

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

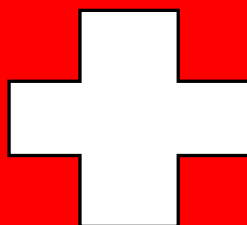
Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore

Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008 - 2012
Campagna 2008

a cura di Roberto Bertoni

Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi
Sede di
Verbania Pallanza



ISSN: 1013-8099

Commissione Internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore
Aspetti limnologici

Programma quinquennale 2008 - 2012
Campagna 2008

a cura di Roberto Bertoni

Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi
Sede di
Verbania Pallanza

I dati riportati nel presente volume possono essere utilizzati purché se ne citi la fonte come segue:

C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania. 2009. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagna 2008.* Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 116 pp.

INDICE

INTRODUZIONE	1
<i>(R. Bertoni)</i>	
Prefazione	1
Inquadramento geografico	2
Modalità di campionamento e metodi di analisi	3
Unità di misura	4
1. INDAGINI SUL BACINO IMBRIFERO	5
<i>(M. Ciampittiello e A. Rolla)</i>	
1.1. Caratteristiche idrologiche	5
1.1.1. <u>Pluviometria del bacino imbrifero</u>	5
1.1.2. <u>Deflussi</u>	8
2. VALUTAZIONE DEL TEMPO DI RESIDENZA DELLE ACQUE LACUSTRI	11
<i>(V. Ambrosetti, L. Barbanti, E.A. Carrara, A. Ferrari e A. Rolla)</i>	
2.1. Introduzione	11
2.1.1. <u>Modello</u>	12
2.1.2. <u>Caratteristiche e analisi delle simulazioni</u>	14
2.1.2.1. Modello discreto del lago	14
2.1.3. <u>Prima serie di simulazioni</u>	15
2.1.3.1. Prima simulazione Caso Verbano-10	16
2.1.3.2. Seconda simulazione Caso Verbano-10T	23
2.1.3.3. Terza simulazione Caso Verbano-11	24
2.1.4. <u>Caratteristiche e analisi della seconda serie di simulazioni</u>	24
2.1.4.1. Prima simulazione Caso Verbano-12	24
2.1.4.2. Seconda simulazione Caso Verbano-13	25
2.1.4.3. Terza simulazione Caso Verbano-14.....	26
2.1.4.4. Quarta simulazione Caso Verbano-15	26
2.1.4.5. Quinta simulazione Caso Verbano-16	26
2.1.5. <u>Terza serie simulazioni</u>	27
2.1.6. <u>Commento finale delle simulazioni dell'idrochimica</u>	29
3. INDAGINI SULLO ZOOPLANCTON E SULLA RETE TROFICA PELAGICA ATTRAVERSO ANALISI D'ISOTOPI STABILI DI CARBONIO E AZOTO	34
Premessa	34
<i>(M. Manca)</i>	
3.1. Introduzione	35
<i>(M. Manca, A. Visconti, A. Fadda, R. Caroni, I. Cerutti e P. Volta)</i>	
3.1.1. <u>Aspetti generali e delle tecniche di analisi degli isotopi stabili</u>	35
3.1.2. <u>L'uso degli isotopi stabili di C e N in ambienti lacustri</u>	37
3.1.3. <u>Materiali e metodi</u>	38
3.1.4. <u>Risultati</u>	40
3.1.4.1. Confronto tra le diverse stazioni del pelago lacustre.....	40
3.1.5. <u>Popolamento zooplanctonico nelle tre stazioni nei quattro periodi dell'anno</u>	47
<i>(M. Manca, A. Visconti e A. Fadda)</i>	
4. DINAMICA STAGIONALE E DISTRIBUZIONE ORIZZONTALE DI FITOPLANCTON, CARBONIO ORGANICO E BATTERIOPLANCTON	53

4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici	53
<i>(G. Morabito, C. Sili, P. Panzani e A. Oggioni)</i>	
4.1.1. <u>Variazioni della biomassa algale</u>	55
4.1.2. <u>Variazioni della distribuzione spaziale dei popolamenti fitoplanctonici</u>	57
4.2. Dinamica stagionale e studio della distribuzione orizzontale del carbonio organico	67
<i>(R. Bertoni, C. Callieri, E. Caravati, M. Contesini, G. Corno e D. Manca)</i>	
4.2.1. <u>Dinamica stagionale</u>	67
4.2.2. <u>Distribuzione orizzontale</u>	70
4.3. Dinamica stagionale dei batteri e studio della loro distribuzione orizzontale	73
<i>(C. Callieri, R. Bertoni, E. Caravati, M. Contesini e G. Corno)</i>	
4.3.1. <u>Dinamica stagionale</u>	73
4.3.2. <u>Distribuzione orizzontale</u>	74
5. IDROCHIMICA LACUSTRE E DEI TRIBUTARI, BILANCIO DEI NUTRIENTI	76
<i>(M. Rogora, A. Pranzo e G. Tartari)</i>	
5.1. Chimica lacustre	76
5.1.1. <u>Chimismo di base</u>	76
5.1.2. <u>Composti dell'azoto</u>	80
5.1.3. <u>Composti del fosforo</u>	82
5.1.4. <u>Ossigeno disciolto</u>	83
5.1.5. <u>Silicati reattivi</u>	84
5.2. Apporti chimici dai tributari	86
5.2.1. <u>Caratteristiche chimiche e chimico fisiche</u>	86
5.2.2. <u>Carichi chimici</u>	92
6. PROGETTO PILOTA PER UNO STUDIO MULTIDISCIPLINARE ED INTEGRATO SU UN SOTTOBACINO DEL LAGO MAGGIORE	103
<i>(M. Ciampittiello, A. Boggero e M. Rogora)</i>	
6.1. Composizione granulometrica del sedimento	104
6.2. Campionamento	106
7. CONCLUSIONI	110
<i>(R. Bertoni)</i>	
ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI	115
APPENDICE	116

INTRODUZIONE

Prefazione

Sono qui presentati i risultati ottenuti dalle ricerche sul Lago Maggiore realizzate dalla Sede di Verbania Pallanza del CNR-ISE (già Istituto Italiano di Idrobiologia) per conto della Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere nel 2008, primo anno del settimo ciclo quinquennale di ricerche.

L'attività di ricerca sul Lago Maggiore è stata strutturata in modo da continuare a garantire la continuità della serie storica dei dati limnologici sin qui raccolti, prezioso strumento diagnostico dello stato del lago. Si sono però incluse anche nuove ricerche utili per la valutazione del potenziale impatto sulla qualità delle acque lacustri determinato da elementi di criticità recentemente evidenziatisi quali:

- 1) alterazioni idrologiche connesse coi cambiamenti climatici in atto;
- 2) modificazioni dell'idrodinamica lacustre legate al riscaldamento globale in atto;
- 3) alterazioni strutturali del popolamento zooplanctonico;
- 4) differenze areali dello stato trofico e potenziale funzione serbatoio di specie indesiderate delle aree a trofia più elevata.

I risultati ottenuti evidenziano il persistere della tendenza del lago ad evolvere verso una condizione di oligotrofia.

Inquadramento geografico

SUDDIVISIONI AMMINISTRATIVE DEL BACINO IMBRIFERO

Province (I): Novara e V.C.O. (Piemonte); Varese e Como (Lombardia)

Cantoni (CH): Grigioni, Ticino e Vallese

COORDINATE GEOGRAFICHE DEL CENTRO DEL LAGO

Latitudine: 45° 57' N

Longitudine: 3° 47' W (da Monte Mario)

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DELLA CONCA LACUSTRE

Quota media del lago	194 m s.l.m.	Prof. criptodepres.	176 m
Lunghezza del thalweg	66 km	Volume	37,502 km ³
Larghezza massima	10 km	Profondità media	176,5 m
Area ⁽¹⁾	212,5 km ²	Sviluppo del volume	1,44
Larghezza media	3,9 km	Perimetro	170 km
Profondità massima	370 m	Indice di sinuosità	3,07

Tempo teorico di rinnovo delle acque: circa 4 anni

CARATTERISTICHE MORFOMETRICHE DEL BACINO IMBRIFERO

Altitudine massima	4.633 m s.l.m.	Larg. media (dal lago)	37,6 km
Altitudine media	1.270 m s.l.m.	Indice di compattezza	1,58
Area (lago incluso) ⁽²⁾	6.599 km ²	Rapporto fra aree del bacino imbrifero e del lago	31,1

⁽¹⁾ 169,9 km² in territorio italiano e 42,6 km² in territorio svizzero.

⁽²⁾ 3.229,5 km² in territorio italiano e 3.369,5 km² in territorio svizzero.

Modalità di campionamento e metodi di analisi

Nel corso della campagna di indagini limnologiche condotta nel 2008 sul Lago Maggiore, le metodologie utilizzate per la raccolta ed il trattamento dei campioni, nonché le metodiche analitiche specifiche seguite per la loro valutazione sia in termini qualitativi che quantitativi, sono state le stesse utilizzate in occasione delle precedenti campagne. L'ubicazione delle stazioni di campionamento è indicata in figura 1.

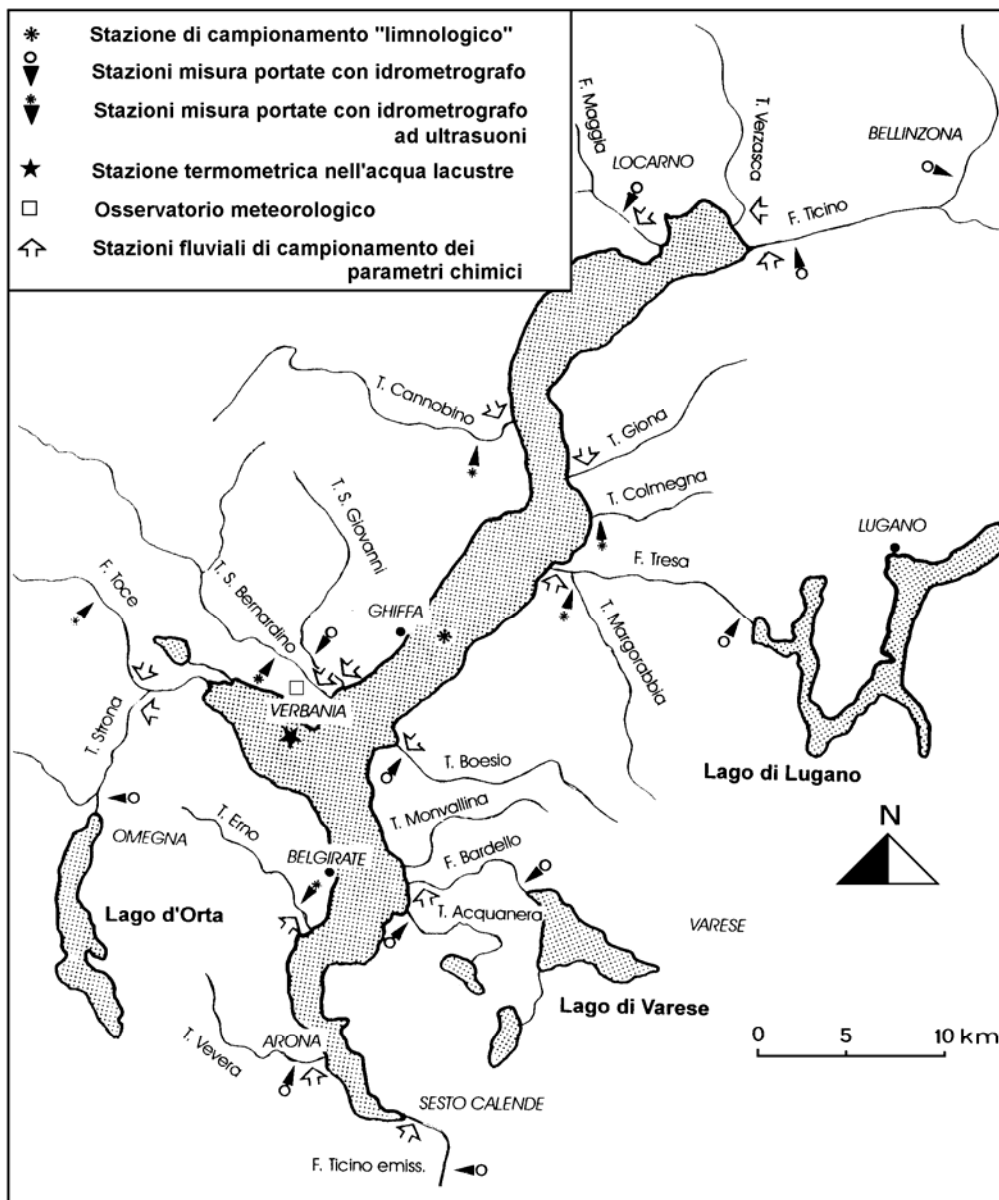


Fig. 1. Lago Maggiore, 2008. Ubicazione delle stazioni di campionamento.

Unità di misura

PARAMETRI FISICI	SIMBOLO	UNITÀ DI MISURA
Temperatura atmosferica	T _a	[°C]
Precipitazioni	P	[mm]
Evaporazione	E	[mm]
Percorso del vento	W	[km]
Direzione del vento	-	1/16 rosa dei venti
Portata	Q	[m ³ s ⁻¹]
Altezza idrometrica	H	[m s.l.m.]
Trasparenza	-	[m]
Temperatura dell'acqua del lago	Tw	[°C]
Radiazione solare globale	Q _s	[cal cm ⁻²]
Radiazione solare riflessa	Q _r	[cal cm ⁻²]
Radiazione ad onda lunga	Q _b	[cal cm ⁻²]
Calore di evaporazione	Q _e	[cal cm ⁻²]
Calore di conduzione	Q _h	[cal cm ⁻²]
Calore accumulato dal lago	Q _t	[cal cm ⁻²]
Flussi di calore	-	[cal cm ⁻² d ⁻¹]
PARAMETRI CHIMICI		
Ossigeno disciolto	O ₂	[mg O ₂ l ⁻¹]
Fosforo totale	TP	[μg P l ⁻¹]
Fosforo reattivo	RP	[μg P l ⁻¹]
Azoto ammoniacale	N-NH ₄	[μg N l ⁻¹]
Azoto nitrico	N-NO ₃	[μg N l ⁻¹]
Azoto inorganico	N _{in.}	[μg N l ⁻¹]
Azoto organico	N _{org.}	[μg N l ⁻¹]
Azoto totale	TN	[μg N l ⁻¹]
Apporti areali	-	[mg m ⁻³ a ⁻¹]
Carichi	-	[t a ⁻¹] [g d ⁻¹]
Conducibilità elettrica specifica	-	[μS cm ⁻¹] (a 20°C)
Concentrazione idrogenionica	pH	[u]
Alcalinità totale	-	[meq l ⁻¹]
Silicati reattivi	SiO ₂	[mg Si l ⁻¹]
PARAMETRI BIOLOGICI		
Clorofilla	chl- <i>a</i>	[μg l ⁻¹]
Feofitina	-	[mg m ⁻³]
Biomassa fitoplancton	-	[mm ³ m ⁻³]
Biomassa zooplancton	-	[cm ³ m ⁻³]
Densità zooplancton	-	[ind m ⁻³]
Concentrazione metalli	-	[mg kg ⁻¹]
Particellato totale (Seston)	-	[mg l ⁻¹]
Carbonio organico particellato	POC	[μg l ⁻¹]
Carbonio organico totale	TOC	[μg l ⁻¹]
Popolamento batterico eterotrofo	CMI	[cell 10 ⁶ ml ⁻¹]

1. INDAGINI SUL BACINO IMBRIFERO

1.1. Caratteristiche idrologiche

1.1.1. Pluviometria del bacino imbrifero

I dati di precipitazione, per l'anno 2008, sono stati raccolti, come di consueto, nelle stazioni pluviometriche dell'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (CNR-ISE), del Servizio Meteorologico Svizzero, dell'Ufficio dei Corsi d'Acqua, Dipartimento del Territorio del Canton Ticino, della Società Blennio e Maggia (Ofima), dell'ENEL, del Servizio Meteorologico dell'Arpa Piemonte e del Consorzio del Ticino.

I totali mensili ed annui delle precipitazioni sono riportati in tabella 1.1 insieme alle medie dell'anno in studio e ai periodi 1978-07 e 1921-77.

Gli andamenti mensili delle precipitazioni del 2008 e quelli dei periodi di riferimento, sono rappresentati in figura 1.1.

Tab. 1.1. Lago Maggiore 2008. Totali pluviometrici mensili e annuali nel bacino imbrifero (mm).

Stazione	Bacino	m s.l.m.	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
AIROLO	Ticino immissario	1139	162	42	73	121	249	86	174	185	343	235	197	113	1980
PIOTTA	Ticino immissario	1007	136	21	90	168	191	105	126	163	309	188	208	104	1809
FAIDO	Ticino immissario	760	139	26	76	159	157	97	146	124	392	214	204	116	1850
COMPROVASCO	Ticino imm.-Brenno	575	134	30	52	162	170	92	133	120	326	184	184	115	1702
BIASCA	Ticino immissario	291	186	41	62	209	213	111	203	132	411	241	232	134	2175
S. BERNARDINO (Tunnel)	Ticino imm.-Moesa	1639	151	37	90	236	248	149	280	193	332	271	221	129	2337
MESOCOCCO	Ticino imm.-Moesa	815	141	27	51	222	196	140	333	152	280	202	212	136	2092
BRAGGIO	Ticino imm.-Moesa	1320	129	19	45	218	254	176	397	197	286	208	272	143	2344
GRONO	Ticino imm.-Moesa	350	114	57	38	204	204	119	392	146	273	163	261	140	2111
BELLINZONA	Ticino immissario	225	133	34	61	197	215	199	318	138	315	218	223	151	2202
MAGADINO (Aeroporto)	Lago Maggiore	197	149	36	77	226	275	128	330	116	333	192	209	169	2240
VIRA GAMBAROGNO	Lago Maggiore	210	154	35	78	238	259	126	299	103	333	235	311	199	2370
CIMETTA	Lago Maggiore	1672	115	22	66	198	303	157	307	99	334	218	196	125	2140
LOCARNO MONTI	Lago Maggiore	366	162	40	88	243	287	137	285	93	352	219	270	173	2349
BRISSAGO	Lago Maggiore	280	171	35	93	298	283	125	272	86	397	298	287	163	2508
MALVAGLIA	Ticino imm.-Brenno	923	120	28	67	168	231	120	211	34	363	179	184	131	1832
LODRINO	Ticino immissario	275	0	0	0	42	301	139	506	157	377	229	174	160	2085
GNOSCA	Ticino immissario	247	135	26	47	241	303	280	225	72	757	256	230	98	2671
GIUBIASCO	Ticino immissario	215	0	47	0	278	326	9	204	85	153	181	243	197	1723
LUZZONE DIGA	Ticino imm.-Brenno	1617	194	32	146	302	276	167	173	223	404	330	255	142	2644
ACQUACALDA	Ticino imm.-Brenno	1775	92	17	78	123	143	155	180	135	365	218	66	143	1714
PASSO MUAZ	Ticino imm.-Brenno	1698	108	36	126	186	266	154	175	172	431	371	38	206	2269
OLIVONE	Ticino imm.-Brenno	905	49	30	73	203	149	129	167	196	22	228	111	89	1446
VERBANO CENTRALE	Lago Maggiore	202	200	44	109	311	373	131	295	86	444	354	309	226	2881
PIANO DEI CAMOSCI	Toce	2450	26	15	61	100	268	135	174	178	248	19	58	2	1282
L. TOGGIA	Toce	2170	88	8	63	70	137	90	118	120	211	97	131	84	1217
L. SABBIONE	Toce	2462	79	10	34	80	207	97	171	134	258	80	180	98	1428
L. MORASCO	Toce	1820	55	8	59	61	242	107	142	175	250	79	167	83	1428
L. VANNINO	Toce	2175	62	15	48	102	275	109	148	175	240	92	149	111	1526
PONTE FORMAZZA	Toce	1300	88	13	62	64	223	61	115	103	165	79	217	159	1349
CRODO (Ist. Agrario)	Toce	560	90	11	47	131	203	66	79	95	172	136	277	163	1470
CREVOLADOSSOLA	Toce	303	132	17	53	134	204	60	89	100	222	124	360	230	1725
DOMODOSSOLA (Nosere)	Toce	252	109	14	36	171	199	70	91	112	176	121	388	243	1730
DOMODOSSOLA	Toce	240	129	19	41	161	202	67	72	109	176	126	358	261	1721
CODELAGO	Toce-Devero	1885	117	26	90	151	252	98	144	145	226	175	344	161	1929
DEVERO (Reg. Piem.)	Toce-Devero	1640	97	19	81	146	255	95	114	87	134	183	285	147	1643
L. D'AGARO	Toce-Devero	114	18	60	124	212	120	144	111	217	129	329	176	1754	114
SIMPLON DORF	Toce-Diveria	95	19	62	115	341	106	106	141	86	137	304	186	1698	95
S. DOMENICO	Toce-Diveria	94	14	78	122	260	87	115	138	215	146	296	155	1720	94
AGRASINA	Toce-Isorno	106	11	51	132	214	66	100	116	165	131	299	206	1597	106
L. LARECCHIO	Toce-Isorno	118	19	72	169	285	117	99	158	290	200	350	236	2113	118
PONTETTO	Toce-Isorno	116	14	45	123	183	54	75	97	146	120	287	207	1466	116
DRUOGNO	Toce-Melezzo occ.	831	106	11	41	177	214	83	157	118	285	194	366	203	1955

Tab. 1.1. Continuazione.

Stazione	Bacino	m s.l.m.	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
Lago PAIONE Superiore	Toce-Bogna	657	41	15	47	129	471	146	130	181	291	148	152	34	1785
PIZZANCO	Toce-Bogna	1142	113	18	53	177	367	88	136	136	219	260	322	218	2107
L. ALPE CAVALLI	Toce-Ovesca	1510	116	24	51	142	390	110	111	121	145	152	279	224	1865
ALPE CHEGGIO	Toce-Ovesca	1460	81	23	71	175	384	124	121	128	146	140	314	109	1816
L. CAMPOSECCO	Toce-Ovesca	2281	10	16	56	114	335	133	96	113	125	100	186	155	1439
L. CAMPLICCIOLI	Toce-Ovesca	1320	123	26	65	160	445	95	151	114	154	192	335	236	2096
MACUGNAGA (P.sso Moro)	Toce-Anza	2820	49	10	44	51	232	140	116	121	99	31	109	82	1084
MACUGNAGA (Fornarelli)	Toce-Anza	1185	56	17	51	159	345	124	135	93	100	128	304	114	1626
			153	31	66	292	314	122	195	115	335	192	376	243	2434
OMEGNA	Toce-Strona	298	156	39	69	284	289	252	295	70	293	154	342	277	2520
MONTE MESMA	Toce-L. d'Orta	575	139	43	66	256	270	138	194	40	95	108	174	0	1523
MOTTARONE (Baita CAD)	Toce-L. d'Orta	1302	87	22	52	318	317	275	303	96	319	169	362	114	2434
ROBIEI	Maggia	1898	223	63	230	320	484	260	214	320	550	360	334	269	3625
CEVIO	Maggia	418	167	29	66	186	244	120	125	135	381	241	255	166	2115
BOSCO GURIN	Maggia	1505	162	30	110	236	299	121	128	170	323	208	282	227	2296
MOSOGNO	Maggia	760	184	27	65	245	272	146	180	116	548	305	339	192	2619
CORTINO CAVAGNOLI	Maggia	2226	159	11	140	252	360	203	169	269	422	330	389	267	2971
CAVERGNO CENTRALE	Maggia	540	170	28	70	234	264	119	120	169	381	221	385	210	2369
PIANO DI PECCIA	Maggia	1020	118	24	76	162	209	114	105	148	306	214	197	121	1791
SAMBUCO DIGA	Maggia	1471	173	36	92	190	196	162	167	162	342	109	308	235	2172
FUSIO	Maggia	1300	142	35	52	183	269	122	281	126	380	216	166	159	2131
MAGGIA	Maggia	327	144	28	74	254	334	109	179	105	468	353	332	186	2566
PALAGNEDRA	Maggia	498	158	26	69	230	300	99	173	111	601	374	376	304	2817
CAMEDO	Maggia	550	181	41	24	253	337	5	205	77	141	165	202	212	1842
SONOGNO	Verzasca	925	184	51	94	264	253	196	218	229	746	291	271	162	2959
FRASCO	Verzasca	890	79	24	30	165	158	110	86	167	558	241	184	225	2025
AROSIO	Tresa	860	159	40	72	226	237	156	389	98	258	248	172	160	2215
ISONE	Tresa	810	159	41	82	268	307	167	480	45	308	255	192	222	2527
LUGANO	Tresa	273	136	37	79	223	267	182	359	110	189	201	246	160	2189
CRANA TORRICELLA	Tresa	1002	171	38	129	318	338	206	422	156	363	260	265	173	2839
PONTE TRESA	Tresa	274	152	51	120	279	325	179	380	82	207	177	281	195	2428
STABIO	Tresa	353	180	40	94	254	284	269	183	116	89	172	261	180	2122
MENDRISIO	Tresa	290	197	47	94	279	305	3	218	71	130	170	259	206	1977
GERMIGNAGA	Tresa	203	162	48	72	251	299	148	276	77	330	164	227	200	2254
CURSOLO O. (M.te Pradini)	Cannobino	940	158	26	62	317	304	131	202	95	498	272	362	219	2647
LUNECCO	Cannobino	415	173	32	74	304	300	126	292	82	354	283	332	219	2570
CANNOBIO	Cannobino	220	151	37	89	294	272	117	302	77	350	236	275	191	2391
MOTTAC	S. Bernardino	1695	63	21	19	205	327	142	155	135	350	208	486	59	2170
CICOGNA	S. Bernardino	770	188	38	81	366	305	123	270	98	361	256	458	293	2836
MIAZZINA	S. Bernardino	721	79	17	47	164	254	142	242	90	246	206	352	213	2052
PIANCAVALLO	S. Giovanni	1240	131	44	111	314	333	136	242	106	375	250	237	165	2444
MERGOZZO	L. di Mergozzo	195	171	39	60	304	273	103	209	161	271	185	457	288	2521
CANDOGLIA	Toce	201	142	36	52	251	259	104	165	114	277	159	370	204	2133
PALLANZA	Lago Maggiore	211	174	47	96	302	315	141	251	96	357	178	345	257	2559
SOMERARO	Lago Maggiore	470	168	44	91	301	324	181	342	85	272	174	365	255	2602
MOTTARONE VETTA	Erno	1491	87	22	52	318	317	275	303	96	319	169	362	114	1947
MIORINA	Ticino emissario	195	158	38	79	188	265	140	132	101	67	91	275	179	1713
	2008		127	29	71	208	275	131	204	127	297	199	269	175	2105
	1978 - 2007		73	59	96	166	206	159	132	159	184	197	132	74	1644
	1921 - 1977		63	75	103	163	199	168	142	172	180	183	178	83	1709

- dato mancante dato ricostruito *dato parziale*

Nel 2008 si sono registrati, mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore 2105 mm. Tale valore risulta superiore alle medie pluriennali dei periodi di riferimento, 1978-2007 e 1921-1977, rispettivamente 1644 mm e 1709 mm. La stazione che ha fatto registrare le maggiori precipitazioni annuali è stata Robieci con 3625 mm; mentre il massimo mensile si è registrato a Settembre a Palagnedra (601 mm).

La stazione con le minori precipitazioni annuali è stata quella sul Lago Toggia e, mediamente la zona della Val d'Ossola è quella dove è piovuto meno rispetto al resto del bacino. Ci sono stati anche mesi con precipitazioni nulle a Lodrino, Gennaio, Febbraio e Marzo e a Giubiasco, Gennaio e Marzo.

Si sono avute precipitazioni superiori rispetto alla media in quasi tutti i mesi dell'anno; fanno eccezione Febbraio, Marzo, Giugno ed Agosto. Le piogge di Ottobre sono molto vicine ai valori medi pluriennali 199 mm nel 2008, 197 mm nel periodo 1978-2007 e 183 mm nel periodo 1921-1977. I mesi più piovosi sono stati, Settembre e Maggio; da segnalare valori particolarmente elevati anche a Novembre (269 mm) e a Luglio (204 mm), rispetto alle piogge registrate negli stessi mesi dei periodi di riferimento.

La distribuzione spaziale delle piogge presenta diversi nuclei con differenti valori di precipitazione, elevati valori nelle zone della Valle Maggia, della Valgrande, del Basso Toce e del Bacino Borromeo, e valori più bassi nella zona di nord-ovest del bacino.

Per quanto riguarda la distribuzione stagionale (Tab. 1.2) si sono registrate piogge superiori alla media in autunno (45 %), leggermente superiori in primavera (19 %), nella media in estate e leggermente inferiori in inverno (17 %).

Considerando il nuovo trentennio di riferimento (1971-2000), si sono calcolati gli scarti dalla media degli ultimi anni, dal 2001 al 2008 e si è tracciato un grafico dello scarto cumulato dalla media (Fig. 1.1), per valutare l'andamento delle piogge dell'ultimo periodo rispetto a tale trentennio di riferimento.

La lettura del grafico deve essere fatta considerando che il valore zero rappresenta un valore medio di pioggia di riferimento e che i valori negativi sono uno scostamento in diminuzione da tale valore medio. Il trend in decrescita delle piogge dal 2002 al 2007 è molto chiaro, così come la controtendenza verificatasi nel 2008.

Tab. 1.2. Piogge stagionali del 2008 e per i periodi di riferimento.

Periodo	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
2008	177	553	461	765
1978-07	208	468	451	513
1921-77	221	465	482	541

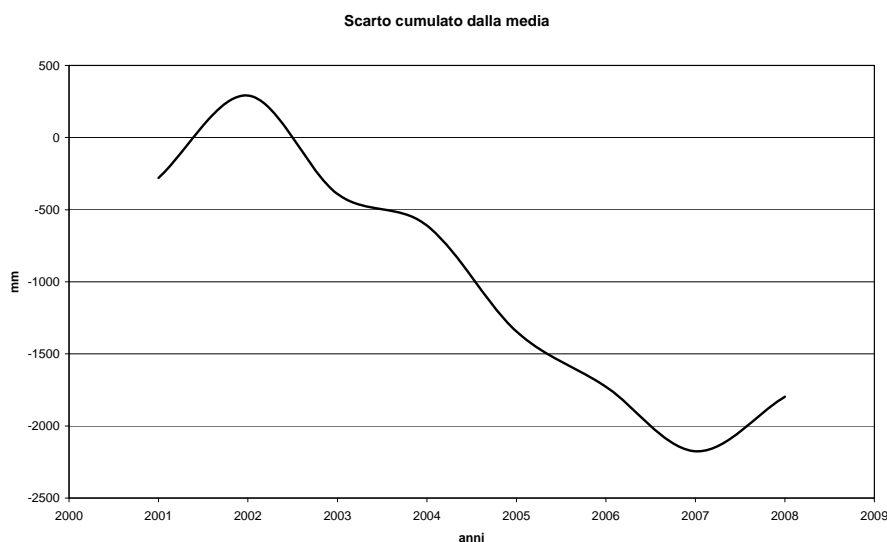


Fig. 1.1. Lago Maggiore 2008. Andamento delle piogge annuali degli ultimi 8 anni calcolato rispetto al trentennio di riferimento (1971-2000).

Si può quindi dire che l'andamento delle piogge dal 2002 al 2007 è sicuramente caratterizzato da una progressiva diminuzione delle quantità annue e che il 2008 rappresenta un'inversione di tale andamento.

1.1.2. Deflussi

Nella tabella 1.3, unitamente alle regioni amministrative di appartenenza, sono riportate le principali caratteristiche morfometriche dei bacini dei corsi d'acqua, presi in considerazione, sia per quanto attiene ai principali immissari che all'emissario del Lago Maggiore.

I dati riguardanti i deflussi dei principali immissari e dell'emissario del Lago Maggiore, misurati nel 2008, attraverso le reti di rilevamento dell'Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, dell'Ufficio Federale dell'Ambiente di Berna e dei Consorzi del Bardello e del Ticino, sono riportati in tabella 1.4.

Tab. 1.3. Lago Maggiore 2008. Bacini idrografici dei principali immissari e dell'immissario: regioni di appartenenza, aree (km²) e caratteristiche altimetriche (m).

Corso d'acqua	Regione Amministrativa	Area sez. misura	Quota sez. misura	Area totale	Altitudine massima	Altitudine mediana
Ticino immissario	Canton Ticino	1515,0	220	1616,21	3402	1720
Maggia	Ticino-Piemonte	926,0	202	926,10	2864	1550
Cannobino	Piemonte	107,0	215	110,42	2193	1057
S. Giovanni	Piemonte	55,0	226	60,71	2156	914
S. Bernardino	Piemonte	125,0	225	130,84	2301	1228
Toce	Piemonte	1532,0	198	1774,11	4633	1570
Niguglia	Piemonte	115,7	289	115,72	1643	595
Erno	Piemonte	25,0	220	25,64	1491	657
Vevera	Piemonte	21,0	196	21,43	912	449
Bardello	Lombardia	111,7	238	134,27	1227	284
Boesio	Lombardia	45,0	197	45,37	1235	501
Margorabbia	Lombardia	94,5	197	94,59	1226	490
Tresa	Ticino-Lomb.	615,0	271	754,20	2245	650
Ticino emissario	Lomb.-Piemonte	6599,0	191	6599,00	4633	1283

L'andamento dei deflussi nel 2008 è stato molto più variabile rispetto a quello degli afflussi, sia per quanto riguarda le distribuzioni mensili, sia per quanto riguarda i singoli corsi d'acqua. Non è stato ancora possibile sostituire l'idrometro sul Torrente San Giovanni, né quello sul Torrente Erno, di conseguenza nel 2008 non ci sono dati di portata relativi a questi due corsi d'acqua.

Il Ticino Immissario, il T. Cannobino, il T. San Bernardino, il F. Tresa ed il Ticino Emissario hanno fatto registrare valori di portata superiori rispetto a quelli dei periodi di riferimento (Tab. 1.4).

In particolare le portate del F. Tresa e del Ticino Immissario sono state superiori al periodo di riferimento rispettivamente per il 31 % e per il 19 %.

Il T. Vevera, il F. Toce, il T. Bardello e il T. Margorabbia invece, hanno mediamente avuto portate annuali inferiori alla media di riferimento. In particolare si è registrato un valore inferiore del 13 % rispetto al periodo di riferimento per il T. Niguglia e del 10 % per il T. Vevera.

Le portate annuali del T. Boesio non sono complete a causa di un mal funzionamento dello strumento; il valore riportato, non è indicativo dell'andamento annuale.

Tab. 1.4. Portate medie mensili e annue del 2008 e dei periodi pluriennali di confronto.

Corso d'acqua	Periodo	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC	ANNO
TICINO IMM.	2008 *	31,14	37,47	38,99	50,53	142,16	121,02	113,08	53,87	152,73	59,98	101,29	50,99	79,37
	1978-07	32,74	30,97	35,81	51,94	105,77	116,27	91,11	63,97	67,34	78,30	57,10	36,25	64,16
	1921-74	28,00	27,30	31,00	52,30	108,00	140,00	107,00	82,90	80,00	70,90	61,10	35,80	68,70
CANNOBINO	2008 *	5,06	4,48	5,09	9,30	10,74	6,03	11,85	17,76	25,62	12,69	12,55	5,53	10,58
	1978-07	2,52	2,51	4,37	8,01	9,11	6,60	4,45	3,86	6,66	9,02	6,09	3,82	5,60
S. GIOVANNI	2008 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1978-06	1,16	0,98	1,74	3,47	3,75	2,76	1,91	1,20	2,78	4,02	2,86	1,31	2,30
S. BERNARDINO	2008 *	2,00	1,44	2,30	9,89	16,83	5,81	4,65	1,01	12,78	5,47	23,95	6,06	7,67
	1978-07	2,13	2,14	4,87	11,38	14,72	8,33	4,69	3,93	9,04	11,91	6,80	3,00	6,91
	1955-69	2,10	2,92	4,74	9,76	10,60	10,50	4,92	5,85	8,93	9,17	9,42	3,76	6,88
TOCE	2008 §	16,86	17,40	15,08	24,42	149,47	122,25	57,15	35,42	68,13	30,52	146,50	44,30	60,65
	1978-07	27,25	26,63	34,27	59,10	111,10	114,26	82,24	60,96	67,87	84,84	58,63	33,27	63,46
	1936-64	30,90	30,00	34,90	59,70	105,10	127,10	93,40	74,30	73,50	72,10	64,90	37,80	67,10
NIGUGLIA	2008 *	2,20	2,00	1,61	2,71	5,72	6,12	5,72	2,69	3,56	2,05	7,51	6,85	4,05
	1979-07	2,68	2,17	3,00	5,53	7,39	6,00	3,58	2,4	3,25	7,13	5,46	3,53	4,35
	1941-60	3,57	3,71	3,53	4,98	6,93	6,45	4,51	3,67	4,38	5,57	7,68	4,70	4,97
ERNO	2008 *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1978-07	0,70	0,60	0,94	1,43	1,55	1,11	0,68	0,54	0,90	1,60	1,06	0,69	0,98
VEVERA	2008 *	0,23	0,18	0,15	0,48	1,04	0,72	0,58	0,15	0,20	0,09	0,96	1,51	0,53
	1978-07	0,57	0,47	0,57	0,77	0,89	0,68	0,39	0,30	0,39	0,87	0,63	0,49	0,58
BARDELLO	2008 *	2,28	1,66	1,58	2,48	4,07	6,13	3,37	0,95	1,91	1,17	3,27	5,44	2,80
	1978-07	2,67	2,45	2,82	3,13	4,12	3,79	2,57	1,33	2,27	3,03	2,85	2,41	2,79
	1939-56	2,55	2,84	2,73	3,22	3,90	3,32	2,91	1,87	2,25	2,60	3,43	2,81	2,87
BOESIO	2008 *	0,81	-	-	-	-	1,64	1,68	0,95	0,93	0,73	1,59	1,85	1,30
	1978-07	1,46	1,11	1,58	2,37	2,73	2,09	1,41	0,87	1,40	2,42	2,00	1,24	1,67
MARGORABBIA	2008 *	2,17	1,63	1,63	3,17	4,87	3,46	3,60	0,94	1,18	0,79	5,05	5,05	3,17
	1978-07	2,50	2,23	3,30	4,50	5,19	3,95	2,21	1,51	2,42	5,22	4,40	2,36	3,35
TRESA	2008 *	11,19	17,06	12,19	34,30	54,91	36,83	56,25	18,11	24,56	15,31	50,99	37,00	30,73
	1978-07	14,02	11,66	16,88	29,09	38,50	31,75	20,80	15,29	20,78	30,34	24,86	15,82	22,51
	1923-74	16,10	14,90	17,70	27,80	36,60	34,60	25,30	19,10	20,70	24,10	33,80	23,30	24,50
TICINO EMISS.	2008 *	100,27	88,87	89,88	229,05	560,79	562,52	477,21	253,50	479,10	197,55	559,83	338,60	328,60
	1978-07	148,46	142,88	179,37	286,56	445,29	425,34	335,95	248,52	261,58	393,44	246,93	175,80	277,57
	1921-77	145,00	147,00	159,00	263,00	435,00	495,00	384,00	295,00	316,00	318,00	327,00	193,00	290,00

§ I dati relativi a questo corso d'acqua saranno soggetti ad ulteriori verifiche; - dato mancante; (*) dato in attesa di validazione; *dato parziale*

I valori massimi si sono registrati principalmente a Settembre e a Novembre, tranne che per il F. Margorabbia (a Maggio) e per il T. Tresa (a Luglio). I valori minimi hanno avuto una distribuzione molto variabile nell'anno, tra Gennaio e Ottobre ed in particolare: a Gennaio per il Ticino immissario, il T. Vevera ed il F. Tresa, a Febbraio per il Toce, a Marzo per il Ticino Emissario, ad Aprile per il Niguglia, ad Agosto per il Cannobino e il Bardello, a Settembre per il San Bernardino e a Ottobre per il T. Margorabbia.

Mediamente l'andamento annuale dei deflussi è caratterizzato da tre picchi, anziché due; in alcuni corsi d'acqua sono tutti particolarmente pronunciati, come nel Ticino Immissario e Ticino Emissario, in altri corsi d'acqua, come nel F. Toce, sono presenti due picchi pronunciati con un terzo meno elevato. Nella figura 1.2 sono riportati gli andamenti mensili del Ticino, Immissario ed Emissario e del F. Toce.

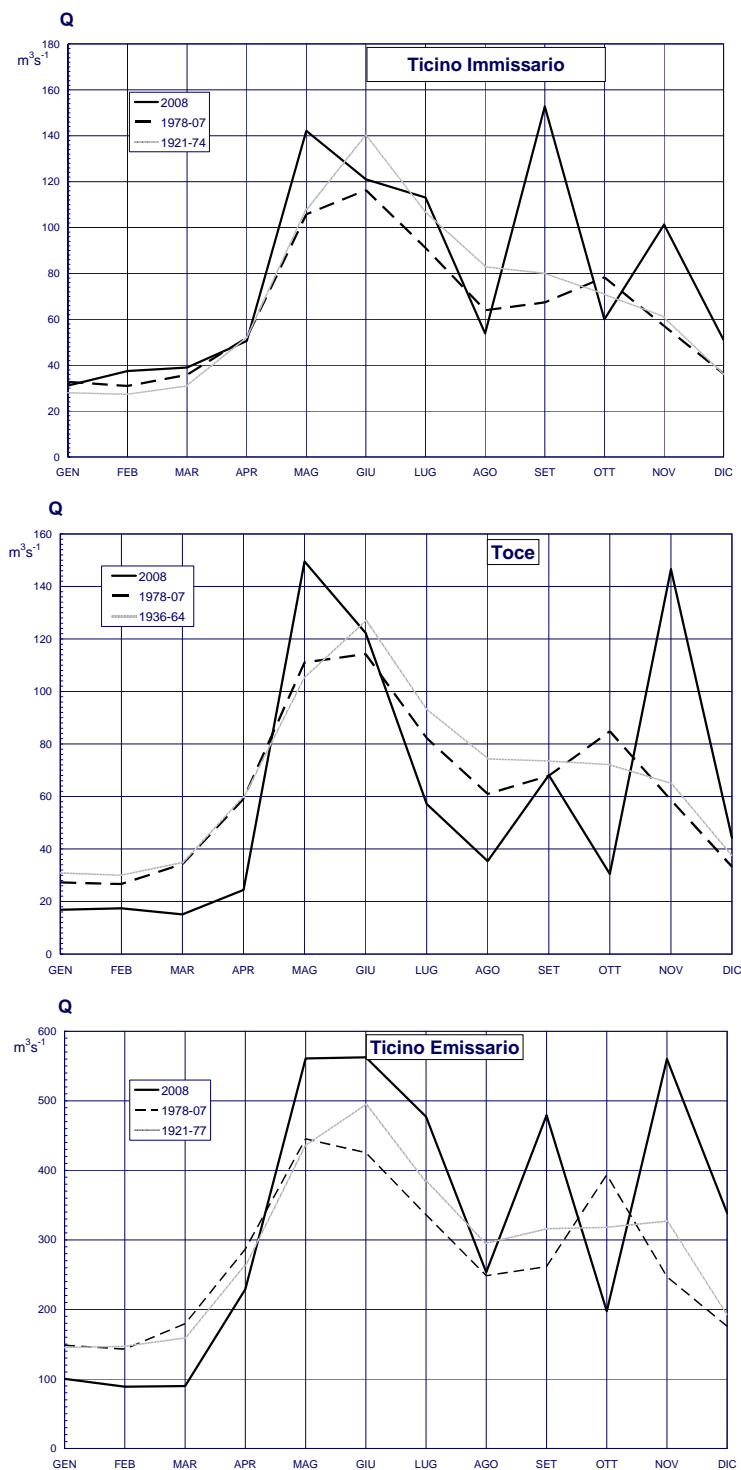


Fig. 1.2. Lago Maggiore 2008. Regime delle portate.

2. VALUTAZIONE DEL TEMPO DI RESIDENZA DELLE ACQUE LACUSTRI

2.1. Introduzione

Stabilire il tempo reale medio di residenza dell'acqua entro un bacino complesso quale è il Lago Maggiore rappresenta un problema di fondamentale importanza per la limnologia teorica ed applicata. Soltanto attraverso una determinazione in termini reali di questo meccanismo, visto anche i mutamenti climatici in atto, sarà possibile stimare le velocità dei processi di concentrazione, diluizione e di permanenza di sostanze entro il lago. Valutare di conseguenza le implicazioni sulla qualità dell'acqua nonché programmare una efficace politica di salvaguardia dei valori ambientali dell'intero territorio. La determinazione del tempo reale di ricambio deve necessariamente passare attraverso la valutazione dell'idrodinamica del lago. Questo significa creare un modello numerico-matematico che si avvicini sempre più ad una stima esatta del tempo di residenza delle acque del Lago Maggiore e che tenga conto, oltre che della idrologia del bacino imbrifero, soprattutto della sua circolazione interna. Quest'ultima intesa come valutazione quantitativa dei movimenti longitudinali, trasversali e verticali delle acque del lago alle diverse quote batimetriche in rapporto alla sua struttura termica, ai parametri meteorologici e idrologici responsabili del processo.

La creazione e lo studio di un modello matematico multidimensionale e dei codici di calcolo per il trasferimento di calore e di massa nei vasti corpi d'acqua naturali con superficie libera è stata una delle applicazioni più pionieristiche della ricerca applicata e dell'ingegneria avanzata nel campo dei metodi fluidi dinamici. In passato Orlob (1967), Cheng e Tung (1970), Dailey e Harleman (1972), Castellano e Dinelli (1975), si sono occupati di tale problematica mentre recentemente l'argomento è stato trattato da Rueda e Schladow (2003), Yue *et al.* (2004), Leon *et al.* (2005), Pham Thi *et al.* (2005), Wang *et al.* (2005), Castellano *et al.* (1977; 2008) e altri ancora. I progressi fatti sino ad oggi sono dovuti principalmente al notevole incremento della potenza di calcolo dei computer che hanno permesso ai ricercatori di usare parecchie centinaia o milioni di celle di calcolo. Proprio quest'ultima particolarità, in considerazione dei numerosi input, ci permette di sviluppare un modello utile agli studi limnologici in quanto ci consente di lavorare sull'intero volume di lago dividendolo in migliaia di celle e operare entro intervalli di tempo che variano da alcuni mesi ad anni, fatto che non era possibile in passato. Ognuna delle simulazioni presentate, che vedono l'applicazione del nostro modello, richiedono l'ausilio di elaboratori particolarmente potenti e tempi di esecuzione che possono protrarsi ininterrottamente per più giorni.

Si vuole sottolineare il fatto che quanto realizzato nel 2008 costituisce uno studio preliminare, ma essenziale, che ha lo scopo di mettere a punto ed utilizzare le linee guida di una campagna di simulazioni numeriche sviluppate per studiare le scale temporali dell'idrodinamica e dei fenomeni di trasporto nel Lago Maggiore. Nel contesto di questo rapporto, la presentazione dei risultati preliminari è intesa non a mostrare valutazioni conclusive ma, piuttosto, a documentare la capacità del codice di calcolo utilizzato, di estrema rilevanza per il prosieguo della ricerca. L'obiettivo del 2009, infatti, è di seguire il destino di markers lagrangiani senza massa inseriti in diverse posizioni nel lago al tempo zero di una simulazione annuale. Questo processo è necessario per arrivare a comprendere l'idrodinamica del Lago Maggiore, premessa

indispensabile per la valutazione del tempo reale di ricambio delle sue acque, cioè per conseguire l'obiettivo prefisso con la ricerca iniziata nel 2008.

2.1.1. Modello

Il modello utilizzato in questa ricerca usa CFD (Computational Fluid Dynamics) come codice di riferimento. Questo codice è quello usato nello studio dei processi fluido dinamici, di scambio termico e di massa in corpi idrici di superficie, impiegato da grandi gruppi di ricerca e di ingegneria avanzata impegnati in problematiche di interesse industriale ed operanti nel settore “ambiente”. L'impiego industriale del modello da parte di vari Enti prevede la sua applicazione in una zona il più piccola possibile di un corpo d'acqua e per un intervallo di tempo molto breve. Per poterlo applicare ai nostri scopi, è stato fondamentale operare sul modello procedendo a delle modifiche rilevanti e sostanziali; il modello risultante che abbiamo denominato TRIM_LM è dettagliatamente descritto in Castellano *et al.* (2008). Infatti per gli studi limnologici, in particolare per l'idrodinamica lacustre, il modello richiede calcoli entro l'intero volume del lago e per intervalli di tempo che variano da alcuni mesi ad anni. Lo scopo principale, del modello TRIM_LM è quello di valutare lo spettro del tempo di residenza delle acque alle diverse profondità e di chiarire il meccanismo che governa il ciclo stagionale della stratificazione e della destratificazione.

Il modello matematico, destinato allo scopo sopra indicato, “accademicamente” consiste in un insieme di equazioni differenziali che esprimono i principi classici di conservazione della massa, del momento e dell'energia in un dominio spaziale 3D, in evoluzione temporale e in termini di variabili di per sé misurabili o almeno direttamente e univocamente correlabili a variabili misurabili.

Dette equazioni devono soddisfare i seguenti tre requisiti:

- a) contenere termini che descrivono l'effetto di tutti i fenomeni ritenuti significativamente influenti sul comportamento fisico del sistema di interesse, con sensibilità quantitativa almeno confrontabile con il potere risolutivo degli strumenti di misura con cui sono stati rilevati (o si progetta di rilevare) i dati sperimentali di confronto;
- b) costituire un problema matematico almeno “fisicamente ben posto”. In generale, per un modello del tipo qui in discussione, adeguatamente rappresentativo della realtà, non è possibile formulare una dimostrazione rigorosa di esistenza e unicità della soluzione;
- c) costituire un problema matematico risolubile per via numerica, come conseguenza di quanto annotato al punto precedente; in generale non è possibile costruire un algoritmo puramente analitico di soluzione cioè non è possibile trovare una soluzione in “forma chiusa”.

Il corrispondente modello discreto (numerico) a sua volta deve:

- I) soddisfare i criteri di consistenza “a priori” con l'originale problema differenziale;
- II) garantire se vi è un errore, almeno in principio riducibile a piacere e comunque “in qualche modo” quantificabile.

In queste simulazioni il modello fornisce simulazioni puntuali 3D, e in evoluzione temporale, della superficie libera, del campo di moto e della temperatura tenendo conto, oltre della geometria del sito delle:

- rate del flusso di massa e temperatura di tutti i fiumi tributari,
- rate del flusso di massa dell'effluente (Ticino emissario);

rate dei flussi di massa e temperatura delle precipitazioni meteoriche;
rate dei flussi di massa e temperatura del dilavamento superficiale non incanalato;
velocità e direzione del vento;
forza di Coriolis;

di tutti gli altri parametri meteorologici che hanno influenza sullo scambio di calore attraverso la superficie libera e cioè temperatura e pressione di vapore dell'aria, velocità e direzione del vento, copertura nuvolosa, flussi di calore, radiazione ad onda corta e lunga proveniente dal sole e dall'atmosfera, remissività dalla superficie dell'acqua.

I parametri in gioco sono quindi numerosi e come si deduce dai più accurati e profondi studi pubblicati nella letteratura tecnica specializzata Laval *et al.* (2003), Leon *et al.* (2006) e altri, questo è il problema principale a cui far fronte. In ogni caso il livello di precisione che può essere atteso per i risultati dipende dalla bontà del modello matematico e numerico, ma anche, dalla scala dei tempi, dal numero e dalla correttezza dei valori sperimentali disponibili per i predetti parametri.

Metodologicamente, le fasi qualificanti dello sviluppo dell'applicazione sono assunte essere: a) misurare la capacità del modello numerico-matematico adottato di riprodurre in modo qualitativamente e quantitativamente soddisfacente i rilievi sperimentali disponibili; b) confrontare gli scenari dinamici proposti dal modello con quelli ricostruiti in base agli studi puramente limnologici; c) sperimentare la possibilità di stabilire, mediante l'uso del modello, una scala di influenza, sulle dinamiche complessive, delle varie classi di fenomeni di scambio di massa, momento ed energia presi in considerazione.

In accordo con quanto detto sopra, il modello adottato nel presente studio ha le seguenti caratteristiche:

- dipendenza dal tempo
- domini tridimensionali con approssimazione idrostatica in direzione verticale
- superficie libera-funzione delle coordinate orizzontali e del tempo
- approssimazione di Boussinesq (cioè densità di massa funzione della temperatura solo per la valutazione della distribuzione della forza di Archimede)
- vento, funzione delle coordinate spaziali e del tempo, espresso come componenti tangenziali del tensore degli sforzi sulla superficie libera del corpo idrico
- modelli di turbolenza fenomenologici
- portate e temperature dei flussi advettivi funzioni arbitrarie del tempo
- portate degli emissari funzioni arbitrarie del tempo
- scambio termico con l'atmosfera secondo lo schema $\beta(T-T_{nat})$; essendo β Coefficiente di Scambio Termico Globale (variabile nel tempo), T_{nat} temperatura naturale.

La procedura adottata nel campo degli studi limnologici per il migliore uso di un modello così sofisticato è stata di aprire un "dialogo" con il corpo d'acqua. Cioè procedere, analizzando step-by-step la risposta del sistema ai diversi carichi idrodinamici, termici e meteorologici e usare i risultati di ogni singola simulazione per tentare di prevedere la risposta di quella successiva più complicata e capire le discrepanze. Solo a conclusione di uno studio attento a questo metodo, una simulazione in qualche modo completa può dare risultati realmente utili. Le applicazioni CFD eseguite e attualmente in atto seguono questa direzione.

2.1.2. Caratteristiche e analisi delle simulazioni

Con la prima serie di simulazioni si è voluto inizialmente studiare la sensibilità ed il comportamento dell'idrodinamica del Lago Maggiore a sollecitazioni di singoli parametri al fine di valutare la risposta o validità del modello in modo che si adegua alle conoscenze attuali di limnologia fisica entro il Lago Maggiore.

Inizialmente si è proceduto alla messa a punto della versione finale del reticolo di integrazione, della collocazione degli immissari e dell'emissario, della sistemazione delle condizioni al contorno, della scelta ottimale del passo temporale e delle informazioni da estrarre dall'enorme quantità di dati output.

2.1.2.1. Modello discreto del lago

Le simulazioni oggetto della ricerca sul Lago Maggiore sono state eseguite sul modello discreto mostrato nelle figure 2.1-2.3. Il modello concettuale mostra che il corpo d'acqua è stato idealmente suddiviso in strati orizzontali (Tab. 2.3) per i quali le caratteristiche principali del modello matematico e dell'algoritmo di calcolo sono indicate in Castellano *et al.* 2008. Le celle di calcolo hanno dimensioni orizzontali di 250x250 m, mentre il corpo idrico lungo la profondità è diviso in 16 strati, di cui uno superficiale di 18 m di spessore; in totale 400.000 celle di calcolo. La "direzione longitudinale" è indicata con la Y e il senso positivo è da S a N; la "direzione trasversale" è indicata da X con senso positivo da W ad E; la Z indica la "direzione verticale" con la profondità intesa in segno negativo e la quota "0" è il livello della superficie libera.

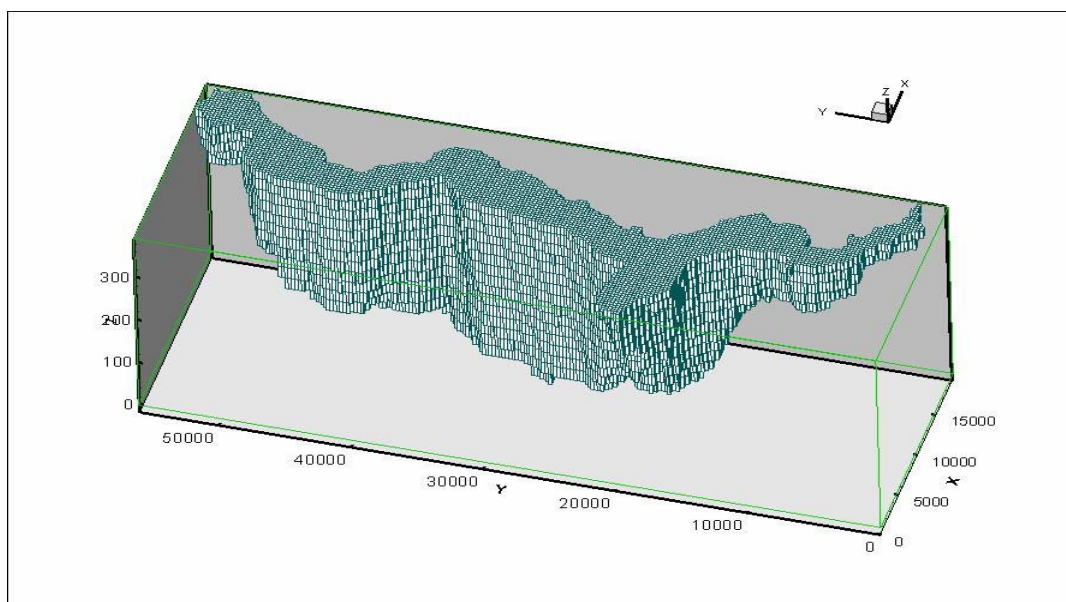


Fig. 2.1. Vista 3D da Ovest del reticolo di integrazione del lago.

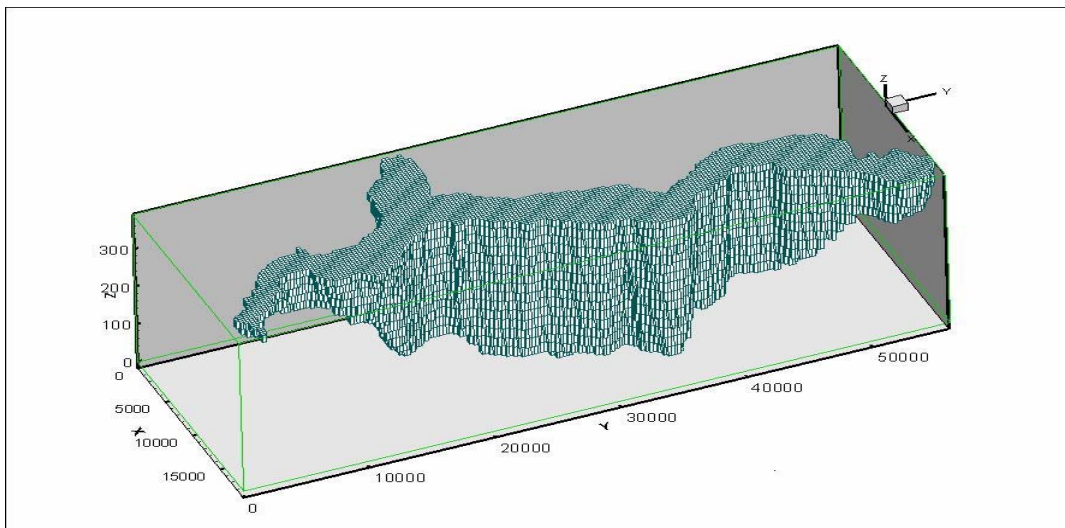


Fig. 2.2. Vista 3D da Est del reticolo di integrazione del lago.

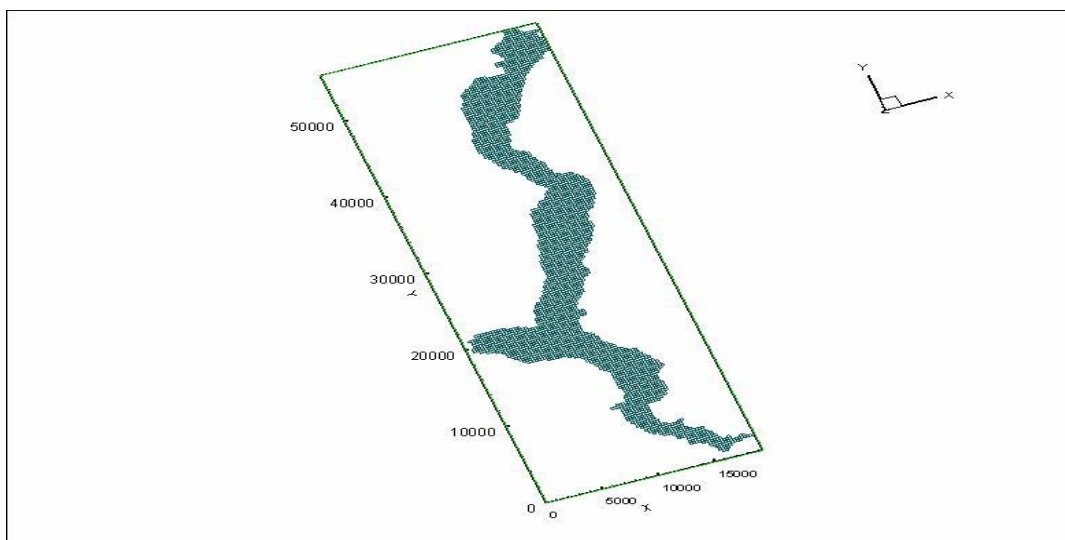


Fig. 2.3. Vista 2D dall'alto del reticolo di integrazione del lago.

2.1.3. Prima serie di simulazioni

Vista la morfometria del lago alquanto complessa e disarticolata e quanto detto sopra, si è scelto di procedere per gradi entrando inizialmente nel modello con:

- le portate degli immissari distribuite lungo l'asse del lago;
- le rispettive temperature giornaliere dell'acqua;
- la temperatura del lago omogenea su tutta la colonna (simulando una situazione invernale).

