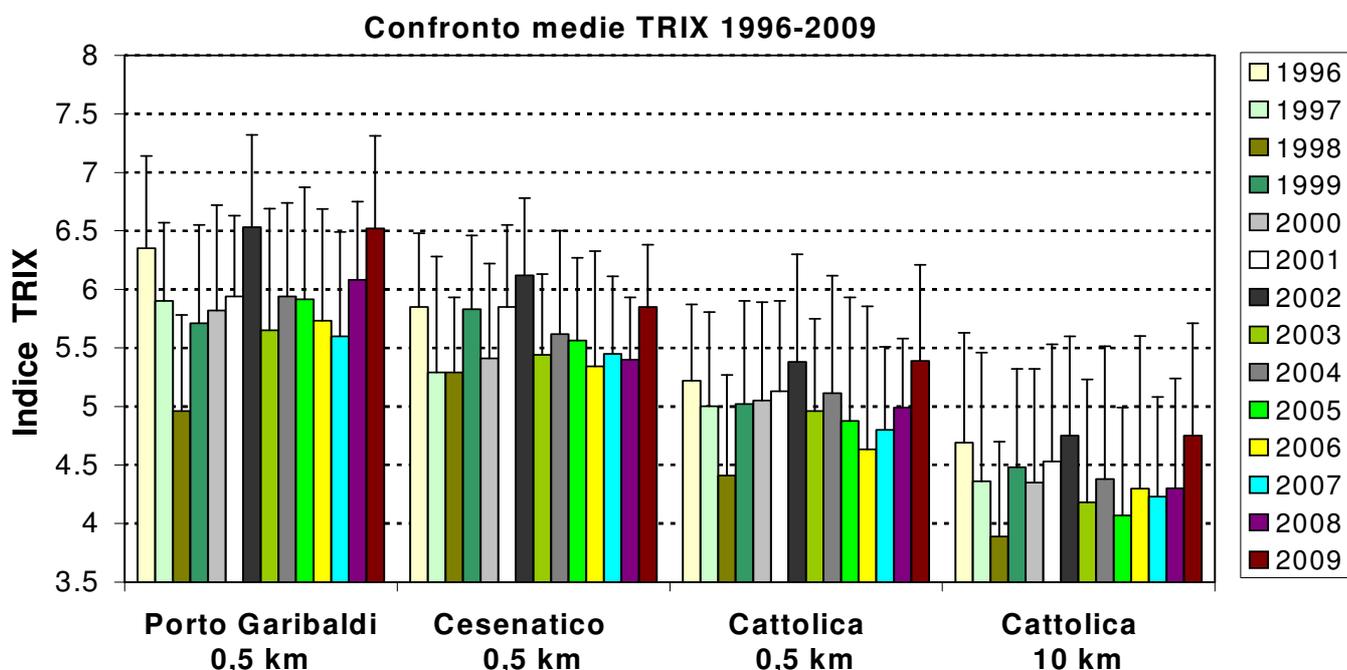
**Tabella 6 - Statistica descrittiva dell'Indice Trofico TRIX in 3 stazioni costiere (4, 14 e 19) e una al largo (st. 1019).**

Cod. Staz.	N. Cam.	Media	Mediana	Dev. Stan.	Err. Stan.	MIN	Max	Range
4	24	6.32	6.41	0.78	0.14	4.42	7.80	3.38
14	24	5.85	5.72	0.53	0.11	5.08	6.89	1.81
19	24	5.39	5.45	0.82	0.17	4.04	6.75	2.72
1019	20	4.75	4.80	0.96	0.22	3.17	6.27	3.11



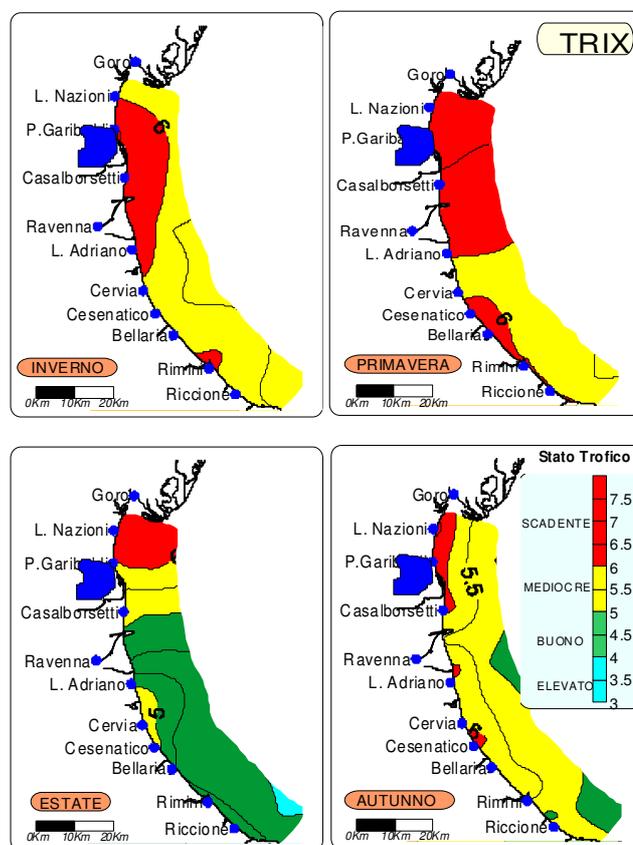
Distribuzione delle stazioni selezionate per il confronto dell'Indice Trofico TRIX.

Comparando i valori medi annuali di TRIX riscontrati nel periodo 1996-2009 (vedi Figura 89), si evince un gradiente in diminuzione dell'Indice Trofico da nord verso sud ed un peggioramento di tutte le stazioni sia costiere che di quelle al largo rispetto ai 6 anni precedenti.



**Figura 89 - Confronto tra il valore medio del TRIX rilevato dal 1996 al 2009 nelle stazioni costiere a 0.5 Km di Porto Garibaldi (st 4), Cesenatico (st 14), Cattolica (st 19) e nella stazione al largo 10 Km di Cattolica (st 1019)**

In un quadro di sintesi spazio-temporale, si è voluto rappresentare la distribuzione dell'Indice Trofico nel territorio monitorato (1200 Km<sup>2</sup>) e mediato per stagione nelle singole stazioni della rete di controllo sull'eutrofizzazione (vedi Figura 90).



**Figura 90 - Mappe di distribuzione dell'Indice TRIX lungo la costa emiliano romagnola da costa fino 10 Km al largo nel 2009: medie stagionali**

In inverno (Figura 87), buona parte delle acque marine della costa mostrano condizioni qualitative assimilabili alla classe "Mediocre/Scadente" in peggioramento rispetto al 2007 e 2008. In primavera la costa, si presenta con una sensibile estensione dell'area "Scadente" che interessa l'area centro-settentrionale mentre la restante zona si mantiene in una condizione "Mediocre".

Nel periodo estivo con la riduzione delle portate dei fiumi, del carico dei nutrienti e conseguentemente della biomassa microalgale, si osserva una diminuzione dei valori del TRIX; però a differenza dello scorso anno, la zona costiera dal Delta Po a Ravenna risulta "Mediocre/Scadente", mentre lo stato qualitativo "Buono" interessa la zona che si estende da Cesenatico a Cattolica fino a 10 Km dalla costa, caratterizzato quindi da acque scarsamente produttive, livello di trofia basso, elevata trasparenza e assenza di anomale colorazioni. Questa situazione mostra un peggioramento rispetto allo scorso anno anche nel periodo estivo. Nei mesi autunnali, a seguito dell'aumento delle portate del fiume Po e del relativo carico eutrofico, si evidenzia, come nel 2007 e 2008, che la costa risulta in gran parte nella condizione "Mediocre" con aree limitate costiere che si posizionano nella scala trofica "Scadente".

Il valore medio del TRIX per tutta la costa emiliano romagnola nel 2009 da 0,5 a 3 Km al largo, calcolato su un set di dati di monitoraggio rilevati a frequenza quindicinale e non

bimensile come richiesto dal D. 56/09, è di 5,78, condizione di stato “Mediocre”, che identifica una situazione di acque molto produttive, livello di eutrofia elevato, scarsa trasparenza, anomale colorazioni delle acque, ipossie ed occasionali anossie delle acque bentiche, stati di sofferenza a livello dell’ecosistema bentonico.

Nella bozza di Decreto relativo ai sistemi di classificazione dello stato ecologico e chimico, di imminente pubblicazione, tra gli elementi di qualità chimico-fisica ed i relativi limiti di classe, l’Indice TRIX viene utilizzato non solo ai fini della valutazione del rischio eutrofico ma anche per segnalare scostamenti da condizioni di trofia tipiche di aree naturali a basso livello trofico.

Nella procedura di classificazione dello stato ecologico il giudizio espresso per ciascun EQB deve essere congruo con i limiti di classe del TRIX tra lo stato “Buono” e “Sufficiente” che per l’Alta Stabilità della fascia costiera derivata dal processo di tipizzazione equivale a 5 unità di TRIX come media annuale (vedi Paragrafo 5.2.3.a).

### 4.5.3 Indice di Torbidità (TRBIX)

L’Indice di Torbidità (TRBIX) rappresenta un importante fattore ad integrazione per la valutazione delle condizioni ambientali dell’ecosistema costiero.

Facendo riferimento agli algoritmi impiegati si è cercato di applicare tale indice alle stazioni costiere confrontando contestualmente il suo andamento con quello del TRIX.

La trasparenza dell’acqua misurata con disco di Secchi costituisce un importante parametro nella definizione delle caratteristiche di qualità delle acque costiere che non può essere ignorato; nello stesso tempo questa misura non può essere incorporata in un Indice Trofico usando gli stessi algoritmi utilizzati per gli altri fattori. Questo perché la trasparenza è la risultante di almeno tre componenti che determinano l’assorbimento della luce e processi di “scattering”: a) le sostanze organiche disciolte (ad esempio gli acidi umici), b) la biomassa fitoplanctonica, c) la torbidità dovuta al particolato minerale.

Si può assumere che, eccetto particolari situazioni, le sostanze organiche disciolte non contribuiscono, a breve scala temporale, alla variabilità della trasparenza nelle acque marine; questa è determinata essenzialmente dalla biomassa fitoplanctonica e dal particolato inorganico minerale in sospensione.

Dalla elaborazione dei dati derivati dall’EOCD Program è stata ricavata una semplice relazione tra clorofilla “a” e trasparenza.

$$\text{TRSP}_{(p)} = 30/(1+\text{Ch}^{(0.7)})$$

La relazione Torbidità/Clorofilla “a” viene definita come il rapporto tra la trasparenza potenziale (p) e quella misurata (a)

$$\text{TRBR} = \text{TRSP}_{(p)} / \text{TRSP}_{(a)}$$

e l’indice di torbidità ( TRBIX ) è calcolato come logaritmo a base 2 del TRBR

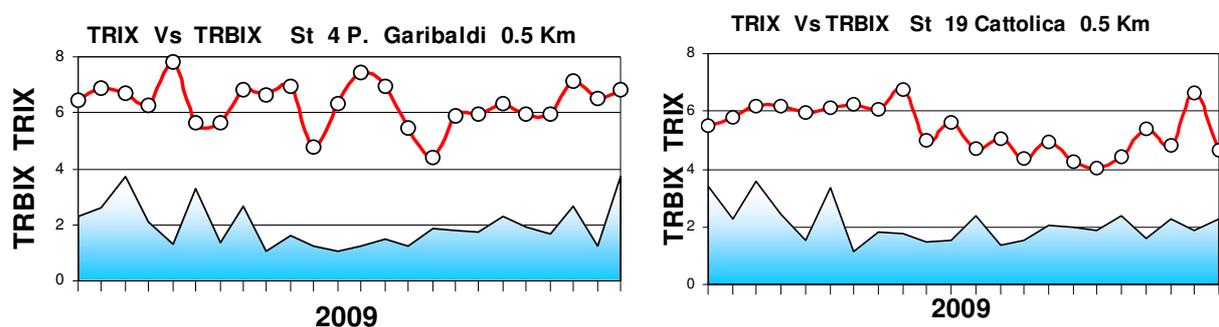
$$\text{TRBIX} = \text{Log}_2 ( \text{TRBR} ).$$

Una semplice interpretazione di questo indice è che le acque sono otticamente biosature riguardo la clorofilla se il TRBIX = 0; se il TRBIX = 1, il contributo della clorofilla e del particolato inorganico risulta equivalente; se TRBIX = 2 la Clorofilla dovrebbe contribuire per 1/4 ecc.

L’analisi degli andamenti del TRIX in rapporto al TRBIX mostra una situazione di variabilità in funzione delle stazioni costiere considerate e della stagionalità integrate con eventi eutrofici, apporti fluviali e risospensione del sedimento a seguito di mareggiate.

Nelle stazioni costiere (vedi Figura 91), collocate nella parte settentrionale (Ravenna-Delta Po), gli alti valori di Indice Trofico sono correlati a bassi Indici di Torbidità a conferma che la zona predetta è interessata da fioriture microalgali e quindi da alti livelli di Clorofilla “a” e di conseguenza la torbidità è in gran parte sostenuta dalla componente fitoplanctonica particolarmente nel periodo autunnale.

Le stazioni centrali e meridionali della costa ubicate a 0.5 Km evidenziano sia per il TRIX che per il TRBIX una spiccata variabilità con valori di Indice Trofico che tendono a diminuire durante il periodo estivo, mentre il TRBIX si mantiene variabile attorno al valore di 2. Ciò significa, com'è risultato anche gli scorsi anni, che per tali stazioni aumenta e diventa predominante la componente inorganica particellata rispetto alla biomassa microalgale nella determinazione della torbidità.



**Figura 91 - Confronto tra l'andamento dell'Indice Trofico TRIX e l'Indice di Torbidità TRBIX nelle stazioni costiere (0.5 Km) di Porto Garibaldi (st. 4 e, Cattolica (st. 19)**

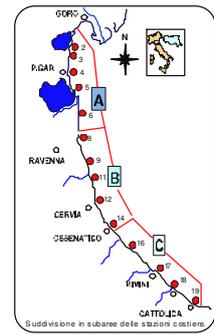
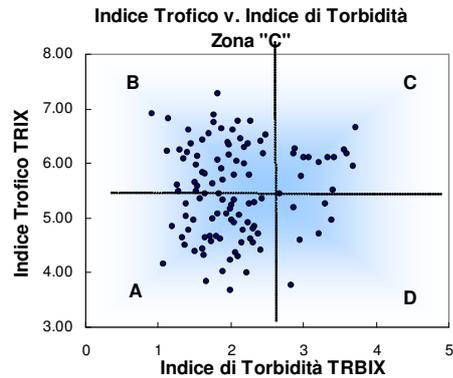
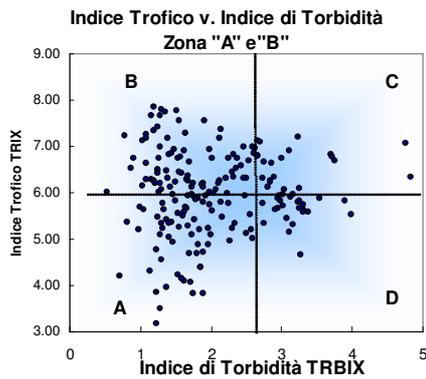
I dati dell'andamento annuale vengono ripresi in modo sintetico nella Figura 92 che rappresenta gli scatter plot del TRIX verso il TRBIX calcolati utilizzando i risultati rilevati nelle stazioni costiere delle subaree A, B e C a 0.5 Km.

Il grafico viene diviso in quattro quadranti definiti dal valore medio di TRIX e TRBIX rispettivamente.

La localizzazione della combinazione dei valori all'interno di ciascun quadrante viene interpretata in base alla tabella allegata in Figura 92.

Il confronto tra le subaree della costa mostra che nella zona centro-settentrionale la maggior parte dei valori si distribuiscono sul quadrante B che identifica, in termini di TRBIX, una zona prevalentemente colorata da sviluppo di fitoplancton ed una bassa trasparenza; però circa il 40 % dei dati si posiziona nell'area A che sottende acque poco o scarsamente colorate con presenza di torbidità dovuta anche alla componente minerale. Questa peculiare distribuzione generale dei dati nell'area centro-settentrionale, sottolinea la forte variabilità riscontrata, con periodi di elevata concentrazione di biomassa microalgale e situazioni di medio/alta trasparenza.

Aumentano, rispetto allo scorso anno i valori che si posizionano nel quadrante A ad indicare una incremento della componente minerale nella determinazione della trasparenza per questa zona.



Schema di interpretazione dei quadranti derivati dalla combinazione del TRIX vs. TRBIX	
<p><b>Quadrante B</b> Acque colorate prevalentemente da fitoplancton; colore vegetale verdastro, brunastro o rossastro secondo la specie fitoplanctonica. Trasparenza più o meno ridotta.</p>	<p><b>Quadrante C</b> Acque colorate sia da fitoplancton che da torbidità di tipo minerale; colore limoso-fangoso associato ad una variazione cromatica verdastro, brunastro o rossastro secondo la specie fitoplanctonica. Trasparenza più o meno ridotta.</p>
<p><b>Quadrante A</b> Acque poco o scarsamente colorate da fitoplancton e presenza di torbidità minerale; colore poco limoso con tonalità verde-azzurro-blu marino. Trasparenza alta.</p>	<p><b>Quadrante D</b> Acque prevalentemente colorate da torbidità di tipo minerale; colore limoso fangoso di tipo grigio brunastro. Trasparenza molto ridotta.</p>

**Figura 92 - Diagrammi di "Scatter plot" tra l'Indice di Torbidità TRBX e l'Indice Trofico TRIX; individuazione dei quadranti e relativa tabella di interpretazione**

Nell'area più meridionale ("Zona C"), i vettori si distribuiscono equamente nel quadrante A e B.

## 5 LO STATO DI QUALITÀ AMBIENTALE

La fascia costiera della regione Emilia-Romagna è dichiarata area sensibile (Art. 91, D.Lgs 152/06) in quanto soggetta a processi di eutrofizzazione. Per tale motivo i corpi idrici individuati e riportati al Paragrafo 2.2.4 (CD1 E CD2) sono **corpi idrici a rischio** ai quali viene applicato il **monitoraggio operativo** come previsto dal D.56/09.

L'attività di monitoraggio è finalizzata alla valutazione dello Stato di Qualità ambientale delle acque marino; tale valutazione si basa sull'analisi di elementi che definiscono lo Stato Ecologico e lo Stato Chimico.

Gli elementi che contribuiscono alla definizione dello Stato Ecologico sono:

- ◆ Elementi biologici
  - Composizione, abbondanza e biomassa del fitoplancton. Segnalazione di fioriture di specie potenzialmente tossiche o nocive.
  - Composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici e segnalazione dei taxa sensibili.
  - Composizione, abbondanza e copertura dell'altra flora acquatica e segnalazione di taxa sensibili.

Nella costa emiliano-romagnola vengono monitorati solo i primi 2 elementi biologici sopra elencati.

