



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA

FACOLTA' DI SCIENZE MM.FF.NN.

Laurea Specialistica in Scienze della Natura

Tesi di Laurea

**CARATTERIZZAZIONE CHIMICA DEL FIUME ADIGE
LUNGO GRADIENTI LONGITUDINALI**

**CHEMICAL CHARACTERIZATION OF ADIGE RIVER
ALONG LONGITUDINAL GRADIENTS**

Relatore: Prof.ssa Maria Giovanna Braioni

Dip. di Biologia

Correlatore: Dott. Nico Salmaso

Dip. Valorizzazione Risorse Naturali

Istituto Agrario di San Michele all'Adige

(Fondazione Edmund Mach)

Laureando:

Giorgio Peripoli

Matricola n. 570410 - SNA

Anno Accademico 2008/2009

RIASSUNTO

Lo studio, svolto nell'ambito del progetto "PlanAdige", è finalizzato ad analizzare l'andamento delle principali caratteristiche chimico-fisiche lungo il corso del Fiume Adige nel periodo primaverile ed estivo.

A tal fine sono stati effettuati prelievi di acqua a cadenza quindicinale, nel periodo marzo-settembre 2008, in cinque stazioni di campionamento: Bolzano, Cortina all'Adige (BZ), Besenello (TN), Pescantina (VR) e Boara Pisani (PD) - Badia Polesine (RO).

I risultati delle analisi chimico-fisiche hanno evidenziato un gradiente longitudinale delle concentrazioni delle principali sostanze disciolte nel fiume. Si è infatti riscontrato un loro generale aumento lungo l'asta fluviale, ad eccezione della silice (la sua concentrazione diminuisce lungo l'asta fluviale) e del fosforo; quest'ultimo non ha evidenziato nessun gradiente. Si è inoltre stimato il carico giornaliero dei principali nutrienti (azoto inorganico disciolto, fosforo totale, silice) che sono transitati nella stazione di campionamento di Boara Pisani e il carico totale di nutrienti veicolati al Mare Adriatico nel periodo marzo-settembre 2008.

ABSTRACT

This study is included in the "PlanAdige" project. The objective of the study is to analyze trends of chemical and physical parameters during spring and summer period, along the Adige River (Northern Italy).

From March to September 2008, every two weeks, water samples were collected in five sampling station: Bolzano/Bozen, Cortina all'Adige/Kurtinig an der Weinstrasse (BZ), Besenello (TN), Pescantina (VR) and Boara Pisani (PD).

Chemical and physical analysis and their elaborations have shown a longitudinal concentration gradient of the main dissolved substances in the Adige River. A general increase of concentrations along the river has been observed. Silica however has an opposite trend, as its concentration decreases along the river strain. Finally, for phosphorous no clear gradient has been found.

Combining concentration and discharge data, daily loads of nutrients (dissolved inorganic nitrogen, total phosphorus and silica) in the sampling station of Boara, have been estimated. Total loads of these nutrients in the March-September 2008 period have been estimated as well.

INDICE

1. Introduzione	7
2. Cenni di Ecologia Fluviale	8
2.1. River continuum concept	8
2.2. Spiralizzazione dei nutrienti	10
2.3. Ruolo della vegetazione riparia	12
2.4. Equilibrio dei carbonati nell'ecosistema fluviale	13
3. Ambiente di studio: Fiume Adige	14
3.1. Descrizione geografica, geomorfologica e geologica	14
3.2. Bacino idrografico e idrografia	15
3.3. Caratteristiche idrologiche del Fiume Adige e sue derivazioni	19
3.4. Uso del suolo	20
4. Legislazione	22
4.1. Legislazione a tutela delle acque	22
4.2. Autorità di Bacino del Fiume Adige	26
4.3. Valutazione integrata delle qualità del Fiume Adige in 11 aree campione	26
5. Materiali e metodi	29
5.1. Periodo e stazioni di campionamento	29
5.2. Metodi di campionamento	30
5.3. Metodi in laboratorio	31
5.3.1. Parametri chimico-fisici	31
5.3.2. Specie metalliche e non metalliche	33
5.4. Calcolo dei carichi di nutrienti e rapporto azoto/fosforo	35
5.5. Calcolo della speciazione del carbonio inorganico disciolto	36
5.6. Correlazione di Pearson	36
6. Risultati e discussione	37
6.1. Portata dell'Adige, solidi sedimentabili e torbidità	37
6.2. Temperatura, pH, conducibilità, alcalinità e ossigeno disciolto	42
6.3. Nutrienti algali	49
6.4. Composizione chimica	54
6.5. Speciazione del carbonio inorganico	60

6.6. Stima del carico di nutrienti nella stazione di Boara Pisani	63
6.6.1. Carichi giornalieri	63
6.6.2. Stima dei carichi nel periodo gennaio-settembre 2008	63
6.7. Valutazione di alcuni parametri per la classificazione dello stato ambientale del Fiume Adige in base al D.L. 152/06	66
6.7.1. Inserimento nelle classi di qualità dei parametri ossigeno disciolto, azoto ammoniacale, azoto nitrico e fosforo totale	66
6.7.2. Qualità delle acque in relazione alla vita acquatica di salmonidi e ciprinidi sulla base dei parametri analizzati	67
6.8. Confronto tra le caratteristiche chimico-fisiche delle acque a Boara Pisani nei periodi marzo-settembre 1998 e 2008	69
7. Conclusioni	75
Bibliografia	77
Figure allegate al testo	82
Figura 1 - Area geografica	82
Figura 2 - Bacino idrografico del Fiume Adige	83
Figura 3 - Bacini imbriferi agli sbarramenti	84
Figura 4 - Uso delle acque nel bacino del Fiume Adige e dei suoi affluenti	85
Figura 5 - Localizzazione delle stazioni di campionamento	86

1. INTRODUZIONE

Questo studio rientra nel progetto “PlanAdige: Il plancton fluviale come strumento di conoscenza della qualità ecologica e gestione delle acque del Fiume Adige”, attuato dall’Unità Limnologia e Piscicoltura dell’Istituto Agrario di San Michele all’Adige (Fondazione Edmund Mach), finanziato dal dicembre 2006 dall’Autorità di Bacino del Fiume Adige.

Scopo di questo mio studio è di valutare:

- 1) l’entità dei nutrienti e degli inquinanti veicolati dai sottobacini altoatesini e trentini sull’asta fluviale del Fiume Adige;
- 2) l’andamento stagionale primaverile - estivo delle principali variabili chimiche del Fiume Adige in cinque stazioni ubicate nelle provincie di Bolzano, Trento, Verona, Padova e Rovigo per individuare e quantificare i gradienti di concentrazione monte - valle;
- 3) stimare il carico trofico dei principali nutrienti algali (fosforo, azoto inorganico e silice) nella stazione di Boara Pisani;
- 4) verificare in quale classe qualitativa del LIM (Livello di Inquinamento da Macrodescrittori) si collocano i parametri analizzati;
- 5) verificare se i parametri analizzati sono idonei alle acque salmonicole e ciprinicole;
- 6) evidenziare eventuali variazioni del chimismo delle acque a Boara Pisani a distanza di 10 anni.

2. CENNI DI ECOLOGIA FLUVIALE

2.1. RIVER CONTINUUM CONCEPT

Un corso d'acqua è un sistema dinamico, costituito da habitat diversi che si susseguono con continuità dalla sorgente fino alla foce e che si interconnettono con gli ecosistemi terrestri circostanti: procedendo dalla sorgente alla foce vedremo una variazione dei parametri morfologici, idrodinamici, fisici e chimici e, in relazione ad essi, dei popolamenti biologici.

Il River Continuum Concept (Vannote *et al.*, 1980) propone una visione unificante dell'ecologia fluviale, che richiama l'attenzione sulla stretta dipendenza della struttura e delle funzioni delle comunità biologiche dalle condizioni idrogeomorfologiche del sistema fisico (Figura 2.1).

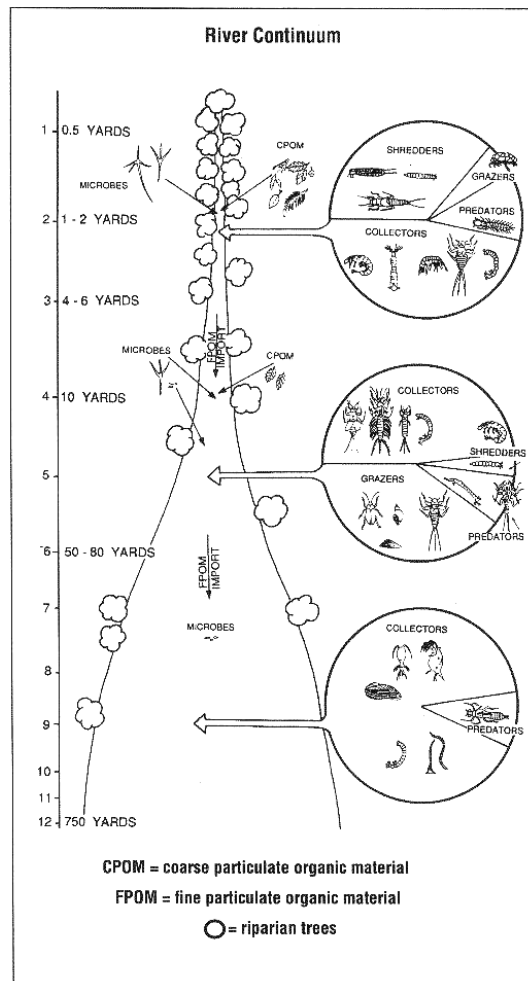


Figura 2.1: River Continuum Concept [Vannote *et al.*, 1980]

Nei corsi d'acqua montani le comunità biologiche acquatiche sono sostenute dalle grandi quantità di detrito organico (foglie e rami) fornite dalla vegetazione

riparia, mentre l'ombreggiamento di quest'ultima riduce lo sviluppo dei produttori fotosintetici. Il metabolismo fluviale è quindi eterotrofico (sostenuto dagli apporti organici terrestri) e la struttura della comunità degli invertebrati è dominata dai trituratori e dai collettori, mentre i pascolatori sono poco rappresentati, riflettendo la limitata disponibilità delle risorse alimentari loro necessarie (alghe, idrofite vascolari).

Procedendo verso valle l'alveo e l'area di divagazione naturale del fiume si allarga in rapporto all'aumento della portata e dell'ampiezza della valle in cui il fiume scorre; pertanto complessivamente si amplia la superficie idonea a sostenere i processi fotosintetici in alveo e il metabolismo autotrofo.

Più a valle nel corso di pianura l'attività fotosintetica può essere nuovamente limitata dalla torbidità delle acque: le condizioni così ritornano eterotrofiche e la comunità-sostenuta da grandi quantità di materia organica particolata fine, proveniente in gran parte dai tratti superiori o prodotta in loco, diviene nettamente dominata dai collettori. [Vannote *et al.*, 1980]

Il mantenimento più o meno costante del flusso di energia su base annua, nonostante le variazioni stagionali degli apporti dei principali substrati organici (caduta delle foglie, fotosintesi), avviene attraverso una serie di meccanismi regolativi:

- sequenza temporale sincronizzata nell'arco dell'anno di sostituzioni di specie e di specializzazioni alimentari;
- variazioni temporali dei gruppi funzionali e dei processi di immagazzinamento (ritenzione fisica del detrito organico e produzione di nuova biomassa) e di perdita di energia (trasporto verso valle e respirazione).

Bisogna ricordare che nei singoli corsi d'acqua, numerosi fattori provocano spostamenti locali o generali dallo schema ideale tracciato dal River Continuum Concept. La transizione delle caratteristiche fisiche dalla sorgente alla foce non è infatti uniforme, ma mostra accelerazioni o rallentamenti in relazione a numerosi fattori, tra i quali:

- presenza di più livelli di base (es. in corrispondenza di laghi o cascate);
- presenza di rami morti e zone umide permanentemente o saltuariamente in collegamento idraulico col fiume;
- immissione di affluenti con bacino vegetato o denudato;
- cambiamenti della tipologia dell'alveo;

- anomalie geologiche (es. in regioni carsiche) o climatiche (es. in regioni aride).

Il River Continuum Concept (Vannote *et al.*, 1980) è dunque un utile iniziale schema interpretativo (che non può però prescindere dal tenere nel dovuto conto le particolarità locali) che è stato successivamente integrato con il concetto di spiralizzazione dei nutrienti (Newbold, 1994; Minshall *et al.*, 1983), di un continuum di microhabitat (Naiman *et al.*, 1988), dell'ecotono ripario (Naiman & Decamps, 1990), della visione quadridimensionale (Ward, 1989) e pentadimensionale del sistema fiume – corridoio fluviale (Boon *et al.*, 1992; Braioni, 1993) (Figura 2.2) e della teoria della pulsazione (Junk, 2004).

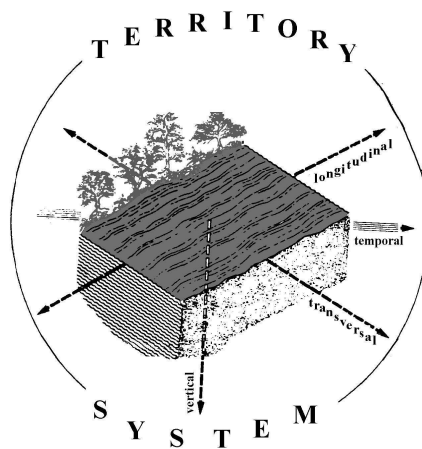


Figura 2.2: Schema della visione quadridimensionale dell'ecosistema lotico
[Boon *et al.*, 1992, modificato da Braioni, 1993]

2.2. SPIRALIZZAZIONE DEI NUTRENTI

A differenza di quanto avviene nei classici ecosistemi chiusi (es. stagno, foresta), nei corsi d'acqua la mineralizzazione e il continuo riciclo della materia organica non avvengono sul posto, ma durante il loro trasporto ad opera della corrente. In uno stagno, ad esempio, un atomo di carbonio inorganico, sotto forma di anidride carbonica, viene organicato nel processo della fotosintesi ad opera dei vegetali acquatici e, successivamente, viene nuovamente mineralizzato a CO₂ attraverso la respirazione dei consumatori (erbivori o carnivori) o dei decompositori. L'insieme di questi processi può essere schematizzato da un ciclo di diametro tanto più piccolo quanto più rapida è l'attività biologica che conduce alla "chiusura del cerchio".

In un fiume, invece, il trasporto della materia fa sì che gli stessi processi non si chiudano in situ, ma dopo un percorso più o meno lungo: è come immaginare che la serie di cicli che si succedono nel tempo venisse "stirata" nello spazio a

formare una spirale. L'accoppiamento tra ciclizzazione e trasporto è riassunto nel termine "Spiralizzazione dei nutrienti". Viene rappresentata con una spirale di diametro tanto più stretto quanto più elevata è l'attività biologica (più veloce il riciclo) e con spire tanto più ravvicinate tra loro quanto più elevata è la capacità di ritenzione del sistema (più ridotto il trasporto) (Figura 2.3). [Minshall *et al.*, 1983]

	MECCANISMI		CICLIZZAZIONE		RISPOSTA DELL'ECOSIST. ALL'AGGIUNTA NUTRIENTI	STABILITÀ ECOSISTEMA
	RITENZIONE	ATTIVITÀ	TASSO DI	DISTANZA FRA LE SPIRE		
A)	ALTA	ALTA	VELOCE	CORTA	CONSERVATIVO (I>E)	ALTA
B)	ALTA	BASSA	LENTO	CORTA	ACCUMULATORE (I>E)	ALTA
C)	BASSA	ALTA	VELOCE	LUNGA	CONSERVATIVO INTERMEDIO <A >D	BASSA
D)	BASSA	BASSA	LENTO	LUNGA	ESPORTATORE (I=E)	BASSA

Figura 2.3: Spiralizzazione dei nutrienti. Effetti di differenti relazioni fra la distanza del trasporto ad opera della corrente (velocità x tempo) e l'attività biologica sulla materia organica metabolizzabile, ciclizzata in corsi d'acqua differenti. Più piccolo è il diametro della spira e più veloce è il tasso di riciclo; la distanza tra le spire indica la distanza a valle del trasporto. I=import; E=export [Minshall *et al.*, 1983]

Il corso d'acqua può essere assimilato ad un nastro trasportatore, attraverso il quale i sedimenti vengono progressivamente trasferiti verso la zona di recapito del sistema fluviale. La sequenza zone di erosione-trasporto-sedimentazione si può ripetere più volte lungo un corso d'acqua. Il movimento dei sedimenti fluviali dipende dal complesso delle forze in gioco, tra cui la velocità della corrente e il diametro dei sedimenti (Figura 2.4). [Knighton, 1998]

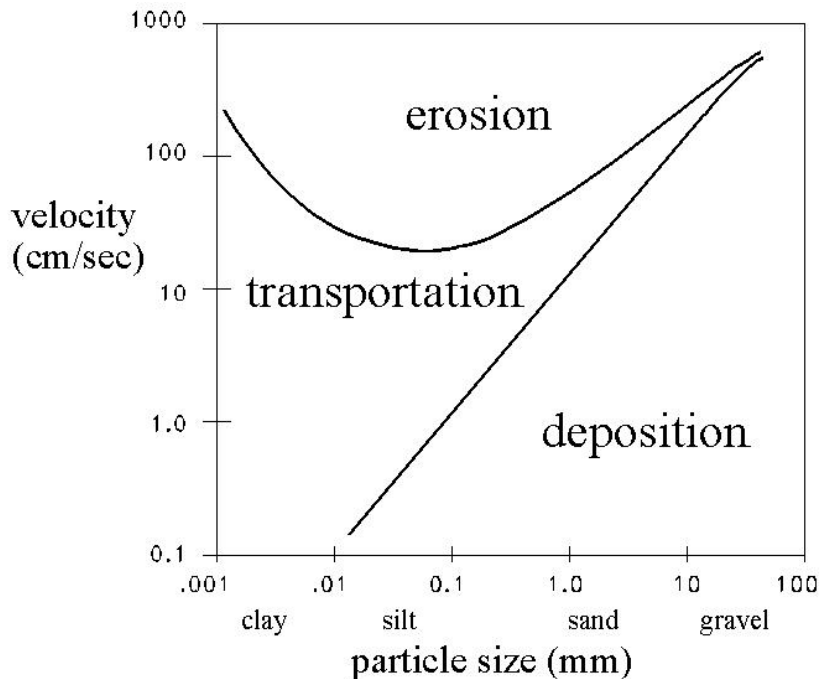


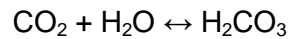
Figura 2.4: diagramma di Hyulström che mette in relazione erosione, trasporto e deposizione dei sedimenti con velocità della corrente e diametro dei sedimenti [Knighton, 1998]

2.3. RUOLO DELLA VEGETAZIONE RIPARIA

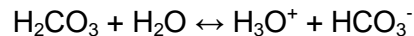
Un altro aspetto importante dell'ecologia fluviale è la vegetazione riparia la cui presenza significa un maggiore tempo di corrivazione dell'acqua di ruscellamento superficiale e una conseguente diminuzione del potere erosivo sulle sponde. Questo fenomeno ha conseguenze sul trasporto, dai terreni agricoli al fiume, dei sedimenti grossolani e fini e della sostanza organica a cui sono legati gli inquinanti (composti organoclorurati e metalli pesanti) ed in particolare il fosforo, tra i nutrienti. Inoltre questi ultimi stessi, trasportati in grande quantità dai sedimenti fini durante le morbide e le piene, si depositano nelle aree riparie esondate a seguito della perdita di energia della massa d'acqua per l'attrito determinato dalla vegetazione e dalla scabrosità del suolo, favorendo contemporaneamente il lento percolamento negli acquiferi superficiali e profondi. L'ecotono ripario rappresenta, pertanto, il comparto dell'ecosistema fluviale su cui più prontamente si deve agire, particolarmente nei fiumi sottoposti a pesanti regolazioni delle portate e a forti carichi di origine diffusa e puntiforme. Le rive e le aree riparie rappresentano quindi un comparto ecosistemico determinante sulla capacità filtro tampone e autodepurante del sistema fiume e sulla conservazione della biodiversità da cui deriva il mantenimento della potenzialità autodepurativa del sistema fiume. [Braioni, Salmoiraghi (Eds), 2001]

2.4. EQUILIBRIO DEI CARBONATI NELL'ECOSISTEMA FLUVIALE

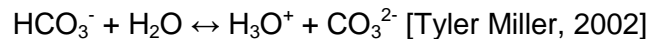
L'anidride carbonica è un elemento fondamentale nell'ecosistema fluviale, in quanto alghe verdi e alcuni batteri (produttori primari) la usano nella fotosintesi per sintetizzare i composti usati dalla maggior parte degli altri organismi. Nelle acque continentali la CO₂ è presente perché in esse si scioglie dall'atmosfera, vi giunge portata dalla pioggia e dal dilavamento del terreno, soprattutto quando ricco di sostanze organiche e di organismi; una parte importante di anidride carbonica deriva dai processi metabolici degli organismi acquatici (respirazione). A pressione atmosferica l'anidride carbonica è moderatamente solubile nell'acqua, con la quale fornisce una soluzione discretamente acida, grazie alla formazione di acido carbonico, un acido debole:



L'acido carbonico si dissocia in ioni solvatati idrogeno e bicarbonato:



Una piccola quantità di HCO₃⁻ subisce una seconda dissociazione per formare uno ione idrogeno e uno ione carbonato:



3. AMBIENTE DI STUDIO: FIUME ADIGE

3.1. DESCRIZIONE GEOGRAFICA, GEOMORFOLOGICA E GEOLOGICA

Il Fiume Adige è il secondo fiume più lungo d'Italia; nasce presso il Passo Resia (BZ) a 1550 m s.l.m. e dopo 409 chilometri sbocca nel Mare Adriatico a Porto Fossone (RO), tra le foci del Brenta e del Po. Il suo bacino idrografico interessa aree comprese nelle regioni del Trentino-Alto Adige e Veneto nonché, per una piccola parte nel territorio svizzero (Figura n. 1 allegata al testo). Per poco più di 200 chilometri il corso dell'Adige è localizzato in un tratto vallivo che prende tre diverse denominazioni: Val Venosta dalla sorgente fino a Merano, da qui Val d'Adige sino a Trento e infine Val Lagarina fino al confine con la provincia di Verona.

In questa provincia, dopo la confluenza in sinistra orografica degli affluenti del sottobacino della Lessinia, ad Albaredo si chiude il bacino tributario. Da qui alla foce il fiume diventa pensile. [<http://www.bacino-adige.it>]

La parte settentrionale del bacino è situata in una regione prettamente alpina. Le cime attorno alla Val Venosta sono le più alte dell'intera area del bacino, e hanno il culmine nella vetta dell'Ortles a 3899 m s.l.m. In questo tratto di bacino il fondovalle varia tra i 1500 m s.l.m. della sorgente ai 300 m s.l.m. in prossimità di Merano. Verso Bolzano la quota delle montagne circostanti diminuisce, così come il fondovalle che ha un'altitudine di circa 250 m s.l.m. e a Trento di 190 m s.l.m. L'ultimo tratto vallivo del fiume scorre tra il Monte Baldo, sulla destra orografica, e i Monti Lessini dal lato opposto, le cui vette più alte superano di poco i 2000 m s.l.m. Da Albaredo d'Adige il suo letto è localizzato a circa 20 m s.l.m. [<http://www.bacino-adige.it>]

La pendenza di fondo, tra il lago di Resia e Borghetto (confine settentrionale della provincia di Verona) passa dal 53 allo 0,91 per mille; tra Borghetto e le Bocche di Sorio è dell'1,3 per mille, discende allo 0,55 sino ad Albaredo, allo 0,37 sino a Legnago, allo 0,20 sino a Boara Pisani, allo 0,19 sino a Cavarzere, allo 0,10 per mille nell'ultimo tronco sino alla foce. La larghezza della sezione varia da un minimo di m 40 nel tratto Merano-Bolzano, ad un massimo di m 269 tra i cigli interni arginali a Zevio. [<http://www.bacino-adige.it>]

La forma assunta dal bacino, allungato all'incirca in maniera ortogonale alla catena alpina, seziona e mostra la grande variabilità litologica e complessità strutturale. A grandi linee si può individuare:

- un comprensorio settentrionale di substrati scistoso-cristallini, con

venature di granito e dioriti, considerabili, ai fini idrologici, completamente impermeabili;

- una porzione di territorio, all'incirca mediana al bacino, di rocce sedimentarie (calceree e dolomitiche) che sorgono sopra un tavolato porfirico, idrologicamente impermeabile, anche se sovrapposto localmente ad arenarie e tufi. Il tavolato porfirico affiora molto bene nell'area occupata dalla catena montuosa dei Lagorai;
- una zona meridionale, poco estesa sul bacino, di rocce calceree, moreniche e di origine alluvionale, permeabili, ma la cui presenza sul totale dell'estensione non influenza in modo netto il regime idrologico dell'area. [<http://www.bacino-adige.it>]

Questa zonazione è derivata dall'evoluzione strutturale della Catena Alpina caratterizzata da una complessa e prolungata sequenza di eventi deformativi, metamorfici e magmatici, particolarmente attivi nel tardo paleozoico (Ciclo Ercinico) e in quelli cretacico e terziario (Ciclo Alpino). Una netta separazione delle sopracitate Unità Tettoniche è determinata dalla cosiddetta Linea Insubrica, che passando per il Tonale e Merano e proseguendo per la Val Pusteria, separa le unità metamorfiche delle falde austroalpine, a Nord, dalla serie delle Alpi meridionali, a Sud. Su questo tipo di substrato geolitologico si è innestata l'opera di modellamento dovuta all'escavazione glaciale e fluviale, che ha condotto all'evoluzione morfologica delle vallate e dei relativi versanti e da cui dipende anche la predisposizione alla franosità del substrato roccioso. [<http://www.bacino-adige.it>]

3.2. BACINO IDROGRAFICO E IDROGRAFIA

Come tutti i fiumi di tipo alpino l'Adige presenta un periodo di piena in giugno-luglio con morbide anche in settembre, ottobre e novembre. Secondo i dati del periodo 1951-1972, 1975-1976 l'andamento delle portate dell'Adige a Trento - Ponte S. Lorenzo presenta una media mensile massima di giugno ($394 \text{ m}^3/\text{s}$) ed una media mensile minima di febbraio di ($107 \text{ m}^3/\text{s}$) con un massimo giornaliero in settembre ($1885 \text{ m}^3/\text{s}$) e un minimo giornaliero in febbraio ($43,1 \text{ m}^3/\text{s}$) (Figura 3.1).