Successivamente si è aggiunto a questi il vento nelle sue varie componenti di velocità e direzione e gli altri parametri. Tutto questo per ottenere un'utile chiave di interpretazione delle prime simulazioni in un'ottica di condizioni operative molto più complesse e realistiche. Questa procedura non è dovuta alla capacità del codice di calcolo, che può raggiungere adeguati livelli di realismo ma è stata scelta al fine di: a) acquisire sensibilità sui principali fenomeni in gioco nell'idrodinamica lacustre, e b) scoprire quali parametri più significativi si possono estrarre dalla grande popolazione

offerta dalle simulazioni puntuali, scegliere i più significativi, verificare le loro stime con quelle fornite dalle campagne sperimentali e con la “sensibilità” di chi conosce l'idrodinamica lacustre. Per questi motivi i risultati devono essere considerati puramente teorici e indicativi.

I primi risultati, tutto sommato, da un punto di vista limnologico sono stati abbastanza soddisfacenti. A titolo di esempio sono qui riportati solo i grafici della prima simulazione relativi ad alcune sezioni longitudinali, trasversali e orizzontali mentre per le simulazioni che seguono vi è una sola descrizione e un commento dei risultati. Sono comunque disponibili, per tutte le analisi eseguite rappresentazioni grafiche nelle tre dimensioni in ogni zona del lago e in ogni scala spaziale, utili per l'interpretazione dei meccanismi.

2.1.3.1. Prima simulazione Caso Verbano-10

Dopo aver operato preliminarmente la messa a punto della versione finale del reticolo di integrazione, si procede all'esposizione dei risultati della prima simulazione, denominata Verbano 10 e che in sintesi ha visto:

- tempo di simulazione è di 100 giorni;
- il lago è assunto a temperatura uniforme (senza stratificazione) e pari a 6,5 °C (Tab. 2.1);
- gli affluenti con portate valutate sulla base dei valori misurati nei primi 100 giorni dell'anno 2002 e temperature tutte uguali e pari a quella dell'acqua del lago.

Le mappe nelle figure 2.4-2.6 forniscono visioni generali dei risultati della simulazione. Esse sono state ricavate, per tutte le sezioni longitudinali e trasversali del modello discreto dalla superficie al fondo da Nord a Sud e da Est a Ovest.

Informazioni di più fine dettaglio si ricavano dai profili verticali delle componenti medie delle velocità, che rilevano valori estremamente modesti (massimo dell'ordine del mm sec⁻¹), dovuti alla “spinta” dell'ingresso dei tributari ed al “tiraggio” dell'emissario (Ticino), che rivelano comunque aspetti interessanti.

Tab. 2.1. Dati di portata e temperatura di masse d'acqua usati nella prima simulazione.

Fiumi	Portata (m ³ s ⁻¹)	Temperatura (°C)
Boesio	0,9	6,5
Cannobino	2,7	6,5
Erno	1,35	6,5
Maggia	0,35	6,5
Margorabbia+		6,5
Tresa	11,25	6,5
S. Bernardino+		6,5
S. Giovanni	3,6	6,5
Ticino im.	67,5	6,5
Ticino em.	108,9	temp. locale
Toce	19,8	6,5
Verzasca	0,45	6,5
Vevera	0,9	6,5
Ruscellamento	0	

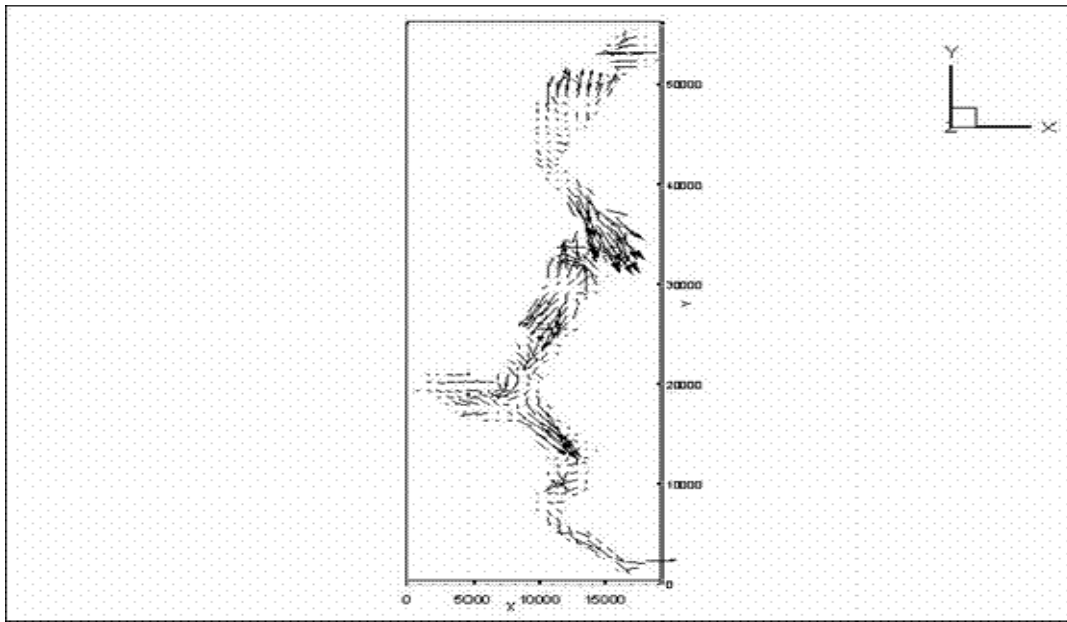


Fig. 2.4. Andamento complessivo del campo di moto sulla superficie del lago (scala in m).

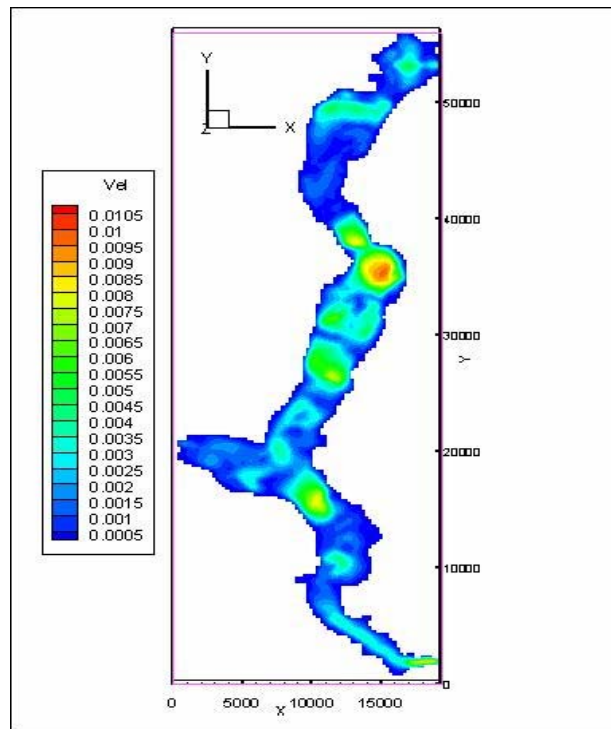


Fig. 2.5. Mappa del modulo della velocità sulla superficie del lago (scala in m).

In particolare la figura 2.7 mostra che l'acqua si muove longitudinalmente in media verso l'uscita del Ticino, fino a circa 130 m di profondità; più in basso tende a muoversi prevalentemente in senso opposto. Cioè la zona negativa del grafico indica che l'acqua si sposta verso sud mentre la parte positiva che si sposta verso Nord. Trasversalmente (Fig. 2.8) l'acqua si muove verso est sino a 120 metri di profondità, verso ovest nella parte più profonda del lago. Da rilevare che l'effetto del Ticino emissario induce una

componente trasversale positiva (quindi orientata verso la bocca del fiume), su poco meno dello stesso strato

La figura 2.9 mostra che il moto medio in direzione verticale è in questa simulazione assolutamente trascurabile visti i valori estremamente piccoli della velocità dell'ordine di 10^{-12} - 10^{-13} ms^{-1} .

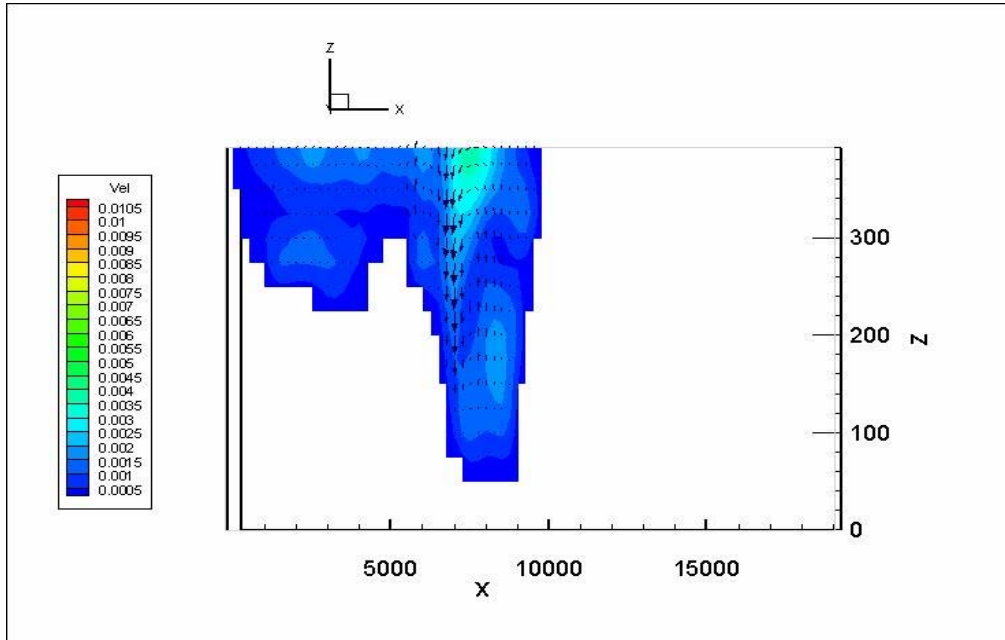


Fig. 2.6. Mappa del modulo della velocità su una sezione trasversale del lago.

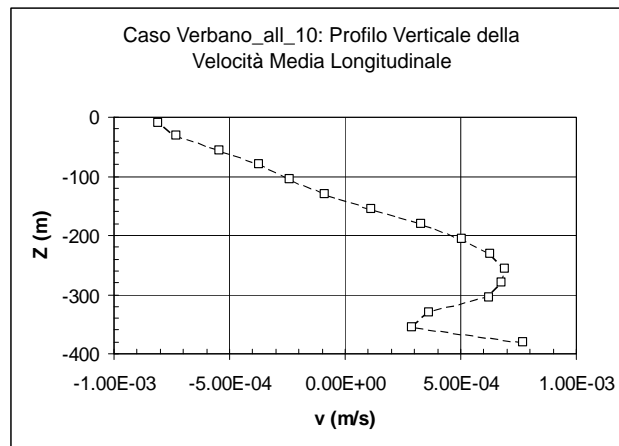


Fig. 2.7. Profilo verticale della velocità media longitudinale.

Un quadro più dettagliato, e quantitativamente significativo, del moto del lago lo fornisce la figura. 2.10 dove sono riportati, in valore e segno, gli spostamenti longitudinali delle masse d'acqua a diverse profondità. In accordo con quanto precisato in precedenza, il segno positivo indica movimenti verso Nord e il segno negativo indica movimenti verso Sud considerando che lo zero in ascissa indica l'uscita del lago (Sesto Calende) mentre il valore 60000 l'entrata del Ticino a Locarno. Da rilevare che si registrano mescolamenti tra masse modeste ma localmente anche di molto superiori alla portata degli immissari

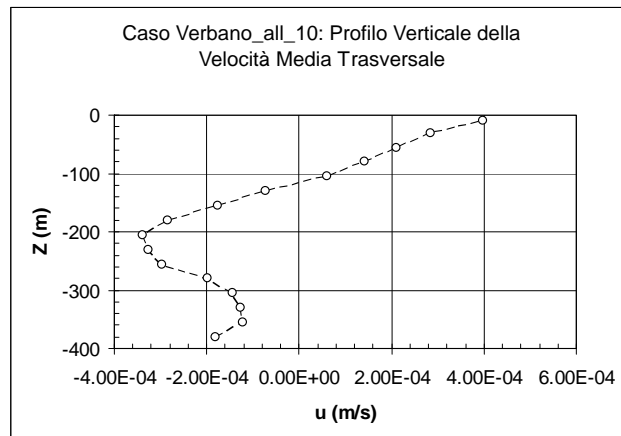


Fig. 2.8. Profilo verticale della velocità media trasversale.

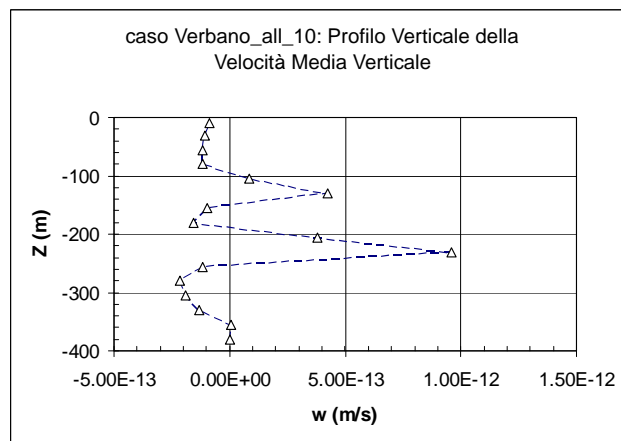


Fig. 2.9. Profilo verticale della velocità media verticale.

Il profilo longitudinale della portata totale dell'acqua lacustre mostrato in figura 2.11, ha il segno negativo e indica che il moto medio è sistematicamente diretto verso Sud: il flusso cresce in valore assoluto in corrispondenza alle sezioni in cui entrano gli immissari e raggiunge il suo valore massimo di $109 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Nella zona del Ticino emissario, che ha la sua bocca perpendicolare alla direzione X (Fig. 2.3) scende a poco meno di $60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, compensata dalla crescita della componente trasversale (correttamente di segno positivo, Fig. 2.12). Le fluttuazioni su questi due profili sono dovute al fatto che la direzione predominante di flusso effettivo (la linea centrale del lago) è curva rispetto agli assi coordinati. Gli zeri corrispondono alle sezioni del contorno solido (rive). Resta comunque il fatto che le informazioni date da queste figure sono riportate solo per dimostrare la correttezza della risposta alla simulazione, almeno di alcuni parametri significativi quali la conservazione della massa totale, l'intervento degli immissari e dell'emissario e la direzione predominante del moto.

Il quadro idrodinamico indotto nel lago dalle condizioni previste per questa simulazione è completato dalla figura 2.13 che mostra il dettaglio dei movimenti trasversali delle masse d'acqua a diverse profondità.

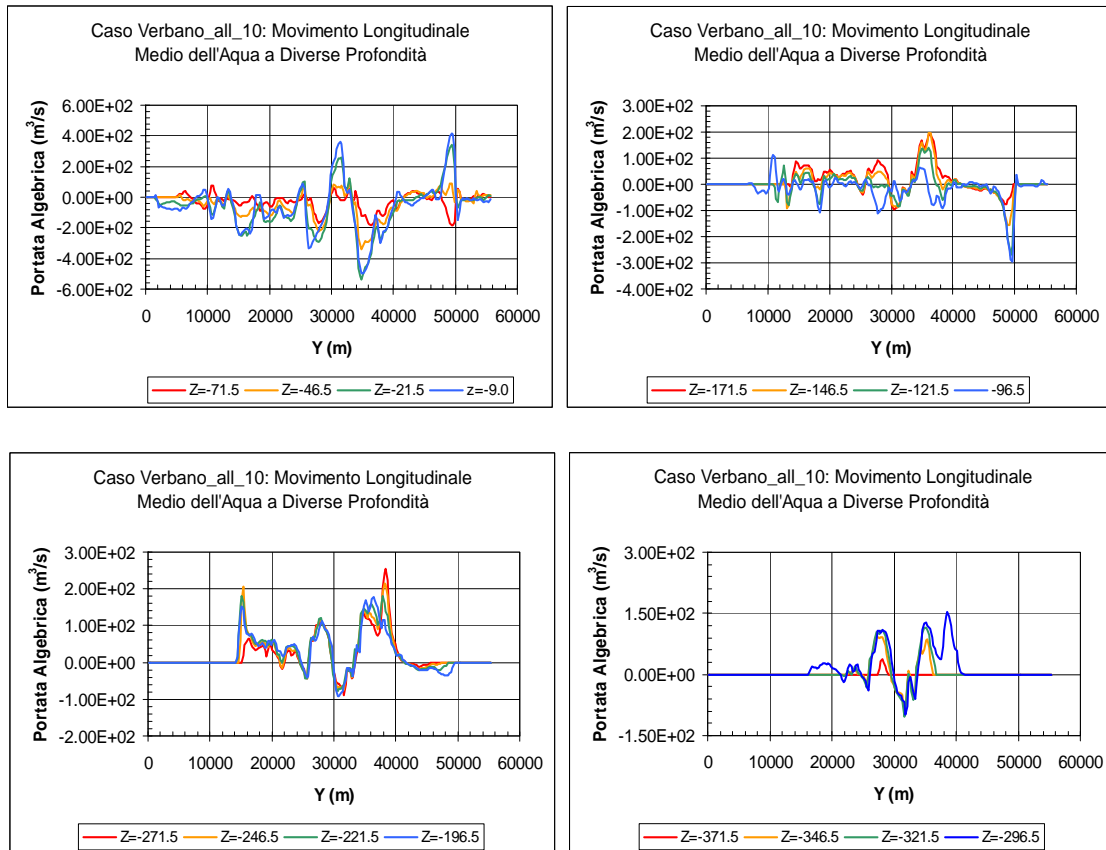


Fig. 2.10. Movimento longitudinale medio dell'acqua a diverse profondità (Z = profondità).

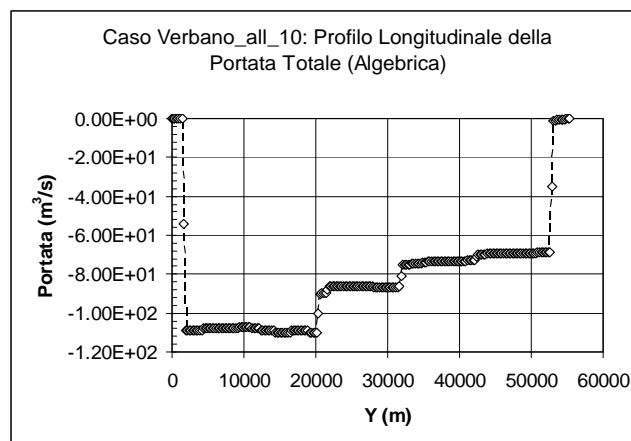


Fig. 2.11. Portata longitudinale totale algebrica (il segno sull'asse Y indica il verso del movimento).

Anche in questi schemi si registrano scambi modesti ma, localmente, la portata è molto maggiore di quella totale degli immissari. La forma dei profili risente, come naturale e come già visibile nelle corrispondenti figure per la componente longitudinale della portata, delle forti irregolarità della geometria del lago. Negli strati più bassi gli spostamenti vanno prevalentemente in direzione opposta a quelle degli strati più superficiali mentre in quelli intermedi sono pressoché a saldo netto nullo.

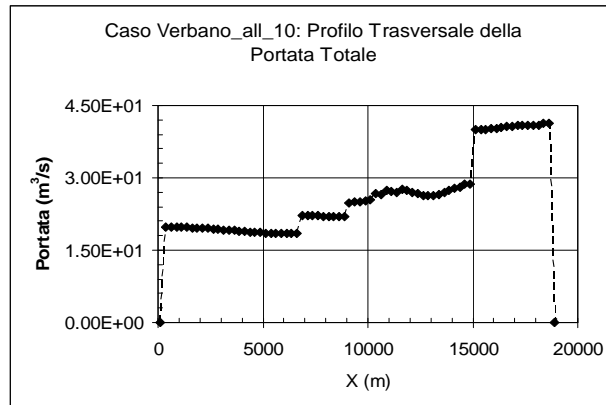


Fig. 2.12. Portata trasversale totale algebrica (il segno sull'asse Y indica il verso del movimento).

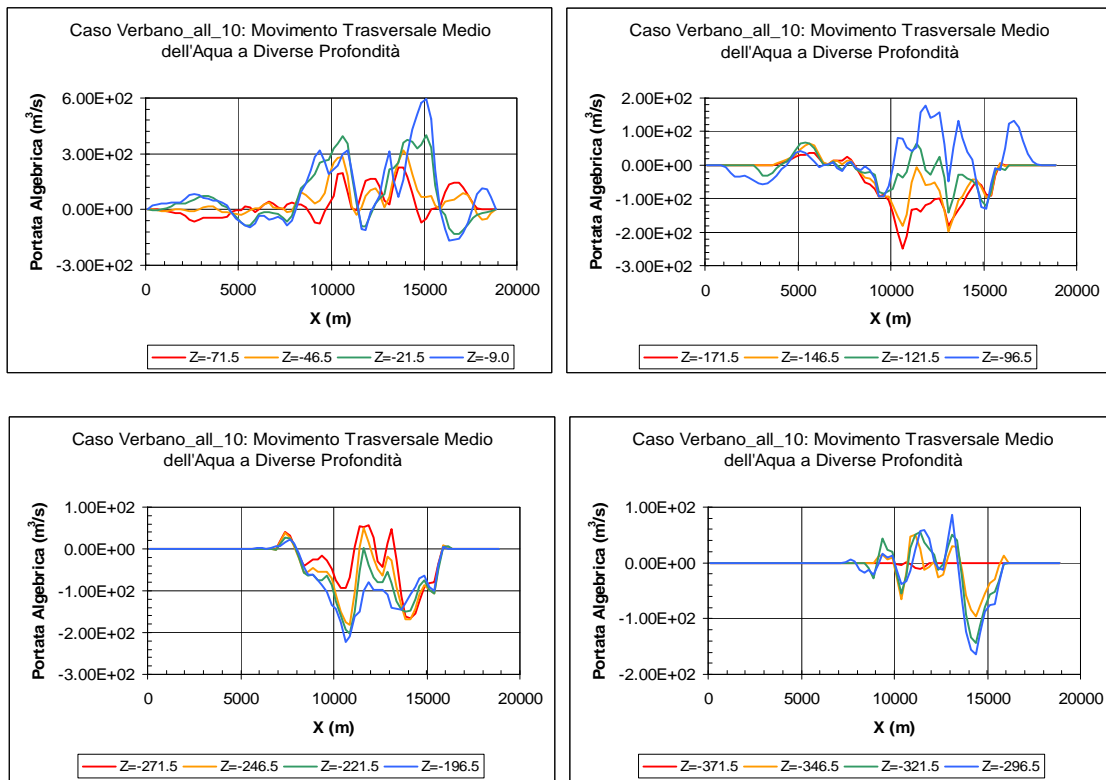


Fig. 2.13. Movimento trasversale medio dell'acqua a diverse profondità (Z = profondità).

Combinando queste ultime considerazioni con quelle fatte in precedenza si può ipotizzare uno schema di circolazione globale, puramente orientativo del tipo schematizzato in figura 2.14 e 2.15. L'intensità delle circolazioni verticali hanno un valore del tutto trascurabile come indica la figura 2.9.

Tuttavia, sia la figura 2.16 che la tabella 2.2 mostrano che localmente sono possibili valori anche superiori. I due punti rispettivamente con velocità massima positiva e negativa sono topograficamente molto vicini e la loro posizione longitudinale è la stessa della bocca di ingresso del Tresa e del Margorabbia.

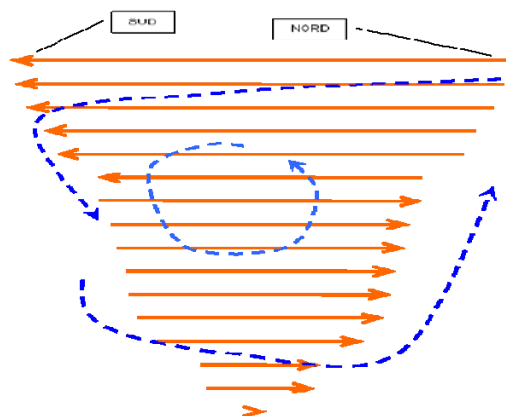


Fig. 2.14. Interpretazione della circolazione macroscopica dell'acqua in direzione longitudinale (le frecce indicano il verso della velocità longitudinale media nei diversi strati, Fig. 2.7).

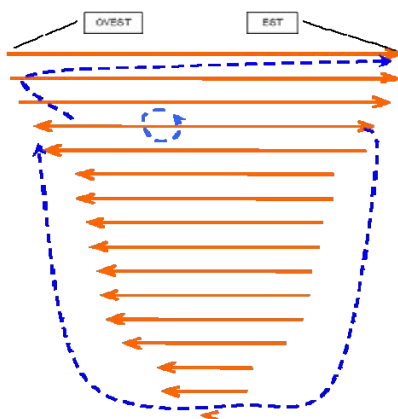


Fig. 2.15. Interpretazione della circolazione macroscopica dell'acqua in direzione trasversale (le frecce indicano il verso della velocità trasversale media nei diversi strati, Fig. 2.8).

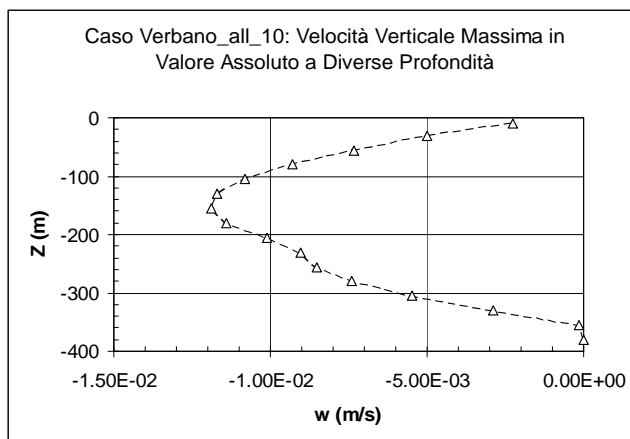


Fig. 2.16. Caso Verbano-10. Velocità verticale massima in valore assoluto lungo la profondità.

Tab. 2.2. Caso Verbano-10: Punti con velocità verticale massima e minima.

Velocità (m s ⁻¹)	Posizione x,y,z (m)	Posizione topografica (i,j,k)
+3,16×10 ⁻³	11750, 37250, -168	(48,130,9)
-1,19×10 ⁻²	12250, 37500,-143	(50,131,10)

2.1.3.2. Seconda simulazione Caso Verbano-10T

Differisce dalla precedente solo per l'introduzione della temperatura degli immissari assunta per tutti pari a 3,5 °C. L'effetto di "affondamento" di queste acque fredde viene ben evidenziato. Quello termico globale, dovuto alla differenza di temperatura, conseguenza delle masse in gioco, è invece molto modesto dove sono marcate le zone di influenza degli immissari maggiori. Sono confermati i precedenti rilievi sulla distribuzione dei campi di moto e della temperatura. I profili verticali delle componenti medie delle velocità mostrano invece valori superiori a quelli del caso precedente, ma ancora modesti: potrebbe essere un'indicazione qualitativa a causa dell'immissione di acque più fredde, ma è ingannevole in termini quantitativi.

Osservando i risultati ci si chiede come possa defluire il Ticino emissario se la velocità media longitudinale fino alla profondità di 120 m è sempre diretta in senso opposto. Vale quanto già ricordato nel caso precedente e cioè: 1) che la direzione centrale del lago non coincide con la direzione Y del modello; 2) che il Ticino esce dal lago con una componente di velocità diretta secondo X; 3) che la circolazione indotta dalle forze di galleggiamento, pur modesta in termini di velocità, restringe l'area di influenza dell'emissario a zone molto vicine alla sezione di uscita. In particolare si evidenzia, nella zona dell'emissario, che lo spostamento longitudinale è diretto verso questa sezione (segno negativo) e la sua portata ha un valore prossimo a quella complessiva degli immissari. L'andamento della portata totale è identica alla corrispondente del caso precedente (ed è giusto che sia così). Gli spostamenti, pur con velocità molto basse, hanno portate localmente molto superiori a quelle di tutti i tributari messi assieme e maggiori di 2-3 volte di quelle registrate nel primo caso: questo per effetto della forza di Archimede.

Quanto ai moti longitudinali, le loro portate sono decisamente alte anche negli strati profondi (centinaia di m³ s⁻¹) e dirette in genere verso il Sud geografico. Inversioni si hanno però nella zona centrale del lago fino alla profondità di 170 m circa. Nelle zone di Y = 20 km e Y = 55 km le brusche variazioni del verso del moto in strati sovrapposti sono la risposta all'ingresso di acqua fredda rispettivamente dal Toce e dal Ticino immissario.

Sensibili spostamenti di masse d'acqua si hanno anche in direzione trasversale: l'andamento vagamente sinusoidale delle curve è un effetto della geometria del lago che ha in questa direzione la sua minore dimensione orizzontale. È evidente anche che il "richiamo" del Ticino emissario riguarda esclusivamente i due strati più superficiali.

Gli spostamenti verticali hanno velocità medie del tutto trascurabili, anche se localmente si hanno valori elevati. Il punto di più elevata velocità negativa è di immissione del Ticino (-9,73·10⁻³ m s⁻¹ alla profondità di 18 m), mentre la massima velocità positiva è nella sezione della foce del Toce, ma spostato verso il centro lago (1,85·10⁻³ m s⁻¹).

2.1.3.3. Terza simulazione Caso Verbano-11

È un caso da considerare puramente “ideale” in quanto viene considerata la risposta del lago al solo effetto del vento, trascurando cioè la presenza degli immissari e dell'emissario, nonché degli scambi termici e di massa. È supposta infatti la sola presenza del vento di velocità di $1,414 \text{ m s}^{-1}$, cioè 5 km h^{-1} con direzione da NE.

Secondo le attese: 1) il moto superficiale è prevalentemente in direzione NE-SW; 2) le velocità maggiori si hanno nei tratti di lago più allineati e più sviluppati in lunghezza secondo la direzione del vento; 3) l'impatto sulle sponde sottovento inducono una circolazione verticale; si rileva anche un possibile sviluppo di increspature sulla superficie libera.

Rispetto ai casi precedenti si evidenzia un notevole incremento della velocità superficiale nelle zone di maggior impatto del vento dove si raggiungono anche i 3 cm s^{-1} .

Quanto ai profili verticali delle tre componenti della velocità mediate sui diversi strati, le longitudinali e le trasversali indicano schemi di circolazione netta come quelli interpretati in precedenza, mentre il profilo delle velocità verticali indica che le circolazioni sono in realtà la somma di tante circolazioni locali come per altro intuibile.

Lo scambio longitudinale delle masse d'acqua è coerente con quanto osservato in precedenza, ma il vento, almeno quello con le caratteristiche indicate, esercita influenza maggiore che non gli elementi idrologici sia per le masse d'acqua spostate che per la penetrazione in profondità. Anche per quanto riguarda gli scambi trasversali valgono le stesse considerazioni.

In assenza di immissari e emissario le portate longitudinali e trasversali misurano solo l'errore di calcolo del bilancio di massa che, pesato sulla massa totale dell'acqua del lago, è sostanzialmente nullo, ed anche localmente è estremamente basso.

I valori massimo e minimo locali della componente verticale della velocità hanno, oltre all'indicazione sull'estensione della zona di influenza, un puro significato geometrico, cioè sono determinate dall'interazione tra il vento e la geometria del lago. I punti sono Cannobio ($+4,05 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$) e Ghiffa ($-3,79 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$).

2.1.4. Caratteristiche e analisi della seconda serie di simulazioni

La seconda serie di simulazioni è stata eseguita con lo scopo di studiare la risposta dell'idrodinamica del Lago Maggiore alle sollecitazioni di immissari, emissario e vento in condizioni che, pur basate sui rilevamenti sperimentali degli anni 1999-2002, sono fortemente “idealizzate” in quanto mantenute costanti sull'intero periodo di simulazione (100 giorni), disaccoppiate negli effetti principali e non influenzate dallo scambio termico con l'atmosfera.

2.1.4.1. Prima simulazione Caso Verbano-12

Analogamente alla Verbano 11, anche questo è un caso puramente “ideale” della sensibilità del lago al solo effetto del vento, uniforme in questo caso da W-NW e di intensità $0,66 \text{ m s}^{-1}$ (ossia $2,18 \text{ km h}^{-1}$).

Qualitativamente parlando l'andamento generale, come atteso, non mostra un moto prevalente in una certa direzione, ma numerose circolazioni locali, coerenti, indotte dall'effetto combinato del vento, che soffia lungo i lati corti del lago e delle riflessioni contro le sponde opposte. La circolazione di maggiore intensità si trova al centro lago,

di fronte al Golfo dove sfocia il Toce.

Dai profili verticali delle tre componenti delle velocità mediate nei diversi strati si nota che in quello più superficiale l'acqua, come atteso, va da W ad E e da N a S e che la sua componente trasversale (diretta da W ad E) ha intensità maggiore di quella longitudinale. Negli schemi risultanti sono ben evidenti gli effetti delle riflessioni sulle sponde.

Lo scambio longitudinale delle masse d'acqua nei diversi strati, oltre a mostrare coerenza con quanto detto in precedenza, indica che il vento con le caratteristiche di cui sopra muove masse d'acqua mediamente dell'ordine di $200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, con punte di 500 nello strato superficiale, comunque sensibilmente inferiori a quelle calcolate nel caso Verbano 11 con vento da NE a 5 km h^{-1} .

Le masse d'acqua mosse in direzione trasversale sono decisamente maggiori. Come per il caso precedente, in assenza di immissari ed emissario, viene misurato esclusivamente l'errore del bilancio di massa. Pesato sulla massa totale dell'acqua del lago, l'errore globale è sostanzialmente nullo e quello massimo locale basso.

I valori massimi locali della componente verticale della velocità sono localizzate a Suna ($+2,10 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$) ed a Oggebbio ($-5,09 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$): le loro localizzazioni hanno, come nel caso precedente, un puro significato geometrico, cioè sono determinate unicamente dalla interazione tra il vento e la geometria del lago.

2.1.4.2. Seconda simulazione Caso Verbano-13

All'azione del vento del caso precedente viene ora aggiunto un effetto di pioggia e di ruscellamento, uniformemente distribuito su tutta la superficie del lago. Si assume che la portata equivalente di tutti questi fenomeni defluisca dal Ticino emissario. Al vento da WNW di $0,66 \text{ m s}^{-1}$ si unisce quindi un ruscellamento di $22,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Le caratteristiche del moto complessivo del lago sono visibilmente differenti da quelle del caso precedente ed i profili medi di velocità indicano che queste differenze sono attribuibili principalmente al richiamo esercitato dalla sezione di deflusso (Ticino emissario).

Le macro-circolazioni longitudinali e trasversali possono essere intese articolate ciascuna in un unico vortice con punto di inversione localizzato, per entrambe, a circa 100 m di profondità. Per entrambe le componenti orizzontali del flusso medio lo scorrimento è orientato verso Sud (bocca di deflusso).

Quanto ai movimenti medi delle masse d'acqua in direzione longitudinale a diverse profondità i loro valori assoluti sono molto vicini a quelli del caso precedente, il che dimostra che l'influenza della pioggia e del ruscellamento, almeno nella misura supposta, è assai modesta in termini di masse sensibili alla distribuzione delle quantità di moto. Occorrerà però tener conto delle modalità con cui vengono distribuiti gli apporti del ruscellamento.

La correttezza tecnica del calcolo è sostenuta dal fatto che la portata cresce da N a S man mano che gli apporti locali di pioggia e ruscellamento si sommano sino a raggiungere il valore nominale di $22,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ alla bocca del Ticino dopo di che, come atteso, cade a zero.

I movimenti delle masse d'acqua trasversali, indicano che l'effetto del vento in questa direzione è consistente negli strati superficiali e, anzi, è rafforzato dall'effetto di richiamo del deflusso del ruscellamento e della pioggia. Negli strati inferiori il verso del movimento è giustamente l'opposto di quello del caso precedente.

Il flusso medio trasversale (portata) riflette la non linearità della crescita dell'area superficiale in questa direzione.

I valori massimi locali della componente verticale hanno i seguenti valori: quello positivo ($+4,32 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$) e quello negativo ($-7,59 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$) e sono localizzati ambedue nella zona di Luino, il primo in superficie ed il secondo a circa 140 m di profondità.

2.1.4.3. Terza simulazione Caso Verbano-14

Viene simulata unicamente l'azione di un vento localizzato nel Golfo Borromeo con velocità compresa fra 6 e $0,5 \text{ m s}^{-1}$ decrescente a partire dalla costa occidentale (foce del Toce) lungo la direttrice WNW inclinata di 60° rispetto all'asse W-E. È stato trascurato ogni altro intervento. Come atteso, si rileva un impatto relativamente forte ma localizzato nell'area investita dal vento: le velocità sono le più alte fra tutte quelle delle simulazioni fin qui fatte. Un quadro quali-quantitativo di questa simulazione si ricava dai profili medi verticali di velocità e dagli spostamenti delle masse d'acqua. Pur fortemente localizzati questi ultimi, sia trasversalmente che longitudinalmente, sono di un'intensità certamente non trascurabile. I valori massimi locali della componente verticale della velocità confermano un impatto che influenza solo i 100 m più superficiali. Il punto massimo ($+1,92 \cdot 10^3 \text{ m s}^{-1}$) è alla foce del Toce, quello minimo ($-2,77 \cdot 10^3 \text{ m s}^{-1}$) è a Cerro.

2.1.4.4. Quarta simulazione Caso Verbano-15

Si prevede l'azione di un vento variamente distribuito:

- fascia Sud (dall'emissario a Cerro): intensità $1,41 \text{ m s}^{-1}$, direzione W
- fascia centro (da Laveno a Maccagno): intensità $0,80 \text{ m s}^{-1}$, direzione ENE
- fascia Nord (da Maccagno a Locarno): intensità $1,0 \text{ m s}^{-1}$, direzione NNE
- golfo Borromeo: intensità $5,4 \text{ m s}^{-1}$ (brezza tesa a decrescere).

Come quadro generale risulta un impatto (relativamente forte) e ben identificabile nel Bacino Borromeo e perturbazioni variamente distribuite altrove. I profili medi verticali di velocità evidenziano una pur debolissima influenza anche a notevoli profondità. Il movimento longitudinale e trasversale, offre uno scenario di un mescolamento con le punte più alte nelle zone più esposte al vento più intenso e nella zona centrale del lago, ma comunque molto variegato. Quanto ai profili longitudinale e trasversale delle portate totali anche in questo caso essi forniscono semplicemente la misura dell'errore nel calcolo. I valori massimi locali della componente verticale della velocità confermano un evidente interessamento di zone anche profonde. Il massimo positivo ($+ 4,28 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$) è localizzato nella zona di Maccagno, mentre quello negativo ($-8,46 \cdot 10^{-3} \text{ ms}^{-1}$) a Luino.

2.1.4.5. Quinta simulazione Caso Verbano-16

Corrisponde al caso Verbano-10 T ma con dati di portata dei tributari e della stratificazione termica iniziale del lago fissati per 100 giorni di simulazione sui valori medi del mese di Maggio. Quindi apporti e prelievi d'acqua, stratificazione termica, niente ruscellamento (pioggia più evaporazione), niente dati meteo. Rispetto ai risultati del caso citato è evidente l'assenza di macro-circolazioni nelle immediate vicinanze degli immissari, in quanto la temperatura delle acque in ingresso supera quella superficiale del lago e quindi non affonda (e non genera gorgi) ma galleggia e conserva

per lunghi tratti valori relativamente elevati della quantità di moto: questo è ben evidenziato anche dalle macchie più calde. I profili verticali medi delle componenti di velocità sono in accordo con quanto atteso e intuibile da quanto detto in precedenza: in superficie l'acqua si dirige da N a S e da W ad E, con il massimo di velocità medie in queste direzioni, mentre negli strati sottostanti si alternano diversi gruppi di orientamento del moto secondo quanto imposto dal trascinarsi e dai vincoli geometrici. La velocità media verticale ha valori di un ordine di grandezza inferiore a quella del caso preso a confronto. Va notato che per gli spostamenti delle masse d'acqua vale che: a) le portate degli strati più profondi sono più basse delle corrispondenti del Verbano 10 T; b) le portate trasversali più superficiali sono invece sensibilmente più elevate (come atteso); c) i profili delle masse in movimento negli strati più superficiali si alternano con andamento speculare che è quasi perfetto per le portate in direzione trasversale. In termini di conservazione della massa si garantiscono la correttezza globale del calcolo. I valori massimi locali della componente verticale della velocità indicano un impatto fluidodinamico sostanzialmente circoscritto alla fascia fino a 100 m di profondità. Il punto di massima velocità verticale positiva ($+6,98 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$) è immediatamente a ridosso della foce del Tresa, mentre quello negativo ($-1,24 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$) è nella zona Lesa- Belgirate.

2.1.5. Terza serie di simulazioni

Per tutti i mesi del 2002 sono state eseguite simulazioni nell'ambito di una ricerca parametrica della stratificazione della turbolenza, valutata sulla distribuzione della viscosità effettiva (eddy viscosità) in grado di produrre il risultato più vicino ai dati sperimentali. Infatti solo il confronto fra temperature misurate e calcolate può costituire la ragionevole "pietra di paragone" per misurare il grado di affidabilità dei risultati delle simulazioni riguardanti gli altri parametri (velocità, movimento delle masse d'acqua nelle diverse direzioni, tempi di residenza) anche a livello locale e puntuale. Da considerare che una simulazione CFD tridimensionale produce alcune centinaia di migliaia di valori di temperatura (uno per ogni nodo spaziale di calcolo) per ogni passo temporale (dell'ordine di decine, max centinaia di secondi). Questi numeri vanno confrontati con gli assai meno numerosi ma oggettivi dati sperimentali. Gli accorgimenti per ottenere risultati migliori delle simulazioni precedenti prevedono l'infittimento del dominio di integrazione verticale e la modulazione dei parametri caratteristici di uno dei modelli di turbolenza disponibili nel codice. Per queste nuove simulazioni è stato infatti predisposto un nuovo reticolo di integrazione molto più fitto (circa il doppio) in direzione verticale, per un numero complessivo di 50 strati pari a 877.500 celle ed è focalizzato sulla calibrazione del sotto-modello di turbolenza (Tab. 2.3).

In questa ultima simulazione il confronto è stato effettuato, assumendo che i profili verticali sperimentali siano rappresentativi dei valori medi orizzontali reali e che nel costruire il profilo verticale teorico i valori medi di temperatura siano stati calcolati su ciascuno degli strati del modello discreto del lago. È un modo di procedere che non garantisce che i confronti, in apparenza soddisfacenti, lo siano del tutto realmente, ma ha il vantaggio di garantire che quelli non soddisfacenti sono veramente tali.

I risultati si possono commentare nel seguente modo:

- I) con riferimento al confronto con le misure sperimentali dei profili verticali di temperatura, i risultati delle simulazioni possono essere considerati, sul metro della

scala geometrica complessiva del lago e con l'esclusione dei mesi di Aprile e Dicembre, soddisfacenti. Alcuni risultati sono rappresentati in figura 2.17;

- II) gli scostamenti tra dati sperimentali e calcolo per i mesi di Aprile e Dicembre pur "visibili" non sono "disastrosi"; di per sé, in una logica di simulazione CFD possono persino essere considerati "normali";
- III) un aspetto particolarmente confortante è che, anche e specialmente per i mesi più freddi, i più impegnativi per le simulazioni data la mancata presenza di una stratificazione, il calcolo riesce a cogliere bene la forma del profilo verticale di temperatura;
- IV) una ispezione su scala più piccola ("zoomata" per così dire) metterebbe certamente in evidenza, in particolare nelle zone immediatamente sotto la superficie libera, scostamenti sensibili tra dati sperimentali e calcolo.

Pur sussistendo la possibilità di un ulteriore margine di miglioramento, su cui si continuerà a lavorare, va sin d'ora riconosciuto ma che sarà difficile rimuovere completamente una parte di questi scostamenti soprattutto per:

1. l'ineliminabile (almeno per calcoli che si estendono su scale temporali degli ordini degli anni) rozzezza della descrizione teorico-numerica dello scambio termico con l'atmosfera anche se è ancora migliorabile;
2. l'impossibilità (idem come sopra) di descrivere l'effetto termico "istantaneo", sugli strati più vicina alla superficie libera, delle precipitazioni meteoriche, del ruscellamento e delle giornate di ventilazione particolarmente forti. Si può trattare di effetti "istantanei" (nel senso di "qualche giorno di durata"; e sono di fatto visibilissimi nei dati sperimentali che si hanno a disposizione) ma che possono condizionare il dato sperimentale raccolto in prossimità di quegli "istanti". In questi casi il dato sperimentale è sicuramente giusto ma impossibile da essere replicato numericamente.

Va comunque sottolineato che il miglioramento dei risultati ora conseguito rispetto alle esperienze precedenti è dovuto sostanzialmente a due fattori: A) l'aumento del potere risolutivo del reticolo di integrazione; B) una più realistica calibratura del modello di turbolenza. Una ulteriore attenzione a questi due aspetti può risultare in un più stretto accordo tra misure e simulazioni, unitamente ad una più fine valutazione dei coefficienti di scambio attraverso la superficie libera e delle associate temperature di riferimento.

Come esempio di risultati della terza serie di simulazioni usando i dati di tabella 2.4 si riporta in figura 2.18 quella ottenuta dai dati del mese di Giugno 2002 e serve a rilevare uno dei meccanismi che contrastano, insieme alla forza di Archimede, la diffusione turbolenta del calore verso le zone fredde più profonde. In essa è ben evidente la formazione di uno strato di circolazione sostanzialmente orizzontale che mantiene separate la fascia superficiale più calda dalle acque sottostanti più fredde. L'importanza di figure di questo tipo è che permettono di chiarire l'influenza del campo delle velocità sul destino del calore proveniente dall'esterno.

Le componenti delle velocità verso l'alto diventano zero a circa 50-60 metri di profondità come conseguenza del più efficace ed opposto trasferimento del momento in direzione orizzontale prodotto dal vento e dai fiumi tributari negli strati più superficiali. Il mescolamento verticale in questa zona è pertanto il risultato della diffusione turbolenta e di un debole flusso di circolazione dovuto agli ingressi nel corpo d'acqua.

Tab. 2.3. Spessore degli strati verticali di lago utilizzati nella terza simulazione a confronto con quelli usati in precedenza.

Strato	Spessore Precedente/Quota (m)	Spessore Attuale/Quota (m)
1	18 (-9)	2,00 (-1,00)
2	25 (-30,5)	2,40 (-3,40)
3	25 (-55,5)	2,88 (-5,84)
4	25 (-80,5)	3,60 (-9,08)
5	25 (-105,5)	4,32(-13,04)
6	25 (-130,5)	5,20 (-17,8)
7	25 (-145,5)	6,60 (-23,7)
8	25 (-170,5)	16,0 (-35,0)
9	25 (-195,5)	16,0 (-51,0)
10	25 (-220,5)	16,0 (-67,0)
11	25 (-245,5)	16,0 (-83,0)
12	25 (-270,5)	16,0 (-99,0)
13	25 (-295,5)	18,0 (-116,0)
14	25 (-320,5)	20,0 (-135,0)
15	25 (-345,5)	23,0 (-156,5)
16	25 (-370,5)	26,0 (-181,0)
17		29,0 (-208,5)
18		29,0 (-237,5)
19		29,0 (-266,5)
20		29,0 (-295,5)
21		29,0 (-324,5)
22		31,0 (-354,5)

Tab. 2.4. Dati idrometeorologici usati nella 5^a simulazione.

Parametro	Presenza
Portate Immissari	SI
Temperature Acque Immissari	SI
Portata Emissario	SI
Vento	SI
Scambio Termico con l'Atmosfera	SI
Ruscigliamento	NO

2.1.6. Commento finale delle simulazioni dell'idrodinamica

Si è visto in linea generale che nelle prime simulazioni i movimenti delle acque, ottenuti come valore medio, sia in senso trasversale che longitudinale alle varie profondità, nonché la diffusione verticale rispecchiano fedelmente il movimento generale delle masse d'acqua anche se le velocità risultano inferiori a quelle realmente misurate *in situ*. Per quanto riguarda i movimenti va detto che ricerche di campagna hanno dimostrato che sussistono controcorrenti di compensazione al movimento generale verso l'emissario del lago che si manifestano alle stesse profondità e non solo a livelli successivi determinati dalla morfometria del lago. Se consideriamo però che l'approccio alle prime simulazioni era stato fatto con lo scopo primario di valutare i tempi di rinnovo delle acque del lago quindi non poteva che essere sviluppato in termini generali.

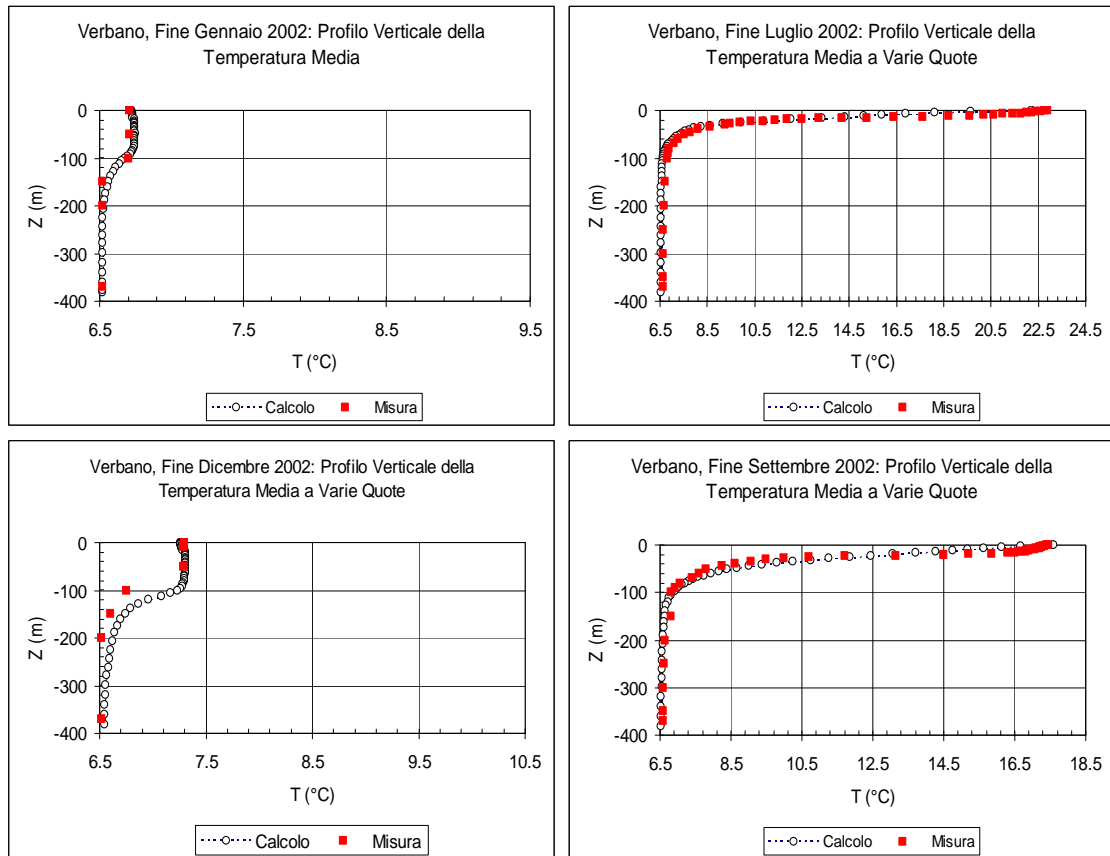


Fig. 2.17. Confronto tra temperature medie delle acque del Lago Maggiore misurate e simulate in alcuni mesi dell'anno.

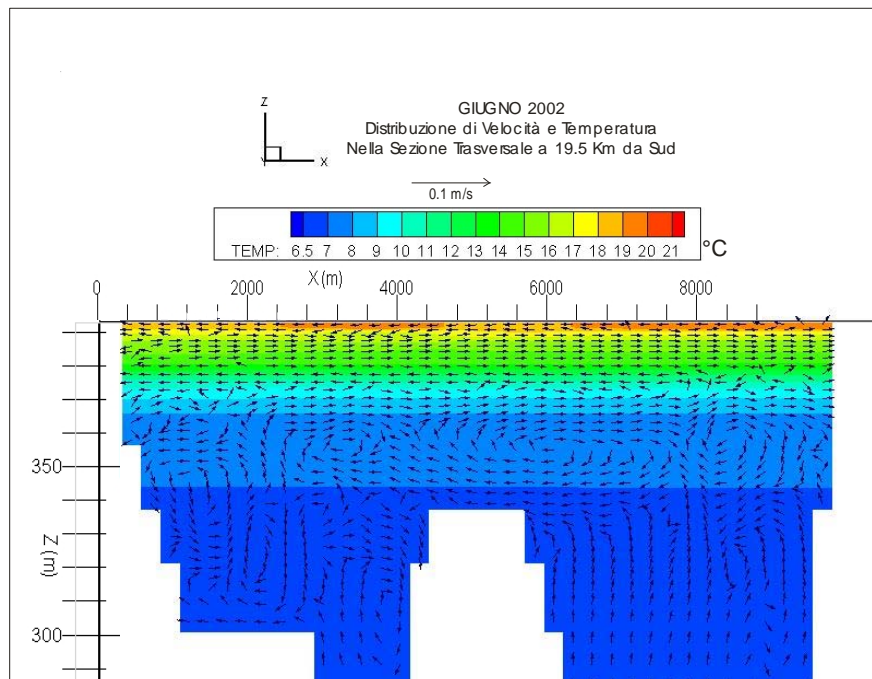


Fig. 2.18. Esempio di circolazione presente in una sezione trasversale del Lago Maggiore ottenuta con i dati di tabella 2.4.

Ciò ha permesso comunque di intravedere la possibilità di ottenere qualche cosa di più specifico dello scopo iniziale di questo lavoro e cioè un modello che permetta di visualizzare anche altri o diversi aspetti dell'idrodinamica lacustre in risposta alle diverse condizioni esterne ed interne, con particolare riferimento ai moti di corrente.

Localizzare i punti di velocità massima, minima e i movimenti di compensazione e quindi non solo velocità e movimenti come risultanti di diverse componenti. Le successive simulazioni che hanno visto l'inserimento di altri parametri hanno comportato un miglioramento nella componente velocità di corrente superficiale che si è avvicinata a valori reali. I primi output successivi, indirizzati oltre alle velocità e direzione delle correnti in lago si sono focalizzate sul confronto tra le temperature dell'acqua del lago rilevate *in situ* da 0 a 370 metri di profondità in alcuni mesi dell'anno e quelle ottenute dalla simulazione.

Il primo approccio è risultato non soddisfacente soprattutto per le temperature al di sotto dei 50-70 metri di profondità, mentre il secondo, dopo alcune modifiche al modello, pur mostrando ancora delle discrepanze nella zona più profonda del lago in Aprile e Dicembre ha indicato nella sua parte più superficiale valori compatibili con quelli reali, soprattutto nella forma dei profili entro la colonna e valori molto vicini nella zona epilimnica. Chiaramente questo aspetto va ulteriormente approfondito e raffinato in considerazione del fatto che ricerche condotte da Ambrosetti e Barbanti (1999) indicano che lo scambio di calore tra l'atmosfera e la massa d'acqua interessa per il 90 % del calore solo i primi 50 metri di profondità per cui la penetrazione oltre questa profondità è da ritenere insignificante ai fini dell'idrodinamica lacustre.

Le simulazioni numeriche qui esposte, in condizioni semplificate rispetto alla complessità naturale, forniscono tuttavia un quadro verosimile della sensibilità idrodinamica del Lago Maggiore alla variazione di alcuni importanti parametri quali portate e temperature degli immissari, portate equivalenti di piogge e ruscellamento, velocità e direzione dei venti. I risultati ottenuti, necessari, in quanto forniscono un'utile chiave di interpretazione per altre simulazioni in condizioni operative molto più complesse e realistiche, alcune delle quali sono già in atto. Tra queste la modulazione temporale su scala mensile delle portate in ingresso, quella su scala giornaliera delle loro temperature, nonché della temperatura naturale dell'acqua e del coefficiente di scambio termico con l'atmosfera. Più avanti si procederà alla modulazione temporale complessiva dell'apporto di ruscellamento, pioggia ed evaporazione, e delle rispettive temperature equivalenti e a quelle dell'intensità e direzione del vento. Sia queste ultime che le precedenti saranno estese sull'arco temporale di un anno.

L'esperienza fin qui acquisita dimostra che per sfruttare al massimo i dati che queste simulazioni più sofisticate produrranno e per dedurre il maggior numero di informazioni utili (es. scambi di masse d'acqua, strutture delle circolazioni, creazione-dispersione di macchie "calde", velocità utili alla distribuzione dei tempi di residenza, ecc.) è opportuno utilizzare un'opzione di re-start che consenta di ricostruire "istantanee" (snapshot) dello stato del lago almeno su intervalli mensili. Questa strategia di calcolo consente anche un più dettagliato confronto con la straordinaria massa di dati disponibili, in particolare per quanto riguarda la stratificazione termica. Si sono iniziati anche esperimenti numerici per la determinazione dei tempi di residenza osservando il trasporto convettivo-diffusivo di un tracciante conservativo (cioè non reagente).

La realizzazione di questa indagine non ha difficoltà concettuali, ma solo "tecniche". Occorre eseguire simulazioni complete annuali per ogni ipotesi di "macchia" di

tracciante inizialmente localizzata in diversi punti e a diverse profondità. Ogni scenario richiede quindi un notevole tempo di esecuzione.

BIBLIOGRAFIA

- Ambrosetti, W. & L. Barbanti. 1999. Deep water warming in lakes; an indicator of climatic change. *J. Limnol.*, 58(1): 1-9.
- Castellano, L. & G. Dinelli. 1975. Experimental and Analytical Evaluation of Thermal Alteration in the Mediterranean. *Int. Conference on Mathematical Models for Environmental Problems*. University of Southampton, September 8-12, 1975. Pentech Press (London).
- Castellano, L., A. Colombo & A. Tozzi. 1977. Numerical-Differential Model for the Dispersion of Heat and Pollutants in Sea Environments. *Technical Report CALISMA/MATEC prepared for ENEL-CRTN*. Centro di Ricerca Termica e Nucleare, Milano (Italy).
- Castellano, L., V. Ambrosetti & N. Sala. 2008. About the use of computational fluid dynamic (CFD) in the framework of physical limnological studies on a Great Lake. In: Orsucci F. and N. Sala (Eds), *Reflexing interfaces. Information Science Reference*. Hershey, New York, London: 257-277.
- Cheng, R.T. & C. Tung. 1970. Wind-Driven Lake Circulation by Finite Element Method. *Proceedings of the 13th Conference on Great Lakes Research*, Buffalo, New York: 891-903.
- Dailey, J.E. & D.R.F. Harleman. 1972. Numerical Model for the Prediction of Transient Water Quality in Estuary Networks. *Report No. MITSG 72-15, MIT, Department of Civil Engineering*. Cambridge, Mass.
- Hodges, B. & C. Dallimore. 2006. Estuary, Lake and Coastal Ocean Model: ELCOM, v2.2 Science Manual. *Centre for Water Research University of Western Australia*.
- Laval, B., J. Imberger, B. Hodges & R. Stocker. 2003. Modeling Circulation in Lakes: Spatial and Temporal Variations. *Limnol. Oceanogr.*, 48(3): 983-994.
- Leon, L.F.; D. Lam, W.M. Schertzer & D.A. Swayne. 2005. Lake and Climate Models Linkage: a 3-D Hydrodynamic Contribution. In: Krause P., S. Kralisch & W.-A. Flügel (Eds), *Model Integration and Development of Modular Modelling Systems*. Advances in Geosciences, 4: 57-62.
- Leon, L.F., D.C.L. Lam, W.M. Schertzer & D.A. Swayne. 2006. A 3D Hydrodynamic Lake Model: Simulation on Great Slave Lake. *Proceedings International Modelling and Software Society Biennial Conference*. Burlington, Vermont.
- Orlob, G.T. 1967. Prediction of Thermal Energy Distribution in Streams and Reservoirs. *Technical Report prepared for California State Department of Fish and Game*. Water Resources Engineers, Inc., Walnut Creek, California.
- Pham Thi, N.N., J. Huisman & B.P. Sommeijer. 2005. Simulation of three-dimensional phytoplankton dynamics: competition in light-limited environments. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 174(1): 57-77.
- Rueda, F.J. & S.G. Schladow. 2003. Dynamics of Large Polymictic Lake. II: Numerical Simulations. *Journal of Hydraulic Engineering*, 129(2): 92-101.
- Wang, P., Y.T. Song, Y. Chao, & H. Zhang. 2005. Parallel Computation of The Regional Ocean Modelling System. *The International Journal of High Performance Computing Applications*, 19(4): 375-385.

Yue, W., C.-L. Lin & V.C. Patel. 2004. Large Eddy Simulation of Turbulent Open-Channel Flow with Free Surface Simulated by Level Set Method. *Physics of Fluids*, 17(2): 1-12.

3. INDAGINI SULLO ZOOPLANKTON E SULLA RETE TROFICA PELAGICA ATTRAVERSO ANALISI D'ISOTOPI STABILI DI CARBONIO E AZOTO

Premessa

Il monitoraggio condotto sul Lago Maggiore nel corso del 2008 ha avuto lo scopo di dare una prima caratterizzazione del segnale isotopico rilevabile in diverse componenti dell'ambiente pelagico, e di individuare il possibile ruolo, per la rete trofica, di fonti non pelagiche di supporto alla produzione secondaria. Le analisi sono state effettuate su diverse componenti della rete trofica, dal materiale sestonico costituente la base alimentare dei consumatori primari, ai predatori zooplanctonici e fino alla fauna ittica.

Per la realizzazione di quest'attività, improntata più a una caratterizzazione funzionale dello zooplancton, che non a quella delle sue variazioni in abbondanza e biomassa, tradizionalmente finanziata dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo Svizzere, è stato necessario mettere insieme un gruppo di lavoro multidisciplinare in grado di contribuire, con le specifiche competenze, alle diverse e complesse fasi del lavoro, al fine di garantire l'ispezione e la preparazione di campioni idonei per le successive analisi strumentali.

