



PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO
Assessorato all'urbanistica e ambiente



Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente



PIANO DI TUTELA DELLE ACQUE



Capitolo 4
Approfondimenti



PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO
ASSESSORATO ALL'URBANISTICA E AMBIENTE



AGENZIA PROVINCIALE PER LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE

PIANO DI TUTELA DELLA QUALITA' DELLE ACQUE

Approvato con deliberazione della Giunta della Provincia Autonoma di Trento n. 3233 del 30 dicembre 2004. Il Piano è in vigore dal 9 febbraio 2005.

Realizzazione e coordinamento

DIPARTIMENTO URBANISTICA E AMBIENTE

AGENZIA PROVINCIALE PER LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE

Settore tecnico - Unità organizzativa tutela dell'acqua
e-mail: acqua.appa@provincia.tn.it

Stazione SIAT Settore informazione e qualità dell'ambiente
e-mail: info.qual.appa@provincia.tn.it

Supporto all'elaborazione

WSCstudio
e-mail: info@wscstudio.it



Il simbolo del Piano vuole rappresentare, in modo stilizzato, la presenza della Salamandra nei ruscelli boschivi trentini, habitat ideale per la sua riproduzione. Tale presenza è garanzia di acque di elevata qualità.

Indice

CAPITOLO 4 – APPROFONDIMENTI

4I	LA FASE A REGIME DEL MONITORAGGIO DEI CORSI D'ACQUA: IL PRIMO BIENNIO	
4I.1	INTRODUZIONE	1
4I.2	LA FASE A REGIME	2
4I.2.1	<i>LA QUALITÀ NELL'ANNO 2002</i>	2
4I.2.2	<i>LA QUALITÀ NELL'ANNO 2003</i>	5
4II	METODI DI CLASSIFICAZIONE DEI LAGHI E CONFRONTO. I CASI DI CALDONAZZO, SERRAIA E LEDRO	
4II.1	INTRODUZIONE	9
4II.2	CLASSIFICAZIONI COMPARATE DEI LAGHI DI CALDONAZZO, SERRAIA E LEDRO	10
4II.2.1	<i>IL LAGO DI CALDONAZZO</i>	12
4II.2.1.1	I dati disponibili per il confronto	14
4II.2.1.2	La classificazione secondo Carlson (1977)	16
4II.2.1.3	La classificazione sulla stima della biomassa	17
4II.2.1.4	La classificazione OECD (1982)	19
4II.2.1.5	Il modello MEI (1985) ed il modello Vollenweider	20
4II.2.1.6	Considerazioni	22
4II.2.2	<i>IL LAGO DI SERRAIA</i>	23
4II.2.2.1	I dati disponibili per il confronto	25
4II.2.2.2	La classificazione secondo Carlson (1977)	26
4II.2.2.3	La classificazione sulla stima della biomassa	27
4II.2.2.4	La classificazione OECD (1982)	29
4II.2.2.5	Il modello MEI (1985) ed il modello Vollenweider	30
4II.2.2.6	Considerazioni	32
4II.2.3	<i>IL LAGO DI LEDRO</i>	34
4II.2.3.1	I dati disponibili per il confronto	37
4II.2.3.2	La classificazione secondo Carlson (1977)	39
4II.2.3.3	La classificazione sulla stima della biomassa	40
4II.2.3.4	La classificazione OECD (1982)	42
4II.2.3.5	Il modello MEI (1985) ed il modello Vollenweider	43
4II.2.3.6	Considerazioni	44
4V+VI	LE DEIEZIONI ANIMALI, IL BILANCIO SUL GARDA, IL RIUSO DELLE ACQUE REFLUE	
4V+VI.1	INTRODUZIONE	45
4V+VI.2	LA DISTRIBUZIONE DEGLI ALLEVAMENTI ZOOTEKNICI SUL TERRITORIO PROVINCIALE	46
4V+VI.4	IL BILANCIO DI NUTRIENTI PER IL BACINO SCOLANTE NEL LAGO DI GARDA	48
4V+VI.5	METODOLOGIA PER L'INDIVIDUAZIONE DEGLI IMPIANTI IDONEI AL RIUTILIZZO DELLE ACQUE REFLUE	55
4VII	LE FLUTTUAZIONI IDROMETRICHE	
4VII.1	INTRODUZIONE	61
4VII.2	FLUTTUAZIONI IDROMETRICHE NELLE SEZIONI SIGNIFICATIVE AI SENSI DEL D.LGS 152/99	62