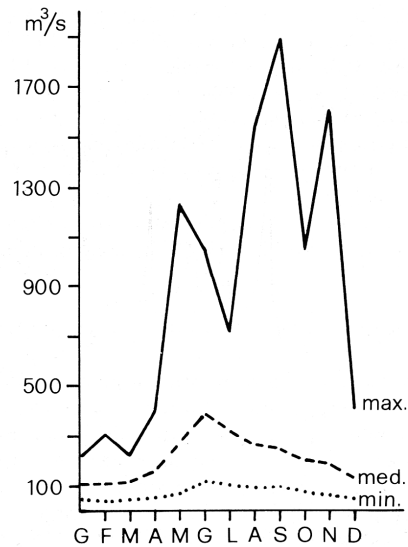


Figura 3.1: Andamento delle portate rilevate a Trento (Ponte S. Lorenzo) dall'Ufficio Idrografico della Provincia Autonoma di Trento, Periodo 1951-1976 [A. Braioni, 1986]

L'andamento delle portate è però molto variabile da anno ad anno, da mese a mese e anche da giorno a giorno, come è stato evidenziato: a) dagli andamenti delle portate rilevate a Trento nel periodo 1975-1980 (Figura 3.2); b) negli anni 1997 e 1998 (Figura 3.3 e 3.4) e nel 2008, in cui sono stati effettuati i rilevamenti chimico-fisici delle acque del mio studio. [Braioni, Salmoiraghi (Eds), 2001]

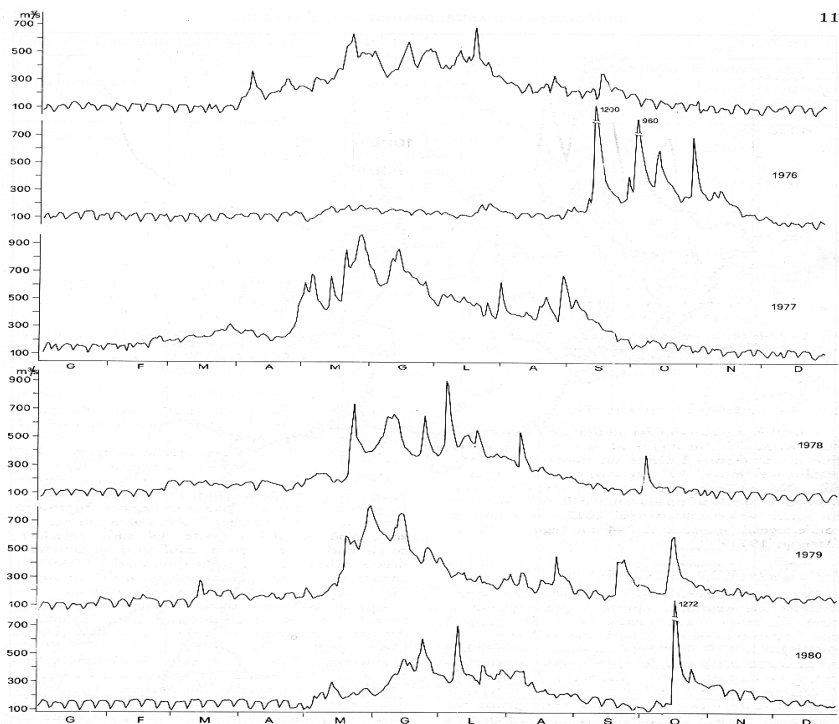


Figura 3.2: Andamento della portata media giornaliera negli anni 1975 - 1980 a Trento (Ponte S. Lorenzo) (Annali idrologici della Provincia Autonoma di Trento) [A. Braioni, 1986]

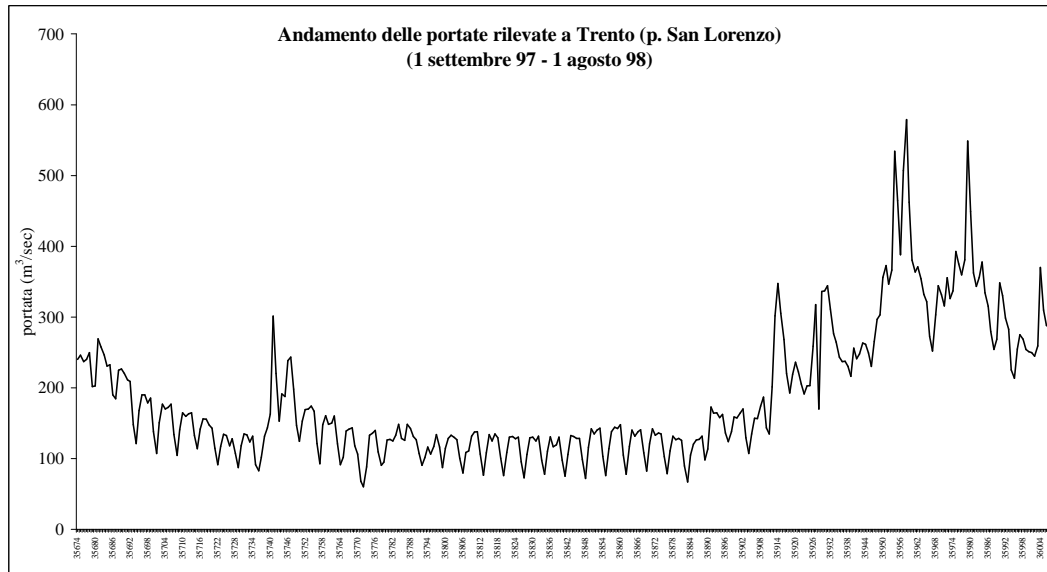


Figura 3.3: Andamento della portata media giornaliera nel periodo settembre 1997 – agosto 1998 nella stazione di Trento [Braioni , Salmoiraghi (Eds), 2001]

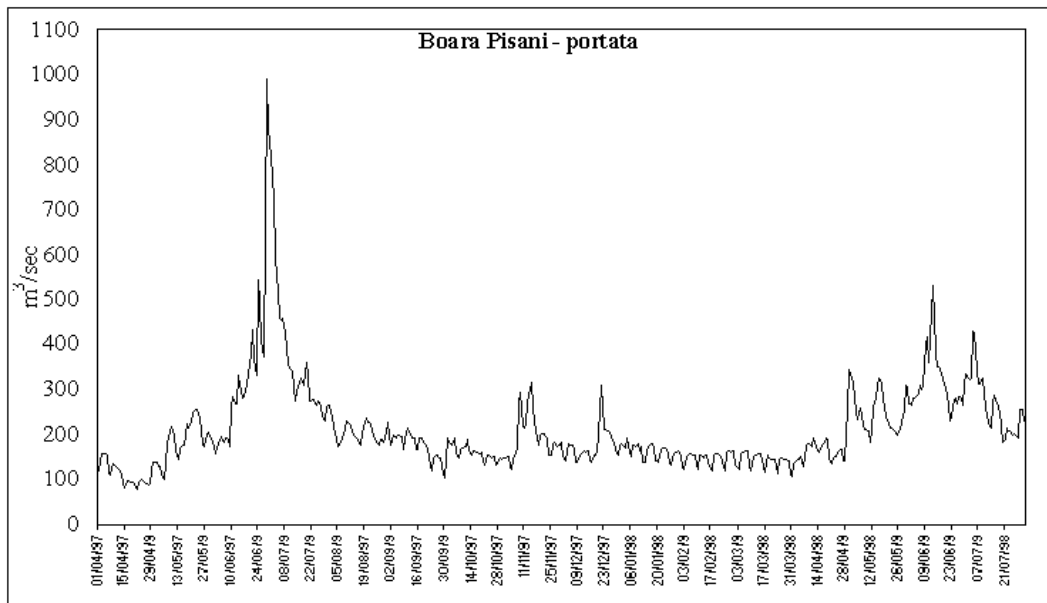


Figura 3.4: Andamento della portata media giornaliera nel periodo settembre 1997 – agosto 1998 nella stazione di Boara Pisani [Braioni, Salmoiraghi (Eds), 2001.]

Secondo un'elaborazione dell'Ufficio idrografico del Magistrato alle Acque del 1933, il bacino idrografico si articola nei seguenti sottobacini del 1° ordine (Figura n. 2 allegata al testo): Progno di Fumane (km² 46); Progno di Valpantena ed altri (km² 158); Rio Antanello ed altri (km² 365); Rio Carlino (km² 115); Rio Lasa (km² 33), Rio Plima (km² 162); Rio Puni - Rio Saldura (km² 179); Rio Roia (km² 30); Rio Rom (km² 190); Rio Ross (km² 47); Rio Senale - Rio Fosse (km² 220); Rio Silandro (km² 54); Rio Slingia (km² 40); Rio Solda - Rio Trafoi (km² 161); Rio Tel

(km² 32); Rio Valsura (km² 301); Torrente Ala (km² 47); Torrente Alpone, Chiampo, Tramigna (km² 305); Torrente Aviana (km² 40); Torrente Avisio ed altri (km² 937); Torrente Fersina ed altri (km² 171); Torrente Isarco ed altri (km² 4.202); Torrente Leno (km² 176); Torrente Noce ed altri (km² 1.375); Torrente, Passino ed altri (km² 428); Torrente Tasso (km² 70). [<http://www.bacino-adige.it/>]

Questi sottobacini possono essere raggruppati in sette grandi sottobacini:

- Adige-Passirio
- Isarco-Talvera
- Rienza
- Noce
- Avisio
- Adige-Fersina-Leno
- Adige-Chiampo [<http://www.bacino-adige.it/>]

Nel bacino del Fiume Adige vi sono numerosi laghi alpini di origine glaciale di dimensioni ridotte (lago Nero, lago di Valdurna, lago di Tovel, lago di Carezza, laghi del Lagorai, ecc.) Il lago più esteso è quello di Caldaro, 20 km a Sud di Bolzano. Da sottolineare, vista la loro influenza sul regime idrologico, è la presenza di aree glaciali permanenti, per un totale di circa 200 km², distribuite tra Val Venosta, Alpi Aurine e Gruppo dell'Ortles – Cevedale. [Quaderni del Piano di Bacino, 2003]

Dal punto di vista della distribuzione annuale delle piogge, esiste un'ampia variabilità nell'ambito del bacino, passando da un minimo di 400-500 mm all'anno in Val Venosta, fino ad un massimo di oltre 1600 mm nella parte alta del bacino dell'Avisio: come valore medio si può indicare in 900 mm all'anno l'afflusso medio rilevabile. Nella parte alta del bacino, la distribuzione stagionale è di tipo continentale (massimo estivo e minimo invernale), mentre nel medio e basso bacino passa verso una distribuzione di tipo sub-litoraneo (massimo autunnale superiore a quello primaverile). Le piene più importanti si hanno in primavera, a causa del sovrapporsi degli eventi pluviometrici con gli apporti derivanti dalla fusione della neve. L'analisi della distribuzione delle massime intensità relative, importante nella formazione delle piene che interessano tutto il bacino, delinea l'area di massima piovosità dei Lessini (massimo di 550 mm in 5 giorni), evidenziando inoltre altri due massimi, uno in corrispondenza della parte in

sinistra orografica del bacino dell'Avisio e l'altra gravitante sulle valli d'Ultimo e Passiria. [<http://www.bacino-adige.it>]

3.3. CARATTERISTICHE IDROLOGICHE DEL FIUME ADIGE E SUE DERIVAZIONI

La conformazione delle valli, conche un tempo occupate dai bacini di alimentazione dei ghiacciai, ha facilitato l'individuazione di numerosi siti per la costruzione di sbarramenti per la formazione di bacini di ritenuta. Oltre all'Ente Nazionale, sono presenti opere di sfruttamento di terzi, anche di cospicue dimensioni. Nel bacino considerato sono presenti complessivamente 34 impianti ENEL, con una potenza totale efficiente di 983 MW ed una producibilità di 4123 GWh/anno. Nella stessa area sono presenti altri 27 impianti di terzi con una potenza efficiente unitaria maggiore di 1000 kW. Nel Bacino dell'Adige esistono attualmente 31 bacini artificiali aventi capacità di invaso variabili, dai valori massimi di 183 milioni di m³ (S. Giustina) e 118 milioni di m³ (Resia), ai valori minimi 100.000 m³ (Val d'Ega) e 90.000 m³ (Sarentino) per un totale di 571 milioni di m³ (Figura n. 3 allegata al testo). Le forti pendenze e le portate sostenute dallo scioglimento delle nevi in estate rendono queste acque idonee allo sfruttamento a fini energetici. Per quel che riguarda i serbatoi, la capacità di laminare le piene è riconosciuta ai soli serbatoi di Resia e S. Giustina, a causa della loro grande estensione. Capacità molto più ridotta è attribuita a quelli di Quaira, Zoccolo, Neves, Vernago, Fortezza, Careser e Pian Palù in virtù della loro costruzione con sfioratoi a ciglio fisso. [<http://www.bacino-adige.it>]

Importante è sottolineare anche le quantità che vengono deviate dall'alveo del fiume, che determinano, in tratti anche lunghi di fiume, evidenti riduzioni dell'altezza idrometrica e della portata. Notevole è la portata del Canale Biffis, con funzione di produzione energetica, che dallo sbarramento di Mori sull'Adige preleva 135 m³/s di acqua per poi reimmetterne 116 allo sbarramento di Chievo, circa una sessantina di chilometri a valle. Dal Biffis partono due ulteriori derivazioni, l'I.R.M.A. (nome del consorzio di bonifica, gestore della presa) (1 m³/s) e l'Adige – Garda (18 m³/s), utilizzate a scopo agricolo. Dallo sbarramento di Chievo parte poi la derivazione Camuzzoni con 115 m³/s, che si unisce al sistema di canali Milani (60 m³/s) e Marazza (80 – 130 m³/s), rientrando unitamente all'altezza dello Sbarramento di Pontolcello. Da qui diparte il canale S.A.V.A. (nome del consorzio gestore della presa), che rimette i 150 – 170 m³/s

prelevati, nell'alveo dell'Adige poco prima della chiusa di bacino di Albaredo d'Adige. Per scopo agricolo, a differenza dei precedenti aventi tutti scopo energetico, è invece il canale L.E.B. (Consorzio di Bonifica di 2° grado Lessinio – Euganeo – Berico) che devia circa 30,8 m³/s nel bacino Fratta-Guà. Dopo la chiusa, le acque dell'Adige sono sfruttate principalmente a scopo agricolo o per utilizzo idropotabile, con prese che possono raggiungere picchi superiori a 200 m³/s a fini agricoli, e una media di 2 m³/s a scopi potabili (Figura n. 4 allegata al testo). [<http://www.bacino-adige.it>]

3.4. USO DEL SUOLO

L'uso del suolo deriva in larga misura dalle modifiche apportate dall'uomo all'ambiente naturale. L'Autorità di Bacino del Fiume Adige ha realizzato una carta d'uso del suolo, a partire da immagini del satellite Landsat 5 (1996) e della sonda Soyuz MK4 (1995), che non copre l'asta fluviale da Albaredo fino alla foce. Per una superficie di circa 9.000 km² su 12.000 km², (75 % del totale) il bacino presenta caratteristiche spiccatamente montane, e in questo modo le zone di fondovalle risultano essere le più antropizzate e diversificate dell'uso del suolo. L'ambiente di pianura è molto limitato per la conformazione naturale del bacino idrografico che finisce ad Albaredo, lasciando da quel punto in poi come area di displuvio dell'Adige, solamente l'asta fluviale, che è pensile. [Quaderni del Piano di Bacino, 2003]

Sono così state identificate:

- aree ad antropizzazione irreversibile in cui sono comprese quelle urbanizzate (3% della superficie totale del bacino), con occupazione territoriale prevalentemente valliva e le aree di cava che occupano lo (0.1 %);
- aree antropizzate in maniera reversibile o parzialmente reversibile sono strettamente legate all'attività agricola che per le Province autonome di Trento e Bolzano ha una spiccata specializzazione alla melicoltura (2.7%), alla viticoltura (2.8), e alle colture agricole avvicendate, prevalentemente mais o prati (2.2%). Il sottobacino Adige-Chiampo, interamente nella regione Veneto, offre un'attività agricola più diversificata: la melicoltura cede progressivamente il posto alla piscicoltura, mentre la viticoltura viene debolmente affiancata alla coltura dell'actinidia; le colture erbacee hanno una variabilità più ampia con la presenza anche della coltivazione di fragole;

- aree non antropizzate ma comunque gestite dall'uomo comprendono boschi (39.29%), pascoli (3%) ed i prati-pascoli (7%). I boschi rappresentano una realtà molto significativa nella Provincia autonoma di Trento in cui l'80% della superficie lorda boscata è destinata alla produzione e il 20% alla protezione e difesa del suolo. Nella Provincia autonoma di Bolzano, invece, il 67% della superficie forestale è di proprietà privata;
- aree non antropizzate in cui sono distinte zone a copertura nevosa perenne (5.4%), zone a vegetazione pioniera nelle fasce altimetriche più elevate (22.9%) e affioramenti rocciosi (9%).

Le ingenti quantità d'acqua prelevata per scopi irrigui nel tratto padano, non più restituita al sistema fluviale, fanno sì che il livello idrometrico del fiume si mantenga piuttosto basso ed in concomitanza con l'alta marea si inneschi, nel tratto terminale del fiume, il fenomeno della risalita del cuneo salino, uno dei maggiori pericoli di contaminazione salina delle acque prelevate per uso civile dalle centrali di potabilizzazione sull'Adige in prossimità della foce. [Quaderni del Piano di Bacino, 2003]

4. LEGISLAZIONE

4.1. LEGISLAZIONE A TUTELA DELLE ACQUE

Con l'emanazione del Decreto Legislativo 152/06 che recepisce la direttiva quadro sulle acque 2000/60/CE è stato fortemente modificato il quadro legislativo di riferimento per le politiche di tutela e di uso sostenibile delle risorse idriche.

Scopo della direttiva è istituire un quadro condiviso a livello europeo per l'attuazione di una politica sostenibile a lungo termine di uso e di protezione delle acque nell'ambito dell'intero ciclo dell'acqua a livello di bacino idrografico e di bacino di distretto, unificando con quest'ultimo termine le acque superficiali alle acque sotterranee, alle acque di transizione e a quelle marine costiere fino al limite di un miglio nautico dalla costa (1,85 Km).

A tal fine i corsi d'acqua con i loro ambiti di influenza devono essere suddivisi in Corpi idrici e per ognuno di essi deve essere definito un obiettivo finale da raggiungere nel 2015 (lo stato ecologico buono, il potenziale ecologico buono) sulla base della valutazione di tutta una serie di parametri relativi alle acque superficiali e sotterranee, al biota acquatico e alle caratteristiche idro-morfologiche e vegetazionali dell'alveo e delle aree riparie.

In questo contesto, recependo anche la Direttiva 2004/35/CEE in materia di prevenzione e riparazione del danno ambientale, è stato inserito il principio del tendenziale recupero dei costi dei servizi idrici, già introdotto in Italia con la legge 36/94, attivando l'analisi economica degli usi della risorsa idrica e riprendendo il principio "chi inquina paga".

Entro il 2010 le politiche dei prezzi dell'acqua dovranno:

- incentivare l'utente ad usare le risorse idriche, attivando misure di risparmio e di riuso e a contribuire così alla realizzazione degli obiettivi ambientali;
- adeguare il recupero dei costi dei servizi idrici a carico dei vari settori di impiego dell'acqua, suddivisi in industria, famiglie e agricoltura.

Gli stati membri sono tenuti a riferire alla comunità circa le azioni previste per il recupero dei costi ed eventualmente delle motivazioni che non lo hanno determinato.

Lo stato di qualità ambientale di ogni corpo idrico è definito sulla base di elementi che tengono conto di tutte le componenti che lo costituiscono e cioè degli ecosistemi acquatici e terrestri associati al corpo idrico, l'idromorfologia, lo stato chimico fisico e biologico dell'acqua, dei sedimenti e del biota.

Il monitoraggio dello stato ambientale dei corpi idrici è sviluppato sia come strumento per la pianificazione delle risorse sia come modo per verificare l'efficacia delle misure adottate per raggiungere i suddetti obiettivi ambientali. Il monitoraggio deve, in effetti, portare alla classificazione dei corpi idrici in base al loro stato di qualità ambientale e seguire l'evoluzione di questo stato fino al conseguimento di un livello buono di qualità.

L'impostazione dei piani di bacino e di distretto e dei programmi di misure per conseguire gli obiettivi ambientali tende ad una sempre maggiore integrazione sia a livello nazionale sia comunitario delle politiche ambientali di settore per garantire sul lungo periodo una gestione sostenibile delle risorse idriche e una tutela complessiva degli ecosistemi associati con tutte le tipologie di corpi idrici.

Entro 13 anni, saranno abrogate le direttive relative alle acque idonee alla vita dei pesci e molluschi e alla protezione dalle sostanze pericolose delle acque sotterranee.

Inoltre, è stata emanata la decisione 2455/2001/CE con la quale è stato aggiunto alla Direttiva l'allegato X che riporta l'elenco delle 33 sostanze prioritarie pericolose in materia di acque, che comprende tra le altre piombo, mercurio e benzene. [<http://www.apat.gov.it>]

Relativamente al mio studio sul Fiume Adige, nell'allegato 1 alla parte terza del D.L. 152/06 è presente una tabella che riporta parametri di base per l'analisi dei corpi idrici superficiali (Figura 4.1). I parametri illustrati riflettono le pressioni antropiche tramite la misura del carico organico, del bilancio dell'ossigeno, dell'acidità, del grado di salinità e del carico microbiologico nonché le caratteristiche idrologiche del trasporto solido. I parametri definiti macrodescrittori e indicati con (o) in figura vengono utilizzati per la classificazione dello stato ambientale del corso d'acqua; gli altri parametri servono a fornire informazioni di supporto per l'interpretazione delle caratteristiche di qualità e di vulnerabilità del sistema nonché per la valutazione dei carichi trasportati. [D.L. 152/06]

Portata (m ³ /s)	Ossigeno disciolto (mg/L) ** (o)
pH	BOD5 (O ₂ mg/L) ** (o)
Solidi sospesi (mg/L)	COD (O ₂ mg/L) ** (o)
Temperatura (°C)	Ortofosfato (P mg/L) *
Conducibilità (S/cm (20°C)) **	Fosforo Totale (P mg/L) ** (o)
Durezza (mg/L di CaCO ₃)	Cloruri (Cl ⁻ mg/L) *
Azoto totale (N mg/L) **	Solfati (SO ₄ ²⁻ mg/L) *
Azoto ammoniacale (N mg/L) *(o)	<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL) (o)
Azoto nitrico (N mg/L) *(o)	

(*) determinazione sulla fase disciolta

(**) determinazione sul campione tal quale

Figura 4.1: macrodescrittori (con (o) sono indicati i parametri macrodescrittori utilizzati per la classificazione dello stato ambientale del corso d'acqua) [Allegato 1 alla parte terza, D.L. 152/06]

ELEVATO	Non si rilevano alterazioni dei valori di qualità degli elementi chimico-fisici ed idromorfologici per quel dato tipo di corpo idrico in dipendenza degli impatti antropici, o sono minime rispetto ai valori normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni indisturbate. La qualità biologica sarà caratterizzata da una composizione e un'abbondanza di specie corrispondente totalmente o quasi alle condizioni normalmente associate allo stesso ecotipo La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è paragonabile alle concentrazioni di fondo rilevabili nei corpi idrici non influenzati da alcuna pressione antropica
BUONO	I valori degli elementi della qualità biologica per quel tipo di corpo idrico mostrano bassi livelli di alterazione derivanti dall'attività umana e si discostano solo leggermente da quelli normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni non disturbate. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da non comportare effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.
SUFFICIENTE	I valori degli elementi della qualità biologica per quel tipo di corpo idrico si discostano moderatamente da quelli di norma associati allo stesso ecotipo in condizioni non disturbate. I valori mostrano segni di alterazione derivanti dall'attività umana e sono sensibilmente più disturbati che nella condizione di "buono stato". La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da non comportare effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.
SCADENTE	Si rilevano alterazioni considerevoli dei valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale, e le comunità biologiche interessate si discostano sostanzialmente da quelle di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da comportare effetti a medio e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento
PESSIMO	I valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale presentano alterazioni gravi e mancano ampie porzioni delle comunità biologiche di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da gravi effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.

Figura 4.2 definizione dello stato ambientale per i corpi idrici superficiali [Allegato 1 alla parte terza, D.L. 152/06]

In Figura 4.2 sono riportati gli stati di qualità ambientale previsti per le acque superficiali.

Il livello di qualità relativa ai macrodescrittori viene attribuito utilizzando la tabella riportata qui sotto (Figura 4.3). Ai fini della classificazione devono essere disponibili almeno il 75% dei risultati delle misure eseguibili nel periodo considerato.

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100-OD (% sat.) (*)	≤ 10 (#)	≤ 20	≤ 30	≤ 50	> 50
BOD ₅ (O ₂ mg/L)	< 2,5	≤ 4	≤ 8	≤ 15	> 15
COD (O ₂ mg/L)	< 5	≤ 10	≤ 15	≤ 25	> 25
NH ₄ (N mg/L)	< 0,03	≤ 0,10	≤ 0,50	≤ 1,50	> 1,50
NO ₃ (N mg/L)	< 0,3	≤ 1,5	≤ 5,0	≤ 10,0	> 10,0
Fosforo totale (P mg/L)	< 0,07	≤ 0,15	≤ 0,30	≤ 0,60	> 0,60
Escherichia coli (UFC/100 mL)	< 100	≤ 1.000	≤ 5.000	≤ 20.000	> 20.000
Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75° percentile del periodo di rilevamento)	80	40	20	10	5
LIVELLO DI INQUINAMENTO DAI MACRODESCRITTORI	480 – 560	240 – 475	120 – 235	60 – 115	< 60

(*) la misura deve essere effettuata in assenza di vortici; il dato relativo al deficit o al surplus deve essere considerato in valore assoluto;
(#) in assenza di fenomeni di eutrofia;

Figura 4.3: livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori [Allegato 1 alla parte terza, D.L. 152/06]

Nello studio che ho effettuato non sono state inserite le determinazioni del BOD₅, del COD e dell'*Escherichia coli*. Per la mancanza di questi tre macrodescrittori non è stato possibile fare una classificazione dello stato ambientale del Fiume Adige, ma solo verificare come i parametri analizzati si inseriscono nella classificazione stessa.

Nell'allegato 2 alla parte terza del D.L. 152/06 sono presenti i criteri per la classificazione dei corpi idrici a destinazione funzionale. Le sezioni 1 e 3 contengono i criteri generali e le metodologie per il rilevamento delle caratteristiche qualitative e per la classificazione delle acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile (sezione 1) e per la vita acquatica dei molluschi (sezione 3). Nel mio studio è compresa la misurazione di alcuni dei parametri indicati in queste sezioni.

La sezione 2 contiene invece i criteri generali e le metodologie per il rilevamento delle caratteristiche qualitative, per la classificazione ed il calcolo della conformità delle acque dolci superficiali idonee alla vita dei pesci salmonicoli e ciprinicoli. Le acque dolci vengono suddivise in: a) acque salmonicole - le acque in cui vivono o possono vivere specie di Salmonidi come ad esempio trote e temoli; e b) acque ciprinicole - le acque in cui vivono o possono vivere Ciprinidi come ad esempio lucci, pesci persici e anguille. [D.L. 152/06]

I parametri richiesti per questa classificazione prevedono l'effettuazione di analisi non previste nella mia attività. Tuttavia, pur non potendo classificare esattamente il Fiume Adige per la vita acquatica dei salmonidi e dei ciprinidi, verrà verificato se i valori riscontrati rientrano nei limiti prescritti dal D.L. 152/06. Sono di seguito riportati i parametri previsti nel D.L. 152/06 misurati durante la realizzazione del mio studio (Figura 4.4).

N. Progressivo.	Parametro	Unità di misura	Acque per salmonidi		Acque per ciprinidi		Metodo di analisi e rilevamento	Frequenza minima di campionamento e di misura
			G	I	G	I		
2	Ossigeno	mg/L O ₂	≥9 (50%) ≥7 (100%)	≥9 (50%)	≥8 (50%) ≥5 (100%)	≥7 (50%)	- Volumetria (metodo di Winkler) - Elettrometria (elettrodi specifici)	Mensile
3	Concentrazione di ioni idrogeno	pH	6-9 (o)		6-9 (o)		- Potenzimetrica	Mensile
6	Fosforo totale	mg/L P	0,07		0,14		- Spettrofotometria di assorbimento molecolare (Metodo all'acido fosfomolibdico in presenza di acido ascorbico, previa mineralizzazione)	Mensile
7	Nitriti	mg/L NO ₂	0,01	0,88	0,03	1,77	- Spettrofotometria di assorbimento molecolare (Metodo alla N-1-naftililen-diammina e sul fanilammide)	Mensile
10	Ammoniaca non ionizzata	mg/L NH ₃	0,005	0,025	0,005	0,025	- Spettrofotometria di assorbimento molecolare (Metodo al blu di indofenolo - oppure - Metodo di Nessler)	Mensile
11	Ammoniaca totale	mg/L NH ₄	0,04	1	0,2	1	- Spettrofotometria di assorbimento molecolare (Metodo al blu di indofenolo - oppure - Metodo di Nessler)	Mensile

ABBREVIAZIONI: G = guida o indicativo; I = imperativo od obbligatorio.

Figura 4.4: qualità delle acque idonee alla vita dei pesci salmonidi e ciprinidi
[Allegato 2 alla parte terza, D.L. 152/06]

4.2. AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME ADIGE

L'Autorità di Bacino è l'ente istituito per consentire interventi di pianificazione integrata a scala di bacino idrografico.

La finalità generale dell'Autorità è la tutela ambientale dell'intero bacino idrografico, secondo i seguenti obiettivi:

- difesa idrogeologica e della rete idrografica;
- tutela della qualità dei corpi idrici;
- razionalizzazione dell'uso delle risorse idriche;
- regolamentazione dell'uso del territorio.

Il principale strumento di pianificazione e programmazione dell'Autorità è costituito dal Piano di bacino idrografico. Questo contiene le proposte di intervento immediato relative a nuove opere ed al mantenimento di quelle esistenti, nonché le norme di tutela e di salvaguardia che si ritiene di dover introdurre nei piani di competenza regionale, provinciale, comunale e le indicazioni, relative al riordino dei sistemi di monitoraggio e di presidio del territorio. Le disposizioni del Piano, una volta approvato, hanno carattere immediatamente vincolante per le amministrazioni e gli enti pubblici, nonché per i soggetti privati. [<http://www.bacino-adige.it>]

4.3. VALUTAZIONE INTEGRATA DELLE QUALITÀ DEL FIUME ADIGE IN 11 AREE CAMPIONE

Nell'ambito degli studi attuati a supporto della redazione del Piano di Bacino, tenendo presente la visione pentadimensionale innovativa che stava emergendo dal testo in discussione della Direttiva 60/2000 CEE, nel periodo 1997-2001 è stato realizzato uno studio interdisciplinare finalizzato alla valutazione integrata delle qualità del Fiume Adige e del suo corridoio fluviale con ciò intendendo la valutazione lungo 12 tratti campione ("Corpi idrici") dei comparti-componenti: acqua superficiale ed interstiziale, biota superficiale ed interstiziale a livello di struttura e di funzioni, rive e aree riparie e nell'ultimo tratto (corpo idrico) anche dei sedimenti (Braioni *et al.*, 2000; 2001; 2002; 2004, 2005, 2006). Lo studio rappresenta, un esempio concreto dell'azione di coordinamento che l'Autorità di Bacino svolge in ottemperanza alla legge 183/89 Difesa del suolo. Lo studio infatti, finanziato dall'Autorità di Bacino Nazionale del Fiume Adige con un supporto anche delle Provincie Autonome di Trento e di Bolzano e della Regione Veneto, coordinato dal Dipartimento di Biologia dell'Università di Padova è stato realizzato con la collaborazione del laboratorio biologico di Laives

della Provincia Autonoma di Bolzano, dei laboratori biologici e chimici di S. Michele all'Adige, della Provincia Autonoma di Trento, delle APPA di Trento e di Bolzano, dell'ARPAV di Verona, Padova, Rovigo e Venezia, di alcuni ricercatori del Dipartimento di Biologia dell'Università di Padova, del laboratorio LASA della Facoltà di Ingegneria di Padova, del Dipartimento di Biologia Evoluzionistica dell'Università di Bologna e del DAEST - IUAV (Braioni et al., 2001).