Per le analisi microscopiche del fitoplancton mi sono affidata alle competenze della dottoressa Rossana Caroni, previa intercalibrazione con i colleghi Morabito e Panzani del CNR-ISE.

Il gruppo di lavoro infrazooplanctonico è composto principalmente dalla dottoressa Anna Visconti, che sugli isotopi stabili del Lago Maggiore è impegnata in prima persona per la realizzazione della tesi di dottorato (Tesi su: "Diversità trofica in organismi zooplanctonici di un lago profondo subalpino, il Lago Maggiore, attraverso l'analisi d'isotopi stabili di C e N"), dal dottor Amedeo Fadda, che, nel ruolo di tirocinante prima, e di studente di dottorato poi (Tesi dal titolo: "Reti trofiche in ambienti acquatici mediterranei: il Lago Sos Canales"), collabora attivamente alle attività necessarie per la realizzazione del progetto in campo e in laboratorio.

Inoltre, nell'ottica di una sorta di vicarianza funzionale, in diverse occasioni hanno contribuito alle attività anche gli altri collaboratori del gruppo di ricerca da me diretto, sebbene impegnati in settori diversi delle attività inerenti lo studio dell'ecologia dello zooplancton: la dottoressa Roberta Piscia (dottoranda su: "Distribuzione spazio-temporale e significato degli stadi duraturi per la risposta dello zooplancton alle vicende evolutive di un grande lago sudalpino"); la dottoressa Sara Bovio (borsista su: "Biodiversità potenziale e attuale: il ruolo della banca degli stadi duraturi"); Benedetta Ponti (Laurea magistrale su: "Diversità nella risposta adattativa di cloni di *Daphnia* del Lago d'Orta a condizioni eccezionali di pH e rame").

Per il campionamento e la preparazione dei campioni relativi alla fauna ittica mi sono avvalsa della collaborazione del dottor Pietro Volta e del supporto tecnico di Igor Cerutti e di Barbara Campi (Laurea Magistrale su: "Regime alimentare delle tre più importanti specie ittiche del Lago Maggiore").

I commenti critici del dottor Riccardo de Bernardi sono stati la fonte alla quale il gruppo ha attinto nelle diverse fasi dell'attività di monitoraggio, condotto in uno spirito di continuità con le attività svolte con lui, e con il dottor Gianluigi Giussani in anni di collaborazione sul campo e in laboratorio.

In ogni fase del lavoro siamo stati accompagnati dai preziosi consigli e da un supporto sia teorico che pratico della professoressa Antonella Cattaneo, Università de Montreal, Quebec, Canada, con la quale sono stati avviati in Istituto i primi studi sugli isotopi stabili di C e N in ambienti lacustri (Cattaneo *et al.*, 2004).

3.1. Introduzione

3.1.1. Aspetti generali e delle tecniche di analisi degli isotopi stabili

Le sostanze biogeniche in natura contengono quantità significative di isotopi stabili (IS) di elementi leggeri quali idrogeno, carbonio, azoto e ossigeno. Ad esempio un corpo umano di 50 kg contiene circa 225 g di isotopi più pesanti (Wada, 2009). Sebbene gli IS di un particolare elemento abbiano simile comportamento chimico, i loro parametri termodinamici specifici e le costanti di velocità nelle reazioni chimiche e biologiche differiscono.

Gli IS delle sostanze biogeniche variano in dipendenza delle composizioni isotopiche dei reagenti, dei percorsi e delle modalità cinetiche delle dinamiche di reazione, e delle condizioni fisiche e chimiche. Di conseguenza, ogni materiale biogenico ha la sua propria, unica, composizione isotopica, nota come "fingerprint dinamico in isotopi stabili", determinato dalla sua funzione e dalla posizione nel flusso di materia dell'ecosistema in un dato momento (Minagawa & Wada, 1984; Wada, 2009).

I recenti progressi nelle scienze della vita hanno messo in evidenza come gli organismi viventi posseggano tre fondamentali fingerprint all'interno del loro corpo.

Il primo fingerprint è quello dell'informazione biologica ottenuta nel corso dell'evoluzione della vita nell'arco degli ultimi 3,5 miliardi di anni, il "DNA fingerprint", trasferito dai genitori alla prole.

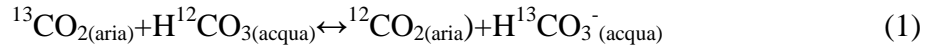
Il secondo fingerprint comunemente accettato è rappresentato dalla memoria immagazzinata nel cervello: man mano che cresce, un animale accumula memorie differenti nelle diverse circostanze. Oggigiorno, l'elasticità delle trasmissioni sinaptiche è considerata come una possibile chiave dei meccanismi della memoria del cervello, e molto vi è ancora da scoprire relativamente ai dettagli con i quali tali processi avvengono.

Il terzo fingerprint, come sopra anticipato, è l'"IS fingerprint", ovvero il modello isotopico caratteristico di un individuo, dato dalle abbondanze relative degli isotopi stabili in esso presenti, sostanzialmente determinate dalle abitudini alimentari e dalle modalità di escrezione. Determinazioni precise dei rapporti isotopici degli organismi consentono, in linea di principio di ricostruire dati fondamentali quali la storia di una molecola o di un materiale.

Secondo l'approccio degli studi sugli isotopi stabili, un ecosistema può essere trattato come la somma di complesse reazioni chimiche mediate da organismi viventi a diversa funzione e da fattori fisico-chimici. Accanto alle variazioni nella temperatura, nella pressione e nell'energia prodotta e consumata nel corso delle reazioni metaboliche, in questo tipo di studi si tiene conto del cosiddetto "effetto isotopico", o "frazionamento isotopico", vale a dire delle possibili differenze nei rapporti degli IS nei reagenti e nei prodotti. L'effetto isotopico che accompagna i processi metabolici consente la comprensione delle sequenze di reazione implicate nella fisiologia degli organismi vegetali, e della funzione e posizione di organismi animali nella rete trofica. Esso può essere utilizzato a diversi livelli di complessità, da quello molecolare a quello

ecosistemico, e può essere considerato come un parametro interdisciplinare degli ecosistemi naturali.

Il frazionamento isotopico può essere suddiviso in due categorie. La prima categoria è quella delle reazioni di equilibrio di scambio isotopico, la più rappresentativa della quali è la reazione di scambio che consente di mantenere il rapporto isotopico del carbonio nell'atmosfera costante quasi su tutto il pianeta:



La seconda categoria è il cosiddetto effetto isotopico cinetico, che può aver luogo in quasi tutte le reazioni biologiche, in dipendenza dal meccanismo di reazione. In generale, la molecola isotopica a più basso peso molecolare ha una costante di velocità di reazione più grande rispetto a quella della molecola più pesante. Il grado di frazionamento dipende dalle caratteristiche proprie dell'enzima interessato nella reazione. Ad esempio, è noto che la denitrificazione ha un fattore di frazionamento grande, fino a 1,04 (4 %), mentre la fissazione biologica dell' N_2 ha un fattore di frazionamento piccolo, di 1,002 (0,2 %). Il fattore di frazionamento di una data reazione in due specie differenti è in generale della stessa grandezza se i siti enzimatici sono simili. Di conseguenza, il rapporto $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ della biosfera nel suo insieme è leggermente maggiore di quello dell'azoto atmosferico. D'altro canto, si osserva un fattore di frazionamento isotopico grande, di 1,03 (3 %) nella carbosilazione delle piante C_3 , e questo risulta in un rapporto $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ più basso nella biosfera nel suo insieme rispetto all' HCO_3^{-} delle acque.

Poiché le variazioni nei rapporti isotopici di carbonio e azoto negli ecosistemi naturali sono lievi, il contenuto in ^{13}C e ^{15}N è espresso come deviazione ‰ rispetto a uno standard, secondo le formule seguenti:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = [(^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{campione}}) / (^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{PDB}}) - 1] \times 1000 \quad (2)$$

$$\delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = [(^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{campione}}) / (^{15}\text{N}/^{14}\text{N}_{\text{aria}}) - 1] \times 1000 \quad (3)$$

Come standard vengono utilizzati, per il carbonio e l'azoto rispettivamente, la belemnite Pee Dee (PDB), un carbonato di calcio fossile avente un contenuto di ^{13}C quasi identico a quello della HCO_3^{-} delle acque, e l'azoto atmosferico (N_2). Valori positivi del δ ‰ stanno ad indicare che il campione ha un contenuto di ^{13}C e ^{15}N maggiore di quello dello standard corrispondente; al contrario, quando esso ne sia impoverito, il valore del δ ‰ del corrispondente isotopo risulta negativo. Naturalmente $\delta^{13}\text{C} (\text{HCO}_3^{-})_{(\text{acqua})} = 0,0\text{‰}$ e $\delta^{15}\text{N} (\text{N}_{2(\text{aria})}) = 0,0\text{‰}$.

Molte differenti sostanze biologiche e biogeniche sono state raccolte da diversi ecosistemi. I loro rapporti isotopici sono stati misurati mediante spettrometri di massa con metodologie descritte in dettaglio. È così possibile identificare i principali fattori che governano le distribuzioni isotopiche in un ecosistema. Essi sono: 1) le composizioni isotopiche dei substrati utilizzati dai vegetali, quali la CO_2 , l' H_2O e i nitrati inorganici; 2) gli effetti cinetici degli isotopi durante i processi di assorbimento; 3) effetti trofici durante i processi di nutrizione; 4) metabolismo gassoso durante la mineralizzazione.

In generale, le leggi empiriche che governano l'impiego degli isotopi stabili di carbonio e azoto nelle analisi ecosistemiche sono le seguenti:

1. Negli organismi vegetali, il $\delta^{13}\text{C}$ è determinato dalla dinamica della fissazione di CO_2 durante la fotosintesi. Le piante C_3 e C_4 e i vegetali terrestri presentano

differenti contenuti in ^{13}C , e risultano a loro volta differire dal fitoplancton. Quest'ultimo a sua volta differisce da quello del fitobentos.

2. Il rapporto $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ di un organismo animale è molto prossimo a quello della sua dieta.
3. In una gran varietà di invertebrati e vertebrati si osserva un arricchimento in ^{15}N .
4. Una correlazione tra il rapporto $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ e il livello trofico corrispondente è stata dimostrata chiaramente in diversi ecosistemi. Il flusso di sostanza organica lungo la catena alimentare dai produttori primari (costituenti la base alimentare) agli animali di livelli trofici più elevati può essere ricostruito attraverso la misura dei loro $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$. I valori di $\delta^{13}\text{C}$ e di $\delta^{15}\text{N}$ degli animali, durante un singolo processo di nutrizione, il cosiddetto effetto trofico, vengono dunque descritti dalle seguenti equazioni:

$$\delta^{13}\text{C}(\text{animale}) (\text{‰}) = (1,0 \sim 2,0)(\text{TL}-1) \quad (4)$$

$$\delta^{15}\text{N} (\text{‰})(\text{animale}) = 3,3 (\text{TL}-1) + \delta^{15}\text{N}(\text{alghe}) \quad (5)$$

nelle quali TL indica il livello trofico (TL alghe=1).

5. un aumento di ^{15}N in un ecosistema è causato dall'evaporazione dell' NH_3 e dalla denitrificazione ($\text{NO}_3 \rightarrow \text{N}_2$).

3.1.2. L'uso degli isotopi stabili di C e N in ambienti lacustri

Gli isotopi stabili sono uno strumento efficiente per rivelare la diversità e la complessità della rete trofica zooplanctonica dei laghi (Post, 2002). Gli organismi zooplanctonici utilizzano fonti di carbonio autoctono, attraverso il grazing del fitoplancton, dei batteri e di altri organismi che dipendono dalla produzione fitoplanctonica. I batteri dipendono anche dal pool del carbonio organico disciolto prodotto attraverso molte altre fonti, ivi inclusi il fitoplancton, il perifiton, le macrofite e il carbonio alloctono. Gli studi sugli isotopi stabili sono stati utilizzati per distinguere tra fonti fitoplanctoniche e non-fitoplanctoniche di carbonio (bentoniche, litorali e alloctone) in diversi ecosistemi lacustri, dimostrando che il grado di dipendenza dello zooplancton da fonti non fitoplanctoniche dipende dal grado di trofia, dalla stagione, e dal rapporto N/P (Karlsson *et al.*, 2003).

Differenze nel $\delta^{13}\text{C}$ e nel $\delta^{15}\text{N}$ dello zooplancton possono risultare da uno shift nella linea di base pelagica, comunemente definita come la composizione isotopica delle fonti primarie di rifornimento della rete trofica pelagica. La linea pelagica comprende sia fonti fitoplanctoniche sia fonti non fitoplanctoniche: entrambe possono contribuire alla produzione secondaria della rete trofica pelagica. La linea di base pelagica di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ varia a seconda del lago, e in uno stesso lago, negli anni e a seconda della stagione (Matthews & Mazumder, 2003). Le variazioni tra laghi sono tendenzialmente legate alle dimensioni (Post *et al.*, 2000; Perga & Gerdeaux, 2006). In uno stesso lago o in un gruppo di laghi simili il segnale della linea di base pelagica è influenzato dallo stato trofico (Perga & Gerdeaux, 2006). Input di azoto e di nutrienti inorganici $\delta^{15}\text{N}$ possono alterare la linea di base del $\delta^{15}\text{N}$ (Lake *et al.*, 2001; Cole *et al.*, 2004; Lehmann *et al.*, 2004). Fattori ambientali quali temperatura, produzione primaria, e riciclo dei nutrienti inorganici possono influenzare il $\delta^{13}\text{C}$ e il $\delta^{15}\text{N}$ del fitoplancton. Nell'arco dell'anno si possono osservare differenze nel $\delta^{13}\text{C}$ e nel $\delta^{15}\text{N}$ dei diversi taxa zooplanctonici in relazione a modificazioni nelle abitudini alimentari (vale a dire nella posizione trofica) e nella disponibilità delle risorse.

Con questo studio ci si è proposti di:

- dare una prima caratterizzazione del segnale isotopico di carbonio e azoto e del suo propagarsi lungo la rete trofica pelagica del Lago Maggiore, dalla base alimentare fino ai pesci, nei quattro momenti stagionali. Come evidenziato nella parte introduttiva, l'intervallo di valori del $\delta^{13}\text{C}$ lacustre ne riflette principalmente la tipologia, e dunque nel caso del Maggiore, ci si attende che esso sia raffrontabile a quello di altri laghi profondi subalpini. Il $\delta^{15}\text{N}$ dei laghi è invece principalmente legato allo stato trofico e tende ad innalzarsi in acque di scarico urbano (Cabana & Rasmussen, 1996); il termine di paragone, nel caso del Maggiore, dovrebbe essere dunque quello di ambienti oligotrofi;
- analizzare le variazioni nel tempo (con la stagione) e nello spazio (attraverso il confronto tra stazioni rappresentative dell'interferenza, nel pelago, di apporti di materiale alloctono - dal Fiume Toce, Stazione di Baveno -, e dal litorale - Stazione di Lesa) del segnale isotopico del carbonio;
- individuare il possibile contributo alla rete trofica pelagica di fonti di carbonio non pelagiche;
- identificare i rapporti trofici e il loro variare nel corso dell'anno, di organismi pelagici, dai consumatori primari zooplanctonici ai pesci predatori.

3.1.3. Materiali e metodi

È questo il primo studio sul Lago Maggiore di questo tipo, inteso a dare una prima caratterizzazione della linea di base (pelagica, litorale, ed eventualmente del Fiume Toce), e del propagarsi del segnale isotopico lungo la catena alimentare dallo zooplancton fino ai pesci. Pertanto, il campionamento è stato previsto, oltreché nella stazione pelagica al largo di Ghiffa, corrispondente al punto di massima profondità del lago, da sempre utilizzata per rappresentare il pelago lacustre, anche in altri due siti, scelti in quanto indicativi, stando ai risultati di precedenti studi, dell'influenza del Fiume Toce (Stazione denominata "Baveno"; latitudine $45^{\circ}54'28''\text{N}$; longitudine $8^{\circ}31'44''\text{E}$) e dell'ambiente litorale (Stazione denominata "Lesà"; latitudine $45^{\circ}49'70''\text{N}$; longitudine $8^{\circ}34'70''\text{E}$), rispettivamente. I campionamenti sono stati effettuati con cadenza all'incirca mensile e i dati ottenuti raggruppati in modo tale da rappresentare, secondo quanto previsto dal progetto, i quattro momenti stagionali. Campioni d'acqua sono stati raccolti dalle tre stazioni entro i primi 50 m (lo strato usualmente campionato per lo zooplancton) per la determinazione del segnale isotopico del materiale sestonico ($<76\ \mu\text{m}$) e per la misura dell'abbondanza e della biomassa del fitoplancton (misure di clorofilla *a* e biovolume). A ogni data di campionamento organismi appartenenti ai diversi taxa zooplanctonici venivano raccolti in quantità sufficienti a consentire analisi del segnale isotopico. Per la descrizione dettagliata dei metodi di preparazione dei campioni si veda Manca *et al.* (1994; 1997). Nel contempo, campioni quantitativi prelevati con le usuali metodiche servivano a determinare la densità di popolazione e la biomassa zooplanctonica nei quattro differenti momenti e nelle tre diverse stazioni. Venivano inoltre misurate la temperatura dello strato d'acqua campionato mediante termometro termistore e la trasparenza delle acque (mediante Disco di Secchi). Al termine della campagna d'indagine sono stati inoltre prelevati campioni dal litorale (perifiton e anfipodi), utili a caratterizzarne il segnale isotopico, in tre diverse stazioni situate lungo l'asse maggiore del lago.

Onde ottenere campioni adatti a garantire risultati attendibili delle analisi strumentali è stato necessario prelevare, di volta in volta, e per ogni replica, un numero d'individui compreso tra un minimo di 40 e un massimo di 500, in dipendenza dalla taglia individuale. I dati che qui verranno presentati, dunque, sono rappresentativi, nel loro complesso, di circa 13000 individui zooplanctonici.

I campioni relativi alle tre diverse specie ittiche sono stati ottenuti mediante trattamento di campioni di muscolo prelevati dalla regione dorsale compresa tra il capo e l'inizio della pinna dorsale di cinque individui per ogni data di campionamento, prelevati, nelle quattro diverse stagioni, con reti branchiali in zona pelagica (coregone lavarello, *Coregonus lavaretus* e agone, *Alosa fallax lacustris*) e litorale (gardon, *Rutilus rutilus*) nella regione centrale del Lago Maggiore, all'incirca nelle vicinanze dell'abitato di Ghiffa. Dei singoli pesci è stata misurata la taglia (lunghezza totale e peso totale) e determinata l'età mediante lettura delle scaglie con la finalità di costituire campioni di taglia ed età il più possibile omogenea per limitare la variabilità del segnale isotopico legata a possibili differenti abitudini trofiche.

I campioni e gli standard sono stati pesati in capsulini di stagno e caricati in analizzatore elementare (Vario EL III) interfacciato con uno spettrometro di massa per il rapporto isotopico (G. G. Hatch Isotope Laboratories, University of Ottawa, Faculty of Science, Ottawa, Canada). I campioni e gli standard sono stati combusti a circa 1800 °C (combustione di Dumas) e i prodotti gassosi risultanti trasportati in elio attraverso colonne di ossido-riduzione ottimizzate per CO₂ e N₂. I gas venivano separati mediante colonne di assorbimento a purificazione e cattura, inviate all'interfaccia (Conflo II) e all'IRMS (Isotope Ratio Mass Spectrometer della Delta XP Plus Advantage). La precisione analitica delle analisi è stata basata su uno standard interno (C-55, acido glutamico, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$ = 3,98, -28,53, rispettivamente) solitamente con precisione analitica inferiore allo 0,2 ‰.

I valori di $\delta^{15}\text{N}$, riferiti all'N₂ dell'aria e normalizzati con standard interni calibrati all' International standard IAEA-N1(+0,4 ‰), IAEA-N2(+20,3 ‰), USGS-40(-4,52 ‰) and USGS-41(47,57 ‰). I valori di $\delta^{13}\text{C}$ sono riferiti alla PDB e normalizzati con standard interni calibrati presso l'International standard IAEA-CH-6 (-10,4 ‰), NBS-22(-29,91 ‰), USGS-40(-26,24 ‰) e USGS-41(37,76 ‰). La deviazione standard dei valori relativi alle analisi di ¹³C e ¹⁵N nei campioni di seston, zooplancton e pesci, è risultata, rispettivamente pari a 0,05 e 0,12; 0,12 e 0,06; 0,12 e 0,06.

Così come suggerito da studi analoghi effettuati in precedenza in laghi simili (ad esempio, il Lago Lemano; Perga & Gerdaux, 2006), i dati relativi alla composizione isotopica del materiale sestonico sono stati confrontati con quelli ottenuti per *Daphnia*, sì da verificare la possibilità di utilizzare la composizione isotopica di quest'ultima come tracciante della linea di base pelagica, in virtù del suo comportamento alimentare non selettivo nelle diverse stagioni. A tal fine, i valori del $\delta^{13}\text{C}$ e del $\delta^{15}\text{N}$ del seston (frazione $\leq 76 \mu\text{m}$ entro lo strato 0-50 m) sono stati confrontati con quelli misurati alle stesse date di campionamento e nelle medesime stazioni, in *Daphnia*. La validità di *Daphnia* come integratore del segnale isotopico del carbonio pelagico è stata anche saggiata attraverso il confronto con il rapporto isotopico misurato in *Dreissena* a conclusione della campagna di rilevamenti. Molluschi bivalvi di questo genere sono infatti spesso utilizzati come integratori e indicatori della linea di base pelagica (Post, 2002).

I diversi taxa zooplanctonici presi in esame nel corso dell'anno comprendevano, oltre a *Daphnia*, anche i copepodi, con distinzione in diaptomidi e ciclopidi, e i cladoceri di

grosse dimensioni *Leptodora kindtii* e *Bythotrephes longimanus*. I segnali isotopici dei diversi taxa nelle diverse stazioni e nei diversi periodi dell'anno sono stati analizzati e comparati con quelli ottenuti per *Daphnia*. Alla base di tale approccio vi sono due importanti assunzioni:

- 1) qualora un dato taxon sia supportato dalla linea di base pelagica, il suo $\delta^{13}\text{C}$ sarà simile a quello di *Daphnia*, il che significa che la varianza residua sarà minore o uguale a quella dell'arricchimento atteso per livello trofico (cfr. materiali e metodi, equazione 4);
- 2) qualora il $\delta^{13}\text{C}$ di un taxon zooplanctonico risulti statisticamente diverso da quello di *Daphnia* e/o la varianza residua maggiore di quella attesa, è possibile ipotizzare che vi siano fonti multiple di alimentazione della comunità zooplanctonica;
- 3) Le modificazioni nelle posizioni trofiche relative dei taxa zooplanctonici sono ottenute a partire dalla comparazione tra il loro $\delta^{15}\text{N}$ e quello di *Daphnia*. Se un dato taxon occupa la stessa posizione trofica (relativamente a quella di *Daphnia*) lungo l'arco dell'anno, allora la differenza $\Delta\text{N} = \delta^{15}\text{N}_{\text{taxon}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{Daphnia}}$ dovrebbe rimanere costante, e presentare una variabilità minore di quella determinata dall'arricchimento per livello trofico (cfr. materiali e metodi, equazione 5). Variazioni importanti nel ΔN nel corso dell'anno potrebbero indicare sia che il taxon non utilizza sempre le medesime fonti primarie, e che pertanto utilizza fonti alternative a segnale isotopico differente, ovvero che non occupa la stessa posizione trofica durante tutto l'arco dell'anno.

Le relazioni tra i taxa e la linea di base sono state investigate mediante regressioni lineari. La significatività delle differenze rispetto al valore 1 dei coefficienti angolari delle rette di regressione è stata testata mediante t-test. I valori della variabilità residua, ottenuti mediante modello ANOVA sono stati comparati a quelli previsti per il frazionamento trofico di ^{13}C e ^{15}N (deviazione standard = 1,3 e 1,0 ‰, rispettivamente).

3.1.4. Risultati

3.1.4.1. Confronto tra le diverse stazioni del pelago lacustre

I dati relativi al segnale isotopico dei campioni raccolti nelle tre stazioni (Ghiffa, Baveno e Lesa) sono stati testati statisticamente (test Kruskal-Wallis non parametrico, one way) al fine di verificare se, e in che misura, le differenze osservate fossero statisticamente significative. I risultati, riportati in tabella 3.1, dimostrano chiaramente come le differenze osservate tra i diversi siti campionati non siano statisticamente significative.

Interessanti differenze tra il segnale isotopico del carbonio del materiale sestonico dei primi 20 m rispetto a quello dello strato più profondo (25-50 m) sono state osservate relativamente alla stazione di Baveno e a seguito di intense precipitazioni, con valori più negativi nella zona più profonda. Esse potrebbero essere indicative dell'influenza di un apporto di materiale dal Fiume Toce, in accordo con quanto osservato in studi precedenti (Ambrosetti *et al.*, 1980; de Bernardi *et al.*, 1988).

Tuttavia, nel loro complesso, le variazioni tra le diverse stazioni non sono risultate statisticamente significative (test Kruskal-Wallis per raffronto multiplo; $H(1, N = 23) = 3,185606$ $p = 0,074$).

Anche le differenze tra il $\delta^{13}\text{C}$ del seston dello strato più superficiale e quelle dello strato più profondo nelle tre stazioni sono non risultate significative dal punto di vista

statistico. Tale dato può essere spiegato a partire dall'analisi del contributo dei diversi gruppi alla biomassa totale (Fig. 3.1): le differenze nel segnale isotopico, quando legate al fitoplancton, possono essere in linea generale relazionabili non tanto alla maggiore o minore biomassa raggiunta, quanto a importanti modificazioni nella struttura del popolamento, in particolar modo nella geometria degli organismi presenti (Popp *et al.*, 1998). I dati riportati nei grafici in figura 3.1 dimostrano come i gruppi dominanti siano sostanzialmente gli stessi nei due strati d'acqua considerati, mentre differenze anche importanti sono state osservate, com'è logico attendersi, nei valori complessivi di biomassa raggiunti, soprattutto nelle fasi di maggiore sviluppo, primaverile estivo e autunnale, del popolamento. Le differenze di biomassa sono risultate rilevabili anche dalla comparazione dei valori di clorofilla *a* nei due strati campionati (test di Wilcoxon; $p = 0,008$; $N = 18$). I risultati delle analisi relative al segnale isotopico del carbonio nei quattro periodi dell'anno e per le diverse componenti prese in esame sono riassunti nel grafico in figura 3.2. La scala del $\delta^{13}\text{C}$ comprende valori rappresentativi dell'ambiente litorale (meno negativi) e di quello pelagico, di laghi profondi, quali il Maggiore. Organismi bentonici e di acque profonde presentano generalmente valori del $\delta^{13}\text{C}$ più bassi rispetto a quelli del pelago. Il grafico può dunque essere letto, dall'alto verso il basso, come una graduale transizione dal litorale alle zone più profonde del lago.

Tab. 3.1. Risultati del test Kruskal-Wallis per il confronto dei dati relativi ai segnali isotopici ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) e del rapporto C/N dei diversi campioni di materiale prelevato dalle tre stazioni pelagiche (Ghiffa, Baveno e Lesa). N = numero di campioni; P = livello di significatività; NS = non significativo.

		N	P	Risultato
	$\delta^{13}\text{C}$	14	0,85	NS
<i>Daphnia</i>	$\delta^{15}\text{N}$	13	0,21	NS
	C/N	10	0,39	NS
	$\delta^{13}\text{C}$	12	0,73	NS
<i>Leptodora</i>	$\delta^{15}\text{N}$	10	0,73	NS
	C/N	10	0,76	NS
	$\delta^{13}\text{C}$	20	0,61	NS
<i>Bythotrephes</i>	$\delta^{15}\text{N}$	17	0,95	NS
	C/N	14	0,40	NS
	$\delta^{13}\text{C}$	11	0,90	NS
Seston 0-20 m	$\delta^{15}\text{N}$	11	0,39	NS
	C/N	8	0,08	NS
	$\delta^{13}\text{C}$	12	0,87	NS
Seston 25-50 m	$\delta^{15}\text{N}$	12	0,78	NS
	C/N	9	0,84	NS

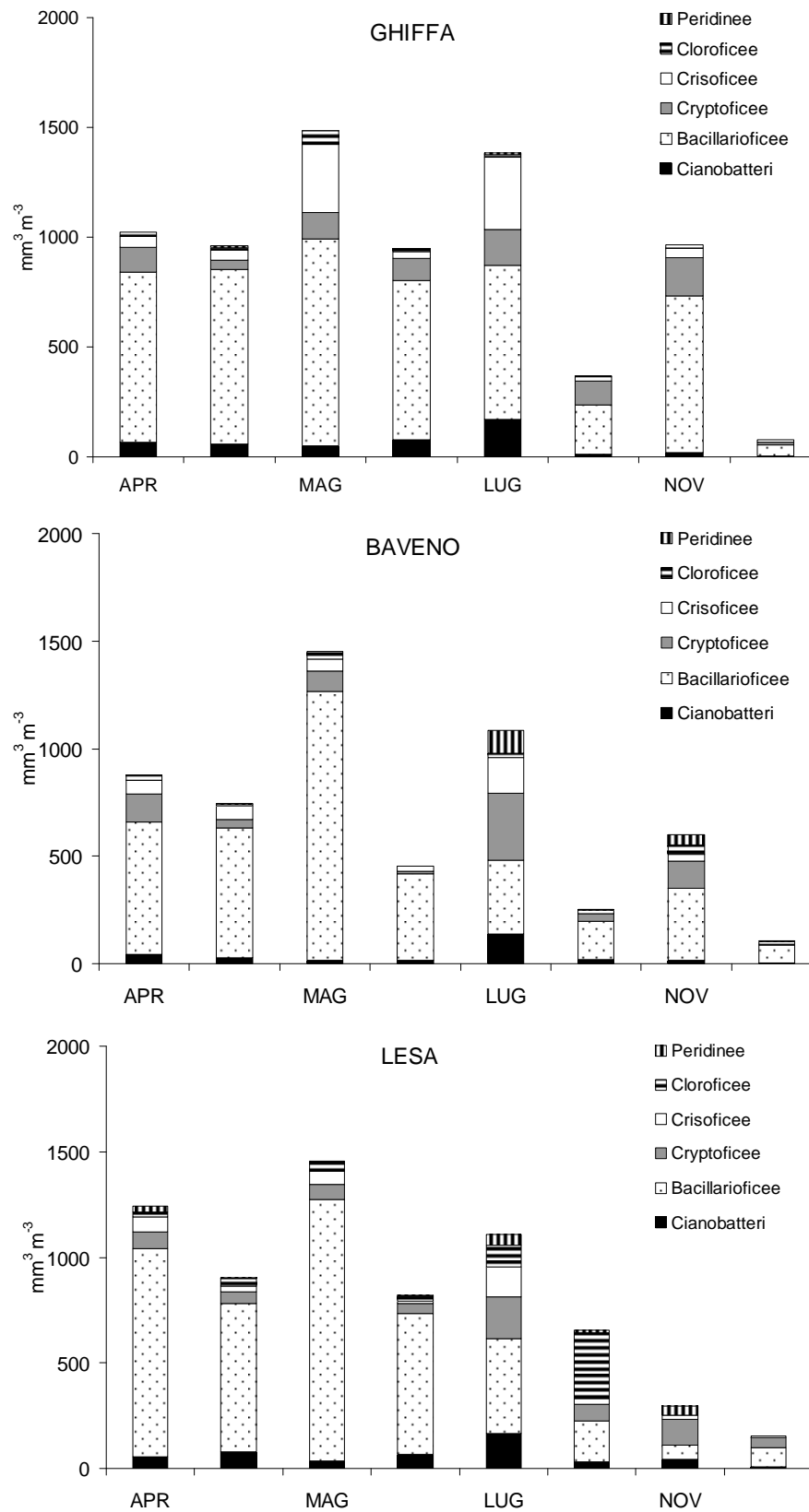


Fig. 3.1. Biovolume fitoplanctonico misurato nelle tre stazioni del Lago Maggiore in diversi periodi dell'anno e nei due diversi strati (epilimnico e ipolimnico) campionati per le analisi degli isotopi stabili di carbonio e azoto.

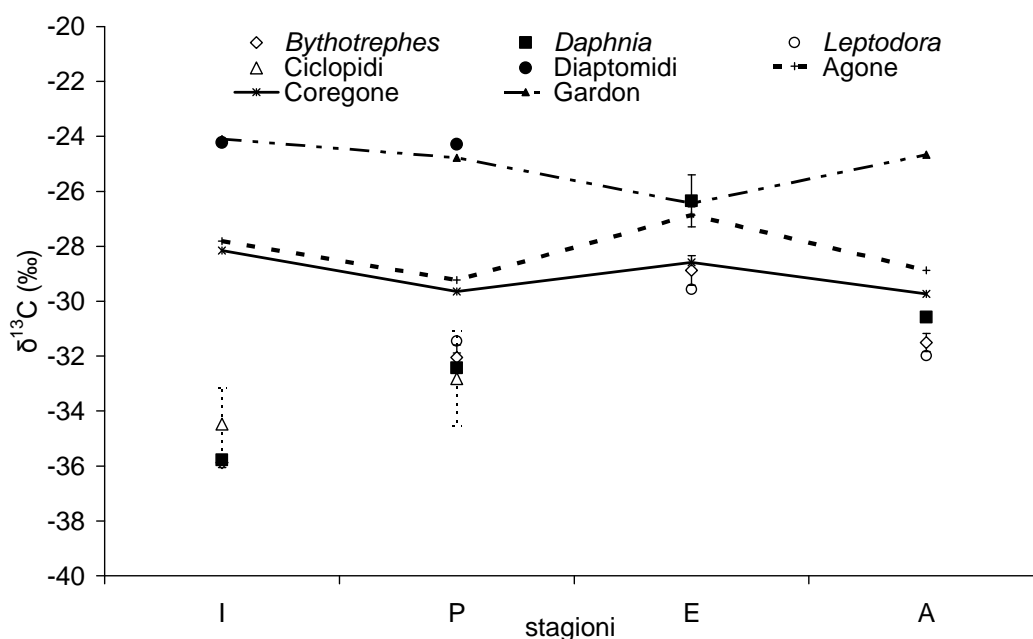


Fig. 3.2. Valori del rapporto isotopico del carbonio ($\delta^{13}\text{C}\text{‰}$) ottenuti nel corso del 2008 da diversi taxa componenti lo zooplankton pelagico del Lago Maggiore e in tre diverse specie di pesci. Le barre verticali rappresentano l'errore standard calcolato sulle repliche dei campioni.

Il segnale isotopico del carbonio delle acque pelagiche è rappresentato, nel grafico in figura, dai punti corrispondenti a *Daphnia*. Filtrando non selettivamente il materiale sestonico, questo cladocero rappresenta nel Maggiore, così come in laghi ad esso assimilabili per tipologia e livello di produttività, un indicatore della cosiddetta linea di base pelagica (Perga & Gerdaux, 2006). Effettivamente, in linea generale, il segnale isotopico del $\delta^{13}\text{C}$ di *Daphnia* misurato nel corso del 2008 ha riflettuto fedelmente quello del materiale sestonico ($r = 0,86$; $p < 0,01$; $N = 13$). Secondo le assunzioni sulle quali si basa il principio del metodo degli isotopi stabili, organismi che rispecchiano il segnale isotopico del carbonio di *Daphnia* sono a essa relazionabili in termini di fonte alimentare, e dunque definibili come tipicamente legati al pelago. La conferma dell'idoneità di *Daphnia* a rappresentare il segnale pelagico è anche emersa dai risultati delle misure effettuate a conclusione del lavoro di monitoraggio su *Dreissena polymorpha*, il mollusco bivalve generalmente utilizzato come integratore della linea di base del pelago ($\delta^{13}\text{C}$ medio = $-35,14$; $N = 72$; $SE = 0,28 \text{‰}$).

I dati del Lago Maggiore rappresentati in figura 3.2 dimostrano chiaramente come il segnale isotopico del $\delta^{13}\text{C}$ di cladoceri zooplanctonici, quali *Bythotrephes* e *Leptodora*, e dei ciclopidi (*Cyclops abyssorum* e *Mesocyclops leuckarti*), ben si adatti ad una situazione tipica dell'ambiente pelagico. In altre parole, i valori del $\delta^{13}\text{C}$ dei tessuti di questi organismi sono del tutto assimilabili a quelli componenti *Daphnia*. Così come osservato nel Lago Lemano, in particolare, la correlazione tra i valori del $\delta^{13}\text{C}$ di *Daphnia* e quelli di *Bythotrephes* è risultata molto elevata ($r = 0,89$) e statisticamente altamente significativa ($p < 0,001$; $N = 18$). La pendenza della retta di regressione ottenuta dai dati di $\delta^{13}\text{C}$ relativi ai due taxa non è significativamente diversa da 1 e il valore dell'intercetta non diverso da 0.

Il grafico in figura 3.2 mostra anche molto bene come il segnale isotopico del carbonio dei diversi componenti del sistema cambi al variare delle stagioni, muovendosi verso valori meno negativi durante le stagioni calde, per ritornare, in autunno, verso valori più negativi, che preludono a quelli del periodo invernale. Le variazioni stagionali nel segnale isotopico pelagico del carbonio sono risultate in accordo con le variazioni nella temperatura media ambientale (Fig. 3.3). La correlazione fra le due variabili su tutti i dati (N = 12) è alta ($r = 0,74$) e statisticamente significativa ($p < 0,05$). La spiccata stagionalità osservata nel Lago Maggiore ricalca molto bene quella riportata per laghi simili, ad esempio per il Lemano. Di tutta una serie di variabili fisiche, chimiche e biologiche prese in esame, solamente la temperatura ambientale, espressa come la media delle temperature entro lo strato d'acqua campionato, è risultata essere correlata in modo statisticamente significativo con il segnale isotopico del $\delta^{13}\text{C}$ della linea di base pelagica (Perga & Gerdeaux, 2006).

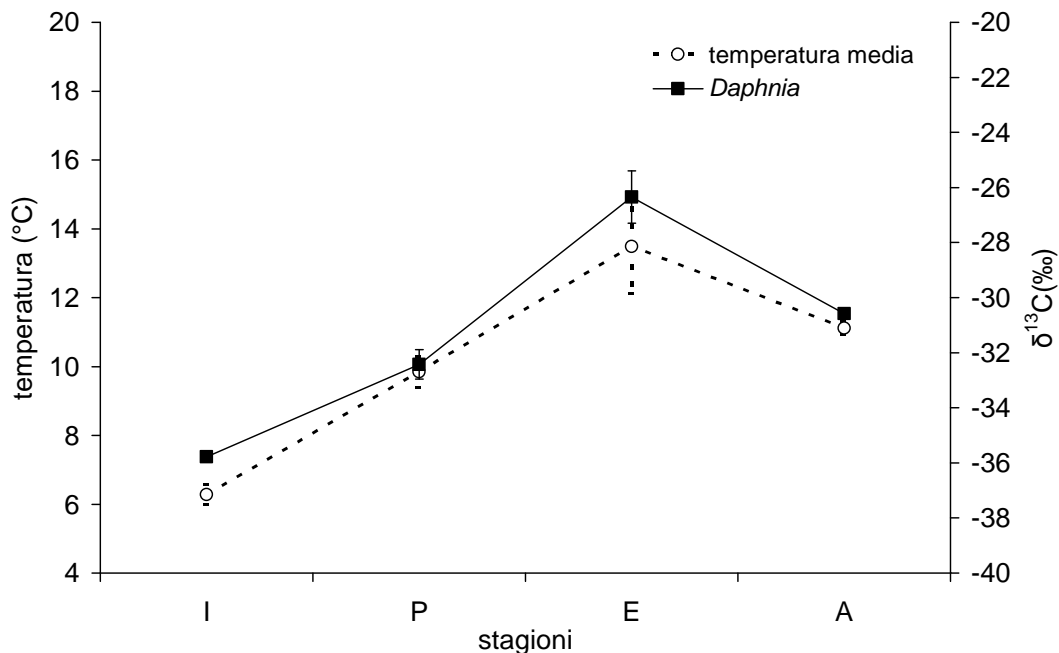


Fig. 3.3. Variazioni stagionali del segnale isotopico pelagico del carbonio e della temperatura nelle tre stazioni nello strato d'acqua campionato (0-50 m; valori medi \pm Errore Standard).

Dal grafico in figura 3.2 emerge anche, e piuttosto chiaramente, come il $\delta^{13}\text{C}$ dei copepodi diaptomidi (della specie *Eudiatomus padanus*) si discosti nettamente da quello misurato negli altri taxa zooplanctonici. In particolare, questi organismi prelevati in acque pelagiche sono risultati occupare, nel grafico relativo al segnale isotopico del carbonio, una posizione che ne suggerisce una dipendenza da fonti alimentari di origine litorale. Come evidenziato in precedenza, valori del $\delta^{13}\text{C}$ relativamente alti (meno negativi rispetto a quelli del segnale pelagico) caratterizzano gli organismi di ambiente litorale. Il riferimento, per il Lago Maggiore, è rappresentato dal segnale isotopico del carbonio da noi misurato nel perifiton e in anfipodi bentonici prelevati in zona litorale, in occasione di una serie di prelievi sul litorale in tre diverse stazioni lungo l'asse principale del lago ($\delta^{13}\text{C} = -24,41\text{‰}$, valore medio, $\pm 0,028$). I dati relativi ai diaptomidi del Lago Maggiore sembrano inoltre suggerire come, contrariamente a quanto rilevato

per gli altri taxa zooplanctonici esaminati, il segnale isotopico del carbonio in questi organismi tenda a mantenersi più stabile nel tempo. Questi due aspetti emersi dall'attività di monitoraggio del 2008 saranno, con tutta probabilità oggetto d'indagine più approfondita nel corso della campagna 2009, peraltro già avviata.

Molto interessante risulta, sempre nel grafico in figura 3.2, l'analisi del segnale isotopico del carbonio nelle tre differenti specie di pesci da noi prese in esame. In aggiunta all'agone, specie ittica autoctona, e del coregone, specie alloctona ma da tempo acclimatata con successo, si è ritenuto opportuno analizzare anche il gardon, specie che, di recente, è stata protagonista di una vera e propria invasione nelle acque del Lago Maggiore (Volta & Jepsen, 2008). Risulta evidente il carattere litorale del segnale isotopico del gardon, particolarmente in inverno e primavera, quando i valori sono molto simili a quelli misurati nei diaptomidi del lago, e anche coerenti con il segnale litorale del perifiton e degli anfipodi. Nella stagione estiva, il segnale isotopico del gardon si avvicina molto a quello di *Daphnia*, suggerendo un importante cambiamento nell'alimentazione e il passaggio da fonti litorali a fonti pelagiche di supporto alimentare. Se per le specie pelagiche, quali coregone e agone, è sostanzialmente corretto affermare che non vi possano essere sostanziali differenze nel regime alimentare in relazione alla taglia e all'età, altrettanto non è lecito supporre per il gardon. Tale specie è onnivora e opportunista e, almeno oltralpe, mostra una spiccata plasticità nella dieta in relazione al periodo stagionale e alla taglia. I pesci considerati in queste analisi erano soggetti adulti di 3 o 4 anni. I risultati dunque, benché di assoluta rilevanza scientifica, risultano limitati a una o due classi di età e non esaustivi per la caratterizzazione della specie e del suo ruolo trofico nell'ecosistema lacustre. Una più approfondita analisi potrebbe essere condotta in futuro per definire con maggior dettaglio questi elementi, possibilmente corroborata da una analisi del contenuto alimentare.

L'analisi del grafico in figura 3.2 mostra inoltre come il segnale isotopico dei pesci sia, in generale, meno variabile rispetto a quello dello zooplancton, nel corso dell'anno. Tale risultato conferma come la variabilità sia legata, in termini generali, alla velocità di turnover metabolico, e dunque tenda a essere più elevata negli organismi più piccoli rispetto a quelli di taglia maggiore. Soprattutto in inverno, i segnali isotopici del carbonio di agone e coregone si discostano in maniera significativa da quelli della linea di base pelagica, e dei diversi taxa zooplanctonici ad essa relazionati, suggerendo come, almeno durante la stagione iniziale dell'anno, fonti diverse da quelle pelagiche possano costituire una componente importante dei tessuti di queste due specie di pesci. In estate, i valori del $\delta^{13}\text{C}$ di coregone e agone tendono a incontrare quelli, divenuti meno negativi, della linea di base pelagica, rappresentata da *Daphnia*, e degli organismi da essa dipendenti (cladoceri predatori): in questa fase, lo zooplancton d'acque libere rappresenta il costituente principale dei tessuti di queste due specie di pesci.

Il pattern stagionale, sostanzialmente invertito nel caso del gardon, potrebbe anche riflettere modificazioni nella linea di base litorale, governata da fattori ambientali diversi rispetto a quella pelagica. Indagini ulteriori sull'ambiente litorale dovrebbero servire a chiarire questo punto, poco discusso in letteratura.

I dati relativi al $\delta^{15}\text{N}$ di diversi taxa zooplanctonici sono risultati coerenti con un quadro generale di frazionamento trofico; l'arricchimento nell'isotopo più pesante in *Daphnia* rispetto al seston ($\leq 76 \mu\text{m}$, pool 0-50 m, valori del $\delta^{15}\text{N}$ compresi tra 3,5 e 5,5 ‰) è risultato compreso tra 2 e 3 (valore medio = 2,58, con valori più bassi in estate e più elevati in primavera); *Bythotrephes* è risultato in media arricchito di circa il 3,6 ‰

rispetto a *Daphnia*, con valori invernali più elevati (4,56 ‰) rispetto a quelli estivi (2,59 in media; Fig. 3.4). I valori del $\delta^{15}\text{N}$ di *Leptodora* e dei ciclopidi si collocano entro un intervallo del 2,8-2,9 ‰ superiore a quelli di *Daphnia*.

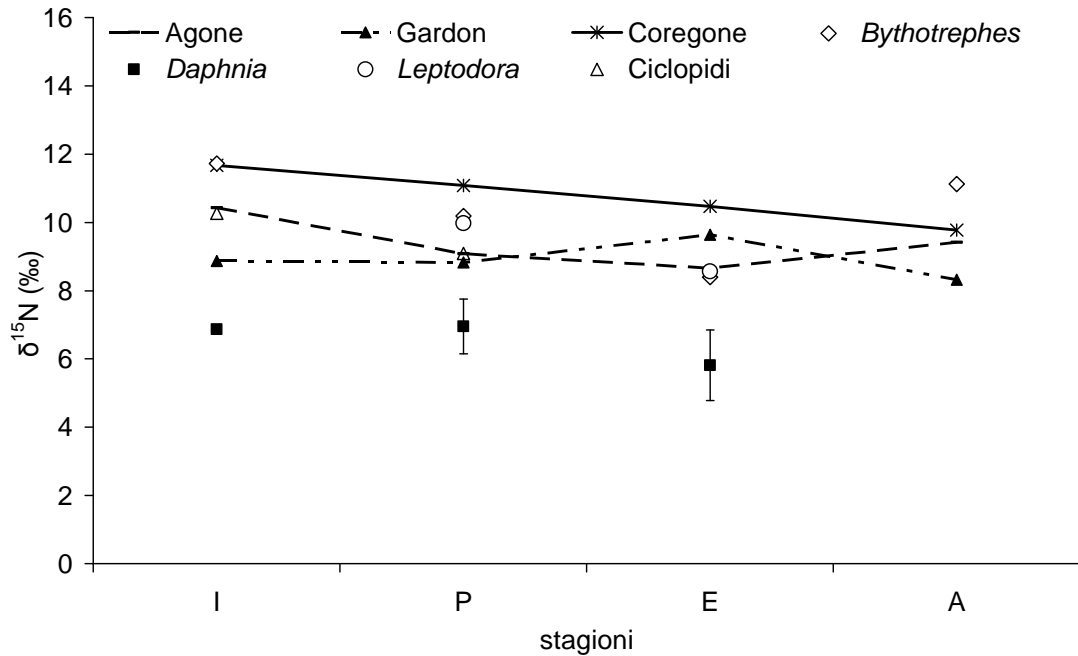


Fig. 3.4. Valori isotopici del $\delta^{15}\text{N}$ misurati nel corso dell'anno in diverse componenti dello zooplancton, e in tre diverse specie di pesci del Lago Maggiore.

Delle tre diverse specie di pesci, l'agone è risultato quella a minor livello di frazionamento del $\delta^{15}\text{N}$, con valori mediamente molto simili a quelli dei predatori invertebrati (2,84 in media, con un intervallo compreso tra 3,6 in inverno, e 2,1 in primavera). I massimi livelli di frazionamento dell'azoto sono stati riscontrati nei coregoni, con valori di $\delta^{15}\text{N}$ intorno al 12 ‰ in inverno e del 10-11 ‰ in primavera ed estate, rispettivamente. Durante il periodo invernale e primaverile, il gardon sembra occupare un posto intermedio tra i coregoni e i predatori zooplanctonici, con valori di $\delta^{15}\text{N}$ abbastanza stabili, di 8,8-8,9 ‰ e lievemente più bassi (8,3) in estate.

I principali risultati di questo studio preliminare sono riassumibili nei seguenti punti:

- il segnale isotopico della linea di base pelagica del carbonio del Lago Maggiore, ben rappresentato da *Daphnia* (confermato dal buon accordo con *Dreissena* e con i dati relativi al seston della frazione dimensionale $\leq 76 \mu\text{m}$ nello strato 0-50 m) è del tutto raffrontabile a quello misurato in laghi della stessa tipologia del Lago Maggiore;
- nel corso dell'anno, la linea di base del carbonio pelagico passa da valori di $\delta^{13}\text{C}$ più alti (meno negativi) a valori più bassi (più negativi), e le variazioni osservate sono correlate con la temperatura ambientale;
- alcuni organismi zooplanctonici, quali i cladoceri predatori *Bythotrephes longimanus* e *Leptodora kindtii* e i ciclopidi adulti (delle specie *Cyclops abyssorum* e *Mesocyclops leuckarti*), ricalcano fedelmente le variazioni stagionali nella linea di base pelagica; questo risultato sta a indicare una dipendenza dalle stesse fonti alimentari utilizzate da *Daphnia*;
- i diaptomidi adulti pelagici recano un segnale isotopico del carbonio molto diverso da quello tipico del pelago, ma caratteristico dell'ambiente litorale; quest'ultimo,

rilevato su perifiton e anfipodi con una precisione molto buona, è pari a quello riportato per laghi a tipologia simile; i diaptomidi adulti del lago (della specie *Eudiaptomus padanus*) sono, di fatto, interpretabili come carrier per il rifornimento di fonti non pelagiche alla produzione secondaria del pelago;

- nelle tre stazioni prese in esame, indicate in studi pregressi come rappresentative dell'impatto del Fiume Toce e dell'ambiente litorale, il segnale isotopico di carbonio e azoto delle diverse componenti da noi analizzate non presenta differenze significative. Evidentemente, le variazioni locali non sono tali da influenzare in maniera significativa la composizione isotopica della linea di base e il suo propagarsi lungo la rete trofica pelagica;
- il segnale isotopico del carbonio dei pesci, in generale meno variabile di quello degli zooplanctonti, indica una loro dipendenza alimentare, oltretutto da fonti pelagiche, anche da fonti litorali, in dipendenza dalla stagione. Delle tre specie, è il gardon quella maggiormente legata al litorale del lago.

L'esperienza maturata consente anche di tracciare alcune linee di pianificazione dell'attività futura, anche in un'ottica di ottimizzazione del rapporto costi/benefici. Per il 2009 si cercherà di estendere le analisi anche a quei taxa zooplanctonici per i quali non è stato possibile ottenere materiale sufficiente a causa del loro basso peso individuale. In particolare, è auspicabile ottenere i segnali isotopici di *Bosmina* e *Diaphanosoma*, estremamente interessanti sia per l'individuazione di fonti non pelagiche nella dieta, sia per valutarne il ruolo trofico. Si prevede anche di migliorare le conoscenze relative ai segnali isotopici degli apporti di materiale alloctono attraverso il campionamento di invertebrati acquatici (anfipodi e larve di ditteri chironomidi) provenienti dal Fiume Toce e di organismi zooplanctonici prelevati anche in prossimità della Foce del Torrente San Bernardino. Questo, al fine di meglio caratterizzare i segnali isotopici non pelagici e la loro variabilità spaziale.

3.1.5. Popolamento zooplanctonico nelle tre stazioni nei quattro periodi dell'anno

Al fine di mantenere una continuità con l'attività di monitoraggio dello zooplancton, campioni quantitativi sono stati raccolti con plankton sampler di Clarke-Bumpus, entro lo strato 0-50 m, lungo una traiettoria sinusoidale, risultante dalla combinazione dei due moti cui i due sampler erano sottoposti, quello lungo la verticale fino a 50 metri di profondità, e quello del moto orizzontale, a velocità bassa e costante, della barca. Come di consueto, sono state utilizzate due reti, a maglie da 76 μm e da 126 μm di luce, rispettivamente. Questo metodo, in uso fin dalle prime fasi del monitoraggio del lago (de Bernardi & Soldavini, 1980) consente di catturare oltre ai rotiferi, ai cladoceri di piccola taglia e ai primi stadi di sviluppo dei copepodi (rete da 76 μm), anche gli adulti di questi ultimi, e i cladoceri di media e grossa taglia (rete da 126 μm). Esso si è dimostrato, negli anni, un buon metodo, capace di reggere anche ad un confronto puntuale con i risultati ottenuti mediante campioni volumetrici, usualmente utilizzati per componenti a distribuzione di taglia minuta e a distribuzione omogenea (Ramoni, 1997).

In totale sono stati ispezionati 24 campioni, raccolti dalle tre stazioni (denominate Ghiffa, Baveno e Lesa; cfr. paragrafo precedente). Il conteggio degli organismi è stato effettuato con distinzione di taxa e stadio di sviluppo. I risultati sono riportati nella figura 3.5. In generale, i livelli di presenza numerica del popolamento zooplanctonico nelle tre stazioni non si discostano da quelli solitamente registrati negli stessi periodi

dell'anno nella stazione ove il monitoraggio è stato condotto per trent'anni. Tale osservazione conferma la validità della scelta a suo tempo effettuata, e l' idoneità della stazione di Ghiffa a rappresentare lo zooplancton del lago (de Bernardi & Soldavini, 1980).

Una certa qual differenza è rilevabile nella stazione di Lesa, delle tre quella scelta per rappresentare l'effetto dell'influenza dell'ambiente litorale sul pelago. Tale differenza, determinata *in primis* dalla componente a taglia minuta (rotiferi, nauplii dei copepodi, *Bosmina*), è anche rilevabile nella componente a taglia maggiore (cladoceri filtratori e predatori). Questo risultato era in qualche modo atteso: in anni di monitoraggio del Lago Maggiore, sia pure in altro ambito (Indagini limnologiche nell'area antistante la Foce del Torrente San Bernardino, contratto CNR-ISE/ACETATI ITALPET), esso è stato più volte sottolineato relativamente alla componente zooplanctonica (si veda, a titolo di esempio, Ambrosetti *et al.*, 2007a; 2007b). L'effetto litorale è ben noto in studi di limnologia sperimentale, rappresentando uno degli aspetti da tenere in conto nella realizzazione di esperimenti che comportino l'utilizzo di vasche o enclosures. Quando osservato in lago, a carico delle stesse specie presenti in acqua pelagiche e nella fase di massimo rigoglio numerico delle loro popolazioni, un effetto di questo tipo potrebbe rispecchiare il contributo della schiusa di uova e/o stadi duraturi, reclutati dalle rive. Quest'aspetto, tradizionalmente poco considerato è oggi preso in esame in ambienti diversi dell'ecologia acquatica, e consente di dare nuova luce alle interazioni tra plancton e benthos (Boero *et al.*, 1996; 2008). Tradizionalmente, nel Lago Maggiore, tale contributo è stato, e a ragione, ritenuto trascurabile: uova durature di rotiferi e di cladoceri non hanno mai rappresentato una componente di rilievo nella dinamica stagionale dello zooplancton del pelago. Nell'arco di trent'anni di monitoraggio esse sono state rinvenute di rado e per questo segnalate come eccezione confermando la regola di una generale prevalenza della partenogenesi obbligata in laghi profondi e grandi, in quanto strategia evolutiva di "ambiente stabile e ricco di rifugi in acque aperte" (de Bernardi & Manca, 2008).

La situazione odierna è diversa: la produzione di stadi duraturi è oggi nel Maggiore un dato importante, prevedibile nel tempo e nello spazio, relativamente alla componente a cladoceri (Manca, 2009a), e con interessanti risvolti in termini di dinamica stagionale di taxa differenti (Visconti *et al.*, 2008; Manca & DeMott, 2009).

Studi recenti, i cui risultati sono ora in fase di elaborazione, dimostrano anche la presenza di una consistente riserva di stadi duraturi dei rotiferi (Fonseca Leal, Bovio, Bozelli & Manca, in preparazione) nella fascia litorale del lago.

Un esempio dell'importanza di tale capacità di reclutamento è stato dimostrato per il Lago d'Orta, ove proprio ai rotiferi di zona litorale si deve la presenza di una riserva attiva nel sedimento durante il ripopolamento del lago da parte del biota, a seguito degli interventi di recupero (Piscia & Manca, 2009). Da questo punto di vista, sembrerebbe necessario oggi considerare il Lago Maggiore con occhio simile a quello con il quale si guarda ad ambienti tradizionalmente ritenuti più vulnerabili in termini di biodiversità (Bovio & Manca, 2009; Manca *et al.*, 2009).

Se dunque la lunga esperienza del monitoraggio fisico e chimico del lago ha permesso di mettere in luce tempi e modi della risposta di quest'ambiente a diversi tipi d'impatto, da quello locale, determinato dallo sviluppo socio-economico dell'areale, a quello globale, dovuto ai cambiamenti climatici, le ricerche sulla componente zooplanctonica permettono di mettere a fuoco quel che oggi osserviamo in un contesto più ampio, nel quale la risposta diversificata di componenti diverse del popolamento

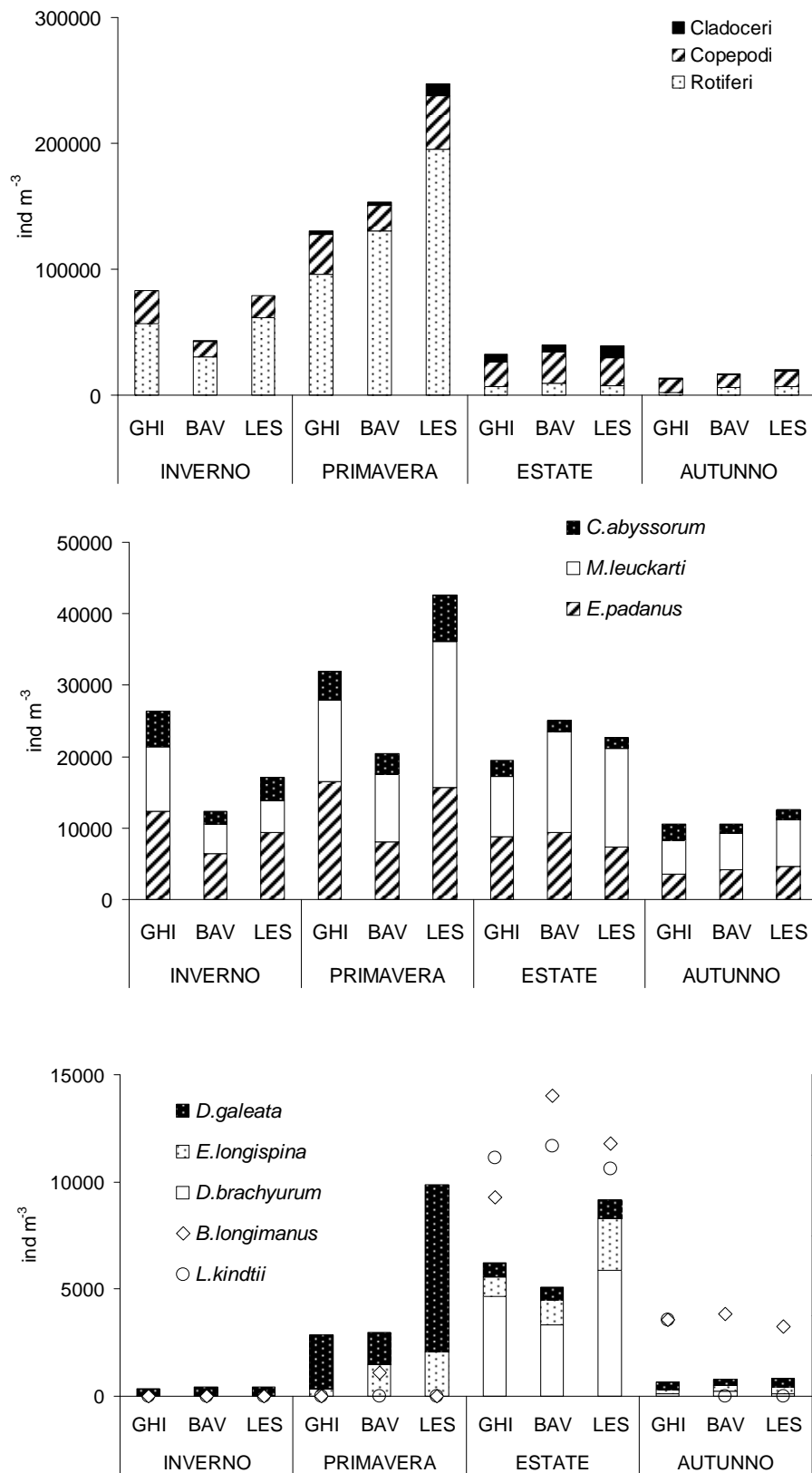


Fig. 3.5. Densità di popolazione dello zooplankton del Lago Maggiore (strato 0-50 m) nelle tre diverse stazioni e nei quattro momenti stagionali del 2008.

zooplanctonico trova una sua collocazione, riuscendo, nel contempo, a dare un contributo all'interpretazione dei meccanismi di funzionamento dell'ecosistema lago.