4VIII	LE PERCENTUALI DI ABBATTIMENTO DEI CARICHI PROVENIENTI DAI DEPURATORI PROVINCIALI IN AREE SENSIBILI	
4VIII.1	INTRODUZIONE	65
4VIII.2	ABBATTIMENTO DEI NUTRIENTI ALL'ANNO 2002	66
4VIII.3	L'ABBATTIMENTO DEI NUTRIENTI ALL'ANNO 2003	68
4IX	PRIMA MAPPA DELLA VULNERABILITÀ INTRINSECA DELLA PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO	
4IX.1	INTRODUZIONE	71
4IX.2	LA VULNERABILITÀ INTRINSECA DELLA LITOLOGIA AFFIORANTE IN TRENTINO	72
4IX.2.1	<i>I DATI INIZIALI</i>	72
4IX.2.2	<i>IPOTESI FONDAMENTALI DI LAVORO</i>	73
4IX.3	METODOLOGIA OPERATIVA	74
4IX.3.1	<i>ASSOCIAZIONE CLASSI DI VULNERABILITÀ INTRINSECA - LITOTIPI</i>	74
4IX.3.2	<i>LA PROCEDURA GIS</i>	76
4IX.3.3	<i>LA SOVRAPPOSIZIONE DELLE FAGLIE</i>	77
4IX.4	LA MAPPA DELLA VULNERABILITÀ INTRINSECA DELLA LITOLOGIA AFFIORANTE IN TRENTINO	78
4X	CARATTERIZZAZIONE DEL BACINO INSISTENTE SUL SISTEMA DEI LAGHI DI CANZOLINO E MADRANO	
4X.1	INTRODUZIONE	79
4X.2	ANALISI DEL BACINO IDROGRAFICO	80
4X.2.1	<i>IL COLLETTAMENTO DELLE ACQUE REFLUE</i>	80
4X.2.2	<i>L'USO DEL SUOLO</i>	84

Capitolo 4I – La fase a regime del monitoraggio dei corsi d'acqua: il primo biennio

4I.1 Introduzione

E' interessante valutare, anche in ragione del regime idrologico piuttosto anomalo degli anni 2000 e 2001, il comportamento dei macrodescrittori che concorrono alla classificazione dei corsi d'acqua significativi per i successivi anni 2002 e 2003. Questo primo biennio di tendenza risulta poco significativo per la verifica del raggiungimento degli obiettivi di qualità non essendo ancora operanti tutte le azioni di risanamento indicate dal presente Piano. Il miglioramento o peggioramento della classe di qualità acquisita con la classificazione, è strettamente legata alla sensibilità dei macrodescrittori chimici e dell'IBE.

4I.2 La fase a regime

4I.2.1 La qualità nell'anno 2002

L'anno 2002, il primo della fase di monitoraggio a regime, fornisce un primo confronto con la situazione di partenza. A tale scopo si riporta, analogamente a quanto fatto per la classificazione, l'andamento del 75° percentile dei macrodescrittori, il punteggio ottenuto dal LIM e quindi la classe di qualità di appartenenza.

L'analisi va valutata anche in relazione alle caratteristiche idrologiche anomale di questi ultimi anni.

Tabella 4I.1. Valore del 75° percentile dei macrodescrittori rilevati nel primo anno di monitoraggio successivo alla classificazione per ogni punto di monitoraggio significativo.

Codice Punto	75° percentile del parametro considerato						
	100–O.D. [% sat]	BOD ₅ [O ₂ mg/l]	COD [O ₂ mg/l]	NH ₄ [N mg/l]	NO ₃ [N mg/l]	Fosforo totale [P mg/l]	<i>Escherichia coli</i> [UFC/100ml]
1	6,0	3,30	1,40	0,090	0,8	0,040	1450
2	6,0	2,80	0,00	0,060	0,9	0,060	1900
6	3,5	3,60	5,55	0,095	1,1	0,050	1500
7	5,0	4,20	6,40	0,110	0,9	0,050	1500
10	5,0	3,00	0,00	0,105	0,8	0,040	5800
11	5,3	2,43	0,00	0,053	0,9	0,040	1925
13	10,5	2,98	0,00	0,033	1,2	0,073	713
14	10,8	3,08	0,00	0,020	1,5	0,030	440
19	6,3	1,60	6,88	0,120	1,0	0,043	1450
20	7,0	2,50	5,00	0,015	1,6	0,090	1250
21	6,0	1,95	0,00	0,025	1,4	0,035	1300
23	3,0	2,60	0,00	0,183	1,2	0,093	433
24	5,3	2,43	0,00	0,045	1,0	0,030	35
25	8,3	1,98	0,00	0,043	1,1	0,020	123