Relativamente ai dati acquisiti dal monitoraggio fisico chimico delle acque superficiali, che interessa il mio studio, mi è sembrato utile verificare, confrontando i dati rilevati della stazione di Boara Pisani (Carrer, 2001) se a distanza di 10 anni le condizioni erano migliorate e se erano state attuate le proposte allora formulate:

- garantire gli andamenti dei deflussi minimi vitali, lungo il corso principale e sugli affluenti, idonei a conservare o a imitare le naturali variazioni della portata e a diluire i carichi lungo il fiume;
- rispettare i limiti di legge da parte di tutte le fonti puntiformi di inquinanti e rivolgere particolare attenzione ai reflui versati nei canali di derivazione idroelettrici ed irrigui e alle acque reflue dagli impianti di depurazione; imporre il terzo stadio o il finissaggio (defosfatazione + denitrificazione) agli impianti di depurazione realizzando adeguate wetlands a valle di essi;
- ridurre i carichi diffusi mediante il ripristino di fasce di vegetazione riparia autoctona con funzione filtro-tampone, di adeguata ampiezza e predefinita manutenzione da impiantare su tutta la rete idrografica comprensiva anche di scoline e rii minori.

Per quanto riguarda le strategie di miglioramento del monitoraggio sul Fiume Adige riporto le proposte indicate dallo studio del 2001:

- intercalibrazione periodica tra i laboratori che eseguono i prelievi e le analisi e i ring test dovrebbero riguardare i metodi e l'affidabilità dei risultati;
- ripristinare tutte le stazioni di misura della portata che esistevano un tempo, per collegare il sistema di allarme delle piene con quello di controllo della qualità delle acque, dei carichi di nutrienti e degli inquinanti veicolati, al fine di tenere sotto controllo un'importante componente dello stato ecologico del fiume e per la programmazione degli opportuni interventi correttivi;

- eseguire campionamenti integrativi relativi all'inizio-picco di morbida e di piena per la valutazione del trasporto solido, dei carichi dei nutrienti, degli inquinanti che si legano alla frazione fine, alla sostanza organica e sono veicolati dalle acque di prima pioggia;
- eseguire specifiche campagne di prelievi e analisi delle acque con frequenza oraria, giornaliera e settimanale per capire l'effetto delle captazioni e dei rilasci operati dalle opere di derivazione. [Braioni, Salmoiraghi (Eds), 2001]

5. MATERIALI E METODI

5.1. PERIODO DI STUDIO E STAZIONI DI CAMPIONAMENTO

Il lavoro si basa sui dati relativi a campionamenti a frequenza quindicinale effettuati nel periodo compreso tra marzo e settembre 2008 in 5 stazioni di campionamento (Figura n. 5 allegata al testo).

Le stazioni di campionamento, scelte dal Progetto PlanAdige hanno tenuto conto di importanti requisiti. Di fondamentale importanza è che la stazione sia rappresentativa dell'alveo fluviale del tratto a monte e che su di essa o nelle vicinanze sia presente una stazione idrologica. Poi un altro aspetto importante è quello che la stazione offra la possibilità di un facile accesso sia al campionamento che alle misure in luogo, senza comportare rischi per il personale. Per questo, onde evitare l'uso di imbarcazioni, le stazioni sono state scelte in corrispondenza di attraversamenti del fiume come ponti stradali o ciclabili.

Le 5 stazioni individuate sono indicate qui di seguito:

- Stazione 1 - Bolzano: si trova a monte della confluenza dell'Isarco nell'Adige. Questa stazione rappresenta il primo tratto del Fiume Adige, che ha ancora caratteristiche torrentizie;
- Stazione 2 - Cortina all'Adige (BZ): in questa stazione, posta circa 20 km a sud di Bolzano, si può valutare l'incidenza che hanno le acque dell'Isarco, il maggiore affluente dell'Adige;
- Stazione 3 - Besenello (TN): in corrispondenza di questo punto nel fiume sono entrate anche le acque di due importanti affluenti come il Noce e l'Avisio;
- Stazione 4 - Pescantina (VR): situata a nord di Verona, allo sbocco dell'Adige in pianura, a valle della derivazione del canale Biffis;
- Stazione 5 - Boara Pisani (PD) è la stazione più vicina alla foce, dove il fiume ha caratteristiche tipiche di un corso di pianura e su cui nel 1997-98 erano stati effettuati i rilevamenti chimico-fisici e microbiologici delle acque e l'analisi del fitopotamoplancton e dello zooplancton.

I campioni sono prelevati a cadenza quindicinale in modo da garantire una buona attendibilità dei dati in quanto questi possono essere caratterizzati da ampia variabilità legata alle modificazioni del regime idrologico del fiume.

Il mio studio prende in esame le analisi di queste date di campionamento:

19 marzo	4 giugno	25 agosto
7 aprile	18 giugno	8 settembre
23 aprile	7 luglio	22 settembre
5 maggio	21 luglio	
19 maggio	6 agosto	

La raccolta dei campioni e le misure sul campo sono state affidate ai seguenti enti:

Stazione 1: APPA di Bolzano;

Stazione 2-3-4: Istituto Agrario di San Michele all'Adige;

Stazione 5: ARPAV di Rovigo.

5.2. METODI DI CAMPIONAMENTO

Prelievo del campione

Prelievi di acqua sono stati effettuati da ponti sopra il Fiume Adige, mediante un secchio graduato in PET da 5 litri, calato con una corda sintetica, nella parte centrale della sezione fluviale. In ogni stazione l'acqua raccolta è stata omogeneizzata in un contenitore in PET della capacità di 50 litri da dove sono stati poi prelevati i rispettivi sub-campioni. Per la conservazione del campione destinato alle analisi chimiche vengono usate bottiglie bianche in PET da 1 litro. Per le analisi sull'ossigeno disciolto viene usata una bottiglia di vetro da 0,25 litri con tappo a smeriglio. L'analisi dei solidi sedimentabili richiede invece un litro di campione, e per questo viene usato una bottiglia in PET scura da 2 litri. I campioni poi vengono posti in un frigo da campo per la conservazione e il trasporto in laboratorio.

Analisi eseguite sul campo

Direttamente sul posto di campionamento sono state effettuate le seguenti analisi, con strumentazione da campo:

- Temperatura (°C) (termometro TESTO 926);
- pH (WTW 340i);
- Conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C) (strumento multiparametrico WTW 340i);
- Torbidità (NTU) (Delta OHM HD 25.2);

- Ossigeno disciolto (mg/L e % di saturazione) (strumento multiparametrico WTW 340i).

5.3. METODI DI LABORATORIO

I campioni sono stati conservati in frigo a 4°C, mentre tutte le analisi sono state effettuate a 20°C. Per ottenere tale temperatura i campioni sono stati messi in bagno termostatico.

Le analisi chimiche sono state eseguite presso il laboratorio di chimica del Dipartimento Valorizzazione Risorse Naturali dell'Istituto Agrario di San Michele all'Adige (Fondazione Edmund Mach).

5.3.1. Parametri chimico-fisici

Alcalinità (Conduttimetro Crison micro CM 2002)

L'alcalinità totale di un'acqua rappresenta la sua capacità di neutralizzare gli acidi ed è la somma di tutte le basi titolabili da un acido. Gli acidi contribuiscono alla corrosività di un'acqua ed influenzano la velocità delle reazioni chimiche, la speciazione e i processi biologici. L'alcalinità di un'acqua naturale avente un pH inferiore a 8,3 circa dipende essenzialmente dal contenuto di bicarbonato, mentre a pH superiori oltre al bicarbonato diventa importante anche il carbonato; anche altre basi, come borato, fosfato, silicato, ammoniaca, contribuiscono, se presenti, alla misura dell'alcalinità. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

Conducibilità (Conduttimetro Crison micro CM 2002)

Si definisce conducibilità elettrica (o conduttanza) di un mezzo omogeneo il reciproco della sua resistenza (espressa in ohm). Per conducibilità elettrica specifica (o conduttività) si intende la conducibilità elettrica di un centimetro cubo di soluzione misurata, ad una determinata temperatura, fra due elettrodi a facce piane parallele aventi la superficie di 1 cm². La determinazione della conducibilità elettrica specifica viene effettuata misurando la resistenza elettrica specifica di un campione acquoso mediante un ponte di Kohlrausch. Le misure si dovrebbero eseguire a 25°C per evitare di adoperare correzioni per differenze di temperatura ed eliminare una delle maggiori fonti di errore. Si tenga presente che la conducibilità varia di circa il 2% per grado centigrado. La temperatura a cui si esegue la misura della conducibilità deve essere quindi specificata. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

Durezza

Il termine durezza fu originariamente coniato per definire la capacità di un'acqua di determinare la precipitazione di saponi. Questo fenomeno è dovuto principalmente agli ioni calcio e magnesio presenti in un'acqua. Anche altri ioni multivalenti possono dar luogo allo stesso fenomeno, ma spesso si trovano sotto forma di complessi e il loro contributo alla durezza si può considerare trascurabile. La durezza totale è definita quindi come la somma delle concentrazioni di ioni calcio e magnesio ed è espressa come mg/L di CaCO₃. Sono in progressivo disuso i risultati espressi in gradi francesi (1 grado francese = 0,100 mmol/L = 10 mg/L CaCO₃) o in gradi tedeschi (1 grado tedesco = 0,179 mmol/L = 10 mg/L CaO).

La durezza totale viene calcolata convertendo la somma delle concentrazioni molari di Ca e Mg per il peso molecolare del CaCO₃:

$$\text{durezza (mg CaCO}_3\text{/L)} = \text{mmoli/L(Ca+Mg)} \times \text{P.M. CaCO}_3$$

[APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

pH (Conduttimetro Crison micro CM 2002)

Il pH di una soluzione viene determinato per via potenziometrica utilizzando, come sensore, un elettrodo a vetro combinato con opportuno elettrodo di riferimento. Il valore da determinare viene ottenuto dopo aver effettuato una operazione di taratura con due soluzioni tampone a pH noto portate alla stessa temperatura del campione. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

Solidi sedimentabili (Cono di Imhoff)

L'analisi viene eseguita dal laboratorio di biologia del Dipartimento Valorizzazione Risorse Naturali dell'Istituto Agrario di San Michele all'Adige (Fondazione Edmund Mach).

Con la definizione di solidi sedimentabili si intendono quei solidi che sedimentano quando il campione di acqua in esame viene lasciato in condizioni di quiete per un periodo di tempo determinato.

La misura può essere effettuata per via volumetrica: i solidi sedimentabili vengono determinati mediante immissione in un cono di Imhoff di 1000 mL di acqua in esame e successiva misura del volume occupato sul fondo del cono dai solidi sedimentati in un periodo di tempo di 30 minuti. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

Torbidità (Torbidimetro HACH 2100N)

Si definisce col termine di torbidità la riduzione della trasparenza di un campione, dovuta alla presenza di sostanze in sospensione. La torbidità si esprime in unità di formazina (NTU=FTU~JTU=JCU) oppure in unità di silice (mg/L di SiO₂). Il fattore di conversione tra l'unità di silice (mg/L SiO₂) e l'unità di formazina (NTU, FTU, JTU, JCU) fissato nel D.P.R. 236/88, concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano, è pari a 0,4 (1 unità di silice = 0,4 unità di formazina).

La misura viene effettuata ponendo una aliquota del campione (50 mL circa) portato a 20 °C in apposite cuvette di vetro e misurando immediatamente il valore di torbidità. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

5.3.2. Specie metalliche e non metalliche

Determinazione di cationi (sodio, potassio, magnesio, calcio) mediante cromatografia ionica (Cromatografo ionico DIONEX IC25 con auto campionatore)

Il metodo è basato sulla determinazione simultanea di specie cationiche mediante cromatografia ionica. Questa tecnica si basa sulla separazione degli analiti mediante colonna di scambio cationico in base alla loro affinità per la fase stazionaria. Il riconoscimento degli analiti, rivelati mediante conduttimetro in linea, viene effettuato confrontando il tempo di ritenzione dei picchi del campione con il tempo di ritenzione di soluzioni di riferimento. La concentrazione viene determinata confrontando l'area del picco con la curva di taratura dell'analita costruita mediante una serie di soluzioni di riferimento a diverse concentrazioni. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

Determinazione di anioni (cloruro, nitrato, solfato) mediante cromatografia ionica (Cromatografo ionico DIONEX IC25 con auto campionatore)

Il metodo è basato sulla determinazione simultanea di specie anioniche mediante cromatografia ionica. Questa tecnica si basa sulla separazione degli analiti mediante colonne di scambio anionico in base alla loro affinità per la fase stazionaria. L'eluente, contenente gli analiti separati, passa poi attraverso un soppressore che, scambiando protoni con la fase mobile, ha lo scopo di abbassare la conducibilità di fondo dell'eluente, per formazione dell'acido debole coniugato, e di esaltare il segnale dell'analita, che viene rivelato mediante un conduttimetro in linea. Il riconoscimento degli analiti viene effettuato confrontando il tempo di ritenzione dei picchi del campione con il tempo di

ritenzione di soluzioni di riferimento. La concentrazione viene determinata confrontando l'area del picco con la curva di taratura dell'analita costruita mediante una serie di soluzioni di riferimento a diverse concentrazioni. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

Azoto ammoniacale (Spettrofotometro UV-VIS Varian Cary50bio)

Il metodo usato è la determinazione spettrofotometrica all'indofenolo. L'ammoniacca per reazione con salicilato sodico e cloro forma un derivato dell'indofenolo, il quale, in ambiente nettamente alcalino ed in presenza di nitroprussiato sodico che agisce da catalizzatore, assume una colorazione verde-blu, misurabile spettrofotometricamente alla lunghezza d'onda di 690 nm. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

Attraverso calcoli stechiometrici si è calcolata la concentrazione di ammoniacca non ionizzata (Figura 6.24), sostanza tossica per le specie ittiche, la cui concentrazione è importante per definire se persistono le condizioni di vita acquatica di specie salmonicole e ciprinicole, tramite i limiti contenuti nell'allegato 2 del D.L. 152/06.

Fosforo reattivo – Ione Ortofosfato (Spettrofotometro UV-VIS Varian Cary50bio)

Gli ioni ortofosfato reagiscono con il molibdato di ammonio ed il potassio antimonil-tartrato, in ambiente acido, formando un eteropoliacido che viene ridotto con acido ascorbico a blu di molibdeno, intensamente colorato, la cui assorbanza viene misurata alla lunghezza d'onda di 882 nm. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

Fosforo totale (Spettrofotometro UV-VIS Varian Cary50bio)

Il metodo si basa su una preliminare trasformazione di tutti i composti del fosforo, organici ed inorganici, a ortofosfati mediante mineralizzazione acida con persolfato di potassio. Eventuali fosfati di metalli pesanti presenti in composti particolarmente resistenti all'attacco dei reagenti potrebbero non essere solubilizzati. Gli ioni ortofosfato vengono quindi fatti reagire con il molibdato d'ammonio ed il potassio antimonil-tartrato, in ambiente acido, in modo da formare un eteropoliacido che viene ridotto con acido ascorbico a blu di molibdeno, la cui assorbanza viene misurata alla lunghezza d'onda di 882 nm. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

Ossigeno disciolto – Metodo di Winkler

Anche questo metodo viene eseguito dal laboratorio biologico dell'unità operativa. Si basa sull'ossidazione dell'idrossido di manganese(II) a stati di valenza superiore in soluzione alcalina da parte dell'ossigeno disciolto; per successiva acidificazione in presenza di ioduro, il manganese si riduce a Mn (II), liberando iodio in quantità equivalente all'ossigeno inizialmente presente nel campione. Lo iodio messo in libertà viene titolato con una soluzione a concentrazione nota di tiosolfato sodico, in presenza di salda d'amido. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

Silice (Spettrofotometro UV-VIS Varian Cary50bio)

La silice presente nelle acque è determinata per via spettrofotometrica, ed espressa come SiO₂. Il metodo si basa sulla reazione dello ione silicico con molibdato di ammonio, con formazione di un complesso giallo, successivamente ridotto a blu di molibdeno, la cui assorbanza viene misurata alla lunghezza d'onda di 650 nm. [APAT – Metodi analitici per le acque 2004; 29/2003]

5.4. CALCOLO DEI CARICHI DEI NUTRIENTI E RAPPORTO AZOTO/FOSFORO

Il carico giornaliero dei nutrienti, espresso in t/gg, è stato calcolato per i giorni di campionamento nella stazione di campionamento di Boara Pisani. Il calcolo è stato effettuato moltiplicando il valore della concentrazione dell'analita considerato per la portata media giornaliera (pari alla media aritmetica dei valori di portata registrati nell'intera giornata).

I valori ottenuti sono ovviamente indicativi, in quanto non tengono conto delle fluttuazioni di concentrazione durante l'intera giornata, soprattutto nei momenti di massima piena del fiume. La stima dei carichi che arrivano al mare Adriatico è quindi un valore più basso di quello reale.

Lo studio del rapporto N:P considera le concentrazioni di azoto inorganico e fosforo reattivo e la loro interrelazione in termini quantitativi, allo scopo di svelare l'effetto limitante che ciascuna delle due sostanze può esercitare sulla crescita algale [Nöges *et al.*, 2007]

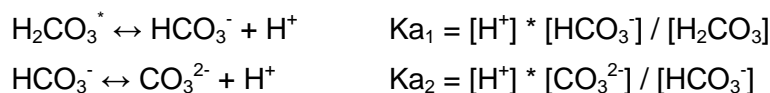
Esso viene inteso come: DIN/SRP. Il DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen) è formato da azoto nitroso (N-NO₂), azoto nitrico (N-NO₃) e dall'azoto ammoniacale (N-NH₄⁺). L'SRP (Soluble reactive phosphorus) è rappresentato dallo ione ortofosfato (PO₄³⁻).

In termini di massa il rapporto critico N:P è di 7:1. A valori più bassi di questo rapporto è favorito lo sviluppo dei cianobatteri, dato che essi sono facilitati a fissare l'azoto atmosferico rispetto ad altre specie del fitoplancton che sono invece più sensibili all'azoto disciolto. [Huisman & Hulot, 2005]

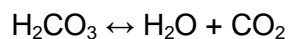
5.5. CALCOLO DELLA SPECIAZIONE DEL CARBONIO INORGANICO DISCIOLTO

Questo calcolo è stato eseguito tramite un foglio di calcolo che riassume il procedimento descritto dall'articolo di Salmaso & Decet (1998). Il calcolo delle concentrazioni di equilibrio delle componenti di carbonio inorganico disciolto ($C_T = H_2CO_3^* + HCO_3^- + CO_3^{2-}$) è effettuato a partire da pH, alcalinità totale, temperatura e le costanti di ionizzazione (prima e seconda) dell'acido carbonico.

Il carbonio inorganico si trova sottoforma di tre specie legate dai due equilibri chimici qui sotto descritti:



$H_2CO_3^*$ corrisponde alla somma di H_2CO_3 tal quale e di CO_2 disciolta, in quanto esiste il seguente equilibrio:



5.6. CORRELAZIONE DI PEARSON

Il coefficiente di correlazione (lineare) di Pearson tra due variabili statistiche X e Y è definito come la loro covarianza divisa per il prodotto delle deviazioni standard delle due variabili:

$$\rho_{xy} = \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \sigma_y}$$

Il coefficiente assume valori compresi tra -1 e +1:

- > 0 → le variabili x e y si dicono direttamente correlate;
- = 0 → le variabili x e y si dicono indipendenti;
- < 0 → le variabili x e y si dicono inversamente correlate. (Frosini, 1988)

6. RISULTATI E DISCUSSIONE

6.1. PORTATA DELL'ADIGE, SOLIDI SEDIMENTABILI E TORBIDITÀ

I dati di portata sono stati forniti dall'Autorità di Bacino dell'Adige. A causa di problemi con la strumentazione alcuni periodi non sono coperti da dati di portata, e a causa di ciò talvolta nei grafici dei carichi mancano alcuni valori. Non sono presenti i dati per la stazione di Pescantina in quanto durante il periodo del mio studio non sono stati registrati i valori di portata.

La portata del fiume aumenta durante la stagione primaverile (Figure 6.1, 6.2, 6.3, 6.4). Ciò è dovuto in parte allo scioglimento delle nevi nelle zone montane del bacino, e in parte alle abbondanti precipitazioni meteoriche registrate. A sud di Bolzano l'immissione di grandi quantità d'acqua da parte dei principali affluenti del Fiume Adige (Isarco, Avisio, Noce), causa un notevole aumento di portata che passa da un valore medio di $80 \text{ m}^3/\text{s}$ a valori massimi di portata che possono superare anche i $200 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figura 6.5). Della stazione di Pescantina il valore di portata non si conosce, perché non sono disponibili dati per il periodo di studio considerato. A Boara Pisani si osserva una diminuzione del valore medio di portata (Figura 6.5) rispetto alla stazione di Besenello. Ciò è causato dalle derivazioni idroelettriche ed irrigue ed in particolare del L.E.B. le cui acque derivate vengono convogliate nel bacino del Fratta - Guà.

La portata del fiume mostra anche delle oscillazioni a bassa scala temporale, che si possono riassumere nel fenomeno dell'hydropeaking, ossia variazioni di portata giornaliere determinate dalle immissioni intermittenti delle acque turbinate a valle delle centrali. Queste possono essere di 7-8 volte maggiori del flusso minimo e hanno massimi diurni e minimi notturni, a causa della maggiore richiesta di elettricità durante il giorno. [Bunn & Arthington, 2002]

La torbidità presenta i suoi massimi valori nella data di campionamento del 7 luglio: sono stati registrati altissimi valori nelle tre stazioni più a monte, con punte superiori a 800 NTU a Bolzano e Besenello, e valori superiori a 400 NTU a Cortina (Figura 6.6). Questi alti valori di torbidità sono stati causati dalle frequenti piogge registrate durante il mese di luglio, che hanno causato grandi dilavamenti nei terreni causando un aumento del particolato inorganico in sospensione trasportato dal Fiume Adige. Il coefficiente di correlazione di Pearson conferma il fatto che portata e torbidità siano positivamente correlate (Bolzano = 0,67; Cortina = 0,63; Besenello = 0,61; Boara = 0,70; $p < 0.005$). I valori medi di torbidità sono divisibili in due gruppi: Bolzano, Cortina e Besenello hanno valori compresi

tra 110 e 130 NTU, mentre nelle stazioni di Pescantina e Boara ci sono valori compresi tra 40 e 50 NTU (Figura 6.7). Questo dato dà un'idea della differenza di regime del fiume: le prime tre stazioni sono situate in ambiente montano, dove il fiume ha ancora una certa pendenza, una minor ampiezza dell'alveo e riceve acqua da importanti affluenti; a Pescantina scorre su un ampio alveo solo la portata non derivata dal C. Biffis; la stazione di Boara Pisani – Badia Polesine è localizzata molto più a valle dell'ultimo affluente.

La concentrazione di solidi sedimentabili presenta il suo picco nella stazione di Besenello, con 1,1 ml/l al 7 luglio (Figura 6.8). Gli andamenti medi della concentrazione di solidi sedimentabili, non hanno un trend preciso e oscillano tra 0,2 e 0,4 ml/l (Figura 6.9). Come si nota dal coefficiente di correlazione di Pearson, le concentrazioni di solidi sedimentabili sono direttamente collegate alla portata (Bolzano = 0,54; Cortina = 0,72; Besenello = 0,61; Boara = 0,34; $p < 0.005$) e alla torbidità (Bolzano = 0,71; Cortina = 0,78; Besenello = 0,92; Pescantina = 0,83; Boara = 0,23; $p < 0.005$).

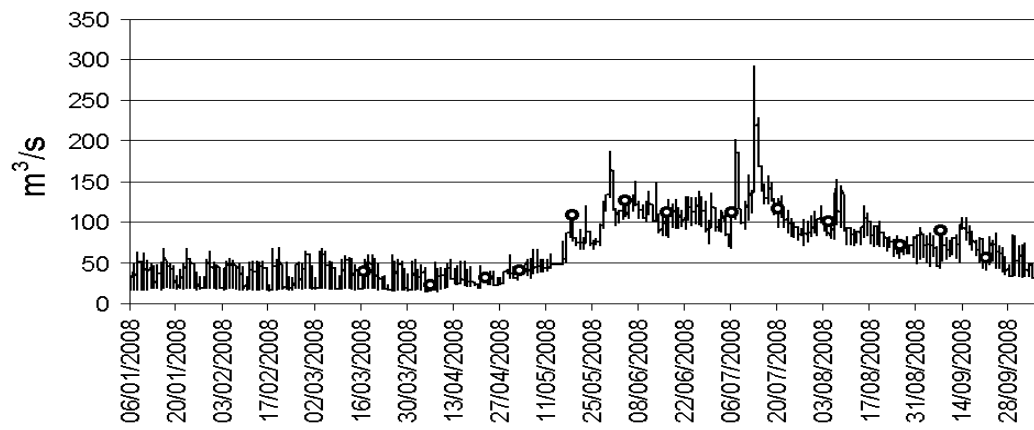


Figura 6.1: portate registrate nella stazione di Bolzano tra il 6 gennaio 2008 e il 6 ottobre 2008.
I cerchi indicano le date di campionamento.

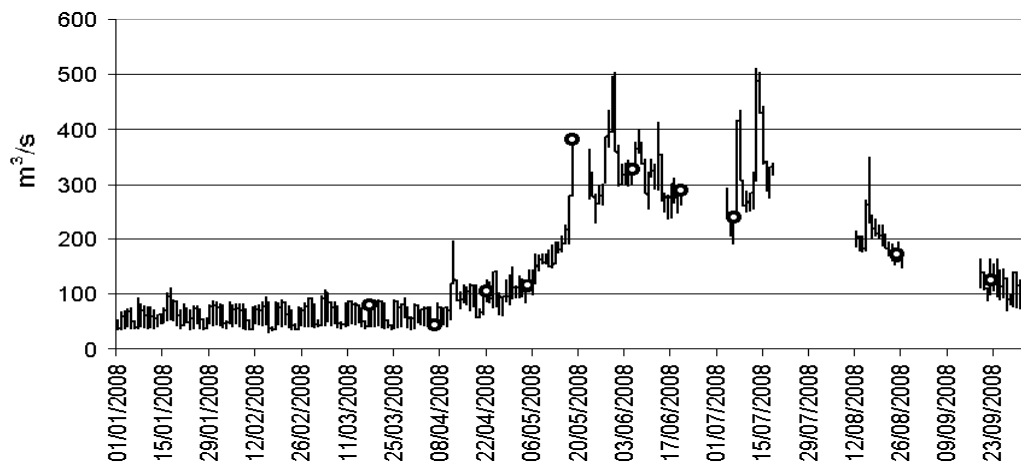


Figura 6.2: portate registrate nella stazione di Cortina a/Adige tra il 1 gennaio 2008 e il 2 ottobre 2008.
I cerchi indicano le date di campionamento.

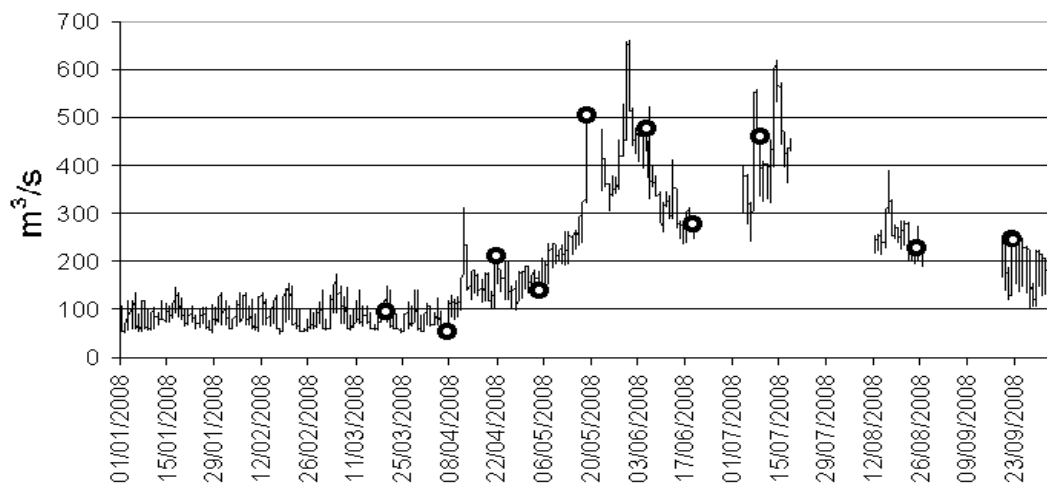


Figura 6.3: portate registrate nella stazione di Besenello tra il 1 gennaio 2008 e il 3 ottobre 2008.
I cerchi indicano le date di campionamento.