Il grafico centrale della figura 3.5 presenta *Eudiatomus padanus* come unica specie di diaptomide del lago. I dati relativi al 2008 hanno confermato in stazioni diverse quanto rilevato nel quinquennio precedente pelagico: l'apparente scomparsa di *Mixodiatomus laciniatus* dal pelago del lago. Tale fatto non è irrilevante se si pensa che nell'arco di trent'anni di monitoraggio lo zooplancton del Maggiore è stato caratterizzato dalla medesima associazione di specie di Diaptomidi: *Mixodiatomus laciniatus*, a taglia maggiore, e *Eudiatomus padanus*, a taglia minore. Che la comparsa di *Eudiatomus gracilis* (G.O. Sars, 1863) con adulti di taglia pienamente sovrapponibile a quella caratteristica di *Mixodiatomus laciniatus* potesse portare alla scomparsa di quest'ultimo era stato ipotizzato (Manca *et al.*, 2007; 2008). Dalla taglia corporea dipendono le dimensioni delle covate, e dunque, la produzione sessuale, uno dei fattori di regolazione dei rapporti competitivi fra specie affini. A questo riguardo, il Lago Maggiore rappresenta un esempio dell'importanza dei rapporti dimensionali rispetto a quelli filogenetici (Ricciardi & Mottiar, 2006).

I cambiamenti osservati offrono l'occasione per riflettere sull'importanza di mettere in relazione diversità specifica e diversità funzionale, in un'ottica orientata allo studio del funzionamento degli ecosistemi lacustri (Manca, 2009b). Della diversità funzionale fanno parte le proprietà ecofisiologiche, quali percentuali di prede consumate e abitudini alimentari; ma anche strategie vitali, ivi incluse quelle riproduttive, cui è legato, fra l'altro, il rischio d'estinzione (Polishchuk, 2002). Questo tipo di approccio si va affermando come necessario anche in vista di una caratterizzazione orientata verso la gestione sostenibile degli ambienti acquatici (Moss, 2008; Moss *et al.*, 2009).

BIBLIOGRAFIA

- Ambrosetti, W., L. Barbanti, R. de Bernardi & V. Libera. 1980. Alcune risposte limnologiche ad un evento meteorologico eccezionale: il nubifragio del 7 Agosto 1978 nel bacino del Lago Maggiore. *Atti 3° Congresso A.I.O.L.*: 389-406.
- Ambrosetti, V., A. Calderoni, M. Manca, G. Morabito, M. Rogora & A. Visconti. 2007a. Indagini limnologiche nell'area antistante la Foce del Torrente San Bernardino sopralluogo del 12 Giugno 2007. *Report CNR-ISE*, 02.07: 23 pp.
- Ambrosetti, V., A. Calderoni, M. Manca, G. Morabito, M. Rogora & A. Visconti. 2007b. Indagini limnologiche nell'area antistante la Foce del Torrente San Bernardino sopralluogo del 28 novembre 2007. *Report CNR-ISE*, 06.07: 22 pp.
- Boero, F., G. Belmonte, G. Fanelli, S. Piraino & F. Rubino. 1996. The continuity of living matter and the discontinuities of its constituents: do plankton and benthos really exist? *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 177-179.
- Boero, F., J. Bouillon, C. Gravili, M.P. Miglietta, T. Parsones & S. Piraino. 2008. Gelatinous plankton: irregularities rule the world (sometimes). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 356: 299-310.
- Bovio, S. & M. Manca. 2009. Rotifers from a lake in Nepalese Himalayas: living community and biotic reservoir in the egg bank. *Poster at the Rotifera XII*, Berlin 2009.
- Cabana, G. & J.B. Rasmussen. 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Ecology*, 93: 10844-10847.

- Cattaneo, A., M. Manca & J. B. Rasmussen. 2004. Peculiarities in the stable isotope composition of organisms from an alpine lake. *Aquat. Sci.*, 66: 440–445.
- Cole, M.L. I. Valiela, K.D. Kroeger, G.L. Tomasky, J. Cebrian, C. Wigand, R.A. McKinney, S.P. Grady, & M.H.C. da Silva. 2004. Assessment of a delta N-15 isotopic method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic eco system. *J. Environ. Qual.*, 33: 124-132.
- de Bernardi, R. & E. Soldavini. 1980. Indagini sullo zooplancton. In: *CNR Istituto Italiano di Idrobiologia. Rapporti su studi e ricerche condotti nel bacino del Lago Maggiore (Campagna 1978)*. Ed. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere: 235-246.
- de Bernardi, R. & Manca M. 2008. I perché e i percome della biodiversità dello zooplancton lacustre. Università degli Studi di Milano, Dipartimento di Biologia e Museo didattico di Zoologia. *Ciclo di conferenze su: La biodiversità in Italia, conoscere per conservare*. Milano, 12 giugno 2008.
- de Bernardi, R., M. Manca & G. Giussani. 1988. Dinamica di popolazione e distribuzione verticale di cladoceri planctonici del Lago Maggiore in relazione a parametri ambientali. *Verh. int. ver. Limnol.*, 23: 530-534.
- Karlsson, J., A. Jonsson, M. Meili & M. Jansson. 2003. Control of zooplankton dependence on allochthonous organic carbon in humic and clear-water lakes in northern Sweden. *Limnol. Oceanogr.*, 48: 269-276.
- Lake, J.L., R.A. McKinney, F.A. Osterman, R.J. Pruell, J. Kiddon, S.A. Ryba & A.D. Libby. 2001. Stable nitrose isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater system. *Can. J. Fisch. Aquat. Sci.*, 58: 870-878.
- Lehmann, M.F., S. Bernasconi, J. McKenzie., A. Barbieri, M. Simona & M. Veronesi. 2004. Seasonal variation of the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of particulate and dissolved carbon and nitrogen in Lake Lugano: constraints on biogeochemical cycling in a eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.*, 49: 415-429.
- Manca, M. 2009a. *Welcome to the dark side of the lakes*. Oral presentation at the First meeting of the Project IPER- RETRO Project (ANR de France). Burget du Lac, 5 June 2009.
- Manca, M. 2009b. Biodiversity and lake ecosystem functioning: an integrated paleo- and neo-limnological approach for large, deep subalpine lakes. First meeting of the *Project IPER- RETRO Project (ANR de France)*. Burget du Lac, 5 June 2009.
- Manca, M. & W.R. DeMott. 2009. Response of the invertebrate predator *Bythotrephes* to a climate-linked increase in the duration of a refuge from fish predation. *Limnol. Oceanogr.* Special volume, 54(4): in press.
- Manca, M., T. Spagnuolo & P. Comoli. 1994. Variations in carbon and nitrogen content with body length of *Daphnia hyalina-galeata* s.l. from laboratory and field observations. *Journal of Plankton Research*, 16(10): 1303-1314.
- Manca, M., P. Comoli & T. Spagnuolo. 1997. Length-specific carbon content of the *Daphnia* population in a large Italian subalpine lake, Lago Maggiore (Northern Italy): the importance of seasonality. *Aquat. Sci.*, 59: 48-56.
- Manca, M, A. Visconti & R. de Bernardi. 2007. On the appearance of the exotic copepod *Eudiaptomus gracilis* (G. O. Sars, 1863) in Lake Maggiore, Italy. Poster presentato al 30^{mo} Congresso SIL, Montreal, Canada. 12-18/ Agosto 2007.
- Manca, M., A. Visconti & R. de Bernardi. 2008. Lo zooplancton del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007: tendenze evolutive ed eccezioni alla luce dei cambiamenti globali. *Biologia Ambientale*, 22: in stampa.

- Manca, M., R. Piscia & S. Bovio. 2009. Changes in biodiversity of rotifers and cladocera in Himalayan lakes during the last 2 centuries: the role of the egg bank. In: H. Eggermont & M. Kernan (Eds), *Global Change Impacts on Mountains Lakes. Hydrobiologia* special volume: in press.
- Matthews, B. & A. Mazumder. 2003. Compositional and inter-lake variability of zooplankton affect baseline stable isotope signatures. *Limnol. Oceanogr.*, 48: 1977-1987.
- Minagawa, M. & E. Wada. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between ^{15}N and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48: 1135-1140.
- Moss, B. 2008. The Water Framework Directive: total environment or political compromise. *Science of the Total Environment*, 400: 32-41.
- Moss, B., D. Hering, A.J. Green, A. Aidoud, E. Becares, M. Beklioglu, H. Bennion, D. Boix, S. Brucet, L. Carvalho, B. Clement, T. Davidson, S. Declerck, M. Dobson, E. van Donk, B. Dudley, H. Feuchtmayr, N. Friberg, G. Grenouillet, H. Hillebran, A. Hobaek, K. Irvine, E. Jeppesen, R. Johnson, I. Jones, M. Kernan, T.L. Lauridsen, M. Manca, M. Meerhoff, J. Olafsson, S. Ormerod, E. Papastergiadou, W.E. Penning, R. Ptacnik, X. Quintana, L. Sandin, M. Seferlis, G. Simpson, C. Trigal, P. Verdonschot, A.M. Verschoor & G.A. Weyhenmeyer. 2009. Climate change and the future of freshwater biodiversity in Europe: a primer for policy-makers. *Freshwater Reviews*: in press.
- Perga, M.E. & D. Gerdeaux. 2006. Seasonal variability in the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of the zooplankton taxa in two alpine lakes. *Acta Oecologica*, 30: 69-77.
- Piscia, R. & M. Manca. 2009. *Pollution and recovery of Lake Orta: the role of the rotifer egg bank*. Poster at the Rotifera XII, Berlin 2009.
- Polishchuk, L.V. 2002. Conservation priorities for Russian mammals. *Science*, 297: 1123.
- Popp, B.N., E.A. Laws, R.R. Bidigare, J.E. Dore, K.L. Hanson & S.G. Wakeham. 1998. Effect of phytoplankton cell geometry on carbon isotopic fractionation. *Geochimica e Cosmochimica Acta*, 62: 69-77.
- Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models methods, and assumptions. *Ecology*, 83: 703-718.
- Post, D.M., M.L. Pace & N.G. Hairston. 2000. Ecosystem size determines food-chain length in lakes. *Nature*, 405: 1047-1049.
- Ramoni, C. 1997. *Dinamica stagionale delle comunità zooplanctonica e fitoplanctonica del Lago Maggiore nel corso del 1996*. Tesi di Laurea Università degli Studi di Milano, Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali, Corso di Laurea in Scienze Biologiche: 119 pp.
- Ricciardi, A. & M. Mottiar. 2006. Does Darwin's naturalization hypothesis explain fish invasions? *Biological Invasions*, 8: 1403-1407.
- Visconti, A., M. Manca & R. de Bernardi. 2008. Eutrophication-like response to climate warming: an analysis of Lago Maggiore (N. Italy) zooplankton in contrasting years. *J. Limnol.*, 67(2): 87-92.
- Volta, P. & N. Jepsen. 2008. The recent invasion of *Rutilus rutilus* (L.) (Pisces: Cyprinidae) in a large South-Alpine lake: Lago Maggiore. *J. Limnol.*, 67: 163-170.
- Wada, E. 2009. Stable $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isotope ratios in aquatic ecosystems. *Proc. Jpn Acad., Ser. B*, 85: 98-107.

4. DINAMICA STAGIONALE E DISTRIBUZIONE ORIZZONTALE DI FITOPLANCTON, CARBONIO ORGANICO E BATTERIOPLANCTON

4.1. Struttura dei popolamenti fitoplanctonici

Lo schema dei campionamenti per il fitoplancton si è uniformato, anche per il 2008, alla serie storica dei campionamenti sul Lago Maggiore. Nella stazione al largo di Ghiffa sono stati effettuati, tra il 15 Gennaio ed il 17 Dicembre, 20 sopralluoghi con prelievamento di campioni d'acqua nello strato 0-20 m, con frequenza mensile nei mesi di Gennaio, Febbraio, Novembre e Dicembre, all'incirca quindicinale nella restante parte dell'anno.

I campioni sono stati analizzati in laboratorio seguendo le tecniche già utilizzate negli anni passati, per quanto riguarda i conteggi, l'identificazione delle specie e il calcolo della biomassa (biovolume). Per la determinazione della concentrazione della clorofilla *a* e dei feopigmenti si è seguita la metodica di estrazione e lettura spettrometrica utilizzata solitamente.

Il numero totale dei *taxa* censiti durante il 2008 è stato di 111 unità, nuovo massimo nella serie storica, in linea con i valori misurati dal 2000 ad oggi, uguali o superiori alle 80 unità tassonomiche, come evidenziato nei rapporti precedenti. Il confronto con gli anni immediatamente precedenti, effettuato su base mensile, sembra indicare il raggiungimento di una certa stabilità nel valore di questo indice di biodiversità, che denota la presenza di un popolamento algale ormai ben diversificato (Fig. 4.1).

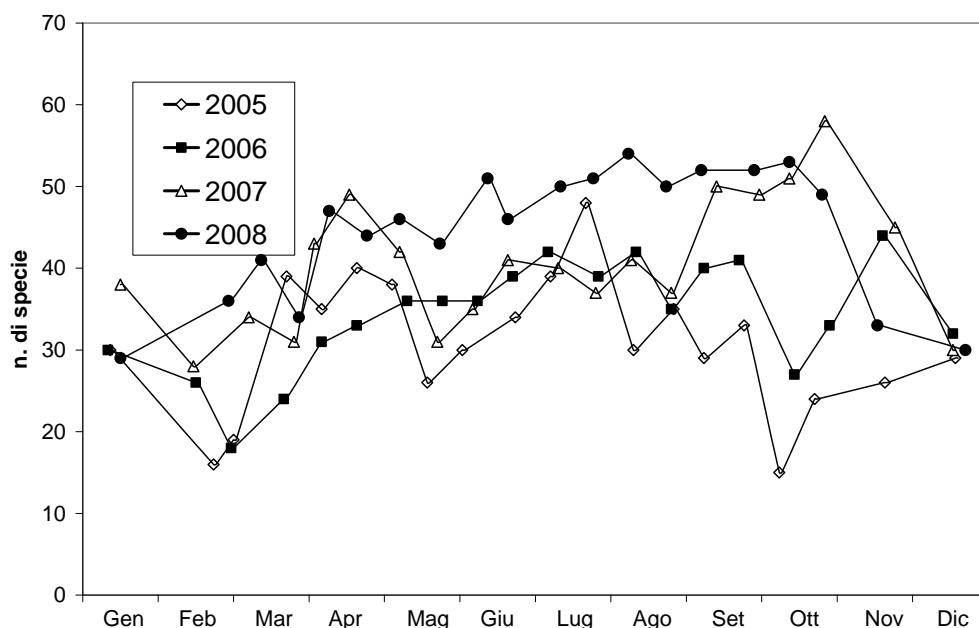


Fig. 4.1. Andamento mensile del numero totale di specie censite tra il 2005 ed il 2008.

Tuttavia è evidente come, nel 2008, la biocenosi algale ha mantenuto una biodiversità elevata anche nella parte centrale dell'anno, quando, solitamente, si osserva una riduzione del numero di specie presenti. Questa anomalia potrebbe essere, in parte, spiegata con le condizioni meteo della primavera 2008, che è stata eccezionalmente

piovosa e ventosa (Ambrosetti, com. pers.): questa situazione potrebbe avere determinato una maggiore instabilità della colonna d'acqua, favorendo la coesistenza e lo sviluppo di un maggior numero di specie. Infatti, secondo l'ipotesi del disturbo intermedio (Connell, 1978), un ambiente instabile impedisce l'insorgenza di fenomeni di esclusione competitiva, contribuendo al mantenimento di un'elevata biodiversità.

Nel 2008 il numero medio di specie per campione è risultato uguale a 44, valore decisamente superiore rispetto alla media del decennio 1998-2007, risultata di circa 34. Questo dato sembra in linea con quanto osservato a proposito del numero totale di specie.

Al contrario, il numero di specie significative (dominanti in quanto concorrenti a formare almeno l'80 % del biovolume totale almeno una volta nel corso dell'anno) ha mostrato una leggera flessione rispetto al 2007, attestandosi sul valore di 33 specie, comunque assolutamente confrontabile con i numeri registrati nel decennio precedente. Il perdurare di un numero elevato di specie dominanti nella comunità è indicativo di una ripartizione decisamente omogenea degli individui tra le specie presenti di volta in volta nel corso della successione stagionale e testimonia un'alta biodiversità dell'ambiente. Le specie o generi censiti globalmente durante l'anno mostrano alcune differenze rispetto al 2007 nella loro ripartizione numerica tra le categorie sistematiche maggiori, risentendo, in generale, dell'aumento complessivo del numero di specie. Le classi con il maggior numero di *taxa* sono state diatomee e cianobatteri, presenti, rispettivamente, con 30 e 27 unità tassonomiche, seguita dalle cloroficee, presenti con 26 unità: da anni ormai queste tre classi sono quelle maggiormente rappresentate tra il fitoplancton del Lago Maggiore, sebbene i rapporti reciproci di importanza, come numero di specie censite, possano subire delle leggere oscillazioni tra un anno e l'altro. Seguono, in ordine di importanza, le crisoficee, con 13 unità, le criptoficee e le dinoficee, che con 9 e 6 unità tassonomiche rispettivamente, sono, come di consueto, i gruppi meno rappresentati nella flora pelagica del Lago Maggiore.

La successione stagionale si è svolta, nel 2008, con una dinamica sostanzialmente simile a quella solitamente osservata nel Lago Maggiore, almeno a livello di grandi gruppi tassonomici (Fig. 4.2). Diatomee e cianobatteri hanno rappresentato, come di consueto, i gruppi dominanti. Analogamente a quanto osservato nel 2007, lo sviluppo delle diatomee è stato particolarmente intenso, con un picco di oltre $4 \text{ cm}^{-3} \text{ m}^{-3}$ nel mese di Maggio.

Lo sviluppo primaverile dei popolamenti algali ha inizio in Marzo, come di consueto, e fin da questo mese si assiste ad una crescita massiccia di diatomee, il cui biovolume complessivo si incrementa ulteriormente tra Aprile e Maggio, per poi declinare gradualmente fino a Luglio. Nel periodo estivo questo gruppo risulta fortemente ridimensionato, pur mantenendo un contributo rilevante all'interno della biocenosi fitoplanctonica fino all'autunno.

La crescita dei cianobatteri nel 2008 si è concentrata prevalentemente nel periodo estivo (Fig. 4.2): la tendenza in corso negli anni più recenti, verso una forte riduzione delle *Chroococcales* di piccole dimensioni si è confermata anche nel 2008, sebbene *Snowella litoralis* sia stata la specie più importante in termini di biovolume. Si conferma il contributo significativo di *Aphanizomenon flos-aquae*, insieme a *Tychonema bourrellyi* ed alle Oscillatoriales del gruppo *Planktothrix rubescens/agardhii*, da anni elemento tipico della flora algale pelagica del Lago Maggiore. *Anabaena lemmermannii* protagonista di estese fioriture nel 2005 e 2006, si è presentata, nel 2008, in quantità decisamente modeste. Poiché nel 2008 il livello estivo

del lago non è sceso in modo significativo, sembra confermata l'ipotesi secondo cui un basso livello delle acque lacustri potrebbe favorire lo sviluppo di fioriture, attraverso la mobilitazione dei nutrienti mineralizzati nelle zone del litorale rimaste esposte (Bertoni *et al.*, 2007).

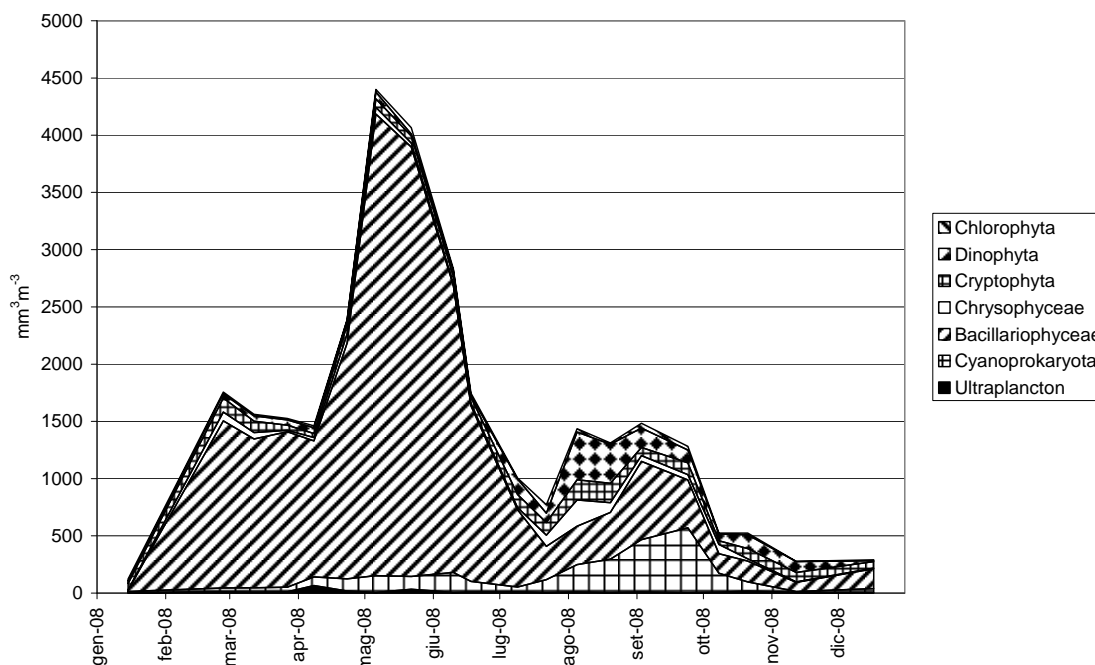


Fig. 4.2. Biovolumi cumulati dei principali raggruppamenti sistematici per il 2008.

4.1.1. Variazioni della biomassa algale

Dal 1981, cioè dall'inizio del processo di oligotrofizzazione del Lago Maggiore si è osservata una diminuzione costante dei valori medi annui del biovolume complessivo del fitoplancton e della concentrazione della clorofilla *a*: nel 2004 questi parametri avevano mostrato un leggero aumento rispetto al 2003, ma nel 2005 si era osservato un nuovo decremento di entrambi i parametri, particolarmente evidente a carico del biovolume, che aveva raggiunto il valore minimo storico (dal 1981) con $0,62 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$.

Nel 2008 il biovolume medio annuo, a seguito del preponderante sviluppo primaverile di *Tabellaria flocculosa*, si è mantenuto su un valore vicino a quello del 2007, ammontando a $1,34 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$.

Anche la concentrazione media annua della clorofilla *a* è pressoché costante, con $3,34 \text{ mg m}^{-3}$.

A seguito del forte sviluppo di *Tabellaria flocculosa*, questo parametro ha superato 6 mg m^{-3} in Maggio.

Nella primavera del 2007 i valori di biomassa raggiunti da questa diatomea sono stati decisamente anomali per il Lago Maggiore: nel 2008 *Tabellaria flocculosa* ha uno sviluppo più ridotto, soprattutto all'inizio della fase primaverile, quando altre specie dominano il popolamento a diatomee, secondo lo schema ormai consolidato per il Lago Maggiore, dettato dalla disponibilità di nutrienti, in particolare fosforo e silicati, e dal modo in cui le diverse specie reagiscono alle variazioni di concentrazione dei nutrienti stessi, in relazione alla rispettiva efficienza di assimilazione ed ai tassi di crescita propri.

Tipicamente, dunque, si osserva un primo sviluppo delle diatomee durante il mese di Marzo, dovuto a *Cyclotella* (in particolare, *C. glabriuscula* nel 2008), organismo opportunisto a rapida crescita, che sfrutta l'iniziale abbondanza di nutrienti, cui seguono *Asterionella formosa* e *Fragilaria crotonensis*, che rispondono meglio al calo dei nutrienti. Oltre a queste, la primavera del 2008 si caratterizza anche per un notevole contributo di *Aulacoseira islandica* morf. *helvetica*. *Tabellaria flocculosa* compare nella fase avanzata della successione e raggiunge il suo massimo sviluppo durante il mese di Maggio (Fig. 4.3), quando i nutrienti cominciano a scarseggiare, essendo questa specie un ottimo competitore per il fosforo (Tilman *et al.*, 1982).

L'eccezionale sviluppo di *Tabellaria flocculosa* nella primavera del 2007 era stato attribuito alle particolari condizioni meteorologiche, caratterizzate da forte ventosità in Marzo e temperature primaverili elevate, in quanto la combinazione di questi due fattori poteva avere favorito in modo particolare *Tabellaria*, specie di grandi dimensioni, che necessita di acque ben rimescolate per crescere (Reynolds *et al.*, 2002).

Nel 2008, la temperatura primaverile delle acque lacustri è stata sensibilmente inferiore rispetto all'anno precedente (Ambrosetti, com. pers.) e questo potrebbe avere influito negativamente sullo sviluppo di *Tabellaria flocculosa*, nonostante le condizioni di elevata ventosità, potenzialmente favorevoli per il raggiungimento di densità elevate di questa specie. In presenza di uno sviluppo più limitato di *Tabellaria*, la successione delle diatomee si è indirizzata verso uno schema più classico (Fig. 4.3).

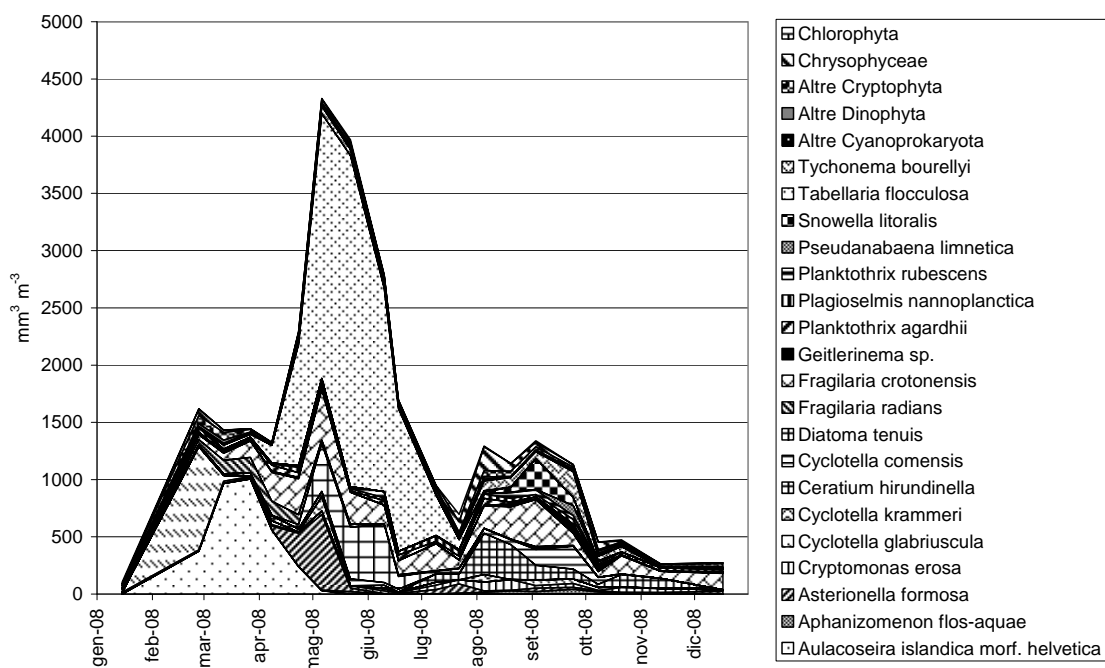


Fig. 4.3. Biovolumi cumulati di entità sistematiche particolarmente significative.

Dopo la riduzione di *Tabellaria flocculosa*, si osserva una ripresa delle diatomee nel periodo estivo, legata, soprattutto, allo sviluppo di *Cyclotella comensis* e *Fragilaria crotonensis*.

Per quanto riguarda gli altri gruppi algali, i cianobatteri raggiungono uno sviluppo degno di nota solo tra Agosto ed Ottobre, con *Snowella litoralis* e *Tychonema bourrellyi*.

Tra i dinoflagellati, *Ceratium hirundinella* ha raggiunto, valori di biovolume significativi, con un periodo di dominanza che ha avuto inizio in Luglio e si è protratto fino a Dicembre (Fig. 4.3), quindi con una stagione vegetativa più lunga di quanto osservato in anni passati.

Le Cryptophyta (Fig. 4.2) danno un contributo modesto, con la solita *Plagioselmis nannoplantica*, presente lungo l'arco dell'intero anno, *Cryptomonas erosa* in estate e *Katablepharis ovalis* all'inizio della stagione vegetativa.

Nonostante una certa ricchezza in specie, la presenza delle Chrysophyceae in termini di biovolume è stata, nel 2008, poco significativa: oltre alla presenza ormai consueta di *Chrysochromulina parva*, non si segnalano altre presenze degne di nota.

L'importanza delle Chlorophyta risulta drasticamente ridotta: tutte le 26 specie rinvenute sono presenti con biovolumi trascurabili. Solamente 2 di esse (*Sphaerocystis schroeteri* e *Staurastrum pingue*) rientrano nel gruppo delle specie dominanti.

In conclusione, le osservazioni compiute nell'anno 2008 confermano, in generale, il raggiungimento di una sostanziale stabilità nella struttura del fitoplancton, per quanto riguarda la biodiversità complessiva.

Ancora una volta è stato possibile mettere in relazione alcuni scostamenti dallo schema di successione caratteristico con particolari vicende meteorologiche e climatiche, a conferma del fatto che, in questa fase dell'evoluzione del Lago Maggiore, non sono più i fattori legati all'eutrofizzazione quelli che maggiormente controllano le dinamiche del fitoplancton, ma, piuttosto, sono diventati predominanti i fattori fisici, in particolare quelli influenzati alla variabilità delle condizioni meteo-climatiche. In questo quadro i mutamenti climatici globali e le loro ripercussioni sul clima locale, potrebbero giocare un ruolo chiave nel condizionare lo svolgimento delle successioni fitoplanctoniche negli anni a venire.

Al momento, i dati disponibili non ci consentono di fare delle previsioni in una direzione o nell'altra, sebbene alcuni segnali siano piuttosto evidenti.

4.1.2 Variazioni della distribuzione spaziale dei popolamenti fitoplanctonici

Nello studio degli ecosistemi acquatici è consolidata l'idea che i sistemi di grandi dimensioni siano soggetti ad una elevata eterogeneità spaziale. Mentre questa variabilità è ben nota e studiata nei sistemi marini od oceanici, dove le condizioni locali sono estremamente variabili da un punto all'altro, per le acque interne questo aspetto è solitamente trascurato, sebbene l'eterogeneità delle condizioni ambientali ed i suoi effetti sulla distribuzione spaziale degli organismi siano stati osservati anche nei laghi. La distribuzione eterogenea del plancton nei laghi è stata variamente spiegata con fenomeni fisici esterni, che inducono l'accumulo (Jones *et al.*, 1995), oppure con le fluttuazioni legate ai cicli nictemerali dei diversi gruppi algali (Tilzer, 1973; Arvola *et al.*, 1987; Jones, 1988; Cozza *et al.*, 1993).

Nel Lago Maggiore, la variabilità nella distribuzione spaziale dei popolamenti algali è stata studiata direttamente in campo, in data 7-8 Agosto 2008, effettuando una serie di misure in 27 stazioni, distribuite lungo l'intero bacino lacustre. In particolare, sono state individuate 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali, queste ultime posizionate in corrispondenza dell'isobata dei 25 metri (Fig. 4.4).

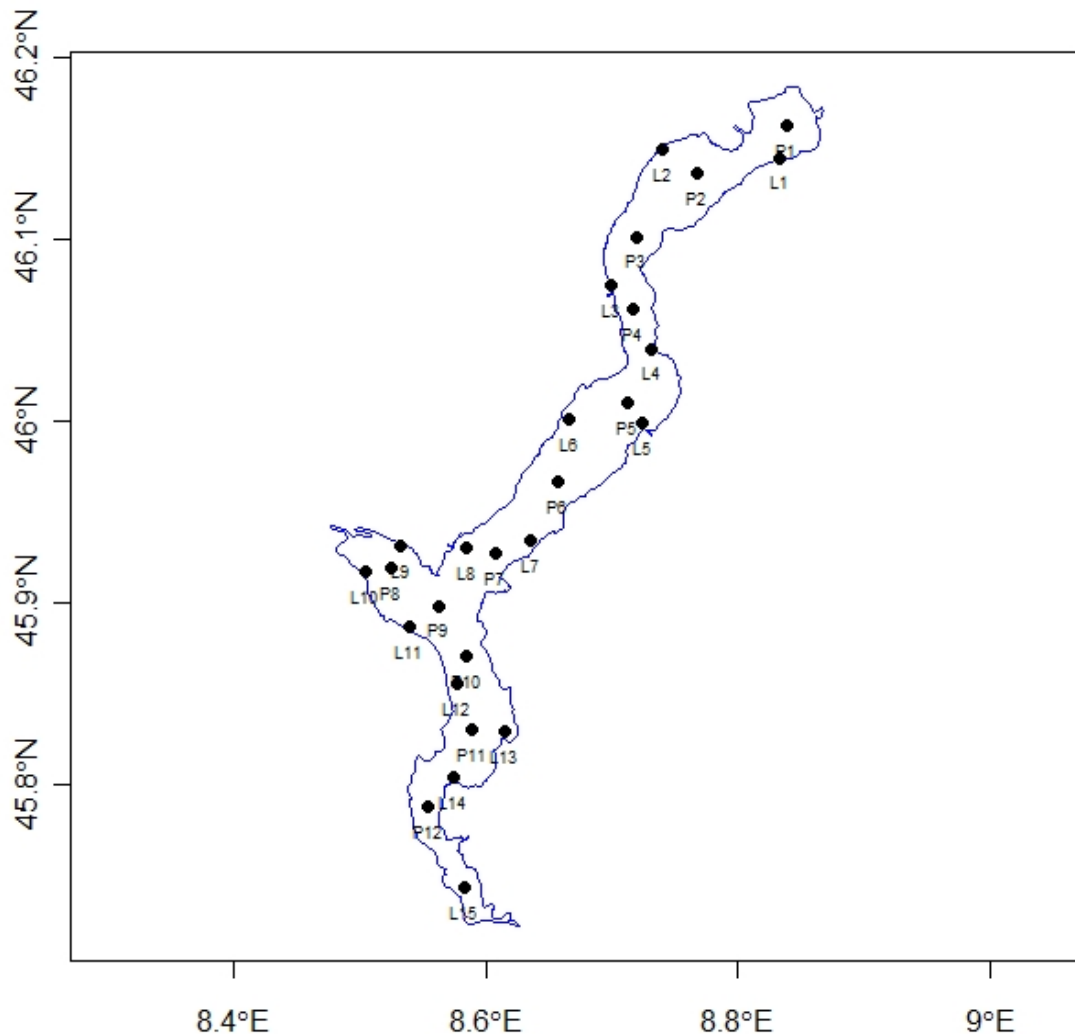


Fig. 4.4. Posizione delle stazioni di campionamento scelte per la misura della distribuzione spaziale.

I profili sono stati effettuati con una sonda fluorimetrica Fluoroprobe (bbe Moldanke, Kiel): tale strumento produce un'eccitazione dei pigmenti fluorescenti a 5 differenti lunghezze d'onda (450nm, 525nm, 570nm, 590nm e 610nm), che consentono di distinguere la risposta spettrale di quattro gruppi algali differenti (diatomee/crisoficee, cloroficee, cianobatteri, criptoficee). Un sesto LED, che emette a 370 nm, permette di effettuare una misura relativa delle sostanze umiche. Un ulteriore gruppo ottico, costituito ad un LED con emissione a 710 nm, è il canale dedicato alla misura della trasmittanza. Tale parametro viene espresso come un valore percentuale: 100 % è il suo valore in acqua pura, mentre è pari allo 0 % in un mezzo completamente opaco. La trasmittanza risulta di notevole importanza visto che può essere impiegata per compensare gli errori dei dati quantitativi algali originati dalla presenza di materiale disciolto e sospeso nella colonna d'acqua (in questo caso la trasmittanza può raggiungere una percentuale inferiore al 50 %). I risultati relativi alle concentrazioni dei

singoli gruppi algali e della clorofilla-*a* totale sono espressi come $\mu\text{g l}^{-1}$. Il limite minimo di rilevabilità è fissato attorno a 20 ng l^{-1} (corrispondenti a 20 ppb) anche se tale valore può essere raggiunto soltanto sotto condizioni eccezionalmente favorevoli. Questo valore limite dipende dal segnale di fondo dello spettrometro, dal segnale causato dalla dispersione dell'acqua e della materia disciolta, ma anche dalla morfologia della singola cellula fitoplanctonica e dal grado di difformità compositiva tra il popolamento effettivamente analizzato e la coltura impiegata per la calibrazione.

Infine, un sensore di pressione idrostatica fornisce la profondità a cui si effettua la misura.

La rappresentazione grafica dei dati raccolti è stata ottenuta costruendo matrici di dati spaziali ogni 0,5 metri, ottenuti attraverso medie aritmetiche delle misure fluorimetriche raccolte tra 0 e 0,5 metri, tra 0,5 e 1,0 metri e così via.

La distribuzione della clorofilla totale lungo l'asse del lago e fino alla profondità di 30 metri (eccetto per la Stazione L15, dove il fondale raggiunge circa 20 metri), mostra chiaramente l'esistenza di un gradiente sud-nord (Fig. 4.5), in relazione alla distribuzione verticale degli organismi.

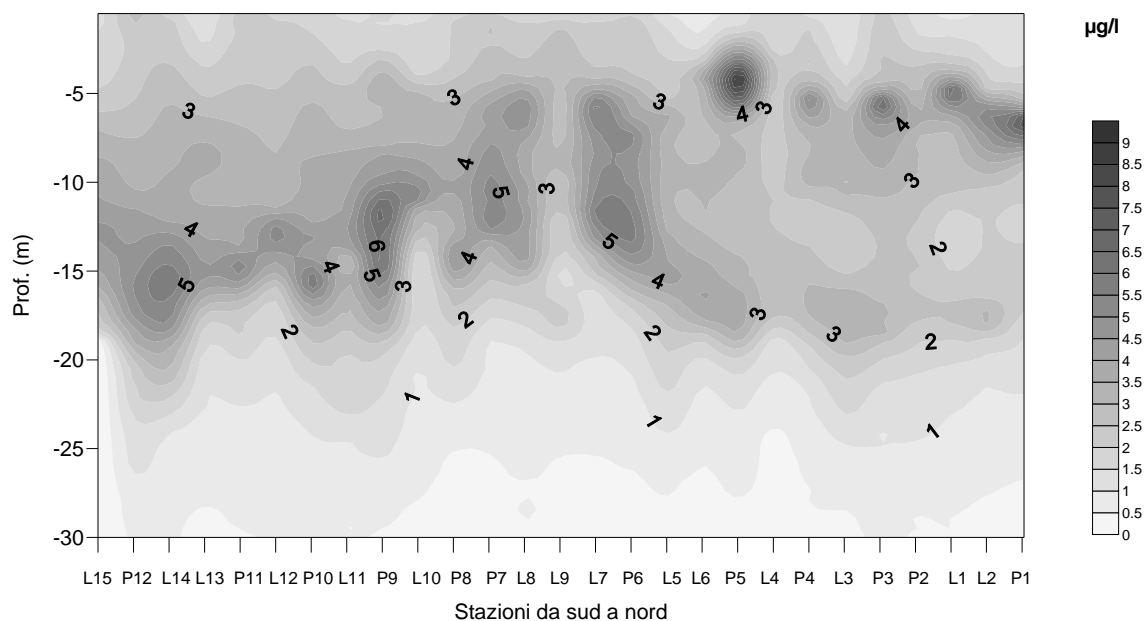


Fig. 4.5. Distribuzione spaziale della clorofilla totale nel bacino del Lago Maggiore in data 7-8 Agosto 2008. I nomi delle stazioni sono riportati in figura 4.4.

In particolare, si osserva come nella parte sud del bacino il fitoplancton occupi, in prevalenza lo strato d'acqua compreso tra 10 e 15 metri, mentre nelle stazioni più settentrionali le massime concentrazioni si raggiungono intorno ai 5 metri di profondità.

La stazione di Ghiffa (P6) si colloca in una posizione intermedia, presentando picchi di concentrazione in tutto lo strato d'acqua tra 5 e 15 metri. La distribuzione della clorofilla a Ghiffa conferma la validità di questa stazione come rappresentativa delle condizioni medie del bacino, almeno nel periodo in cui è stato effettuato lo studio. Le differenze di distribuzione nelle stazioni meridionali rispetto a quelle settentrionali potrebbero essere spiegate con la collocazione spaziale di popolamenti fitoplanctonici differenti, come è descritto nei paragrafi seguenti.

Le somiglianze o le differenze tra le stazioni, relativamente al parametro clorofilla totale, emergono chiaramente da un confronto effettuato con la tecnica dell'analisi dei clusters, in cui le stazioni vengono raggruppate sulla base dei valori di concentrazione misurati nello strato 0-20 metri, scelto per poter includere anche i dati della Stazione L15. I campioni sono stati confrontati calcolandone la somiglianza con l'indice di Bray-Curtis e rappresentando la matrice ottenuta con il metodo della analisi dei clusters (average linkage clustering). La figura 4.6 riporta l'ordinamento così ottenuto.

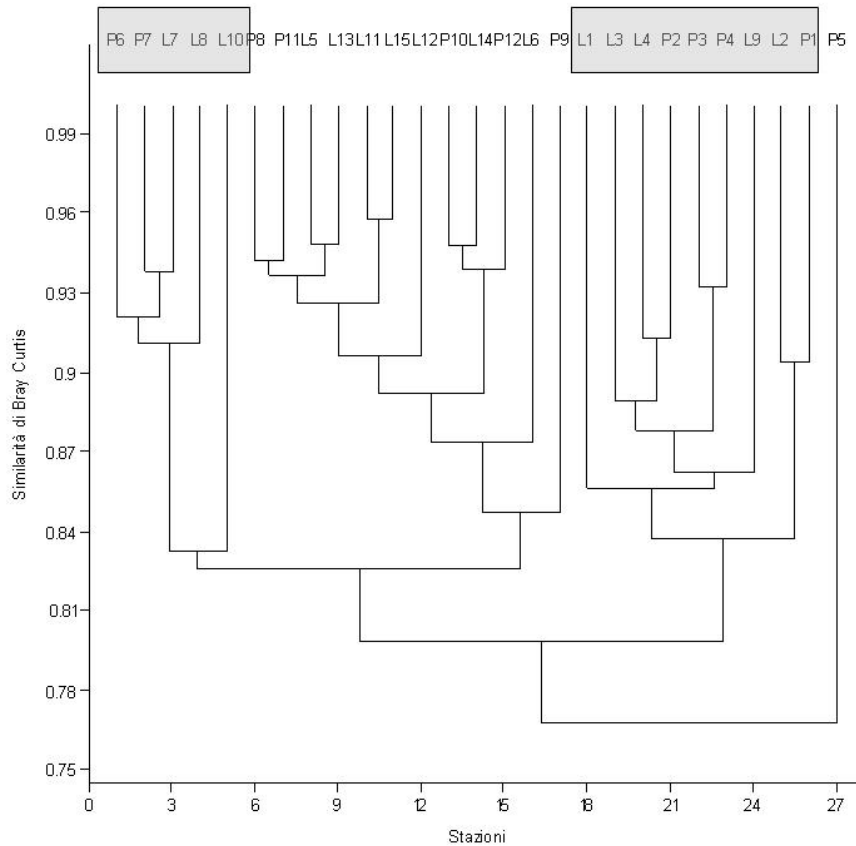


Fig. 4.6. Ordinamento delle stazioni campionate sulla base dei valori di concentrazione della clorofilla totale nello strato 0-20 metri.

È molto evidente la ripartizione dei campioni in tre grandi gruppi (clusters), il primo a sinistra comprendente le stazioni della parte centrale del bacino, quello centrale che include le stazioni meridionali e, infine, il gruppo a destra, comprendente le stazioni settentrionali. All'estrema destra si trova, isolata, la Stazione P5, caratterizzata da un picco superficiale di clorofilla. È interessante osservare che questa stazione si trova in corrispondenza dell'immissione del Fiume Tresa, proveniente dal Lago di Lugano: è quindi possibile che l'area sia influenzata dagli apporti di nutrienti provenienti dal Ceresio, bacino lacustre a maggiore trofia.

La variabilità nella distribuzione verticale, evidente lungo l'asse nord-sud del bacino, si spiega sulla base di una diversa stratificazione dei gruppi fitoplanctonici. In particolare, le differenze osservate si spiegano con la distribuzione delle due classi algali dominanti, identificate dal Fluoroprobe come diatomee e criptoficee. Peraltro, è necessaria una precisazione di carattere metodologico: nel primo caso, la sonda

fluorimetrica identifica come diatomee le alghe con clorofilla *c*, quindi il gruppo comprende anche le crisoficee, decisamente meno rilevanti nel Maggiore in termini di biovolume; nel secondo caso sono chiamate criptoficee le alghe contenenti ficoeritrina, inserendo in questo gruppo quindi anche i cianobatteri come *Planktothrix rubescens* e, più in generale, le Oscillatoriales. L'esame dei campioni microscopici mostra che i cianobatteri sono più importanti nella comunità fitoplanctonica estiva del Lago Maggiore, quindi è probabile che i dati di fluorescenza *in situ* si riferiscano soprattutto alla loro distribuzione.

La distribuzione delle diatomee è riportata nelle figure 4.7 e 4.8, dalle quali è evidente come i picchi di clorofilla che caratterizzano le stazioni settentrionali nell'intorno dell'isobata dei 5 metri siano imputabili a questi organismi, la cui concentrazione è, viceversa, sensibilmente più bassa nella parte meridionale del bacino.

Viceversa, nelle stazioni centro-meridionali prevalgono i cianobatteri/criptoficee (Figg. 4.9-4.10), che occupano uno strato d'acqua più profondo, compreso tra 10 e 15 metri. Questo gruppo si ritrova, sebbene in concentrazioni inferiori anche nelle stazioni settentrionali ed è responsabile del picco profondo di clorofilla totale (Fig. 4.5), osservato tra 15 e 20 metri.

Le stazioni centrali, in particolare quella di Ghiffa (P6), rappresentano il punto di transizione tra la comunità dominata dalle diatomee e quella dominata dai cianobatteri, con due picchi sovrapposti, localizzati a 5 e 12 metri di profondità.

La distribuzione verticale delle temperature può, almeno in parte, spiegare questa differente stratificazione: infatti, le acque meridionali risultano più calde che quelle settentrionali (Fig. 4.11), con un termoclinio più marcato e localizzato a circa 15 metri, contrariamente alle stazioni settentrionali, caratterizzate da una temperatura omogenea nei primi 5 metri e da un salto termico meno pronunciato nelle acque sottostanti.

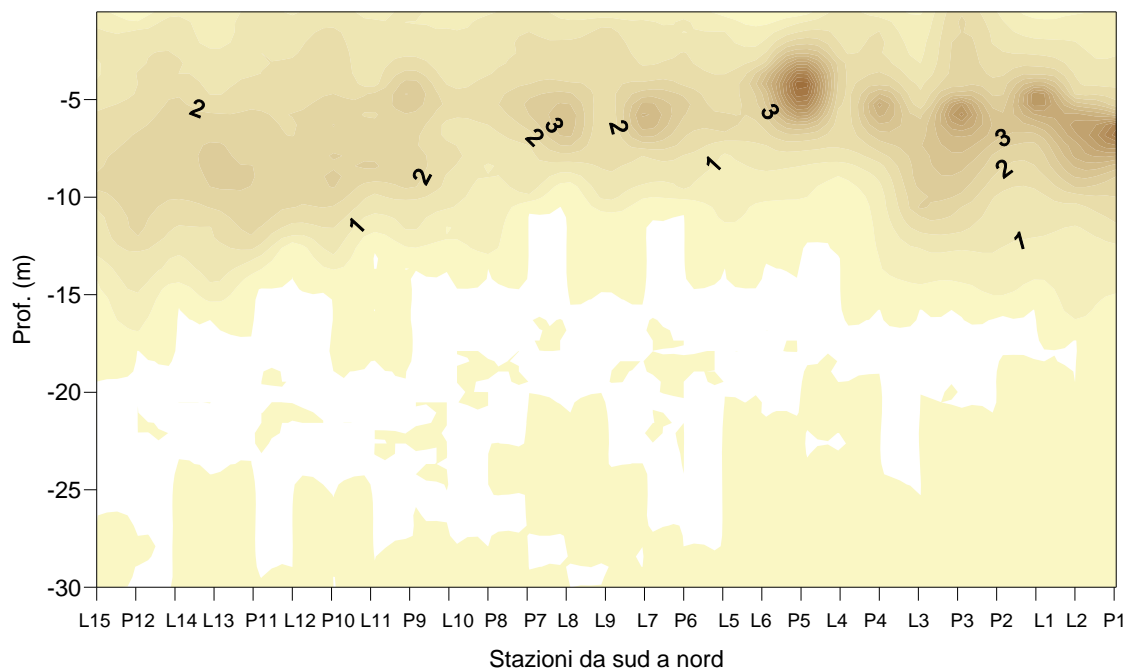


Fig. 4.7. Distribuzione spaziale della clorofilla attribuibile alle diatomee/crisoficee nello strato 0-30 metri, lungo l'asse sud-nord.

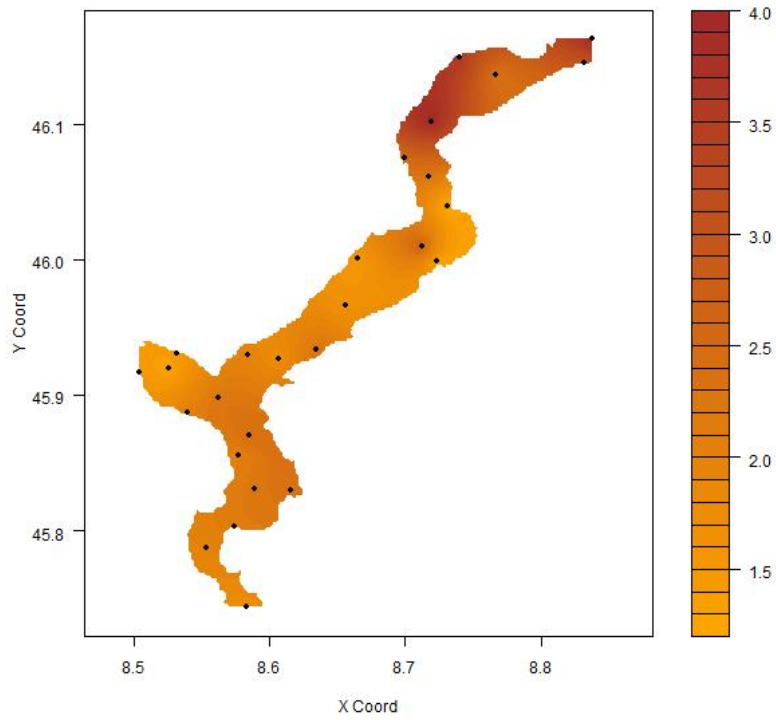


Fig. 4.8. Distribuzione della clorofilla media ($\mu\text{g l}^{-1}$) per le diatomee/crisoficee nello strato 5-10 metri.

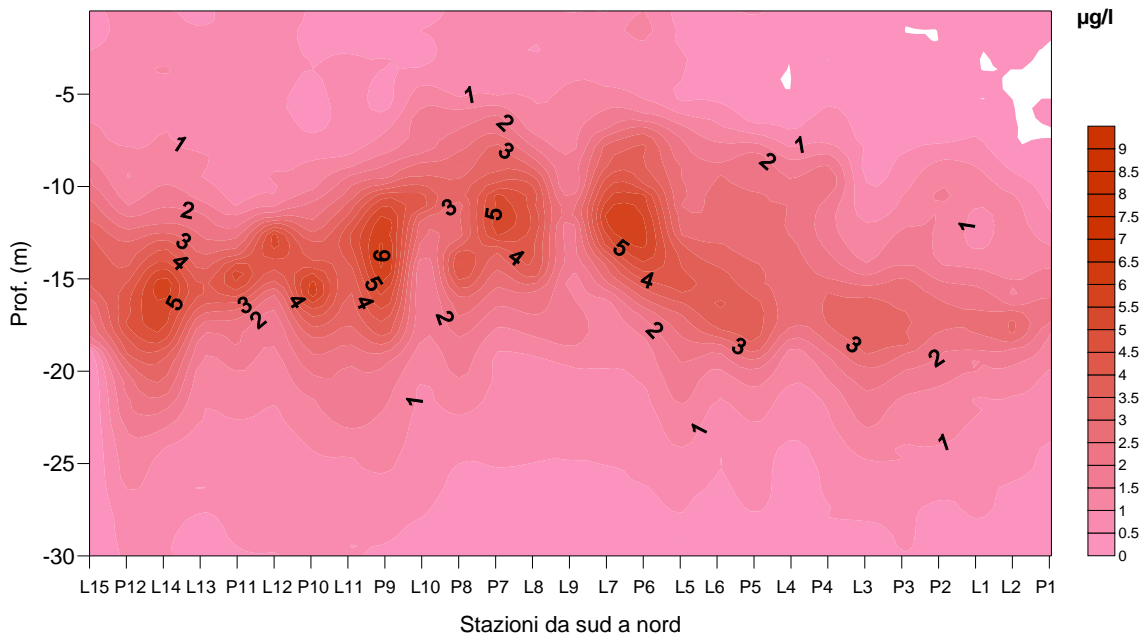


Fig. 4.9. Distribuzione spaziale della clorofilla attribuibile alle criptoficee/cianobatteri nello strato 0-30 metri, lungo l'asse sud-nord.

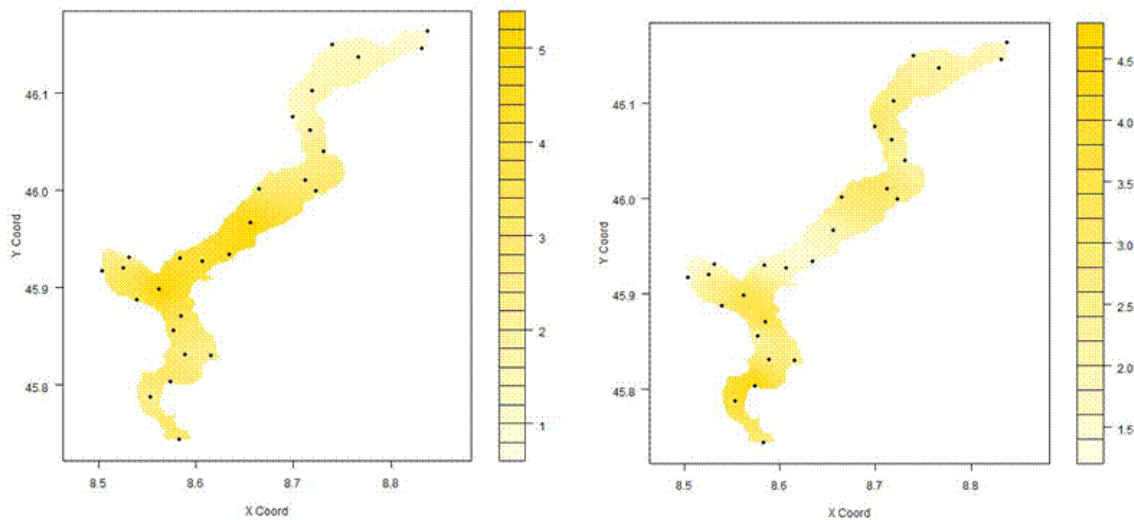


Fig. 4.10. Distribuzione della clorofilla media ($\mu\text{g l}^{-1}$) attribuibile alle criptoficee/cianobatteri negli strati 10-15 metri (a sinistra) e 15-20 metri (a destra).

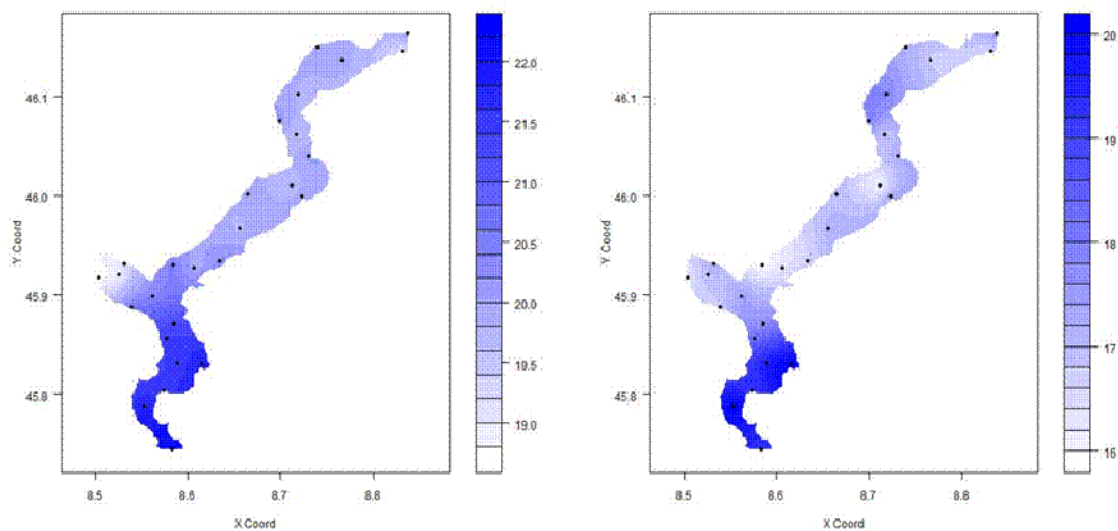


Fig. 4.11. Distribuzione della temperatura media negli strati 5-10 metri e 10-15 metri.

Inoltre, le mappe di temperatura mostrano in modo chiaro l'ingresso di masse d'acqua fredda dalle foci dei fiumi Toce (mappa 5-10 metri, Stazioni L9, L10 e P8) e Tresa (mappa 10-15 metri, Stazione P5) e del Torrente S. Bernardino (mappa 10-15 metri, Stazione L8).

La distribuzione di diatomee/crisoficee e cianobatteri/criptoficee segue, in modo molto evidente, il profilo della temperatura, poiché le alghe sfruttano i gradienti termici per rallentare la sedimentazione. L'osservazione dei profili verticali in due stazioni (Fig. 4.12), una settentrionale (P2) ed una meridionale (P12), prese ad esempio delle due situazioni del bacino, mostra chiaramente l'esistenza di due nicchie ecologiche, colonizzate dai due gruppi, quella superiore, dove prevalgono le diatomee, quella

inferiore, dove prevalgono i cianobatteri. Questi ultimi presentano un picco di concentrazione in corrispondenza dell'isoterma dei 15 °C, temperatura di crescita ottimale per organismi come *Planktothrix rubescens*, probabilmente la specie dominante in questa associazione. Viceversa, le diatomee sono prevalentemente stratificate alla base dell'epilimnio, dove inizia il gradiente termico. La differente abbondanza raggiunta dai due gruppi nelle due stazioni può essere legata ad una diversa disponibilità di luce o di nutrienti: sarebbe tuttavia necessario disporre di ulteriori informazioni per fare ipotesi più accurate.

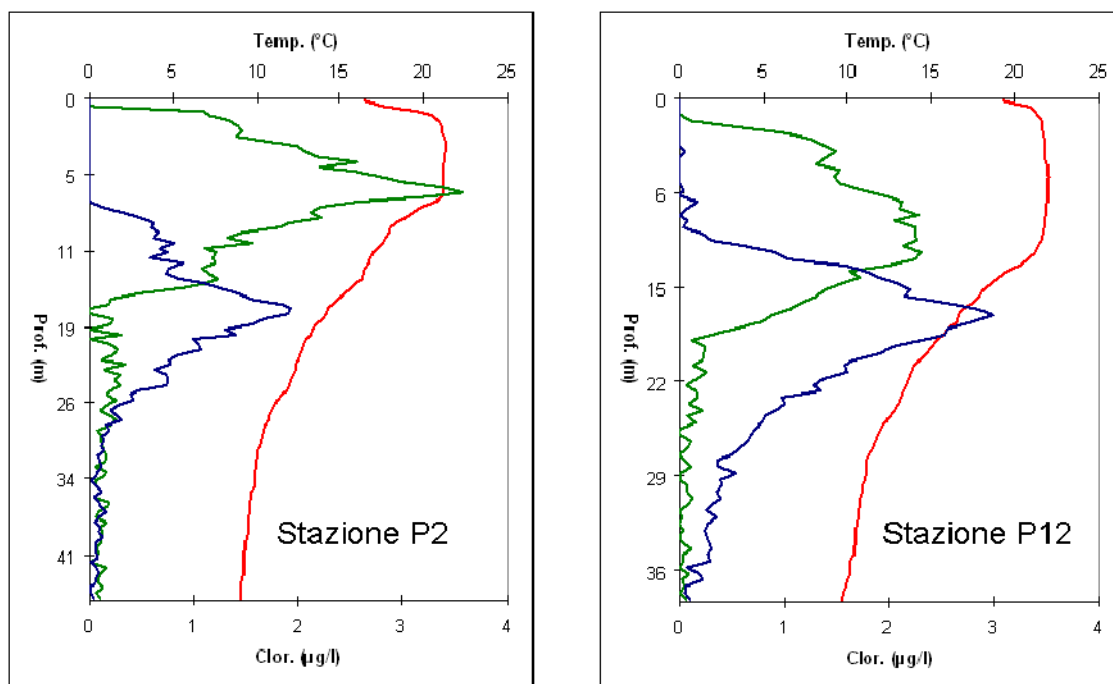


Fig. 4.12. Distribuzione verticale del fitoplancton in due stazioni profonde del Lago Maggiore. I parametri rappresentati sono: temperatura (linea rossa), diatomee/crisoficee (linea verde), cianobatteri/criptoficee (linea blu).