Tabella 41.2. Punteggi, per l'anno 2002, corrispondenti al relativo livello di inquinamento (ad un punteggio di base pari a 5 corrisponde il LIVELLO 5; raddoppiando di volta in volta il punteggio si raggiunge il LIVELLO 1 cui corrisponde il punteggio di 80).

Codice Punto	Punteggi dei livelli di inquinamento							
	(100–OD)	BOD ₅	COD	NH ₄	NO ₃	Fosforo totale	Escherichia coli	Totale
1	80	40	80	40	40	80	20	380
2	80	40	80	40	40	80	20	380
6	80	40	40	40	40	80	20	340
7	80	20	40	20	40	80	20	300
10	80	40	80	20	40	80	10	350
11	80	80	80	40	40	80	20	420
13	40	40	80	40	40	40	40	320
14	40	40	80	80	20	80	40	380
19	80	80	40	20	40	80	20	360
20	80	40	40	80	20	40	20	320
21	80	80	80	80	40	80	20	460
23	80	40	80	20	40	40	40	340
24	80	80	80	40	40	80	80	480
25	80	80	80	40	40	80	40	440

Tabella 41.3. Classi relative allo stato ecologico dei corsi d'acqua per l'anno 2002. In giallo sono indicati cambiamenti in negativo, in verde in positivo e in bianco cambiamenti nulli rispetto alla classificazione 2000-2001).

Codice Punto	Anno 2002			Classificazione 2000-2001
	Livello IBE	Livello inquinamento macrodescrittori	Classe stato ecologico	Classe stato ecologico
1	2	2	2	2
2	2	2	2	2
6	2	2	2	2
7	-	2	2	2
10	3	2	3	3
11	2	2	2	2
13	1	2	2	2
14	2	2	2	3
19	3	2	3	2
20	1	2	2	2
21	2	2	2	2
23	2	2	2	2
24	2	1	2	2
25	2	2	2	2

Per confronto della [tabella 41.3](#) con la [tabella 21.11](#) si osserva che il punto 14 (Torrente Avisio a Lavis) migliora nel 2002 di una classe, passando da stato ecologico 3 a stato ecologico 2 mentre il punto 19 (Fiume Brenta a Ponte Cervia – Levico Terme) peggiora passando da stato ecologico 2 a stato ecologico 3. Si osservi che entrambe i cambiamenti sono conseguenza di una variazione del livello IBE. In altri due casi (punti 13 e 20) invece il miglioramento del livello IBE non ha conseguenze sullo stato ecologico assegnato in fase di classificazione. Anche un peggioramento nel punto 25 (Chiese, Ponte dei Tedeschi a Storo) del livello di inquinamento dei macrodescrittori non ha ripercussioni sullo stato ecologico finale. In realtà a livello chimico non si può parlare di peggioramento essendo il parametro che causa il cambio di classe il 75° percentile dell'*Escherichia Coli* che passa da 95 per gli anni 2000-2001 a 123 per l'anno 2002. Il problema è quindi più legato alla vicinanza del valore del parametro al limite di cambio di classe fissato in 100 UFC/100 ml di *Escherichia Coli*.

L'analisi di questi dati, se pur qualitativa, mostra come tra macrodescrittori ed IBE sia quest'ultimo a giocare il ruolo di variabile ambientale maggiormente "sensibile" rispetto al metodo di classificazione adottato. La variabilità è comunque contenuta all'interno di un salto di classe.

41.2.2 La qualità nell'anno 2003

Anche per l'anno 2003 si riporta, analogamente a quanto svolto per la classificazione, l'andamento del 75° percentile dei macrodescrittori, il punteggio ottenuto dal LIM e quindi la classe di qualità di appartenenza.

Tabella 41.1. Valore del 75° percentile dei macrodescrittori rilevati nel secondo anno di monitoraggio successivo alla classificazione per ogni punto di monitoraggio significativo.