- ◆ Elementi idromorfologici a sostegno degli elementi biologici
  - Profondità, morfologia del fondale, caratteristiche del sedimento (sostanza organica e granulometria), regime correntometrico.
- ◆ Elementi e fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici
  - Trasparenza, Temperatura, Salinità, Ossigeno disciolto, Nutrienti, Clorofilla "a".
- ◆ Inquinanti specifici a sostegno degli elementi biologici
  - Sostanze non appartenenti all'elenco di priorità, ricercate nell'acqua e nel sedimento, di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico in quantità significative (Tab. 1/B e 3/B D.56/09)

Gli elementi che possono contribuire alla definizione dello Stato Chimico sono gli inquinanti specifici dell'elenco di priorità ricercati nell'acqua, nel sedimento e, facoltativamente, nei mitili (Tab. 1/A, 2/A e 3/A D.56/09).

## 5.1 RETE DI MONITORAGGIO

La rete di monitoraggio delle acque costiere della regione Emilia-Romagna istituita ai sensi del D.Lgs 152/06 è costituita da 23 stazioni di indagine ubicate da Lido di Volano a Cattolica a varie distanze dalla costa (da 500 m fino 5.000 m). Nella Tabella 7 si riporta l'anagrafica delle stazioni di campionamento e in Figura 93 la rappresentazione cartografica della rete di monitoraggio.

**Tabella 7 – Rete di monitoraggio delle acque marino costiere della regione Emilia-Romagna istituita ai sensi del D.Lgs 152/06 e s.m.ei.**

Codice Stazione	Località	Corpo idrico	Distretto idrografico	Lat WGS84 (gg,ppdddd)	Lon WGS84 (gg,ppdddd)	Discosta (Km)	Prof (m)
2	Lido di Volano	CD1	Padano	44.457656	12.155128	0.5	3.9
302	Lido di Volano	CD1	Padano	44.456876	12.174088	3	6.7
4	Porto Garibaldi	CD1	Padano	44.396873	12.154228	0.5	3.7
SFBC4	Porto Garibaldi	CD1	Padano	44.397070	12.155680	1	3.8
304	Porto Garibaldi	CD1	Padano	44.396934	12.172888	3	9.1
Tecno (Allevamento mitili "Tecnopesca")	Porto Garibaldi	CD1	Padano	44.420335	12.177028	4.3	10.5
6	Casalborsetti	CD1	Appennino settentrionale	44.332012	12.174568	0.5	5.2
306	Casalborsetti	CD1	Appennino settentrionale	44.334052	12.193348	3	10.2
308	Marina di Ravenna	CD2	Appennino settentrionale	44.288990	12.192627	3	8.1
9	Lido Adriano	CD2	Appennino settentrionale	44.240749	12.195387	0.5	5.4
SFBC9	Lido Adriano	CD2	Appennino settentrionale	44.242420	12.194870	1	6
309	Lido Adriano	CD2	Appennino settentrionale	44.243089	12.213866	3	9.4
AngeCI (Piattaforma Angela 1-4 Cluster)	Foce Bevano	CD2	Appennino settentrionale	44.234869	12.206426	1.95	7.5
14	Cesenatico	CD2	Appennino settentrionale	44.127226	12.241524	0.5	3.1
SFBC14	Cesenatico	CD2	Appennino settentrionale	44.128090	12.244960	1	3
314	Cesenatico	CD2	Appennino settentrionale	44.132626	12.258444	3	8.3
Copra (Allevamento mitili "Coprpalmo")	Cesenatico	CD2	Appennino settentrionale	44.130347	12.279503	4.9	9.5
17	Rimini	CD2	Appennino settentrionale	44.046585	12.350548	0.5	4.3
317	Rimini	CD2	Appennino settentrionale	44.058165	12.359907	3	9.9
19	Cattolica	CD2	Appennino settentrionale	43.582924	12.444691	0.5	4.1
SFBC19	Cattolica	CD2	Appennino settentrionale	43.580440	12.445400	2	3.5
319	Cattolica	CD2	Appennino settentrionale	43.593664	12.455912	3	11
Ass_Cattol (Allevamento mitili "Assicurazione Produttori Cattolica")	Cattolica	CD2	Appennino settentrionale	43.594684	12.445172	2.7	10.5

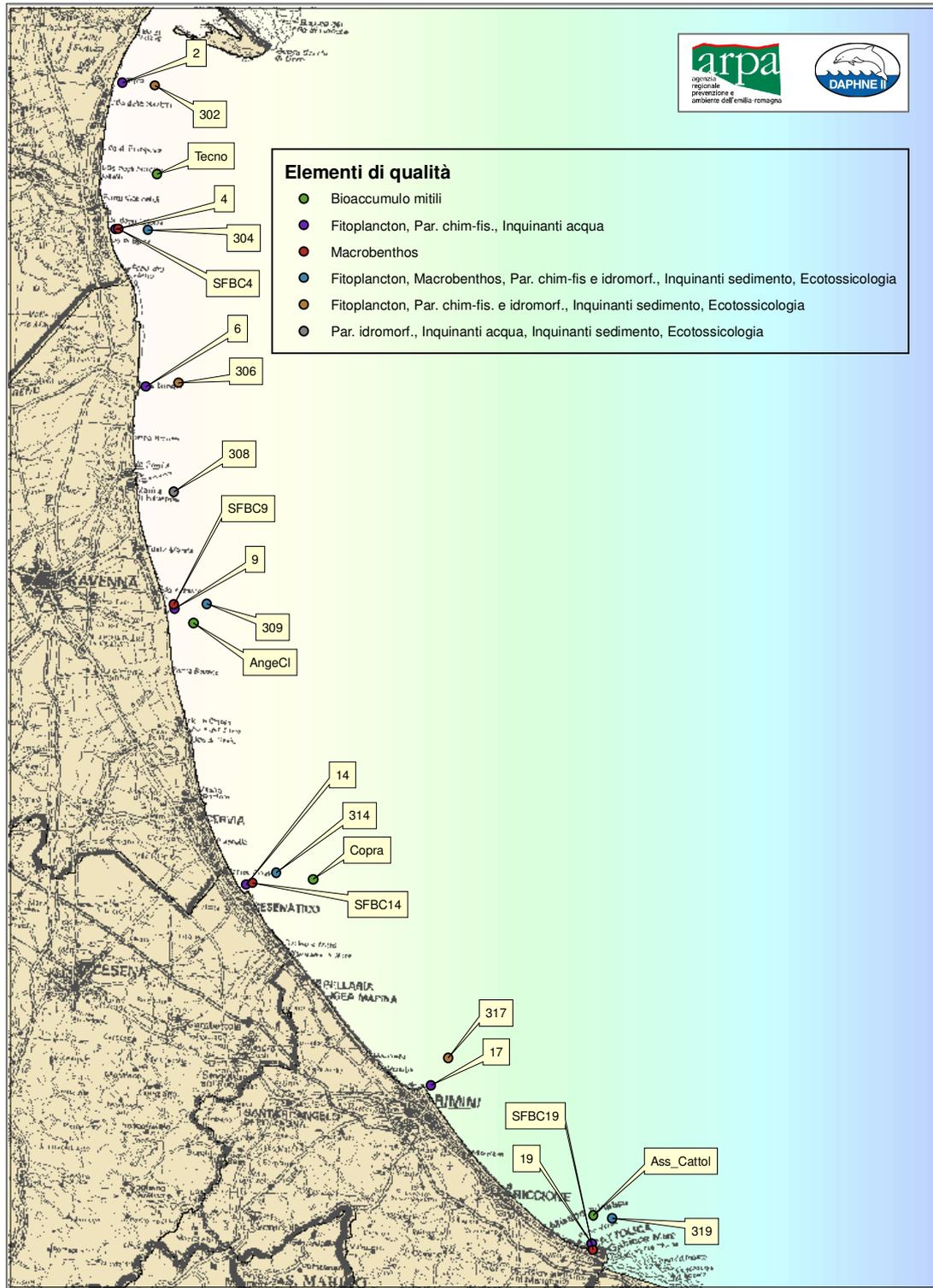


Figura 93 – Rappresentazione cartografica della rete di monitoraggio delle acque marine costiere della regione Emilia-Romagna istituita ai sensi del D.Lgs 152/06.

## 5.2 MONITORAGGIO E RISULTATI

L'attività di monitoraggio effettuata nel 2009 è schematizzata in Tabella 8. Nello schema si riportano le stazioni di campionamento monitorate, gli elementi qualitativi utili alla definizione dello Stato Ecologico e dello Stato Chimico e relativa frequenza di indagine.

L'attività di monitoraggio nel 2009 è stata svolta in conformità a quanto previsto in Tab. 3.7 del D.56/09 anche se con alcune variazioni che verranno descritte di seguito.

La Bozza del Decreto Classificazione indica alla lettera A.1 del punto 2 che devono essere mantenute le disposizioni sull'attività di monitoraggio da eseguire anche per gli elementi di qualità per i quali non sono stati individuati i metodi di classificazione.

Inoltre i criteri per la tipizzazione dei corpi idrici (D. 131/08) consentono la caratterizzazione delle acque costiere con valori medi annuali di stabilità verticale (N), secondo le tre tipologie:

- alta stabilità:  $N \geq 0.3$
- media stabilità:  $0.15 < N < 0.3$
- bassa stabilità:  $N \leq 0.15$

*Per un maggiore dettaglio sul calcolo della stabilità verticale si rimanda al D. 131/08, sottoparagrafo A.3.1.2. – Descrittori idrologici – Procedure per il calcolo della stabilità verticale della colonna d'acqua.*

Dalle elaborazioni dei dati di temperatura e salinità acquisiti sulla colonna d'acqua, è emerso che le stazioni costiere dell'Emilia-Romagna sono fortemente influenzate da apporti fluviali con valori medi di N variabili da  $3.39 \cdot 10^{-1}$  e  $4.21 \cdot 10^{-1}$ , quindi tutta la fascia ricade nella tipologia "Alta stabilità":

Tale tipologia è giustificata non solo dalla formazione di termoclini nel periodo primaverile/autunnale, ma anche dalla presenza di aloclini/picnoclini determinati dai cospicui apporti di acque dolci sversate in particolare dal fiume Po.

Associando i criteri geomorfologici (costa sabbiosa e pianura alluvionale), con quelli idrologici (alta stabilità) risulta che l'intera fascia costiera dell'Emilia-Romagna appartiene alla tipo "E1" (*per un maggiore dettaglio si veda la Tab. 3.2 – Tipi costieri italiani secondo i criteri geomorfologici e ideologici. D.131/08, paragrafo A.3.2. – Definizione dei tipi costieri.*)

**Tabella 8 - Rappresentazione schematica dell'attività di monitoraggio eseguita ai sensi del D.Lgs 152/06 - Anno 2009**

		Elementi per lo Stato Ecologico						Elementi per lo Stato Chimico			
		Elementi di Qualità Biologica (EQB)		Elementi chim.-fis.	Elementi idromorfologici e chim.-fis.	Inquinanti specifici NON appartenenti all'elenco di priorità		Inquinanti specifici appartenenti all'elenco di priorità			Test ecotossicologici
		Fitoplancton	Macrozoobenthos			Tab. 1/B D.56/09	Tab. 3/B D.56/09	Tab. 1/A D.56/09	Tab. 2/A D.56/09	Tab. 3/A D.56/09	
Frequenza di indagine	Quindicinale	Trimestrale/Semestrale	Quindicinale	Annuale		Semestrale	Luglio e Agosto	Semestrale	Annuale	Annuale	
<b>Codice stazione di indagine</b>	2										
	302										
	4										
	SFBC4		Trimestrale								
	304		Semestrale								
	Tecno (Allevamento "Tecnopesca")										
	6										
	306										
	308										
	9										
	SFBC9		Trimestrale								
	309		Semestrale								
	AngeCI (Piattaforma Angela 1-4 CI)										
	14										
	SFBC14		Trimestrale								
	314		Semestrale								
	Copra (Allevamento "Coprarmo")										
	17										
	317										
	19										
SFBC19		Trimestrale									
319		Semestrale									
Ass_Cattol (Allevamento "Assicurazione Prod. Cattolica")											

## 5.2.1 Monitoraggio elementi idrologici

### 5.2.1.a Sistema per la rilevazione dell'altezza e la direzione dell'onda

La stazione di rilevamento è stata installata da ARPA il 23 maggio 2007 ed è equipaggiata con una boa ondometrica Datawell Directional wave rider MkIII 70. La boa è a forma sferica pari a 70 cm di diametro e pesa 105 Kg ed è posizionata al largo di Cesenatico (Coordinate di posa dal 7 maggio 2009: 44.2155°N 12.4766°E - WGS84) su un fondale di 10 m di profondità in una zona interdotta alla navigazione, all'attracco ed alla pesca. La gestione della Boa ondometrica è in capo al Servizio Idro-Meteo-Clima di Arpa. Il sistema ricevente a terra (antenna di ricezione) è situato presso la struttura oceanografica Daphne a Cesenatico. I dati (altezza d'onda in m; direzione d'onda in gradi sess.; periodo d'onda in s; temperatura del mare in °C) vengono acquisiti ogni 30' ed archiviati nel data base meteo-marino del Servizio IdroMeteoClima e i dati storici sono accessibili attraverso il sistema DEXTER. La Struttura Oceanografica Daphne di ARPA ha coordinato la fase di installazione e attualmente collabora alla fase di manutenzione e acquisizione dei dati.

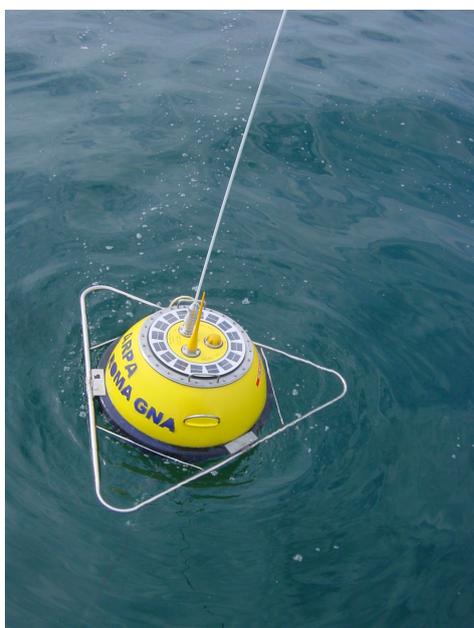


Figura 94 – Immagine della boa ondometrica

### 5.2.1.b Correntometro

In una stazione costiera posizionata a circa 4 Km dalla costa di fronte a Cesenatico è stato posizionato un correntometro a 3.5 metri di profondità. Vengono acquisiti valori di velocità e direzione della corrente e i dati memorizzati a frequenza bimensile vengono successivamente elaborati con la produzione di tavole grafiche relative all'andamento temporale della velocità e direzione della corrente, agli stik diagrams, ai vettori progressivi e diagrammi di flusso.

## 5.2.2 Elementi di Qualità Biologica (EQB)

Lungo la fascia costiera dell'Emilia-Romagna non sono presenti macroalghe su substrati naturali né fanerogame marine. Il monitoraggio degli Elementi Qualitativi Biologici (EQB) è limitato quindi alla determinazione quali-quantitativa del fitoplancton e dei macroinvertebrati bentonici.

### 5.2.2.a *Fitoplancton*

Le stazioni della rete di monitoraggio per la determinazione quali-quantitativa del fitoplancton sono 14 dislocate su 7 transetti perpendicolari alla costa (Lido di Volano, P. Garibaldi, Casalborsetti, Lido Adriano, Cesenatico, Rimini e Cattolica) e distanti 0.5 e 3 Km dalla linea di riva (vedi Tabella 8).

Il numero e l'ubicazione delle stazioni di indagine permettono di effettuare una valutazione sufficiente dell'ampiezza e dell'impatto generato (blooms algali) e delle pressioni esistenti sulla fascia costiera.

La frequenza di indagine del fitoplancton è effettuata con una frequenza quindicinale (vedi Tabella 8), rispetto ad una frequenza bimestrale richiesta dalla nuova normativa (D.56/09).

Tale scelta deriva dalla necessità di tenere più frequentemente monitorate le diverse fasi eutrofiche essendo il principale problema del tratto costiero emiliano-romagnolo.

L'analisi delle serie temporali del fitoplancton, della biomassa microalgale, degli elementi chimici e più in generale dei fattori trofici lungo la costa dell'Emilia-Romagna, risultante dai dati acquisiti in trenta anni di monitoraggi a frequenza settimanale, mostrano in linea di massima, una scala temporale di variazione ben più accentuata rispetto alla frequenza di misure prevista dal D.56/09.

La determinazione quali-quantitativa del fitoplancton consiste nelle seguenti valutazioni:

- numero cellule/Litro e specie (abbondanza e composizione) di Diatomee;
- numero e specie cellule/Litro di Dinoflagellate;
- numero e specie cellule/Litro di Altri Fitoflagellati e relativo numero di cellule/Litro delle specie prevalenti;
- numero di cellule totali.

Sono inoltre segnalati gli eventi di fioriture di specie potenzialmente tossiche o nocive.

Le analisi quantitative dei popolamenti di Diatomee, Dinoficee ed Altro fitoplancton nelle acque marine permettono di valutare la produttività primaria del sistema. Questo dato ci fornisce un elemento importante nella valutazione dello stato qualitativo dell'ecosistema, perché le abbondanze di fitoplancton influiscono sia sulle produttività del sistema, sia su altrettanti parametri fisico-chimici delle acque come le concentrazioni di ossigeno disciolto, la variazione della trasparenza delle acque, il pH.

Lo stato di qualità ambientale è qui valutato seguendo le metriche proposte nella Bozza di Decreto Classificazione ai sensi dell'art. 75, comma 3. Alla luce di quanto contenuto in tale documento la valutazione del parametro fitoplancton si attua utilizzando le distribuzioni in superficie di clorofilla "a", scelto come indicatore di biomassa.

Occorre fare riferimento non solo ai rapporti di qualità ecologica (RQE), ma anche ai valori assoluti (espressi in  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) di concentrazione di clorofilla "a".

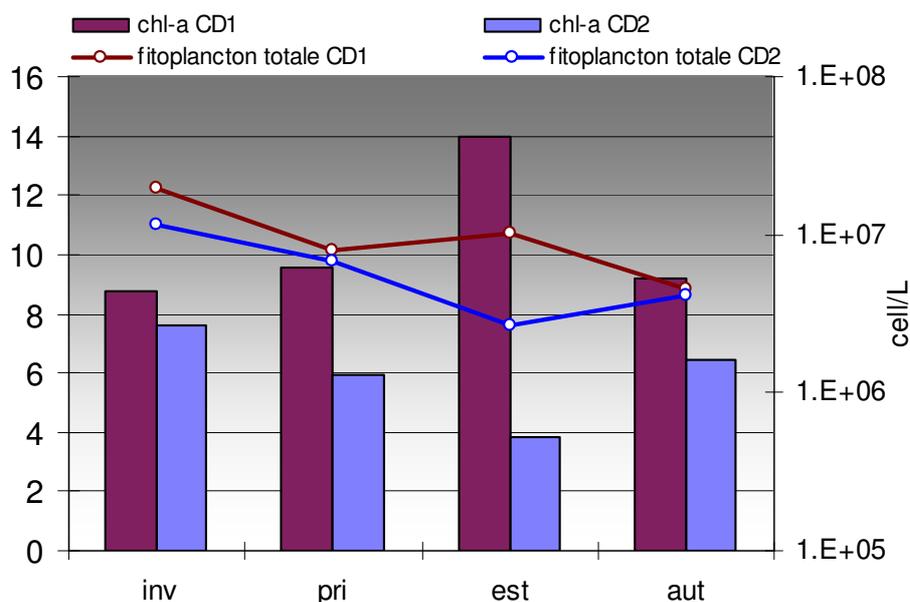
La tipo-specificità per il fitoplancton è caratterizzata dal criterio idrologico. Ai fini della classificazione per gli elementi di qualità biologica (EQB) i tipi delle acque marino costiere sono aggregati in 3 gruppi (macrotipi). Per la costa emiliano-romagnola, avendo rilevato una stabilità alta (vedi paragrafo 5.2), ovvero siti costieri influenzati da apporti di acqua dolce di

origine fluviale, tutta l'area ricade nel macrotipo 1 per i 2 EBQ Fitoplancton e Macroinvertebrati bentonici.