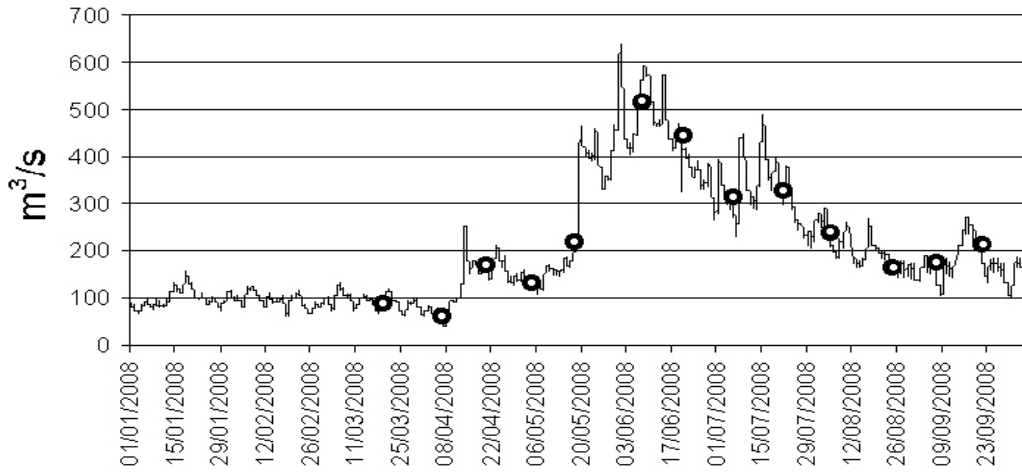


Figura 6.4: portate registrate nella stazione di Boara Pisani tra il 1 gennaio 2008 e il 6 ottobre 2008. I cerchi indicano le date di campionamento.

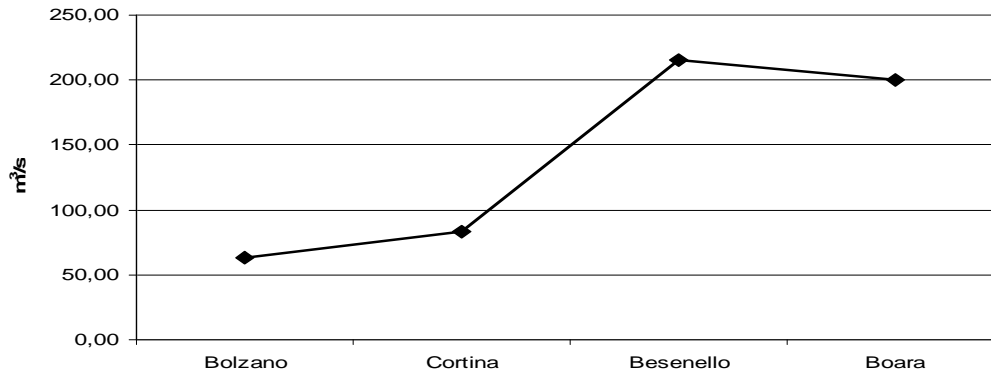


Figura 6.5: valori medi di portata nelle stazioni campionate

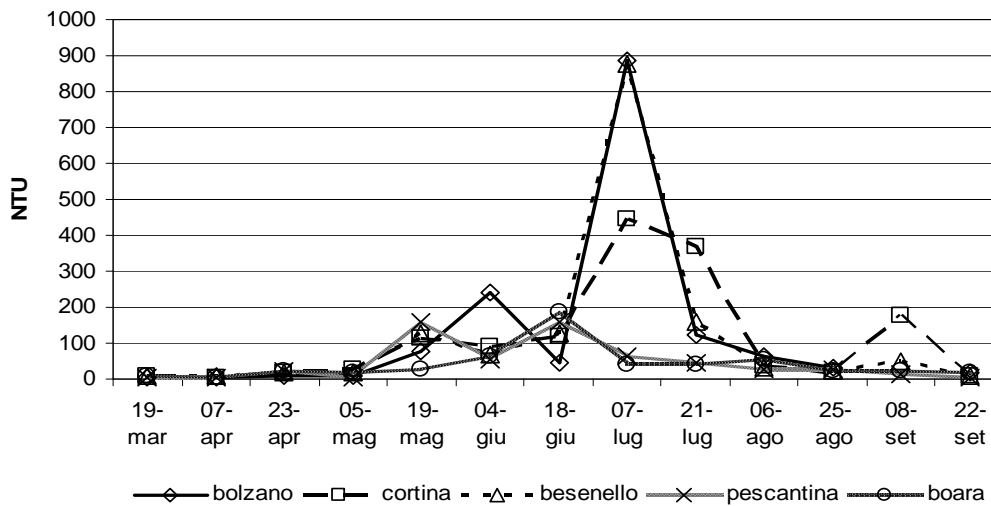


Figura 6.6: andamento temporale della torbidità nelle 5 stazioni

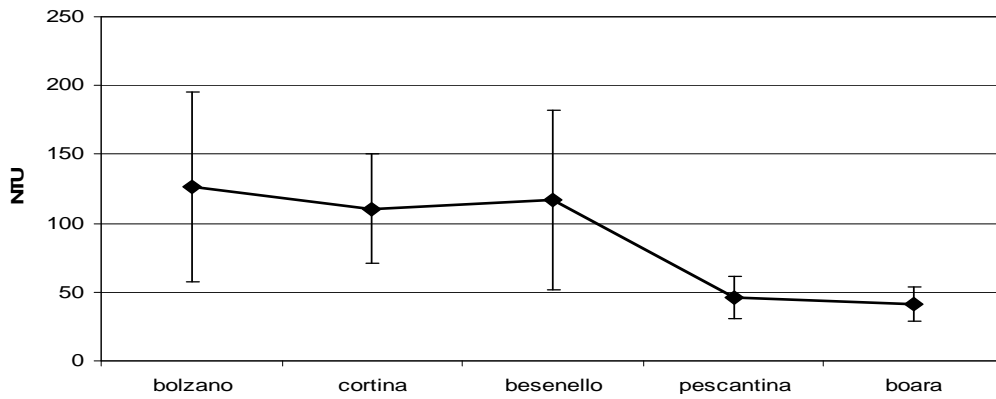


Figura 6.7: media \pm ES della torbidità nelle 5 stazioni (ES = errore standard)

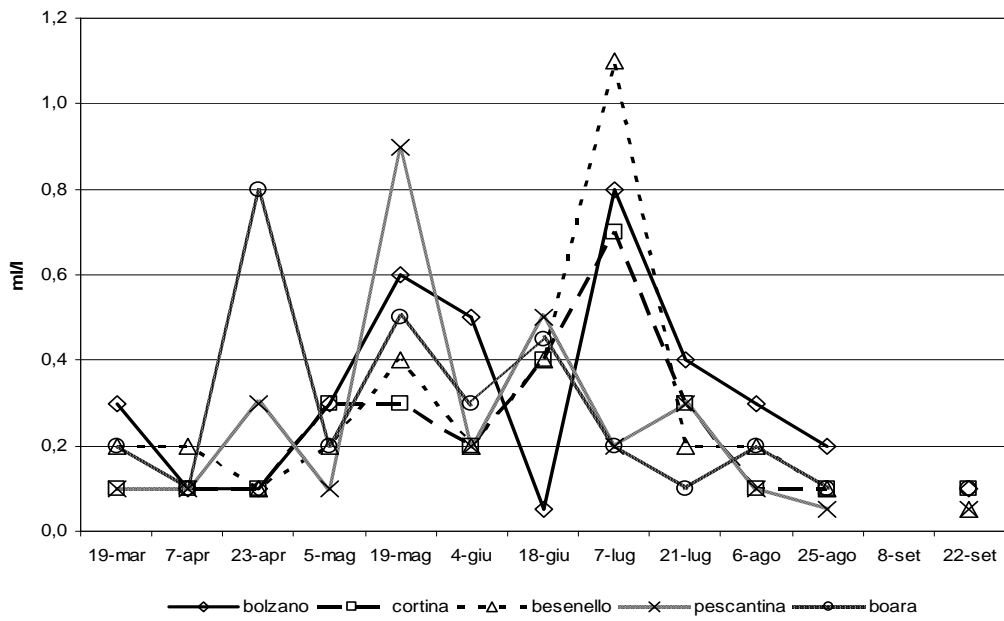


Figura 6.8: andamento temporale del contenuto di solidi sedimentabili nelle 5 stazioni

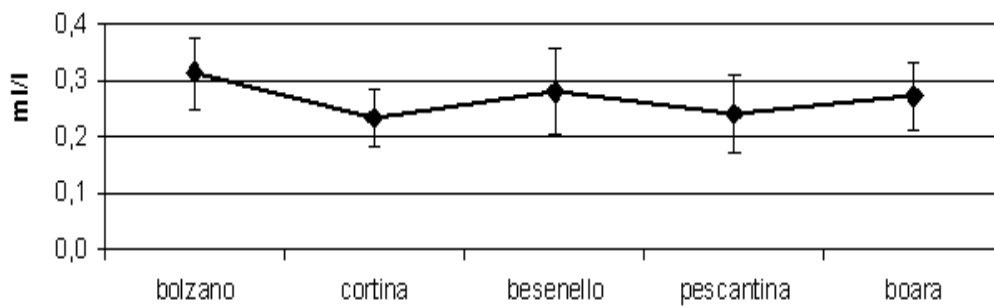


Figura 6.9: media \pm ES del contenuto di solidi sedimentabili nelle 5 stazioni (ES = errore standard)

6.2. TEMPERATURA, pH, CONDUCIBILITÀ, ALCALINITÀ E OSSIGENO DISCIOLTO

Per ogni data di campionamento la temperatura dell'acqua (Figura 6.10) aumenta passando dalle stazioni settentrionali alle stazioni meridionali. Tale gradiente di temperatura Nord-Sud è compreso tra 3 e 7 gradi, ed è maggiore nei mesi di marzo e aprile rispetto ai mesi estivi. Il valore di temperatura più basso del periodo di campionamento è stato riscontrato a Cortina il 19 marzo (5 °C), il più alto a Boara il 6 agosto (21 °C). In estate si riscontra un aumento generalizzato delle temperature in tutte le stazioni. Dall'analisi delle medie del periodo studiato per ogni stazione (Figura 6.11) si evince che la temperatura media dell'acqua scende di quasi un grado passando da Bolzano a Cortina, e che c'è poi un graduale aumento fino a Boara, che presenta una temperatura media di circa 4 gradi superiore a Cortina. La temperatura media per la stazione di Boara (14,8 °C) si discosta di poco da quella riscontrata nella stessa stazione nella serie di dati del 1997-1998 (Carrer, 2001), in cui il valore medio era di 15,5 °C.

Le variazioni di temperatura influiscono sulla concentrazione di ossigeno disciolto (Figura 6.12). Si osserva infatti una diminuzione di questa variabile nei mesi estivi. La correlazione tra queste due variabili è dimostrata dall'indice di correlazione di Pearson (Bolzano = -0,49; Cortina = -0,81; Besenello = -0,76; Pescantina = -0,46; Boara = -0,40; $p < 0.005$), che mostra come temperatura e concentrazione di ossigeno disciolto siano inversamente correlati. Per quanto riguarda i valori medi (Figura 6.13), si osserva una diminuzione lungo l'asta fluviale, con massimo a Bolzano (10,7 mg/l) e minimo a Boara (9,8 mg/l), pur riscontrando una notevole deviazione dall'andamento generale a Pescantina, dove il valore medio è addirittura superiore a Bolzano (10,9 mg/l). Questa anomalia potrebbe trovare spiegazione nella minore altezza della lamina d'acqua che caratterizza questa stazione (mai superiore ad 1 metro di profondità) che permette quindi alla luce di penetrare fino al fondo nella maggior parte dell'anno, causando un preponderante sviluppo di alghe bentoniche che, attraverso i processi fotosintetici, aumentano le concentrazioni di O₂ ed i valori di pH.

Per quanto riguarda la percentuale di saturazione dell'O₂ (Figura 6.14) si può notare come Pescantina abbia quasi sempre valori più alti rispetto alle altre stazioni. Il valore massimo registrato è stato del 123% nella stazione di Pescantina il 7 aprile, il valore minimo invece è stato 86%, registrato a Boara il 23 aprile. Osservando l'andamento delle medie di ciascuna stazione (Figura

6.15) si ottiene un andamento quasi sovrapponibile a quello dell'ossigeno disciolto: si osserva una riduzione moderata dei valori passando da Bolzano (96%) a Besenello (94%) poi una risalita brusca a Pescantina (104%), e infine una ridiscesa a Boara (97%), dove comunque i valori medi rimangono superiori rispetto a quelli delle tre stazioni montane.

Per quanto riguarda il pH (Figura 6.16), i valori più alti si registrano nella stazione di Pescantina, con un picco di oltre 8.6 il 7 aprile. Considerando i valori medi (Figura 6.17), il pH è pressoché costante da Bolzano fino a Besenello (valori compresi tra 7,90 e 7,95), presentando un picco massimo (8,1) a Pescantina, e diminuendo di nuovo a Boara (8,02). Gli elevati valori medi di pH a Pescantina possono essere ancora messi in relazione con un maggior sviluppo di fitobentos che, oltre a favorire un maggior rilascio di ossigeno, determina anche un maggior consumo di CO₂ a causa di un aumento del contributo dei processi fotosintetici. I dati del 1997-1998 (Carrer, 2001) mostrano che il valore medio di pH, riscontrato per la stazione di Boara nei mesi comuni di campionamento era di 7.9, inferiore a quello da me trovato nella stessa stazione.

Per quanto riguarda la conducibilità (Figura 6.18), nei mesi di marzo e aprile si riscontrano i valori più alti del periodo studiato (valore massimo 350 µS/cm a Boara il 19 marzo); a inizio maggio comincia un evidente calo dei valori di conducibilità in tutte le stazioni (valore minimo 140 µS/cm a Bolzano e Cortina il 19 maggio) che dura fino a inizio giugno. Ciò è spiegato dal fatto che dagli affluenti settentrionali dell'Adige arrivano grosse quantità di acqua poco mineralizzata, che deriva dalle precipitazioni meteoriche e dallo scioglimento dei nevai. Dopo metà giugno i valori riprendono invece a salire. Osservando l'andamento delle medie per ciascuna stazione (Figura 6.19) si nota che la conducibilità aumenta regolarmente lungo l'asta fluviale passando dal valore medio di 205 µS/cm di Bolzano a 249 µS/cm di Boara. Questo andamento è il risultato dei processi di mineralizzazione che avvengono lungo il corso dell'Adige. La conducibilità è correlata con la portata: il coefficiente di Pearson evidenzia una correlazione negativa tra queste due variabili (Bolzano = -0,42; Cortina = -0,92; Besenello = -0,84; Boara Pisani = -0,67; $p < 0.005$).

L'alcalinità (Figura 6.20) presenta un andamento sovrapponibile a quello della conducibilità. Si riscontrano valori più alti in primavera, poi si ha una diminuzione nei mesi di maggio e giugno, e un graduale aumento a partire da luglio. I valori medi mostrano un chiaro andamento crescente andando dalle stazioni settentrionali verso la foce (Figura 6.21), passando da 70 mg/l di Bolzano a 118

di Boara, con un aumento del 64% circa. Ancora una volta l'indice di Pearson mostra che tra alcalinità e portata loro esiste una correlazione negativa in tutte le stazioni, tranne in quella di Bolzano (Bolzano = 0,29; Cortina = -0,81; Besenello = -0,77; Boara = -0,65; $p < 0.005$).

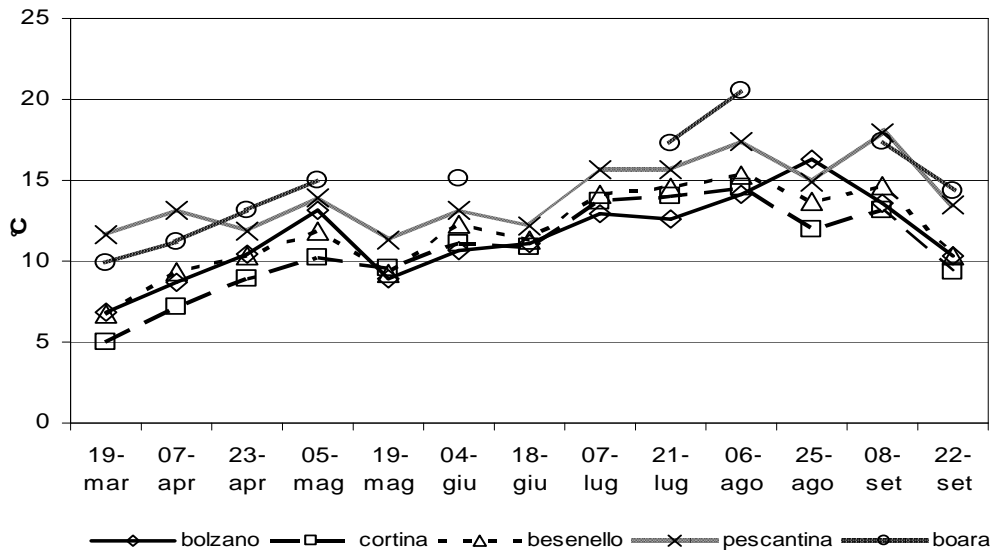


Figura 6.10: andamento temporale delle temperature dell'acqua nelle 5 stazioni

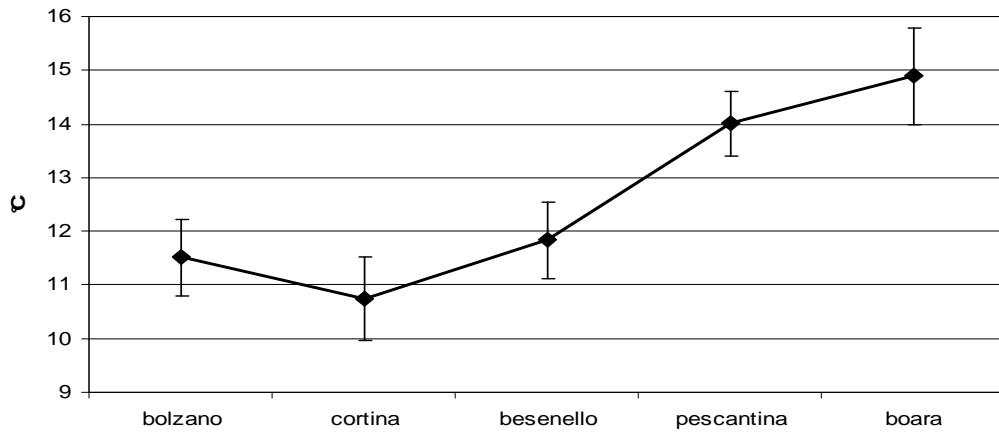


Figura 6.11: media \pm ES delle temperature nelle 5 stazioni (ES = errore standard)

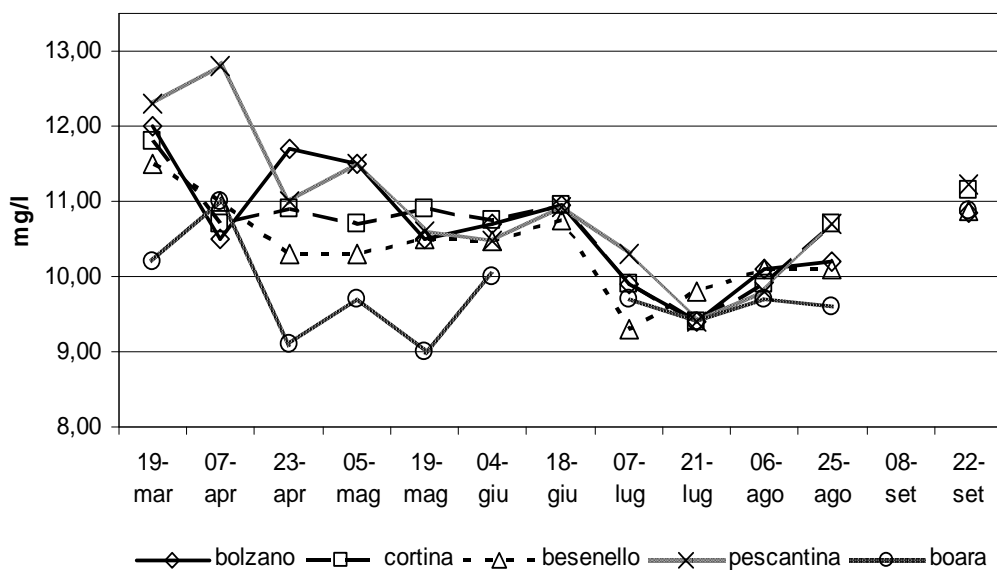


Figura 6.12: andamento temporale della concentrazione di ossigeno disciolto nelle 5 stazioni

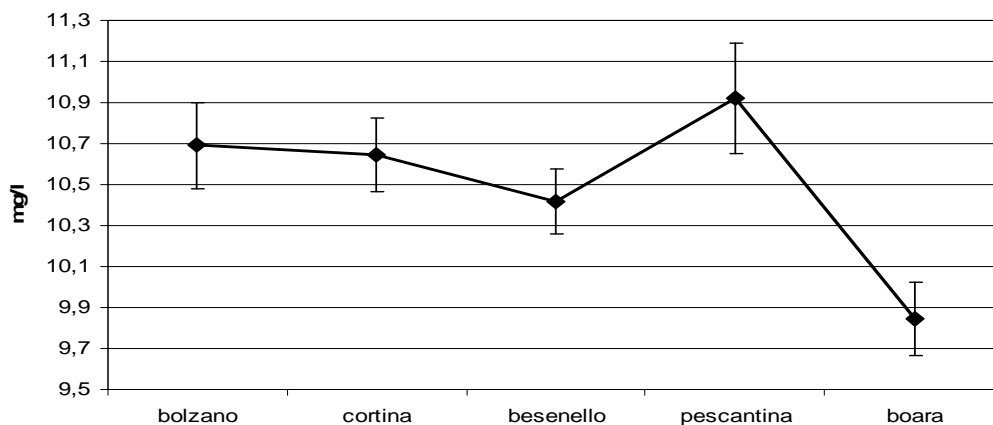


Figura 6.13: media \pm ES della concentrazione di ossigeno disciolto nelle 5 stazioni (ES = errore standard)

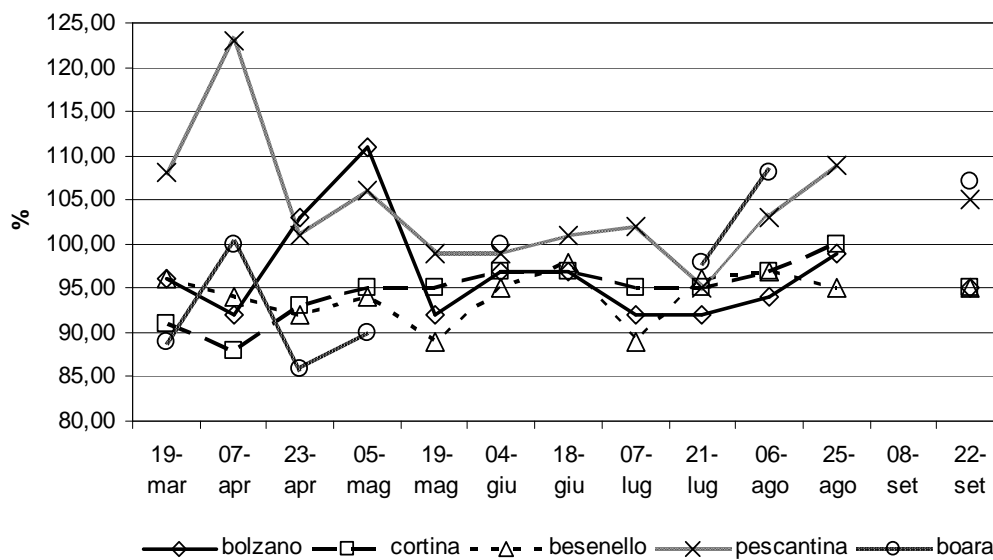


Figura 6.14: andamento temporale della percentuale di saturazione di ossigeno disciolto nelle 5 stazioni

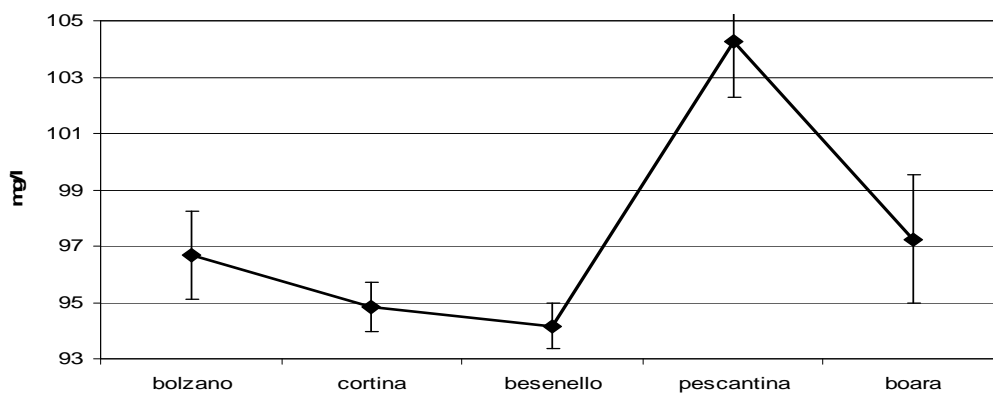


Figura 6.15: media \pm ES della concentrazione di ossigeno disciolto nelle 5 stazioni (ES = errore standard)

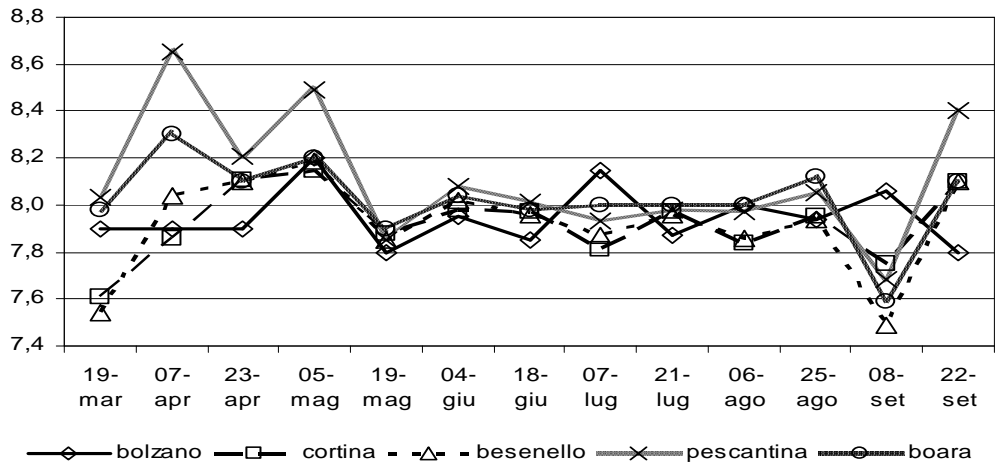


Figura 6.16: andamento temporale del pH nelle 5 stazioni

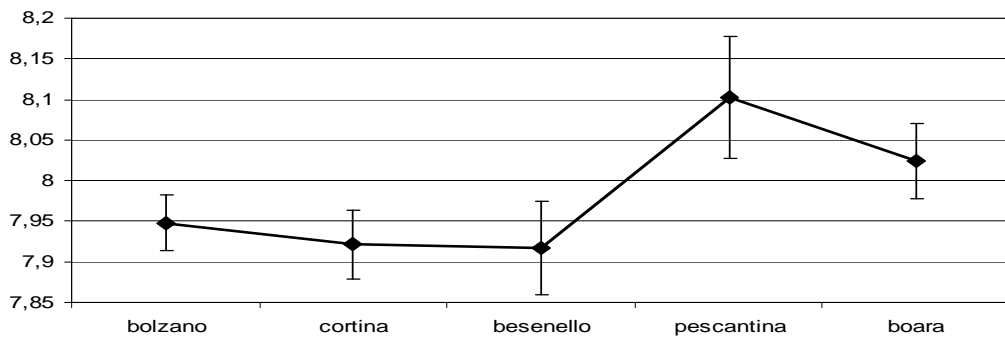


Figura 6.17: media ± ES del pH nelle 5 stazioni (ES = errore standard)

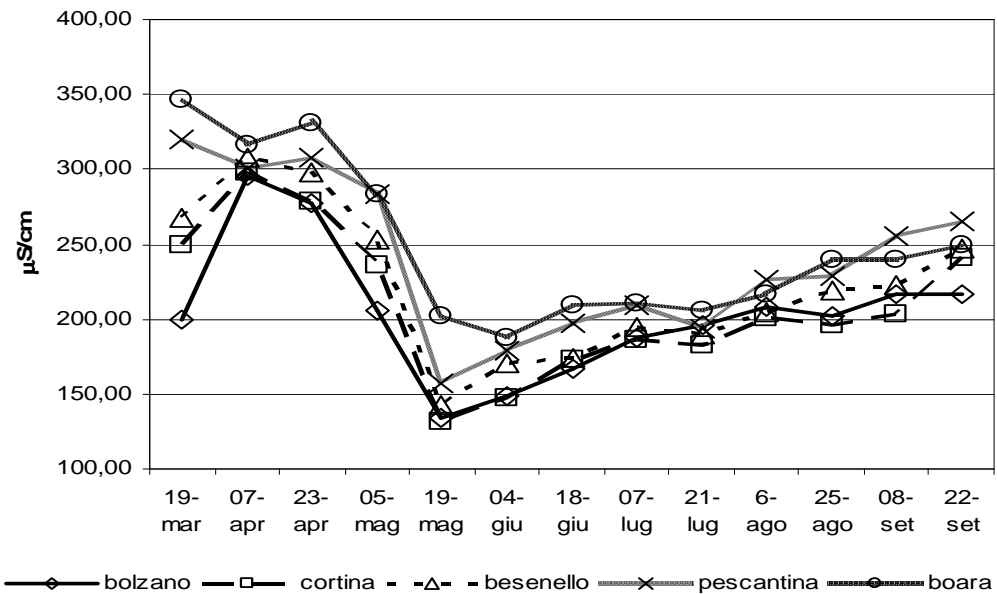


Figura 6.18: andamento temporale della conducibilità nelle 5 stazioni

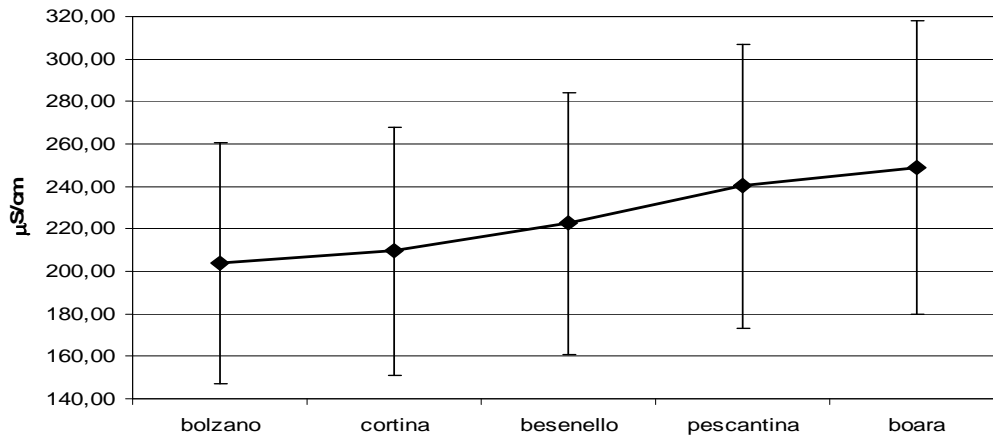


Figura 6.19: media \pm ES della conducibilità nelle 5 stazioni (ES = errore standard)