	75° percentile del parametro considerato						
Codice Punto	100–O.D. [% sat]	BOD ₅ [O ₂ mg/l]	COD [O ₂ mg/l]	NH ₄ [N mg/l]	NO ₃ [N mg/l]	Fosforo totale [P mg/l]	<i>Escherichia coli</i> [UFC/100ml]
1	8,0	3,30	0,00	0,060	0,8	0,040	1550
2	3,0	2,80	1,40	0,050	1,0	0,050	1575
6	6,3	3,30	5,40	0,070	1,1	0,040	1825
7	5,0	5,80	6,00	0,160	1,1	0,040	1200
10	9,0	4,10	0,00	0,060	0,8	0,060	12000
11	11,3	3,20	1,40	0,060	1,0	0,030	1600
13	8,5	2,60	1,50	0,000	1,0	0,080	1375
14	16,0	2,50	6,10	0,000	1,1	0,020	1075
19	10,5	2,60	5,40	0,190	2,1	0,060	2800
20	9,0	2,20	0,00	0,060	2,0	0,120	1008
21	9,5	1,90	0,00	0,030	1,6	0,060	985
23	4,5	3,30	0,00	0,210	1,2	0,100	475
24	18,0	2,40	0,00	0,030	1,2	0,030	51
25	10,0	1,80	0,00	0,030	1,0	0,020	55

Tabella 41.2. Punteggi, per l'anno 2003, corrispondenti al relativo livello di inquinamento (ad un punteggio di base pari a 5 corrisponde il LIVELLO 5; raddoppiando di volta in volta il punteggio si raggiunge il LIVELLO 1 cui corrisponde il punteggio di 80).

	Punteggi dei livelli di inquinamento							
Codice Punto	(100–OD)	BOD ₅	COD	NH ₄	NO ₃	Fosforo totale	<i>Escherichia coli</i>	Totale
1	80	40	80	40	40	80	20	380
2	80	40	80	40	40	80	20	380
6	80	40	40	40	40	80	20	340
7	80	20	40	20	40	80	20	300
10	80	20	80	40	40	80	10	350
11	40	40	80	40	40	80	20	340
13	80	40	80	80	40	40	20	380

	Punteggi dei livelli di inquinamento							
Codice Punto	(100–OD)	BOD ₅	COD	NH ₄	NO ₃	Fosforo totale	Escherichia coli	Totale
14	40	40	40	80	40	80	20	340
19	40	40	40	20	20	80	20	260
20	80	80	80	40	20	40	20	360
21	80	80	80	40	20	80	40	420
23	80	40	80	20	40	40	40	340
24	40	80	80	40	40	80	80	440
25	80	80	80	40	40	80	80	480

Tabella 41.3. Classi relative allo stato ecologico dei corsi d'acqua per l'anno 2003. In giallo sono indicati cambiamenti in negativo, in verde in positivo rispetto alla classificazione 2000-2001).

	Anno 2003			Classificazione 2000-2001
Codice Punto	Livello IBE	Livello inquinamento macrodescrittori	Classe stato ecologico	Classe stato ecologico
1	2	2	2	2
2	2	2	2	2
6	2	2	2	2
7	-	2	2	2
10	3	2	3	3
11	2	2	2	2
13	2	2	2	2
14	3	2	3	3
19	-	2	2	2
20	2	2	2	2
21	2	2	2	2
23	2	2	2	2
24	2	2	2	2
25	2	1	2	2

Il confronto della situazione all'anno 2003 con la classificazione effettuata negli anni 2000-2001 mostra sostanzialmente una situazione del tutto invariata se si esclude un leggero peggioramento del livello dei macrodescrittori sul fiume Sarca alla stazione di monitoraggio di Torbole. Sembra comunque fuorviante chiamare peggioramento tale variazione in quanto il parametro che causa il cambio di classe da 1 a 2 è l'ossigeno disciolto, la cui differenza a cento in valore assoluto passa da 5.3 a 18 a fronte del limite di cambio di classe posto a 10. Pur essendo vero che tale parametro è indice di eutrofizzazione misurando le sovraossigenazioni dell'acqua, in Trentino ed in particolare

nella sezione in esame, dove l'acqua risulta ossigenata oltre il limite di saturazione causa la diretta provenienza da turbinamento idroelettrico, questo macrodescrittore risulta inadatto o quantomeno ingannevole per pesare il reale stato chimico fisico dell'acqua.