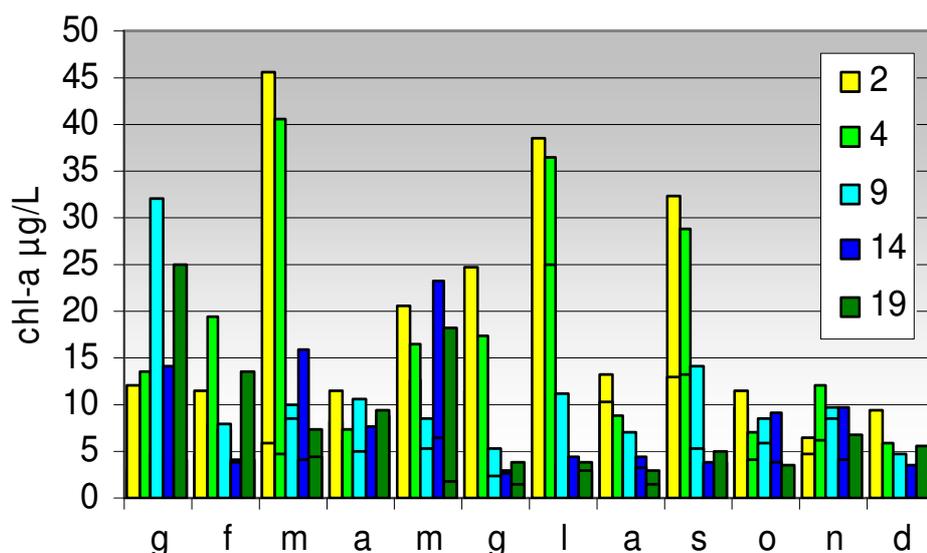
La Bozza di Decreto Classificazione riporta come modalità di calcolo, condizioni di riferimento e limiti di classe per il Macrotipo 1 i seguenti criteri:

- per il calcolo del valore del parametro clorofilla "a" il valore della media geometrica;
- valore di riferimento ( $\text{mg/m}^3$ ) 1.8;
- limite di classe: Buono/Elevato  $2.4 \text{ mg/m}^3$  con RQE 0.75, Buono/Sufficiente  $3.5 \text{ mg/m}^3$  con RQE 0.51.

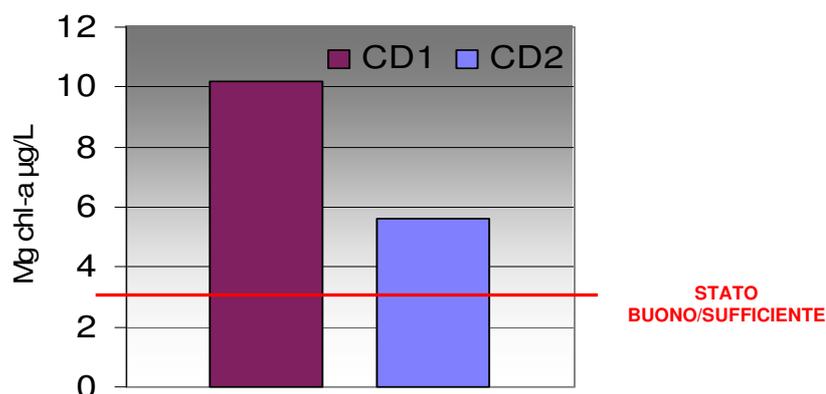
RQE (Rapporto di Qualità Ecologica) e il rapporto tra il valore del parametro biologico osservato e il valore dello stesso parametro corrispondente alle condizioni di riferimento per il "tipo" di corpo idrico.



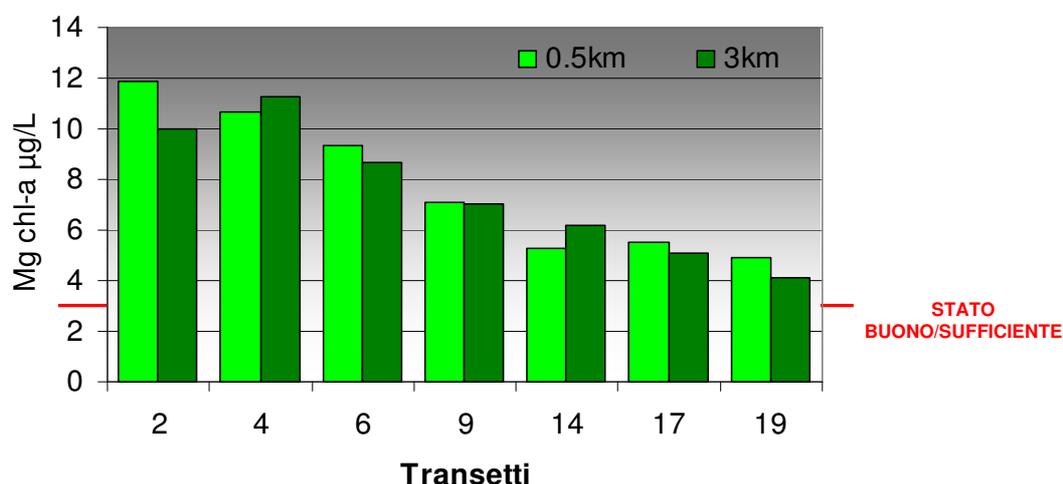
**Figura 95 - Andamento stagionale delle medie geometriche di Clorofilla "a" ( $\mu\text{g/L}$ ) e di fitoplancton nei corpi idrici CD1 e CD2 (vedi anche figura 10).**



**Figura 96 - Medie mensili di Clorofilla "a" nelle stazioni costiere**



**Figura 97 - Medie geometriche annuali (Mg) di Clorofilla “a” nei corpi idrici calcolate sui dati rilevati a frequenza quindicina**



**Figura 98 - Medie geometriche annuali (Mg) di Clorofilla “a” nelle stazioni a 0,5 e 3 km dalla costa calcolate sui dati rilevati a frequenza quindicinale**

Andando a considerare la scala temporale e confrontando le medie geometriche stagionali delle concentrazioni di Clorofilla “a” dei due corpi idrici (CD1 e CD2) (Figura 95), si nota come CD1 sia sempre caratterizzato da elevate concentrazioni ed in maniera preponderante in estate. In CD2 si instaura invece una tendenza inversa dove le concentrazioni maggiori si hanno in inverno e diminuiscono fino ai minimi estivi per poi risalire in autunno; lo stesso dicasi per le abbondanze di fitoplancton totale.

Riferendosi alle medie geometriche annuali di Clorofilla “a”, calcolate sui dati rilevati a frequenza quindicinale, si può affermare che la qualità ecologica di tutta l’area esaminata non raggiunge mai lo stato di buono (valore soglia 3,5 µg/L) sia considerando i due corpi idrici (Figura 97), che le singole stazioni (Figura 98). Il quadro che si ottiene rispecchia il trend di distribuzione dei carichi che va diminuendo passando da nord a sud (Figura 98).

Questa discrepanza tra settore settentrionale e meridionale è evidenziata anche prendendo in considerazione il sistema più particolareggiato delle singole stazioni di monitoraggio. In Figura 96 sono riportati gli andamenti annuali in cinque stazioni sottocosta. Le stazioni 2 e 4, simili come andamenti, sono quelle dove si registrano le concentrazioni maggiori e,

risentendo maggiormente degli apporti padani, confermano la maggior variabilità dei fenomeni eutrofici durante tutto l'anno. In inverno (4 marzo) nella stazione 2 si registra un picco di 45,5 µg/L che risulta essere anche il valore massimo registrato durante l'anno; tale evento eutrofico coincide con una fioritura di *Skeletonema costatum*. In primavera si assiste ad un brusco calo delle concentrazioni che tendono gradualmente a risalire fino al 13 luglio, data in cui viene registrato un altro picco di massimo molto elevato (38,4 µg/L); in questo caso il taxa in fioritura è *Chaetoceros* spp.. Tra le stazioni settentrionali la 9 è senz'altro quella meno in linea con il corpo idrico a cui appartiene, infatti, dopo un picco invernale registrato il 26 gennaio per tutta la restante parte dell'anno non si nota la stessa variabilità delle stazioni più settentrionali: i valori non superano quasi mai i 10 µg/L (11 febbraio e 8 marzo fanno eccezione). Invece tra le stazioni più meridionali, la 14 è quella che presenta un andamento più irregolare. In inverno e primavera le concentrazioni di clorofilla si mantengono mediamente sopra la soglia d'eutrofia (10 µg/L) per poi calare bruscamente durante il periodo estivo. Infine la stazione 19, quella più meridionale, risulta la meno impattata da fenomeni eutrofici, anche se il 29 gennaio si registra un valore elevato (25,1 µg/L) sempre riconducibile ad una fioritura di *Skeletonema costatum*.

### 5.2.2.b Macrozoobenthos

Lo studio delle comunità macrobentoniche dei fondi marini viene soprattutto applicato nelle indagini degli ambienti perturbati, soggetti a diversi tipi di inquinamento o dei sistemi naturalmente ipossici. I lavori che ne emergono riguardano sia descrizioni delle variazioni della struttura delle comunità bentoniche in relazione ai gradi di alterazione ambientale, sia metodi in grado di stabilire, con maggior o minor efficacia, il grado di alterazione sulla base delle caratteristiche strutturali della comunità. Infatti gli organismi bentonici non potendo compiere grandi spostamenti sono sottoposti per tutto il proprio ciclo vitale alle condizioni ambientali più o meno perturbate presenti nella zona, mostrando di conseguenza gli effetti dell'esposizione prolungata a diversi fattori ambientali e di inquinamento. Tali effetti si manifestano alterando la fisionomia del popolamento sia in termini di composizione in specie, sia in termini di numero di specie e rapporti di abbondanza tra specie.

Le biocenosi sono delle associazioni di popolazioni di specie diverse che popolano lo stesso habitat e che interagiscono tra di loro e con l'ambiente fisico. Le biocenosi comprendono specie caratteristiche la cui presenza è di fondamentale importanza per la loro individuazione; di conseguenza la loro delimitazione è definita dalla composizione tra le specie caratteristiche esclusive e/o preferenziali e le accompagnatrici. La composizione granulometrica nonché le batimetrie sono condizioni necessarie ma non sufficienti alla individuazione delle biocenosi.

Vengono di seguito riportati i risultati riguardanti due biocenosi: quelle delle SFBC (Sabbie Fini Ben Calibrate, dal francese Sables Fins Bien Calibrés) e quella dei VTC (Fanghi Terrigeni Costieri, dal francese Vases Terrigènes Côtieres).

Le biocenosi delle SFBC sono costituite da sedimento composto di sabbie fini generalmente sprovvisto di elementi grossolani come il detrito conchigliare. Si tratta di una biocenosi puramente animale il cui macrobenthos è dominato soprattutto dal Phylum dei Molluschi e degli Anellini (Policheti) a cui seguono gli Artropodi (Crostacei), gli Cnidari e gli Echinodermi.

Le biocenosi dei VTC occupano aree sottoposte ad un basso regime idrodinamico in cui la deposizione dei fanghi di origine terrigena riescono a sedimentare.

La fascia più costiera delle VTC comprende la facies caratterizzata dal polichete *Owenia fusiformis*, specie ad ampia distribuzione ecologica.

## Localizzazione delle stazioni

La biocenosi delle SFBC che Vatova nel 1949 aveva definito zoocenosi *Chione gallina* (oggi *Chamelea gallina* Linnaeus, 1758), era indicata come una banda larga che costeggia la costa occidentale dell'Adriatico a partire dalla zona leggermente a sud del Delta del Po fino a Pescara, caratterizzata da profondità che partivano dai 2.5 m ai 20-25 m circa. I lavori riguardanti la zonazione delle varie biocenosi per l'Emilia-Romagna, risultando datati, non coincidono perfettamente con la situazione riscontrata. La scelta di individuare siti di controllo per le SFBC sulle batimetrie 4-5 metri è maturata dal fatto che la fascia precedentemente individuata in bibliografia ha subito un progressivo cambiamento, spostando l'attenzione verso aree a maggior contenuto in percentuale di fango.

Conseguentemente, dopo consultazioni, analisi e studi prodotti sul macrozoobenthos relativamente alla zona antistante la regione Emilia-Romagna ed al termine di alcune campagne svolte al fine di individuare le stazioni caratterizzate dalle due biocenosi, sono state scelte le stazioni riportate in Tabella 9.

**Tabella 9 – Stazioni campionamento macrozoobenthos**

Codice Stazione	Acronimo	Biocenosi	Distanza da costa (km)
SFBC4	4	SFBC	1
SFBC9	9	SFBC	1
SFBC14	14	SFBC	1
SFBC19	19	SFBC	2
304	304	VTC	3
309	309	VTC	3
314	314	VTC	3
319	319	VTC	3

Per la valutazione della dinamica della popolazione dei macroinvertebrati bentonici, il campionamento è effettuato sul substrato a biocenosi SFBC (Sabbie Fini Ben Calibrate) che si trovano entro la fascia di 1.0-1.5 Km dalla costa e a biocenosi VTC (Fanghi Terrigeni Costieri) presenti nelle stazioni a 3 Km dalla costa.

La rete di monitoraggio è articolata in 8 stazioni collocate a circa 1 e 3 Km dalla costa lungo i transetti di P. Garibaldi, L. Adriano, Cesenatico, Cattolica (vedi Tabella 9).

La frequenza di campionamento è trimestrale o stagionale: Febbraio, Maggio, Agosto, Novembre per le stazioni posizionate a 1 Km dalla costa e, semestrale (Aprile, Novembre) per le stazioni ubicate a 3 Km dalla costa (vedi Tabella 8).

Anche la frequenza di campionamento per l'indagine sul macrozoobenthos, per le stesse considerazioni riportate per il fitoplancton, sono più ravvicinate rispetto alla frequenza di misure richiesta dal D.56/09.

La necessità di raddoppiare la frequenza di campionamento che da semestrale, come prevede la normativa, passa a trimestrale per le stazioni ubicate a circa 1 km dalla costa è dovuta anche in considerazione delle variazioni significative degli stati di ossigenazione delle acque bentiche che influiscono sul numero di specie e individui, sugli indici di diversità e dominanza e quindi sulla dinamica della popolazione degli organismi di fondo.

Per ciascuna stazione è previsto il campionamento in 3 repliche di sedimento mediante benna Van Veen (0.112 m<sup>2</sup>) e conseguente:

- setacciatura del sedimento in campo con setacci da maglie di 1.0 mm;
- preparazione dei campioni e fissaggio;
- sorting dei campioni in laboratorio.

L'indagine consiste nella:

- identificazione dei taxa determinando il numero di specie ed il numero di individui (composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici);
- segnalazione dei taxa sensibili;
- elaborazione della matrice quantitativa dei dati su cui calcolare: l'Indice di Diversità specifica (H Shannon) e l'Indici specificati nella normativa quali AMBI, M-AMBI.

## Risultati

Nelle campagne di monitoraggio del 2009 sono stati rinvenuti un totale 90 taxon di cui 85 ritrovati nella comunità delle SFBC e di 44 in quella delle VTC (Tabella 10, Tabella 11 e Tabella 12).

**Tabella 10 - Numero di specie rinvenute per le biocenosi SFBC e VTC**

Phylum/stazioni	4	9	14	19	304	309	314	319
CNIDARIA	/	/	1	/	/	/	/	/
MOLLUSCA	20	18	23	24	11	8	7	13
ANELLIDA	17	13	17	24	8	8	6	11
SIPUNCULIDA	/	/	1	2	/	/	1	/
NEMERTEA	1	1	1	/	/	/	/	/
PHORONIDEA	2	1	1	/	/	/	/	/
ARTHROPODA	4	6	5	6	/	1	3	4
ECHINODERMA	/	/	1	2	/	1	/	1
<b>TOTALE</b>	44	39	50	58	19	18	17	29

**Tabella 11 - Numero di specie per Phylum nelle stazioni considerate per le VTC**

Phylum	Famiglia	Specie	Autore	304	309	314	319
MOLLUSCA	Semelidae	<i>Abra alba</i>	(Wood W., 1802)	x			x
MOLLUSCA	Arcidae	<i>Anadara demiri</i>	Piani, 1981	x			x
MOLLUSCA	Veneridae	<i>Chamelea gallina</i>	(Linné, 1758)			x	x
MOLLUSCA	Corbulidae	<i>Corbula gibba</i>	(Olivi, 1792)	x	x		x
MOLLUSCA	Cylichnidae	<i>Cylichna cylindracea</i>	(Pennant, 1777)			x	x
MOLLUSCA	Veneridae	<i>Dosinia lupinus</i>	(Linné, 1758)	x	x	x	x
MOLLUSCA	Montacutidae	<i>Mysella bidentata</i>	(Montagu, 1803)				x
MOLLUSCA	Nuculidae	<i>Nucula nitidosa</i>	(Winckworth, 1930)	x	x		x
MOLLUSCA	Veneridae	<i>Paphia rhomboides</i>	(Pennant, 1777)		x		
MOLLUSCA	Pharidae	<i>Pharus legumen</i>	(Linné, 1767)			x	
MOLLUSCA	Tellinidae	<i>Tellina distorta</i>	(Poli, 1795)	x	x		x
MOLLUSCA	Tellinidae	<i>Tellina fabula</i>	(Gmelin, 1791)			x	x
MOLLUSCA	Tellinidae	<i>Tellina nitida</i>	(Poli, 1795)	x	x	x	x
MOLLUSCA	Tellinidae	<i>Tellina pulchella</i>	Lamarck. 1818				x
MOLLUSCA	Conidae	<i>Bela laevigata</i>	(Philippi, 1836)			x	