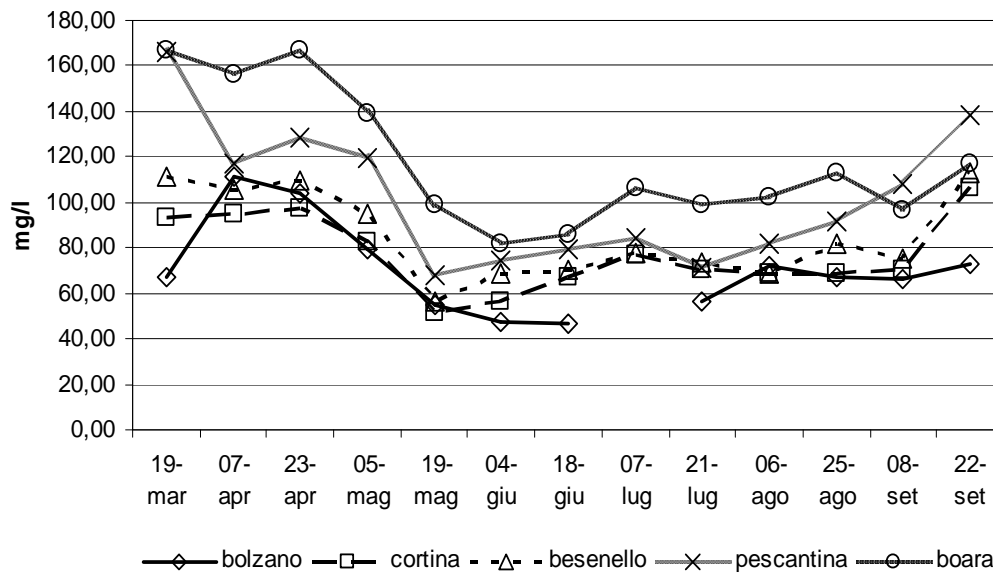


Figura 6.20: andamento temporale dell'alcalinità nelle 5 stazioni

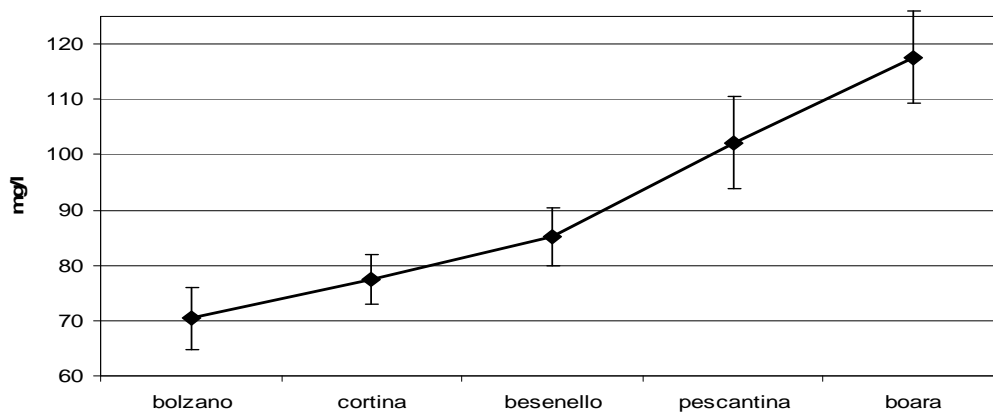


Figura 6.21: media \pm ES dell'alcalinità nelle 5 stazioni (ES = errore standard)

6.3. NUTRIENTI ALGALI

Azoto

Le concentrazioni di DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen, Figura 6.22) mostrano valori elevati nei periodi di portate basse (marzo-aprile), con massimi nella data di campionamento del 23 aprile, quando nelle stazioni di Pescantina e Boara si superano i 1500 µg/l mentre mostrano valori minori nel periodo estivo in cui si registra il valore minimo di 430 µg/l a Bolzano il 18 giugno.

Per quanto riguarda le singole componenti del DIN (Figura 6.23), l'azoto nitrico (N-NO₃), la componente principale, aumenta man mano che si passa da Bolzano a Boara (da 600 a 950 circa µg/l). L'azoto ammoniacale (N-NH₃) segue invece un andamento opposto, diminuendo da Bolzano a Boara (da 110 a 50 µg/l circa).

Attraverso calcoli stechiometrici si è calcolata la concentrazione di ammoniaca non ionizzata (Figura 6.24), sostanza tossica per le specie ittiche, la cui concentrazione è importante per definire se persistono le condizioni di vita acquatica di specie salmonicole e ciprinicole, tramite i limiti contenuti nell'allegato 2 del D.L. 152/06. I valori riscontrati di questo parametro non superano mai la concentrazione di 0,012 (, decisamente inferiore ai limiti previsti dal decreto.

Infine, l'azoto nitroso (N-NO₂), che rappresenta la frazione meno consistente del DIN, rimane pressoché invariato nelle cinque stazioni (intorno al valore di 10 µg/l circa).

Fosforo

In Figura 6.25 è riportato l'andamento delle concentrazioni di fosforo totale, che comprende il fosforo reattivo (P-PO₄, uno dei principali nutrienti algali), e tutte le forme di fosforo legato nelle molecole organiche delle biomasse viventi o del detrito, o in particelle inorganiche. Si può notare che da maggio ad agosto, in concomitanza con i periodi di forte variazione di portata, si osserva una forte variabilità delle concentrazioni, con oscillazioni di oltre 150 µg/l tra un campionamento ed il successivo. Le concentrazioni invece risultano più costanti nei rimanenti periodi. Nella data di campionamento del 19 maggio si registrano le concentrazioni più alte in assoluto di fosforo totale: a Cortina, Besenello e Pescantina si superano i 180 µg/l.

In Figura 6.26 è riportato invece l'andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo. A differenza del fosforo totale, non si osservano forti oscillazioni dei valori nei mesi estivi. Le concentrazioni rimangono invece abbastanza costanti,

tranne in alcuni sporadici casi. Il valore massimo è stato riscontrato a Boara (60 µg/l) nella data del 21 luglio.

In Figura 6.27 sono riportate le medie di concentrazione di fosforo totale e reattivo per ciascuna stazione. Per entrambe le variabili si osserva un andamento comune: da Bolzano a Pescantina i valori si mantengono quasi costanti (intorno a 60 µg/l per il fosforo totale e intorno a 15 per il fosforo reattivo); a Boara si ha un'impennata dei valori: 85 µg/l per il fosforo totale e 31 µg/l per il fosforo reattivo.

Rapporto N:P

Il rapporto N:P è sempre ben al di sopra del valore critico 7:1, ed è quindi il fosforo a rappresentare il costituente potenzialmente limitante per lo sviluppo algale (Figura 6.28). Come descritto da Nöges (2007) il rapporto N:P maggiore di 7:1 è sempre sfavorevole alle condizioni di vita per i cianobatteri. Questo perché i cianobatteri rispetto ad altre specie fitoplanctoniche sono più idonei per la fissazione dell'azoto atmosferico (N₂), e sono favoriti in ambienti con bassi valori di N:P in quanto l'azoto considerato nel rapporto è quello disciolto.

Relativamente alla stazione di Boara il rapporto N:P per i mesi di campionamento comuni relativi alla serie di dati del 1997-1998 (Carrer, 2001) varia da valori di 9 a valori di 106, mentre per la serie di dati del 2008 il valore del rapporto N:P oscilla tra valori di 15 e 60.

Silice

L'ultimo importante nutriente algale preso in considerazione è la silice. La concentrazione della silice non mostra forti oscillazioni, a parte qualche sporadica eccezione (7 aprile e 4 giugno) con valori che sono compresi tra 4 e 7 mg/l (Figura 6.29). Il valore di concentrazione più alto viene raggiunto a Boara (7,59 mg/l) al 4 giugno. La presenza di silice nel fiume deriva in larga parte dall'erosione delle rocce. Dato che la parte montana del bacino dell'Adige scorre in alcune zone con substrato a litologia vulcanica sarebbe lecito aspettarsi una concentrazione maggiore di silice nelle stazioni di campionamento più a nord. Il grafico in Figura 6.30 conferma quest'ipotesi: le stazioni di Bolzano, Cortina e Besenello sono quelle con concentrazioni medie di silice più alte (comprese tra 5,26 e 5,45 mg/l), mentre le stazioni di Pescantina e Boara hanno mediamente valori di poco superiori a 5 mg/l.

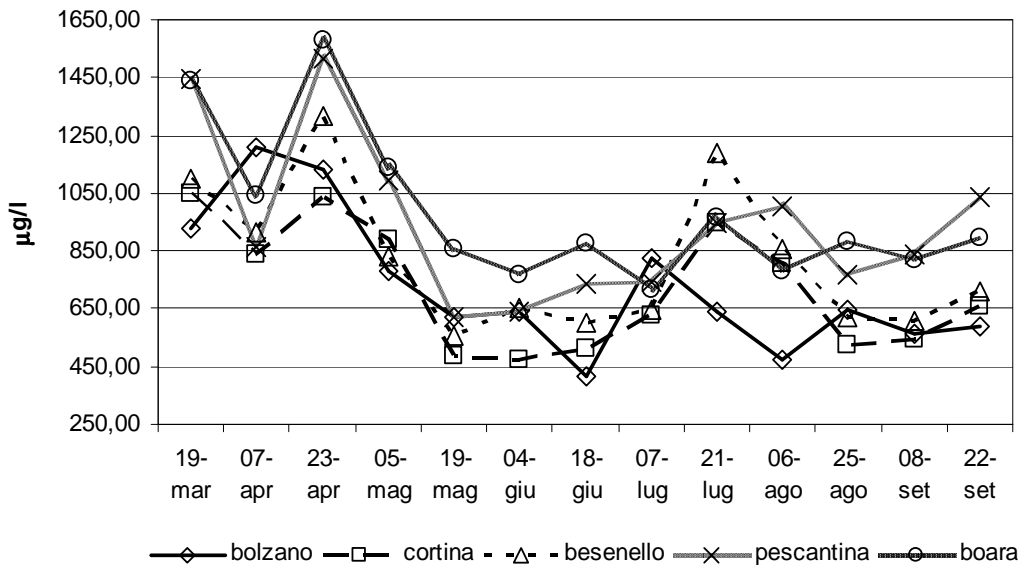


Figura 6.22: andamento temporale della concentrazione di DIN nelle 5 stazioni

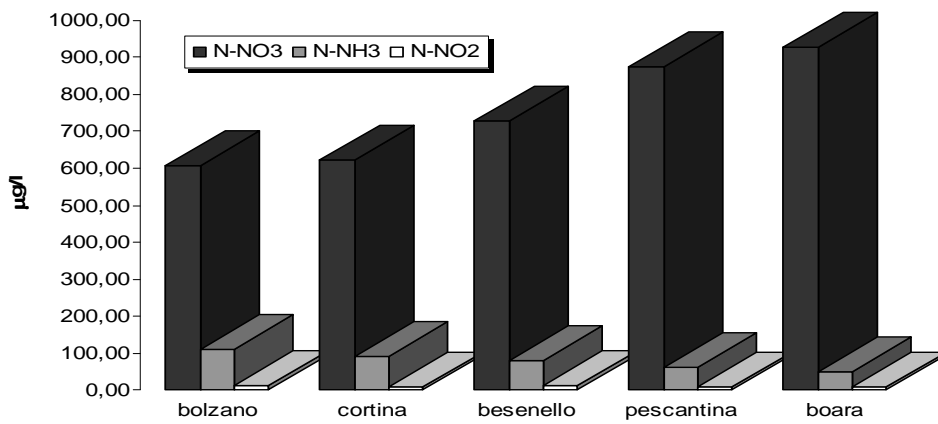


Figura 6.23: media delle concentrazioni delle tre componenti dell'azoto inorganico nelle 5 stazioni di campionamento

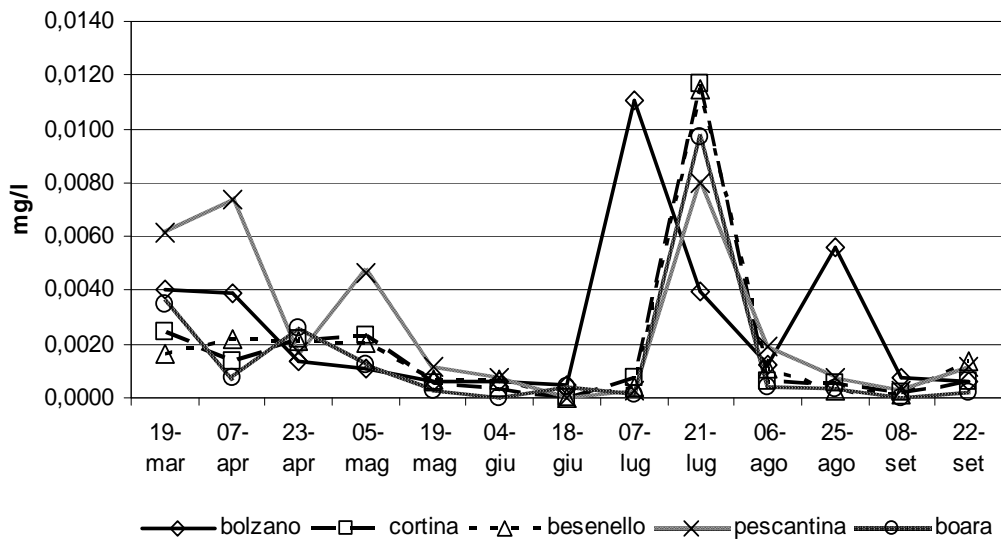


Figura 6.24: andamento temporale della concentrazione di ammoniaca libera nelle 5 stazioni

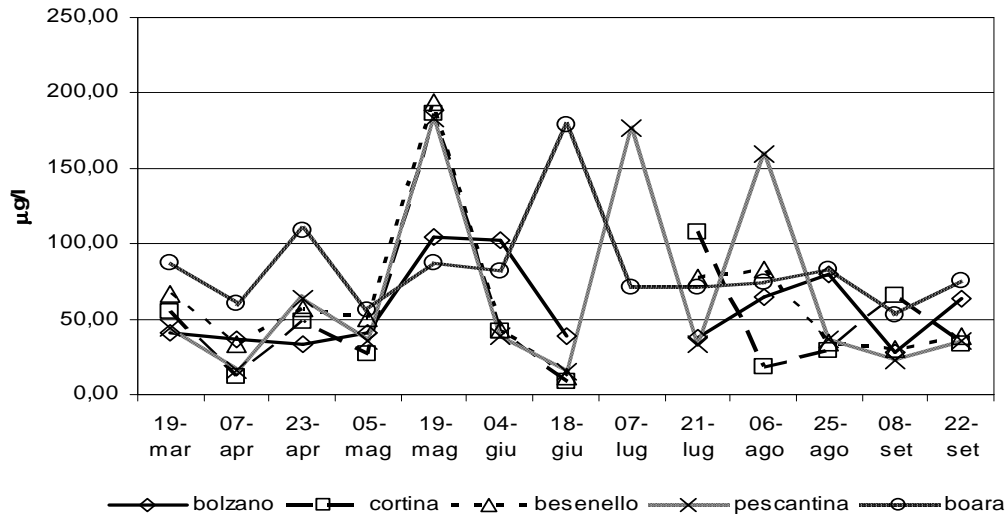


Figura 6.25: andamento temporale della concentrazione di fosforo totale nelle 5 stazioni di campionamento.

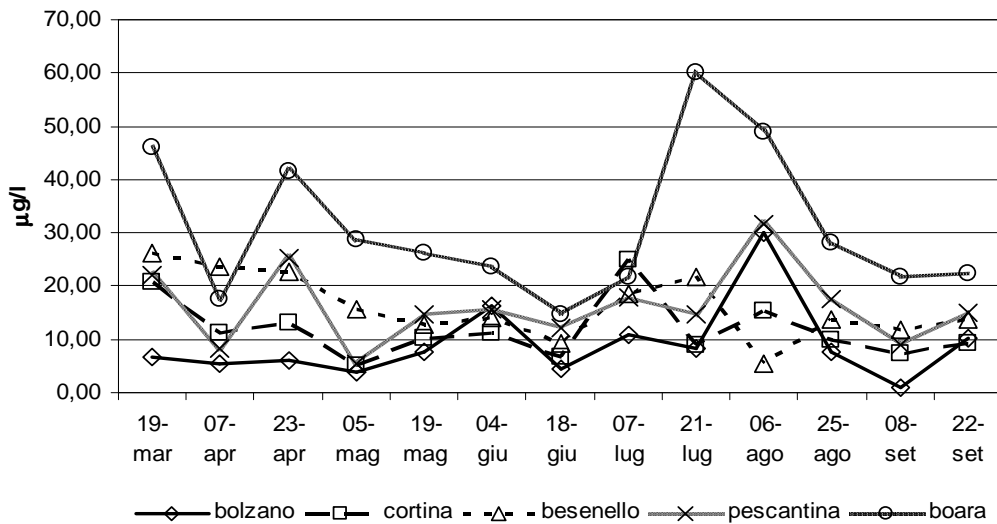


Figura 6.26: andamento temporale della concentrazione di fosforo reattivo nelle 5 stazioni di campionamento

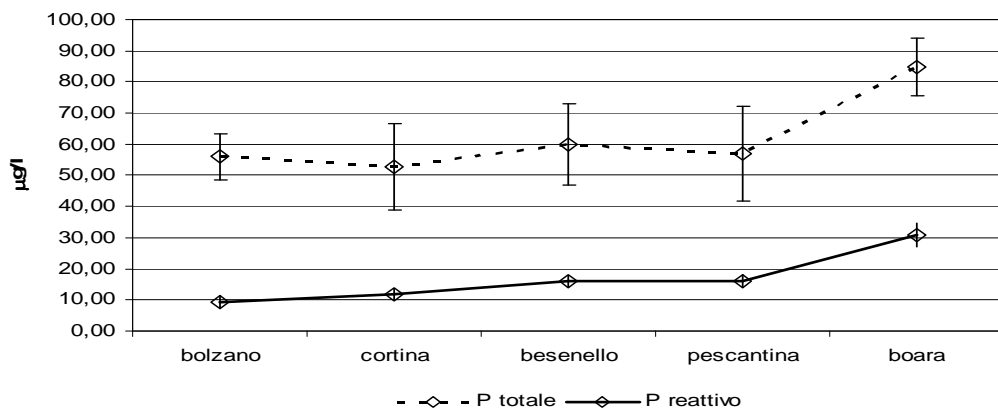


Figura 6.27: media \pm ES della concentrazione di fosforo totale e reattivo nelle 5 stazioni di campionamento (ES = errore standard).

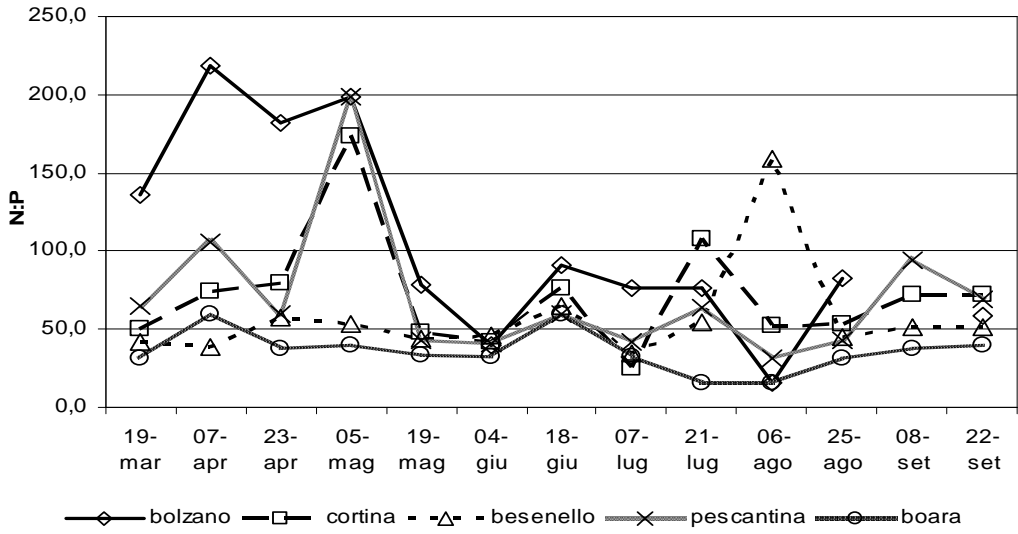


Figura 6.28: andamento temporale del rapporto N:P nelle 5 stazioni di campionamento

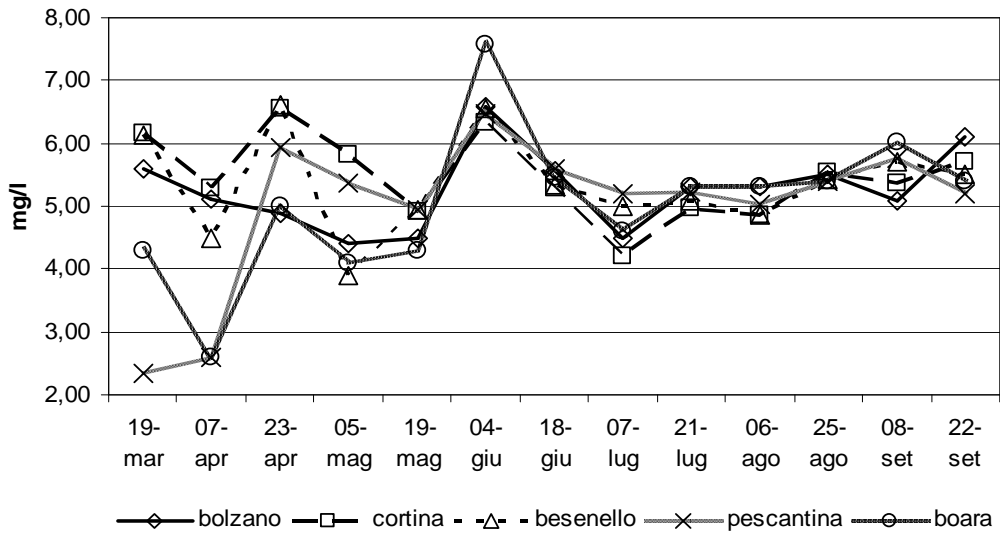


Figura 6.29: andamento temporale della concentrazione di silice nelle 5 stazioni

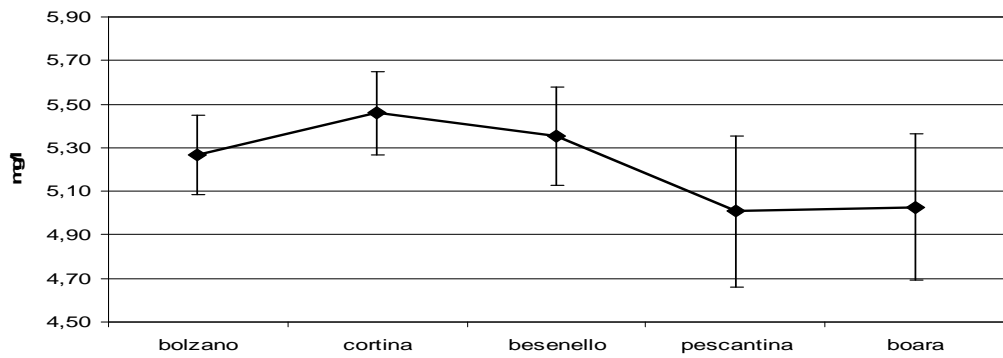


Figura 6.30: media \pm ES della concentrazione silice nelle 5 stazioni (ES = errore standard)

6.4. COMPOSIZIONE CHIMICA

L'andamento delle concentrazioni dei quattro cationi analizzati: calcio, magnesio, sodio e potassio è riportato nelle Figure 6.31, 6.32, 6.33, 6.34. L'andamento rispecchia quelli già visti precedentemente per conducibilità, e alcalinità, ossia una diminuzione di concentrazione nei periodi di massima portata (con minime a giugno). Il grafico riportato in Figura 6.35 riassume invece i valori medi di ogni catione per ogni stazione di campionamento. Il calcio è il catione prevalente tra quelli analizzati e il suo andamento è crescente, da Bolzano a Boara (passa da 26 a 34 mg/l). Anche il magnesio ha un andamento crescente, e le stazioni di Pescantina e Boara ne fanno registrare i massimi valori di concentrazione (circa 8,5 mg/l). La concentrazione del sodio ha invece il valore massimo a Bolzano (5,52 mg/l), poi cala a Cortina (3,9 mg/l) e da qui riprende a crescere linearmente fino a Boara (5,39 mg/l). La concentrazione del potassio si mantiene invece sempre su livelli bassi rispetto agli altri cationi (intorno a 2 mg/l), e non segue un andamento ben preciso; i valori medi hanno il loro picco nella stazione di Bolzano (2,2 mg/l).

Utilizzando le concentrazioni di calcio e magnesio può essere calcolata la durezza dell'acqua (Figura 6.36). Valori minimi di durezza si verificano nel mese di giugno, a cui segue una lenta crescita. La Figura 6.37 mostra la durezza media di ciascuna stazione. Pescantina e Boara risultano le stazioni con durezza maggiore, in virtù delle maggiori concentrazioni di calcio e magnesio illustrate precedentemente (Figura 6.35).

I successivi tre grafici raffigurano le concentrazioni degli anioni principali (bicarbonato, solfato e cloruro) nel periodo di studio (Figure 6.38, 6.39, 6.40). I tre grafici presentano andamento analogo ai cationi descritti sopra e alla conducibilità e alcalinità, con diminuzione di concentrazione nei periodi di portate elevate (estate). Nel grafico in Figura 6.41 sono riportate le concentrazioni medie dei tre anioni nelle cinque stazioni. Il bicarbonato è l'anione presente in concentrazione media maggiore rispetto agli altri. Il suo andamento è crescente lungo gradiente longitudinale, passando da 69 mg/l di Bolzano a 116 mg/l di Boara. L'andamento delle concentrazioni medie dello ione solfato è invece opposto decrescente: ha valore massimo a Bolzano (42 mg/l) e minimo a Pescantina e Boara (circa 30 mg/l). Il solfato deriva in gran parte dall'erosione delle rocce e proprio per questo è più facile trovarlo nelle stazioni a monte. Per quanto riguarda il cloruro, le concentrazioni medie hanno un andamento

crescente, e passano dal valore minimo di 3,64 mg/l di Bolzano a quello massimo di 5,81 mg/l di Boara.