Infine, è interessante osservare la distribuzione delle sostanze umiche (Fig. 4.13), ovvero di quell'insieme di composti organici complessi, derivanti, in prevalenza, dalla degradazione di sostanze di origine: in generale, la concentrazione di questi composti lungo la colonna d'acqua, sembra condizionata dalla sedimentazione e risente dei gradienti termici. Infatti, i massimi sono localizzati nella fascia compresa tra 5 e 15 metri di profondità, corrispondente al metalimnio. In questo caso, la distribuzione segue la sedimentazione della materia organica di origine autoctona e/o alloctona. Tuttavia, in alcune stazioni prossime alla foce di tributari importanti (L10 - Toce, L5 e P5 - Tresa e L8 - S. Bernardino), si osservano picchi di sostanze umiche, localizzati in strati d'acqua non strettamente associati ai massimi di clorofilla, facendo ipotizzare un maggiore contributo della componente alloctona in queste stazioni.

In conclusione, lo studio della distribuzione spaziale ha messo in evidenza l'esistenza di una certa disomogeneità nella distribuzione del fitoplancton e nelle caratteristiche fisiche del bacino del Lago Maggiore. Gli aspetti più rilevanti sono i seguenti:

- la parte settentrionale e quella meridionale del bacino sono diverse per quanto riguarda le proprietà termiche della colonna d'acqua, con una temperatura

- epilimnetica media maggiore di quasi un grado ed una maggiore estensione dell'epilimnio nelle stazioni meridionali;
- le stazioni settentrionali del bacino sono caratterizzate dalla dominanza delle diatomee/crisoficee, in quelle meridionali prevalgono le criptofite/cianobatteri;
 - le stazioni delle parte centrale mostrano una condizione intermedia e segnano il punto di transizione tra la situazione caratteristica della parte nord del lago e quella della parte sud;
 - per quanto detto sopra, la stazione di Ghiffa si presta bene a rappresentare le condizioni medie dell'intero bacino, almeno nel periodo in cui è stata effettuato lo studio;
 - in alcune stazioni è evidente l'influsso di tributari importanti, sia come apporto di acque più fredde, che per quanto riguarda l'ingresso di sostanze umiche;
 - almeno nel caso degli apporti derivanti dal Tresa, non si può escludere anche un contributo importante in termini di nutrienti algali.

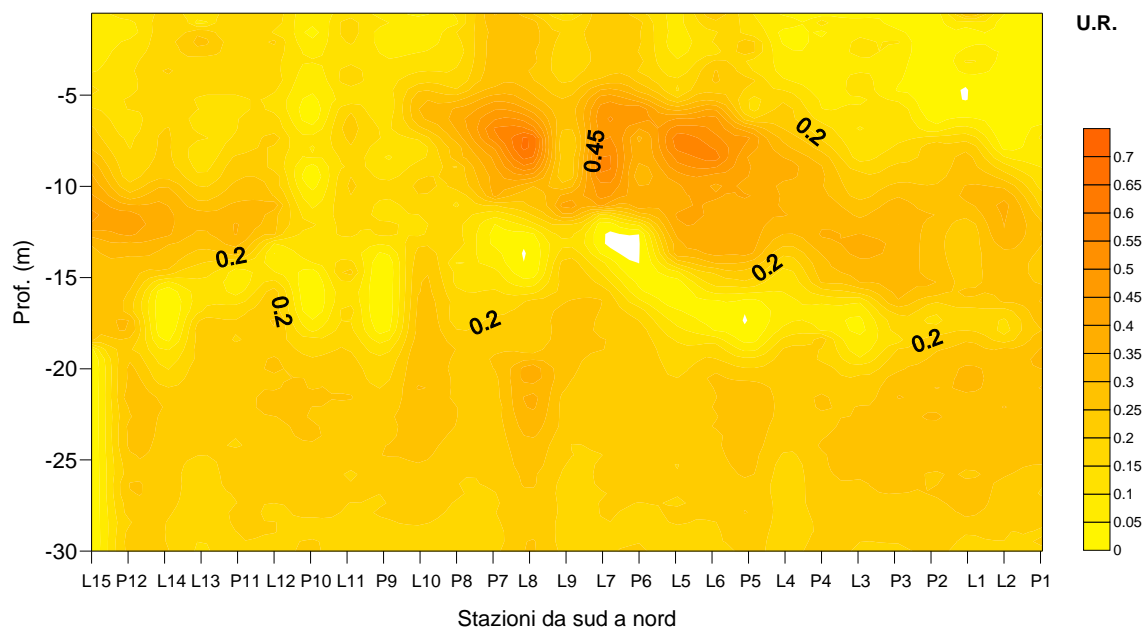


Fig. 4.13. Distribuzione spaziale delle sostanze umiche nello strato 0-30 metri, lungo l'asse sud-nord.

BIBLIOGRAFIA

- Arvola, L., K. Salonen, R.I. Jones, I. Bergström & A. Heinänen. 1987. A three day study of the diel behaviour of plankton in a highly humic and steeply stratified lake. *Arch. Hydrobiol.*, 109: 89-106.
- Bertoni, R., C. Callieri, E. Caravati, G. Corno, M. Contesini, G. Morabito, P. Panzani & C. Giardino. 2007. Cambiamenti climatici e fioriture di cianobatteri potenzialmente tossici nel Lago Maggiore. In: B. Carli, G. Cavarretta, M. Colacino & S. Fuzzi (Eds), *Clima e cambiamenti climatici: le attività di ricerca del CNR*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma: 613-616.
- Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1304-1310.

- Cozza, R., Morabito G., Pugnetti A. & D. Ruggiu. 1993. Daytime phytoplankton periodicity and production in Lake Candia (N. Italy). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 51: 11-28.
- Jones, R.L. 1988. Vertical distribution and diel migration of flagellated phytoplankton in a small humic lake. *Hydrobiologia*, 161: 75-87.
- Jones, R.I., A.S. Fulcher, J.K.U. Jayakody, J. Laybourn-Parry, A.J. Shine, M.C. Walton & J.M. Young. 1995. The horizontal distribution of plankton in a deep, oligotrophic lake - Loch Ness, Scotland. *Freshwat. Biol.*, 33:161-170.
- Reynolds, C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo. 2002. Towards a functional classification of freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 24: 417-428.
- Tilman, D., S.S. Kilham & P. Kilham. 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 13: 349-372.
- Tilzer, M.M. 1973. Diurnal periodicity in the phytoplankton assemblage of a high mountain lake. *Limnol. Oceanogr.*, 18: 15-30.

4.2. Dinamica stagionale e studio della distribuzione orizzontale del carbonio organico

4.2.1. Dinamica stagionale

Le concentrazioni di Carbonio Organico Totale (TOC) misurate lungo la colonna d'acqua nel corso dell'anno 2008 sono presentate nella tabella 4.1 insieme ai valori medi relativi allo strato 0-20 m, pressochè coincidente, nel Lago Maggiore, con la zona fotica ed allo strato 20-350 m, che costituisce la zona afotica. Nella stessa tabella sono pure sintetizzati i valori relativi al particolato totale organico ed inorganico, vivo e morto (seston) ed alla frazione particellata del carbonio organico (POC).

Per quanto riguarda i dettagli metodologici relativi alla determinazione di queste variabili si può sinteticamente ricordare che il materiale particellato è concentrato per filtrazione di un volume noto di campione su filtri in fibra di vetro con porosità nominale di 1 µm, precombusti a 450 °C, previa rimozione con rete da 126 µm del particolato di maggiori dimensioni. Successivamente il seston è determinato gravimetricamente (microbilancia Sartorius M3P), il TOC con combustione ad alta temperatura del campione liquido (Shimadzu 5000C, TOC Analyser), il POC con combustione ad alta temperatura del filtro col suo carico organico (ThermoQuest EA1112 CHN Analyser).

Tab. 4.1. Concentrazioni di seston, Carbonio Organico Particellato (POC), Carbonio Organico Totale (TOC) misurate nel Lago Maggiore nel corso del 2008 (z. euf. = zona fotica, z. af.= zona afotica).

2008	17- gen	27- feb	12- mar	27- mar	08- apr	23- apr	06- mag	22- mag	10- giu	18- giu	09- lug	22- lug	05- ago	20- ago	03- set	24- set	08- ott	21- ott	12- nov	17- dic
Seston mg l⁻¹																				
z. euf.	0,51	0,58	0,75	0,96	1,12	1,10	1,99	2,22	2,31	1,38	1,17	1,36	1,46	0,81	1,19	1,68	1,18	0,92	0,91	0,47
z. af.	0,37	0,19	0,28	0,47	0,31	0,35	0,31	0,34	0,39	0,17	0,29	0,18	0,29	0,28	0,38	0,37	0,29	0,18	0,32	0,20
POC µg l⁻¹																				
z. euf.	139	189	181	232	258	261	403	407	414	247	237	283	437	222	306	252	234	229	165	120
z. af.	84	49	57	82	63	73	68	90	70	34	61	54	53	45	61	55	60	32	58	109
TOC mg l⁻¹																				
20 m	0,71	0,83	0,70	0,70	0,96	0,916	0,87	0,43	0,61	1,13	1,05	1,33	0,68	1,15	1,18	1,32	0,91	1,00	1,15	0,81
50 m	0,44	0,78	0,68	0,61	0,98	0,822	0,71	0,40	0,52	0,99	0,97	0,89	0,75	0,84	0,93	0,78	0,82	0,81	1,00	0,81
100 m	0,52	0,80	0,59	0,47	0,85	0,718	1,40	0,29	0,52	0,87	0,97	0,96	0,95	0,87	0,80	0,73	0,78	0,72	0,66	0,62
200 m	0,30	0,76	0,57	0,51	0,85	0,716	0,64	0,30	0,48	0,95	0,97	0,70	0,82	0,95	0,63	0,91	0,67	0,77	0,61	0,60
300 m	0,48	0,75	0,56	0,49	0,85	0,692	0,73	0,35	0,45	0,99	1,21	0,66	0,79	0,89	0,67	0,71	0,66	0,96	0,66	0,65
350 m	0,54	0,93	0,72	0,68	0,85	0,672	0,67	0,32	0,46	0,97	1,15	0,69	0,82	0,79	0,77	0,88	0,77	0,97	0,65	0,66
z. euf.	0,64	1,12	0,77	0,79	1,07	0,937	1,03	0,59	1,06	1,31	1,68	1,32	1,46	1,31	1,22	1,31	1,48	1,28	1,32	0,92
z. af.	0,43	0,89	0,67	0,63	0,81	0,713	0,80	0,37	0,80	0,94	1,02	1,14	0,56	0,85	1,15	0,81	1,13	0,75	0,88	0,61

I dati della tabella sono graficamente sintetizzati nelle figure 4.14, 4.15, 4.16 e 4.17, rispettivamente relative a seston, Carbonio Organico Totale (TOC), Carbonio Organico Particellato (POC) ed Azoto Organico Particellato (PON). Come già in passato, tutti i

parametri relativi al ciclo del carbonio organico presentano un gradiente verticale di concentrazione più marcato per la componente particellata. La variabilità stagionale di tutti i parametri considerati è molto marcata negli strati superficiali e tende a smorzarsi negli strati profondi della colonna d'acqua, dove i picchi sono generalmente di entità minore.

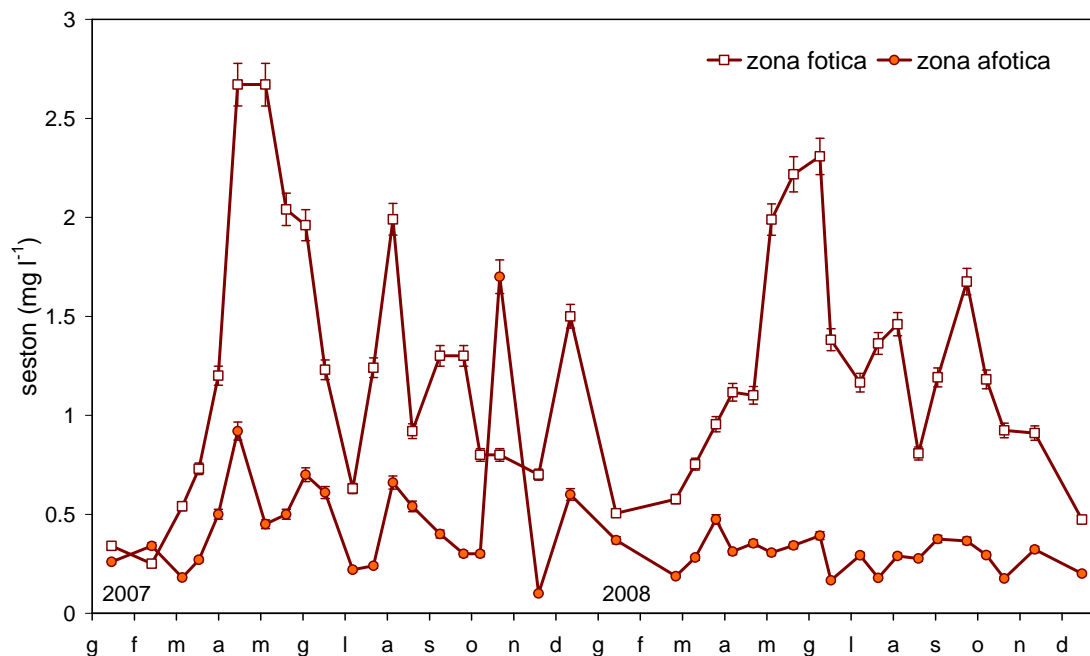


Fig. 4.14. Concentrazione di seston nella zona fotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2008, a confronto con la concentrazione del 2007. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

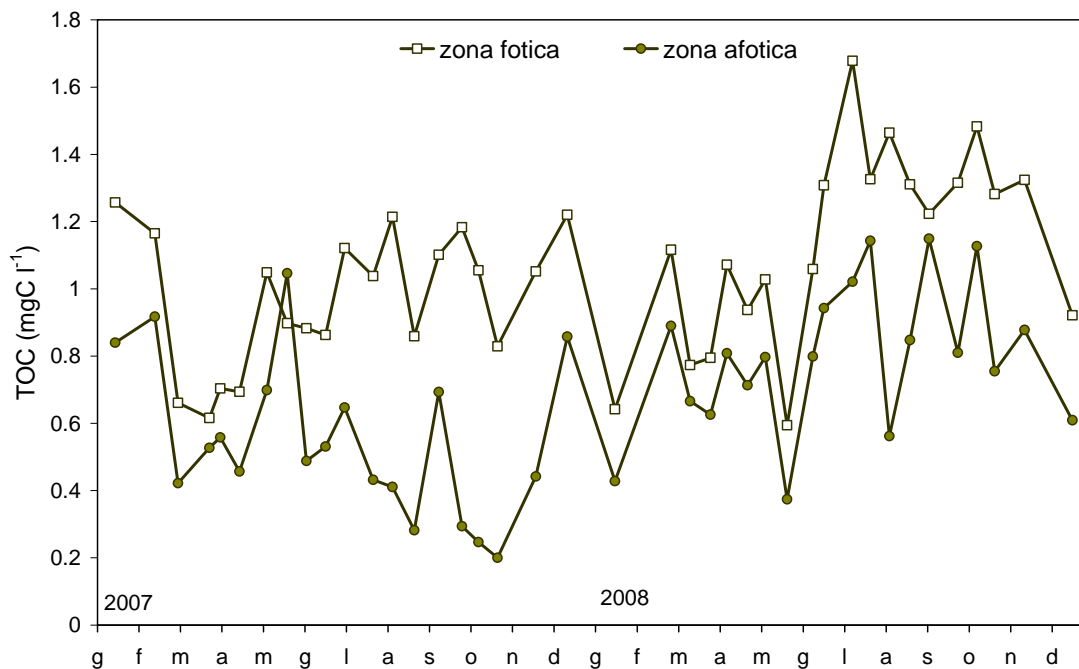


Fig. 4.15. Concentrazione di Carbonio Organico Totale (TOC) nella zona fotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2008, a confronto con la concentrazione del 2007. Errore analitico: CV = 2 %.

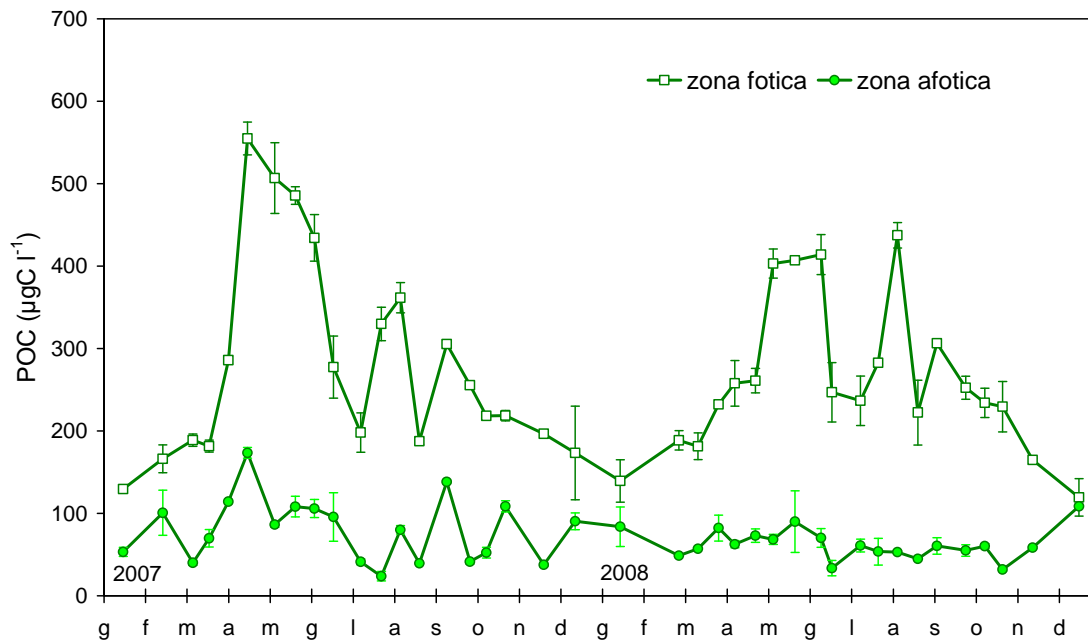


Fig. 4.16. Concentrazione di Carbonio Organico Particellato (POC) nella zona fotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2008, a confronto con la concentrazione del 2007. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

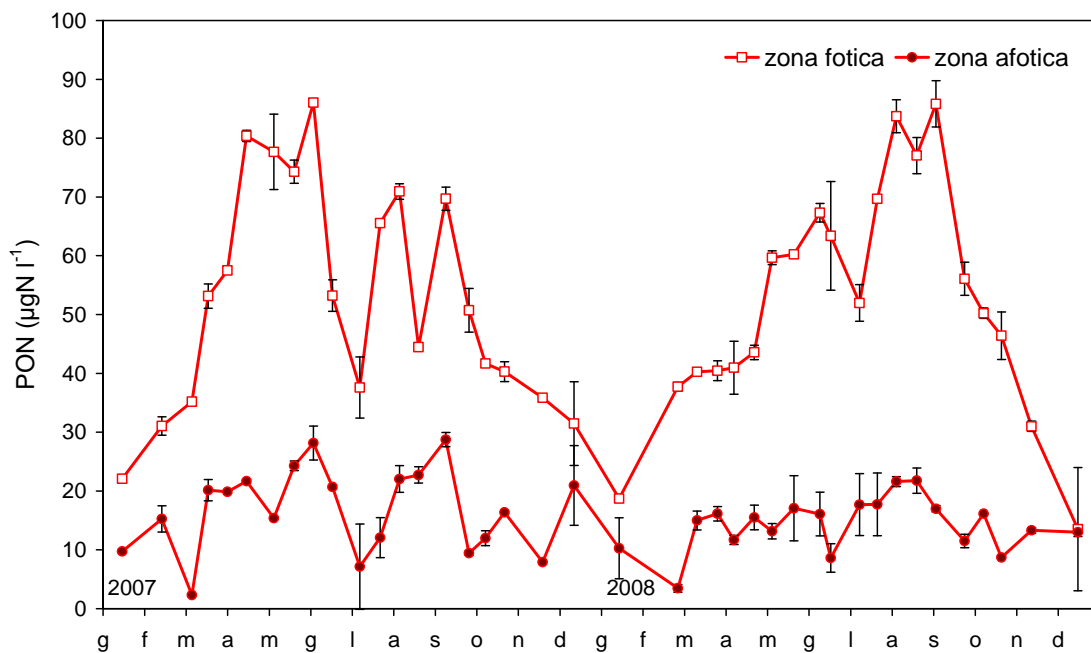


Fig. 4.17. Concentrazione di Azoto Organico Particellato (PON) nella zona fotica ed afotica del Lago Maggiore nel corso del 2008, a confronto con la concentrazione del 2007. Le barre verticali rappresentano la deviazione standard.

Il confronto dei dati del 2008 relativi alla concentrazione dei diversi parametri sopra elencati con quelli del 2007 permette di constatare che nessuna variabile ha mostrato

una variazione di concentrazione tale da far pensare ad importanti modificazioni del comparto della sostanza organica nel periodo di studio.

Date le concentrazioni relativamente modeste di TOC e POC reperite anche nei periodi più produttivi (mesi primaverili ed estivi), si tratta di un risultato confortante perchè viene consolidata la valutazione di oligotrofia del Lago Maggiore. In effetti, la concentrazione di sostanza organica disciolta e particellata costituisce un valido proxy dello stato trofico di un lago perchè un eventuale incremento della produttività lacustre non può che esitare in un incremento di sostanza organica.

4.2.2. Distribuzione orizzontale

Con il 2008 si è pure iniziato lo studio sistematico della distribuzione spaziale dei parametri di base del ciclo del carbonio organico. Scopo di questa parte della ricerca è di pervenire ad una valutazione, per il Lago Maggiore, dell'eterogeneità spaziale delle variabili che hanno un ruolo rilevante nella catena alimentare microbica. Questa informazione ha un elevato valore diagnostico perché consente, in un ambiente sottoposto a forte pressione antropica lungo tutto il suo perimetro, di evidenziare precocemente la collocazione areale di eventuali fenomeni degenerativi della qualità del lago e, quindi, di avviare indagini mirate alla localizzazione territoriale delle cause del fenomeno degenerativo.

Benché sia da tempo accertata l'esistenza di una eterogeneità spaziale rilevante nei mari e negli oceani, nei corpi idrici relativamente piccoli come i sistemi delle acque interne l'eterogeneità spaziale è spesso trascurata o studiata solamente per la frazione planctonica, dotata di una certa mobilità in risposta, per esempio, a stimoli luminosi. Tuttavia anche in ambienti di modeste dimensioni l'eterogeneità spaziale è tutt'altro che trascurabile (Downing, 1991). In particolare nel Lago Maggiore è stato dimostrato, valutando su scala stagionale e per due anni la distribuzione spaziale del carbonio organico particellato e disciolto nonché della frazione picoplanctonica, che le acque epilimniche non si possono, particolarmente nelle stagioni di maggior produzione, considerare omogenee per quanto riguarda queste variabili (Bertoni *et al.*, 2004).

La variabilità nella distribuzione spaziale di seston TOC, POC e PON è stata studiata nell'agosto 2008, effettuando una serie di campionamenti in 27 stazioni, distribuite lungo l'intero bacino lacustre. In particolare, sono state individuate 12 stazioni pelagiche e 15 stazioni litorali, queste ultime posizionate in corrispondenza dell'isobata dei 25 metri (Fig. 4.4, cap. 4.1). I campionamenti sono stati effettuati utilizzando un campionatore integratore che preleva un singolo campione integrato nello strato 0-20 m (Brev. M196A000121) e che può essere, quindi, considerato rappresentativo della zona fotica del Lago Maggiore.

La distribuzione del seston (Fig. 4.18) mostra una differenza di concentrazione tra le porzioni settentrionali e meridionali del lago ove mediamente la concentrazione è di 2.235 mg l^{-1} , valore circa doppio rispetto a quello del bacino nord. È inoltre presente un picco di concentrazione nella zona litorale prossima ad Intra che, tuttavia, essendo molto localizzato, potrebbe essere imputabile a situazioni transitorie, quali, ad esempio, opere di sistemazione di tratti terminali di alvei fluviali. Il prosieguo delle indagini consentirà di chiarire se questo è il caso o se esistano specifici fenomeni locali responsabili della distribuzione osservata. C'è da ricordare che la concentrazione di questa variabile è fortemente condizionata dagli apporti di particellato inorganico fine

dal bacino imbrifero. Era quindi da attendersi che la sua variabilità fosse modesta all'epoca del campionamento, effettuato in un periodo di assenza di precipitazioni.

La distribuzione del TOC, presentata in figura 4.19, evidenzia una modesta diversità spaziale con una concentrazione media di $0,99 \text{ mg C l}^{-1}$. C'è da ricordare, a questo proposito, che il TOC è per la maggior parte costituito da sostanza organica disciolta che, quindi, possiede una elevata diffusibilità. Va sottolineato che, anche se apparentemente ci sono concentrazioni più elevate nella parte settentrionale del bacino che successivamente si riducono per aumentare nuovamente nella porzione più meridionale del lago, si tratta in realtà di variazioni modeste. L'escursione di concentrazione del TOC è infatti solamente di $0,18 \text{ mg C l}^{-1}$.

Più eterogenea risulta essere la distribuzione spaziale del POC (Fig. 4.20) che presenta un marcato gradiente di concentrazione crescente lungo l'asse nord-sud del lago (nord: $380 \mu\text{g l}^{-1}$; sud: $471 \mu\text{g l}^{-1}$), in accordo con quanto emerso dall'esame del seston. Il POC nel Lago Maggiore è di origine prevalentemente autoctona perchè è sempre risultato fortemente correlato ai popolamenti fitoplanctonici (Bertoni & Callieri, 1992). Il gradiente di concentrazione osservato potrebbe essere il risultato di una differenza di produttività tra le porzioni settentrionali e meridionali del lago che rifletterebbe il gradiente nella concentrazione di clorofilla precedentemente illustrato (Fig. 4.6, cap. 4.1).

La distribuzione spaziale del PON (Fig. 4.21) rivela anch'essa l'esistenza di un gradiente di concentrazione crescente nord-sud (nord: $94 \mu\text{g l}^{-1}$; sud: $102 \mu\text{g l}^{-1}$) ed inoltre una differenza statisticamente significativa tra stazioni pelagiche e litorali (t test $p < 0,001$) non evidente per gli altri parametri. Questa distribuzione del PON, indice della ricchezza in azoto organico della frazione particellata, può indicare una composizione diversa del particellato, più ricco in azoto nelle stazioni pelagiche. Fanno eccezione le due stazioni litorali prossime ai torrenti Boesio e Bardello.

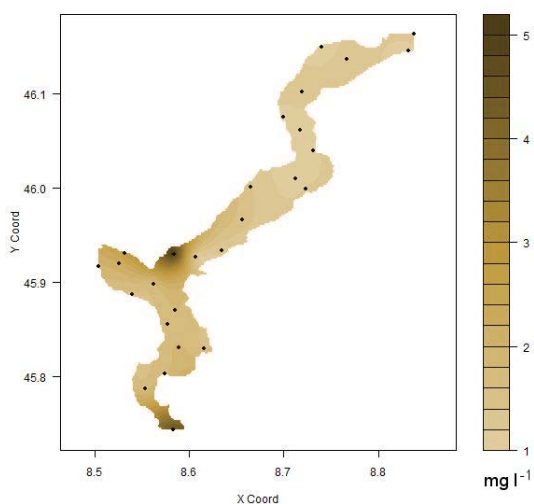


Fig. 4.18. Distribuzione spaziale del seston (mg l^{-1}) nell'Agosto 2008.

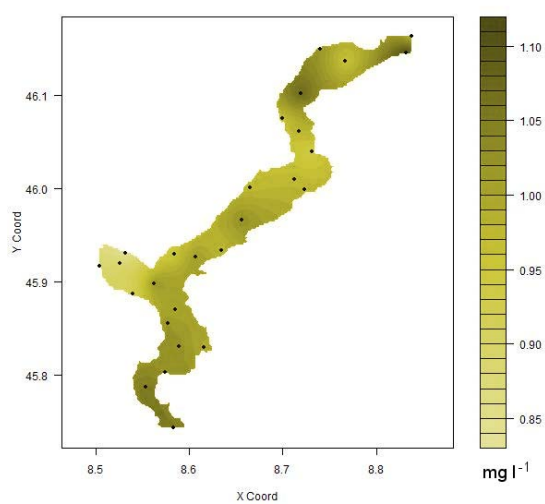


Fig. 4.19. Distribuzione spaziale del TOC (mg l^{-1}) nell'Agosto 2008.

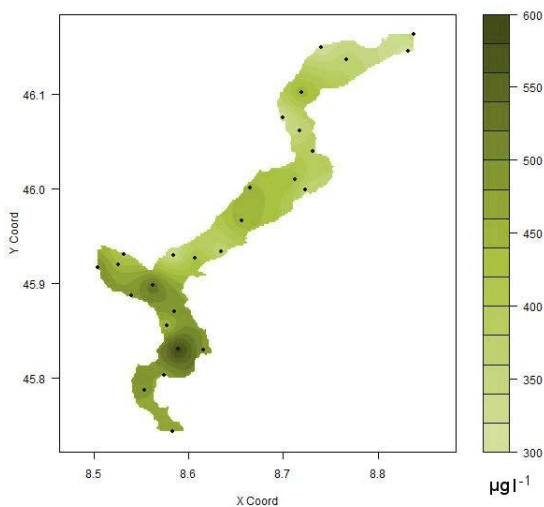


Fig. 4.20. Distribuzione spaziale del POC ($\mu\text{g l}^{-1}$) nell'Agosto 2008.

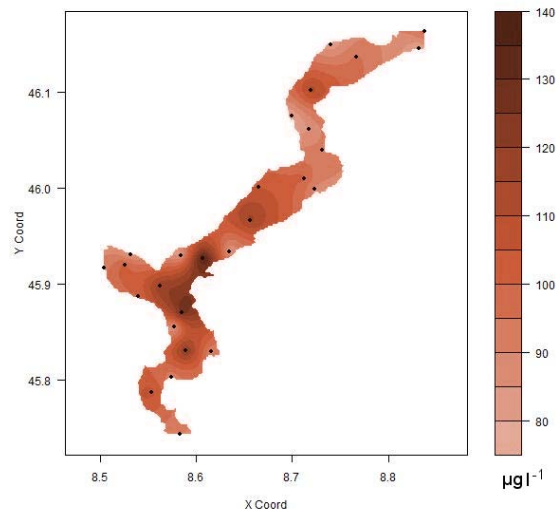


Fig. 4.21. Distribuzione spaziale del PON ($\mu\text{g l}^{-1}$) nell'Agosto 2008.

In conclusione, lo studio della distribuzione spaziale delle variabili legate al ciclo del carbonio organico ha confermato l'esistenza di una certa eterogeneità nella loro distribuzione, da considerare anche alla luce delle caratteristiche termiche del bacino del Lago Maggiore, già illustrate nel capitolo precedente. Degni di nota sono i seguenti risultati:

- la concentrazione di TOC risulta piuttosto omogenea lungo l'asse del lago, pur mostrando variazioni locali di modesta entità;
- le concentrazioni del seston, del POC e del PON presentano un evidente gradiente crescente da nord a sud supportando l'ipotesi di una maggior produttività della porzione meridionale del lago. A determinare questa fenomenologia potrebbe concorrere anche la più elevata temperatura delle acque meridionali del lago, oltre che, ovviamente, l'accumulo verso valle di nutrienti veicolati dai tributari.
- le stazioni della parte centrale del lago, tra le quali è inclusa quella di Ghiffa storicamente assunta come rappresentativa dell'intero corpo d'acqua, nel periodo della ricerca hanno comunque mostrato caratteristiche prossime a quelle medie dell'intero lago.

BIBLIOGRAFIA

- Bertoni, R. & C. Callieri. 1992. Organic carbon trend during the oligotrophication of Lago Maggiore. In: R. de Bernardi, R. Pagnotta and A. Puggetti (Eds), *Strategies for lake ecosystems beyond 2000. Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 52: 191-205.
- Bertoni, R., R. Piscia & C. Callieri. 2004. Horizontal heterogeneity of seston, organic carbon and picoplankton in the photic zone of Lago Maggiore, Northern Italy. *J. Limnol.*, 63(2): 244-249.
- Downing, J.A. 1991. Biological and physical heterogeneity in lakes. In: J. Kolasa and S. Pickett (Eds), *Ecological heterogeneity*. Springer-Verlag, New York: 160-180.

4.3. Dinamica stagionale dei batteri e studio della loro distribuzione orizzontale

4.3.1. Dinamica stagionale

Prima di illustrare i risultati conseguiti nel corso del 2008 è opportuno fornire qualche dettaglio metodologico relativo alla determinazione di queste variabili che può risultare utile per contestualizzare i dati che saranno illustrati. I campioni per l'analisi quantitativa e dimensionale del batterioplancton, prelevati come già descritto nel capitolo precedente, vengono concentrati per filtrazione su filtri non fluorescenti con pori da $0,2 \mu\text{m}$ (Nuclepore). Le cellule batteriche vengono poi selettivamente colorate con DAPI (Porter & Feig, 1980) ed i filtri sono montati per l'esame con microscopio ad epifluorescenza (Axioplan, Zeiss). Per il conteggio delle cellule e la misura del loro biovolume si è usato un sistema di image analysis costituito da una telecamera ad alta sensibilità associata al software Image-ProPlus (Media Cybernetics) implementato con funzioni macro appositamente sviluppate.

Nel 2008 i popolamenti batterici eterotrofi (Fig. 4.22) hanno presentato un'abbondanza ed una evoluzione stagionale simile a quella dell'anno precedente sia nell'epi- che nell'ipolimnio, con una densità media annua di $3,9$ e $1,0$ cell 10^6 ml^{-1} , rispettivamente. Il gradiente di abbondanza batterica tra le due zone permane durante tutto il periodo di studio con il raggiungimento, durante il periodo estivo, di densità batteriche epilimniche di 5 volte più alte che nell'ipolimnio.

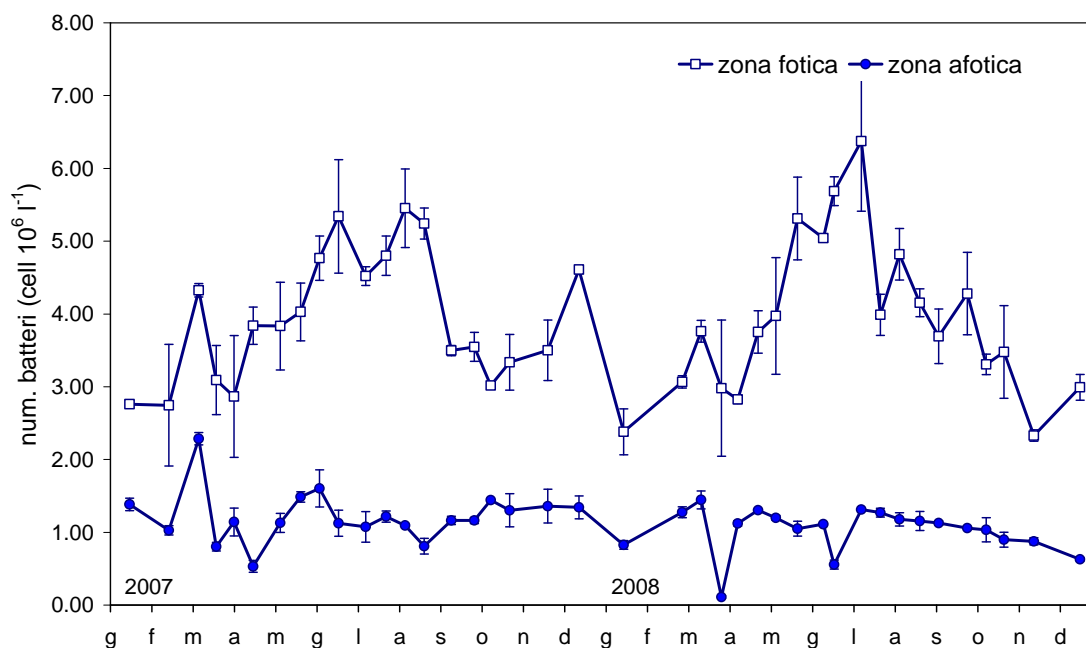


Fig. 4.22. Variazione del numero totale di batteri nelle zone fotica ed afotica del Lago Maggiore nel 2008 a confronto con la densità rilevata nel 2007 (le barre verticali rappresentano la deviazione standard delle medie mensili).

Anche nel 2008 si sono valutati i volumi medi cellulari batterici considerando insieme i due morfotipi cocchi e bacilli. In figura 4.23 sono presentati i dati di biovolume cellulare batterico relativi al 2008 insieme a quelli del 2007 per facilitare il

confronto. Dall'esame della figura emerge che, pur se il 2008 è stato caratterizzato da volumi cellulari nel complesso inferiori a quelli dell'anno precedente, la maggior dimensione media delle cellule del popolamento batterico ipolimnico, pari a $0,14 \mu\text{m}^3 \text{cell}^{-1}$ contro i $0,08 \mu\text{m}^3 \text{cell}^{-1}$ dell'epilimnio, continua ad essere una caratteristica stabile del picoplancton eterotrofo del Lago Maggiore. L'analisi statistica effettuata sui dati del 2008 ha infatti confermato l'esistenza di una differenza dimensionale significativa tra i popolamenti batterici delle zone fotica ed afotica. Per individuare le ragioni di questa differenza dimensionale sarebbe tuttavia necessario effettuare indagini *ad hoc*. La differenza dimensionale evidenziata fornisce comunque, quale che ne sia la causa, l'indicazione di un persistente elemento di biodiversità tra i popolamenti batterici superficiali e profondi del Lago Maggiore che merita di essere ulteriormente valutato ed indagato per le sue possibili implicanze ecologiche e per gli effetti che su di esso possono avere le modificazioni climatiche in atto.

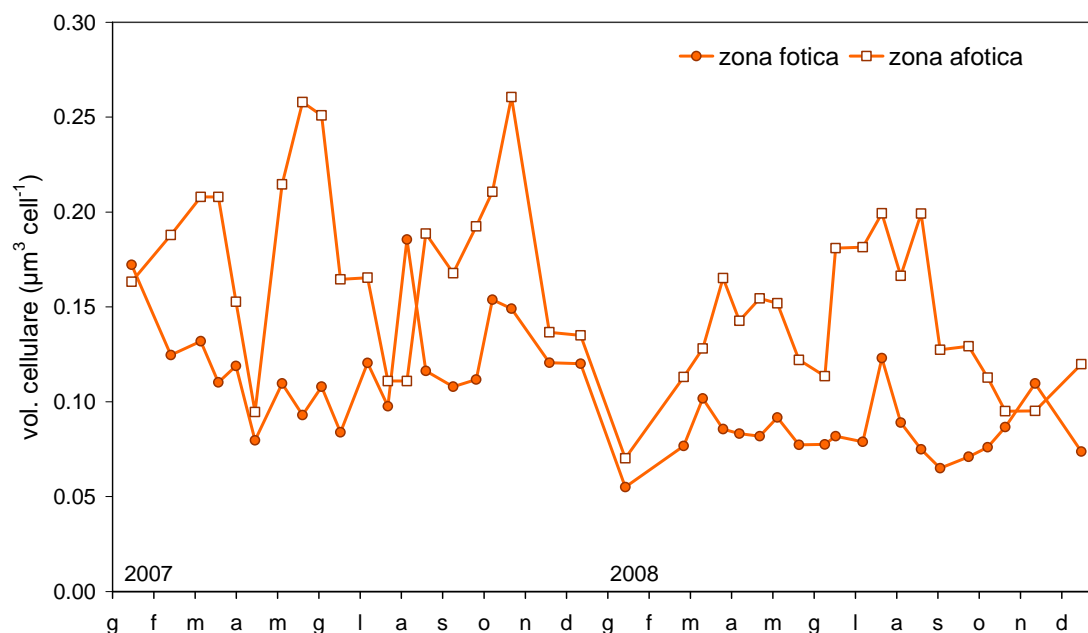


Fig. 4.23. Variazione del biovolume medio cellulare dei batteri nelle zone fotica ed afotica del Lago Maggiore nel 2008 a confronto con i valori di biovolume misurati nel 2007.

4.3.2. Distribuzione orizzontale

Per quanto riguarda la distribuzione orizzontale del batterioplancton, la sua abbondanza cresce secondo un gradiente nord-sud (Fig. 4.24) rispecchiando la distribuzione del POC (Fig. 4.20 cap. precedente). Il numero medio di cellule batteriche è infatti $3,4$ e $3,9 \text{ cell } 10^6 \text{ ml}^{-1}$, rispettivamente nelle stazioni settentrionali e meridionali del lago. Pure degno di nota è il fatto che la distribuzione spaziale del batterioplancton rispecchia quella del PON (Fig. 4.21, cap. precedente), mostrando anch'essa l'esistenza di una differenza statisticamente significativa tra stazioni pelagiche e litorali (t test $p < 0,001$). Questa concordanza supporta l'ipotesi che il particellato reperibile nelle stazioni pelagiche sia più colonizzato dai popolamenti batterici. Anche il carbonio delle

cellule batteriche (Fig. 4.25) calcolato a partire dal numero di cellule usando il fattore di conversione allometrico proposto da Norland *et al.* (1987) mostra una distribuzione orizzontale simile a quella dell'abbondanza dei popolamenti batterici. Il carbonio batterico così valutato arriva ad essere una frazione importante di tutta la sostanza organica particellata presente nelle acque epilimniche del Lago Maggiore, costituendo dal 14 % al 23 % del POC.

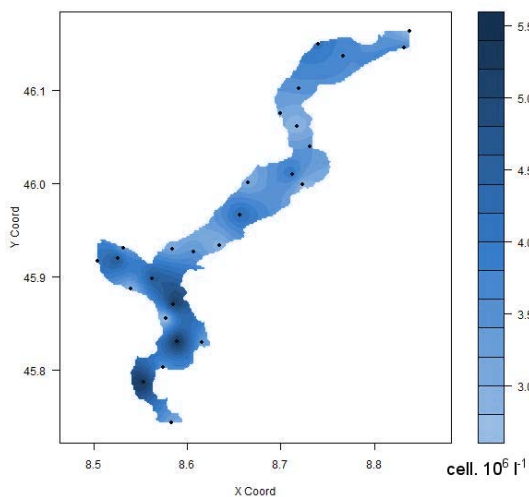


Fig. 4.24. Distribuzione spaziale del batterio-plancton eterotrofo.

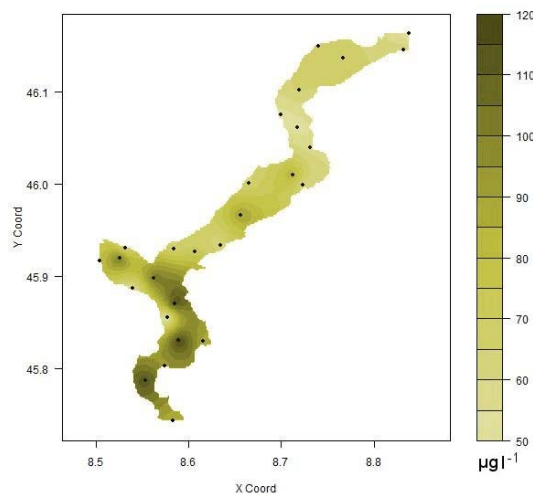


Fig. 4.25. Distribuzione spaziale del carbonio organico associato al batterioplancton eterotrofo.

Questo fatto riveste un notevole interesse ecologico perchè permette di valutare il ruolo quantitativo della biomassa batterica come sorgente di energia per i primi anelli della catena alimentare. In altre parole, fenomeni come modificazioni di temperatura o di substrato organico che producessero scostamenti significativi dai valori sopra menzionati, determinerebbero nel medio termine modificazioni dei successivi anelli della catena alimentare.

In conclusione, si possono individuare nel Lago Maggiore una zona più settentrionale a minor contenuto di substrato organico e con un più modesto popolamento batterico. Questa va gradatamente sfumando in una zona meridionale ove i parametri caratterizzanti la catena alimentare microbica assumono valori più elevati. Allo stato attuale questo gradiente non va visto tanto come un succedersi di stati trofici diversi quanto piuttosto come un gradiente di vulnerabilità dell'ecosistema. È quindi importante continuare questo monitoraggio per essere in grado di identificare precocemente eventuali involuzioni del sistema.

BIBLIOGRAFIA

- Norland, S., M. Heldal & O. Tুমyr. 1987. On the relation between dry matter and volume of bacteria. *Microbial Ecology*, 13: 95-101.
- Porter, K.G. & Y.S. Feig. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 943-948.

5. IDROCHIMICA LACUSTRE E DEI TRIBUTARI, BILANCIO DEI NUTRIENTI

5.1. Chimica lacustre

5.1.1. Chimismo di base

Nel corso dell'anno 2008 i campionamenti nella zona di massima profondità del Lago Maggiore (bacino di Ghiffa) sono proseguiti con le stesse modalità utilizzate negli anni precedenti. I prelievi sono stati eseguiti mensilmente alle profondità 0, -30, -50, -100, -150, -200, -250, -300, -360 metri. In data 11 Marzo e 22 Settembre si sono effettuati inoltre dei prelievi (superficie, -5, -10, -20, -30, -50, -100 metri) nella stazione di Lesa, collocata nella parte meridionale del lago, allo scopo di evidenziare eventuali differenze rispetto alla stazione di centro lago.

Nella tabella 5.1 sono riportati i valori di pH, la conducibilità ed il bilancio ionico per la stazione di Ghiffa e per quella di Lesa rilevati nel campionamento di Marzo negli anni dal 2004 al 2008. La figura 5.1 mostra invece il contributo percentuale dei diversi ioni al contenuto ionico totale nel campionamento eseguito a Marzo 2008. I dati si riferiscono in entrambi i casi a valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo. I valori relativi al mese di Marzo rappresentano la situazione in cui è massima l'estensione verticale del mescolamento tardo invernale.

Tab. 5.1. Bilancio ionico (meq l⁻¹), pH e conducibilità a 20 °C (Cond.; μS cm⁻¹) alla circolazione primaverile delle acque del Lago Maggiore (valori medi ponderati sui volumi) nelle stazioni di Ghiffa e Lesa nel quinquennio 2004-2008.

	GHIFFA					LESA				
	15.03.04	14.03.05	13.03.06	12.03.07	10.03.08	16.03.04	15.03.05	14.03.06	13.03.07	11.03.08
HCO ₃ ⁻	0,81	0,81	0,82	0,83	0,83	0,82	0,81	0,82	0,82	0,83
SO ₄ ^{- -}	0,60	0,61	0,63	0,61	0,61	0,61	0,60	0,63	0,61	0,64
Cl ⁻	0,07	0,07	0,07	0,08	0,07	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08
NO ₃ ⁻	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Σ anioni	1,54	1,55	1,58	1,58	1,57	1,56	1,54	1,58	1,58	1,61
Ca ⁺⁺	1,11	1,13	1,13	1,16	1,15	1,12	1,12	1,16	1,17	1,15
Mg ⁺⁺	0,29	0,31	0,31	0,31	0,31	0,29	0,30	0,31	0,31	0,31
Na ⁺	0,12	0,12	0,12	0,13	0,13	0,13	0,12	0,12	0,13	0,14
K ⁺	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Σ cationi	1,56	1,59	1,60	1,63	1,63	1,58	1,58	1,63	1,65	1,64
Σ ioni	3,10	3,14	3,18	3,21	3,20	3,14	3,11	3,21	3,23	3,25
pH	7,30	7,38	7,45	7,49	7,38	7,49	7,49	7,42	7,56	7,54
Cond.	147	147	148	150	153	149	146	150	150	154

Sia le concentrazioni ioniche che i valori di pH e conducibilità non variano in modo significativo da un anno all'altro. Il contenuto ionico totale, negli anni considerati, sembra però mostrare una lieve tendenza all'aumento sia a Ghiffa che a Lesa (da circa 3,10 a 3,20 meq l⁻¹ e da 3,15 a 3,25 meq l⁻¹ rispettivamente). Poiché un'analoga tendenza si osserva per il valore della conducibilità, aumentata di circa 5 μS cm⁻¹ in

entrambe le stazioni, si può ipotizzare un progressivo, seppur contenuto, arricchimento in soluti delle acque lacustri negli anni più recenti.

Tra le due stazioni considerate non si sono riscontrate differenze significative, se non un contenuto in soluti leggermente maggiore a Lesa, dovuto essenzialmente alla maggior concentrazione di solfati. Anche i valori di pH sono risultati più elevati nella stazione di Lesa rispetto a quella a centro lago (7,54 e 7,38 rispettivamente, nel 2008), ma come si può osservare dalla tabella 5.1 tali valori non si discostano da quelli registrati nel quinquennio, sempre compresi tra 7,30 e 7,56 unità di pH (Tab. 5.1).

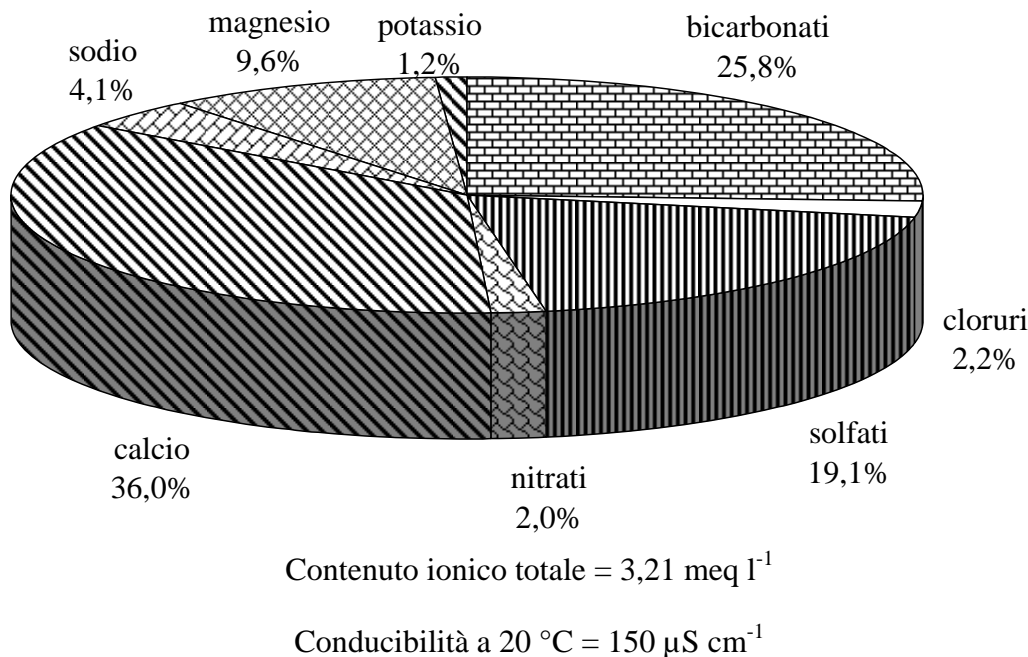


Fig. 5.1. Lago Maggiore: ripartizione percentuale dello spettro ionico e valori medi di pH e conducibilità al 10 Marzo 2008 (valori medi ponderati sui volumi alla circolazione primaverile nella stazione di massima profondità).

La composizione chimica delle acque lacustri descritta dai dati del 2008 conferma quanto già emerso nelle indagini precedenti, e cioè una prevalenza di calcio e bicarbonati che rappresentano insieme più del 60 % del contenuto ionico totale. Solfati, magnesio e sodio contribuiscono in misura del 19, 10 e 4 % circa, mentre gli altri ioni sono presenti in percentuali dell'1-2 % (Fig. 5.1).

La figura 5.2 mostra i valori medi di pH misurati nello strato epilimnico ed ipolimnico e quelli dell'ossigeno in epilimnio, espresso come percentuale di saturazione, negli anni dal 1999 al 2008. Gli andamenti stagionali di queste variabili sono regolati dai processi biologici che interessano le acque superficiali (fotosintesi e respirazione) e dal rimescolamento delle acque: i valori massimi sia di pH che di ossigeno caratterizzano le acque superficiali nei mesi estivi, a causa della produzione da parte delle alghe fitoplanctoniche, mentre i minimi, sempre nelle acque superficiali, si rilevano invece nei mesi tardo invernali. Il pH mostra variazioni molto più contenute nelle acque ipolimniche, non interessate dai processi di produzione e respirazione algale.

Nel decennio considerato i massimi estivi di pH sono risultati compresi tra 8,3 e 8,5, con un massimo di 8,7-8,8 nell'estate 2007 ed un minimo di 8,2 nel 2008. I minimi dei mesi invernali si sono mantenuti attorno a 7,3-7,4 (Fig. 5.2).

L'ossigeno in superficie ha raggiunto valori massimi di 120 % come percentuale di saturazione nell'estate del 2003, in corrispondenza di mesi particolarmente caldi, mentre nel 2008 non ha presentato valori al di fuori della norma, rimanendo al di sotto del 105% nei mesi estivi. Il valore minimo del Febbraio 1999 visibile in figura 5.2 (62 %) è da attribuire alla circolazione dell'inverno 1998-99.

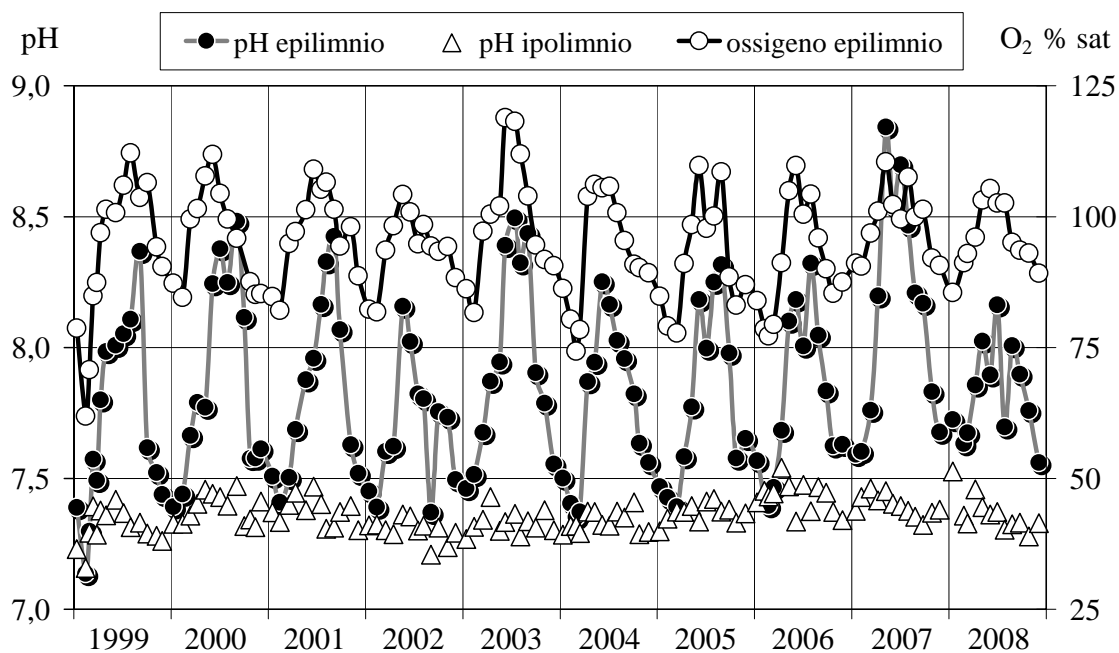


Fig. 5.2. Lago Maggiore nel periodo 1999-2008: pH nello strato epilimnico (0-25 m) ed ipolimnico (25-370 m) e saturazione d'ossigeno nello strato epilimnico (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

Anche il pH in epilimnio nel corso del 2008 si è mantenuto in linea con i valori normalmente riscontrati nelle acque lacustri, variando tra il massimo di 8,16 in Giugno ed i minimi invernali di 7,5-7,6.

Dalla figura 5.2 si può osservare come i valori di pH in epilimnio, sia i minimi invernali che i massimi estivi, abbiano mostrato una tendenza all'aumento nell'ultimo decennio, culminata nei valori massimi del 2007. Questo trend potrebbe essere dovuto ad un progressivo riscaldamento delle acque lacustri, e quindi ad un'intensificazione dei processi di produzione e respirazione. Nel 2008 i minimi invernali hanno confermato questa tendenza, non scendendo al di sotto di 7,6 unità, mentre i massimi estivi non hanno invece raggiunto i livelli degli anni precedenti. L'ipotesi del riscaldamento non trova inoltre riscontro nell'andamento dei valori di ossigeno, che si sono mantenuti pressoché costanti. Ulteriori dati, ed in particolare il continuo aggiornamento delle serie storiche, si rendono quindi necessari per valutare gli eventuali effetti del riscaldamento climatico sulle acque lacustri.

Gli andamenti di alcalinità e conducibilità, in epilimnio e nell'intero lago, nel periodo 1999-2008 sono riportati nelle figure 5.3 e 5.4. Come già accaduto nel 2007,

anche nel 2008 l'andamento stagionale di queste variabili chimiche non ha presentato anomalie, come accaduto invece negli anni 2003, 2005 ed in parte nel 2006.

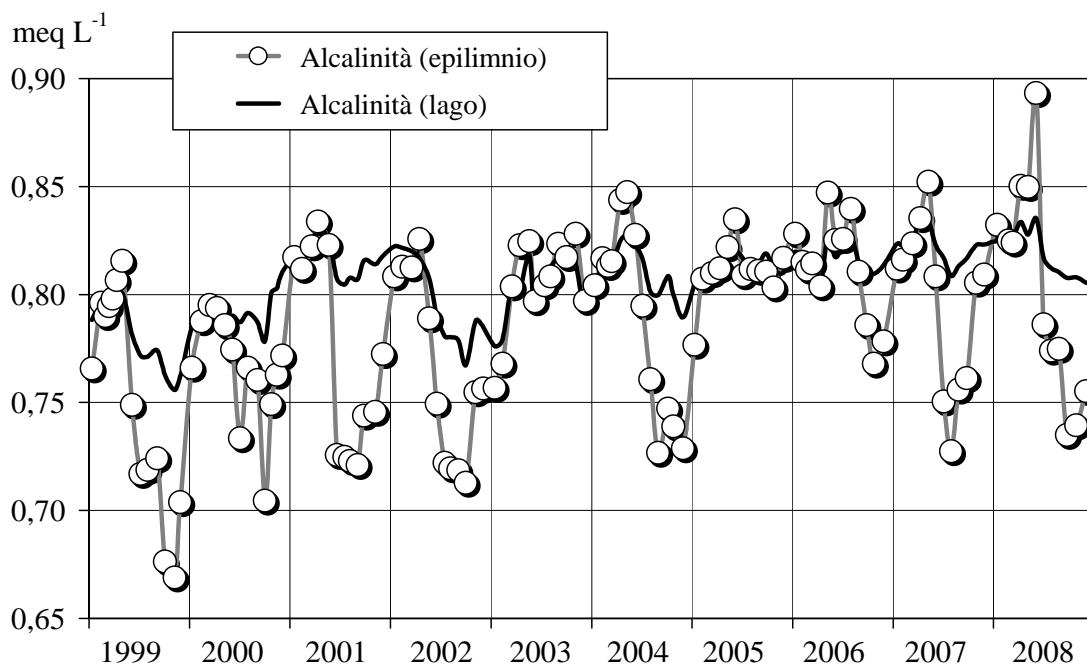


Fig. 5.3. Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 1999-2008 dei valori medi ponderati sui volumi d'alcalinità totale nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

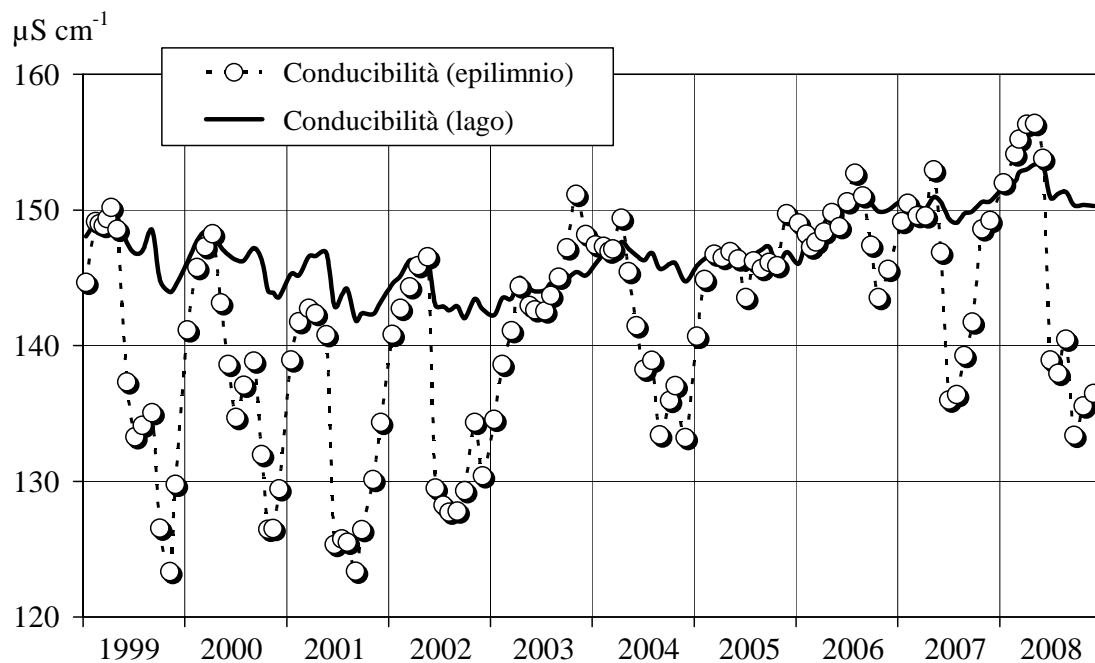


Fig. 5.4. Lago Maggiore (Ghiffa). Andamento nel decennio 1999-2008 dei valori medi ponderati sui volumi di conducibilità a 20 °C nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m).