Phylum	Famiglia	Specie	Autore	304	309	314	319
MOLLUSCA	Muricidae	<i>Bolinus brandaris</i>	(Linné, 1758)	x			
MOLLUSCA	Iravadiidae	<i>Hyala vitrea</i>	(Montagu, 1803)	x	x		
MOLLUSCA	Nassariidae	<i>Nassarius nitidus</i>	(Jeffreys, 1867)	x			x
MOLLUSCA	Nassariidae	<i>Nassarius pygmaeus</i>	(Lamarck, 1822)	x			
MOLLUSCA	Turritellidae	<i>Turritella communis</i>	Risso, 1826		x		
ANELLIDA	Paraonidae	<i>Aricidea assimilis</i>	Tebble, 1959	x	x	x	x
ANELLIDA	Onuphidae	<i>Diopatra neapolitana</i>	Delle Chiaje, 1841	x	x	x	x
ANELLIDA	Maldanidae	<i>Euclymene oerstedii</i>	(Claparède, 1863)		x		
ANELLIDA	Glyceridae	<i>Glycera alba</i>	(O. F. Müller, 1776)				x
ANELLIDA	Glyceridae	<i>Glycera</i> sp.					x
ANELLIDA	Lumbrineridae	<i>Lumbrineris latreilli</i>	Audouin & Milne-Edwards, 1834	x	x		x
ANELLIDA	Magelonidae	<i>Magelona papillicornis</i>	F. Müller, 1858				x
ANELLIDA	Ampharetidae	<i>Melinna palmata</i>	Grube, 1870	x	x		
ANELLIDA	Phyllodocidae	<i>Mysta picta</i>	(Quatrefages, 1865)				x
ANELLIDA	Nereididae	<i>Neanthes succinea</i>	(Frey & Leuchart, 1847)	x	x		
ANELLIDA	Nephtyidae	<i>Nephtys hombergi</i>	Savigny, 1818			x	x
ANELLIDA	Nephtyidae	<i>Nephtys hystricis</i>	Mc Intosh, 1900	x	x		
ANELLIDA	Onuphidae	<i>Onuphis eremita</i>	Audouin & Milne-Edwards, 1833			x	
ANELLIDA	Owenidae	<i>Owenia fusiformis</i>	Delle Chiaje, 1841	x	x	x	x
ANELLIDA	Pectinariidae	<i>Pectinaria koreni</i>	(Malmgren, 1866)				x
ANELLIDA	Spionidae	<i>Prionospio caspersi</i>	Laubier, 1962			x	x
ANELLIDA	Flabelligeridae	<i>Therochaeta flabellata</i>	(M. Sars, 1872)	x			
SIPUNCULIDI		<i>Sipunculida</i> indet.				x	
ARTHROPODA	Ampeliscidae	<i>Ampelisca diadema</i>	Costa, 1853			x	x
ARTHROPODA	Diogenidae	<i>Diogenes pugilator</i>	(Roux, 1829)				x
ARTHROPODA	Bodotriidae	<i>Iphinoe</i> sp.			x	x	x
ARTHROPODA	Caprellidae	<i>Pariambus typicus</i>	(Kroyer, 1844)			x	x
ECHINODERMA	Amphiuridae	<i>Amphiura chiajei</i>	Forbes, 1843				x
ECHINODERMA	Ophiuridae	<i>Ophiura</i> indet.			x		

**Tabella 12 - Numero di specie per Phylum nelle stazioni considerate per le SFBC**

Phylum	Famiglia	Specie	Autore	4	9	14	19
CNIDARIA	Hormanthiidae	<i>Calliactis parasitica</i>	(Couch, 1838)			x	
MOLLUSCA	Semelidae	<i>Abra alba</i>	(Wood W., 1802)	x		x	x
MOLLUSCA	Semelidae	<i>Abra nitida</i>	(Muller O.F., 1776)				x
MOLLUSCA	Arcidae	<i>Anadara demiri</i>	Piani, 1981	x	x	x	x
MOLLUSCA	Arcidae	<i>Anadara inaequalis</i>	Bruguère, 1789		x		
MOLLUSCA	Solecurtidae	<i>Azorinus chamasolen</i>	da Costa, 1778				x
MOLLUSCA	Veneridae	<i>Chamelea gallina</i>	(Linné, 1758)	x	x	x	x
MOLLUSCA	Corbulidae	<i>Corbula gibba</i>	(Olivi, 1792)		x	x	x
MOLLUSCA	Donacidae	<i>Donax semistriatus</i>	Poli, 1795	x		x	
MOLLUSCA	Veneridae	<i>Dosinia lupinus</i>	(Linné, 1758)	x	x	x	x
MOLLUSCA	Corbulidae	<i>Lentidium mediterraneum</i>	(Costa O.G., 1829)	x	x	x	x
MOLLUSCA	Lucinidae	<i>Loripes lacteus</i>	(Linné, 1758)				x
MOLLUSCA	Lucinidae	<i>Lucinella divaricata</i>	(Linné, 1758)	x		x	
MOLLUSCA	Mactridae	<i>Mactra stultorum</i>	(Linné, 1758)	x	x	x	
MOLLUSCA	Mytilidae	<i>Musculista senhousia</i>	(Benson in Cantor, 1842)	x	x	x	x
MOLLUSCA	Montacutidae	<i>Mysella bidentata</i>	(Montagu, 1803)	x	x		x
MOLLUSCA	Nuculidae	<i>Nucula nitidosa</i>	(Winckworth, 1930)	x	x		x
MOLLUSCA	Veneridae	<i>Paphia aurea</i>	(Gmelin, 1791)			x	

Phylum	Famiglia	Specie	Autore	4	9	14	19
MOLLUSCA	Veneridae	<i>Paphia rhomboides</i>	(Pennant, 1777)	x	x	x	x
MOLLUSCA	Pharidae	<i>Pharus legumen</i>	(Linné, 1767)	x	x		
MOLLUSCA	Mactridae	<i>Spisula subtruncata</i>	(Da Costa, 1778)	x	x	x	x
MOLLUSCA	Tellinidae	<i>Tellina distorta</i>	(Poli, 1795)				x
MOLLUSCA	Tellinidae	<i>Tellina fabula</i>	(Gmelin, 1791)	x		x	x
MOLLUSCA	Tellinidae	<i>Tellina nitida</i>	(Poli, 1795)	x	x	x	x
MOLLUSCA	Tellinidae	<i>Tellina tenuis</i>	da Costa, 1778	x			
MOLLUSCA	Montacutidae	<i>Tellmya ferruginosa</i>	(Montagu, 1808)			x	
MOLLUSCA	Thraciidae	<i>Thracia papyracea</i>	(Poli, 1791)	x		x	x
MOLLUSCA	Conidae	<i>Bela laevigata</i>	(Philippi, 1836)			x	
MOLLUSCA	Nassariidae	<i>Cyclope neritea</i>	(Linné, 1758)	x		x	
MOLLUSCA	Cylichnidae	<i>Cylichna cylindracea</i>	(Pennant, 1777)		x	x	x
MOLLUSCA	Eulimidae	<i>Eulima glabra</i>	(Da Costa, 1778)				x
MOLLUSCA	Naticidae	<i>Euspira macilenta</i>	Philippi, 1884				x
MOLLUSCA	Iravadiidae	<i>Hyala vitrea</i>	(Montagu, 1803)		x		x
MOLLUSCA	Nassariidae	<i>Nassarius mutabilis</i>	(Linné, 1758)				x
MOLLUSCA	Nassariidae	<i>Nassarius nitidus</i>	(Jeffreys, 1867)	x	x	x	x
MOLLUSCA	Nassariidae	<i>Nassarius pygmaeus</i>	(Lamarck, 1822)		x	x	
ANELLIDA	Paraonidae	<i>Aricidea assimilis</i>	Tebble, 1959	x	x	x	x
ANELLIDA	Acrocirridae	<i>Aphelochaeta marioni</i>	(Saint-Joseph, 1894)			x	x
ANELLIDA	Maldanidae	<i>Apeudes latreillii</i>	(Milne-Edwards, 1828)			x	x
ANELLIDA	Onuphidae	<i>Diopatra neapolitana</i>	Delle Chiaje, 1841	x	x		x
ANELLIDA	Maldanidae	<i>Euclymene oerstedii</i>	(Claparède, 1863)	x		x	x
ANELLIDA	Maldanidae	<i>Euclymene</i> sp.		x			x
ANELLIDA	Glyceridae	<i>Glycera alba</i>	(O. F. Müller, 1776)	x		x	x
ANELLIDA	Glyceridae	<i>Glycera</i> sp.		x	x		x
ANELLIDA	Lumbrineridae	<i>Lumbrineris latreilli</i>	Audouin & Milne-Edwards, 1834	x			x
ANELLIDA	Magelonidae	<i>Magelona papillicornis</i>	F. Müller, 1858	x		x	x
ANELLIDA	Maldanidae	<i>Maldanidae</i> sp.				x	
ANELLIDA	Ampharetidae	<i>Melinna palmata</i>	Grube, 1870				x
ANELLIDA	Phyllodocidae	<i>Mysta picta</i>	(Quatrefages, 1865)		x		x
ANELLIDA	Nereididae	<i>Neanthes succinea</i>	(Frey & Leuchart, 1847)				x
ANELLIDA	Nephtyidae	<i>Nephtys hombergii</i>	Savigny, 1818	x	x	x	x
ANELLIDA	Phyllodocidae	<i>Onuphis eremita</i>	Audouin & Milne-Edwards, 1833	x		x	x
ANELLIDA	Spionidae	<i>Orbinia cuvieri</i>	Audouin & Milne-Edwards, 1833			x	
ANELLIDA	Spionidae	Orbiniidae indet.		x		x	x
ANELLIDA	Owenidae	<i>Owenia fusiformis</i>	Delle Chiaje, 1841	x	x	x	x
ANELLIDA	Pectinariidae	<i>Pectinaria koreni</i>	(Malmgren, 1866)		x		
ANELLIDA	Flabelligeridae	<i>Pherusa monilifera</i>	(Delle Chiaje, 1841)		x		
ANELLIDA	Flabelligeridae	<i>Pherusa</i> sp.				x	
ANELLIDA	Phyllodocidae	Phyllodoce indet.			x		x
ANELLIDA	Phyllodocidae	<i>Phyllodoce lineata</i>	(Claparède, 1870)	x	x	x	
ANELLIDA	Spionidae	<i>Polydora ciliata</i>	(Johnston, 1838)	x			
ANELLIDA	Spionidae	<i>Prionospio caspersi</i>	Laubier, 1962	x	x	x	x
ANELLIDA	Spionidae	<i>Prionospio cirrifera</i>	Wiren, 1883	x			
ANELLIDA	Spionidae	<i>Prionospio malmgreni</i>	Claparède, 1870				x
ANELLIDA	Sigalionidae	<i>Sigalion mathildae</i>	Audouin & Milne-Edwards, 1832	x	x	x	x
ANELLIDA	Sternaspidae	<i>Sternaspis scutata</i>	(Renier, 1807)				x
ANELLIDA	Terebellidae	Terebellidae indet.				x	x
ANELLIDA	Flabelligeridae	<i>Therochaeta flabellata</i>	(M. Sars, 1872)		x		x
SIPUNCULIDI	Golfingiidae	<i>Golfingia</i> sp.					x

Phylum	Famiglia	Specie	Autore	4	9	14	19
SIPUNCULIDI	Sipunculidae	Sipunculida indet.				x	
SIPUNCULIDI	Sipunculidae	<i>Sipunculus nudus</i>	Linnaeus, 1766				x
NEMERTINI		Nemertini indet.		x	x	x	
PHORONIDEA	Phoronidae	<i>Phoronis psammophyla</i>	Cori, 1889	x		x	
PHORONIDEA	Phoronidae	<i>Phoronis</i> sp.		x	x		
ARTHROPODA	Ampeliscidae	<i>Ampelisca diadema</i>	Costa, 1853	x	x	x	x
ARTHROPODA		Anfipode indet.			x		
ARTHROPODA	Grapsidae	<i>Brachynotus gemmellari</i>	(Rizza, 1827)		x		x
ARTHROPODA	Diogenidae	<i>Diogenes pugilator</i>	(Roux, 1829)	x		x	x
ARTHROPODA	Bodotriidae	<i>Iphinoe</i> sp.		x	x	x	x
ARTHROPODA	Leucothoidae	<i>Leucothoe spinicarpa</i>	Abildgaard, 1789		x		x
ARTHROPODA	Portunidae	<i>Liocarcinus vernalis</i>	(Risso, 1816)	x		x	
ARTHROPODA	Caprellidae	<i>Pariambus typicus</i>	(Kroyer, 1844)		x	x	x
ECHINODERMA	Amphiuridae	<i>Amphiura</i> sp.					x
ECHINODERMA	Ophiuridae	<i>Ophiura</i> indet.				x	
ECHINODERMA	Cucumariidae	<i>Trachythyone elongata</i>	Duben-Koren, 1844				x

Nel Phylum degli **CNIDARI** è stata rinvenuta la sola specie epifita *Calliactis parasitica* (Tabella 10), rinvenuta adesa a delle valve della vongola comune *Chamelea gallina* nella stazione delle SFBC a Cesenatico (St.14) con 39 ind/m<sup>2</sup>. Il ritrovamento di organismi appartenenti a questo Phylum nelle biocenosi dei fondi mobili è piuttosto limitato essendo questi bisognosi di vivere adesi ad un substrato duro; pertanto li si rinvencono epifiti su altri organismi (spesso conchiglie vuote sia di Bivalvi che di Gasteropodi).

Nel Phylum dei **MOLLUSCHI** sono stati classificati 39 taxon in particolare nelle stazioni delle SFBC sono state trovate ben 35 specie di cui 26 Bivalvi e 9 Gasteropodi e nelle stazioni dei VTC sono state trovate 20 specie di cui 14 Bivalvi e 6 Gasteropodi. Le 4 specie ritrovate nella comunità più al largo sono *Tellina pulchella*, *Bolinus brandaris*, *Turritella communis* e *Cylichna cylindracea* tutte specie maggiormente legate alla componente granulometrica più fine (Tabella 11) In entrambe le comunità la presenza dei filtratori (Bivalvi) risulta maggiore sia in termini di numero di specie che di individui rispetto a quella dei Gasteropodi.

Nel Phylum degli **ANELLIDA** sono stati rinvenute 32 specie per le SFBC e 17 per le VTC (Tabella 10). Il polichete *Owenia fusiformis* è risultato essere presente in tutte le stazioni di entrambe le biocenosi. Il polichete più abbondante è risultato essere *Prionospio caspersi* con abbondanze in inverno di 5214 ind/m<sup>2</sup> nella st.104, di 1643 ind/m<sup>2</sup> nella st.14 e di 2866 ind/m<sup>2</sup> nella st.314.

Il Phylum dei **NEMERTEA** è stato ritrovato nelle st. 4 e 9 in inverno e nella st 14 in estate con un'abbondanza di 8,9 ind/m<sup>2</sup>.

Il Phylum dei **SIPUNCULIDA** è stato ritrovato nelle st. 14 e 19 delle SFBC e solo nella st. 314 dei VTC in estate: i taxon ritrovati sono stati *Golfingia* sp., *Sipunculus nudus* e *Sipunculida* indet.

Il Phylum **PHORONIDEA** è stato ritrovato solo nelle biocenosi delle SFBC con *Phoronis* sp. e *Phoronis psammophyla* specie sabulicole.

Nel Phylum degli **ARTHROPODA** classe Crustacea sono state rinvenuti un totale di 8 taxon (Tabella 10) di cui tutti questi nelle SFBC e 4 di loro sono stati ritrovati anche nella comunità dei VTC (Tabella 11 e Tabella 12). L'anfipode *Ampelisca diadema* è risultato essere presente in tutte le stazioni delle SFBC come anche l'*Iphinoe* sp.

Nel Phylum degli **ECHINODERMA** sono state classificate un totale di 3 specie (Tabella 10). Fra gli Ofiuroidei sono state ritrovati esemplari appartenenti al genere Ofiura e la specie *Amphiura chiajei*. Fra gli Oloturoidei è stata rinvenuta la specie *Trachythyone elongata*. Il ritrovamento di queste specie si è avuto in particolare nelle stazioni meridionali della costa.

## Applicazione dell'Indice M-AMBI e AMBI

Il macrozoobentos è uno degli elementi biologici indicati per la valutazione ecologica nei corpi idrici, in particolare la direttiva 2000/60 si focalizza su alcune metriche delle comunità del macrobentos come il livello di diversità e di abbondanza degli invertebrati nonché la proporzione tra organismi più o meno sensibili ai livelli di disturbo-stress.

L'indice, proposto inizialmente da Borja ed altri autori nel 2000 per stimare la qualità di ambienti marini estuariali lungo le coste dei Paesi Baschi è stato in seguito ampiamente testato anche in altri ambienti costieri, non solo europei. Il metodo prevede la ripartizione delle specie bentoniche in cinque differenti gruppi ecologici sulla base della loro sensibilità o tolleranza ad un progressivo peggioramento della qualità delle acque:

- Gruppo I, specie sensibili;
- Gruppo II, specie indifferenti;
- Gruppo III, specie tolleranti;
- Gruppo IV, specie opportuniste di 2° ordine;
- Gruppo V specie opportuniste di 1° ordine.

**Tabella 13 - Valori di AMBI, corrispondenti livelli di disturbo e di condizioni della comunità bentonica.**

AMBI	GRUPPO ECOLOGICO DOMINANTE	GRADO DI DISTURBO DEL SITO	STATO DI SALUTE DELLA COMUNITA BENTONICA
0.0<CB≤0.2	I	assente	normale
0.2<CB≤1.2		assente	impoverito
1.2<CB≤3.3	III	lieve	sbilanciato
3.3<CB≤4.3		moderato	tendente ad alterato
4.5<CB≤5.0	IV-V	moderato	alterato
5.0<CB≤5.5		forte	tendente a pesantemente alterato
5.5<CB≤6.0	V	forte	fortemente alterato
-	-	estremo	sedimenti azoici

Tra gli indici proposti a livello nazionale al momento l'Italia ha accolto favorevolmente l'indice multivariato M-AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) (Bozza Decreto Criteri per la classificazione) che a sua volta deriva dall'indice AMBI combinato con la ricchezza in specie (S) e la diversità (H).

In particolare l'indice M-AMBI processa con un'analisi fattoriale 3 componenti: l'indice di Shannon and Wiener (H), il numero di specie (S) e AMBI; questa ultima metrica, molto più complessa delle prime due, è ricavata da un consistente database sull'ecologia delle specie (the AZTI list (<<http://www.azti.es>>).

Nel calcolo dell'AMBI, il presupposto di base è che una comunità macrobentonica in risposta ad un evento di disturbo passa attraverso quattro stati: da uno iniziale, non inquinato, in cui l'abbondanza, la ricchezza e la diversità sono elevate, ad uno sempre più perturbato, in cui si ha una bassa diversità ed il prevalere di specie indicatrici di acque inquinate, fino ad arrivare a condizioni di substrato azoico.

In queste quattro condizioni possono essere riconosciuti cinque gruppi di specie sulla base della loro sensibilità ad un aumento di sostanza organica:

- gruppo I comprende specie sensibili ovvero specie che non tollerano apporti di sostanza organica;
- gruppo II specie indifferenti a tali eventuali apporti;
- gruppo III specie tolleranti;
- gruppo IV specie opportuniste di 2° ordine;
- gruppo V specie definite opportuniste di 1° ordine.