Confrontando quando succede nel 2002 e nel 2003 rispetto alla classificazione 2000-2001 si possono fare le seguenti osservazioni:

- la classificazione 2000-2001 è stata effettuata in regime idrologico "normale" considerando complessivamente gli anni in esame. Al riguardo si tengano presenti i seguenti dati:

pioggia media cumulata Trentino 2000 = 1299 mm

pioggia media cumulata Trentino 2001 = 990 mm

pioggia media Trentino (su serie storica)= 1111 mm (fonte PGUAP)

- il 2002, anno particolarmente piovoso (pioggia media cumulata = 1543 mm) rispetto alla media, fa osservare un miglioramento dell'IBE in addirittura 3 sezioni. Sembra quindi che l'IBE risenta positivamente dell'incremento delle portate medie annue specie nei periodi di magra;
- il 2003, anno particolarmente secco, fa ritornare l'IBE nelle medesime condizioni del 2000-2001 perdendo quindi i miglioramenti guadagnati l'anno precedente;
- i macrodescrittori chimici sembrano, almeno a livello di classe, abbastanza indifferenti ai regimi idrologici. Questo a conferma che i monitoraggi perdono il run-off e le lisciviazioni dovute ai fenomeni intensi e che i corsi d'acqua fungono sostanzialmente da vettori degli inquinanti che poi operano le loro trasformazioni nei laghi;
- l'IBE è più sensibile al regime idrometrico piuttosto che alla chimica delle acque. E' necessario quindi agire nella direzione della limitazione delle fluttuazioni idrometriche e dell'incremento dei rilasci.

Capitolo 4II – Metodi di classificazione dei laghi a confronto. I casi di Caldonazzo, Serraiia e Ledro.

4II.1 Introduzione

La classificazione dei laghi secondo il d.lgs. 152/99 presenta una situazione provinciale piuttosto degradata che indica la necessità del risanamento per alcuni corpi idrici per raggiungere gli obbiettivi di qualità prefissati per il 2008 e 2016. Il metodo di classificazione, basato su 4 macrodescrittori, rappresenta uno strumento di governo del territorio che però non è in grado di descrivere in modo esauriente la salute dei corpi idrici in esame. Si ritiene quindi utile un confronto con i più diffusi indici di qualità ai fini di approfondire l'effettivo stato di alcuni laghi trentini (Caldonazzo, Serraiia e Ledro).

411.2 Classificazioni comparate dei laghi di Caldonazzo, Serrai e Ledro

Allo scopo di aggiungere informazioni alla classificazione ai sensi del d.lgs 152/99 e di trovare un termine di paragone per giudicare la tendenza all'eutrofizzazione dei laghi, è necessario effettuare un'analisi comparata di alcuni tra i più diffusi metodi di classificazione su alcuni laghi trentini. Tali laghi, scelti in funzione delle loro caratteristiche limnologiche ma soprattutto per la disponibilità di serie di dati analitici con frequenze generalmente mensili o bimensili, sono il lago di Caldonazzo, estremo lembo del bacino del Brenta, il lago di Serrai, lago in quota nel bacino del Fersina con evidenti problemi di eutrofizzazione, ed il lago di Ledro, compreso nel bacino del Sarca e la cui qualità influenza direttamente la parte trentina del lago di Garda. Anche per questi corpi idrici il fattore limitante è rappresentato dal fosforo.

I laghi sono stati analizzati con gli indici di Carlson, OECD con la stima del biovolume algale tra i procedimenti di valutazione dello stato trofico, con l'indice MEI e il modello Volleweider tra i metodi basati sulla stima del carico di nutrienti [51].

Il metodo di Carlson si basa sull'utilizzo di tre indici: trasparenza ($TSI^{1}(sd)$), clorofilla (a) ($TSI(chl)$) e fosforo totale ($TSI(tp)$) computati nel periodo di produttività (maggio-ottobre per i laghi trentini considerati), in grado così di rappresentare annualmente le condizioni del lago. Tramite una trasformazione logaritmica si ottiene un punteggio variabile da 1 a 100 che rappresenta una misura dello stato trofico del lago e offre la possibilità di effettuare confronti diretti tra lo stato trofico di diversi laghi esaminati. E' quindi possibile definire lo stato trofico basandosi sulla seguente tabella.