Nel corso del 2008 si è osservato l'andamento tipico che caratterizza le acque lacustri e che consiste in un picco di alcalinità e conducibilità nei mesi primaverili, seguito da un calo nel periodo estivo, a seguito del fenomeno della precipitazione del carbonato di calcio. Questo andamento si era verificato con regolarità dal 1999 al 2002, nel 2004, e nuovamente negli ultimi due anni, mentre era stato solo parziale nel 2006 e del tutto assente negli anni 2003 e 2005. L'andamento anomalo di questi due anni può essere spiegato dalle condizioni meteo-climatiche, con temperature estive elevate e precipitazioni estremamente ridotte o addirittura assenti nei mesi invernali e primaverili.

Il 2008 è stato caratterizzato da un massimo di alcalinità ad inizio Giugno ($0,86 \text{ meq l}^{-1}$) che non ha precedenti nel decennio considerato. I massimi di conducibilità sono stati invece rilevati ad Aprile-Maggio ($156 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$), seguiti dai minimi dei mesi estivi ($133\text{-}139 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$), con un andamento simile a quello del 2007 ma con valori estremi più accentuati.

I dati del 2008 confermano quindi una tendenza all'aumento dei valori di conducibilità e alcalinità, già evidenziata dalle indagini precedenti e visibile soprattutto a partire dal 2003 (da $0,77\text{-}0,78$ a $0,82\text{-}0,83 \text{ meq l}^{-1}$ e da $145\text{-}146$ a $152\text{-}153 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ come valori medi a lago; Figg 5.3 e 5.4).

5.1.2. Composti dell'azoto

La figura 5.5 mostra i valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo di azoto nitrico e totale nella stazione di Ghiffa dal 1999 al 2008. In quest'ultimo anno le concentrazioni sono risultate in linea con quelle normalmente rilevate nelle acque del lago, ed hanno confermato una lieve tendenza all'aumento dei valori di azoto nitrico (da $0,80\text{-}0,82$ alla fine degli anni '90 a $0,86\text{-}0,88$ negli ultimi anni). Questa tendenza può essere spiegata dall'aumento degli apporti di nitrati a lago dalle acque dei tributari, a sua volta dovuto ai carichi atmosferici di azoto che risultano particolarmente elevati nel bacino imbrifero del Lago Maggiore. A causa della collocazione geografica, a nord delle principali sorgenti di emissione collocate in Pianura Padana, quest'area è infatti soggetta alla rideposizione di inquinanti atmosferici trasportati con le masse d'aria, in particolare di composti dell'azoto. Questi apporti elevati determinano una progressiva saturazione di azoto dei suoli nei bacini imbriferi, con rilascio di nitrati alle acque superficiali (Rogora *et al.*, 2006). Per l'azoto totale risulta più difficile individuare un'eventuale trend a causa dei valori più dispersi rispetto a quelli dei nitrati (Fig. 5.5).

Le concentrazioni medie di azoto nitrico ed azoto totale nel 2008 sono state comprese tra $0,83 \text{ mg N l}^{-1}$ e $0,88 \text{ mg N l}^{-1}$ e tra $0,92$ e $0,98 \text{ mg N l}^{-1}$, rispettivamente, e non hanno mostrato una stagionalità definita (Fig. 5.5).

Quasi il 90 % del contenuto di azoto totale delle acque è rappresentato dall'azoto nitrico, mentre la parte restante è rappresentata dall'azoto organico, le cui concentrazioni sono riportate in figura 5.6, insieme a quelle di azoto nitrico e totale nello strato epilimnico (0-25 m).

Gli andamenti di queste variabili nel corso del 2008 non hanno presentato scostamenti significativi rispetto agli anni precedenti. L'azoto organico, in particolare, è risultato compreso tra $0,09$ e $0,18 \text{ mg N l}^{-1}$. Le concentrazioni di azoto nitrico e totale nelle acque superficiali hanno mostrato il tipico andamento stagionale, con massimi tardo invernali ($0,85$ e $0,99 \text{ mg N l}^{-1}$, rispettivamente), seguiti da un calo dei valori nel periodo estivo ($0,71$ e $0,86 \text{ mg N l}^{-1}$ ad Agosto) a causa del consumo di nitrati da parte delle alghe fitoplanctoniche. Questo andamento si è ripetuto in modo abbastanza

regolare in tutti gli anni del periodo 1999-2008, in cui l'unica differenza è stata rappresentata dai minimi estivi di nitrati, scesi in alcuni anni a circa $0,60 \text{ mg N l}^{-1}$ (Fig. 5.6).

Dal confronto con la stazione di Lesa emerge come le concentrazioni sia di azoto nitrico che di azoto totale sono risultate inferiori rispetto a quelle della stazione di massima profondità, sia a Marzo ($0,86$ e $0,93 \text{ mg N l}^{-1}$ a Lesa rispetto a $0,88$ e $0,94 \text{ mg N l}^{-1}$ a Ghiffa) che a Settembre ($0,79$ e $0,91 \text{ mg N l}^{-1}$ a Lesa e $0,85$ e $0,96 \text{ mg N l}^{-1}$ a Ghiffa).

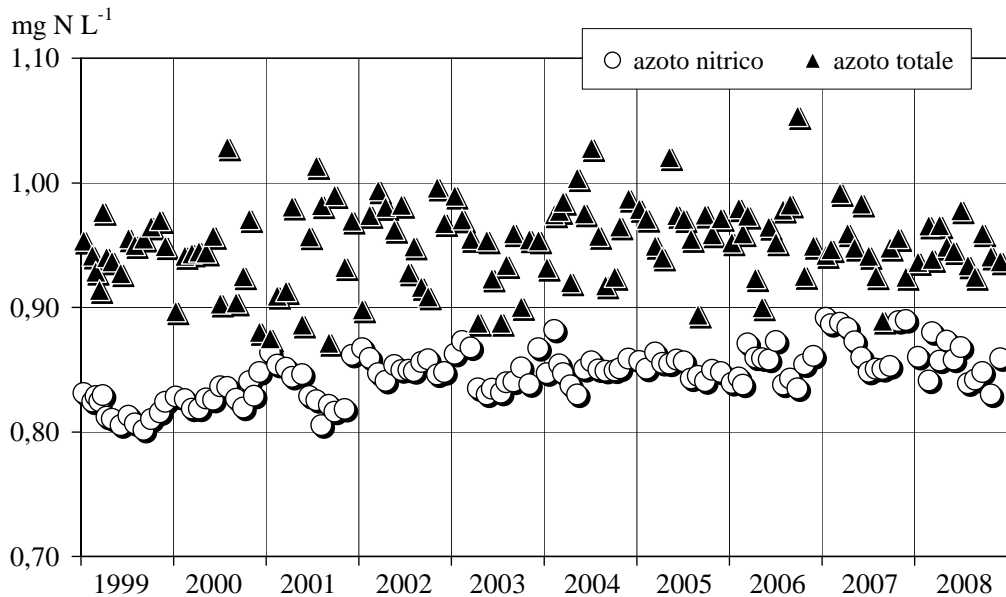


Fig. 5.5. Lago Maggiore: concentrazioni di azoto totale e nitrico nel decennio 1999-2008 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

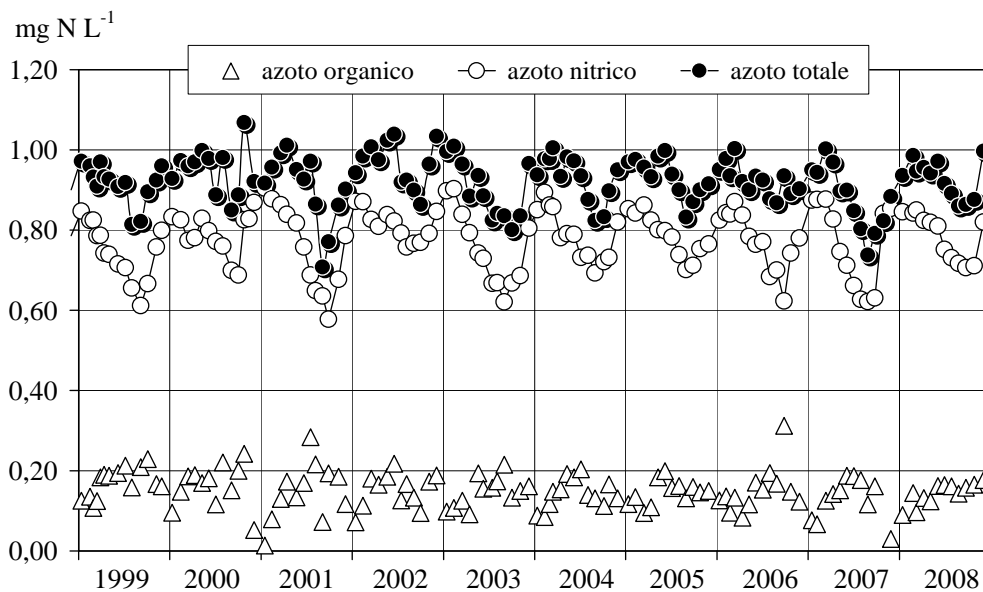


Fig. 5.6. Concentrazioni di azoto nitrico, organico e totale nello strato epilimnico (0-25 m) nel decennio 1999-2008 (valori medi ponderati sui volumi nella stazione di massima profondità).

L'azoto nitroso è stato determinato nei campionamenti di Marzo e Settembre e, come già riscontrato nelle precedenti indagini, è pressoché assente nelle acque lacustri: nel 2008 le concentrazioni misurate sono state pari a 1 e 4 $\mu\text{g N l}^{-1}$ nelle acque epilimniche rispettivamente a Marzo e Settembre. Anche le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di azoto ammoniacale si sono mantenute al di sotto dei 5 $\mu\text{g N l}^{-1}$ nel corso di tutto il 2008. Valori leggermente più elevati, tra 10 e 12 $\mu\text{g N l}^{-1}$ sono stati rilevati nelle acque epilimniche nei mesi estivi.

A Lesa le concentrazioni medie sono state pari a 3 e 5 $\mu\text{g N l}^{-1}$ a Marzo e Settembre rispettivamente, con massimi di 15 e 17 $\mu\text{g N l}^{-1}$ a 0 m in Marzo ed a 20 m di profondità a Settembre.

5.1.3. Composti del fosforo

La figura 5.7 riporta le concentrazioni medie sulla colonna d'acqua di fosforo reattivo e totale misurate nella stazione di Ghiffa nel decennio 1999-2008. Nell'ultimo anno le concentrazioni medie annue sono state pari a 7 e 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$ rispettivamente sull'intera colonna d'acqua, 2 e 6 $\mu\text{g P l}^{-1}$ nelle acque epilimniche e 8 e 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in ipolimnio, valori pressoché identici a quelli del 2007. Rispetto ai valori dell'ultimo decennio, quelli del 2008 confermano un'ulteriore tendenza alla diminuzione dei valori osservata a partire dal 2006, da quando il fosforo totale non ha più superato gli 11 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in nessun mese dell'anno. Anche le concentrazioni di fosforo reattivo si sono mantenute al di sotto dei 9 $\mu\text{g P l}^{-1}$ per tutto il 2008, scendendo a 5-6 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in Agosto.

A Lesa, nella parte meridionale del lago, si sono misurate concentrazioni di fosforo simili a quelle della stazione di massima profondità: fosforo reattivo e totale sono stati pari rispettivamente a 6 e 9 $\mu\text{g P l}^{-1}$ a Marzo e 3 e 8 $\mu\text{g P l}^{-1}$ a Settembre.

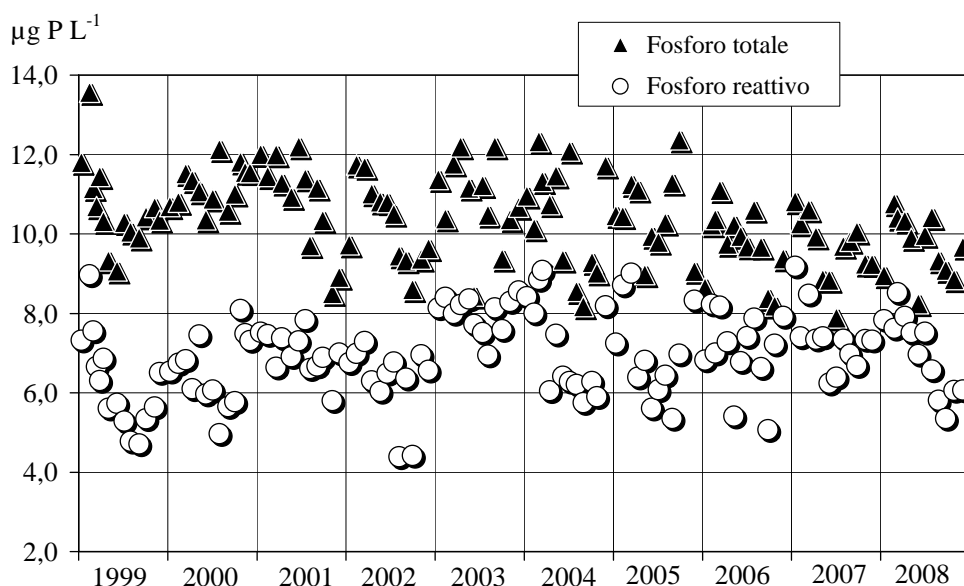


Fig. 5.7. Lago Maggiore: andamento delle concentrazioni di fosforo reattivo e totale nel decennio 1999-2008 (valori medi ponderati sui volumi dalla superficie al fondo nella stazione di massima profondità).

Nel complesso il contenuto di fosforo totale delle acque nell'ultimo decennio, compreso tra 8 e 12 $\mu\text{g P l}^{-1}$, conferma una condizione di oligotrofia delle acque lacustri,

raggiunta a partire dagli anni '90. Un ulteriore miglioramento qualitativo delle acque, perlomeno per quanto riguarda la zona pelagica, sembra essersi verificato nell'ultimo triennio. Questo giudizio positivo non è però estendibile anche all'areale litorale, come dimostrano gli episodi estivi di fioriture algali, frequenti soprattutto in corrispondenza dell'immissione a lago di acque tributarie con elevato carico di nutrienti o di scarichi non sufficientemente depurati.

5.1.4. Ossigeno disciolto

L'andamento del contenuto medio e della saturazione di ossigeno, rispettivamente negli strati 200-370 m e 25-370 m, dal 1999 al 2008 è riportato nelle figure 5.8 e 5.9.

Nel 2008 le concentrazioni di ossigeno, sia nelle acque epilimniche che al di sotto dei 200 m di profondità, hanno presentato valori inferiori rispetto all'ultimo triennio (2005-2007), riportandosi su valori simili a quelli del periodo 1999-2004 (Fig. 5.9). In particolare il contenuto medio di ossigeno nelle acque profonde, tra -200 e -370 metri, che rimangono generalmente segregate dalla massa d'acqua sovrastante, era andato progressivamente aumentando a partire dal 2002, raggiungendo nel 2006 concentrazioni comprese tra 8,8 e 9,7 mg O₂ l⁻¹ (80 % come percentuale di saturazione), superiori anche a quelli registrati dopo la piena circolazione del 1999. Questa tendenza positiva si è interrotta nel 2007 e nel 2008 i valori sono scesi ulteriormente, fino a 7,3-7,8 mg O₂ l⁻¹ (60-65 % come percentuale di saturazione; Fig. 5.8). Anche considerando l'intero ipolimnio, cioè lo strato compreso tra -25 e -370 m, si conferma questa tendenza alla diminuzione dei valori di ossigeno nel biennio 2007-2008, anche se in misura meno accentuata rispetto allo strato profondo. Il contenuto medio di ossigeno nel 2008 è stato compreso tra 8,1 mg O₂ l⁻¹ nei mesi autunnali e 8,7 mg O₂ l⁻¹ a giugno (Fig. 5.9).

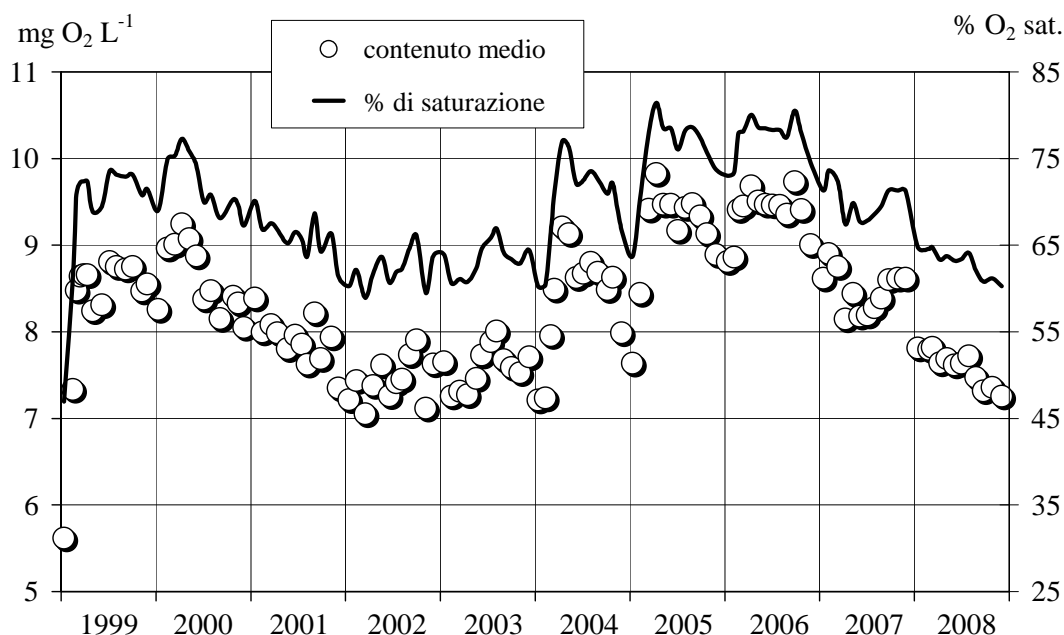


Fig. 5.8. Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 1999-2008 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione nello strato 200-370 m.

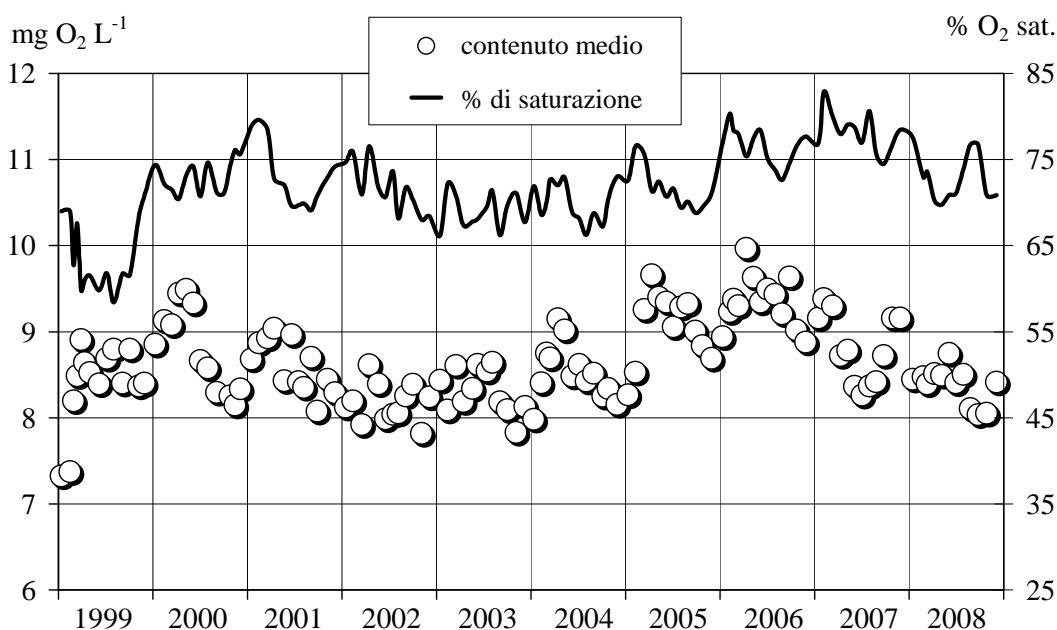


Fig. 5.9. Lago Maggiore, stazione di Ghiffa. Andamento nel decennio 1999-2008 delle concentrazioni medie di ossigeno (valori ponderati sui volumi) e dei corrispondenti tenori di saturazione nello strato 25-370 m.

Come già nel 2007, anche in quest'ultimo anno la causa del basso contenuto di ossigeno è da ricercarsi nella limitata circolazione verticale delle acque che non ha interessato gli strati profondi, impedendo così il loro arricchimento in ossigeno.

Nonostante ciò, si può osservare come i valori di ossigeno nell'ultimo decennio si siano comunque mantenuti al di sopra dei 7,0 mg O₂ l⁻¹ (60 % di saturazione) nello strato 200-370 m (Fig. 5.8) e di 8,0 mg O₂ l⁻¹ (70 % di saturazione) nell'intero ipolimnio (Fig. 5.9), confermando quindi un buon livello di ossigenazione delle acque profonde.

Nella stazione di Lesa, nello strato compreso tra 25 e 100 m di profondità, il contenuto di ossigeno è pari a 9,8 e 8,3 mg O₂ l⁻¹ (83 e 76 % come percentuale di saturazione), rispettivamente a Marzo e Settembre.

5.1.5. Silicati reattivi

Nel 2008 si sono misurate concentrazioni medie annue di silicati reattivi pari a 0,86, 1,60 e 1,50 mg Si l⁻¹, rispettivamente in epilimnio, ipolimnio e sull'intera colonna d'acqua, valori del tutto simili a quelli del 2007. La figura 5.10 riporta l'andamento dei valori di silicati in epilimnio e sull'intera colonna d'acqua nell'ultimo decennio. Come si può osservare, nel 2008 è proseguita la tendenza ad una lieve diminuzione dei valori medi a lago, iniziata a partire dal 2006. A differenza del 2007, i valori non sono scesi a livelli prossimi allo zero nemmeno nei mesi estivi, mantenendosi invece al di sopra di 0,3 mg Si l⁻¹. I massimi nei mesi invernali sono stati pari a 1,2-1,3 mg Si l⁻¹, comunque inferiori rispetto a quelli registrati negli anni precedenti (Fig. 5.10).

L'aumento delle concentrazioni di silicati che era stato messo in evidenza nelle indagini precedenti non trova quindi conferma nei dati dell'ultimo triennio.

Un incremento della riserva lacustre di materiali silicei a seguito delle piene degli anni 2000 e 2002 è stato verosimilmente l'evento che ha determinato il temporaneo aumento di silicati nelle acque, come emerge dal trend in figura 5.10.

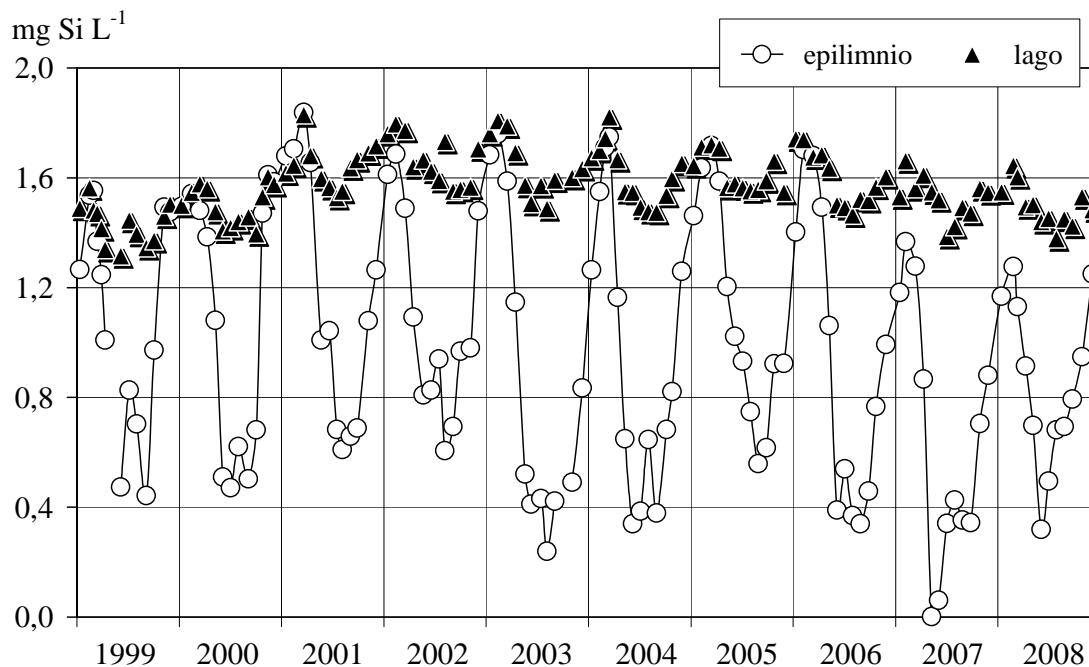


Fig. 5.10. Lago Maggiore (Ghiffa). Concentrazioni medie ponderate sui volumi di silicati reattivi nello strato epilimnico (0-25 m) e nell'intero lago (0-370 m) nel decennio 1999-2008.

Nella stazione di Lesa le concentrazioni medie sulla colonna di silicati reattivi nei campionamenti di Marzo e Settembre sono state pari rispettivamente a 1,31 e 1,23 mg Si l⁻¹, non discostandosi quindi dai valori della stazione di massima profondità.

BIBLIOGRAFIA

Rogora, M., R. Mosello, A. Calderoni & A. Barbieri. 2006. Nitrogen budget of a subalpine lake in North-Western Italy: the role of atmospheric input in the upward trend of nitrogen concentrations. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 29: 2027-2030.

5.2. Apporti chimici dai tributari

5.2.1. Caratteristiche chimiche e chimico fisiche

Anche nel 2008 sono proseguite le indagini sulle caratteristiche chimiche dei 14 principali tributari del Lago Maggiore e del Ticino emissario. I campionamenti sono stati eseguiti mensilmente, ed i valori medi annui delle variabili principali sono riportati in tabella 5.2.

Tab. 5.2. Valori medi annuali delle principali variabili chimiche e chimico-fisiche sui tributari e sull'emissario del Lago Maggiore campionati nel 2008.

	sigla	pH	T.A. meq l ⁻¹	Cond. µS cm ⁻¹	N-NH ₄ mg N l ⁻¹	N-NO ₃ mg N l ⁻¹	N _{org} mg N l ⁻¹	TN mg N l ⁻¹	TP µg P l ⁻¹	RSi mg Si l ⁻¹
Tributari lombardi										
Boesio	(BOE)	8,09	5,15	599	0,33	2,92	0,26	3,52	225	3,4
Bardello	(BAR)	8,09	3,14	372	0,22	1,85	0,41	2,48	266	1,7
Tresa (a)	(TRE)	8,15	1,80	206	0,08	1,08	0,11	1,28	31	0,9
Giona	(GIO)	7,50	0,36	79	0,02	1,18	0,01	1,21	29	4,1
Tributari piemontesi										
Veveva	(VEV)	7,79	1,51	215	0,03	2,76	0,09	2,88	34	5,6
Strona	(STR)	7,48	0,43	97	0,03	1,30	0,05	1,39	23	3,0
Toce Ossola	(TOC)	7,47	0,79	176	0,05	0,71	0,03	0,79	21	2,5
San Giovanni	(SGI)	7,36	0,25	58	0,03	1,24	0,05	1,32	21	4,3
Erno	(ERN)	7,43	0,33	123	0,01	1,58	0,04	1,62	20	4,3
San Bernardino	(SBE)	7,39	0,25	50	0,01	1,01	0,03	1,06	7	2,9
Cannobino	(CAN)	7,27	0,21	47	0,01	0,59	0,04	0,64	8	3,5
Tributari svizzeri										
Maggia	(MAG)	7,51	0,36	59	0,01	0,73	0,03	0,77	7	2,9
Ticino Immissario	(TIM)	7,73	0,95	227	0,01	0,84	0,02	0,88	9	2,5
Verzasca	(VER)	6,98	0,33	57	0,01	0,85	0,05	0,91	8	2,8
Emissario										
Ticino Emissario	(TEM)	8,06	0,82	145	0,02	0,75	0,06	0,83	12	0,6

(a) - Comprensivo delle acque emissarie del Lago di Lugano e del T. Margorabbia

I dati del 2008 confermano quanto già descritto nei precedenti rapporti relativamente al chimismo di base dei corsi d'acqua, rappresentato dai valori di pH, conducibilità e alcalinità. La maggior parte dei tributari campionati hanno un bacino formato prevalentemente da rocce ignee (Cannobino, Verzasca, Maggia, S. Giovanni, S. Bernardino, Strona, Erno e Giona) e le loro acque risultano quindi caratterizzate da bassi valori medi di pH, alcalinità totale e conducibilità: i valori di queste variabili nel 2008 sono stati compresi tra 7,0 e 7,5 unità di pH, 0,2 e 0,4 meq l⁻¹ e 47 e 123 µS cm⁻¹ a 20 °C rispettivamente. I tributari con bacino in gran parte costituito da rocce sedimentarie, più facilmente erodibili (Veveva, Tresa), si caratterizzano per valori più elevati delle stesse variabili (7,8-8,2 unità di pH, 1,5-1,8 meq l⁻¹ e 206-215 µS cm⁻¹). Il Toce (bacino Ossola) ed il Ticino immissario presentano valori intermedi sia di pH (7,5 e 7,7) che di alcalinità (0,8 e 1,0 meq l⁻¹), mentre i valori massimi di alcalinità e conducibilità si riscontrano nelle acque di Bardello e Boesio (3,1 e 5,2 meq l⁻¹ e 372 e 599 µS cm⁻¹ rispettivamente), a causa degli scarichi che interessano questi due corsi d'acqua e che presentano un elevato contenuto di bicarbonato e altri sali.

Nel caso di Ticino, Tresa e Bardello, trattandosi di acque emissarie rispettivamente del Lago Maggiore, del Lago di Lugano e del Lago di Varese, i valori di pH e le loro variazioni stagionali sono influenzate, oltre che dalle caratteristiche litologiche dei bacini, anche dai processi che avvengono a lago. L'andamento dei valori mensili di pH in questi tre corsi d'acqua nell'ultimo quinquennio è riportato in figura 5.11, dove si può osservare come le variazioni interannuali siano più accentuate nel caso del Ticino emissario, con massimi estivi e minimi invernali simili a quelli rilevati nelle acque epilimniche del Lago Maggiore, rispetto al Tresa. Anche in quest'ultimo corso d'acqua, negli ultimi tre anni si può comunque osservare come i valori di pH presentino una stagionalità più evidente e più simile a quella riscontrata nelle acque del Lugano. Nel Bardello invece i valori di pH risentono fortemente della presenza di scarichi non sufficientemente depurati e non mostrano quindi variazioni accentuate, oscillando tra 7,8 e 8,3 unità di pH (Fig. 5.11).

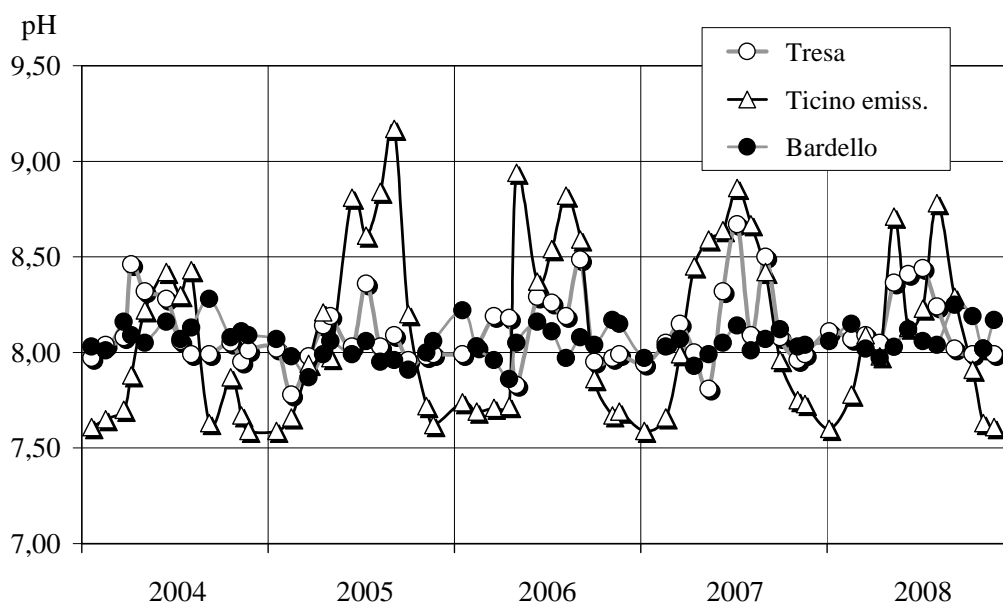


Fig. 5.11. Valori di pH riscontrati nel quinquennio 2004-2008 nelle acque emissarie dei laghi di Lugano (Tresa), Varese (Bardello) e Maggiore (Ticino Emissario).

Nella figura 5.12 vengono messi a confronto i valori medi annui di pH e alcalinità dei tributari campionati nel 2008 con quelli del quinquennio precedente (2003-2007). Come si può osservare, nel 2008 si sono registrati valori sia di pH che di alcalinità leggermente inferiori a quelli degli anni precedenti pressoché in tutti i corsi d'acqua. La causa è da ricercarsi nelle maggiori precipitazioni che hanno caratterizzato il 2008 e quindi in un effetto di diluizione delle acque dei torrenti e dei soluti in esse presenti. Solo nei torrenti con i valori più elevati di pH (Tresa, Bardello e Boesio) i valori del 2008 sono stati leggermente superiori o identici a quelli del quinquennio 2003-2007 (Fig. 5.12). I valori di alcalinità sono invece diminuiti nel 2008 anche in questi corsi d'acqua, in modo più evidente nel Bardello (5,15 rispetto a 5,74 meq l⁻¹). Questo risultato contrasta con quanto osservato negli anni precedenti e descritto nei precedenti rapporti, cioè una progressiva tendenza all'aumento dei valori di alcalinità, che potrebbe essere attribuita ad una maggior concentrazione di soluti dovuta alle scarse

precipitazioni e quindi alle portate ridotte. Il 2008 ha visto un arresto in questa tendenza perché, come già osservato, è stato caratterizzato da precipitazioni abbondanti, soprattutto nei mesi autunnali, e quindi da un aumento delle portate dei corsi d'acqua rispetto agli anni precedenti.

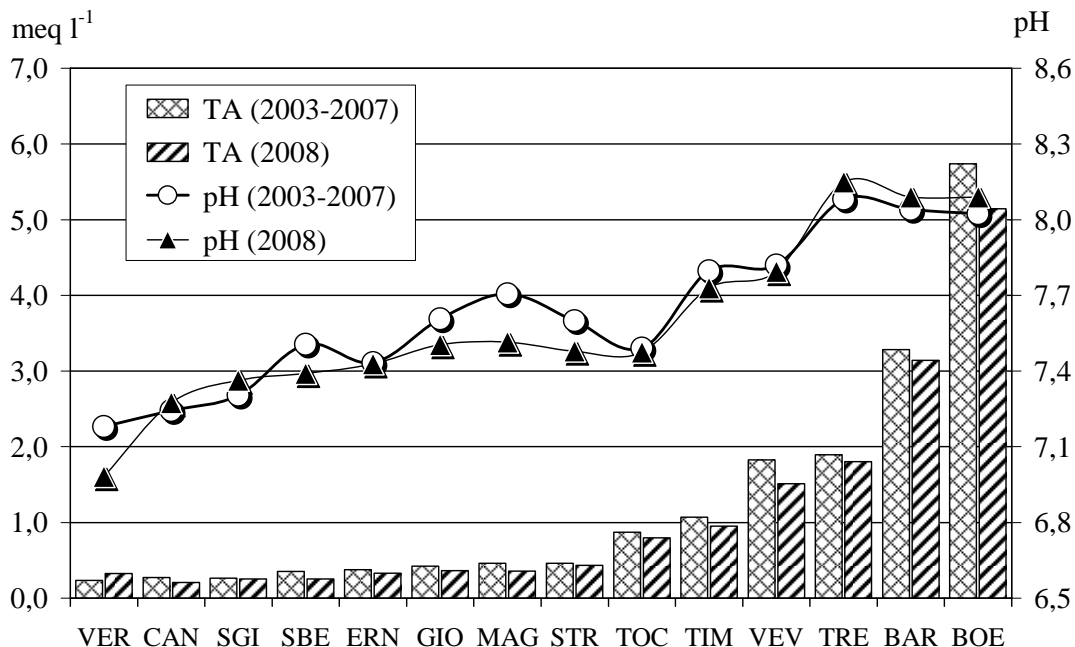


Fig. 5.12. Tributari del Lago Maggiore: valori medi annuali di pH e alcalinità totale relativi al 2008 a confronto con le medie del quinquennio precedente (2003-2007).

I torrenti Boesio e Bardello sono i due corsi d'acqua caratterizzati dal peggior livello qualitativo, come dimostrano le concentrazioni di fosforo totale (rispettivamente 225 e 266 $\mu\text{g P l}^{-1}$ come valori medi annui). Lo stato di compromissione delle acque è confermato dai livelli di azoto ammoniacale (0,33 e 0,22 mg N l^{-1}), organico (0,26 e 0,41 mg N l^{-1}) e totale (3,52 e 2,48 mg N l^{-1} ; Tab. 5.2 e Fig. 5.13). Confrontando questi dati con quelli del 2007 si evidenzia però un miglioramento per entrambi i tributari: in particolare, le concentrazioni di fosforo nel 2008 si sono pressoché dimezzate rispetto all'anno precedente. Una diminuzione sostanziale è stata osservata anche per l'azoto organico, soprattutto nel Boesio, dove le concentrazioni medie annue sono passate da 1,17 a 0,26 mg N l^{-1} .

Osservando i dati relativi all'ultimo decennio (Fig. 5.14), si evidenzia però come la diminuzione delle concentrazioni osservata nel Bardello nel 2008 non sia rappresentativa di una tendenza al miglioramento, ma probabilmente imputabile alle sole condizioni idrologiche, cioè ad una maggior diluizione degli apporti grazie a portate più elevate rispetto al 2007. Infatti, pur presentando oscillazioni marcate da un anno all'altro, i livelli sia di fosforo totale che di azoto ammoniacale ed organico rimangono troppo elevati. La situazione di questo corso d'acqua, così come quella del Torrente Boesio, è quindi tale da indicare la presenza costante di apporti di reflui civili e/o industriali scarsamente depurati.

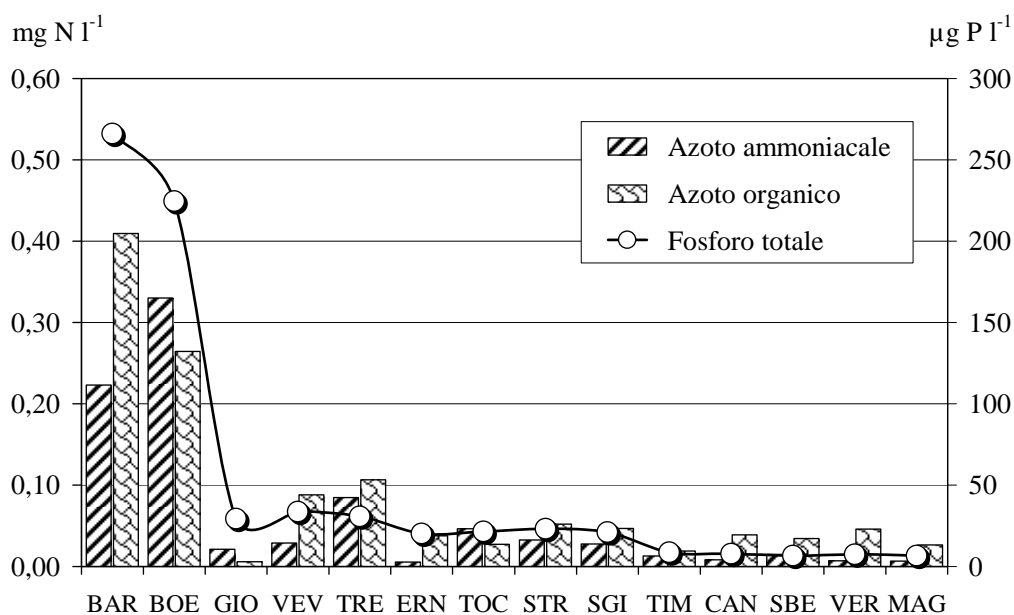


Fig. 5.13. Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e d'azoto ammoniacale ed organico misurate nel 2008 sui principali tributari del Lago Maggiore.

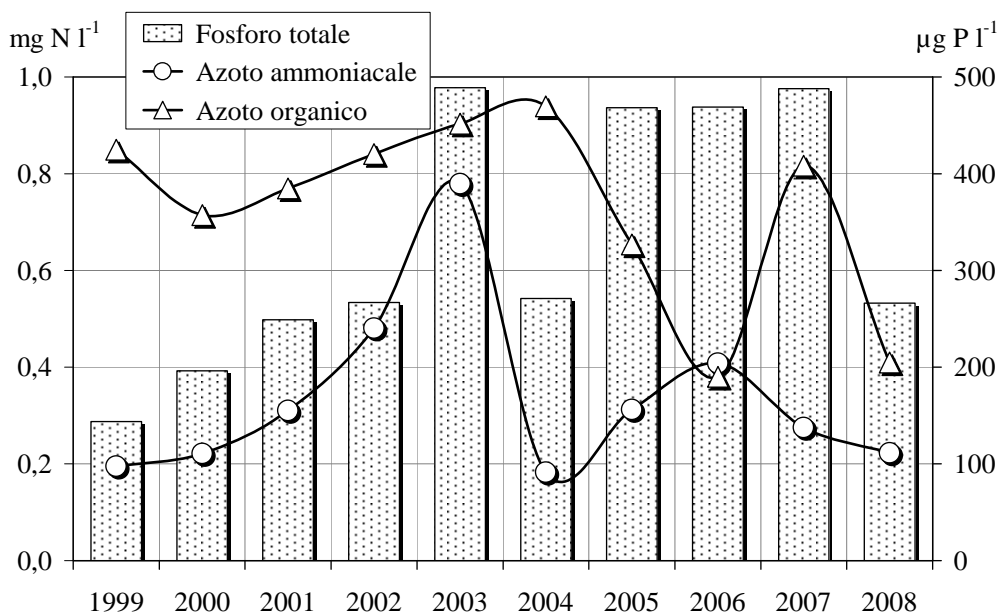


Fig. 5.14. Concentrazioni medie annuali di fosforo totale e di azoto ammoniacale ed organico misurate dal 1999 al 2008 alla foce del Torrente Bardello.

Negli altri tributari le concentrazioni di fosforo totale nel 2008 sono risultate inferiori a $10 \mu\text{g P l}^{-1}$ in 5 corsi d'acqua (Ticino immissario, Cannobino, S. Bernardino, Verzasca, Maggia), comprese tra 20 e $25 \mu\text{g P l}^{-1}$ in 4 corsi d'acqua (Erno, Toce, Strona, S. Giovanni), e tra 29 e $34 \mu\text{g P l}^{-1}$ in 3 corsi d'acqua (Giona, Vevera, Tresa; Fig. 5.15). I livelli di fosforo totale rispetto al 2007 sono diminuiti o rimasti invariati pressoché in tutti i corsi d'acqua, con l'eccezione del S. Giovanni in cui si è avuto un incremento dei valori medi da 10 a $21 \mu\text{g P l}^{-1}$.

Nel complesso i livelli di fosforo riscontrati nella maggior parte dei tributari sono compatibili con l'obiettivo di qualità da rispettare per il mantenimento dello stato oligotrofo delle acque lacustri. Anche considerando i livelli di azoto ammoniacale ed organico, solo Vevera e Tresa presentano un moderato stato di compromissione, con concentrazioni medie pari rispettivamente a 0,03 e 0,08 mg N l⁻¹ per l'azoto ammoniacale e 0,09 e 0,11 mg N l⁻¹ per l'azoto organico. Questa situazione è imputabile alla presenza nei bacini drenanti di scarichi non sufficientemente depurati. In tutti gli altri corsi d'acqua le concentrazioni di entrambe le forme di azoto nel 2008 si sono mantenute al di sotto di 0,05 mg N l⁻¹, confermando quindi un buon livello qualitativo delle acque (Tab. 5.2 e Fig. 5.13).

Dall'analisi delle concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale, azoto organico e fosforo totale, riportate rispettivamente nelle figure 5.16, 5.17 e 5.18, è possibile attribuire un livello qualitativo ottimale agli apporti di nutrienti a lago dalle acque tributarie dell'areale ticinese, medio-buono per quello piemontese, ed infine inaccettabile per quanto riguarda la zona lombarda. La differenza tra le tre aree in termini di concentrazioni medie areali annuali si è mantenuta in tutti gli anni dal 1999 al 2008. Nell'ultimo anno i rapporti tra Canton Ticino, Piemonte e Lombardia sono stati pari a 1,0:3,9:10,7 per l'azoto ammoniacale (Fig. 5.16); 1,0:1,2:3,5 per l'azoto organico (Fig. 5.17); 1,0:2,9:11,4 per il fosforo totale (Fig. 5.18).

Nel 2008 è proseguita la tendenza alla diminuzione dei valori di azoto organico dall'areale piemontese, che sono ormai prossimi a quelli del Canton Ticino, mentre non si segnalano trend in diminuzione o aumento per quanto riguarda i valori di fosforo totale ed azoto ammoniacale.

Considerando i dati dell'ultimo decennio, si può osservare come le concentrazioni medie di azoto ammoniacale ed organico e di fosforo totale negli afflussi complessivi a lago dai tributari siano diminuite nel 2008 rispetto all'anno precedente; per l'azoto organico in particolare è proseguita una tendenza alla diminuzione già evidenziata negli ultimi anni (Fig. 5.17).

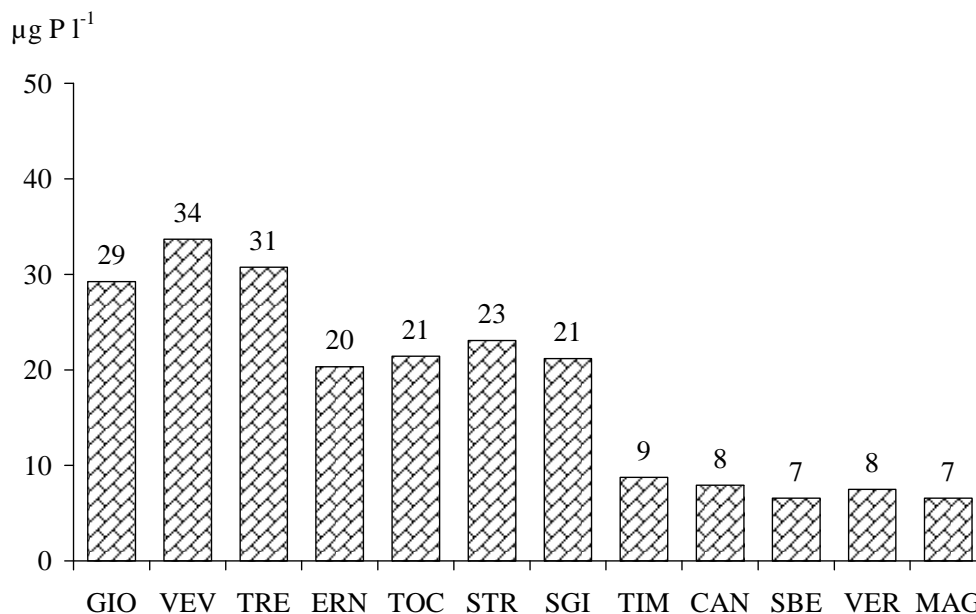


Fig. 5.15. Concentrazioni medie annuali di fosforo totale misurate nel 2008 sui corsi d'acqua campionati ad esclusione di Boesio e Bardello.

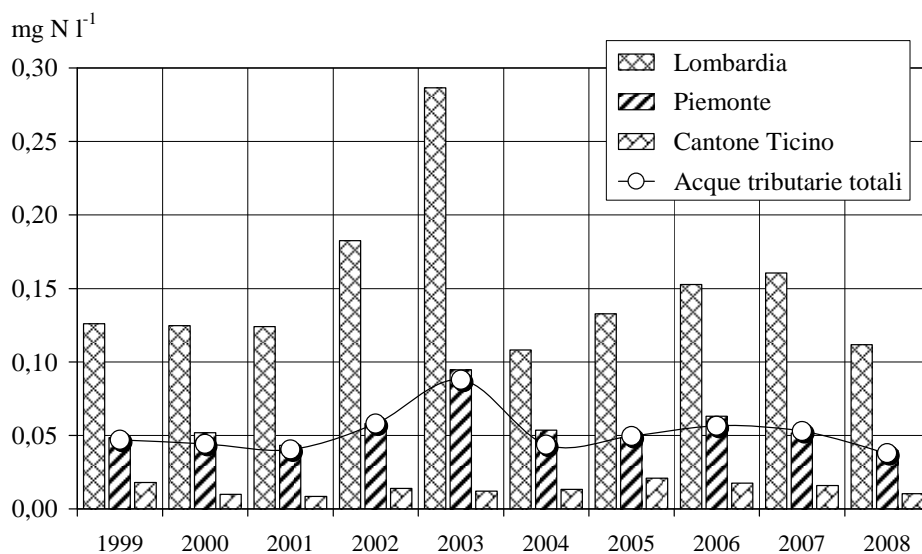


Fig. 5.16. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto ammoniacale nel decennio 1999-2008 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte, Cantone Ticino.

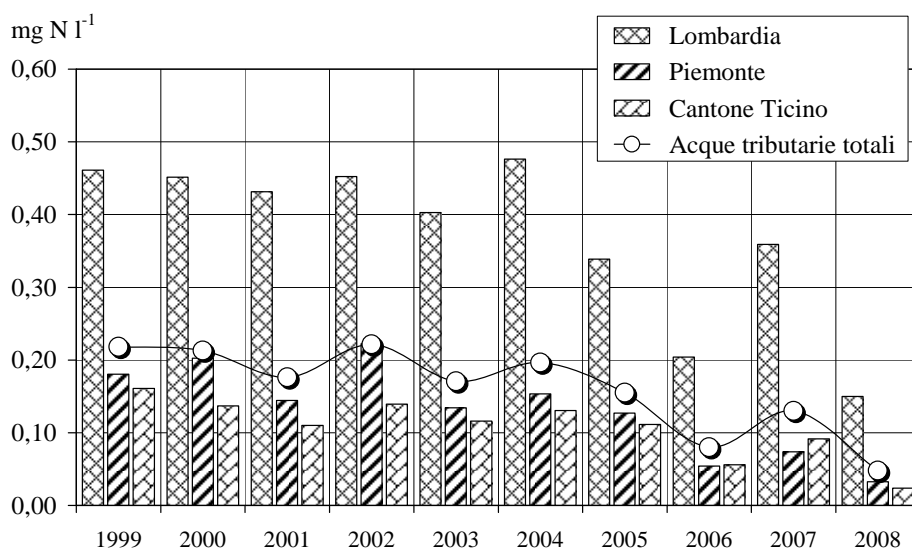


Fig. 5.17. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di azoto organico nel decennio 1999-2008 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

Nella figura 5.19 vengono presi in considerazione anche i dati a partire dal 1978: si evidenzia chiaramente la diminuzione delle concentrazioni medie, sia di fosforo totale che di azoto ammoniacale, negli afflussi totali a lago. Negli ultimi anni in particolare, con l'eccezione di un massimo nel 2003 (0,09 mg N l⁻¹), gli afflussi medi di azoto ammoniacale si sono mantenuti attorno a 0,05 mg N l⁻¹, mentre quelli di fosforo totale dall'inizio degli anni '90 si mantengono compresi tra 20 e 30 µg P l⁻¹ (Fig. 5.19).

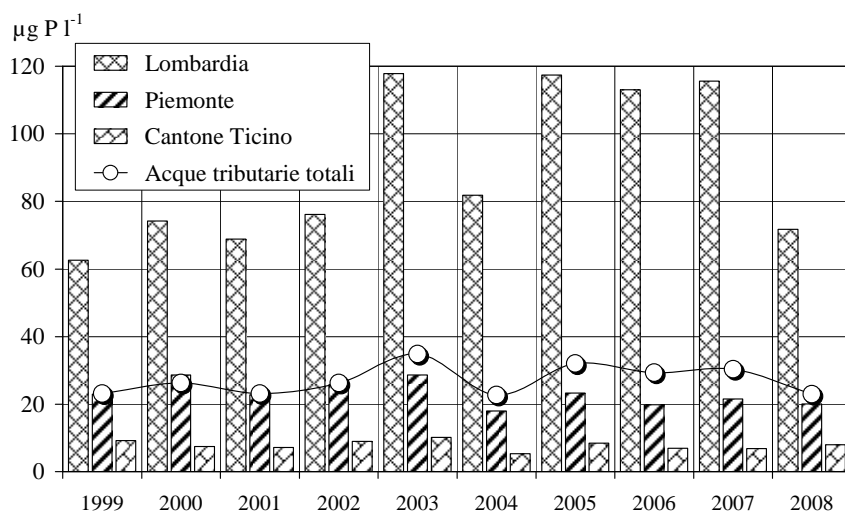


Fig. 5.18. Lago Maggiore. Concentrazioni medie areali annuali di fosforo totale nel decennio 1999-2008 nelle acque tributarie totali e in quelle campionate in Lombardia (compresi gli apporti derivanti dal Lago di Lugano attraverso il Tresa), Piemonte e Cantone Ticino.

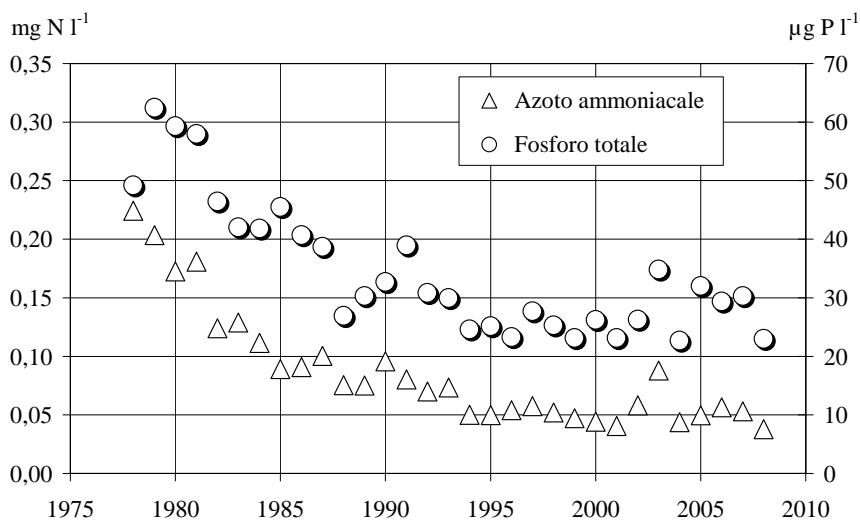


Fig. 5.19. Lago Maggiore. Evoluzione a lungo termine delle concentrazioni medie annuali di fosforo totale e azoto ammoniacale negli afflussi totali al lago (valori ponderati dalle concentrazioni areali dei singoli tributari).

5.2.2. Carichi chimici

Nel 2008 i carichi chimici dei principali nutrienti algali veicolati al Lago Maggiore dai tributari e in uscita attraverso il Ticino emissario sono stati calcolati con le stesse metodologie utilizzate negli anni precedenti. Per il Ticino emissario e 9 corsi d'acqua drenanti complessivamente circa il 70 % del bacino imbrifero (Ticino immissario, Cannobino, San Bernardino, Toce alla chiusura del bacino della Val d'Ossola, Strona, Vevera, Bardello, Boesio, Tresa) i carichi sono stati calcolati dai valori di concentrazione e dai deflussi giornalieri. Per i torrenti Erno e S. Giovanni, non essendo disponibili dati per il 2008 a causa del mancato funzionamento degli strumenti di misura, le portate sono state ricostruite sulla base della serie storica (1978-2007) e dei

dati disponibili per altri corsi d'acqua con andamento stagionale simile. Infine, per i tributari Maggia, Verzasca e Giona, che coprono una porzione di bacino imbrifero pari al 18 % circa, gli apporti sono stati stimati dalla regressione lineare tra i contributi areali e le concentrazioni medie annuali.

Nella tabella 5.3 sono riportati i carichi di azoto ammoniacale, nitrico, organico e totale e di fosforo totale veicolati dai tributari ed in uscita dall'emissario nel biennio 2007-2008.

Gli afflussi meteorici sull'intero bacino imbrifero del Lago Maggiore nel 2008 sono stati pari a 2105 mm, valore decisamente superiore a quelli degli ultimi anni (1342 mm nel 2006 a 1199 mm nel 2007) ed anche alla media storica del periodo 1978-2007 (1644 mm). L'aumento delle portate dei corsi d'acqua, a seguito delle abbondanti precipitazioni, ha fatto sì che gli apporti totali delle varie forme di azoto e fosforo risultassero maggiori nel 2008 rispetto al 2007, con l'eccezione dell'azoto organico (Tab. 5.3). I carichi complessivi veicolati dalle acque tributarie di azoto ammoniacale, nitrico e totale sono passati rispettivamente da 214 a 239 t N a⁻¹, da 4862 a 7532 t N a⁻¹ e da 5775 a 8326 t N a⁻¹, con variazioni percentuali corrispondenti di -11 %, +55 % e +44 %. I carichi di fosforo totale sono passati da 117 t P a⁻¹ a 161 t P a⁻¹, con un aumento percentuale del 38 %. I carichi di azoto organico sono invece diminuiti, passando da 699 a 555 t N a⁻¹ (-21 %).

Tab. 5.3. Lago Maggiore. Apporti annuali (t a⁻¹) di azoto e fosforo dai tributari campionati ed uscite attraverso l'emissario nel biennio 2007-2008.

	N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
	2007	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008
Ticino Immissario ^(a)	28	37	1412	2103	217	87	1658	2227	12	21
Maggia ^(b)	13	23,6	903	1272	60	95	976	1390	4,3	17,5
Verzasca ^(b)	3,5	5,1	231	322	16	25	250	352	1,2	4,1
Cannobino ^(a)	2,9	2,8	182	191	26	17	211	210	1,8	2,7
San Giovanni ^(a)	0,4	3,2	47	88	5,1	7,0	52	98	0,4	2,2
San Bernardino ^(a)	0,5	5,2	118	199	10	12	128	216	0,4	2,2
Toce Ossola ^(a)	68	46	878	1327	119	105	1066	1478	26	37
Strona ^(a)	6,8	7,9	281	416	24	24	311	448	5,0	7,2
Erno ^(a)	0,6	0,1	28	34	3,0	0,8	31	35	0,6	0,5
Vevera ^(a)	0,7	0,6	10	42	0,4	2,1	11	45	0,2	0,5
Bardello ^(a)	25	23,8	168	190	70	44	263	258	40	27
Boesio ^(a)	7,2	10,8	61	111	25	9	93	131	8,2	8,0
Tresa ^(a)	57	71,4	493	1163	117	123	667	1357	16	30
Giona ^(b)	0,9	1,6	49	74	7	5	57	80	1,5	1,6
Totale campionati	214	239	4862	7532	699	555	5775	8326	117	161
Ticino Emissario ^(a)	90	250	4419	7338	1023	588	5533	8175	66	116

(a) Valori calcolati dai dati di concentrazione e dai deflussi.

(b) Valori calcolati dalla regressione fra concentrazione e contributi areali.

Anche i carichi in uscita dal Lago Maggiore attraverso il Ticino emissario, il cui deflusso medio annuo nel 2008 è stato pari a 329,6 m³ s⁻¹, rispetto a 206,8 m³ s⁻¹ del 2007, sono aumentati per tutte le variabili, con l'eccezione anche in questo caso dell'azoto organico. L'aumento dei carichi in uscita è stato particolarmente accentuato per l'azoto ammoniacale (+178 %), seguito dal fosforo totale (+78 %), dall'azoto nitrico (+66 %) e dall'azoto totale (+44 %), mentre la diminuzione delle uscite di azoto organico è stata del 43 %.

Il bilancio annuale dell'azoto totale calcolato per il 2008 è messo a confronto in tabella 5.4 con gli stessi bilanci relativi al periodo 1999-2007. La somma degli apporti di azoto totale dai tributari campionati (8300 t N a^{-1}), dall'areale non campionato (711 t N a^{-1}), dalla popolazione rivierasca (700 t N a^{-1}) e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre (540 t N a^{-1}) nel 2008 è stata pari a 10200 t N a^{-1} , valore sensibilmente più elevato rispetto a quelli degli anni 2005-2007. La ritenzione a lago, calcolata considerando il totale degli apporti e le uscite attraverso il Ticino emissario, è stata pari al 20 % delle entrate, valore inferiore rispetto a quelli degli anni più recenti ma simile o superiore a quelli del periodo 1999-2002 (Tab. 5.4). I maggiori input di azoto e la minor ritenzione a lago del 2008 rispetto agli anni immediatamente precedenti sono da imputare principalmente alle precipitazioni più abbondanti, essendo queste ultime il principale veicolo di azoto. La serie storica dei dati disponibili dimostra infatti l'esistenza di una correlazione tra afflussi meteorici ed apporti di azoto a lago, a conferma di come l'azoto derivi principalmente da sorgenti diffuse quali le deposizioni atmosferiche e il dilavamento (Fig. 5.20).

Tab. 5.4. Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 1999-2008 di azoto totale (t N a^{-1}). I totali parziali e complessivi sono approssimati alle centinaia.