L'indice viene calcolato considerando, per ogni campione, la percentuale di abbondanza in ciascun gruppo ecologico; maggior peso viene dato alle specie opportuniste (GV) la cui abbondanza è moltiplicata per un fattore 6 secondo la seguente formula:

$$AMBI = \{(0 \times \%GI) + (1.5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4.5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)\} / 100$$

Il valore dell'indice varia in modo continuo da 0, corrispondente ad una situazione in cui tutte le specie presenti appartengono al Gruppo I e si è quindi in condizioni non disturbate, a 6 quando tutti gli organismi appartengono a specie del gruppo V e l'ambiente è fortemente disturbato.

In Tabella 13 vengono indicati gli intervalli di AMBI corrispondenti a differenti livelli di disturbo. L'indice è stato applicato ai dati in esame grazie all'utilizzo del software AMBI 4 disponibile in rete ([www.azti.es](http://www.azti.es)).

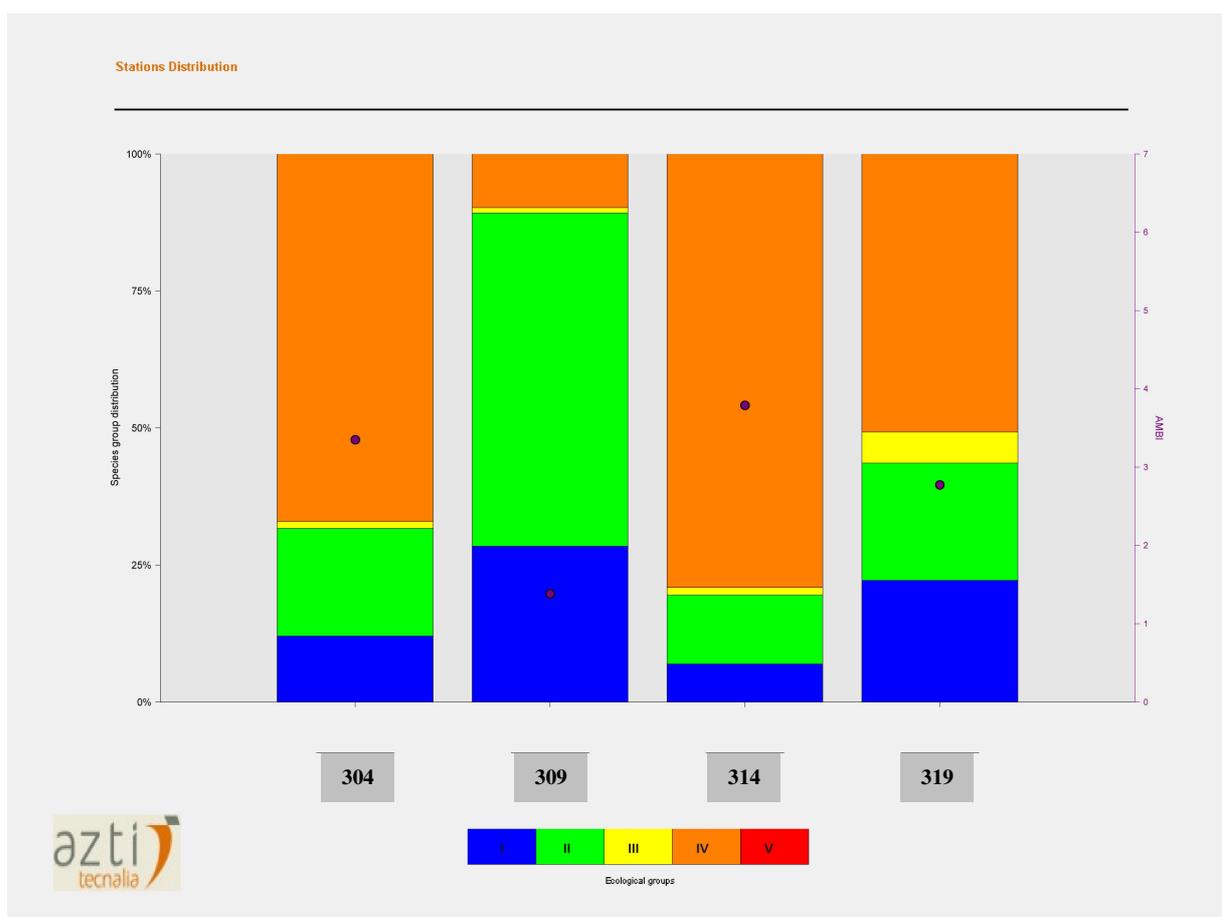
Non essendo state ancora definite nella bozza di decreto sui criteri di classificazione le condizioni di riferimento per i corpi idrici marini di tipo 1 e 2 relative all'indice M-AMBI, sono di seguito riportati (Tabella 14) i risultati ottenuti dall'applicazione dell'indice AMBI sulle comunità delle SFBC e dei VTC per il 2009 con i relativi valori di ricchezza specifica (S) e diversità (H).

**Tabella 14 - Valori di AMBI, Shannon (H) e ricchezza specifica (S) per le stazioni considerate**

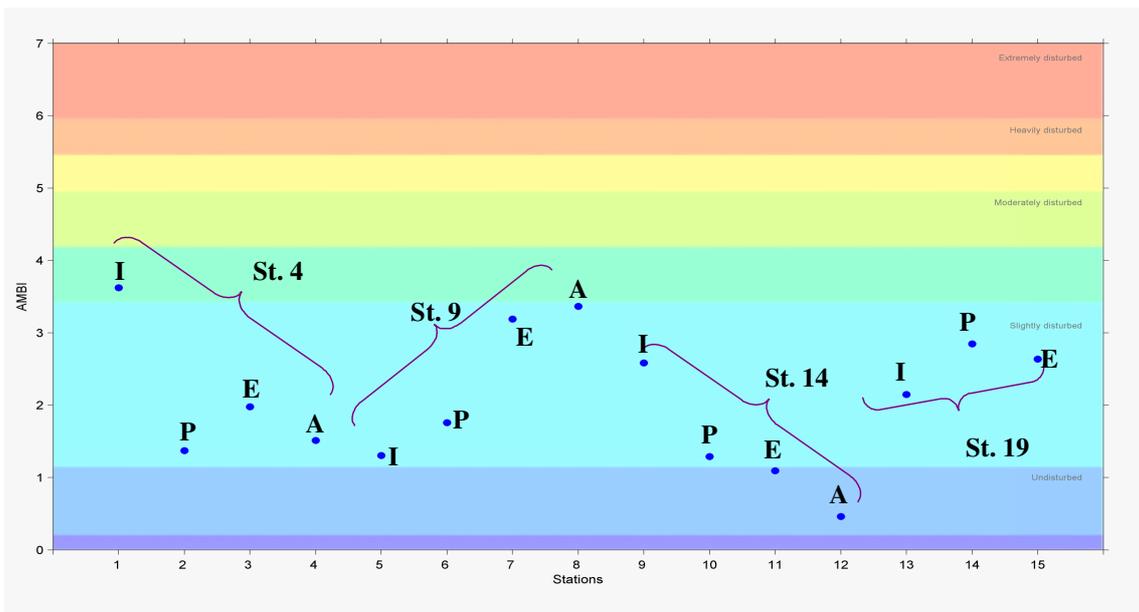
Staz	Stagione	H	S	Ambi
4	INV	1.08	19	3.62
4	PRI	0.84	23	1.37
4	EST	1.76	26	1.97
4	AUT	0.39	28	1.51
9	INV	1.39	11	1.3
9	PRI	2.47	21	1.75
9	EST	1.7	21	3.19
9	AUT	1.86	22	3.36
14	INV	1.78	30	2.58
14	PRI	1.87	28	1.29
14	EST	2.04	36	1.09
14	AUT	1.3	5	0.46
19	INV	2.99	42	2.14
19	PRI	2.25	24	2.84
19	EST	1.99	35	2.63
304	INV	1,89	19	3,35
309	INV	3,13	18	1,38
314	INV	1,36	17	3,79
319	INV	3,27	30	2,77

Nella Figura 99 si riportano i valori di indice AMBI per le stazioni posizione a 3 Km tipologia VTC; dal grafico emerge che, appartenendo alla classe la maggior parte delle specie rilevate nella st. 309 alla classe II, il valore dell'indice rileva la condizione migliore rispetto alle restanti stazioni. A seguire la stazione 319, mentre le stazioni 304 e 314, mostrando un'alta percentuale di appartenenza alla classe IV, rilevano una condizione peggiore.

Nella Figura 100 si riportano i valori stagionali dell'indice AMBI nelle stazioni a 1 Km della tipologia SFBC; evidenti le analoghe distribuzioni delle stazioni 4 e 14. In queste stazioni il valore assume distribuzione decrescente passando dall'inverno, primavera, estate e autunno; al contrario le stazioni 9 e 19 presentano distribuzione dell'indice opposta, ovvero il valore più alto si osserva in autunno seguito dall'estate, primavera e inverno.



**Figura 99 - Valori dell'indice AMBI per le stazioni 304, 309, 314, 319 delle biocenosi dei VTC**

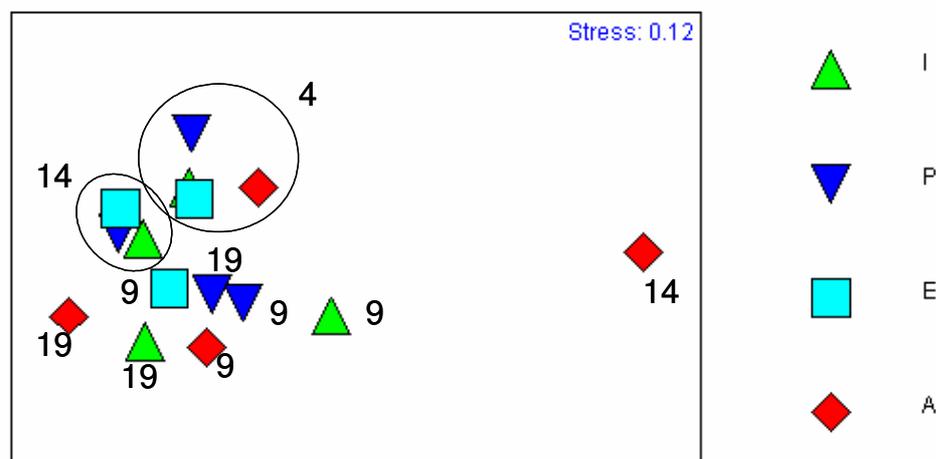


**Figura 100 - Valori stagionali dell'indice AMBI per le stazioni 4, 9, 14, 19 delle biocenosi delle SFBC (I= Inverno, P= Primavera, E= Estate, A= Autunno)**

### Analisi multivariata

Per le biocenosi delle SFBC, l'analisi multivariata (Figura 101) mostra tutte le stazioni raggruppate sul lato sinistro del grafico ad eccezione della st. 14 del campionamento autunnale: questa stazione si stacca nettamente non solo dalle altre stazioni ma anche dal cluster delle altre stagioni. La st. 14 mostra una bassissima diversità in termini di ricchezza specifica (5) con un valore di Shannon di 1,3 (Tabella 14). Sul lato sinistro il cluster della st. 4 appare ben definito come anche quello della st. 14 (solo per 3 stagioni). Mentre le st. 19 e 9 mostrano i cluster vicini tanto da essere in parte sovrapposte con un'alta similarità per le 2 stazioni delle stagioni primaverili.

Per quanto riguarda le biocenosi delle VTC (Figura 102) si osserva una separazione tra le stazioni settentrionali (st. 304, 309), lato destro del grafico, e quelle meridionali (st. 314, 319) lato sinistro; inoltre mentre i cluster delle stazioni settentrionali appaiono ben delineati, le stazioni meridionali mostrano una minor similitudine tra loro.



**Figura 101 - MDS Biocenosi delle SFBC**

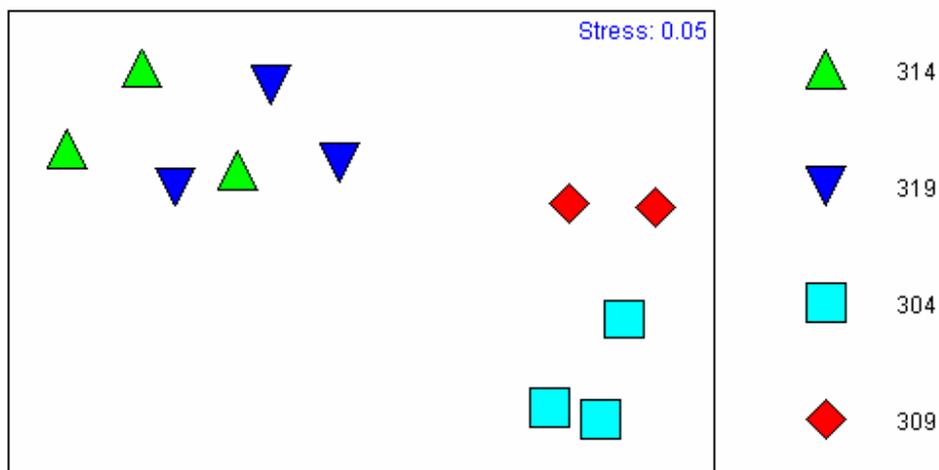


Figura 102 - MDS Biocenosi VTC

### 5.2.3 Elementi di qualità chimico-fisica e idromorfologica

Gli elementi di qualità “a sostegno” degli EQB si distinguono in due gruppi:

- elementi fisico-chimici che rientrano nel sistema di valutazione dello Stato Ecologico;
- elementi fisico-chimici e idromorfologici che non rientrano nel sistema di valutazione dello Stato Ecologico ma utilizzati ai fini interpretativi dei risultati di altri elementi.

#### 5.2.3.a Elementi di qualità chimico-fisica

Le stazioni della rete di monitoraggio per gli elementi chimico-fisici sono 14 dislocate su 7 transetti perpendicolari alla costa (Figura 93). Su ogni transetto sono collocate 2 stazioni rispettivamente a 0.5 e 3 Km dalla costa. L’anagrafica di ogni stazione è riportata in Tabella 7. La frequenza di campionamento e di misure in situ è quindicinale per tutto l’anno nella prima e terza settimana del mese (vedi Tabella 8).

Gli elementi di qualità chimico-fisici a sostegno degli EQB sono riportati in Tabella 15. Sono in grassetto i parametri che concorrono alla valutazione dello Stato Ecologico da assegnare al corpo idrico. Gli altri elementi, che non rientrano nel sistema di classificazione dello stato ecologico, sono utilizzati ai fini interpretativi dei risultati degli altri elementi.

Tabella 15 - Elementi di qualità chimico-fisica a sostegno degli EQB

<b>Elementi chimico-fisici</b>	<b>U.M.</b>
Profondità	m
Temperatura	°C
Salinità	psu
<b>Ossigeno</b>	mg/L-%
Trasparenza	m
<b>Clorofilla "a"</b>	µg/L
pH	
Torbidità	ftu
<b>Ortofossato P-PO4</b>	µg/L
<b>Fosforo Totale</b>	µg/L
<b>Azoto Nitrico N-NO3</b>	µg/L
<b>Azoto ammoniac. N-NH3</b>	µg/L
<b>Azoto Nitrico N-NO2</b>	µg/L
<b>Azoto Totale</b>	µg/L
Silice reattiva Si-SiO2	µg/L

Per la temperatura, salinità e ossigeno disciolto viene fornito il profilo verticale effettuato con sonda multiparametrica ad ogni metro di profondità al fine di individuare gli stati di stabilità ed instabilità della colonna d'acqua, le stratificazioni termiche (termoclini) e saline, nonché gli stati anossici e ipossici che si possono verificare a livello di fondale.

Nello specifico, per ciascun EQB, gli elementi fisico-chimici a sostegno sono:

- Fitoplancton: ossigeno disciolto, nutrienti;
- Macroinvertebrati bentonici: ossigeno disciolto, nutrienti.

Per entrambi gli elementi fisico-chimici che non rientrano nel sistema di classificazione dello stato ecologico da assegnare al corpo idrico, ma sono utilizzati ai fini interpretativi dei risultati degli altri elementi sono: trasparenza, temperatura e salinità.

Tutti i parametri sopra riportati sono stati ampiamente discussi nel Capitolo 4 del presente rapporto

L'ossigeno disciolto e i nutrienti, unitamente al parametro clorofilla "a", sono valutati attraverso l'applicazione dell'Indice TRIX, al fine di misurare il livello trofico degli ambienti marini.

Per la classificazione dello stato ecologico il valore di TRIX (espresso come valore medio annuo) per il Macrotipo 1 è 5.0, ossia il limite di classe tra lo stato buono e quello sufficiente; in pratica per raggiungere la classe di Buono è necessario ottenere un valore di TRIX inferiore a 5.

Come già ampiamente discusso nel Paragrafo 4.5.2, il valore medio del TRIX per tutta la costa emiliano-romagnola da 0,5 a 3 Km al largo, calcolato su un set di dati di monitoraggio rilevati a frequenza quindicinale e non bimensile come richiesto dal D. 56/09, è di 5,78, condizione di stato che identifica una situazione di acque molto produttive, livello di eutrofia elevato, scarsa trasparenza, anomale colorazioni delle acque, ipossie ed occasionali anossie delle acque bentiche, stati di sofferenza a livello dell'ecosistema bentonico.

### **5.2.3.b Elementi di qualità idromorfologica e fisico-chimici**

Le stazioni della rete di monitoraggio per gli elementi idromorfologici e chimico-fisici sono 8 ubicate a circa 3 km di distanza dalla costa (Vedi in Tabella 7 e Tabella 8).