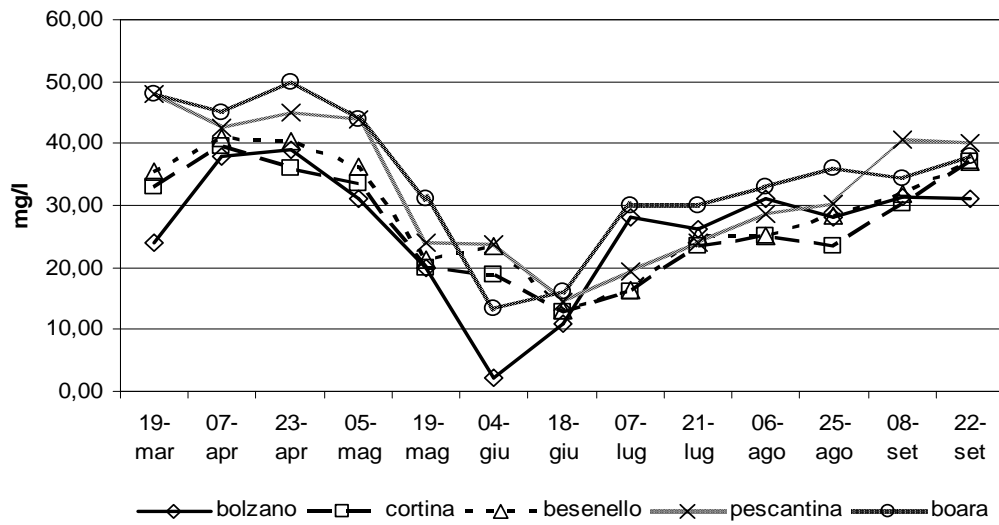


Figura 6.31: andamento temporale della concentrazione di calcio nelle 5 stazioni

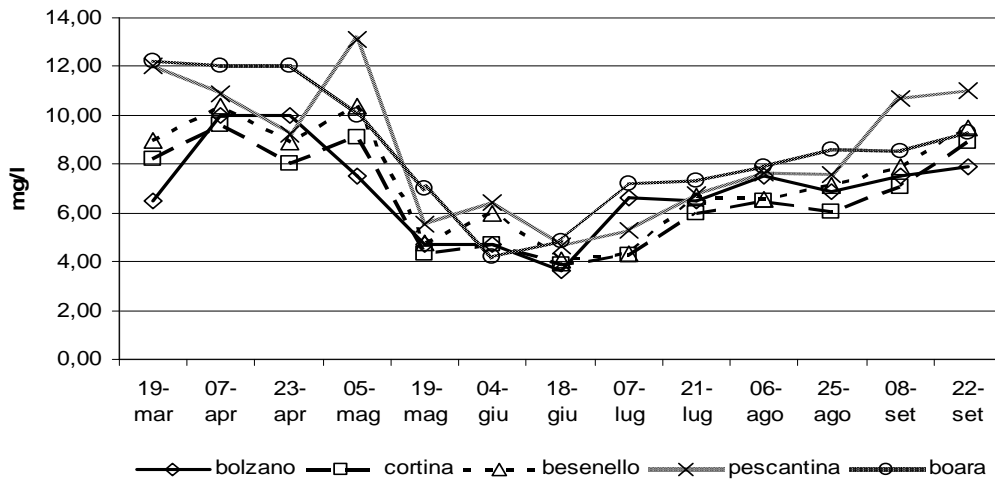


Figura 6.32: andamento temporale della concentrazione di magnesio nelle 5 stazioni

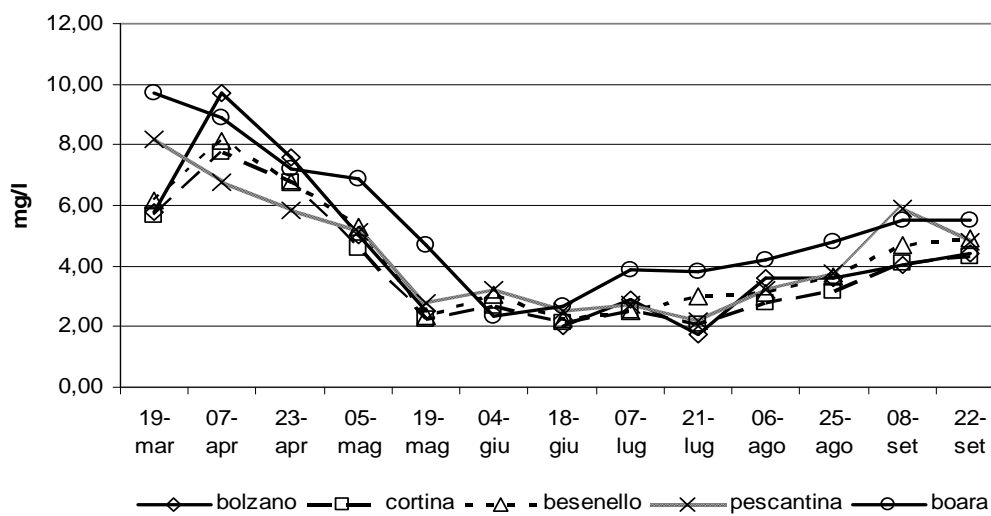


Figura 6.33: andamento temporale della concentrazione di sodio nelle 5 stazioni

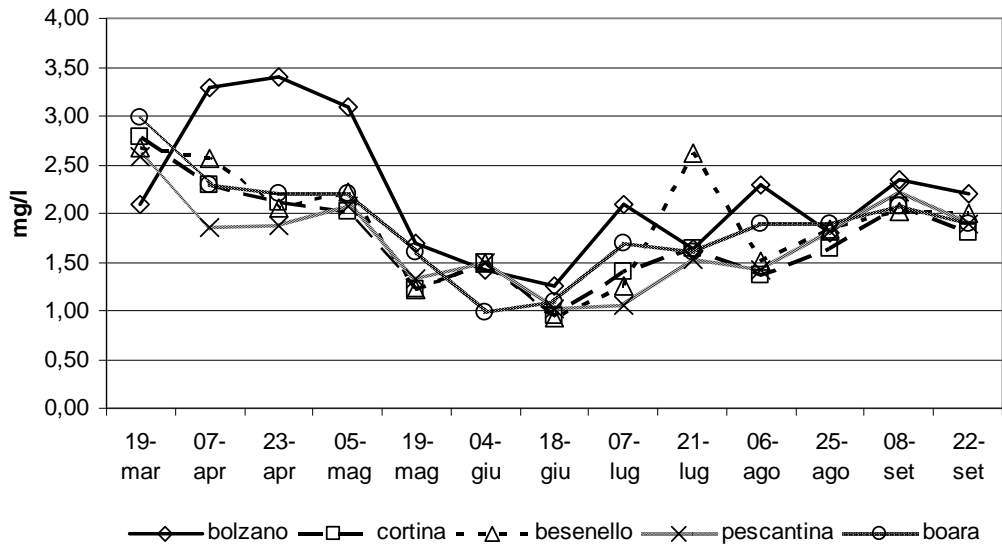


Figura 6.34: andamento temporale della concentrazione di potassio nelle 5 stazioni

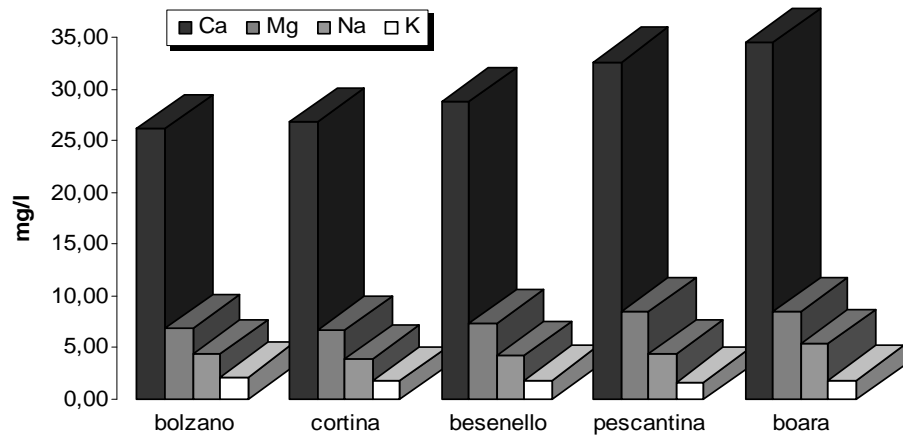


Figura 6.35: media delle concentrazioni dei cationi analizzati nelle 5 stazioni di campionamento

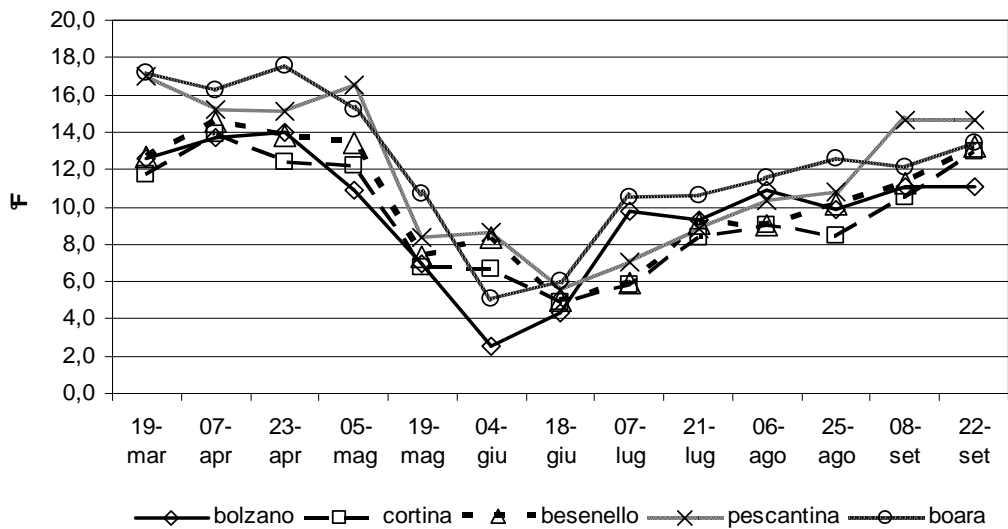


Figura 6.36: andamento temporale della durezza nelle 5 stazioni

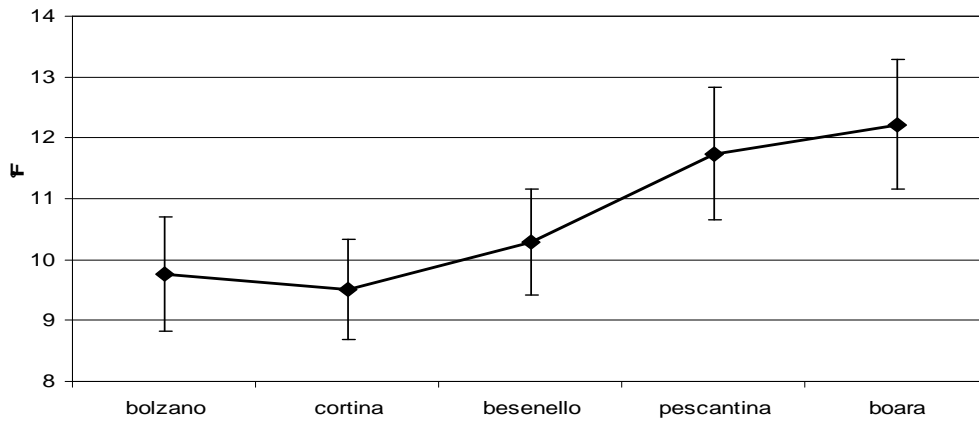


Figura 6.37: media \pm ES della durezza nelle 5 stazioni (ES = errore standard)

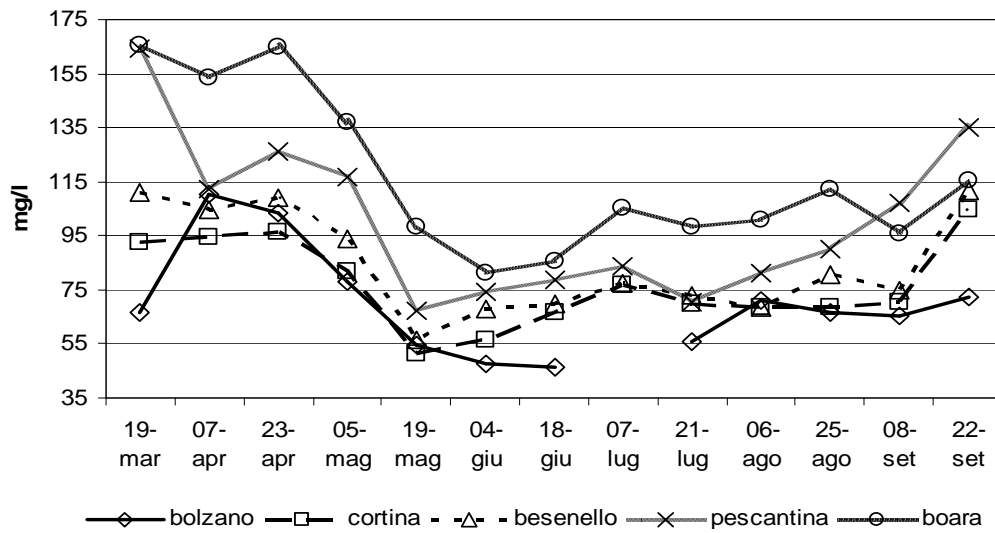


Figura 6.38: andamento temporale della concentrazione di bicarbonato nelle 5 stazioni

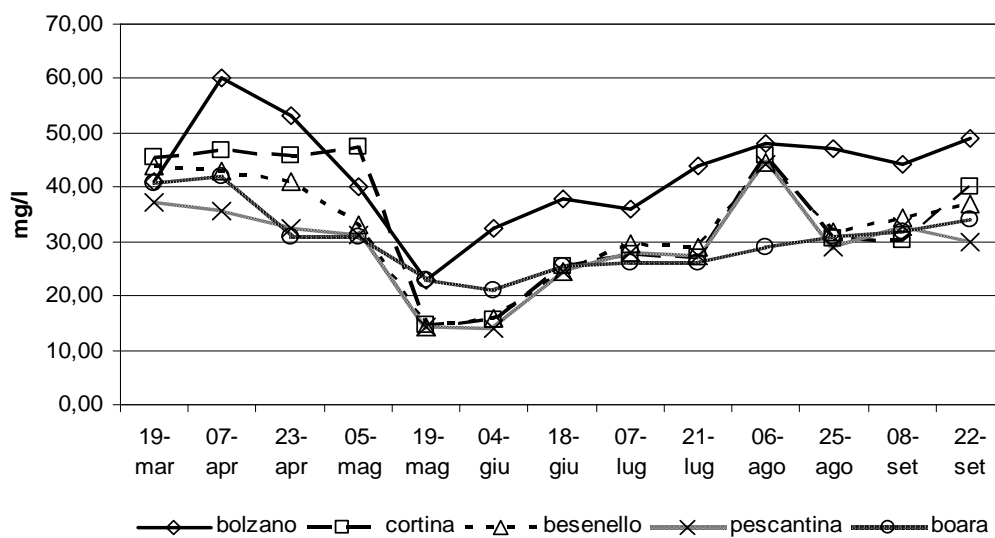


Figura 6.39: andamento temporale della concentrazione di solfato nelle 5 stazioni

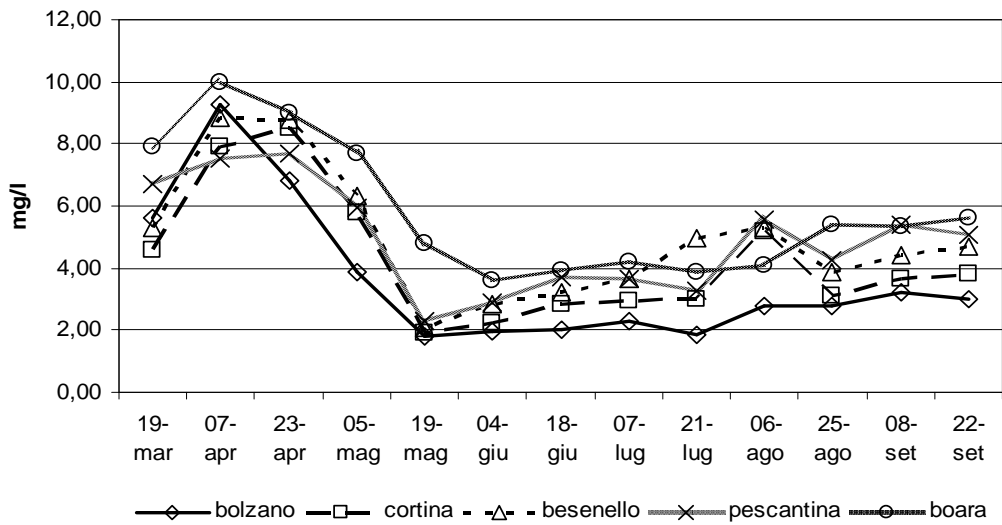


Figura 6.40: andamento temporale della concentrazione di cloruro nelle 5 stazioni

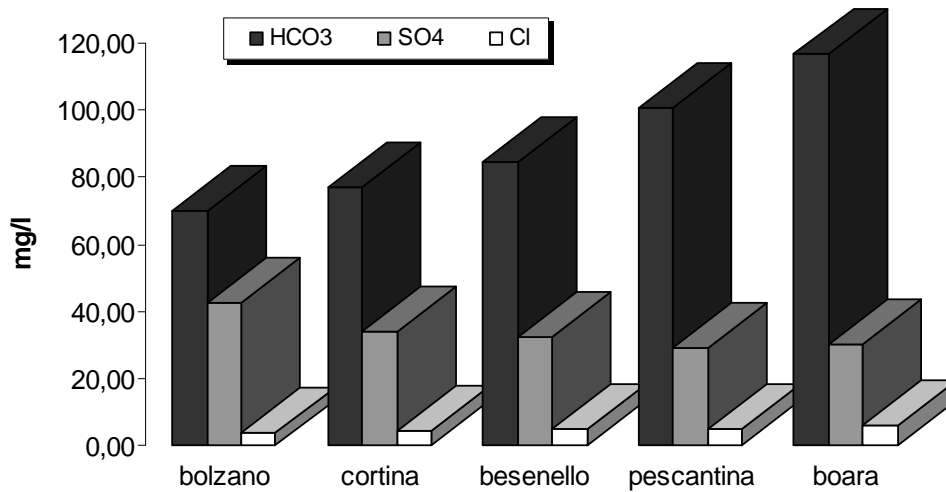


Figura 6.41: media delle concentrazioni degli anioni analizzati nelle 5 stazioni di campionamento

6.5. SPECIAZIONE DEL CARBONIO INORGANICO

Le concentrazioni delle singole specie del carbonio inorganico disciolto dipendono essenzialmente dal pH e dalla temperatura dell'acqua. I grafici presenti in Figura 6.42 mostrano le concentrazioni in mmol/l delle tre componenti del carbonio inorganico, in equilibrio tra loro. Come atteso, la componente più rilevante è sempre quella del bicarbonato (HCO_3^-) che a Pescantina e Boara talvolta supera 1,60 mmol/l. L'acido carbonico (H_2CO_3) è sempre sotto il valore di 0,1 mmol/l, mentre i valori di carbonato (CO_3^{2-}) sono i più bassi, sempre inferiori a 0,02 mmol/l. Il successivo grafico, in Figura 6.43, mostra la distribuzione percentuale delle tre specie. È ben visibile che la componente del carbonato (CO_3^{2-}) è poco rilevante, con valori che superano raramente la soglia dell'1 % rispetto al carbonio totale. Le variazioni di pH (Figura 6.16) trovano riscontro nella diversa distribuzione delle specie di carbonio inorganico osservabile nelle figure. In particolare ad una variazione di pH, corrisponde un cambiamento della concentrazione degli ioni idrogeno ($[\text{H}^+]$). Assumendo una temperatura costante nel corso di questo processo, affinché sia rispettato l'equilibrio, il sistema deve agire sulle altre due componenti dell'equazione. Ad esempio nella data di campionamento del 8 settembre nella stazione di Bolzano si verifica un aumento di pH. La diminuzione di $[\text{H}^+]$ è stata quindi bilanciata da un aumento di $[\text{HCO}_3^-]$ e da una diminuzione di $[\text{H}_2\text{CO}_3]$, come visibile in Figura 6.43. Nella stessa data le altre 4 stazioni registrano invece una diminuzione di pH. In questo caso si verifica la situazione opposta per cui l'aumento di $[\text{H}^+]$ è bilanciato da una diminuzione di $[\text{HCO}_3^-]$ e da un aumento di $[\text{H}_2\text{CO}_3]$.

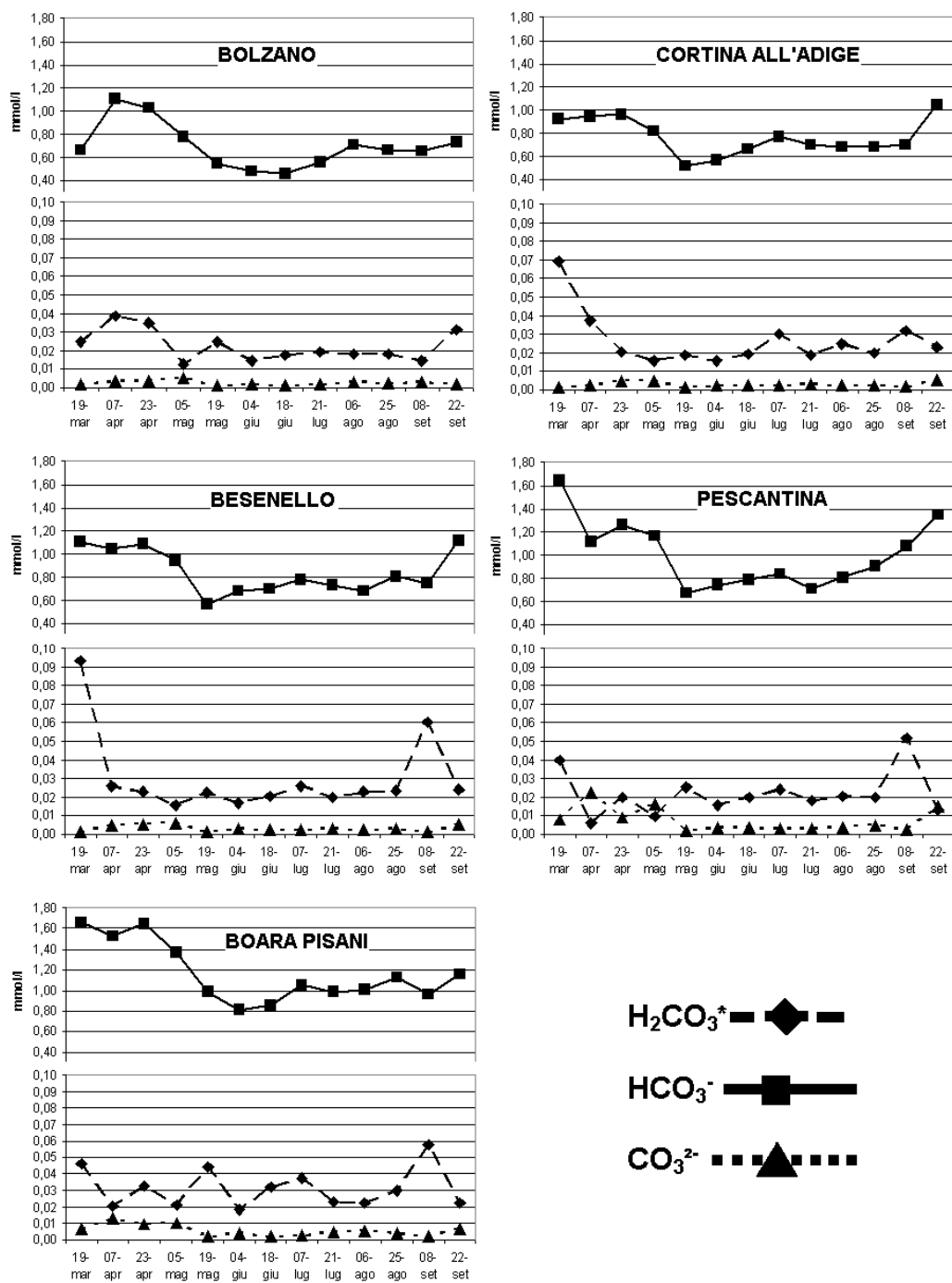


Figura 6.42: concentrazioni in mmol/l delle componenti di carbonio inorganico nelle 5 stazioni di campionamento ($\text{H}_2\text{CO}_3^* = \text{CO}_{2(\text{aq})} + \text{H}_2\text{CO}_3$)

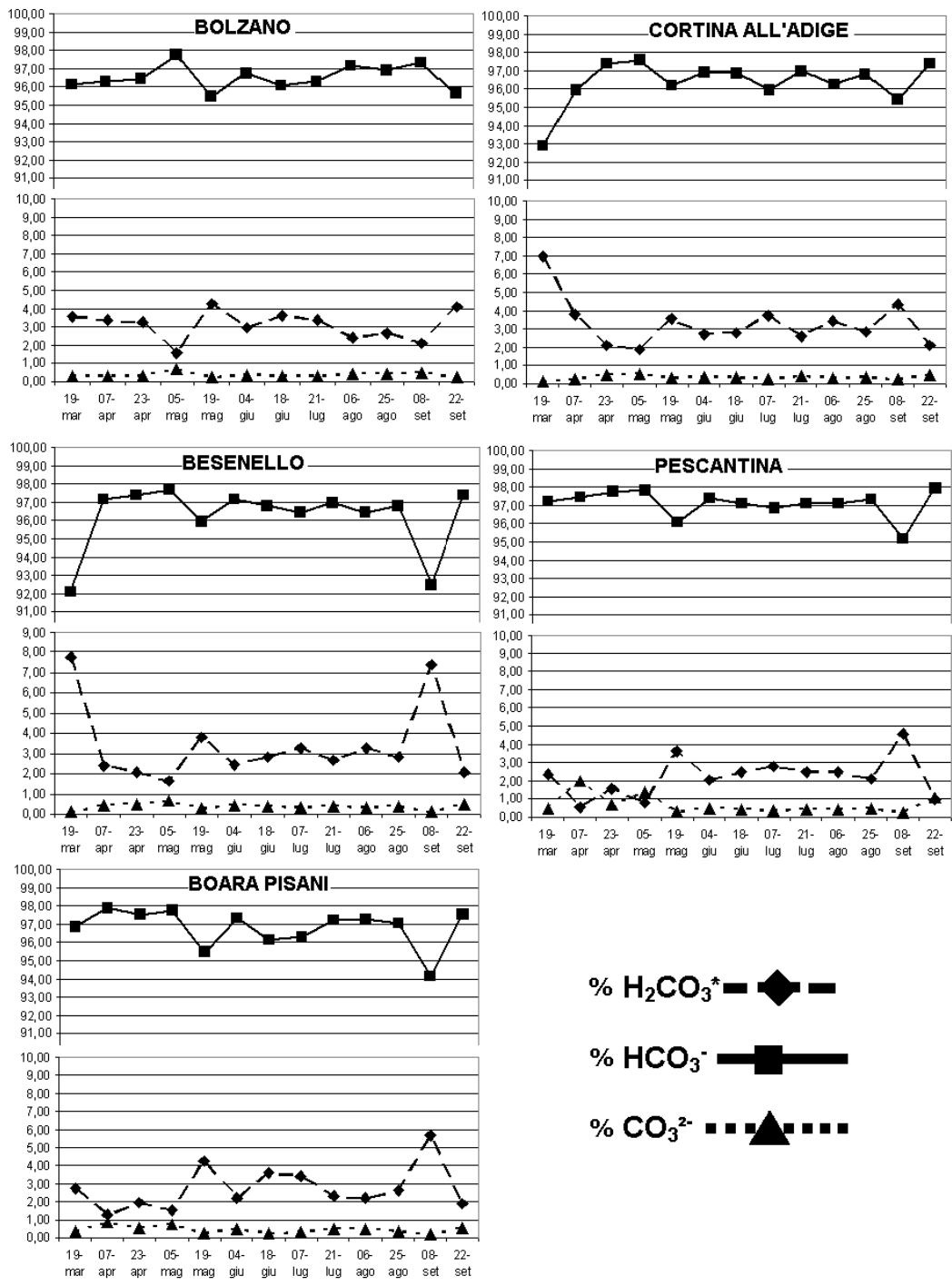


Figura 6.43: percentuali inorganico della speciazione del carbonio inorganico ($\text{H}_2\text{CO}_3^* = \text{CO}_{2(\text{aq})} + \text{H}_2\text{CO}_3$)

6.6. STIMA DEL CARICO DI NUTRIENTI NELLA STAZIONE DI BOARA PISANI

6.6.1. Carichi giornalieri

I carichi sono stati calcolati utilizzando le concentrazioni e i dati di portata a disposizione. In Figura 6.44 sono riportati i carichi stimati di nutrienti per la stazione di Boara Pisani. In generale, si osserva un aumento dei carichi in concomitanza con i periodi di maggiore portata. Questo è particolarmente evidente nel caso della silice, il cui carico passa da 35 t giornaliere del 19 marzo a 272 t del 4 giugno. Nel caso del DIN i valori passano da 17 t del 19 marzo alle 32 t del 18 giugno. Nel caso del fosforo totale, infine, i valori passano da 1 t del 19 marzo alle 7 circa del 18 giugno.