Tabella 411.1. Stato trofico e indice di Carlson.

Stato trofico	TSI
Ipertrofico	≥ 60
Eutrofici	50-60
Mesotrofico	40-50
Oligotrofico	30-40
Ultra-oligotrofico	≤ 30

¹ Trophic State Index.

La stima del biovolume algale sfrutta le correlazioni tra la densità del popolamento fitoplanctonico e lo stato trofico secondo correlazioni proposte da alcuni autori (Hankanson, 1980 e Rott, 1984).

La classificazione OECD si basa su considerazioni relative ai macrodescrittori contenuti nella seguente tabella di classificazione:

Tabella 4II. 2. Tabella per la classificazione OECD.

Stato trofico	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofici	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Per ogni parametro la tabella fornisce indicazioni sullo stato trofico a sinistra. È un metodo diretto che consente di esplicitare immediatamente la valutazione dello stato trofico complessivo annuale. Il fosforo totale è relativo alla sola zona eufotica.

L'approssimazione MEI (Morphoedaphic Index) permette di stimare quale sarebbe l'ipotetica concentrazione in termini di fosforo totale che dovrebbe caratterizzare un lago nel suo stato trofico naturale annualmente. Il calcolo può essere effettuato sia in base all'alcalinità che alla conducibilità delle acque. In particolar modo l'alcalinità sembra risentire in modo meno marcato dei carichi di origine di antropica ed è quindi da preferirsi. E' così possibile effettuare un confronto con il carico di fosforo attuale per valutare l'eventuale sofferenza del sistema e lo stato trofico coerente con gli apporti naturali di nutrienti per ogni singolo corpo idrico.

Il modello Volleweider stima invece il carico che un corpo idrico è in grado di sostenere basandosi sulle caratteristiche idromorfologiche (la profondità media o il tempo ipotetico di ricambio delle acque) del lago in questione.

4II.2.1 Il Lago di Caldonazzo

Il lago di Caldonazzo ha subito un forte decadimento qualitativo durante gli anni settanta quando il suo stato trofico risultava fortemente compromesso. Il successivo miglioramento della qualità determinato dalla concomitanza di un'azione di bonifica (tramite l'utilizzo delle apparecchiature LIMNO e la rimozione delle acque ipolimniche), e soprattutto dell'applicazione del Piano di risanamento delle acque e della costruzione del collettore circumlacuale, ha portato il lago ad uno stato trofico attuale di mesotrofia [7]. E' quindi netto il miglioramento qualitativo del lago dovuto soprattutto a sforzi ed investimenti mirati come il recente studio commissionato dal Dipartimento Ambiente della Provincia Autonoma di Trento al Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale dell'Università di Trento relativamente al "Modello di bilancio idrologico e valutazione del bilancio dei nutrienti gravanti sul lago di Caldonazzo" [55] che farà chiarezza sulle prossime azioni da intraprendere per l'ulteriore miglioramento della qualità del lago.

La classificazione secondo il d.lgs. 152/99 ([tabella 2II.10](#)) del lago di Caldonazzo riporta uno stato ecologico 4 che equivale, in assenza del riscontro di sostanze pericolose, ad uno stato ambientale scadente (tab. 12 allegato 1 d.lgs. 152/99). Il corpo idrico viene penalizzato nella classificazione dai valori di fosforo totale e di ossigeno disciolto rilevati nell'ipolimnio durante il periodo di massima stratificazione, che rappresentano la situazione peggiore che può presentare un lago dove la stratificazione della colonna d'acqua è molto accentuata come avviene in Caldonazzo.

Considerando quindi lo stato trofico raggiunto e la severità della classificazione del d.lgs. 152/99, si ritiene utile effettuare un confronto tra differenti classificazioni dello stato trofico [51]. Tale verifica è possibile grazie ad una quantità maggiore di dati analitici raccolti per un controllo delle azioni di bonifica effettuate e necessari a sostenere i diversi studi di cui il lago è stato ed è tuttora oggetto.