Gli elementi di qualità idromorfologica e chimico-fisici a sostegno degli EQB sono:

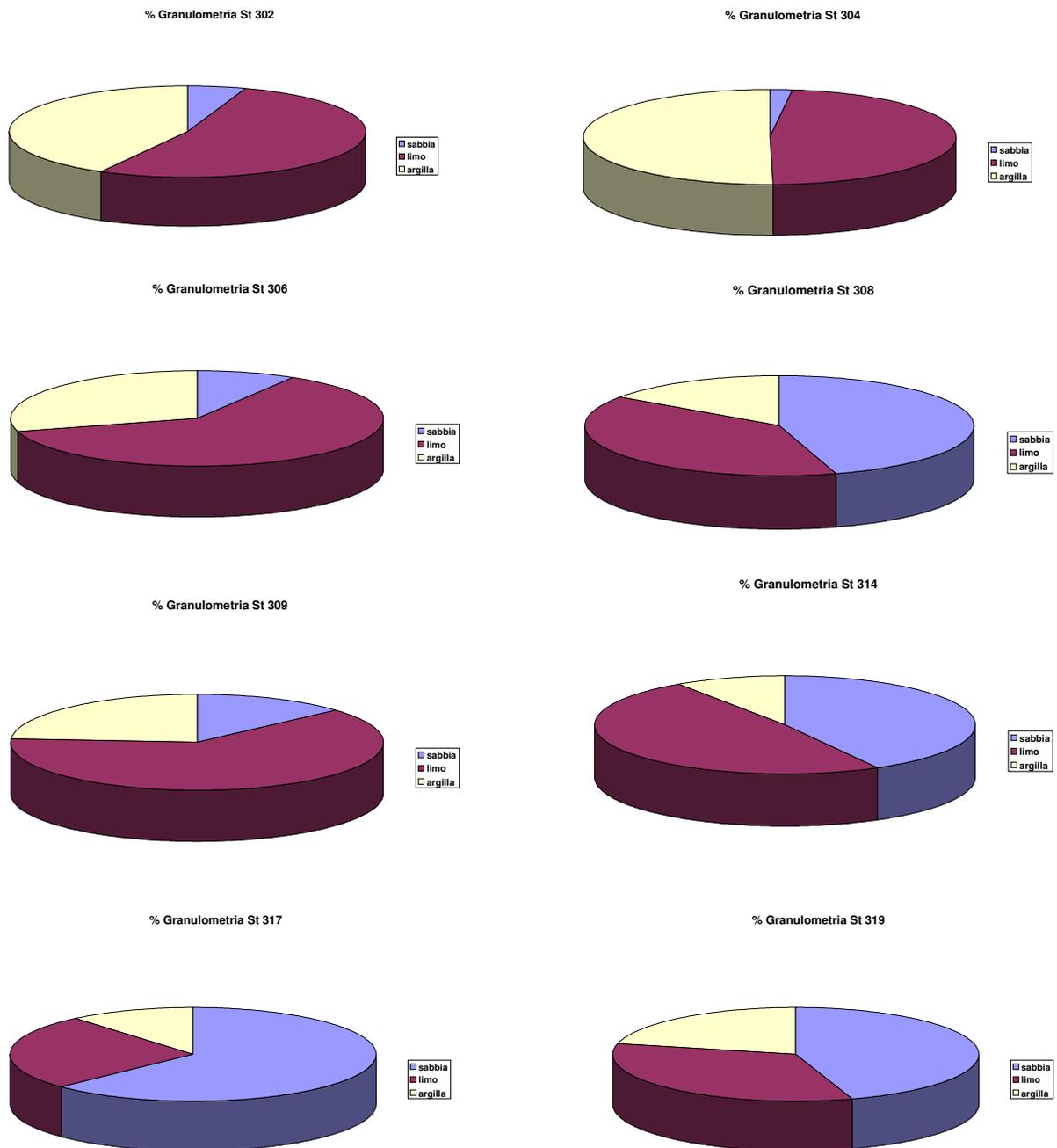
- la granulometria (%)
- il carbonio organico totale (%)

La frequenza di campionamento è annuale.

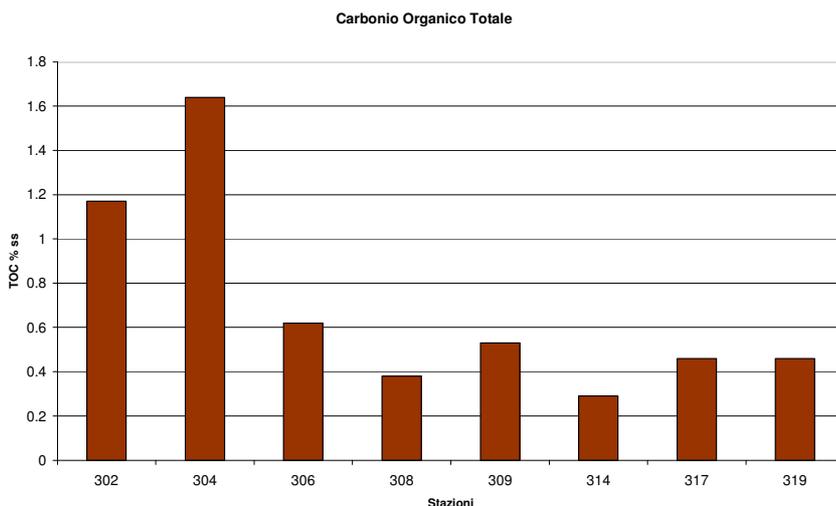
Tali elementi non concorrono alla valutazione dello Stato Ecologico.

La distribuzione superficiale delle tre principali componenti granulometriche dei sedimenti campionati evidenzia che (Figura 103):

1. la sabbia mostra concentrazioni molto variabili (2 - 62%), con valori medi di 28%; alte concentrazioni si rilevano soltanto nella porzione più meridionale dell'area indagata con valori compresi tra 45 e 63% (st. 317); marcata la differenza in contenuto % di tale frazione tra le stazioni settentrionali e meridionali, ad eccezione della st. 308 (a valle delle dighe foranee di Ravenna) che presenta un alto valore di 45%;
2. il limo mostra valori compresi tra 26 (st. 317) e 63% (media 47%) con valori massimi nella zona centrale dell'area e valori minimi nelle stazioni più meridionali;
3. l'argilla mostra un andamento per lo più complementare a quello della sabbia con valori compresi tra 9 (rilevato nella st. 314) e 50% (rilevato nella st. 304) e una media di 25%. Concentrazioni massime superiori al 40% nelle stazioni 302 e 304.



**Figura 103 – Distribuzione delle principali frazioni granulometriche rilevate nel 2009 nelle 8 stazioni**



**Figura 104 – Contenuto di Carbonio Organico Totale (% ss) rilevato nel 2009**

Le concentrazioni di TOC nei sedimenti superficiali (Figura 104) variano tra 0.29 e 1.64% (media 0.69%), con valori più elevati nelle stazioni settentrionali, in particolare nelle stazioni prossime alle foci del Po. Si tratta di zone a bassa idrodinamica del moto ondoso in cui si accumula materiale organico fresco e reattivo di provenienza autoctona e anche presumibilmente, proveniente da acque dolci.

#### **5.2.4 Inquinanti specifici non appartenenti all'elenco di priorità**

I risultati delle indagini sulle sostanze non appartenenti all'elenco di priorità concorrono alla definizione dello Stato Ecologico delle acque marino costiere come elementi a sostegno degli EQB. Il D.56/09, prevede la ricerca di tali sostanze nella matrice acqua (tab. 1/B D.56/09) e nella matrice sedimento (tab.3/B del D.56/09).

Nel 2009, non sono state ricercate nelle acque le sostanze di cui alla 1/B (analogamente anche quelle riportate nella tab. 1/A prioritarie), ma la loro indagine è stata programmata nel 2011. Tale scelta è dettata dalla necessità, insita nei laboratori, di mettere a punto le diverse metodiche analitiche necessarie al fine di rispettare i valori richiesti per la definizione dello SQA-MA.

Il SQA-MA (standard di qualità ambientale – media annuale) rappresenta, ai fini della classificazione del buono stato chimico ed ecologico, la concentrazione da rispettare; il valore viene calcolato sulla base della media aritmetica delle concentrazioni rilevate nei diversi mesi dell'anno.

Per la valutazione dello Stato Ecologico relativa al 2009 delle acque marino costiere, sono utilizzati i risultati delle indagini sulle sostanze ricercate nel sedimento (tab.3/B del D.56/2009).

Le stazioni di campionamento interessate alla ricerca degli inquinanti sono 8 e sono ubicate a circa 3 km di distanza dalla costa. La frequenza di campionamento è semestrale (vedi Tabella 8).

E' importante ricordare che per le sostanze PCB, Diossine, IPA Totali e Cromo esavalente resta comunque l'obbligo del controllo nei sedimenti in considerazione del fatto che per dette sostanze non è stato individuato lo standard nell'acqua (D.56/09).

#### 5.2.4.a Sostanze ricercate nei sedimenti

Gli inquinanti specifici a sostegno degli EQB, ricercati nei sedimenti delle acque marino costiere, sono quelli riportati in tab. 3/B del D.56/09.

Nei paragrafi che seguono si riporta la concentrazione e la media annuale della concentrazione degli inquinanti determinati sul sedimento nelle stazioni delle acque marino costiere. Nei casi in cui i valori medi superano gli SQA di cui alla tab. 3/B del D.56/2009 è ammesso uno scostamento del 20% rispetto agli SQA stessi.

#### Metalli: Arsenico, Cromo tot e Cromo VI

Nella Tabella 16 si riporta la media annuale della concentrazione dei metalli determinati sul sedimento nelle stazioni delle acque marino costiere; nei casi in cui i valori superano gli SQA di cui alla tab. 3/B del D.56/09 è ammesso uno scostamento del 20% rispetto agli SQA stessi. Nel 2009 i campionamenti sono stati effettuati in primavera e in autunno.

Per il Cromo totale è noto, ed è stato già dimostrato in altri lavori, che le concentrazioni elevate di questo metallo (come anche per il Nichel e lo Zinco), non sono di origine antropica ma costituiscono il fondo naturale nei sedimenti di queste aree. Quindi i valori di Cromo totale riportati in Tabella 16 che superano gli SQA richiesti in tab. 3/B D. 56/09 (SQA – MA 50 mg/kg ss più uno scostamento del 20% rispetto agli SQA stessi), non sono da annoverare tra gli inquinanti di origine antropica. I valori di Cromo totale tendono a diminuire da nord verso sud lungo la costa emiliano-romagnola (Tabella 16). Si osserva un trend in diminuzione nel tempo della concentrazione del Cromo totale lungo tutta la costa emiliano romagnola.

Per il Cromo VI non si sono riscontrati superamenti degli SQA dei valori medi/anno relativi al 2009.

Anche per l'Arsenico non si sono riscontrati superamenti degli SQA dei valori medi/anno relativi a tutti gli anni considerati. Dall'analisi del trend si osserva una lieve diminuzione nel tempo della concentrazione dell'Arsenico lungo tutta la costa.

**Tabella 16 – Medie annuali delle concentrazioni di Metalli determinati sui sedimenti marini (mg/kg ss)**

Stazione	Metalli	2007	2008	2009
302	Arsenico	6.5	5.5	6.6
	Cromo totale	159.0	111.0	89.6
	Cromo esavalente			1.6
304	Arsenico	7.0	7.1	5.7
	Cromo totale	108.0	82.0	59.0
	Cromo esavalente			<0.2
306	Arsenico	7.1	6.4	6.0
	Cromo totale	91.0	80.0	58.9
	Cromo esavalente			0.4
308	Arsenico	7.5	5.3	4.6
	Cromo totale	65.0	75.0	46.3
	Cromo esavalente			0.3
309	Arsenico	7.1	7.1	4.9
	Cromo totale	106.0	91.0	60.5
	Cromo esavalente			<0.2
314	Arsenico	6.4	5.0	5.1
	Cromo totale	47.0	44.0	37.3
	Cromo esavalente			<0.2
317	Arsenico	9.0	6.9	6.6
	Cromo totale	47.0	50.0	34.3
	Cromo esavalente			0.2
319	Arsenico	8.9	8.7	7.2
	Cromo totale	56.0	75.0	44.0
	Cromo esavalente			<0.2

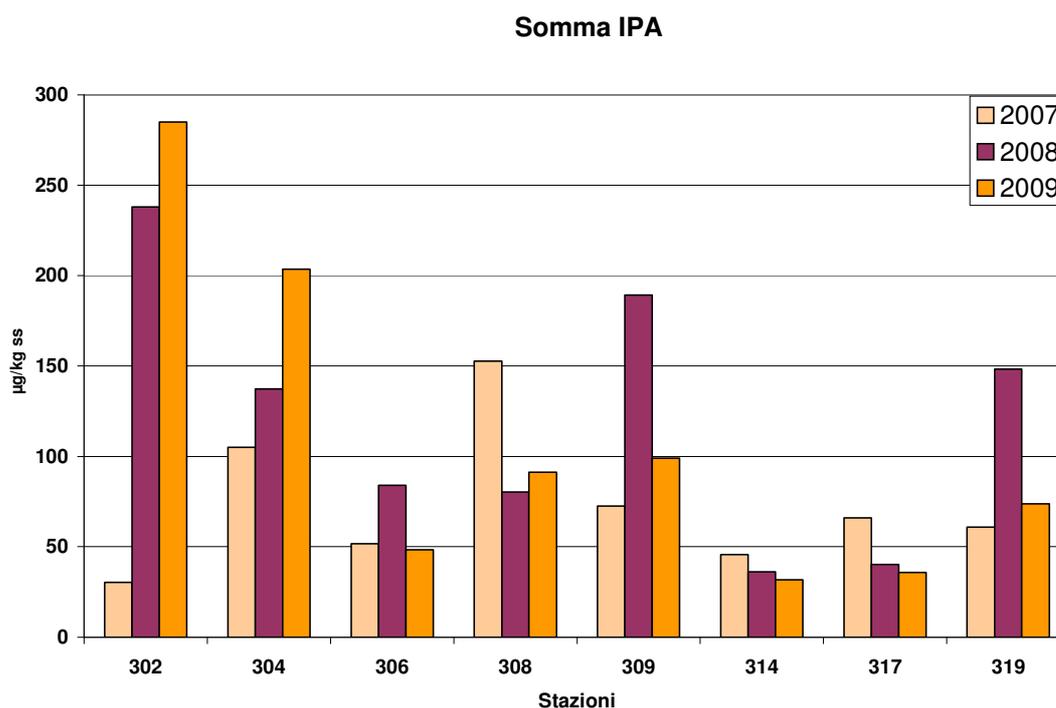
Nota: Nel calcolo delle medie i valori inferiori al limite di quantificazione sono stati considerati uguale a LR/2.

### Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA): IPA totali

Nella Figura 105 si riportano le medie annuali della somma delle concentrazioni degli IPA determinati sul sedimento nelle stazioni delle acque marino costiere.

Per gli IPA non si evidenziano valori che superano lo SQA di cui alla tab. 3/B del D.56/2009 (somma IPA = 800  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ss).

Per quanto riguarda i trend, si nota un aumento nel tempo delle concentrazioni degli IPA nelle due stazioni più a nord della costa emiliano-romagnola (302 Lido di Volano e 304 Porto Garibaldi), una diminuzione nel tempo a sud (314 Cesenatico e 317 Rimini) mentre per le altre stazioni, il trend mostra un andamento altalenante.



**Figura 105 - Medie annuali della somma delle concentrazioni Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) determinati sui sedimenti marini ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  ss)**

### PoliCloroBifenili (PCB)

Nella Figura 106 si riportano i valori medi annuali della somma delle concentrazioni dei congeneri dei PCB determinati sul sedimento.

Il D. 56/09 alla tab. 3/B definisce i congeneri più significativi da monitorare e lo standard di qualità da applicare ai sedimenti. Lo SQA per i PCB si esprime come valore medio annuo della sommatoria dei congeneri più significativi ed è pari a 8  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ss o 9,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ss ammettendo uno scostamento del 20%.

Relativamente all'anno 2009 si osserva che vi è una sola stazione di indagine ove si è verificato il superamento dello SQA anche ammettendo uno scostamento del 20%; si tratta della stazione 302 Lido di Volano. Anche nel 2008 nella stazione 302 il valore medio della somma delle concentrazioni supera lo SQA.

Dall'analisi delle serie di dati dal 2007 al 2009, si osserva un trend in crescita lungo tutta la costa emiliano-romagnola meno evidente per la stazione 319 di Cattolica.

### Somma PoliCloroBifenili (PCB)

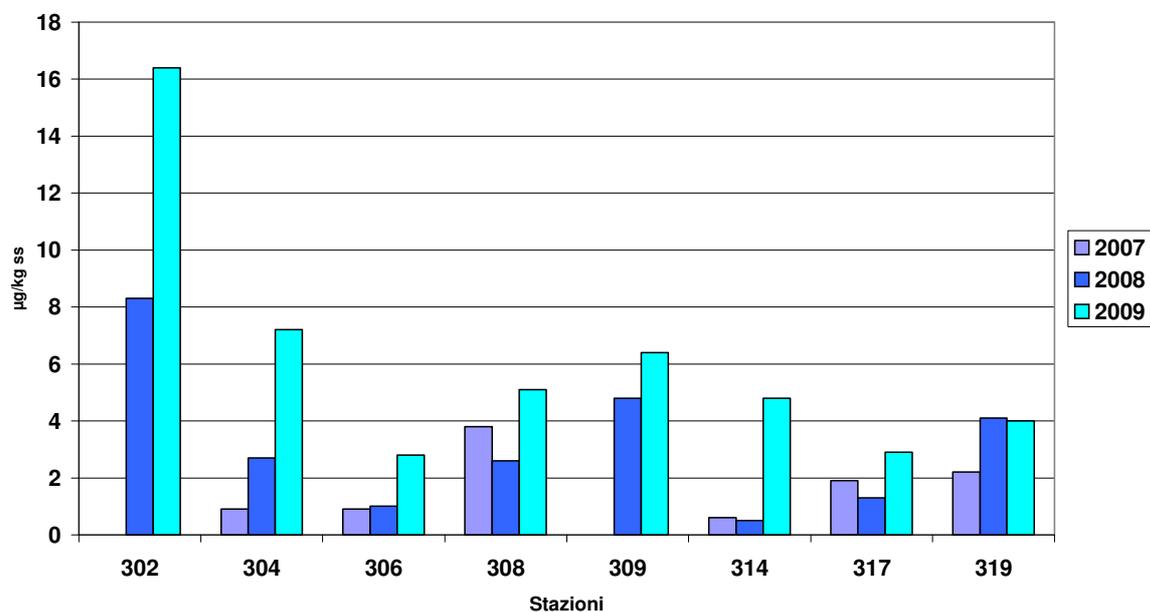


Figura 106 - Media annuale della somma delle concentrazioni di PoliCloroBifenili (PCB) determinati sui sedimenti marini ( $\mu\text{g}/\text{kg ss}$ )

### Diossine, Furani e PCB diossin like

Nella Tabella 17 sono riportati i valori medi, relativi al 2009, della somma del TE delle Diossine e dei Furani + PCB diossin like di ciascuna stazione indagata. Tali valori mostrano che non vi è stato superamento dell'SQA previsto dal D.56/09 ( $2 \text{ ng}/\text{kg ss}$ ).

Per queste tipologie di sostanze non è disponibile una serie annuale di dati; non è quindi possibile valutare l'andamento nel tempo delle concentrazioni nei sedimenti di queste sostanze.

Tabella 17 – Media annuale della somma del TE di Diossine (CDD), Furani (CDF) e PoliCloroBifenili (PCB) diossin like determinati sui sedimenti marini ( $\text{ng}/\text{kg ss}$ )

Stazione	TE CDD e CDF	TE PCB dl	TE CDD, CDF e PCB dl
302	1.12	0.11	<b>1.23</b>
304	0.04	0.08	<b>0.12</b>
306	0.05	0.03	<b>0.08</b>
308	0.09	0.06	<b>0.15</b>
309	0.06	0.07	<b>0.13</b>
314	0.02	0.06	<b>0.08</b>
317	0.14	0.04	<b>0.18</b>
319	0.06	0.05	<b>0.11</b>

Nota: Il calcolo del TE è stato effettuato come richiesto dal D.56/2009 tab. 3/B. Nel calcolo del TE i valori inferiori al limite di quantificazione sono stati considerati uguale a 0.

### **5.2.5 Inquinanti specifici appartenenti all'elenco di priorità**

I risultati delle indagini sulle sostanze appartenenti all'elenco di priorità definiscono lo Stato Chimico delle acque marino costiere. Il D.56/09 prevede la ricerca di tali sostanze nella matrice acqua (tab. 1/A), nella matrice sedimento (tab.2/A) e, opzionalmente, nel Biota (tab. 3/A).