Tributari campionati	'99	'00	'01	'02	'03	'04	'05	'06	'07	'08
Ticino Immissario	2658	2704	2216	2359	1356	2205	1160	1263	1658	2227
Maggia	1203	1568	1143	1704	953	1429	878	855	976	1390
Verzasca	293	435	291	449	230	362	223	224	250	352
Cannobino	134	138	117	137	229	202	229	206	211	210
San Giovanni	88	100	82	179	31	91	38	33	52	98
San Bernardino	257	416	278	359	186	405	123	188	128	216
Toce (Ossola + Strona)	2422	3692	1718	3070	1492	2621	1383	1288	1377	1926
Erno	50	86	45	80	48	56	27	34	31	35
Vevea	43	107	50	61	75	43	15	16	11	45
Bardello	250	281	240	322	332	256	222	117	263	258
Boesio	237	233	134	196	110	238	99	158	93	131
Tresa	1369	2141	1308	1904	697	920	479	721	667	1357
Giona	78	112	75	111	64	100	54	57	57	80
Tributari campionati	9100	12000	7700	10900	5800	8900	4900	5200	5800	8300
Areale non campionato	780	1028	660	934	500	760	420	446	497	711
Totale bacino emerso	9900	13000	8400	11800	6300	9700	5300	5600	6300	9000
Fascia rivierasca	700	700	700	700	700	700	700	700	700	700
Precipitazioni sul lago	600	800	700	840	400	500	500	400	380	540
Totale apporti	11200	14500	9800	13300	7400	10900	6500	6700	7400	10200
Uscite da Emissario	9000	12900	8600	11800	4600	8000	4500	4200	5500	8200
Ritenzione in lago	20%	11%	12%	11%	38%	27%	31%	37%	26%	20%

I dati relativi agli ultimi anni, caratterizzati da un'alternanza di anni piovosi come il 2002 ed il 2008 (2330 e 2150 mm come afflusso totale sul bacino rispettivamente), ed anni con precipitazioni estremamente scarse come il 2003 ed il 2005 (1043 e 991 mm rispettivamente) hanno dimostrato come l'idrologia giochi un ruolo importante nella variabilità interannuale degli apporti dalle acque tributarie. Precipitazioni ridotte determinano in genere un aumento delle concentrazioni di nutrienti ma, allo stesso tempo, una loro diluizione e quindi una riduzione dei carichi veicolati a lago. Bisogna

però ricordare che l'afflusso totale sul bacino del Lago Maggiore non è necessariamente indicativo della situazione dei singoli bacini versanti a causa della distribuzione spaziale delle precipitazioni che può risultare estremamente eterogenea sul territorio.

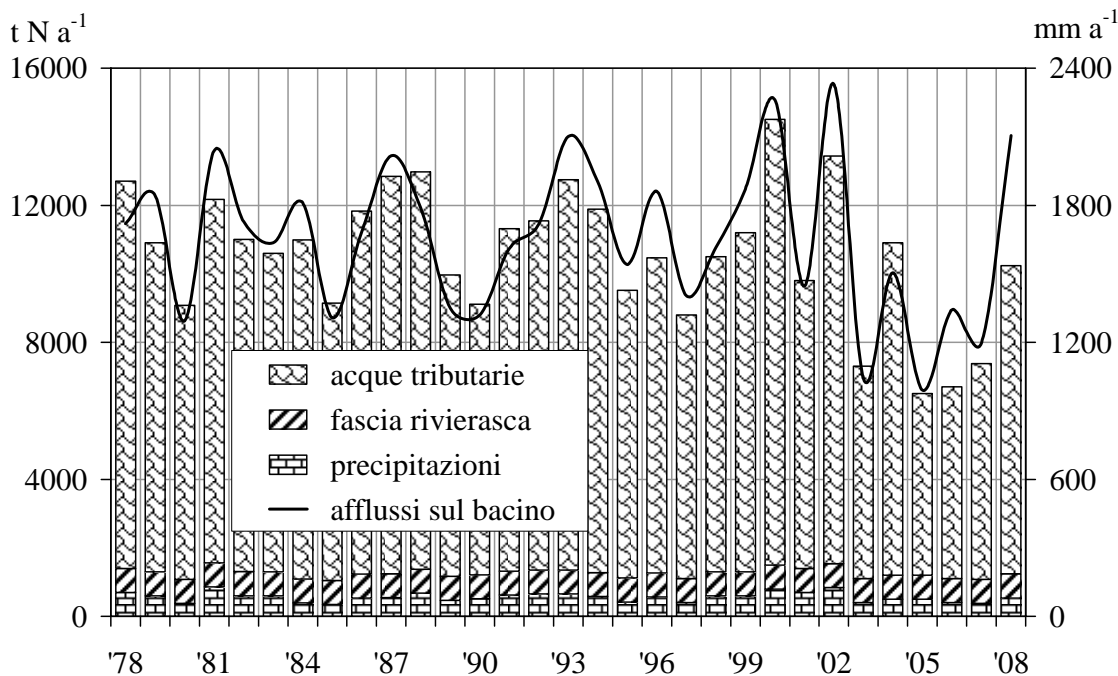


Fig. 5.20. Lago Maggiore. Apporti annuali di azoto totale al lago dall'areale emerso, dalla zona rivierasca e dalle precipitazioni atmosferiche sullo specchio lacustre, in relazione con gli afflussi meteorici annuali sul bacino imbrifero.

Per quanto riguarda il carico complessivo di azoto totale dai singoli tributari, gli apporti di maggior rilievo derivano dal Toce, comprensivo dello Strona (23,1 %), e dal Ticino immissario (26,7 %), seguiti da Maggia (16,7 %) e Tresa con Margorabbia (16,3 %). I rimanenti corsi d'acqua contribuiscono per il 17 % circa (Fig. 5.21). Queste percentuali non si sono discostate in maniera significativa da quelle calcolate per il 2007.

Come si può rilevare dai dati in tabella 5.3, la maggior parte dei tributari hanno visto un aumento degli apporti di fosforo totale calcolati per il 2008 rispetto all'anno precedente, con l'eccezione del Bardello, per il quale i carichi sono diminuiti passando da 40 a 27 t P a⁻¹. Poiché anche questo corso d'acqua è stato caratterizzato da portate più elevate nel 2008 rispetto all'anno precedente, la variazione nei carichi è da imputare alla diminuzione delle concentrazioni di fosforo totale (Tab. 5.2 e Fig. 5.14).

Per quanto riguarda gli apporti di fosforo totale a lago, riportati in tabella 5.5, il 2008 ha visto un aumento significativo rispetto agli anni precedenti, in quanto gli apporti sono passati da 170-180 t P a⁻¹ degli anni 2005-2007 a 233 t P a⁻¹. I contributi dai tributari campionati, dall'areale non campionato e dalla zona rivierasca sono stati pari a 161, 14 e 58 t P a⁻¹ rispettivamente (Tab. 5.5, Fig. 5.22).

I contributi percentuali dei vari corsi d'acqua sono ripostati in figura 5.23. Il contributo del Bardello è diminuito sensibilmente, passando dal 34 % del 2007 all'attuale 16,5 %.

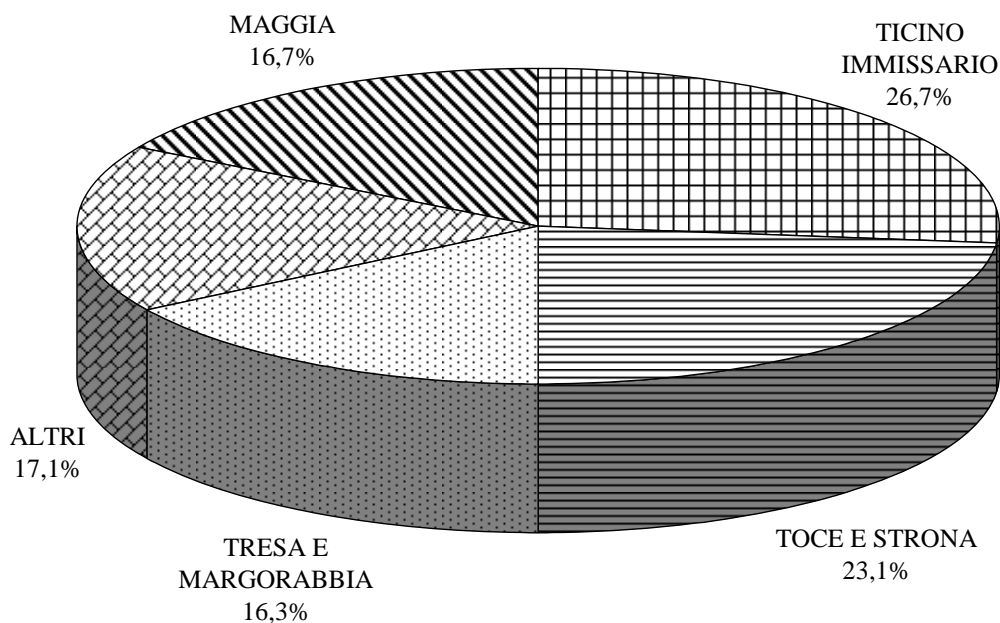


Fig. 5.21. Lago Maggiore. Ripartizione degli apporti di azoto totale dai diversi tributari campionati. Valori percentuali relativi al 2008.

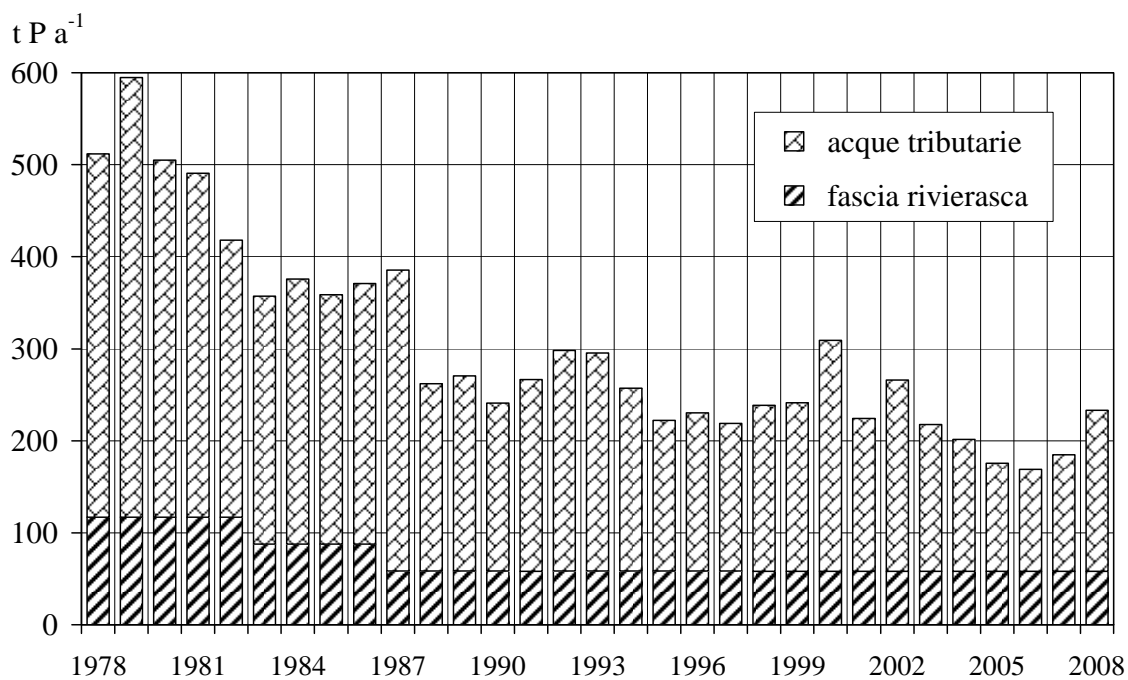


Fig. 5.22. Lago Maggiore. Apporti annuali di fosforo totale al lago dall'areale emerso e dalla zona rivierasca nel periodo 1978-20087.

Il contributo maggiore nel 2008 è stato quello del Toce, comprensivo dello Strona (27,2 %), seguito da Tresa e Margorabbia (18,5 %), Ticino immissario (13,3 %) e Maggia (10,9 %; Fig. 5.23). Con l'eccezione del Bardello, tutti i corsi d'acqua hanno visto un aumento dei carichi di fosforo rispetto al 2007. Gli aumenti più consistenti hanno riguardato il Tresa (da 16 a 30 t P a⁻¹), il Ticino immissario (da 12 a 21 t P a⁻¹) e

la Maggia (da 4 a 18 t P a⁻¹). Anche in questo caso l'aumento degli apporti è da attribuire alle portate più elevate che hanno caratterizzato i corsi d'acqua nel 2008.

Nonostante l'incremento del carico complessivo di fosforo veicolato a lago nel 2008, da attribuire principalmente alle condizioni idrologiche, i dati a lungo termine mostrano una diminuzione dei carichi a partire dagli anni '80 (Fig. 5.22).

Tab. 5.5. Lago Maggiore. Bilanci annuali nel decennio 1999-2008 del fosforo totale (t P a⁻¹).

Tributari campionati	'99	'00	'01	'02	'03	'04	'05	'06	'07	'08
Ticino Immissario	30	22	27	22	19	12	10	10	12	21
Maggia	6	11	12	20	8	5	7	7	4	18
Verzasca	1,2	4	2,6	5,8	2,5	1,4	1,6	2	1,2	4,1
Cannobino	1,2	1	1,0	1,7	1,6	1,6	2,3	2	1,8	2,7
San Giovanni	0,7	1	0,9	3,1	0,6	0,6	0,4	0	0,4	2,2
San Bernardino	1,0	2	1,4	3,4	2,0	1,2	2,5	1	0,4	2,2
Toce (Ossola + Strona)	65	99	51	57	42	43	27	26	31	44
Erno	0,4	1	0,5	0,8	0,4	0,5	0,6	0	0,6	0,5
Vevera	0,6	1	0,7	0,8	1,4	0,4	0,2	0	0,2	0,5
Bardello	15	20	23	27	42	27	34	19	40	27
Boesio	13	9	6,3	7,8	6,0	14,9	9	15	8	8
Tresa	33	59	26	40	20	22	12	19	16	30
Giona	1,4	2	1,3	2,0	1,3	2,4	1,5	2	1,5	1,6
Tributari campionati	169	231	153	191	148	132	108	102	117	161
Areale non campionato	14	20	13	16	13	11	9	9	10	14
Totale bacino emerso	183	251	166	207	160	143	118	111	127	175
Fascia rivierasca	58	58	58	58	58	58	58	58	58	58
Totale apporti	241	309	224	265	218	201	176	169	185	233
Uscite da Emissario	109	171	114	115	84	116	65	62	66	116
Ritenzione in lago	55%	45%	49%	57%	61%	42%	63%	63%	64%	50%

I contributi areali annuali dei composti dell'azoto e del fosforo totale, riportati in tabella 5.6, confermano le differenze tra 2007 e 2008 già illustrate relativamente ai carichi: con l'eccezione dell'azoto organico, per il quale i contributi totali da tutto l'areale campionato sono diminuiti da 0,123 a 0,094 g N m⁻² a⁻¹, per tutti gli altri composti si è verificato un aumento dei contributi areali nel 2008 rispetto all'anno precedente. L'incremento per l'azoto totale (da 0,982 a 1,416 g N m⁻² a⁻¹) è principalmente dovuto all'aumento dei carichi areali di azoto nitrico (da 0,827 a 1,281 g N m⁻² a⁻¹), essendo minima la variazione per l'azoto ammoniacale (da 0,036 a 0,041 g N m⁻² a⁻¹). Anche per il fosforo totale il contributo medio per unità di superficie è aumentato, passando da 0,020 g P m⁻² a⁻¹ nel 2007 a 0,027 g P m⁻² a⁻¹ nel 2008 (Tab. 5.6). Considerando i dati dei singoli tributari, si osserva come la maggior parte di essi sia stata interessata da un aumento dei contributi, sempre con l'eccezione dell'azoto organico, i cui carichi reali sono diminuiti pressoché in tutti i corsi d'acqua. Un'eccezione alla tendenza generale si osserva per il Torrente Bardello, per il quale i contributi medi per unità di superficie di fosforo totale sono diminuiti, passando da 0,295 g P m⁻² a⁻¹ nel 2007 a 0,199 g P m⁻² a⁻¹ nel 2008. Nel Boesio invece la diminuzione ha riguardato il solo azoto organico (da 0,547 a 0,201 g N m⁻² a⁻¹) mentre il contributo di fosforo totale è rimasto pressoché invariato (Tab. 5.6, Figg 5.24 e 5.25). Per entrambi i corsi d'acqua i valori dei carichi areali, ed i carichi da essi veicolati alle

acque lacustri, soprattutto per quanto riguarda azoto organico e fosforo totale, rimangono a tutt'oggi troppo elevati.

Relativamente agli altri tributari, assumendo come obiettivo un contributo areale massimo di fosforo pari a $0,02 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, e tenendo conto dei suoi andamenti medi nell'ultimo triennio (Fig. 5.26), solo le condizioni dei corsi d'acqua Maggia, Verzasca, Ticino immissario e S. Bernardino possono essere considerate accettabili.

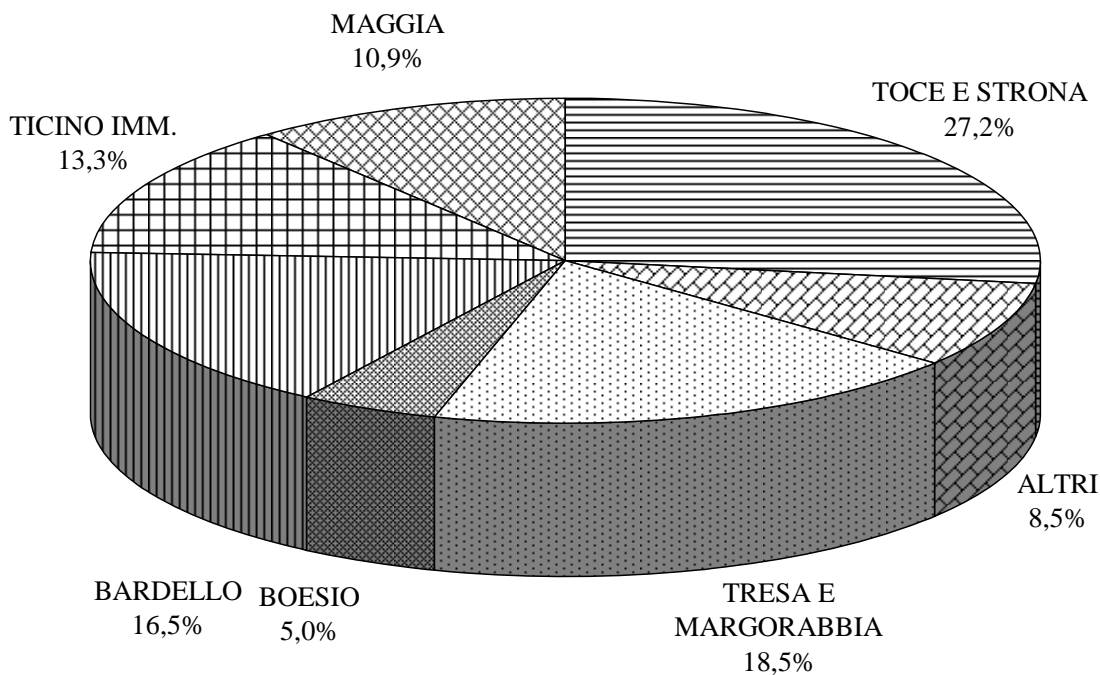


Fig. 5.23. Lago Maggiore. Ripartizione degli apporti di fosforo totale dai tributari campionati. Valori percentuali relativi al 2008.

Tab. 5.6. Lago Maggiore. Contributi areali annuali ($\text{g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) di azoto ammoniacale, nitrico, organico, totale e fosforo totale nel biennio 2007-2008 dai tributari campionati e dall'emissario.

		N-NH ₄		N-NO ₃		N _{org}		TN		TP	
		2007	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008
Ticino Immissario	TIM	0,017	0,023	0,874	1,301	0,134	0,054	1,026	1,378	0,007	0,013
Maggia	MAG	0,013	0,026	0,976	1,374	0,101	0,102	1,054	1,501	0,005	0,019
Verzasca	VER	0,015	0,021	0,975	1,360	0,113	0,106	1,055	1,487	0,005	0,017
Cannobino	CAN	0,026	0,026	1,652	1,730	0,231	0,150	1,909	1,906	0,017	0,025
San Giovanni	SGI	0,007	0,052	0,769	1,455	0,084	0,115	0,861	1,621	0,007	0,036
San Bernardino	SBE	0,004	0,040	0,901	1,521	0,074	0,091	0,980	1,651	0,003	0,017
Toce Ossola	TOC	0,044	0,030	0,568	0,858	0,077	0,068	0,689	0,955	0,017	0,024
Strona	STR	0,030	0,036	1,257	1,865	0,107	0,108	1,394	2,008	0,022	0,032
Erno	ERN	0,023	0,003	1,090	1,328	0,115	0,030	1,228	1,362	0,024	0,018
Vevera	VEV	0,031	0,027	0,478	1,982	0,021	0,100	0,529	2,109	0,009	0,024
Bardello	BAR	0,183	0,177	1,249	1,414	0,525	0,327	1,956	1,918	0,295	0,199
Boesio	BOE	0,159	0,238	1,352	2,449	0,547	0,201	2,059	2,888	0,180	0,177
Tresa	TRE	0,076	0,095	0,654	1,542	0,155	0,163	0,885	1,799	0,021	0,040
Giona	GIO	0,017	0,031	0,983	1,484	0,108	0,095	1,145	1,610	0,030	0,033
Totale campionati		0,036	0,041	0,827	1,281	0,123	0,094	0,982	1,416	0,020	0,027
Ticino Emissario	TEM	0,020	0,038	0,540	1,112	0,080	0,089	0,640	1,239	0,010	0,018

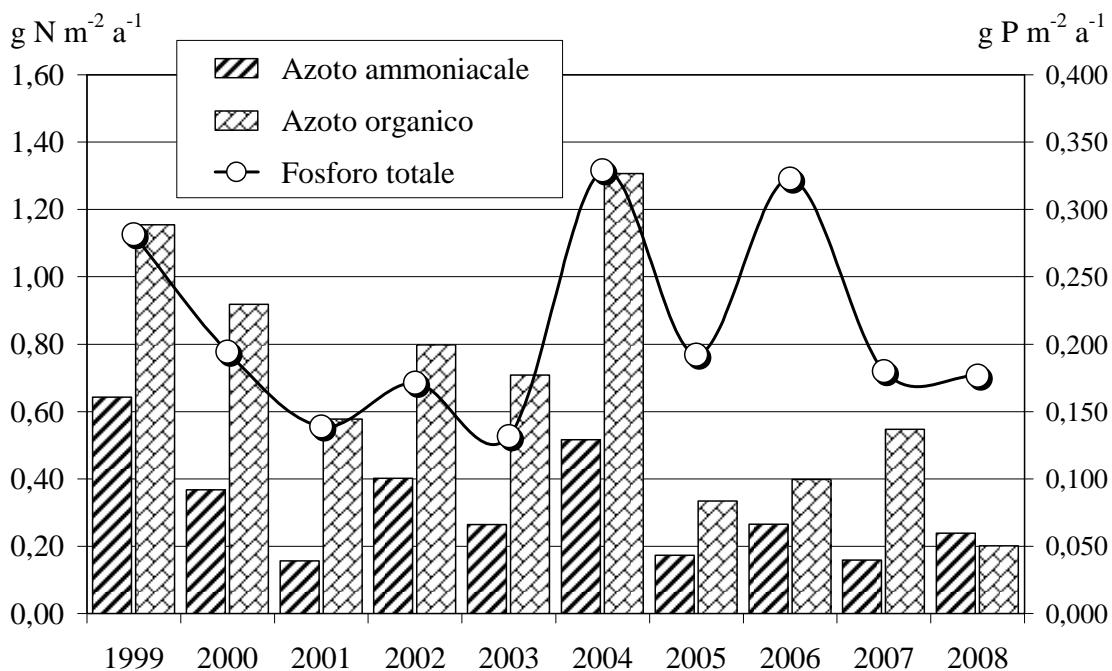


Fig. 5.24. Lago Maggiore. Contributi areali annuali di fosforo totale, azoto ammoniacale e azoto organico dal Boesio dal 1999 al 2008.

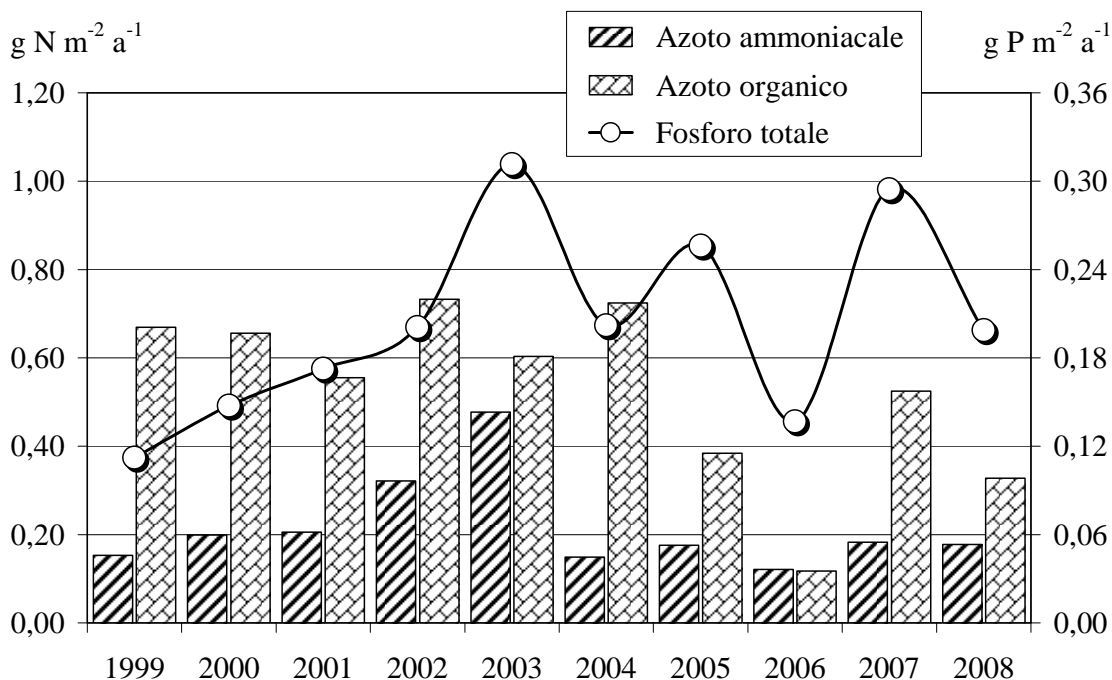


Fig. 5.25. Lago Maggiore. Contributi areali annuali di fosforo totale, azoto ammoniacale e azoto organico dal Bardello dal 1999 al 2008.

Il Torrente S. Giovanni, il cui stato qualitativo poteva essere definito buono fino al 2007, ha visto invece un aumento significativo dei carichi e dei contributi areali di fosforo nel 2008 (Fig. 5.26). Il proseguimento del monitoraggio chimico delle acque di

questo corso d'acqua consentirà di definire se tale variazione sia da imputarsi solo alle condizioni idrologiche o ad un effettivo peggioramento della qualità delle acque.

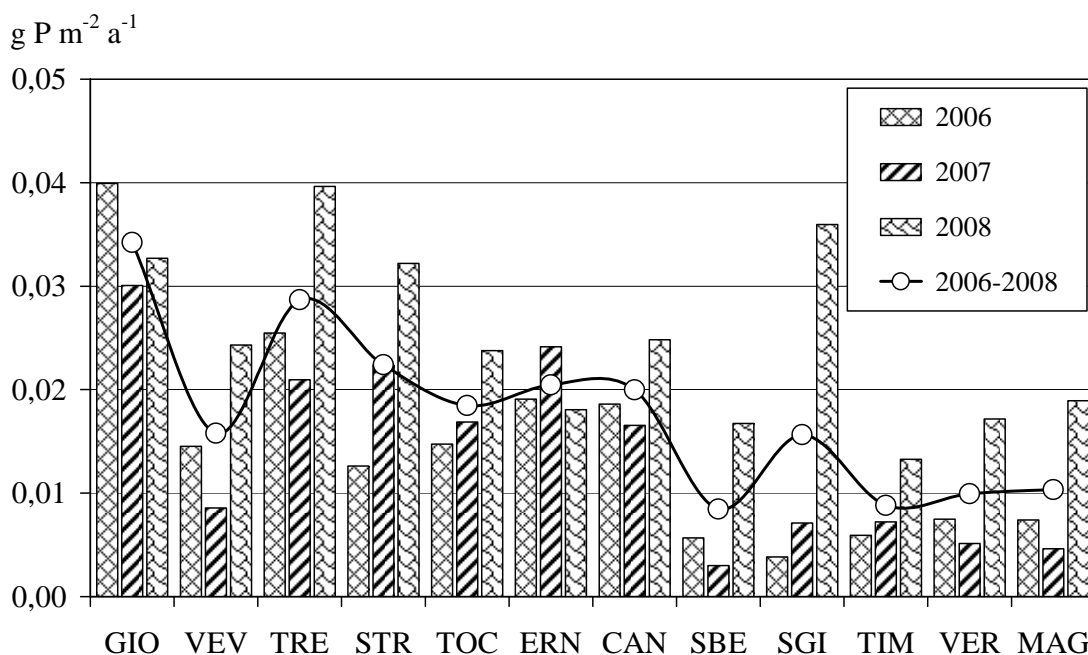


Fig. 5.26. Lago Maggiore. Contributi areali di fosforo totale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2006-2008.

Anche considerando i livelli di azoto ammoniacale nell'ultimo triennio, il giudizio sulla qualità dei corsi d'acqua viene confermato: Giona, Vevera, Tresa, Strona, Toce e Cannobino presentano un moderato grado di alterazione, più accentuato nel caso del Tresa (Fig. 5.27). Il Torrente Cannobino in particolare presenta un andamento fortemente discontinuo e valori mediamente elevati di azoto organico (Fig. 5.28). I dati dell'ultimo triennio in generale confermano un'elevata variabilità interannuale dei carichi areali, che in larga parte può essere attribuita all'idrologia, in quanto le concentrazioni dei nutrienti mostrano invece una maggior stabilità dei valori nel tempo (vedi paragrafo 5.2.1).

Considerando i contributi areali a scala regionale, riportati in tabella 5.7, i dati confermano quanto già evidenziato per i carichi: nonostante l'aumento dei contributi registrato nel 2008, le acque tributarie ticinesi continuano ad essere caratterizzate da un buon livello qualitativo, quelle piemontesi moderatamente accettabile, mentre per le acque lombarde lo stato di alterazione è a tutt'oggi elevato (Tab. 5.7). Data l'accentuata variabilità interannuale dei carichi, più volte evidenziata, un controllo regolare dei singoli tributari si rende quindi necessario per seguirne l'evoluzione temporale, soprattutto ai fini degli effetti sulla qualità delle acque lungo la fascia rivierasca.

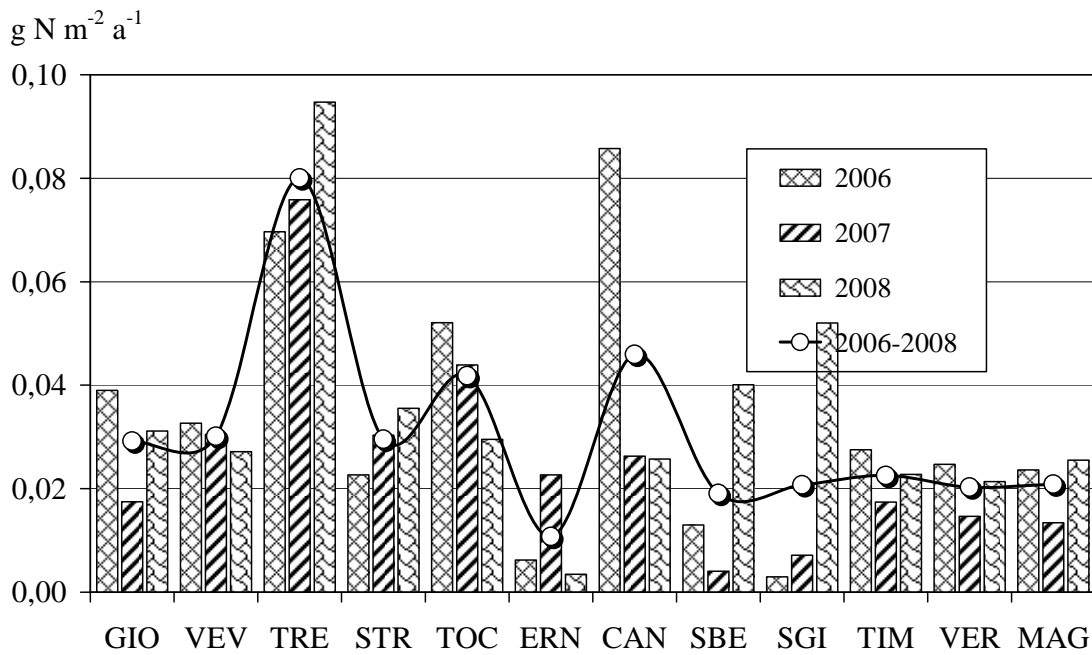


Fig. 5.27. Lago Maggiore. Contributi areali di azoto ammoniacale, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Bardello e Boesio) nel triennio 2006–2008.

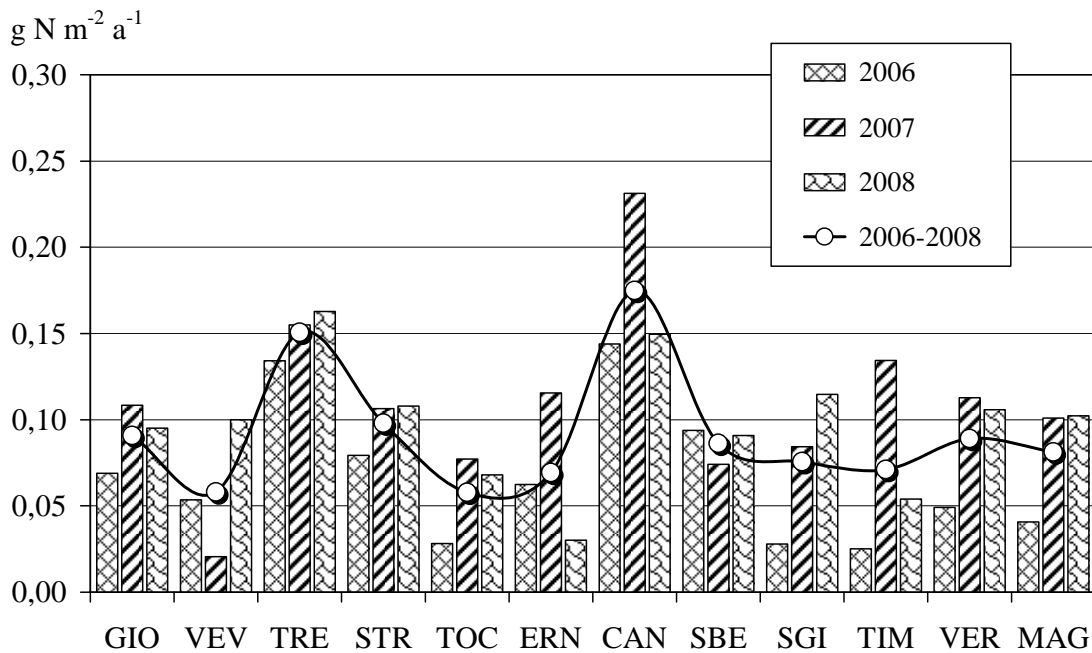


Fig. 5.28. Lago Maggiore. Contributi areali di azoto organico, annuali e medi, dai singoli tributari (esclusi Tresa e Boesio) nel triennio 2006–2008.

Tab. 5.7. Contributi areali di fosforo totale ($\text{g P m}^{-2} \text{a}^{-1}$) ed azoto ammoniacale ($\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$) e organico ($\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$) derivanti dalle acque tributarie ticinesi, piemontesi, lombarde e totali nel triennio 2006-2008.

	2006			2007			2008		
	<i>TP</i>	<i>NH₄</i>	<i>Norg</i>	<i>TP</i>	<i>NH₄</i>	<i>Norg</i>	<i>TP</i>	<i>NH₄</i>	<i>Norg</i>
Cantone Ticino	0,007	0,026	0,032	0,006	0,016	0,121	0,015	0,024	0,074
Piemonte	0,014	0,046	0,044	0,016	0,038	0,088	0,025	0,031	0,079
Lombardia	0,056	0,083	0,142	0,066	0,091	0,221	0,067	0,109	0,184
Acque tributarie	0,017	0,043	0,055	0,020	0,036	0,126	0,027	0,041	0,094

6. PROGETTO PILOTA PER UNO STUDIO MULTIDISCIPLINARE ED INTEGRATO SU UN SOTTOBACINO DEL LAGO MAGGIORE

Nell'anno 2008 è iniziato lo studio multidisciplinare sul Fiume Tresa. In una prima fase si sono raccolte una serie di informazioni utili per capire la storia e gli utilizzi delle acque del Tresa, e si sono presi contatti con persone ed Enti che, a diverso titolo, conoscono il fiume e si occupano della sua gestione.

In particolare si sono avuti incontri conoscitivi e organizzativi con l'Ing. Laurent Filippini e l'Ing. Salvetti dell'Ufficio dei corsi d'acqua, Dipartimento del Territorio di Bellinzona, Sergio Righi e Ambrogio Piatti, del Nucleo Idroelettrico di Sondrio dell'ENEL, rispettivamente responsabili della gestione delle due grandi dighe poste sul Tresa: quella del Lago di Lugano e quella di Creva in territorio italiano. Tali contatti allo scopo di poter effettuare i campionamenti biologici e le analisi idromorfologiche previste dal progetto, in condizioni ottimali, sia da un punto di vista scientifico (periodo stagionale e portate medie) e di sicurezza, evitando piene improvvise alle quali è soggetto il fiume.

Contemporaneamente si è poi proceduto ad una prima fase di sopralluoghi lungo l'asta fluviale per poter verificare l'applicabilità del metodo CARAVAGGIO (Core Assessment of River hAbitat VAlue and hydro-morpholoGical cOndition) per l'analisi degli impatti idromorfologici e la qualità ambientale (Buffagni *et al.*, 2005).

Il metodo CARAVAGGIO è stato messo a punto dal CNR-IRSA (Istituto di Ricerca sulle Acque) con la collaborazione di altri Enti nazionali ed internazionali, tra i quali il CNR-ISE (Istituto per lo Studio degli Ecosistemi). Il protocollo di rilevamento prevede che vengano registrate specifiche caratteristiche degli habitat fluviali e ripari (allegato 1). La lunghezza dell'unità di campionamento è pari a 500 metri lungo l'asse longitudinale del fiume. Le caratteristiche delle rive e dell'alveo sono rilevate in corrispondenza di 10 transetti (spot-checks), distanziati tra loro di 50 metri. Vengono registrate, ad esempio, caratteristiche quali il tipo di flusso, il tipo di substrato, le modificazioni dell'alveo e delle rive, l'uso del territorio, il tipo di vegetazione in alveo, ecc. Alcune caratteristiche osservate lungo il tratto fluviale oggetto del rilievo vengono registrate nella sezione di rilevazione complessiva (sweep-up), tra le quali l'uso del territorio entro 50 m dalla riva, il profilo delle rive, la copertura arborea, la presenza di raschi (riffle), pozze (pool), meandri, zone di deposito, ecc.

Le informazioni per una corretta applicazione del metodo si trovano nella chiave applicativa (Spot-check Key, allegato 2), complemento fondamentale alla scheda di campo. Tale chiave applicativa contiene le specifiche delle sigle, con relativa descrizione, da utilizzare nella compilazione e una serie di criteri fondamentali per una corretta applicazione del metodo (e.g. definizione di sommità della sponda).

Un aspetto centrale della filosofia del metodo CARAVAGGIO risiede nella separazione tra la fase di "giudizio" (es. classificazione del sito) dalle fasi di acquisizione e archiviazione del dato. Tale aspetto, associato a definizioni chiare delle caratteristiche rilevate, contribuisce a garantire l'oggettività del metodo oltre all'utilizzo di un software ad hoc per l'archiviazione dell'informazione raccolta. Attraverso questo software è possibile ottenere molte informazioni grezze, e la loro elaborazione attraverso quattro indici sintetici: l'indice Habitat Modification Score (HMS) che consente una quantificazione del grado di alterazione morfologica, l'Habitat Quality Assessment score (HQA) che è in grado, di stimare la diversificazione e la qualità degli

habitat fluviali, il Land Use Index (LUI) che fornisce indicazioni sull'uso del territorio circostante assegnando dei punteggi alle varie caratteristiche di uso del suolo, maggiore è il grado di antropizzazione del territorio maggiore è il valore dell'indice e il Lenticlotic River Descriptor che è un descrittore per la caratterizzazione idrologica a scala locale dei siti fluviali, con particolare attenzione alle caratteristiche potenzialmente più rilevanti in termini di habitat dei macroinvertebrati bentonici.

In generale, l'informazione ottenuta mediante l'applicazione del CARAVAGGIO potrà aiutare nell'interpretazione dei dati biologici consentendo ad esempio di effettuare confronti tra i dati relativi all'analisi delle comunità di macroinvertebrati, macrofite, pesci e la qualità e diversità degli habitat.

In particolare le informazioni raccolte con questo metodo e la loro elaborazione successiva risultano di fondamentale importanza per definire la struttura biotica del sistema, il grado di alterazione di un ambiente fluviale, la sua capacità di riequilibrarsi, dopo cambiamenti naturali o antropici, il momento evolutivo in cui si trova, e di quali modificazioni sarà ancora capace il corso d'acqua nel tempo e lungo il suo corso, da monte a valle. Questo soprattutto per garantire una buona/ottima qualità dell'ecosistema, e per migliorare la sicurezza e la qualità della vita e delle attività umane che si sviluppano all'interno di un territorio.

All'interno di questo progetto si è stabilito di applicare il CARAVAGGIO lungo tutto il Fiume Tresa, dalla sua uscita dal Lago di Lugano alla sua immissione nel Lago Maggiore; sono state calcolate 26 possibili applicazioni del metodo su un totale di 13 km. La fattibilità effettiva di tutte le applicazioni sarà comunque verificata in fase di uscita in campo.

Le condizioni meteorologiche del 2008 non hanno permesso di iniziare le applicazioni del metodo prima del 10 di Novembre. Infatti si sono registrate abbondanti precipitazioni lungo tutto l'arco dell'anno che hanno portato il corso d'acqua ad avere portate elevate (Fig. 6.1), in particolare in autunno quando si è verificata una piena tra il 6 ed il 7 Novembre. Si sono quindi svolte due applicazioni del metodo ma nessun campionamento biologico (macroinvertebrati) associato, così come previsto dal protocollo, in quanto sia in primavera che in autunno, i due periodi stagionali adatti a tale campionamento, non è stato possibile entrare nel corso d'acqua.

La zona indagata nel 2008 è stata quella di valle, dallo sbocco nel Lago Maggiore fino ad 1 km verso monte.

L'elaborazione dei primi dati ci ha permesso di valutare tale zona e di identificarla come fortemente alterata, almeno da un punto di vista morfologico, e caratterizzata da una bassa qualità, almeno rispetto ad altri corsi d'acqua precedentemente indagati (Fig. 6.2).

Oltre all'asta fluviale, nel 2008, si è considerata anche la foce del F. Tresa.

Nell'Aprile 2008 sono stati raccolti campioni di sedimento per effettuare l'analisi granulometrica, in corrispondenza della foce del Fiume Tresa.

6.1. Composizione granulometrica del sedimento

In primo luogo è stata effettuata un'analisi sulla composizione granulometrica del sedimento, in quanto è uno dei parametri essenziali per l'inquadramento dell'area di studio ed è fondamentale per l'insediamento e la tipizzazione della fauna bentonica di un lago. La composizione granulometrica del sedimento varia in funzione della

composizione originaria del materiale e di alcuni processi come la frammentazione, il trasporto e la deposizione.

L'analisi granulometrica, comunemente nota come analisi meccanica del sedimento, consiste nella determinazione della ripartizione delle particelle singole in base al loro diametro, all'interno di un'area nota.

Nell'analisi granulometrica il campione viene suddiviso in classi discrete secondo un certo intervallo di taglie, determinando così la dimensione dei granuli che compongono il sedimento e le percentuali in peso relative a ciascuna frazione granulometrica.

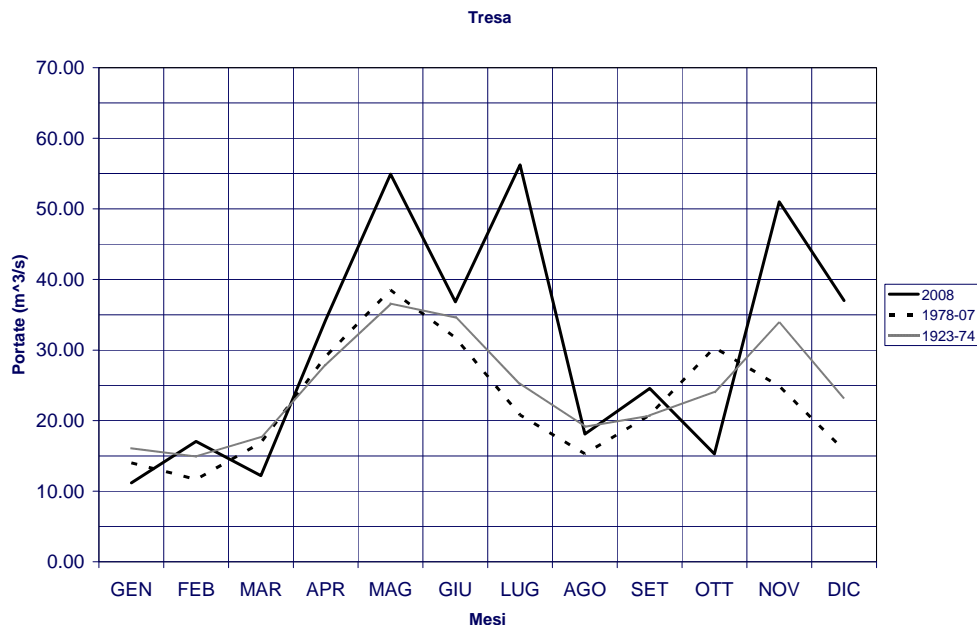


Fig. 6.1. Andamento annuale del 2008 e medio pluriennale, delle portate del Fiume Tresa.

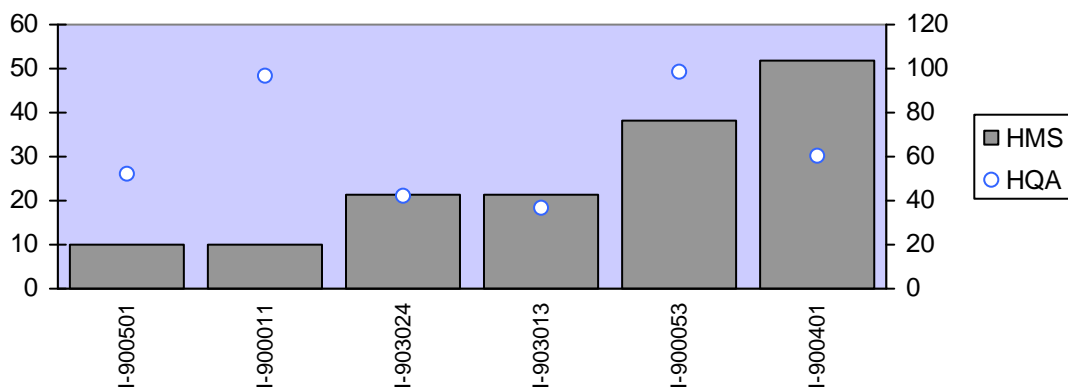


Fig. 6.2. Elaborazione degli indici HMS (indice di alterazione morfologica) e HQA (indice di qualità ambientale), delle due applicazioni del Caravaggio sul Tresa, rispetto ad altri fiumi. I-903013 è il Tresa nell'ultimo tratto, quello dalla foce a 500 m verso monte (prima applicazione CARAVAGGIO). I-903024 è Tresa località Ronchetto (seconda applicazione CARAVAGGIO). Scala dell'indice HQA a sinistra, scala dell'indice HMS a destra.

I campioni di sedimento prelevati sono stati processati per determinarne la granulometria, dividendola in frazione fine, composta da silt e argille, e grossolana, sabbia e ghiaia, seguendo la suddivisione proposta da Udden e completata da Wentworth nel 1922 (Damiani, 1972), nota come scala di Udden & Wentworth (U.S. Standard, Tab. 6.1) I cui limiti di classe possono essere espressi in millimetri, come nel nostro caso, oppure in unità Φ , secondo la scala proposta da Krumbein (1934).

Tab. 6.1. Scala granulometrica secondo Udden & Wentworth (1922, modificata Mancinelli). * $\Phi = -\log_2$ del rapporto: diametro dei granuli (mm)/diametro unitario, secondo la scala proposta da Krumbein (1934).

UDDEN & WENTWORTH (U.S. Standard)			KRUMBEIN
Dimensione in mm	Denominazione		Scala di Φ
>256	masso	GHIAIA	-8
da 256 a 128	ciottolo molto grossolano		-7
da 128 a 64	ciottolo grossolano		-6
da 64 a 32	ciottolo medio grossolano		-5
da 32 a 16	ciottolo medio		-4
da 16 a 8	ciottolo medio-fine		-3
da 8 a 4	ciottolo fine		-2
da 4 a 2	granulo		-1
da 2 a 1	sabbia molto grossolana	SABBIA	0
da 1 a 500	sabbia grossolana		1
da 500 a 250	sabbia media		2
da 250 a 125	sabbia fine		3
da 125 a 0,0625	sabbia finissima		4
da 0,0625 a 0,0312	silt medio	FANGO	5
da 0,0312 a 0,0157	silt fine		6
da 0,0157 a 0,0357	silt finissimo		7
< 0,0357	argilla		8

6.2. Campionamento

In Aprile 2008 sono stati raccolti campioni di sedimento per effettuare l'analisi granulometrica del sedimento, in corrispondenza della foce del Fiume Tresa. Sono stati raccolti tramite draga di Ponar (area utile = 420 cm²) un totale di 9 campioni, 3 per ogni fascia batimetrica considerata. I campioni sono stati prelevati a profondità comprese nelle fasce 5-10 m, 12-15 m, e 22-25 m, corrispondenti rispettivamente alle fasce litorale, sublitorale e profonda. Successivamente i tre campioni prelevati in corrispondenza di ogni fascia sono stati miscelati in modo da ottenerne uno solo, maggiormente rappresentativo dell'area in esame, e collocati in buste siglate a chiusura ermetica (per il riconoscimento della stazione di campionamento al momento dell'analisi) e conservati ad una temperatura di +4 °C.

L'attività analitica per la determinazione delle caratteristiche tessiturali è stata suddivisa in più fasi:

Fase 1: trattamento preliminare del campione tramite setacciamento

I tre campioni finali ottenuti sono stati sottoposti ad una prima setacciatura manuale tramite setacci con maglie da 200 μ per eliminare la porzione di materia organica piú grossolana.

Fascia litorale (5-10 m) il campione era composto da una parte organica grossolana costituita da piccole radici, erbe, rametti (11-13 cm) e foglie, ed una parte piú fine sottoposta ad analisi granulometrica.

Fascia sublitorale (12-15 m) il campione era composto da una parte organica grossolana costituita da piccole radici, rametti (11-13 cm), resti di castagne e fagglie, e foglie ed una parte piú fine sottoposta ad analisi granulometrica.

Fascia profonda (22-25 m) il campione era composto da una parte organica grossolana costituita da piccole radici, rametti (11-13 cm), resti di castagne e fagglie (in maggiori quantitá rispetto al campione precedente), e foglie ed una parte piú fine sottoposta ad analisi granulometrica.

Fase 2: trattamento del campione tramite digestione

Per eliminare la componente organica, che puó far aggregare i clasti, dando problemi nel corso dell'analisi granulometrica, i campioni sono stati lasciati sedimentare per ottenere la sedimentazione del particellato piú fine. In seguito si è eliminata la maggior parte dell'acqua in modo da ottenere campioni umidi e da questi ne sono stati prelevati 500 g posti successivamente in becker da 2 litri. Per far avvenire la digestione completa del materiale organico è stato aggiunto perossido di idrogeno 30 % stabilizzato (H_2O_2) in rapporto 2:1 rispetto al volume occupato dalla frazione del campione. Dopo almeno 48 ore, l'acqua ossigenata ha terminato la sua azione chimica ossidante e fisica, caratterizzata dallo sviluppo di bolle di ossigeno che compiono un'ulteriore disgregazione meccanica. Quindi è stata aggiunta una quantitá di acqua deionizzata doppia rispetto al volume occupato dal sedimento in acqua ossigenata per lavare e rimuovere i sali presenti. Successivamente, una volta avvenuta la decantazione, l'acqua in eccesso è stata aspirata, tramite un'apposita pompetta, ed il sedimento è stato messo ad essiccare in stufa a 50 °C. Entrambi i processi hanno avuto durata di almeno 48 ore.

Le frazioni ottenute, compattatesi, sono state disgregate a mano per disfare gli aggregati argillosi ed è stato quindi determinato il peso secco di ciascun campione con bilancia analitica (Mettler Toledo AE 163), fondamentale per calcolare la composizione percentuale finale dell'intero campione.

Fase 3: analisi

L'analisi granulometrica è stata effettuata per trarre un'informazione indicativa sulla tipologia del substrato e verificare l'omogeneità o eterogeneità del sedimento della conca lacustre, per poter di conseguenza scegliere il posizionamento dei transetti per lo studio della fauna bentonica. La setacciatura meccanica a secco consiste nel far passare la quantitá nota di sedimento attraverso una serie di setacci con aperture progressivamente decrescenti (Summa, 2000), costituiti da fili di acciaio piú o meno fittamente incrociati, in modo da realizzare aperture quadrate di determinate dimensioni.

Sono stati impilati setacci di 200 mm di diametro, con maglie ad intervalli regolari delle seguenti dimensioni: 4000 μ , 900 μ , 500 μ , 250 μ , 125 μ , 63 μ , 45 μ e 38 μ (ISO

565). Al fondo della pila di setacci si è posto un raccoglitore dal fondo chiuso per il sedimento fine ($< 38 \mu$).

La setacciatura è stata condotta attraverso uno strumento meccanico (Octagon 200, Test Sieve Shaker, Endecotts) privo di parti in movimento, che produce un'azione vibrante e sottopone il campione a due movimenti contemporanei, sussultorio e rotatorio. L'azione combinata di questi due movimenti garantisce un'efficace separazione del materiale ed una continua rimozione delle particelle che tendono ad ostruire le maglie. L'agitazione è stata effettuata per 10 minuti, regolando costantemente l'ampiezza del movimento a nove, quindi i setacci sono stati rimossi. Dopo la setacciatura il materiale si dispone in frazioni di dimensioni uguali in ogni setaccio, quindi viene raccolto e pesato con la bilancia analitica. Al termine di ogni operazione e prima di procedere al campione successivo, i setacci sono stati immersi in vasca ad ultrasuoni (Elma Transsonic T780/H) per 15 minuti, a 20°C , per garantire la liberazione delle maglie eventualmente ostruite.

Infine è stata calcolata la frazione trattenuta da ogni setaccio (frequenza relativa); ottenuta rispettivamente dividendo la massa trattenuta dal setaccio espressa in g, P_1 , per la massa di sedimento sottoposto all'analisi espressa ancora in g, P_2 .

$$C = \frac{P_1}{P_2}$$

Successivamente è stata definita la frequenza cumulata percentuale (CC), come il rapporto tra la sua frequenza cumulata e la somma di tutte le frequenze assolute presenti nel campione, moltiplicate per 100. Sono state così ricavate le curve granulometriche relative a ciascun campione, calcolate ponendo in ascisse le dimensioni in mm del diametro dei setacci ed in ordinate la percentuale del sedimento pesato nel rispettivo setaccio.

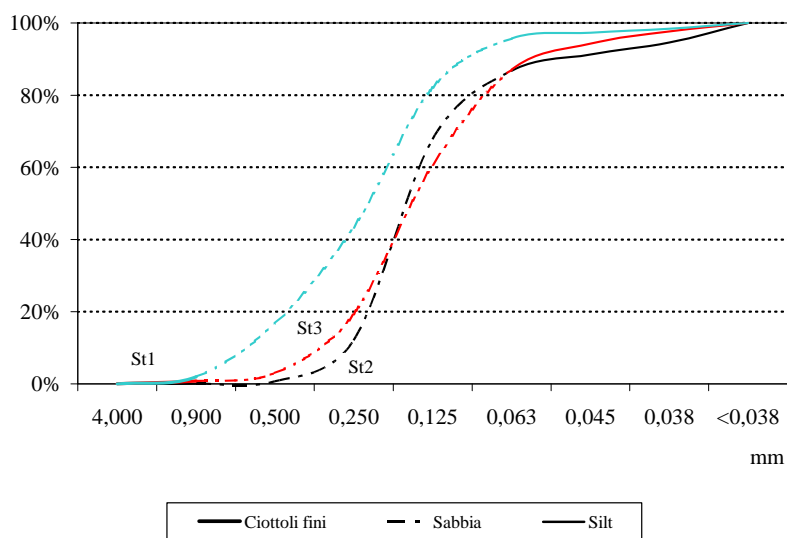


Fig. 6.3. Curve granulometriche relative alle tre stazioni campionate alla foce del F. Tresa.

BIBLIOGRAFIA

- Buffagni, A., S. Erba & M. Ciampittiello. 2005. Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della direttiva europea sulle acque (WFD): Principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. Istituto di Ricerca Sulle Acque – CNR. *Notiziario dei Metodi Analitici*.
- Damiani, V. 1972. Studio di un ambiente fluvio-lacustre sulla base di un'analisi granulometrica dei sedimenti: Fiume Toce e bacino delle Isole Borromee (Lago Maggiore). *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 29: 37-95.
- Krumbein, W.C. 1934. Size frequency distribution of sediment. *J. Sediment. Petrol.*, 4: 65-77.
- Summa, V. 2000. Analisi granulometrica dei sedimenti. Incontri Scientifici - *V Corso di Formazione: Metodi di Analisi di Materiali*. Istituto di Ricerca sulle Argille, S. Fiori, II: 19-29.

7. CONCLUSIONI

Il 2008 è stato un anno piuttosto piovoso. Si sono avuti, mediamente all'interno del bacino del Lago Maggiore, 2105 mm di pioggia, valore superiore alle medie pluriennali dei periodi di riferimento, 1978-2007 e 1921-1977, rispettivamente 1644 mm e 1709 mm.

Si sono avute precipitazioni superiori rispetto alla media in quasi tutti i mesi dell'anno; fanno eccezione Febbraio, Marzo, Giugno ed Agosto. Le piogge di Ottobre sono molto vicine ai valori medi pluriennali 199 mm nel 2008, 197 mm nel periodo 1978-2007 e 183 mm nel periodo 1921-1977. I mesi più piovosi sono stati, Settembre e Maggio; da segnalare valori particolarmente elevati anche a Novembre (269 mm) ed a Luglio (204 mm), rispetto alle piogge registrate negli stessi mesi dei periodi di riferimento.

L'andamento dei deflussi nel 2008 è stato molto più variabile rispetto a quello degli afflussi per quanto riguarda le distribuzioni mensili ed anche per quanto riguarda i singoli corsi d'acqua. Il Ticino Immissario, il Cannobino, il San Bernardino, la Tresa ed il Ticino Emissario hanno fatto registrare valori di portata superiori rispetto a quelli dei periodi di riferimento. I valori massimi si sono registrati principalmente a Settembre, ed a Novembre, tranne che per la Margorabbia (a Maggio) e per la Tresa (a Luglio).

Mediamente l'andamento annuale dei deflussi è stato caratterizzato da tre picchi, anziché due. Questi in alcuni corsi d'acqua sono stati tutti particolarmente pronunciati, come nel Ticino Immissario e Ticino Emissario; in altri corsi d'acqua, come nel Toce, sono stati presenti due picchi pronunciati con un terzo meno elevato.

Nel 2008 ho avuto inizio una ricerca volta a stabilire il tempo reale medio di residenza dell'acqua entro il complesso bacino del Lago Maggiore. Si tratta di un obiettivo di fondamentale importanza per la limnologia teorica ed applicata. Infatti, soltanto attraverso una determinazione in termini reali di questo meccanismo, visto anche alla luce delle attuali conoscenze sui mutamenti climatici in atto, sarà possibile stimare le velocità dei processi di concentrazione, diluizione e di permanenza di sostanze entro il lago. Questa conoscenza consentirà di valutare le implicazioni sulla qualità dell'acqua, nonché di programmare un'efficace politica di salvaguardia dei valori ambientali dell'intero territorio.

In passato si è fatto per lo più ricorso al cosiddetto "tempo teorico di rinnovo" delle acque lacustri, definito dal rapporto fra il volume di un lago e la portata del suo emissario. Si tratta di un approccio semplicistico che assume che il lago come confrontabile ad un tratto fluviale, a sezione ampia, e con una morfologia molto regolare, entro il quale si sviluppi un trasporto liquido più o meno uniforme.

Una più realistica determinazione del tempo reale di ricambio deve invece passare attraverso la valutazione dell'idrodinamica del lago effettuata tenendo conto della sua complessità morfologica oltre che dell'idrologia del bacino imbrifero. Questo è possibile con l'uso di un modello numerico-matematico che fornisca una stima esatta del tempo di residenza delle acque del lago tenendo conto soprattutto della sua circolazione interna. Le applicazioni CFD (Computational Fluid Dynamics) eseguite nel corso dell'anno ed attualmente in atto procedono in questa direzione. Infatti, nel 2008 si è proceduto alla messa a punto della versione finale del reticolo di integrazione, della collocazione degli immissari e dell'immissario, della sistemazione delle condizioni al contorno, della scelta ottimale del passo temporale e delle informazioni da estrarre dall'enorme quantità di dati output. Le simulazioni oggetto della ricerca sul Lago Maggiore sono state eseguite suddividendo il corpo d'acqua in celle di calcolo con dimensioni orizzontali di 250x250

m e, lungo la verticale, in 50 strati, per un totale di 877500 celle di calcolo. Con le prime serie di simulazioni si è voluto inizialmente studiare la sensibilità o il comportamento dell'idrodinamica del Lago Maggiore a sollecitazioni di singoli parametri idro-meteorologici al fine di valutare la risposta o validità del modello in modo che si adeguasse alle conoscenze attuali della sua limnologia fisica.