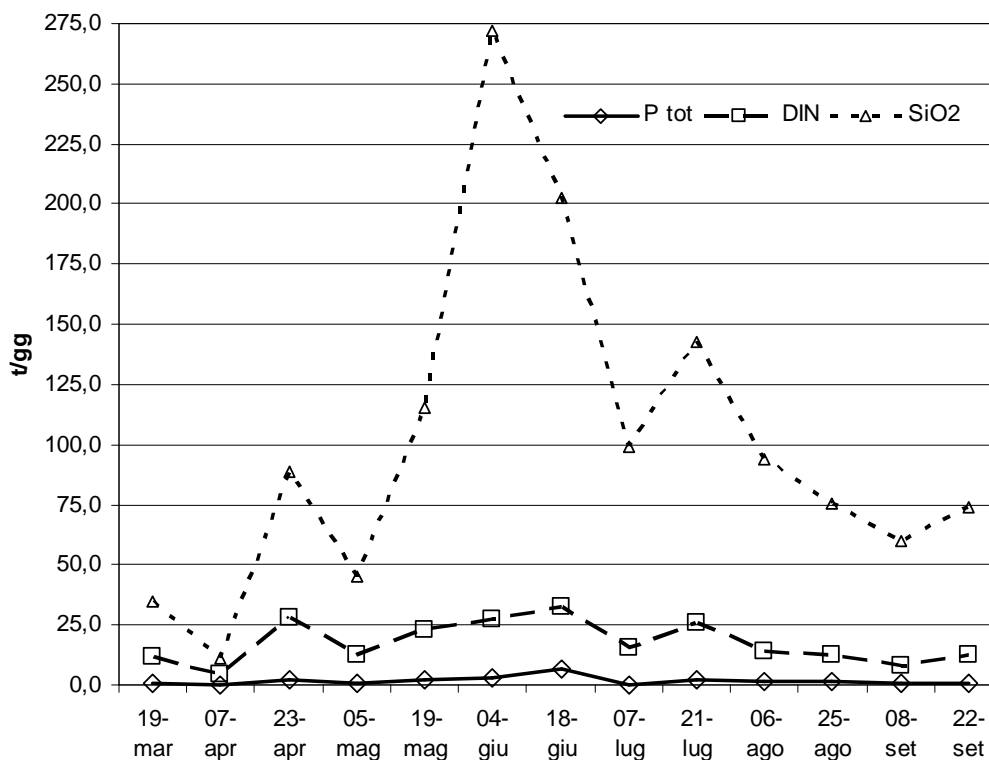


Figura 6.44: andamento dei carichi di nutrienti calcolati per la stazione di Boara Pisani

6.6.2. Stima dei carichi nel periodo gennaio-settembre 2008

Sono stati effettuati studi di correlazione tra le portate giornaliere e le concentrazioni di fosforo totale, azoto inorganico e silice per ciascuna data di campionamento, allo scopo di trovare una relazione matematica da utilizzare per stimare la concentrazione dei nutrienti nei periodi tra un campionamento ed il successivo (Figura 6.45).

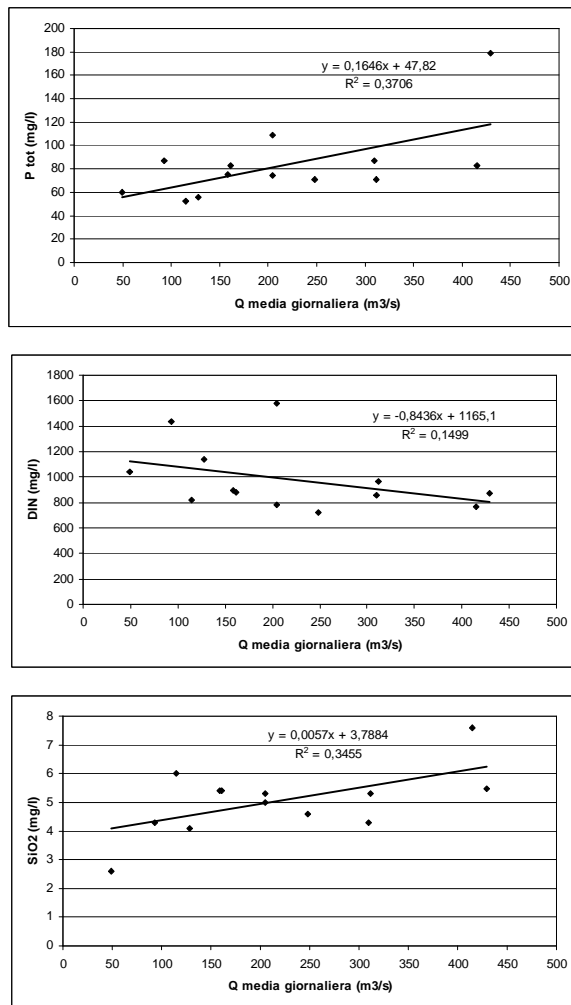


Figura 6.45: correlazioni tra portata e concentrazioni di nutrienti algali. ($p < 0,01$)

Come si vede dalle figure, esistono discrete correlazioni tra concentrazioni e portate. E' possibile pertanto tracciare una linea di tendenza che, per quanto in maniera approssimativa, riesce a correlare le coppie di variabili. Tali correlazioni possono essere usate quindi per derivare le concentrazioni dei nutrienti nei giorni tra un campionamento e l'altro. In questa maniera è possibile stimare il carico giornaliero di questi tre nutrienti, per tutto il periodo di cui si hanno a disposizione dati di portata, ovvero dal 01 gennaio al 30 settembre 2008. Sommando i contributi giornalieri è stato possibile calcolare il carico totale nel periodo considerato.

Carichi nel periodo considerato (9 mesi):

fosforo totale: 450 t;

azoto inorganico (DIN): 4414 t;

silice: 25731 t.

A livello annuale (12 mesi):

fosforo totale: 600 t;

azoto inorganico (DIN): 5885 t;

silice: 34308 t.

Siccome Boara si trova a soli 45 km circa dalla foce, e non essendoci fino allo sbocco in mare altri affluenti e altri prelievi idroelettrici significativi (Figura allegata al testo 4), i valori riportati possono essere considerati una stima del carico totale che viene riversato nel Mare Adriatico dal Fiume Adige. E' essenziale comunque ancora una volta sottolineare che questi valori sono del tutto indicativi in quanto non tengono conto dei massicci apporti di nutrienti che possono essere veicolati in occasione dei periodi di forte afflusso di acqua. I dati utilizzati nei modelli non includono (per assenza di campionamenti: Figure 6.1-6.4) i valori accoppiati portata/nutrienti nei periodi di maggiore afflusso.

6.7 VALUTAZIONE DI ALCUNI PARAMETRI PER LA CLASSIFICAZIONE DELLO STATO AMBIENTALE DEL FIUME ADIGE IN BASE AL D.L. 152/06

I dati raccolti hanno permesso di vedere come alcuni parametri analizzati si inseriscono nella classificazione dello stato ambientale del fiume in base al D.L. 152/06. Di seguito vengono discussi i parametri analizzati per quanto riguarda la classificazione dello stato ambientale del fiume attraverso i livelli di inquinamento; allo stesso modo viene successivamente valutato l'inserimento di alcuni parametri a riguardo dell'idoneità del fiume per la vita delle specie salmonicole e ciprinicole.

6.7.1. Inserimento nelle classi di qualità dei parametri: ossigeno disciolto, azoto ammoniacale, azoto nitrico e fosforo totale

È stato possibile valutare come alcuni dei parametri analizzati si inseriscono nella classificazione della qualità delle acque, come previsto dall'allegato 1 alla parte terza del D.L. 152/06. In Figura 6.46 sono riportati i risultati di questa classificazione.

	Bolzano	Cortina	Besenello	Pescantina	Boara
100-OD (%)					
75°percentile	8	5,5	6,5	-0,5	10,25
Livello di Inquinamento	1	1	1	1	2
N-NH ₄ (mg/l)					
75°percentile	0,21	0,09	0,08	0,07	0,04
Livello di Inquinamento	3	2	2	2	2
N-NO ₃ (mg/l)					
75°percentile	0,63	0,72	0,81	1,02	1,02
Livello di Inquinamento	2	2	2	2	2
P tot (mg/l)					
75°percentile	0,069	0,058	0,070	0,063	0,087
Livello di Inquinamento	1	1	2	1	2

Figura 6.46: livelli di inquinamento calcolati

Il parametro ossigeno disciolto rientra nel livello 1 di inquinamento nelle prime quattro stazioni, mentre a Boara rientra nel livello 2; l'azoto ammoniacale da monte a valle varia dal livello 3 al livello 2; l'azoto nitrico resta costantemente sul livello 2; il fosforo totale rientra nel livello 1 a Bolzano, Cortina e Pescantina, e nelle altre due stazioni rientra nel livello 2 di inquinamento.

Confrontando questi valori con quelli relativi riscontrati nelle analisi biologiche – ecologiche sul Fiume Adige (Braioni M.G., Salmoiraghi G. (Eds), 2001) si nota un leggero peggioramento per l'ossigeno disciolto, dato che nelle analisi relative agli studi integrati sull'Adige non raggiungeva mai il livello 2. Rispetto a dieci anni fa l'azoto ammoniacale registra un analogo gradiente di livello di inquinamento da monte a valle. L'azoto nitrico invece, rispetto alle analisi biologiche – ecologiche di dieci anni prima non raggiunge più il livello 3. Per quanto riguarda il fosforo totale invece anche dieci anni fa il livello oscillava tra 1 e 2 senza un preciso trend.

6.7.2. Qualità delle acque in relazione alla vita acquatica di salmonidi e ciprinidi sulla base dei parametri analizzati

Per parametri analizzati (ossigeno disciolto, pH, fosforo totale, azoto nitroso, ammoniaca non ionizzata e ammoniaca totale), in base all'allegato 2 alla parte terza D.L. 152/06 per la vita acquatica si è cercato di dare una valutazione, sebbene parziale, della qualità delle acque per la vita di specie salmonicole e specie ciprinicole. In Figura 6.47 e 6.48 sono riportati i risultati di questa classificazione. Nella tabella viene riportata per ciascun parametro la lettera G nel caso in cui per quel parametro vengono riscontrati valori inferiori ai “valori guida”; viene riportata la lettera I quando vengono riscontrati valori inferiori ai “valori imperativi”; viene infine riportata la lettera a per indicare che il parametro indicato è al di fuori del valore guida, ma che non è previsto un valore imperativo.

SALMONIDI	Bolzano	Cortina	Besenello	Pescantina	Boara P.
O ₂	G	G	G	G	G
pH	G	G	G	G	G
P tot	a	a	A	a	a
NO ₂	I	I	I	I	I
NH ₃	I	I	I	G	G
NH ₄	I	I	I	I	I

Figura 6.47: vita acquatica dei Salmonidi

CIPRINIDI	Bolzano	Cortina	Besenello	Pescantina	Boara P.
O ₂	G	G	G	G	G
pH	G	G	G	G	G
P tot	G	a	a	a	a
NO ₂	I	I	I	I	I
NH ₃	I	I	I	G	G
NH ₄	I	I	I	I	I

Figura 6.48: vita acquatica dei ciprinidi.

Dall'analisi di queste tabelle risulta che il fiume Adige, per i parametri analizzati, in tutto il suo corso è adatto alla vita delle specie salmonicole pur se in tutte e cinque le stazioni il valore del fosforo totale è oltre la soglia del valore guida di 0,07 mg/l prescritto dal D.L. 152/06. La qualità delle acque per la vita delle specie ciprinicole è idonea in tutte le cinque stazioni, ma solo nella stazione di Bolzano il valore del fosforo totale rientra nel valore guida di 0,14 mg/l previsto dal D.L. 152/06.

6.8. CONFRONTO TRA LE CARATTERISTICHE CHIMICO-FISICHE DELLE ACQUE A BOARA PISANI NEI PERIODI MARZO-SETTEMBRE 1998 E 2008

I risultati da me acquisiti a Boara Pisani nel periodo marzo-settembre 2008 sono stati confrontati con quelli rilevati nella stessa stazione nell'ambito della ricerca sul Fiume Adige (Braioni, Ed, 2001; Carrer, 2001) nello stesso periodo, dieci anni prima (marzo – settembre 1998).

Portata

Dal confronto tra gli andamenti delle portate nel 1998 e nel 2008 (Figura 6.49) risulta che i picchi di massima portata si registrano nei mesi di giugno in entrambi i periodi e il periodo di minor portata si estende da gennaio ad aprile.

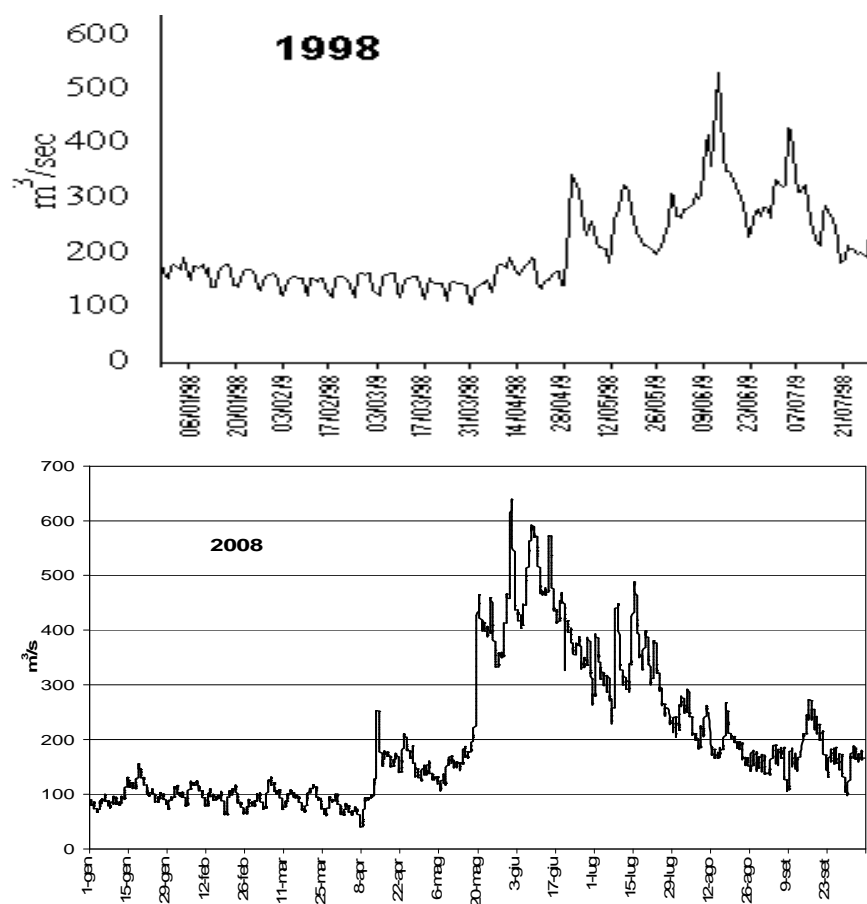


Figura 6.49.: Confronto dell'andamento della portata nella stazione di Boara tra i periodi marzo-settembre 1998 e marzo-settembre 2008.

Temperatura

L'andamento della temperatura del 1998 non può essere ben confrontato con quella del 2008, a causa dell'assenza in quest'ultima serie di alcuni dati (Figura 6.50).

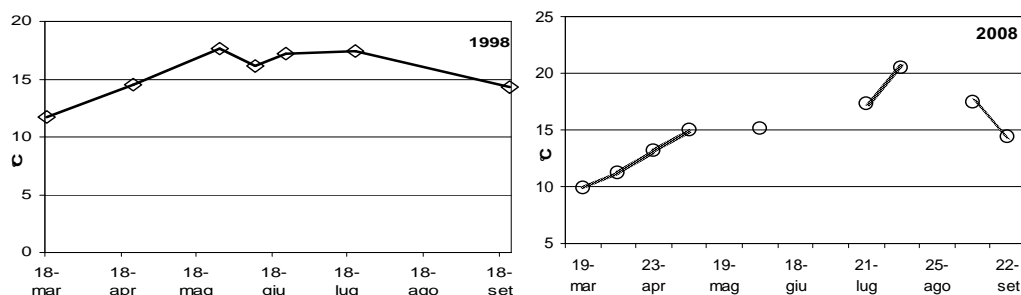


Figura 6.50: Confronto dell'andamento della temperatura nella stazione di Boara tra i periodi marzo-settembre 1998 e marzo-settembre 2008.

La temperatura media registrata nel 2008 (14,8 °C) si discosta di poco da quella riscontrata nella stessa stazione nel 1998 (Carrer, 2001), in cui il valore medio era di 15,5 °C. Il valore massimo nel 2008 è ad agosto (20,5°C) e quello minimo a marzo (9,7°C), nel 1998 i valori minimi sono registrati a marzo (11,7°C) e quelli massimi a luglio (17,4°C).

Ossigeno disciolto

L'andamento della concentrazione di ossigeno disciolto dei due periodi mostra andamenti parzialmente simili (Figura 6.51), con massimi nei mesi di aprile (8,7 mg/l nel 1998; 11 mg/l nel 2008). Il confronto tra i due andamenti è però solo parziale in quanto per il 2008 mancano alcuni valori. Il valore medio nel 1998 è pari a 7,67 mg/l, nel 2008 a 9,8 mg/l.

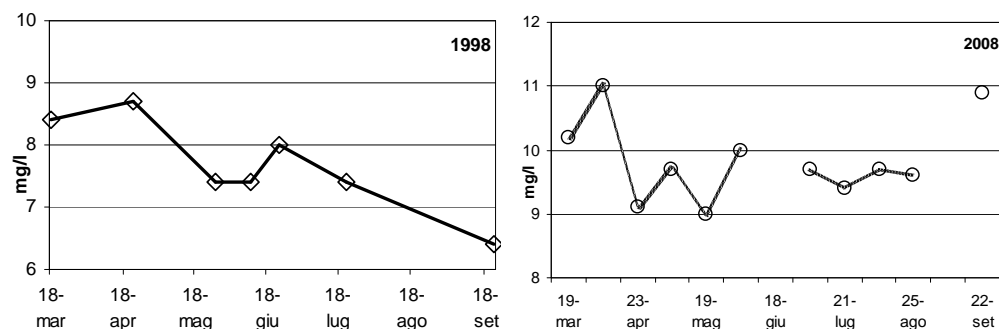


Figura 6.51: Confronto dell'andamento della concentrazione di ossigeno disciolto nella stazione di Boara tra i periodi marzo-settembre 1998 e marzo-settembre 2008.

Non sono confrontabili gli andamenti della percentuale di ossigeno disciolto calcolati nei due periodi (Figura 6.52). Nel 1998 si ha un massimo ad aprile (87%), mentre nel 2008, in cui mancano alcuni valori, il valore massimo si registra a luglio (108%). La percentuale della saturazione di ossigeno rilevata nel 1998 ha un valore minimo del 62,5% a settembre. Il valore medio del 1998 è 76%, nettamente inferiore a quello da me riscontrato nelle analisi del 2008 (97,5%).

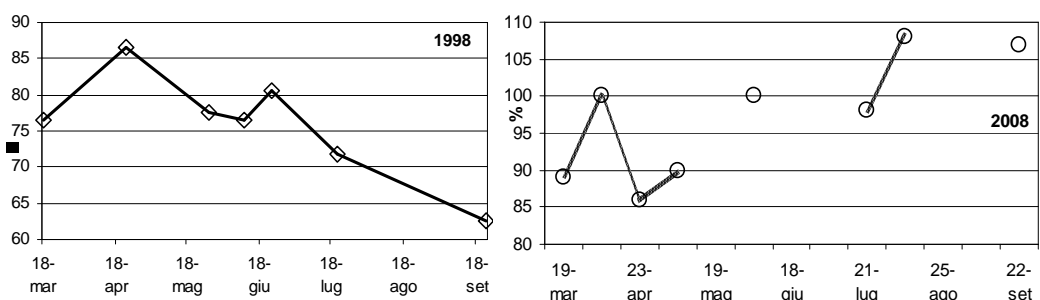


Figura 6.52: Confronto dell'andamento della percentuale di saturazione dell'ossigeno nella stazione di Boara tra i periodi marzo-settembre 1998 e marzo-settembre 2008.

Conducibilità

L'andamento della conducibilità nei due periodi è simile, con un massimo primaverile, e valori minimi nel periodo da giugno a luglio e una ripresa nel corso della stagione estiva.

Nel 1998 la conducibilità media osservata è di 278 $\mu\text{S}/\text{cm}$, nel 2008 è di 249 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Il valore minimo registrato nel 1998 è stato di 209 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a giugno, mentre quello massimo di 288 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ad aprile (Figura 6.53).

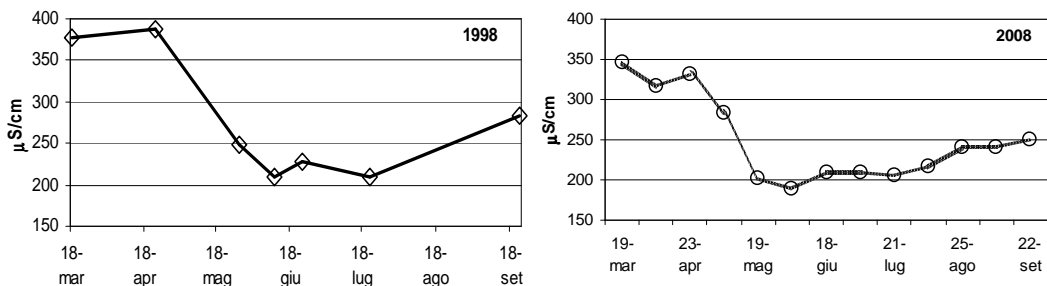


Figura 6.53: Confronto dell'andamento della conducibilità nella stazione di Boara tra i periodi marzo-settembre 1998 e marzo-settembre 2008.

DIN

L'andamento della concentrazione di azoto nitrico è diverso nei due periodi considerati (Figura 6.54). La concentrazione di azoto nitrico rilevato nel 1998 presenta valori minimi a giugno (700 $\mu\text{g/l}$) e massimi a settembre (3700 $\mu\text{g/l}$), mentre nel 2008 i valori sono minimi a luglio (700 $\mu\text{g/l}$) e il valore massimo si registra ad aprile (quasi 1500 $\mu\text{g/l}$). Il valore medio dei valori del 1998 (1650 $\mu\text{g/l}$) confrontato con quelli del 2008 (950 $\mu\text{g/l}$) evidenzia una diminuzione della concentrazione di azoto nitrico.

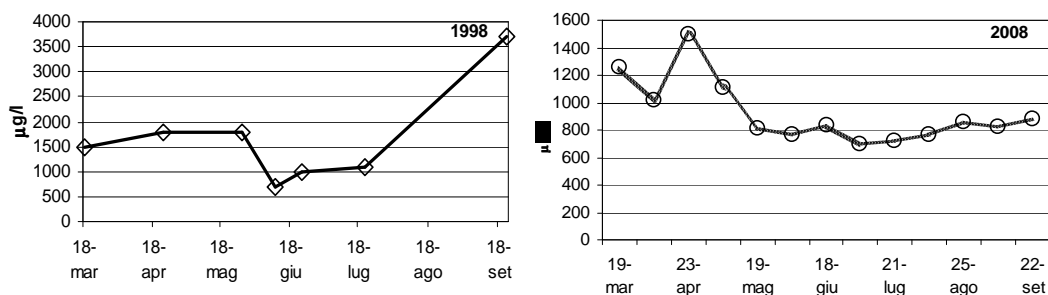


Figura 6.54: Confronto dell'andamento della concentrazione di azoto nitrico nella stazione di Boara tra i periodi marzo-settembre 1998 e marzo-settembre 2008.

Gli andamenti della concentrazione di azoto ammoniacale, espresso come N-NH_4^+ (Figura 6.55), evidenziano che la concentrazione rilevata nel 1998 oscilla tra i circa 0 $\mu\text{g/l}$ registrati a giugno e luglio e i 170 $\mu\text{g/l}$ di settembre, mentre nel 2008 il valore minimo si registra a giugno (circa 0 $\mu\text{g/l}$) e quello massimo a luglio (300 $\mu\text{g/l}$). Il valore medio del 1998 (121 $\mu\text{g/l}$) è maggiore di quello riscontrato nel 2008 (50 $\mu\text{g/l}$).

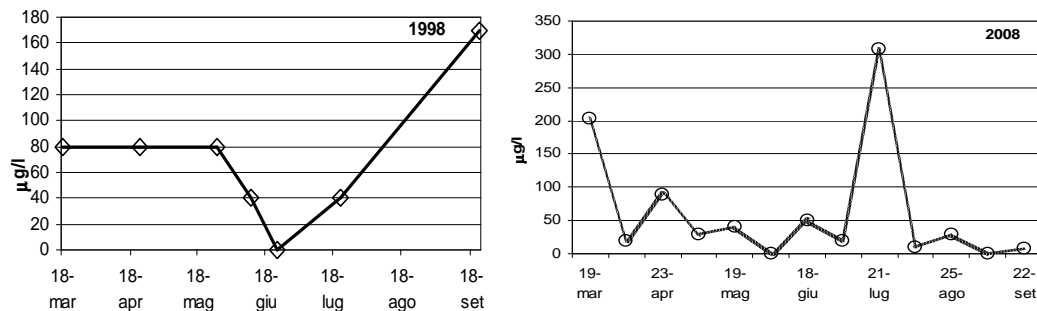


Figura 6.55: Confronto dell'andamento della concentrazione di azoto ammoniacale nella stazione di Boara tra i periodi marzo-settembre 1998 e marzo-settembre 2008.

Sebbene nel 2008 manchino alcuni dati, gli andamenti della concentrazione di azoto nitroso sembrano dissimili (Figura 6.56). L'azoto nitroso rilevato nel 1998 varia dai 20 $\mu\text{g/l}$ di marzo ai 90 $\mu\text{g/l}$ di giugno, mentre le analisi del 2008 mostrano un valore minimo ad agosto (1,5 $\mu\text{g/l}$) e un valore massimo a marzo (18 $\mu\text{g/l}$). Il valore medio del 1998 è 57 $\mu\text{g/l}$ è superiore a quello del 2008 (8,3 $\mu\text{g/l}$), ma è da considerare che in quest'ultima serie di dati mancano alcuni dati relativi al mese di giugno, in cui si hanno le maggiori portate.

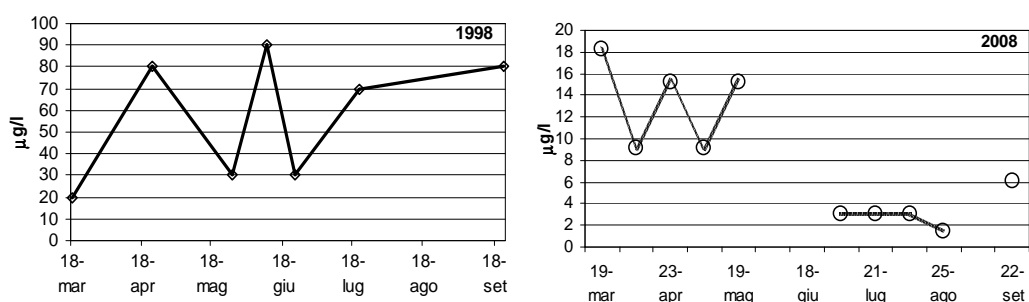


Figura 6.56: Confronto dell'andamento della concentrazione di azoto nitroso nella stazione di Boara tra i periodi marzo-settembre 1998 e marzo-settembre 2008.

Fosforo

L'andamento delle concentrazioni di fosforo totale (Figura 6.57) mostra che in ambedue i periodi di campionamento i valori più alti si registrano nel mese di giugno (200 $\mu\text{g/l}$ nel 1998 e 180 $\mu\text{g/l}$ nel 2008) in corrispondenza dei picchi di portata. Il valore minimo nel 1998 è registrato a marzo (78 $\mu\text{g/l}$), nel 2008 a settembre (52 $\mu\text{g/l}$) in entrambi i casi in periodi di magra. Il valore medio del 1998 (128 $\mu\text{g/l}$) è maggiore di quello da me rilevato nel 2008 (85 $\mu\text{g/l}$).

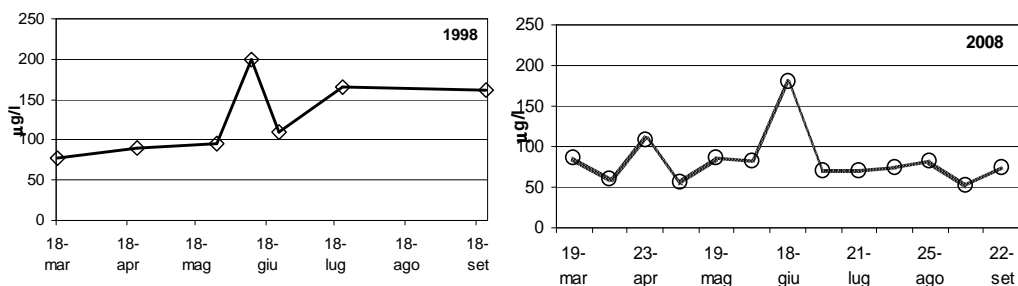


Figura 6.57: Confronto dell'andamento della concentrazione di fosforo totale nella stazione di Boara tra i periodi marzo-settembre 1998 e marzo-settembre 2008.

Gli andamenti della concentrazione di fosforo reattivo a confronto sono riportati in Figura 6.58. La concentrazione nel 1998 oscilla tra i 26 $\mu\text{g/l}$ a luglio e i 92 $\mu\text{g/l}$ di giugno, nel 2008 tra i 15 $\mu\text{g/l}$ di giugno e 60 $\mu\text{g/l}$ di luglio. Il valore medio nel 1998 (49 $\mu\text{g/l}$) è superiore a quello rilevato nel 2008 (31 $\mu\text{g/l}$).

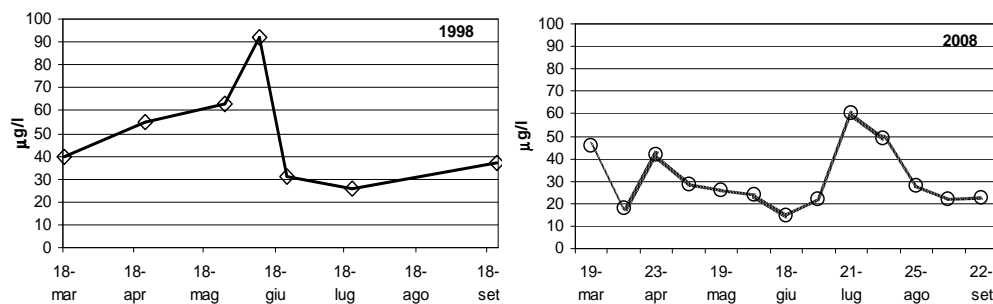


Figura 6.58: Confronto dell'andamento della concentrazione di fosforo reattivo nella stazione di Boara tra i periodi marzo-settembre 1998 e marzo-settembre 2008.