#### **5.2.5.a Sostanze ricercate nell'acqua**

Nell'anno 2009 si sono effettuate 2 campagne consecutive (luglio e agosto) di monitoraggio finalizzate alla ricerca della quasi totalità degli inquinanti specifici di cui alla tab. 1/A del D.56/09 nell'acqua. Le stazioni di indagine sono 8; 7 stazioni ubicate a 0.5 km di distanza dalla costa e 1 stazione a 3 km (vedi Tabella 8 e Tabella 7).

I programmi di monitoraggio predisposti prima dell'attuazione del D.Lgs 152/06 non prevedevano la ricerca di tali sostanze nell'acqua, le 2 campagne consecutive hanno permesso di avere un'indicazione della presenza/assenza delle sostanze ricercate e di orientare in prima fase le scelte da effettuare per la definizione dello stato chimico. Come già riportato nel precedente paragrafo 5.2.4, tale indagine è programmata per il 2011.

Dall'analisi dei dati relativi alle due campagne di indagine di luglio'09 e agosto'09, emerge che quasi tutti i parametri ricercati nell'acqua risultano con valori medi inferiori o uguali al limite di rilevabilità strumentale.

#### **5.2.5.b Sostanze ricercate nel sedimento**

Gli inquinanti specifici ricercati nel sedimento per la definizione dello Stato Chimico sono quelli riportati in tabella 2/A del D.56/09. Le stazioni di campionamento interessate alla ricerca degli inquinanti 8 e sono ubicate a 3 km di distanza dalla costa. La frequenza di campionamento è semestrale (vedi Tabella 8 e Tabella 7).

Nei paragrafi che seguono si riportano le concentrazioni rilevate e la media annuale della concentrazione degli inquinanti determinati sul sedimento. I dati riportati comprendono anche lo scostamento del 20% rispetto agli SQA di cui alla tab. 2/A del D.56/2009.

### **Metalli e Organo metalli: Cadmio, Mercurio, Nichel, Piombo e Tributilstagno**

Nella Tabella 18 si riporta la media annuale della concentrazione dei metalli e organometalli determinati sul sedimento.

Per il Nichel è noto, ed è stato già dimostrato che le concentrazioni elevate di questo metallo (come anche per il Cromo totale e lo Zinco), non sono di origine antropica ma geologica, costituiscono il fondo naturale nei sedimenti per queste aree. I valori del Nichel sono più elevati nell'area nord della costa Tabella 18.

Nel 2009 ad eccezione del Nichel tutti i valori rilevati di metalli, e organoalogenati non superano gli SQA richiesti dal D.56/09:

Dall'analisi delle serie storiche annuali (Tabella 18), i valori presentano andamenti variabili ad eccezione del Nichel ove si riscontra un trend in diminuzione dal 2007 al 2009.

**Tabella 18 – Medie annuali Metalli (mg/kg ss) e Organo metalli (µg/kg ss) determinati sui sedimenti**

Stazione	Metalli e Organo metalli	2007	2008	2009
302	Cadmio	0.1	0.2	0.2
	Mercurio	0.4	0.0	0.2
	Nichel	82.0	71.0	67.8
	Piombo	16.0	20.9	20.7
	TBT	<5	7.0	<1
	DBT			<1
	MBT			<1
304	Cadmio	<0.1	0.1	0.1
	Mercurio	0.2	<0.01	0.2
	Nichel	63.0	54.4	47.3
	Piombo	13.0	14.8	15.0
	TBT	5.0	7.0	<1
	DBT			<1
	MBT			<1
306	Cadmio	<0.1	0.1	0.1
	Mercurio	0.2	<0.01	0.1
	Nichel	64.0	54.3	45.5
	Piombo	10.0	12.0	10.0
	TBT	9.0	<3	<1
	DBT			<1
	MBT			<1
308	Cadmio	<0.1	0.2	0.1
	Mercurio	0.3	<0.01	0.1
	Nichel	54.0	44.1	36.8
	Piombo	10.0	11.5	8.8
	TBT	8.0	<3	<1
	DBT			<1
	MBT			<1
309	Cadmio	<0.1	0.1	0.1
	Mercurio	0.2	0.0	0.1
	Nichel	63.0	60.0	44.1
	Piombo	16.0	18.2	11.5
	TBT	7.0	<3	<1
	DBT			<1
	MBT			<1
314	Cadmio	<0.1	0.1	0.1
	Mercurio	0.3	<0.01	0.1
	Nichel	46.0	27.1	28.6
	Piombo	8.0	6.1	6.6
	TBT	<5	<3	<1
	DBT			<1
	MBT			<1
317	Cadmio	<0.1	0.1	0.1
	Mercurio	0.4	<0.01	0.2
	Nichel	47.0	30.6	27.4
	Piombo	10.0	8.2	7.2
	TBT	8.0	<3	<1
	DBT			<1
	MBT			<1
319	Cadmio	<0.1	0.1	0.1
	Mercurio	0.4	0.0	0.1
	Nichel	50.0	45.5	33.1
	Piombo	9.0	15.5	10.3
	TBT	6.0	<3	<1
	DBT			<1
	MBT			<1

Nota: Nel calcolo delle medie i valori inferiori al limite di quantificazione sono stati considerati uguale a LR/2.

### Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA): Alcuni parametri significativi

Nella Tabella 19 si riportano le medie annuali delle concentrazioni degli IPA (tab. 2/A del D.56/2009).

In tutti gli anni considerati nell'analisi, si è verificato un unico caso di superamento degli SQA, relativamente al parametro Benzo (b,j) fluorantene, nella stazione 302 Lido di Volano nel 2009. Se però, si ammette uno scostamento del 20% rispetto allo SQA come prevede anche la tab. 2/A del D.56/2009, il valore rientra al di sotto dello standard. Inoltre, lo SQA si riferisce allo Benzo (b) fluorantene mentre il dato di laboratorio al Benzo (b,j) fluorantene per cui dobbiamo considerare sovrastimato il valore di concentrazione per il solo Benzo (b) fluorantene.

Dall'analisi delle serie storiche emerge un trend in crescita per il Benzo (a) pirene, Benzo (b,j) fluorantene, Benzo (k) fluorantene e Fluorantene nelle 2 stazioni più a nord della costa emiliano romagnola; 302 Lido di Volano e 304 Porto Garibaldi. Al contrario, in 2 delle stazioni più a sud della costa, 314 Cesenatico e 317 Rimini si riscontra un trend in diminuzione per il Benzo (b,j) fluorantene, Benzo (g,h,i) perilene e Indeno (1,2,3) pirene. Per le altre stazioni della costa vi è un andamento altalenante nel tempo dei valori medi delle concentrazioni.

**Tabella 19 – Media annuale delle concentrazioni dei Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA) più significativi determinati sui sedimenti marini ( $\mu\text{g}/\text{kg ss}$ )**

Stazione	Dati	2007	2008	2009
302	Benzo (a) pirene	2.7	17.0	19.8
	Benzo (b,j) fluorantene	7.6	32.6	41.8
	Benzo (k) fluorantene	1.5	9.1	15.5
	Benzo (g,h,i) perilene	4.6	26.3	20.2
	Indeno (1,2,3) pirene	3.7	21.7	20.0
	Antracene	<0.1	3.0	1.8
	Fluorantene	2.4	35.4	51.5
	Naftalene	0.1	0.1	<0.1
304	Benzo (a) pirene	6.1	8.1	14.7
	Benzo (b,j) fluorantene	17.5	19.5	28.4
	Benzo (k) fluorantene	3.9	4.4	11.0
	Benzo (g,h,i) perilene	11.1	17.8	13.9
	Indeno (1,2,3) pirene	7.6	11.5	11.3
	Antracene	0.3	1.2	1.8
	Fluorantene	14.3	18.8	32.3
	Naftalene	<0.1	0.1	0.3
306	Benzo (a) pirene	2.0	4.0	2.1
	Benzo (b,j) fluorantene	9.8	12.0	8.2
	Benzo (k) fluorantene	1.7	2.3	2.2
	Benzo (g,h,i) perilene	6.2	11.2	4.2
	Indeno (1,2,3) pirene	3.3	6.0	2.2
	Antracene	0.1	0.7	0.2
	Fluorantene	6.3	9.3	6.3
	Naftalene	<0.1	0.1	<0.1
308	Benzo (a) pirene	7.3	3.5	5.6
	Benzo (b,j) fluorantene	19.1	11.3	12.9
	Benzo (k) fluorantene	5.2	2.4	4.1
	Benzo (g,h,i) perilene	11.6	10.1	6.1
	Indeno (1,2,3) pirene	8.8	5.4	4.7

Stazione	Dati	2007	2008	2009
	Antracene	0.9	0.7	0.4
	Fluorantene	31.9	12.1	16.9
	Naftalene	<0.1	0.1	<0.1
309	Benzo (a) pirene	4.5	11.4	4.7
	Benzo (b,j) fluorantene	13.5	23.9	12.6
	Benzo (k) fluorantene	3.1	5.5	4.2
	Benzo (g,h,i) perilene	8.3	24.2	6.8
	Indeno (1,2,3) pirene	5.5	15.8	5.0
	Antracene	0.1	2.0	0.7
	Fluorantene	9.9	27.3	17.0
	Naftalene	<0.1	0.1	0.3
314	Benzo (a) pirene	3.0	2.0	1.1
	Benzo (b,j) fluorantene	10.4	5.5	3.7
	Benzo (k) fluorantene	1.5	1.7	1.3
	Benzo (g,h,i) perilene	7.3	3.4	2.2
	Indeno (1,2,3) pirene	4.5	2.1	1.0
	Antracene	<0.1	0.3	0.3
	Fluorantene	4.3	5.2	6.0
	Naftalene	0.1	0.1	0.3
317	Benzo (a) pirene	3.4	1.8	2.0
	Benzo (b,j) fluorantene	11.2	6.4	6.4
	Benzo (k) fluorantene	2.7	1.5	2.0
	Benzo (g,h,i) perilene	7.8	5.3	3.3
	Indeno (1,2,3) pirene	5.2	3.3	2.5
	Antracene	0.3	0.3	0.3
	Fluorantene	9.2	5.4	5.7
	Naftalene	0.1	0.1	<0.1
319	Benzo (a) pirene	3.7	10.5	4.0
	Benzo (b,j) fluorantene	12.3	23.5	10.6
	Benzo (k) fluorantene	3.0	6.2	3.8
	Benzo (g,h,i) perilene	7.5	19.1	6.0
	Indeno (1,2,3) pirene	5.5	12.6	4.4
	Antracene	0.1	1.1	0.6
	Fluorantene	7.8	20.2	12.2
	Naftalene	<0.1	0.1	0.3

Nota: Nel calcolo delle medie i valori inferiori al limite di quantificazione sono stati considerati uguale a LR/2.  
Nel 2007 e 2008 è stato effettuato un campionamento unico rispettivamente nel mese di maggio e giugno.

## Pesticidi

In Tabella 20 si riportano le medie annuali delle concentrazioni dei Pesticidi determinati sui sedimenti marini relativi a tre anni: dal 2007 al 2009. Sono presenti molti valori inferiori al limite di rilevabilità strumentale per la maggior parte dei pesticidi. I pesticidi considerati in tabella sono quelli ove, per almeno un anno, vi è un valore medio diverso dal limite di rilevabilità. I dati mostrano 2 casi di superamento degli SQA; nella stazione 309 Lido Adriano per Esaclorocicloesano  $\gamma$  nel 2007 e nella stazione 319 Cattolica per il DDD nel 2009. Quest'ultima rientra sotto lo SQA se si ammette uno scostamento dallo stesso del 20%.

**Tabella 20 – Media annuale delle concentrazioni dei Pesticidi determinati sui sedimenti marini ( $\mu\text{g}/\text{kg ss}$ )**

Stazione	Dati	2007	2008	2009
302	Somma DDD	0.2	<0.1	0.4
	Somma DDE	0.6	<0.1	0.9
	Esaclorobenzene	0.2	<0.1	<0.1
304	Somma DDD	0.1	<0.1	0.3
	Somma DDE	0.4	<0.1	0.6
	Esaclorobenzene	0.1	<0.1	<0.1
306	Somma DDE	0.4	<0.1	0.2
	Esaclorobenzene	0.1	<0.1	<0.1
308	Somma DDT	0.5	<0.1	<0.1
	Somma DDD	0.3	0.2	0.4
	Somma DDE	0.8	0.3	0.4
	Esaclorobenzene	0.2	<0.1	<0.1
309	Esaclorocicloesano $\gamma$ (lindano)	<b>0.3</b>	<0.1	<0.1
	Somma DDD	0.2	0.2	0.3
	Somma DDE	1.2	0.3	0.4
	Esaclorobenzene	0.2	<0.1	<0.1
314	Somma DDT	0.4	<0.1	<0.1
	Somma DDE	0.3	0.1	0.4
	Esaclorobenzene	0.1	<0.1	<0.1
317	Somma DDT	0.4	<0.1	<0.1
	Somma DDD	0.3	0.5	0.6
	Somma DDE	0.7	0.3	0.3
	Esaclorobenzene	0.1	<0.1	<0.1
319	Somma DDT	0.6	<0.1	<0.1
	Somma DDD	0.3	0.5	<b>1.0</b>
	Somma DDE	0.6	0.5	0.5
	Esaclorobenzene	0.1	<0.1	<0.1

Nota: Nel calcolo delle medie i valori inferiori al limite di quantificazione sono stati considerati uguale a LR/2.

### 5.2.5.c Sostanze ricercate nel biota

Gli inquinanti specifici ricercati nel biota delle acque marino costiere per la definizione dello Stato Chimico sono quelli riportati in tab. 3/A del D.56/09 (Tabella 21). L'organismo di riferimento per le acque marino-costiere è il Mitile (*Mytilus galloprovincialis*, Lamark, 1819). Le stazioni di campionamento interessate alla ricerca degli inquinanti di cui alla Tabella 21 sono 4 e sono ubicate a circa 3 km di distanza dalla costa. La frequenza di campionamento è annuale (vedi Tabella 8 e Tabella 7).

In base al D. 56/09 le indagini sul biota sono indicate come analisi supplementari che si possono eseguire al fine di acquisire ulteriori elementi conoscitivi utili a determinare cause di degrado del corpo idrico e fenomeni di bioaccumulo.

**Tabella 21 - Inquinanti specifici ricercati nel *Mytilus galloprovincialis* per la definizione dello stato chimico (come da Tab. 3/A D.56/09)**

Sostanze	SQA ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )
Mercurio e composti	20
Esaclorobenzene	10
Esaclorobutadiene	55

Gli Standard di Qualità nel Mitile si applicano ai tessuti e si riferiscono al peso umido.

In Tabella 22 sono riportate le concentrazioni di inquinanti specifici accumulati nel Mitile. Nel 2009 non è disponibile il dato relativo all'Esaclorobutadiene e i valori di concentrazioni relativi al Mercurio e all'Esaclorobenzene sono inferiori agli SQA di cui alla tab. 3/A del D.56/09.

Non si riportano le serie storiche relative agli anni precedenti in quanto i valori sono quasi tutti inferiori ai Limiti di Rilevabilità strumentali (LR).

**Tabella 22 – Concentrazioni di inquinanti specifici nel *Mytilus galloprovincialis* ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  ss)**

Data prelievo	Stazione	Mercurio	Esaclorobenzene
23/09/2009	Tecno	10	<0.5
23/09/2009	AngeCl	8	<0.5
10/09/2009	Copra	12	<0.5
25/09/2009	Ass_Cattol	6	<0.5

## 5.2.6 Test ecotossicologici

Le indagini ecotossicologiche interessano 8 stazioni a circa 3 km di distanza dalla costa con frequenza annuale (vedi Tabella 8 e Tabella 7).

I risultati di tali indagini sono utilizzati ad integrazione di quanto emerge dalla definizione dello stato chimico.

Il criterio di scelta delle specie con cui effettuare le indagini ecotossicologiche è quello di utilizzare una batteria di saggi composta da specie appartenenti a tre differenti gruppi di livelli trofici diversi, di cui almeno uno applicato ad una matrice solida.

Saggio livello 1: una specie appartenente al gruppo batteri o alghe

Saggio livello 2: una specie appartenente al gruppo alghe, rotiferi, crostacei o molluschi bivalvi

Saggio livello 3: una specie appartenente al gruppo crostacei, molluschi bivalvi, echinodermi o pesci

Per le acque marino costiere della regione Emilia-Romagna si è ritenuto opportuno eseguire le indagini ecotossicologiche mediante i seguenti test:

- *Vibrio fischeri* su sedimento privo di acqua interstiziale e su elutriato.
- *Ampelisca diadema* su sedimento tal quale
- *Paracentrotus lividus* su elutriato

In Tabella 23 si riportano le caratteristiche dei test ecotossicologici effettuati.

**Tabella 23 - Caratteristiche dei test ecotossicologici effettuati sui sedimenti.**

SPECIE	MATRICE	STADIO VITALE	ESPOSIZ.	END-POINT	ESPRESSIONE DATO
<b>Gruppo: Batteri</b>					
<i>Vibrio fischeri</i>	elutriato	cellule	30'	Inibizione della bioluminescenza	EC20 e EC50
	sedimento privo di acqua interstiziale	cellule	30'	Inibizione della bioluminescenza	S.T.I. (Sediment Toxicity Index)
<b>Gruppo: Crostacei</b>					
<i>Ampelisca diadema</i>	sedimento tal quale	individui giovani-adulti	10gg	Mortalità	Δ mortalità (Corretto con Abbott)
<b>Gruppo: Echinodermi</b>					
<i>Paracentrotus lividus</i>	elutriato	gamete maschile	1h	Inibizione fecondazione uova	EC20 e EC50 (corretto con Abbott)

La valutazione dei risultati dei test ecotossicologici, effettuata in conformità a quanto riportato nel “Manuale per la movimentazione di sedimenti marini” anno 2007, mostra che la tossicità dei sedimenti è assente per il test con *Vibrio fischeri* sia in fase liquida (elutriato) che in fase solida (sedimento privo di acqua interstiziale) e anche per il test con *Paracentrotus lividus* (vedi Tabella 24 e Tabella 25).

Il D.56/09 prevede per i saggi di tossicità cronica o a lungo termine il campione sia considerato privo di tossicità quando gli effetti sono come da Colonna B della Tab.2.4 del “Manuale per la movimentazione di sedimenti marini” anno 2007.

Il test a lungo termine con *Ampelisca diadema* mostra una tossicità assente (A e B) in tutte le stazioni (vedi Tabella 26).