A conclusione di questo studio e quando esso sarà corredato da una adeguato complesso di simulazioni sarà disponibile una realistica stima del tempo reale di ricambio del Lago Maggiore realmente utile anche per scopi gestionali.

Per quanto riguarda il popolamento zooplanctonico, il monitoraggio condotto sul Lago Maggiore nel corso del 2008 ha avuto lo scopo di dare una prima caratterizzazione del segnale isotopico rilevabile in diverse componenti dell'ambiente pelagico, e di individuare il possibile ruolo, per la rete trofica, di fonti non pelagiche di supporto alla produzione secondaria. Le analisi sono state effettuate su diverse componenti della rete trofica, dal materiale sestonico costituente la base alimentare dei consumatori primari, ai predatori zooplanctonici e fino alla fauna ittica.

I principali risultati di questo studio preliminare hanno mostrato che: 1) il segnale isotopico della linea di base pelagica del carbonio del Lago Maggiore è del tutto raffrontabile a quello misurato in laghi della stessa tipologia del Lago Maggiore; 2) nel corso dell'anno, la linea di base del carbonio pelagico passa da valori di $\delta^{13}\text{C}$ più alti a valori più bassi e le variazioni osservate sono correlate con la temperatura ambientale; 3) alcuni organismi zooplanctonici ricalcano fedelmente le variazioni stagionali nella linea di base pelagica; questo risultato sta ad indicare una dipendenza dalle stesse fonti alimentari utilizzate da *Daphnia*; 4) i diaptomidi adulti pelagici recano un segnale isotopico del carbonio molto diverso da quello tipico del pelago, ma caratteristico dell'ambiente litorale; quest'ultimo, rilevato su perifiton e anfipodi con una precisione molto buona, è pari a quello riportato per laghi a tipologia simile; i diaptomidi adulti del lago sono, di fatto, interpretabili come carrier per il rifornimento di fonti non pelagiche alla produzione secondaria del pelago; 5) nelle tre stazioni prese in esame il segnale isotopico di carbonio e azoto delle diverse componenti da noi analizzate non presenta differenze significative; 6) il segnale isotopico del carbonio dei pesci, in generale meno variabile di quello degli zooplanctonti, indica una loro dipendenza alimentare, oltreché da fonti pelagiche, anche da fonti litorali, in dipendenza dalla stagione.

Al fine di mantenere una continuità con l'attività di monitoraggio dello zooplancton, sono stati pure raccolti, come negli anni precedenti, campioni quantitativi con plankton sampler di Clarke-Bumpus, entro lo strato 0-50 m. I dati ottenuti hanno confermato in stazioni diverse quanto rilevato nel quinquennio precedente: l'apparente scomparsa di *Mixodiaptomus laciniatus* dal pelago del lago. Questo fatto non è irrilevante se si pensa che in trent'anni di monitoraggio lo zooplancton del Maggiore è stato caratterizzato dalla medesima associazione di specie di Diaptomidi: *Mixodiaptomus laciniatus*, a taglia maggiore, e *Eudiaptomus padanus*, a taglia minore. I cambiamenti osservati offrono l'occasione per riflettere sull'importanza di mettere in relazione diversità specifica e diversità funzionale, in un'ottica orientata allo studio del funzionamento degli ecosistemi lacustri.

Per quanto riguarda il popolamento fitoplanctonico, i dati del 2008 da un lato hanno confermato la sostanziale stabilità delle caratteristiche generali della biocenosi algale, dall'altro la successione stagionale è stata, ancora una volta, condizionata dai parametri meteorologici. Infatti, nel periodo primaverile le condizioni di ventosità e temperatura hanno nuovamente favorito un forte sviluppo della diatomea *Tabellaria flocculosa*,

sebbene in misura inferiore rispetto al 2007. D'altra parte, nel periodo estivo, è stata molto limitata la presenza di *Anabaena lemmermannii*, responsabile, in passato, di estese fioriture. Poiché nel 2008 il livello estivo del lago non è sceso in modo significativo, sembra confermata l'ipotesi secondo cui un basso livello delle acque lacustri potrebbe favorire lo sviluppo di fioriture, attraverso la mobilitazione dei nutrienti mineralizzati nelle zone del litorale rimaste esposte.

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale del fitoplancton, è emersa un'evidente disomogeneità tra la parte settentrionale e quella meridionale del bacino, sia per quanto riguarda le proprietà termiche della colonna d'acqua (stazioni meridionali più calde e con stratificazione più pronunciata), che la distribuzione delle alghe, con le stazioni settentrionali del bacino sono caratterizzate dalla dominanza di diatomee/crisoficee, e quelle meridionali di criptofite/cianobatteri. Le stazioni della parte centrale mostrano una condizione intermedia e, quindi, la stazione di Ghiffa si presta bene a rappresentare le condizioni medie dell'intero bacino, almeno nel periodo in cui è stata effettuato lo studio. Inoltre, in alcune stazioni è evidente l'influsso di tributari importanti, sia come apporto di acque più fredde, che per quanto riguarda l'ingresso di sostanze umiche e, possibilmente, di nutrienti algali (nel caso del Fiume Tresa).

Nel 2008 nessuna variabile del comparto della sostanza organica ha mostrato una variazione di concentrazione tale da far pensare ad importanti modificazioni in atto. Date le concentrazioni relativamente modeste di TOC e POC reperite anche nei periodi più produttivi (mesi primaverili ed estivi), si tratta di un risultato confortante perché viene consolidata la valutazione di oligotrofia del Lago Maggiore. In effetti, la concentrazione di sostanza organica disciolta e particellata costituisce un valido proxy dello stato trofico di un lago perché un eventuale incremento della produttività lacustre non può che esitare in un incremento di sostanza organica.

Lo studio della distribuzione spaziale delle variabili legate al ciclo del carbonio organico ha confermato l'esistenza di una certa eterogeneità nella loro distribuzione, da considerare anche alla luce delle caratteristiche termiche del bacino del Lago Maggiore. In particolare: 1) la concentrazione di TOC è risultata piuttosto omogenea lungo l'asse del lago, pur mostrando variazioni locali di modesta entità; 2) le concentrazioni del seston, del POC e del PON hanno mostrato un evidente gradiente crescente da Nord a Sud supportando l'ipotesi di una maggior produttività della porzione meridionale del lago. È da sottolineare che le stazioni della parte centrale del lago, tra le quali è inclusa quella di Ghiffa storicamente assunta come rappresentativa dell'intero corpo d'acqua, nel periodo della ricerca hanno comunque mostrato caratteristiche prossime a quelle medie dell'intero lago.

I popolamenti batterici eterotrofi hanno presentato, nel 2008, un'abbondanza ed un'evoluzione stagionale simile a quella dell'anno precedente sia nell'epi- che nell'ipolimnio, con una densità media annua di 3.9 e 1.0 cell 10^6 ml^{-1} , rispettivamente. Il gradiente di abbondanza batterica tra le due zone permane durante tutto il periodo di studio con il raggiungimento, durante il periodo estivo, di densità batteriche epilimniche di 5 volte più alte che nell'ipolimnio. Questo fatto riveste un notevole interesse ecologico perché permette di valutare il ruolo quantitativo della biomassa batterica come sorgente di energia per i primi anelli della catena alimentare. In altre parole, fenomeni come modificazioni di temperatura o di substrato organico che producessero scostamenti significativi dai valori sopra menzionati, determinerebbero nel medio termine modificazioni dei successivi anelli della catena alimentare.

Per quanto riguarda l'eterogeneità orizzontale del popolamento batterico, si possono individuare nel Lago Maggiore una zona più settentrionale a minor contenuto di substrato organico e con un più modesto popolamento batterico. Questa va gradatamente sfumando in una zona meridionale ove i parametri caratterizzanti la catena alimentare microbica assumono valori più elevati. Allo stato attuale questo gradiente non va visto tanto come un succedersi di stati trofici diversi quanto piuttosto come un gradiente di vulnerabilità dell'ecosistema. È quindi importante continuare questo monitoraggio per essere in grado di identificare precocemente eventuali involuzioni del sistema.

A riguardo dei parametri idrochimici c'è da dire che i dati relativi alle acque lacustri non hanno mostrato nel 2008 particolarità o variazioni significative rispetto a quanto emerso negli anni precedenti, in particolare nell'ultimo triennio. L'ossigeno in superficie è rimasto al di sotto del 105 % come percentuale di saturazione nei mesi estivi, non raggiungendo quindi i picchi di anni particolarmente caldi quale il 2003. Alcalinità e conducibilità hanno mostrato l'andamento tipico che caratterizza le acque lacustri e che consiste in un picco nei mesi primaverili, seguito da un calo nel periodo estivo, a seguito del fenomeno della precipitazione del carbonato di calcio. I dati del 2008 hanno confermato una tendenza all'aumento dei valori di alcalinità e conducibilità, evidente soprattutto a partire dal 2003. Un altro trend all'aumento è quello che caratterizza il contenuto di azoto nitrico delle acque lacustri, passati da 0,80-0,82 alla fine degli anni '90 a 0,86-0,88 negli ultimi anni. Questa tendenza può essere spiegata dall'aumento degli apporti di nitrati a lago dalle acque dei tributari, a sua volta dovuto ai carichi atmosferici di azoto che risultano particolarmente elevati nel bacino imbrifero del Lago Maggiore. Le concentrazioni medie annue di fosforo reattivo e totale sull'intera colonna d'acqua sono state pari a 7 e 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$ rispettivamente. Rispetto ai valori dell'ultimo decennio, quelli del 2008 confermano un'ulteriore tendenza alla diminuzione osservata a partire dal 2006, da quando il fosforo totale non ha più superato gli 11 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in nessun mese dell'anno.

Il giudizio positivo sulla qualità delle acque lacustri nella zona pelagica del lago non può essere steso a tutto l'areale litorale. Infatti alcuni tributari convogliano a lago acque con elevato carico di nutrienti a causa di scarichi non sufficientemente depurati, e questo determina uno scadimento qualitativo delle zone rivierasche interessate.

I 14 tributari oggetto di indagini chimiche hanno confermato nel 2008 il giudizio già espresso negli anni precedenti: sia considerando le concentrazioni che i carichi, si può definire buono il livello qualitativo delle acque tributarie in territorio ticinese, medio-buono quello dell'areale piemontese, ed infine scadente per quanto riguarda la zona lombarda. La situazione peggiore è quella che caratterizza i torrenti Boesio e Bardello, in territorio lombardo, che presentano livelli elevati di fosforo totale, azoto ammoniacale ed organico. Questi due corsi d'acqua, come la maggior parte di quelli campionati, hanno visto nel 2008 un aumento dei carichi di nutrienti convogliati a lago rispetto agli anni immediatamente precedenti. Questo è dovuto alle abbondanti precipitazioni che hanno caratterizzato il 2008 (2105 mm come afflussi totali sul bacino del Lago Maggiore, rispetto a 1000-1500 mm nel periodo 2003-2007), e di conseguenza alle maggiori portate dei corsi d'acqua, soprattutto nei mesi autunnali. Questo dato conferma come l'idrologia e le sue variazioni giochino un ruolo fondamentale nella variabilità interannuale degli apporti a lago.

Nell'anno 2008 è iniziato uno studio multidisciplinare sul Fiume Tresa. In una prima fase si sono raccolte informazioni utili per capire la storia e gli utilizzi delle acque del

Tresa, prendendo pure contatto con persone ed Enti coinvolti nella gestione del fiume.

Si è pure verificata l'applicabilità del metodo CARAVAGGIO (Core Assessment of River hAbitat VAlue and hydro-morpholoGical cOndition) per l'analisi degli impatti idromorfologici e la qualità ambientale. Si è stabilito di applicare, previa verifica in campo, il CARAVAGGIO lungo tutto il Fiume Tresa, dalla sua uscita dal Lago di Lugano alla sua immissione nel Lago Maggiore; sono state calcolate 26 possibili applicazioni del metodo su un totale di 13 km. Le condizioni meteorologiche del 2008 non hanno però permesso di iniziare le applicazioni del metodo prima del 10 di Novembre. La zona indagata nel 2008 è stata quella di valle, dallo sbocco nel Lago Maggiore fino ad 1 km verso monte. L'elaborazione dei primi dati ci ha permesso di valutare tale zona e di identificarla come fortemente alterata, almeno da un punto di vista morfologico, e caratterizzata da una bassa qualità, almeno rispetto ad altri corsi d'acqua precedentemente indagati. Si sono pure raccolti campioni di sedimento per effettuarne l'analisi granulometrica alla foce del Fiume Tresa. È stata effettuata l'analisi sulla composizione granulometrica del sedimento, parametro essenziale per l'inquadramento dell'area di studio e fondamentale per l'insediamento e la tipizzazione della fauna bentonica di un lago.

In conclusione, i dati meteorologici mostrano come il 2008 sia stato un anno abbastanza piovoso, climaticamente meno anomalo degli anni precedenti. Non si sono avuti, infatti, gli episodi di siccità che in anni passati potrebbero aver favorito lo sviluppo di fioriture attraverso la mobilitazione dei nutrienti mineralizzati nelle zone del litorale rimaste esposte.

Questo conferma l'ipotesi che, in questa fase dell'evoluzione del Lago Maggiore, non siano più i fattori eutrofizzanti quelli che maggiormente controllano le dinamiche del fitoplancton e del carbonio organico. Del resto i dati relativi ai nutrienti algali sostengono chiaramente questa affermazione. Piuttosto, sono diventati predominanti i fattori fisici, in particolare quelli influenzati alla variabilità delle condizioni meteorologiche.

In questo quadro i mutamenti climatici globali e le loro ripercussioni sul clima locale, potrebbero giocare un ruolo chiave nel condizionare lo svolgimento delle successioni fitoplanctoniche e, più in generale, della catena alimentare microbica negli anni a venire.

Da ultimo c'è da ricordare che nel 2008 si sono iniziate ricerche su temi di grande rilievo per l'ecologia del lago, quali tempo di residenza delle acque, ruolo degli apporti alloctoni nella dinamica dello zooplancton, eterogeneità orizzontale di particellato ed organismi microscopici, studio di bacini pilota. Questi, pur necessitando dei tempi lunghi tipici delle ricerche ambientali per poter generare risultati robusti e di utilità sul piano gestionale, hanno già cominciato a fornire risultati promettenti e tali da suggerire di proseguire nello sviluppo delle ricerche.

ELENCO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

RESPONSABILE DELLA RICERCA

Dr. Rosario Mosello Direttore Istituto per lo Studio degli Ecosistemi

COORDINATORE DELLA RICERCA

Dr. Roberto Bertoni

ELENCO DEGLI AUTORI

Dr. Valter Ambrosetti	Limnologo fisico
Prof. Luigi Barbanti	Limnologo fisico
Dr. Roberto Bertoni	Microbiologo Acquatico
Dr. Angela Boggero	Bentologo
Dr. Cristiana Callieri	Microbiologo Acquatico
Dr. Emanuele Caravati	Microbiologo Acquatico
Dr. Rossana Caroni	Idrobiologo
Dr. Elisabetta Angela Carrara	Idrogeologia
Sig. Igorio Cerutti	Tecnico in Ittiologia
Dr. Marzia Ciampittiello	Limnologo fisico
Per. Ind. Mario Contesini	Tecnico in Microbiologia
Dr. Gianluca Corno	Microbiologo Acquatico
Dr. Amedeo Fadda	Idrobiologo
Sig. Andrea Ferrari	Tecnico in limnologia fisica
Per. Elet. Dario Manca	Tecnico informatico
Dr. Marina Manca	Idrobiologo
Dr. Giuseppe Morabito	Idrobiologo
Dr. Alessandro Oggioni	Idrobiologo
Sig.ra Pierisa Panzani	Tecnico in Idrobiologia
Per. Ind. Alfredo Pranzo	Tecnico in Idrochimica
Dr. Michela Rogora	Idrochimico
Dr. Angelo Rolla	Informatico
Dr. Claudio Sili	Idrobiologo
Per. Chim. Gabriele Tartari	Tecnico in Idrochimica
Dr. Anna Visconti	Idrobiologo
Dr. Pietro Volta	Ittiologo

ELENCO DEI COLLABORATORI

Dr. Tiziana Tonsi
Rag. Stefano Vanetti

INDIRIZZO DEGLI AUTORI E DEI COLLABORATORI

Consiglio Nazionale delle Ricerche
Istituto per lo Studio degli Ecosistemi
Sede di Verbania
Largo V. Tonolli 50/52
28922 – VERBANIA PALLANZA

APPENDICE

Repertorio bibliografico delle pubblicazioni sul Lago Maggiore (aggiornato a tutto il 2008)

- Manca, M., J. Vijverberg, L.V. Polishchuk & D.A. Voronov. 2008. *Daphnia* body size and population dynamics under predation by invertebrate and fish predators in Lago Maggiore: an approach based on contribution analysis. *J. Limnol.*, 67(1): 15-21.
- Visconti, A., M. Manca & R. de Bernardi. 2008. Eutrophication-like response to climate warming: an analysis of Lago Maggiore (N. Italy) zooplankton in contrasting years. *J. Limnol.*, 67(2): 87-92.
- Volta, P. & N. Jepsen. 2008. The recent invasion of *Rutilus rutilus* (L.) (Pisces: Cyprinidae) in a large South-Alpine lake: Lago Maggiore. *J. Limnol.*, 67(2): 163-170.
- Manca, M., A. Visconti & R. de Bernardi. 2008. Lo zooplancton del Lago Maggiore nel quinquennio 2003-2007: tendenze evolutive ed eccezioni alla luce dei cambiamenti globali. *Biologia ambientale*, 22(2): 5-14.
- Piscia, R., L.R. Bozelli, R. de Bernardi, P. Guilizzoni & M. Manca. 2008. *Daphnia* in Lake Maggiore: new strategies for the future. *Atti Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*, 19: 397-404.
- Visconti, A., A. Marchitelli, R. de Bernardi & M. Manca. 2008. 2003, the warmest year of the last hundred years: implications for Lake Maggiore's zooplanktonic cladoceran community. *Atti Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*, 19: 505-515.
- Ciampittiello, M., A. Boggero, E.A. Carrara & P. Volta. 2008. *Osservazioni su Progetto di impianto idroelettrico con derivazione di acqua dal Torrente San Bernardino nei Comuni di San Bernardino Verbano e Verbania*. Provincia Verbano Cusio Ossola, Conferenza dei servizi.
- Ambrosetti, V., A. Calderoni, M. Manca, G. Morabito, M. Rogora & A. Visconti. 2008. Indagini limnologiche nell'area antistante la Foce del Torrente San Bernardino (Sopralluogo del 4 Giugno 2008). *Report CNR-ISE*, 01.08: 23 pp.
- Ambrosetti, V., M. Manca, G. Morabito, M. Rogora & A. Visconti. 2008. Indagini limnologiche nell'area antistante la Foce del Torrente San Bernardino (Sopralluogo del 2 Dicembre 2008). *Report CNR-ISE*, 02.08: 19 pp.

Fiume	Sito	Data
Transetto 1 a valle	10 Transetti (Spot-checks)	car. primaria car. secondaria
Transetto (Spot-Check)	GPS	GPS
	10 9 8 7 6 5 4 3	2 1
		Segnare quando pag.1-2 complete

Sponda Sinistra	A₁ Uso del suolo alla sommità della sponda e struttura della vegetazione di riva										su un transetto di 10 m
	Criteri per sommità sponda sinistra (rottura di pendenza B, uso Stabile, Veg. non igrofila, linea di detrito T, copertura Rocce discontinua; Meandro)										
	Altezza della sponda (Banktop) (m)										
	Uso del suolo: scegliere tra nat. BL, CW, MN, MM, SH, TH, GR, MH, RD, OW, WL; agr. BP, CP, EU, PO, OR, OL, VI, TL, RP, WM, RF, FM; urb. UR, IN, SU, WT, MR, SR, WR, RA, QU, PG, AW; nvj - si veda pag. 2 della chiave applicativa o pag. 3 della scheda										
	Uso del suolo in 5m da sommità sponda sinistra										
	Sommità sinistra (B, U, S, C) (cerchiare se non omogeneo)										
	Larghezza della fascia vegetata (m; >m)										
	Sponda sinistra (B, U, S, C) (cerchiare se non omogeneo)										
	Estensione della Sponda (m)										
	B₁ Attributi fisici - Sponda Sinistra										
Caratteri zone marginali e sponde: Pendenza (Vert., Steep, Gentle)/(NV, NO, CoNfluenza, Nat. Berm, Art. Berm)											
Ampiezza Berm e/o piana inondabile (m)											
Altezza Berm e/o piana inondabile (m)											
Modifiche della sponda (NK, NO, RS, RI(N), RT(N), RE(N), PC(B), EM, TR)											
Materiale (NV, BE, BO, CO, GS, EA, PE, CL - CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, LR, BI, CW)											

Sponda Destra	A_R Uso del suolo alla sommità della sponda e struttura della vegetazione di riva										su un transetto di 10 m
	Criteri per sommità sponda destra (rottura di pendenza B, uso Stabile, Veg. non igrofila, linea di detrito T, copertura Rocce discontinua; Meandro)										
	Altezza della sponda (Banktop) (m)										
	Uso del suolo: scegliere tra nat. BL, CW, MN, MM, SH, TH, GR, MH, RD, OW, WL; agr. BP, CP, EU, PO, OR, OL, VI, TL, RP, WM, RF, FM; urb. UR, IN, SU, WT, MR, SR, WR, RA, QU, PG, AW; nvj - si veda pag. 2 della chiave applicativa o pag. 3 della scheda										
	Uso del suolo in 5m da sommità sponda destra										
	Sommità destra (B, U, S, C) (cerchiare se non omogeneo)										
	Larghezza della fascia vegetata (m; >m)										
	Sponda destra (B, U, S, C) (cerchiare se non omogeneo)										
	Estensione della Sponda (m)										
	B_R Attributi fisici - Sponda Destra										
Caratteri zone marginali e sponde: Pendenza (Vert., Steep, Gentle)/(NV, NO, CoNfluenza, Nat. Berm, Art. Berm)											
Ampiezza Berm e/o piana inondabile (m)											
Altezza Berm e/o piana inondabile (m)											
Modifiche della sponda (NK, NO, RS, RI(N), RT(N), RE(N), PC(B), EM, TR)											
Materiale (NV, BE, BO, CO, GS, EA, PE, CL - CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, LR, BI, CW)											

Intero Sito	C Numero di caratteristiche selezionate dell'alveo				(Usare /A se determinato da manufatti artificiali)			
	C ₁ - Contare sempre				C ₂ - Contare sempre & posizionare in Pag. 2			
	Rifile(s) (Raschi)				DR - Alveo asciutto (dry)			
	Pool(s) (Pozze)				CN - Confluenza			
	Isola/Isola matura				CB - Barra Concava			
	Barra di meandro non vegetata				AB - Barre Alternate (coppia)			
	Barra di meandro vegetata				TB - Barra Trasversale			
	Barra laterale non vegetata				BS - Scarpatata del fondo			
	Barra laterale vegetata				NI - Scalino del fondo (Nickpoint/Headcut)			
	Note				ED - Depositi alluvionali erosi ER - Radici scoperte in centro alveo OD - Canale inciso LE - Erosione locale della sponda			
D Altre caratteristiche di alveo e sponde				(Usare /A se di origine artificiale)				
Stimarne il numero se pianificato				Spuntare (presente), usare E (> 33%) o W (intera area)				
Free fall				Barra longitudinale non vegetata				
Chute flow				Barra longitudinale vegetata				
Broken standing waves				Deposito di ghiaia senza vegetazione				
Unbroken standing waves				Deposito di sabbia senza vegetazione				
Rippled flow				Deposito di limo senza vegetazione				
Upwelling				Massi esposti in alveo				
Smooth flow				Roccia esposta in alveo				
Flusso non percettibile				Roccia/massi con vegetazione				
Acque morte marginali				Scarpatata verticale in erosione (Eroding cliff)				
				Scarpatata verticale stabile (Stable cliff)				

ATTRIBUTI FISICI DELLE SPONDE E DEL CANALE		Transetto 1 a valle										
Sinuosità acqua - curva sx (L), rettilineo (S), curva dx (R)												su un transetto= 5 volte larghezza totale pelo libero
Transetto (Spot-check)		10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	
Numero di rami bagnati												
E Caratteristiche di Erosione/Deposito		Cerchiare EC, SC o EB se costituiti da substrato sabbioso										
Sponda Sinistra												
Erosione/Habitat (NV, NO, EC, SC, EB - sponda erosa, ET - sommità sponda erosa, EE - piede sponda eroso, TO - piede, LE - Erosione Locale)												
Deposito presso la sponda (NV, NO, PB(b), VP(b), SB(b), VS(b), AB - Barre Alternate, CB - Barre Concave, BB - grossi Blocchi, SD - Depositi di Sabbia, depositi SParsi)/BB, AR												
Sponda Destra												
Erosione/Habitat (NV, NO, EC, SC, EB - sponda erosa, ET - sommità sponda erosa, EE - piede sponda eroso, TO - piede, LE - Erosione Locale)												
Deposito presso la sponda (NV, NO, PB(b), VP(b), SB(b), VS(b), AB - Barre Alternate, CB - Barre Concave, BB - grossi Blocchi, SD - Depositi di Sabbia, depositi SParsi)/BB, AR												
Canale Primario (maggior portata)												
Deposito in centro alveo (NV, NO, RO, EB, VR, BigBlock, MB, VB, MI, MU - Barre Multiple, SP)/BB, AR												
Posizione canale bagnato: sinistra (L) - centro (C) - destra (R)												
Larghezza pelo libero (m)												
Profondità massima dell'acqua (m; >m)												
Canale Secondario (il più diverso rispetto al canale I)												
Deposito in centro alveo (NV, NO, RO, EB, VR, BigBlock, MB, VB, MI, MU - Barre Multiple, SP)/BB, AR												
Posizione canale bagnato: sinistra (L) - centro (C) - destra (R)												
Larghezza pelo libero (m)												
Profondità massima dell'acqua (m; >m)												
Larghezza totale pelo libero (m)												
Larghezza totale dell'alveo (barre incluse; m)												
F Habitat e Modificazioni del canale		10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	
Canale Primario (maggior portata) AR (segnalare)												
Mesohabitat: pool (P) - riffle (R) - non riconoscibile (n)												
Substrato (NV, BE, BO, CO, GP, SA, SI, CL, PE, RR, CC, AR)												
Tipo di flusso (FF, CH, BW, UW, CF, RP, UP, SM, NP, DR)												
Modificazioni dell'alveo (NK, NO, CV, RS, RI, DA, FO, TR)												
Codice & Posizione caratteristiche Artificiali/Naturali (canale I) - Sezioni C/G; n° Foto; vedere Chiave applicativa, pag. 4 (cerchiare car. Sezione G se erosa); indicare la profondità se OD												
Canale Secondario AR (segnalare)												
Backwater(b)/Canale Artificiale(a)/Confluenza(c)												
Substrato (NV, BE, BO, CO, GP, SA, SI, CL, PE, RR, CC, AR)												
Tipo di flusso (FF, CH, BW, UW, CF, RP, UP, SM, NP, DR)												
Modificazioni dell'alveo (NK, NO, CV, RS, RI, DA, FO, TR)												
Codice & Posizione caratteristiche Artificiali/Naturali (canale I/II) - Sezioni C/G; n° Foto; vedere Chiave applicativa, pag. 4 (cerchiare car. Sezione G se erosa); indicare la profondità se OD												
SOLO SE NON GIÀ REGISTRATI NELLA SEZ. DEL CANALE PRINCIPALE												
G Caratteristiche Artificiali					Canale I			Canale II				
(Intero Sito : Sweep-up & Transetti)		Major(m)	Intern.(i)	Minor(s)	Major(m)	Intern.(i)	Minor(s)	Major(m)	Intern.(i)	Minor(s)		
B - Ponti												
W - Traverse/briglie/dighe												
F - Guadi												
assenti <input type="checkbox"/>												
C - Tombino/sottopasso												
Altro.....												
H Forma biologica macrofite/Detrito Organico nell'alveo bagnato		Spuntare (presente), usare E (> 33% lunghezza della sponda) o W (intera area)										
assente (√) o non visibile (NV)												
epatiche/muschi/licheni												
erbe a foglia larga emergenti												
canne/carici/giunchi, etc.												
a foglie galleggianti (radicate)												
a foglie galleggianti libere												
anfibie												
sommerse a foglia larga												
sommerse a foglia allungata												
sommerse a foglia filiforme												
alghe filamentose												
radici sommerse di piante riparie (TP)												
CPOM												
FPOM												
LOD/Xylal (e.g. alberi caduti)												

su un transetto di 1 m

su un transetto di 10 m



Usare la colonna in fondo a destra per valutare i tipi non osservati nei transetti (usa P, E, W o NV)

Solo Sezione H:

Canale principale Canale secondario

I USO DEL SUOLO IN 50m DALLA SOMMITA' E SULLA SPONDA Spuntare (presente), usare E (> 33% lunghezza della sponda) o W (intero sito)

Naturale	Sinistra		Destra		Naturale	Sinistra		Destra	
	Sommità	Sponda	Sponda	Sommità		Sommità	Sponda	Sponda	Sommità
Boschi di latifoglie (anche secondari) - BL					Prati naturali - GR				
Boschi di conifere (anche secondari) - CW					Brughiere - MH				
Sugherete (anche semi-naturali) - MN					Rocce, pietrisco o dune di sabbia - RD				
Macchia mediterranea - MM					Specchi d'acqua naturali - OW				
Arbusti e cespugli - SH					Zone umide (e.g. torbiere, canneti, stagni) - WL				
Erba alta/vegetazione sparsa - TH					Altro.....				
Agricolo	Sommità	Sponda	Sponda	Sommità	Urbano	Sommità	Sponda	Sponda	Sommità
Piantagione di latifoglie o mista/ceduo intensivo - BP					Area urbana - UR				
Piantagione di Conifere - CP					Zona industriale - IN				
Piantagione di <i>Eucalyptus</i> - EU					Case sparse (sviluppo Suburbano)/incolti - SU				
Piantagione di <i>Populus</i> - PO					Impianto di depurazione - WT				
Frutteti - OR					Strada principale (e.g. > 10 m, viadotto, superstrada) - MR				
Uliveti - OL					Strada semplice (e.g. non modifica alveo e sponde) - SR				
Vigne - VI					Strada bianca/mulattiera - WR				
Campi coltivati - TL					Ferrovia - RA				
Prati/pascoli/alpeggi - RP					Cava - QU				
Marcite - WM					Parchi o giardini - PG				
Risaie - RF					Specchi d'acqua artificiali - AW				
Fattorie/allevamenti - FM					Altro.....				
Campi/aree irrigati intensivamente					Altro.....				

J Profilo della sponda Spuntare (presente), usare E (> 33% lunghezza della sponda) o W (intero sito)

Naturale/Non modificato	Sx	Dx	Artificiale/Modificato	Sx	Dx
Verticale/Sottoscavato			Risezionato (riprofilato)		
Verticale con detriti al piede			Rinforzato - tutto		
Ripido (<=70°)			Rinforzato - solo sommità		
Poco inclinato (<35°)			Rinforzato - solo piede		
Composito			Artificiale a due stadi		
Berm naturale			Sponda smossa		
Note			Arginatura addossata		
			Argini arretrati		

K COPERTURA ARBOREA E CARATTERISTICHE ASSOCIATE Spuntare (presente), usare E (> 33% lunghezza della sponda) o W (intero sito) *registrare anche se <1%

Alberi (scegliere un'opzione per sponda)	Sx	Dx	Alberi caduti/inclinati sulla sponda inferiore
Nessuno	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Ombreggiatura dell'alveo
Isolati/ a piccoli gruppi	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Rami sporgenti
Singoli, a distanze regolari	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Grosse radici esposte sulla riva
A gruppi irregolari	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Parti vive di radici sommerse (TP)
Semi-continui	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Detriti legnosi grossolani
Continui	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Alberi caduti in alveo

L VEGETAZIONE ARBOREA su sommità e sponda Spuntare (presente), usare E (> 33% lunghezza della sponda) o W (intero sito) *registrare anche se <1%

	Sommità	Sponda	Alveo		Sommità	Sponda	Alveo
*Ontano (<i>Alnus</i>)				Frassino (<i>Fraxinus</i>)			
*Olmo (<i>Ulmus</i>)				Tamerice (<i>Tamarix</i>)			
Salice (<i>Salix</i>)				Oleandro (<i>Nerium oleander</i>)			
Pioppo (<i>Populus</i>)				Platano (<i>Platanus</i>)			
Non applicato <input type="checkbox"/> Nessuna <input type="checkbox"/>				Altro.....			

M PIANTE INFESTANTI DI RILIEVO Spuntare (presente), usare E (> 33% lunghezza della sponda) o W (intero sito) *registrare anche se <1%

Arbusti /Cespugli	Sommità	Sponda	Alveo	Alberi	Sommità	Sponda	Alveo
<i>Amorpha fruticosa</i>				<i>Ailanthus altissima</i>			
<i>Arundo</i> spp.				<i>Robinia pseudoacacia</i>			
<i>Buddleja davidii</i>				Vegetazione acquatica			
<i>Impatiens</i> spp.				<i>Azolla caroliniana</i>			
<i>Reynoutria japonica</i>				<i>Elodea</i> spp.			
<i>Rubus</i> spp.				<i>Lagarosiphon major</i>			
Non applicato <input type="checkbox"/> Nessuna <input type="checkbox"/>				Altro.....			
				Altro.....			

Note e/o Esempio di sezione trasversale sito (indicare spot-check)



N DETTAGLI DEL RILEVAMENTO IN CAMPO

Data/...../20.....	Nome Operatore	Ente di appartenenza	
Fiume:	Codice di accreditamento dell'Operatore :	Dati inseriti in db da:	
Nome/Numero sito:	Il sito è parte di un fiume o di un canale artificiale?	Fiume <input type="checkbox"/>	Artificiale <input type="checkbox"/>
Regione/Provincia	Condizioni avverse durante il rilevamento?	No <input type="checkbox"/>	Si <input type="checkbox"/>
Codice Sito:	se si, elenca		
Codice Mappa:	Il letto del fiume è visibile?	poco o nulla <input type="checkbox"/>	in parte <input type="checkbox"/>
Transetto 2 (GPS):	Rilevamento caratteristiche effettuato da:	riva Sx <input type="checkbox"/>	riva Dx <input type="checkbox"/>
	E' stato usato un telemetro per le misure del canale, sponde, etc.?	No <input type="checkbox"/>	Si <input type="checkbox"/>
Transetto 10 (GPS):	Numero di foto effettuate (ca):		
	Codice Foto:	Tempo impiegato	

O FORMA PREVALENTE DELLA VALLE (orizzonte ottico) (selezionare una sola scelta)

V poco profonda <input type="checkbox"/>		Concava <input type="checkbox"/>	
V profonda <input type="checkbox"/>		Valle asimmetrica <input type="checkbox"/>	
Gola <input type="checkbox"/>		Valle a forma di U (glaciale) <input type="checkbox"/>	
		Senza fianchi della valle evidenti <input type="checkbox"/>	

Fondo valle piatto? No Si
 Terrazzi fluviali naturali presenti? No Si

P MORFOLOGIA DELL'ALVEO

Meandriforme <input type="checkbox"/>		Sinuoso <input type="checkbox"/>	
Canali intrecciati <input type="checkbox"/>		Confinato (naturale) <input type="checkbox"/>	
Anastomizzato <input type="checkbox"/>		Canalizzato (artificiale) <input type="checkbox"/>	
Transizionale <input type="checkbox"/>		Altro (specificare) <input type="checkbox"/>

Q CONDIZIONI GENERALI DEL SITO

No (assente), spuntare (presente), E (> 33% lunghezza sponda) o W (intero tratto)

Barre con profilo tagliato	<input type="checkbox"/>	L'alveo è occupato da vegetazione acquatica?	<input type="checkbox"/>
Barre lobate	<input type="checkbox"/>	Canneti sfalciati/Rive gestite	<input type="checkbox"/>
Rocce rugose e/o con bordi e angoli spigolosi	<input type="checkbox"/>	L'alveo è rettificato in modo evidente?	<input type="checkbox"/>
Materiale grossolano nei riffle consolidato	<input type="checkbox"/>	L'alveo è inciso in modo evidente?	<input type="checkbox"/>
Deposito di sedimenti fini nelle pool	<input type="checkbox"/>	L'acqua è sbarrata da dighe/altro?	<input type="checkbox"/>
Linea di aratura dei campi trasversale all'alveo	<input type="checkbox"/>	Il fiume è soggetto a picchi improvvisi di portata?	No <input type="checkbox"/> Si <input type="checkbox"/>

R CARATTERISTICHE PARTICOLARI Spuntare (presente), usare E (> 33% lunghezza della sponda) o W (intero sito) *registrare anche se <1%

Nessuna <input type="checkbox"/>	Grandi massi (>1 m)	Veg. tipica di stagni e paludi	Marmite dei Giganti
Canali intrecciati (Braided)	*Dighe di foglie	Aree di torbiera (Sphagnum)	Massi nella piana inondabile
Canali laterali (e.g. lanche)	Canneti di riva	Foresta umida	Altro (spec.)
*Cascate naturali <5m	Zattere di vegetazione	Prati umidi	
*Cascate naturali >5m	*Inghiottitoi	Aree sorgive in alveo o sponde	
Strutture a gradinata	Ampie aree di backwater	Sorgenti pietrificanti	
*Sbarramenti di detrito veg.	Marcite	Specchi d'acqua naturali	

Non applicato Nessuno Habitat ripariali Direttiva HABITAT:

Note

_Bolzano set08



CARAVAGGIO 2005 - CNR-IRSA, Core Assessment of River hAbitat VALUE and hydro-morpholoGical cOndition

CHIAVE APPLICATIVA

SPONDE

USO DEL SUOLO ALLA SOMMITA' DELLA SPONDA E STRUTTURA DELLA VEGETAZIONE DI RIVA (Sezione A)

Criteria per la sommità della sponda	Descrizione	
B = Cambio di pendenza	primo e maggior cambio di pendenza (dove potrebbero esserci coltivazioni o sviluppo)	
S = Uso stabile	dove è possibile riconoscere un uso stabile del territorio (e.g. case)	
V = Vegetazione non igrofila	punto di rottura tra vegetazione igrofila e non igrofila (e.g. <i>Alnus</i> vs <i>Quercus</i>)	
T = Trashline	livello dei detriti depositati dalla piena su alberi e sponda	
R = Copertura rocce discontinua	copertura delle rocce di sponda discontinua (e.g. vegetazione asportata)	
esempi di:	vegetazione igrofila	vegetazione non igrofila
	<i>Alnus, Fraxinus, Myricaria</i> <i>Nerium oleander, Populus, Salix, Tamarix</i>	<i>Acer, Carpinus, Castanea, Fagus</i> <i>Picea, Quercus, Tilia, Ulmus</i>

Uso del suolo su piana esondabile, sponda e berm (Sezioni A e I)

Naturale	Agricolo	Urbano
BL = Boschi di latifoglie (anche semi-naturali)	BP = Piantagione di latifoglie o mista/ceduo intensivo	IN = Zona industriale
CW = Boschi di conifere (anche semi-naturali)	CP = Piantagione di Conifere	UR = Area urbana
MN = Sugherete (semi-naturale)	EU = Piantagione di <i>Eucaliptus</i>	SU = Case sparse (sviluppo Suburbano)
MM = Macchia mediterranea	PO = Piantagione di <i>Populus</i>	WT = Impianto di depurazione
SH = Arbusti e cespugli	OR = Frutteti	MS = Strada principale
TH = Erba alta/ vegetazione sparsa	OL = Uliveti	RO = Strada
GR = Prati naturali	VI = Vigne	WR = Strada bianca/mulattiera
MH = Brughiere/incolti	TL = Campi coltivati	RA = Ferrovia
RD = Rocce, pietrisco o dune di sabbia	RP = Prati/pascoli/alpeggi	QU = Cava
OW = Specchi d'acqua naturali	WM = Marcite	PG = Parchi o giardini
WL = Zone umide (e.g. torbiere, canneti, stagni)	RF = Risaie	AW = Specchi d'acqua artificiali
	FM = Fattorie/Allevamenti	

Struttura della vegetazione di Sponda e Sommità della sponda - Da rilevare su un transetto di 10m (Sezione A)

nuda (bare)	B	terra nuda/roccia etc.	tipi di vegetazione
uniforme 	U	un solo tipo dominante (no arbusti o alberi)	 briofite vegetazione erbacea bassa
semplice 	S	due o tre tipi di vegetazione	 erbe alte/ prati
complessa 	C	quattro o più tipi	 cespugli o arbusti alberi (anche giovani)

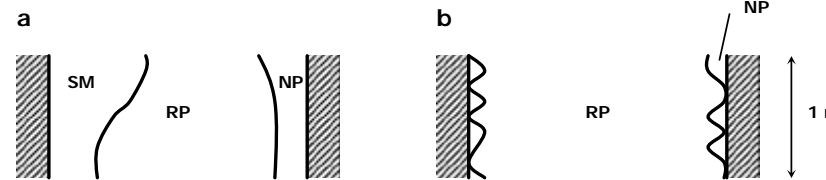
Attributi fisici (Sezione B)

Materiale di sponda	Caratteristiche Zone Marginali e di Sponda	Pendenza della Sponda
NV = Non Visibile	NV = Non Visibile (e.g. riva lontana)	V = Verticale/Semi-verticale (>70°)
BE = Roccia (BEdrock)	NO = Assenti	S = Ripido (35°-70°)(Steep)
BO = Massi (BOulder)	CF = ConFLuenza	G = Poco inclinato (<35°)(Gentle)
CO = Pietre/Ciotoli (Cobble)	NB = Berm Naturale	
GS = Ghiaia/sabbia (Gravel/Sand)	AB = Berm Artificiale (canale a due stadi)	
EA = Terra (EArth/crumbly)	Modifiche della Sponda	
PE = Torba (PEat)	NK = Non note/non rilevabili	
CL = Argilla compatta (sticky CLay)	NO = Nessuna modifica	
CC = Calcestruzzo/cemento (concrete)	RS = Sponda RiSezionata (riprofilata)	
SP = Pali e palancole metalliche	RI(N) = Sponda RInforzata	
WP = Pali e palancole in legno	RT(N) = Sponda Rinforzata solo alla sommità	
GA = Gabbionata (Gabion)	RE(N) = Sponda Rinforzata solo al piede	
BR = Mattoni/sassi (Brick/laid stone)	PC(B) = Smossa (B se priva di vegetazione)	
RR = Rip-Rap/Pietrame	EM = Arginata	
TD = Cumuli di detriti	TR = Presenza di rifiuti	
FA = Tessuto/non tessuto, geotessuto (FABric)		
LR = Interventi vivi (Local Restoration)		
BI = Materiali di ing. naturalistica (Bio-engineering)		
CW = Muri cellulari (Crib Walls)		
	+ (N) se il rinforzo è di tipo 'Naturalistico'	

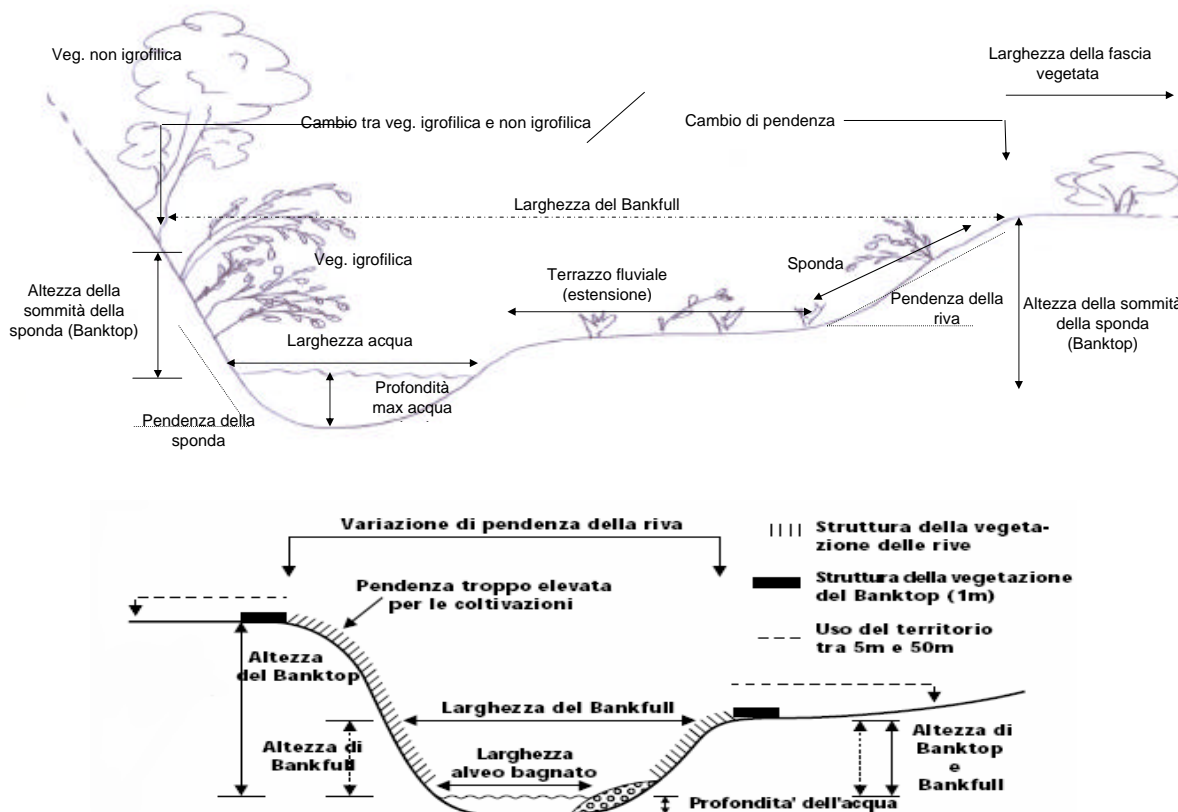
Caratteristiche selezionate dell'alveo (Sezione C₂)

DR - Alveo asciutto (dry). Assenza di canali con acqua lungo il transetto
CF = ConFluenza. Dove un tributario si immette nel corso d'acqua in esame, o viceversa
CB = Barra Concava. Barra di deposito osservabile sul lato esterno di un'ansa fluviale (di norma) alla base di una sponda in erosione, spesso in opposizione ad una barra di meandro
AB = Barre Alternate. Barre di deposito laterali distribuite in modo alternato tra una riva e l'altra
TB = Barra Trasversale. Caratteristica deposizionale con disposizione diagonale nell'alveo, emersa o parzialmente sommersa, di norma estesa da una sponda all'altra
BS = Scarpata del fondo (*Bedscarp*). Zona di cambio netto di pendenza dell'alveo rispetto alle aree adiacenti a monte e a valle. Spesso osservabile a monte di un'area a canale inciso. Su depositi fluviali incoerenti
NI = Scalino del fondo (*Nickpoint/Headcut*). Zona dell'alveo a pendenza molto elevata (e.g. sub-verticale) dovuto a erosione critica dei depositi sottostanti, che dà spesso origine a cascate. Su depositi fluviali consolidati
ER = Radici scoperte in centro alveo. Radici sommerse scoperte da fenomeni erosivi osservabili nel letto fluviale, all'interno del canale. Le radici scoperte o esposte lungo le sponde sono registrate nelle sezioni H e K
ED = Depositi alluvionali erosi. Quando fenomeni erosivi in alveo o alla base della sponda determinano il riaffiorare di depositi antichi e consolidati
OD = Canale inciso. Quando l'alveo fluviale presenta chiari segni di incisione, anche se in una porzione piuttosto ristretta
LE = Erosione locale della sponda. Erosione in un'area chiaramente circoscritta (< 3m di ampiezza) e.g. solo la base della riva, la base di un ponte

Tipi di flusso (Sezione F)	Descrizione
NV = Non Visibile	
FF = Cascata (Free Fall)	L'acqua è nettamente separata dal substrato sottostante/retrostante ~ cascate
CH = CHute flow	L'acqua scorre aderente al substrato seguendo una dolce curvatura ~ aree a gradoni
BW = Broken standing Waves	Sono presenti onde stabili e increspate ~ aree con rapide
UW = Unbroken standing Waves	Sono presenti onde stabili non increspate ~ aree con raschi (riffle)
CF = Flusso Caotico (Chaotic Flow)	Tre o quattro o tutti i precedenti <i>flow type</i> sono contemporaneamente presenti: non esiste una chiara predominanza di uno solo di essi
RP = Increspato (RiPpled flow)	Assenza di onde definite, la superficie dell'acqua presenta evidenti increspature ~ aree di run
UP = Acqua in risalita (UPwelling)	L'acqua tende a incresparsi la superficie risalendo dal basso ~ aree di boil
SM = Liscio (Smooth flow)	La superficie dell'acqua non presenta increspature (liscia) ~ aree di glide
NP = Flusso Non Percettibile	Acqua ferma, non è percettibile alcun movimento verso valle ~ aree di pool, tratti <i>ponded</i> , aree marginali e di morta
DR = Alveo asciutto (Dry)	Assenza d'acqua in alveo

 <p>a Tipo di flusso primario = RP Tipo di flusso secondario = SM</p> <p>b Tipo di flusso primario = RP Nessun tipo di flusso secondario</p>	<p>Tipo di flusso primario Il tipo di flusso che occupa la percentuale maggiore della sezione trasversale</p> <p>Tipo di flusso secondario Il secondo tipo di flusso più dominante della sezione trasversale. E' registrato anche quando occupa una porzione sensibilmente inferiore al tipo di flusso primario (piccole aree possono essere rilevanti per macroinvertebrati, pesci o altri organismi). Come regola generale, un tipo di flusso che occupa < 10% del transetto dovrebbe essere ignorato.</p>
---	---

Dimensioni dell'Alveo (Sezioni A, B & E)



Definizioni delle caratteristiche fluviali

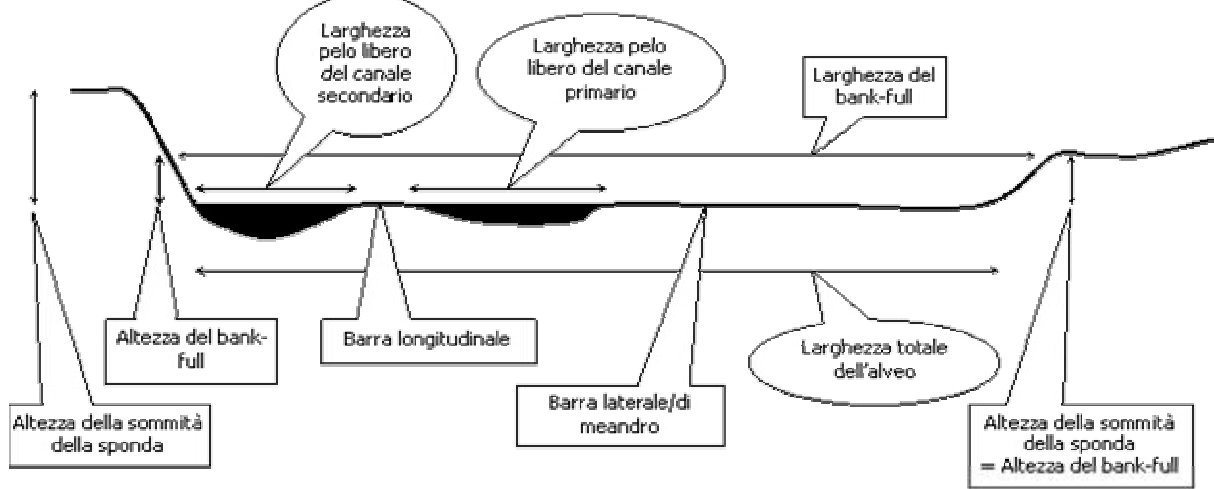
Sponda del fiume Riva permanente che delimita l'alveo fluviale attivo

Alveo attivo L'intera area compresa tra la base della riva destra e la base della riva sinistra. Include le aree bagnate e tratti di alveo asciutti (come le barre di deposito)

Base della sponda Punto in cui si osserva il cambio di pendenza tra il letto e la sponda del fiume

Numero di rami bagnati Il numero di canali distinti con acqua fluente osservabili lungo la sezione trasversale nel momento del survey

Larghezza pelo libero canale primario, secondario e totale Larghezza dei tratti di alveo occupati dall'acqua, rispettivamente per il canale primario, secondario e per la somma di tutti i canali con acqua



ATTRIBUTI FISICI DELLA SPONDA E DEL CANALE (Sezioni E & F)

CARATTERISTICHE DI EROSIONE/DEPOSITO (Sezione E)

SPONDE

Erosione/Habitat

- NV = Non visibile
- NO = Nessun fenomeno erosionale
- EC = Scarpa verticale in erosione (cerchiare se con substrato sabbioso)
- SC = Scarpa verticale stabile (cerchiare se con substrato sabbioso)
- EB = Sponda in erosione
- ET = Sponda in erosione presso la sommità
- EE = Base della sponda in erosione
- TO = Detriti al piede della sponda
- LE = Erosione locale della sponda

Deposito

- NV = Non Visibile
- NO = Nessun fenomeno di deposito
- PB (b) = Barra di meandro non vegetata
- VP (b) = Barra di meandro vegetata
- SB (b) = Barra laterale non vegetata
- VS (b) = Barra laterale vegetata
- AB = Barre Alternate
- CB = Barra Concava
- BB = Grossi Blocchi
- SD = Deposito di Sabbia
- SP = Depositi SParsi

Possibili cause di deposito particolari:
/BB = Dovuto alla presenza di grossi Blocchi in alveo o roccia emergente

(b) indica backwater presso la sponda

/AR = Dovuto alla presenza di caratteristiche ARTificiali

CANALE

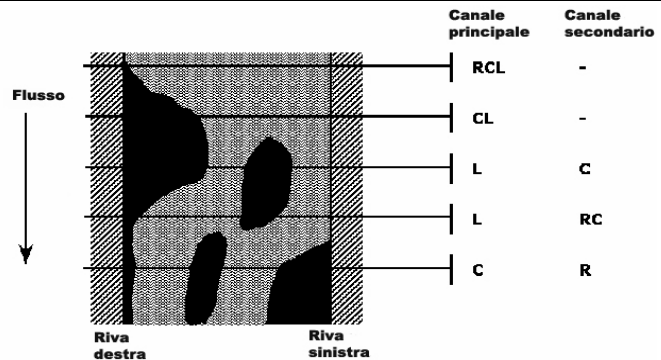
Deposito

- NV = Non visibile
- NO = Assente
- RO = Massi esposti
- EB = Roccia esposta
- VR = Roccia vegetata esposta
- BB = Grossi blocchi nel canale
- MB = Barra longitudinale non vegetata
- VB = Barra longitudinale vegetata
- MI = Isola Matura
- MU = Barre MULTiple
- SP = Depositi SParsi

Possibili cause di deposito particolari:

/BB = Dovuto alla presenza di grossi Blocchi in alveo o roccia emergente
/AR = Dovuto alla presenza di caratteristiche ARTificiali

Posizione del canale bagnato



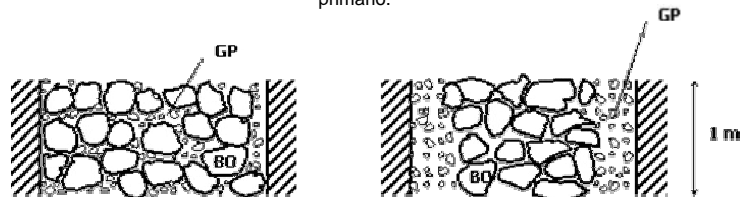
HABITAT E MODIFICAZIONI DEL CANALE (Sezione F)

Substrato del canale

- NV = Non Visibile
- BE = Roccia (bedrock)
- BO = Massi (boulder)
- CO = Ciottoli (cobble)
- GP = Ghiaia/pietre (gravel/pebble) (cerchiare G o P in relazione alla predominanza di uno dei due)
- SA = Sabbia (sand)
- SI = Limo (silt)
- CL = Argilla (clay)
- PE = Torba (peat)
- RR = Rip Rap (grosse pietre)
- CC = Cemento (concrete)
- AR = Artificializzato (artificial)

Tipo di substrato primario Il tipo di substrato che occupa la percentuale maggiore della sezione trasversale

Tipo di substrato secondario Il secondo substrato più dominante della sezione trasversale. Il tipo di substrato può essere registrato come secondario sia se forma un'area omogenea sia se risulta frammisto al substrato primario.



Tipo di substrato primario = BO
Tipo di substrato secondario = GP

HABITAT E MODIFICAZIONI DEL CANALE (Sezione F) - segue

Modificazioni dell'alveo

NK = Non note	RS = Risezionato	FO = Guado artificiale (ford)
NO = Nessuna	RI = Rinforzato (corazzato)	TR = Presenza di rifiuti (detrito urbano)
CV = Presenza di culvert, tombino, sottopasso	DA = Dighe/traverse/briglie	

INDICATORI DI RISEZIONAMENTO E/O RADDRIZZAMENTO DI CANALE E SPONDE

- | | | |
|---|---|--|
| 1. Profilo regolare della sponda | 2. Alveo ad andamento rettilineo | 3. Tipi di flusso uniformi e a bassa energia |
| 4. Assenza di alberi o alberi della stessa età sulle sponde | 5. Uso intensivo del territorio, forte urbanizzazione | |

CARATTERISTICHE ARTIFICIALI* (Sezioni F & G)

Livello di alterazione: major: m; intermediate: i; minor: s

Strutture trasversali

B - Ponti

Major = con uno o più piloni in alveo e/o che determinano un restringimento dell'alveo molto evidente e/o una presenza massiva di strutture artificiali in alveo
 Intermediate = piloni presenti alla base della sponda e/o chiaro restringimento della larghezza dell'alveo
 Minor = assenza di piloni in alveo, senza spalle sulle sponde (e.g. gasdotti, viadotti, ponti pedonali)

W - Dighe/traverse/briglie

Major = struttura permanente che si estende per l'intera larghezza dell'alveo. Struttura completamente impermeabile e/o che causa un elevato impedimento al flusso
 Intermediate = struttura semi-permanente che si estende per l'intera larghezza dell'alveo, ma permeabile e che non causa un forte impedimento al flusso
 Minor = piccola struttura, permeabile e usualmente temporanea

F - Guadi

Major = guado con sponde e fondo dell'alveo artificiali
 Intermediate = guado con sponda artificializzata ma materiale dell'alveo naturale
 Minor = guado senza strutture artificiali in area spondale e in alveo

C - Tunnel/Tombini/Sottopassi

Major = determina un importante restringimento dell'alveo fluviale ($\geq 30\%$) e/o non c'è continuità di acqua e/o sedimento tra monte e valle e/o la lunghezza del tunnel è > 4 volte la larghezza del fiume
 Intermediate = determina un piccolo restringimento dell'alveo fluviale ($< 30\%$), c'è continuità di acqua e sedimento tra monte e valle e la lunghezza del tunnel è superiore alla larghezza del fiume
 Minor = non determina un restringimento dell'alveo fluviale, c'è continuità di acqua e sedimento tra monte e valle, la lunghezza del tunnel è inferiore alla larghezza del fiume

Strutture laterali

Scarichi e Prelievi

D - Pennelli

O - Scarichi

I - Prelievi/Captazioni

Major = estensione $\geq 30\%$ della larghezza del canale e/o causa consistenti fenomeni di erosione/deposito. Intermediate = estensione del 10-30% della larghezza del canale e determina solo scarsa erosione e/o deposito Minor = estensione $\leq 10\%$ della larghezza del canale, non causa fenomeni erosivi e/o di deposito	Major = estensione lungo la riva $\geq 100\%$ della larghezza dell'alveo e/o ≥ 25 m e/o diametro del tubo di scarico ≥ 1 m Intermediate = estensione lungo la riva $\geq 50\%$ della larghezza dell'alveo e/o tra 10-25 m e/o diametro del tubo di scarico ≥ 0.5 m Minor = estensione lungo la riva $< 50\%$ della larghezza dell'alveo, < 10 m e diametro del tubo di scarico < 0.5 m	Major = estensione lungo la riva $\geq 100\%$ della larghezza dell'alveo e/o ≥ 25 m e/o diametro del tubo di presa ≥ 1 m Intermediate = estensione lungo la riva $\geq 50\%$ della larghezza dell'alveo e/o tra 10-25 m e/o diametro del tubo di presa ≥ 0.5 m Minor = estensione lungo la riva $< 50\%$ della larghezza dell'alveo, < 10 m e diametro del tubo di presa < 0.5 m
--	---	---

Mappe in Pagina 2 della scheda di rilevamento

Indicare la posizione delle caratteristiche registrate nella Sezione G (Caratteristiche Artificiali) e C₂ in riferimento alla posizione degli spot-check



*se è registrato OD (canale inciso), indicarne la profondità massima
 **cerchiare la caratteristica della Sezione G se erosa/in erosione

Stima della classe dimensionale del substrato presente nell'alveo

Scala

Sabbia grossolana			
Ghiaia			
Pietre			
Ciottoli (fino alla dim. di un foglio A4) (Cobble)			

SA GP CO

NB: considerare l'asse secondario

Info su CARAVAGGIO

CNR-IRSA Istituto di Ricerca sulle Acque, Brugherio (MI), Italia - e-mail: caravaggio@irsa.cnr.it, tel ++39 039 21694-1-204-208, fax ++39 039 2004692
 Il metodo CARAVAGGIO è stato sviluppato con la collaborazione di CNR-ISE (Pallanza, VB, I), INAG (Lisbona, P) e Università di Evora (P)