7. CONCLUSIONI

In primo luogo si è visto come la portata del fiume è fortemente modificata dall'opera dell'uomo: la parte più settentrionale del bacino presenta molti invasi artificiali idroelettrici; la parte meridionale (da Rovereto fino alla foce) è contraddistinta da numerosi e talvolta importanti canali che prelevano acqua per uso agricolo, industriale e civile, come ad esempio il canale Biffis, il canale S.A.V.A. che convoglia le acque nel canale L.E.B.

È stato inoltre constatato che lungo l'asta fluviale, da nord a sud, esiste un gradiente crescente di concentrazione per quanto riguarda le sostanze disciolte. Infatti si è osservato tale andamento per i parametri: conducibilità, alcalinità, cationi totali, anioni totali, DIN, fosforo totale e reattivo. Eccezione a questo è la concentrazione di silice, il cui andamento lungo il fiume è fortemente influenzato dalla litologia del suolo, e quindi è più concentrata nelle stazioni settentrionali rispetto alle stazioni meridionali. L'andamento delle concentrazioni di due dei principali nutrienti algali, fosforo e azoto, è fortemente influenzato da scarichi agricoli, industriali e civili che contengono questi due elementi, ma rispetto alle concentrazioni medie di azoto e fosforo relative al periodo 97-98 (Carrer, 2001) nel tratto di pianura del fiume (Boara) si osserva una diminuzione dei valori sia per le tre componenti del DIN che per fosforo reattivo e totale.

Alcuni parametri come conducibilità, alcalinità, anioni, cationi e durezza sono fortemente influenzati dalla diluizione, e quindi ad un aumento di portata da parte del fiume corrisponde una loro diminuzione. Nel periodo di massima portata, tra maggio e luglio, queste variabili assumono i valori minimi dell'intero periodo di studio. Altre variabili sembrano meno dipendenti dalle variazioni di portata, per esempio le concentrazioni della silice.

Una situazione particolare si riscontra a Pescantina. In questa stazione, a causa del prelievo di acqua da parte del canale Biffis, la profondità dell'alveo e la portata sono molto basse. Per questo le analisi di questo sito mostrano talvolta valori che si discostano dall'andamento generale lungo le altre quattro stazioni.

Attraverso i dati di portata relativi alla stazione di Boara Pisani è stato possibile calcolare una stima del carico giornaliero dei tre principali nutrienti algali. Questo dato è però del tutto indicativo, in quanto nei periodi di massima piena del fiume non sono stati effettuati campionamenti. Per un miglior monitoraggio del fiume bisognerebbe sicuramente effettuare dei campionamenti supplementari nei periodi in cui sono previsti i massimi valori di portata fluviale.

Infine, e' stato possibile valutare come i parametri da me analizzati si inseriscono nella classificazione della qualità delle acque in base ai criteri del D.L. 152/06. Utilizzando i parametri disponibili ho constatato che lungo l'asta fluviale il livello di inquinamento per l'ossigeno disciolto passa da 1 a 2, quello dell'azoto ammoniacale da 3 a 2, quello dell'azoto nitrico rimane costante a 2 e quello del fosforo totale oscilla tra 1 e 2. Tuttavia, tenendo conto di questi quattro parametri, rispetto alla valutazione delle qualità del Fiume Adige effettuata dieci anni prima (Braioni Ed, 2001) non sembrano esserci segnali di miglioramento.

È stato inoltre constatato che, per i parametri analizzati, le acque dell'Adige sono idonee alla vita acquatica dei salmonidi da Bolzano a Pescantina e dei ciprinidi a Boara anche se si è constatato che il parametro del fosforo totale non rientra mai nei valori guida richiesti dal D.L. 152/06 per la vita dei Salmonidi, e riguardo ai Ciprinidi solo nella stazione di Bolzano rientra nel valore guida previsti dallo stesso decreto.

BIBLIOGRAFIA

APAT IRSA-CNR *Manuali e Linee Guida* 29/2003, Metodi analitici per le acque

ARPAV Dipartimento Regionale per la Sicurezza del Territorio, 2007. *Analisi Idrologiche per la valutazione integrata delle qualità degli Habitat acquatici urbani del fiume Adige e del suo corridoio fluviale nel Comune di Verona*. U.O. Rete Idrografica Regionale, Data 13/12/2007 Nota Tecnica n°06/07

AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME ADIGE, 2003. *Il progetto preliminare stralcio del piano di bacino e il programma di formazione del piano di bacino*. QUADERNO N. 3. Trento 2003.

BOON P.J., CALOW P., PETTS G.E. (Eds.), 1992. *River conservation and management*. Wiley and Sons, New York, USA

BRAIONI A., 1986. *Aspetti e problemi dell'antropizzazione nel tratto veronese del bacino idrografico dell'Adige*. In Braioni M.G. & Ruffo: Ricerche sulla qualità delle acque dell'Adige. Mem. Museo civ. St. Nat. Verona, 6 : pp. 5 – 55

BRAIONI M.G., 1993. *Capacità autodepurativa dei corsi d'acqua: influenza della qualità delle rive*. Atti del 21° Convegno nazionale Ambiente e Risorse (6-10 settembre, Bressanone Bolzano): 297-306.

BRAIONI M.G., BRACCO F., CISOTTO P., GHIRELLI L., VILLANI M.C., BRAIONI A., GIRELLI L., MASCONALE M., CAMPEOL G., and SALMOIRAGHI G., 2000. *The biological – ecological and environmental landscape indices and procedures in the planning and sustainable management of the riverine areas: The case of the study of the river Dese and the river Adige*. In MAIONE U., MAJONE LEHTO B. & MONTI R. [Eds]. *New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life*. © 2000 Balkema, Rotterdam, pp. 97-110.

BRAIONI M.G. (Ed.), 2001. *Studi e Ricerche finalizzate alla valutazione integrata delle qualità del fiume Adige. Relazione conclusiva*. Autorità di Bacino Nazionale del F. Adige, Dipartimento di Biologia Evoluzionistica dell'Università di Bologna, LASA, Università di Padova, DAEST, Università di Venezia, Provincie Autonome di Trento e Bolzano, Regione Veneto.

BRAIONI M.G., SALMOIRAGHI G. (Eds), 2001. *Qualità delle rive*. Cap. 5. In: BRAIONI M.G. (Ed), 2001. Studi e ricerche finalizzati alla valutazione integrata delle qualità del fiume Adige Relazione conclusiva. Sottoprogetto 1. Autorità di Bacino Nazionale del F. Adige, Dipartimento di Biologia Università di Padova, Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Università di Bologna, Provincie Autonome di Trento e Bolzano, Regione Veneto.

BRAIONI M.G., SALMOIRAGHI G. (Eds), 2001b. *Monitoraggio chimico-fisico e microbiologico delle acque superficiali del Fiume Adige*. Cap. 6. In: BRAIONI M.G. (Ed) Studi e ricerche finalizzati alla valutazione integrata della qualità del Fiume Adige. Relazione conclusiva (sottoprogetto 1). Dipartimento di Biologia Università di Padova; LASA, Università di Padova, Dipartimento di Biologia Evoluzionistica, Università di Bologna; Autorità di Bacino Nazionale del Fiume Adige; Provincie Autonome di Trento e Bolzano, Regione Veneto; APPA di Bolzano e di Trento, ARPAV di Verona, Padova, Rovigo, Venezia.

BRAIONI M.G., SALMOIRAGHI G. (Eds), 2001c. *Stato delle conoscenze sull'idrologia del Fiume Adige*. Cap. 8. In: BRAIONI M.G. (Ed) Studi e ricerche finalizzati alla conoscenza integrata della qualità del Fiume Adige. Relazione conclusiva Sottoprogetto 1. Dipartimento di Biologia Università di Padova - Dipartimento di Biologia evoluzionistica, Università di Bologna; Autorità di Bacino Nazionale del Fiume Adige, Provincie Autonome di Trento e Bolzano, Regione Veneto, APPA di Bolzano e di Trento, ARPAV di Verona, Padova, Rovigo, Venezia.

BRAIONI M. G., SALMOIRAGHI G. , BRACCO F., VILLANI M., BRAIONI A., GIRELLI L., 2002, *"Functional Evaluations in the Monitoring of the River Ecosystem Processes: the River Adige as a Case Study"*. TheScientificWorldJournal, vol.2, pp. 660 – 683 (open access).

BRAIONI M.G., BRAIONI A., GHETTI P.F., SALMOIRAGHI G., SILIGARDI M., 2004. *Prime esperienze di applicazione della WFD 60/2000: limiti e applicazioni*. Biologia Ambientale, 19 (1): 17-24. Atti del Seminario: Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE. Trento, 12-13 febbraio 2004. BALDACCINI G.N.E SANSONI G. (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005

BRAIONI M.G., BRAIONI A., SALMOIRAGHI G., 2005. *Valutazione integrata del sistema "Fiume – corridoio fluviale" mediante Indici ambientali e paesaggistici: i casi studio del sistema Adige e Cordevole*. Quaderni di Valutazione Ambientale, Associazione Analisti Ambientali MILANO, (QVA Studi n°2 pp. 1-166)

BRAIONI M.G., BRAIONI A., SALMOIRAGHI G., 2006. *A model for the integrated management of river ecosystems*. Verh. Internat.Verein. Limnol., 29 (4): 2115-2123.

BUNN S.E., ARTHINGTON A.H., 2002. *Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity*. Environmental Management, 30 (4), 492-507.

CARRER M.G., 2001. *Monitoraggio delle acque e dei sedimenti*. Cap. 4. In BRAIONI M.G. (Ed) Studi e ricerche finalizzati alla conoscenza integrata della qualità del Fiume Adige. Relazione conclusiva Dipartimento di Biologia Università di Padova – Dipartimento dei processi chimici dell'ingegneria LASA, Università di Padova; Autorità di Bacino Nazionale del Fiume Adige.

CINNIRELLA S., TROMBINO G., PIRRONE N., 2007, *Il ruolo dei cambiamenti climatici nella dinamica dei nutrienti nel continuum bacino del Po - nord Adriatico*. Istituto sull'Inquinamento Atmosferico, CNR, Rende (Cs), Italia, 569 - 572

DECRETO LEGISLATIVO 152/2006. *Norme in materia ambientale*. Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96.

DIRETTIVA 2000/60/CE del 23/10/00 - "Istituzione di un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque". Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee. L. n°327 del 22 dicembre 2000

FROSINI B.V., 1998, *Introduzione alla statistica*. La nuova Italia scientifica, Roma. 311 pp.

JUNK W.J., 2004. *Flood pulsing and linkage between terrestrial, aquatic and wetland system*. 11 pp. International Association for Theoretical and Applied Limnology vol.29 (1): 11. XXIX Congress Lahti, Finland 8-14 August 2004.

HUISMAN, J., HULOT F., 2005. *Population dynamics of harmful cyanobacteria. Factors affecting species composition*. In Huisman, J., H. C. P. Matthijs & P. M. Visser (Eds), *Harmful Cyanobacteria*. Springer-Verlag, Dordrecht, The Netherlands, pp. 143 – 176.

KNIGHTON D., 1998, *Fluvial Forms & Processes, A new perspective*, Arnold, London., 383 pp.

MINSHALL G.W., PETERSEN R.C., CUMMINS K.W., BOTT T.L., SEDELL J.R., CUSHING C.E., VANNOTE R.L., 1983, *Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics*. Ecological Monographs, Vol. 53, no. 1, pp. 1-25.

NAIMAN R.J., DECAMPS H., PASTOR J., JOHNSTON C.A., 1988. *The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems*. J.N.Am.Benthol. Soc., 7: 289-306.

NAIMAN R.J. & DECAMPS H. (Eds), 1990. *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Man and the Biosphere series, 4. The Parthenon Publishing Group, Carnforth.

NEWBOLD J.D., 1994. *Cycles and Spirals of nutrients: 370-410*. In: CALOW, P. and G. E. PETTS (eds). 1992-1994. *The rivers Handbook*, 1-2. Blackwell Scientific Publication, Oxford, England.

NÖGES T., LAUGASTE R., NÖGES P., TÖNNO I., 2007, *Critical N:P ratio for cyanobacteria and N₂ fixing species in the large shallow temperate lakes Peipsi and Võrtsjärv, North-East Europe*. Springer Science+Business Media B.V. 2007, pp. 77 - 86

SALMASO N., BRAIONI M.G., 2007. *Factors controlling the seasonal development and distribution of the phytoplankton community in the lowland course of a large river in Northern Italy (River Adige)*. Aquatic Ecology. DOI 10.1007/s10452-007-9135-x.

SALMASO N., DECET F., 1998, *Interactions of physical, chemical and biological processes affecting the seasonality of mineral composition and nutrient cycling in the water column of a deep subalpine lake (Lake Garda, Northern Italy)*. Archiv fuer Hydrobiologie [Arch. Hydrobiol.]. Vol. 142, no. 4, pp. 385 - 414. Jul 1998.

TONOLLI V. 1969, *Introduzione allo studio della limnologia*, ed. Istituto Italiano di Idrobiologia, Verbania Pallanza. 280 pp.

TURRI E. RUFFO S., 1992, *L'Adige, il fiume, gli uomini, la storia*. Cierre Edizioni, Verona.

TYLER MILLER G., 2002, *Scienze ambientali*. Edises. 548 pp.

VANNOTE R. L., MINSHALL G. W., CUMMINS K. W., SEDELL J. R., CUSHINGS C. E., 1980. *The river continuum concept*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:130-137

WARD J.V., 1989. *The four-dimensional nature of lotic ecosystem*. J.N.Am.Benthol.Soc., 8:2-8.

FIGURE ALLEGATE AL TESTO



Figura 1: Area geografica (tratto da <http://www.bacino-adige.it>)

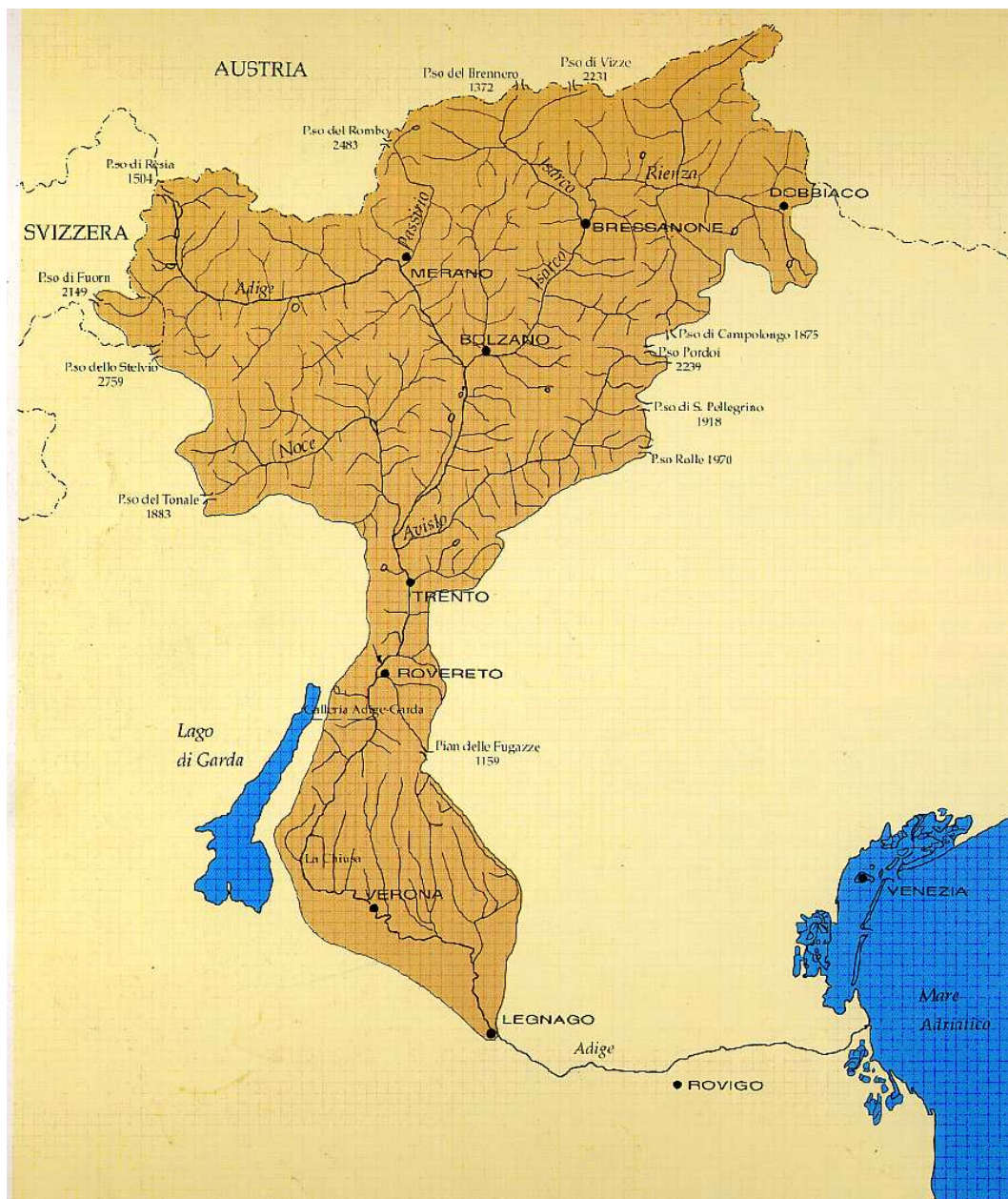


Figura 2: Bacino idrografico del Fiume Adige (tratto da Turri & Ruffo, 1992)

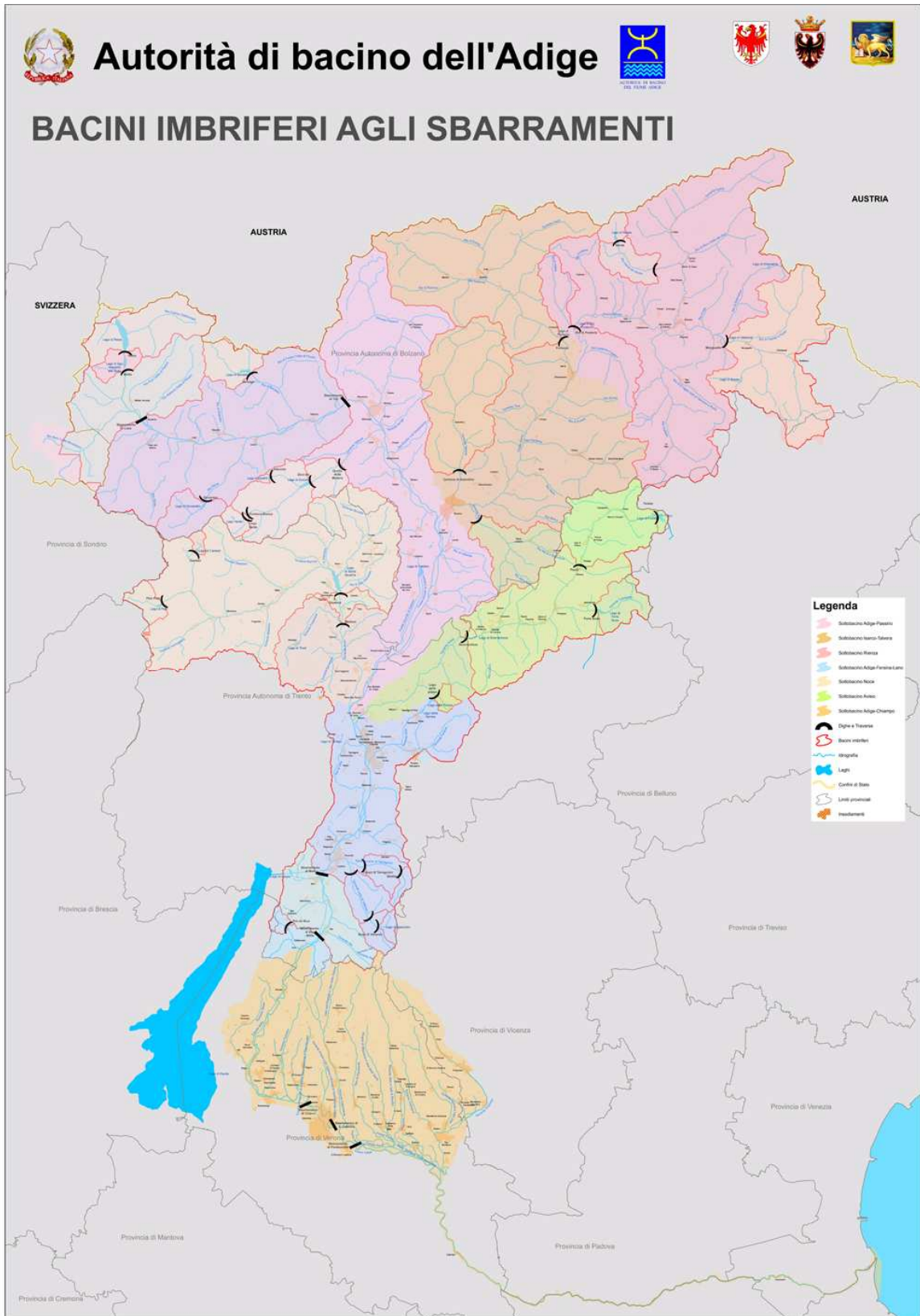


Figura 3: Bacini imbriferi agli sbarramenti (tratto da <http://www.bacino-adige.it>)

BACINO DEL FIUME ADIGE

SCHEMA IDRAULICO DELLE DERIVAZIONI E DELLE RESTITUZIONI
ooOoo
DISLOCAZIONE DEI BACINI ARTIFICIALI E DELLE TRAVERSE
A FINI IDROELETTRICHE
ooOoo
DISLOCAZIONE IDROMETRI

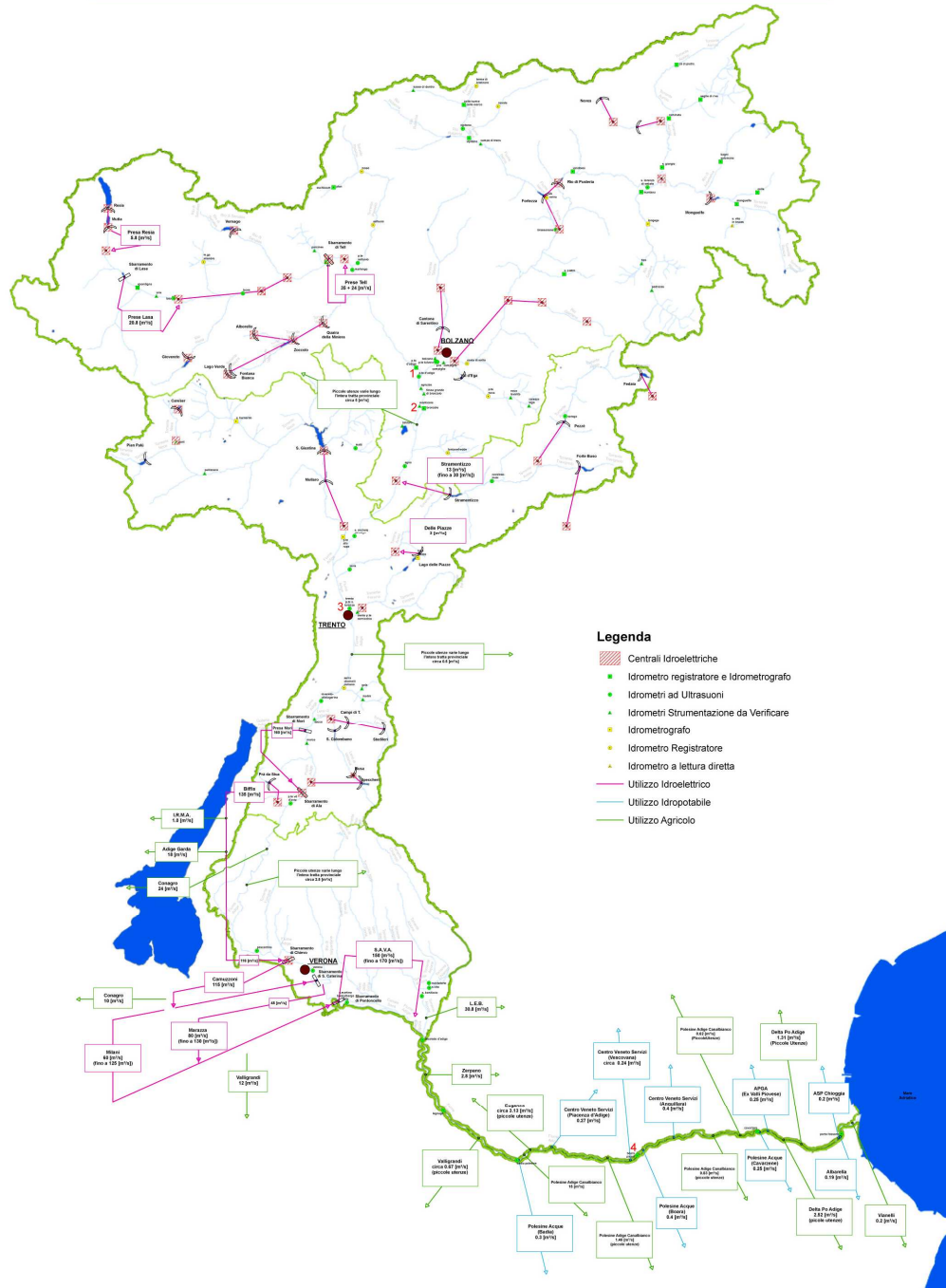


Figura 4: Uso delle acque del bacino del Fiume Adige e dei suoi affluenti (tratto da <http://www.bacino-adige.it>)

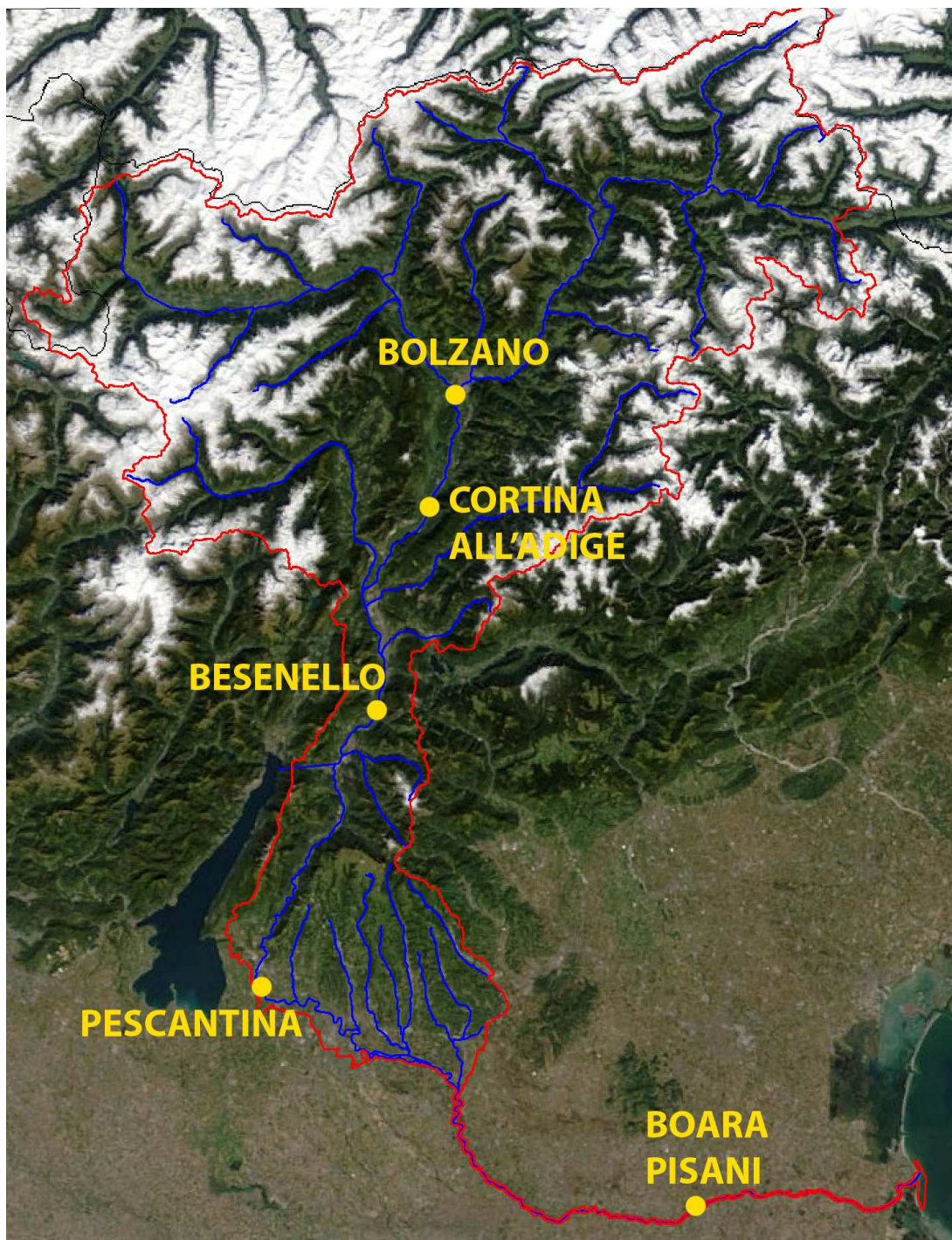


Figura 5: Localizzazione delle stazioni di campionamento (tratto da GoogleEarth, modificato)