**Tabella 24 – Risultati del test ecotossicologico con *Vibrio fischeri***

Stazione	EC20 % esposizione: 30'	EC50 % esposizione: 30'	STI	Valutazione
302	>90	>90	0.37	A
304	>90	>90	0.59	A
306	>90	>90	0.31	A
308	>90	>90	0.19	A
309	>90	>90	0.22	A
314	>90	>90	0.14	A
317	>90	>90	0.13	A
319	>90	>90	0.20	A

**Tabella 25 – Risultati del test ecotossicologico con *Paracentrotus lividus***

Stazione	EC20 (corretto con Abbot)	Valutazione
302	>90	A
304	>90	A
306	>90	A
308	>90	A
309	>90	A
314	>90	A
317	>90	A
319	>90	A

**Tabella 26 – Risultati del test ecotossicologico con *Ampelisca diadema***

Stazione	$\Delta$ mortalità (corretto con Abbot)	Valutazione
302	11.32	A
304	11.32	A
306	20.75	B
308	18.87	B
309	13.21	A
314	9.43	A
317	18.87	B
319	22.64	B

## **5.3 DEFINIZIONE DELLO STATO DI QUALITÀ AMBIENTALE**

La definizione dello Stato di Qualità Ambientale è effettuata sulla base delle indicazioni riportate nel decreto, attualmente in bozza, recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali predisposto ai sensi del D.Lgs 152/06, art.75, comma 3. Tale decreto definisce le modalità per la classificazione dei corpi idrici da effettuare al termine del ciclo di monitoraggio (3 anni).

### **5.3.1 Stato Ecologico**

Lo Stato Ecologico dei corpi idrici è attribuito al termine di un ciclo di monitoraggio di 3 anni. Per l'anno 2009 si possono ipotizzare alcune osservazioni sullo Stato Ecologico dei corpi idrici sulla base dei risultati emersi dell'attività di monitoraggio.

Gli elementi di qualità che concorrono alla definizione dello Stato Ecologico sono:

- Elementi biologici
- Elementi idromorfologici a sostegno degli elementi biologici
- Elementi e fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici
- Inquinanti specifici a sostegno degli EQB (Tab.3/B D.56/09).

Gli elementi biologici segnalano la criticità ben nota del tratto costiero emiliano-romagnolo legato ai fenomeni eutrofici conseguenti agli elevati apporti dai bacini costieri, in particolare dal bacino padano, di sostanze ad effetto eutrofizzante.

Tale condizione è confermata sia dalle concentrazioni di clorofilla che dai valori di TRIX. Le diverse condizioni idromorfologiche legate sia a condizioni meteo, che alla diversa conformazione della costa, accentuano o risolvono tali fenomeni.

Sulla base dei risultati dell'attività di monitoraggio degli inquinanti specifici non appartenenti all'elenco di priorità nella matrice sedimento (Tab. 3/B D.56/09) emerge le concentrazioni rilevate di Metalli, IPA, PCB, Diossine, Furani e PCB Diossin Like rientrano nei valori di SQA-MA richiesti dal D.56/09. Una lieve criticità è osservabile nella stazione 302 (Lido di Volano) per il valore medio della somma dei PCB.

Questa condizione generale buona è confermata dagli esiti negativi scaturiti dalla batteria di test ecotossicologici.

### **5.3.2 Stato Chimico**

Lo Stato Chimico dei corpi idrici è attribuito al termine di un ciclo di monitoraggio di 3 anni. Per l'anno 2009 si effettua comunque una valutazione dello Stato Chimico dei corpi idrici che si basa sui risultati dell'attività di monitoraggio degli inquinanti specifici appartenenti all'elenco di priorità nella matrice sedimento (Tab. 2/A D.56/09).

Ad integrazioni dei dati di cui sopra, si considerano i risultati relativi agli inquinanti appartenenti all'elenco di priorità nella matrice acqua (Tab. 1/A D.56/09) e nel Biota (Tab. 3/A D.56/09). Si considerano inoltre anche i risultati delle indagini ecotossicologiche.

Sulla base dei risultati dell'attività di monitoraggio degli inquinanti specifici appartenenti all'elenco di priorità nella matrice sedimento (Tab. 2/A D.56/09) emerge che i valori sono inferiori allo SQA in tutte le stazioni indagate.

Per il Nichel e il Cromo totale è noto che le concentrazioni elevate non sono di origine antropica ma geologica costituiscono il fondo naturale nei sedimenti per questa area.

Dai risultati delle 2 campagne degli inquinanti specifici appartenenti all'elenco di priorità relativi alla matrice acqua (Tab. 1/A D.56/09) emerge che quasi tutti i parametri ricercati

risultano con valori medi inferiori o uguali al limite di rilevabilità strumentale in tutte le stazioni oggetto di indagine. Fanno eccezione il Nichel e il Piombo che presentano comunque valori medi molto prossimi al limite di rilevabilità strumentale e lontani dal SQA-MA.

I risultati dell'attività di monitoraggio degli inquinanti specifici appartenenti all'elenco di priorità relativi al biota (*Mytilus galloprovincialis*) (Tab. 3/A D.56/09) mostrano che nel 2009 i valori di concentrazioni del Mercurio e del Esaclorobenzene sono inferiori agli SQA in tutte le stazioni oggetto di indagine.

La valutazione dei risultati dei test ecotossicologici, effettuata in conformità a quanto riportato nel D.56/09 mostra che la tossicità dei sedimenti è assente per il test con *Vibrio fischeri* sia in fase liquida (elutriato) che in fase solida (sedimento privo di acqua interstiziale), per il test con *Paracentrotus lividus* e per il test con *Ampelisca diadema* per tutte le stazioni oggetto di indagine.

Integrando i risultati dell'attività di monitoraggio degli inquinanti specifici appartenenti all'elenco di priorità nella matrice sedimento con quelli della matrice acqua e biota e con i risultati dei test ecotossicologici, emerge che lo Stato Chimico per entrambi i corpi idrici (CD1 e CD2) del litorale emiliano-romagnolo è Buono.

## **6 RETE DI MONITORAGGIO VITA MOLLUSCHI (D. LGS 152/06 ALL 2 SEZIONE C)**

I molluschi eduli lamellibranchi rappresentano una voce importante nel contesto dell'economia ittica della Regione Emilia-Romagna. Infatti le acque marine costiere regionali sono sede non solo di banchi e di popolazioni naturali di molluschi bivalvi e gasteropodi, tra cui la specie *Chamelea gallina*, ma ospitano anche, nella fascia di mare compresa tra i 4 Km fino ai 10 Km, allevamenti di molluschi bivalvi con la specie prevalente *Mytilus galloprovincialis* (mitili). Infine non vanno tralasciate le piattaforme off-shore sulle cui parti sommerse crescono banchi naturali di mitili.

A questo si aggiunge l'evoluzione degli addetti della pesca dal ruolo di raccoglitori a quello di allevatori che genera con una certa velocità nuovi impianti di allevamenti.

In attuazione alla direttiva 79/923/CEE la Regione Emilia-Romagna ha provveduto con Delibera n. 5210 del 18 ottobre del '94 alla " prima designazione delle acque destinate all'allevamento e/o alla raccolta di molluschi bivalvi e gasteropodi sulla base del D.Lgs. n. 131/92, individuando le aree dove sono presenti sia allevamenti di molluschi bivalvi (mitili), sia le aree sedi di banchi e popolazioni naturali di molluschi bivalvi e gasteropodi, e si è avvalsa nell'ambito del piano di sorveglianza regionale delle attività di monitoraggio, alle quali la Struttura Oceanografica Daphne di ARPA ha finora contribuito, per illustrare il quadro sullo stato qualitativo delle acque costiere designate e gli eventuali interventi mirati alla tutela e miglioramento.

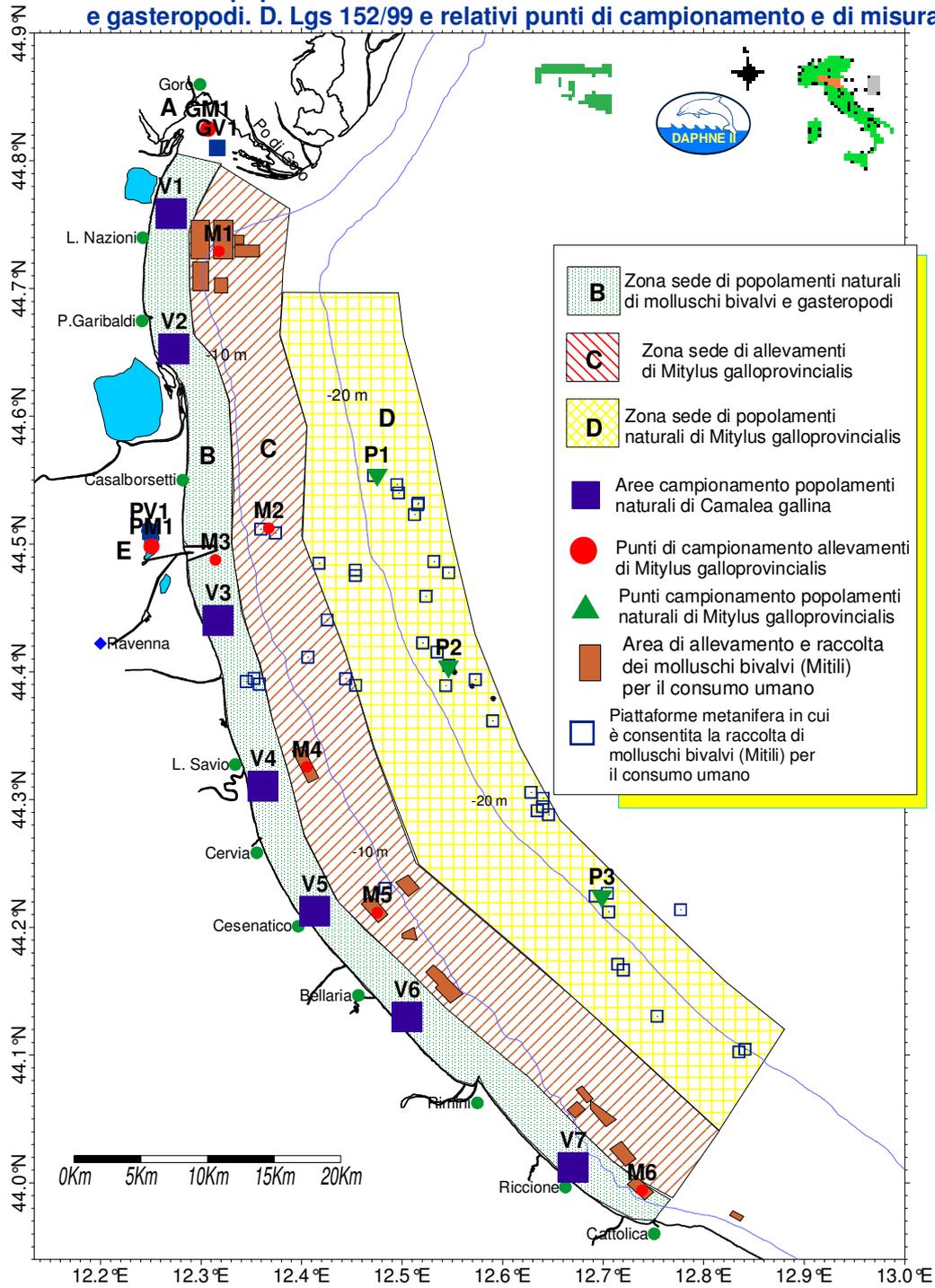
Con Delibera di Giunta n. 45 del 20 gennaio 1997 sono state inoltre classificate le zone di produzione dei molluschi bivalvi ai sensi dell'art. 4 del D.L. 30 dicembre n. 530.

Infine con L.R. 21 aprile 1999 n. 3 l'azione svolta dall'Amministrazione Regionale nell'esercizio della funzione di cui sopra al D. Lgs 27 gennaio 1992 n 131, ora abrogato e ricompreso nel D.Lgs 152/06, è stata delegata alle Amministrazioni Provinciali.

Per quanto riguarda la Struttura Oceanografica Daphne in riferimento all'All. 2 Sez C del D.Lgs 152/06 le stazioni individuate nella rete di controllo, corrispondono in gran parte a quelle monitorate per la classificazione trofica delle acque costiere marine (rete di monitoraggio eutrofizzazione) e pertanto sarà garantito il flusso di dati con la frequenza prevista dal Decreto relativa a: pH, temperatura, salinità, ossigeno disciolto in superficie e sul fondo e gli idrocarburi eventualmente presenti in superficie.

Per quanto concerne gli altri parametri quali colorazione, materiale in sospensione, sostanze organiche alogenate, metalli pesanti, coliformi fecali, sostanze che influiscono sul sapore e biotossine, ogni provincia si rapporta autonomamente, come d'altronde in parte sta già facendo, con le AUSL, le ARPA provinciali ed altri Enti per rispondere compiutamente a quanto previsto dal D. Lgs 152/06.

**Are sedi di popolamenti naturali e di allevamenti di molluschi bivalvi e gasteropodi. D. Lgs 152/99 e relativi punti di campionamento e di misura.**



**Figura 107 – Rete di monitoraggio per il rilevamento delle caratteristiche qualitative per la conformità delle acque destinate alla vita dei molluschi**

## 7 EMERGENZE E ANOMALIE AMBIENTALI

### 7.1 EMERGENZA TARTARUGHE MARINE

L'estate del 2009 verrà ricordata, almeno sulle coste italiane del nord Adriatico, come l'estate della grande emergenza tartarughe marine. Nei due mesi di luglio e agosto, con una coda che è proseguita anche a settembre e in qualche caso ai primi di ottobre, una marea di piccole tartarughe della specie *Caretta caretta* ha invaso le spiagge e le acque basse. Erano tartarughe seriamente in difficoltà, profondamente debilitate, di giovanissima età (2-4 anni) e tutte spaventosamente coperte da un piccolo crostaceo, detto comunemente "dente di cane" o "balano". I balani ne ricoprivano completamente il carapace, la pelle delle zampe, del collo, della testa, ed erano presenti anche sugli occhi, sui contorni della bocca e nel suo interno. Questi balani, avendo un guscio calcareo, formavano una "armatura" tale da impedire alla tartaruga ogni movimento.

Circa 165 esemplari, lungo le nostre coste, si sono spiaggiati o sono stati trovati in difficoltà in poca acqua, e consegnati ai centri di recupero. Il fenomeno ha riguardato nello stesso periodo anche il Veneto e il Friuli Venezia Giulia ma con un numero di rinvenimenti di molto inferiore.

Resta da valutare se la colonizzazione del carapace da parte dei balani sia la causa della loro debilitazione e non una conseguenza. Comprendere quando e per quali condizioni ambientali, i balani possono avere "assalito" le piccole tartarughe risparmiando gli adulti che presentavano quantità di balani su livelli fisiologici.

Il quadro clinico fornito dai veterinari riportava profonda debilitazione, forte anemia, scarsa calcificazione, compromissione di importanti organi come il fegato e infezioni batteriche secondarie.

Affrontata l'emergenza, nell'ottobre dello stesso anno, è stato creato un Gruppo di Lavoro con l'intento di studiare questo inedito fenomeno. Gli enti costituenti sono di seguito elencati:

- Associazione Archè - Research and Educational Activities for Chelonian Conservation
- Associazione Benessere Animale
- ARPA Struttura Oceanografica Daphne
- Centro Ricerche Marine Cesenatico
- Fondazione Cetacea
- Museo di Jesolo
- Museo di Venezia
- Università di Bologna, Dipartimento Sanità Pubblica Veterinaria e Patologia Animale, Gruppo di Ricerca sui Grandi Vertebrati Pelagici
- Università di Padova, Dipartimento di Scienze Cliniche Veterinarie

I gruppi di ricerca si impegnano ciascuno all'interno delle proprie competenze a studiare le possibili cause che hanno portato al verificarsi di un fenomeno senza precedenti non solo in Adriatico ma addirittura a livello mondiale.



**Figura 108 – Esemplare di tartaruga *Caretta caretta* ricoperta di balani.**

## **7.2 LE PULCI D'ACQUA**

Nel mese di luglio del 2009 si sono verificati diversi casi di irritazione cutanea su bagnanti che frequentavano le acque prossime alla riva. Pur senza un riscontro epidemiologico pare che diverse persone si siano rivolte ai servizi di Pronto soccorso, ai medici di base e alle farmacie. Il grado di irritazione quasi sempre corrispondeva alla zona coperta dal costume ed andava dal semplice prurito a vere e proprie irritazioni eritematose. È probabile che molto sia dipeso dalla sensibilità della persona e dalla “delicatezza” della cute, tanto che nei bambini le manifestazioni sono state in genere più evidenti.

Si è trattato di un fenomeno ricorrente le cui cause sono da attribuire a massive sciamature di larve di granchio il cui stadio è noto con il nome di “zoea”. Trattasi di organismi molto piccoli la cui lunghezza media si aggira attorno al millimetro. Il ciclo biologico di questi crostacei è tale che nella stagione estiva dalle uova si schiudono delle larve il cui corpo è rivestito da una cuticola rigida con aculei più o meno pronunciati. Al contrario degli adulti, gli stadi larvali dei crostacei conducendo una vita planctonica rimangono lungo la colonna d'acqua per diversi giorni; in seguito, dopo diverse metamorfosi, raggiunta la forma di piccolo granchio, si portano verso il fondale dove compieranno la successiva fase di crescita e di vita da adulto.

La quantità numerica di questi organismi può raggiungere concentrazioni che possono arrivare a diverse centinaia di individui per litro d'acqua. Il successo di una schiusa abbondante dipende essenzialmente dalla presenza di fitoplancton (microalghe unicellulari) e, come è noto, le nostre acque ne sono abitualmente molto ricche.

Si fa presente che non è stata mai documentata la capacità di questi organismi di iniettare nella cute del mal capitato liquidi tossici, ma piuttosto fluidi umorali dovuti al loro schiacciamento. Tale concetto viene tra l'altro riportato nella poca letteratura scientifica che tratta casi simili. È comunque realistico supporre che il fenomeno sia più diffuso di quanto si

possa credere. La loro mancata registrazione, e la insufficiente conoscenza delle condizioni scatenanti, pongono questa sorta di patologia tra quelle poco conosciute. In Figura 109 si riporta una foto scattata al microscopio di una zoea.



**Figura 109 – Foto di zoea vista al microscopio**

### **7.3 PROLIFERAZIONE ABNORME DELLA MACROALGA *Enteromorpha multiramosa*.**

Nei mesi estivi si sono manifestate abnormi proliferazioni della Clorofita *Enteromorpha multiramosa*. Si tratta di una macroalga verde il cui tallo (corpo) è formato da esili filamenti. L'alga, non avendo un apparato "radicale" in grado di ancorarla al substrato, tende ad essere trasportata dalle correnti e dal moto ondoso. A tale condizione sono dovuti i consistenti accumuli nei pressi delle infrastrutture portuali, e degli arenili verificatisi nel tratto Marina di Ravenna - Foce del fiume Savio nel mese di agosto e protrattosi fino alla prima parte di settembre.

La sua anomala proliferazione è stata probabilmente favorita dai consistenti apporti di acqua dolce. Spiaggiamenti limitati di altre alghe verdi come *Ulva laetevirens* ed *Enteromorpha intestinalis* nonché di alghe rosse come *Polysiphonia* sp. e *Ceramium* sp. si sono verificati ma con durate ed estensioni limitate.



**ARPA - Agenzia Regionale Prevenzione e Ambiente dell'Emilia-Romagna**

**STRUTTURA OCEANOGRAFICA DAPHNE**

V.le Vespucci, 2 - 47042 CESENATICO (FC)

Tel. 0547 83941 Fax 0547 82136

E-mail: [daphne@arpa.emr.it](mailto:daphne@arpa.emr.it)