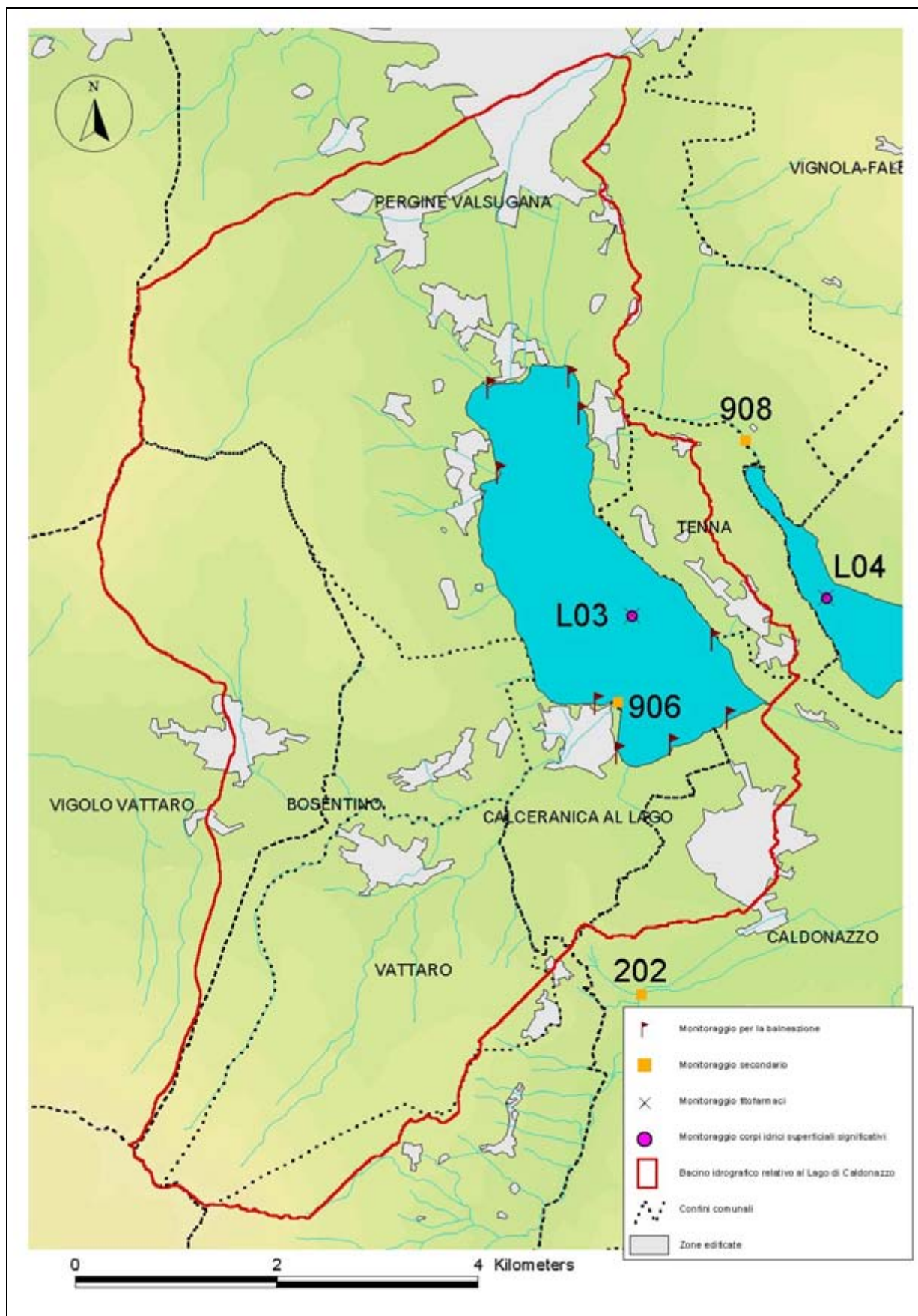


Figura 411.1. Il lago di Caldonazzo, il suo bacino idrografico e i monitoraggi ordinari di cui è oggetto.

Il bacino idrografico determinato tramite l'utilizzo della cartografia digitale [2, 5, 6] misura 49,3 km² (43,7 km² sottraendo la superficie del lago stesso). Com'è insito nella definizione di bacino idrografico non vengono considerate né gli sversamenti d'acqua che avvengono nel sottosuolo tra diverse formazioni idrogeologiche né gli interventi di origine antropica atti a modificare lo scorrimento naturale dell'acqua. Per le finalità della presente analisi è sufficiente conoscere il bacino idrografico, essendo note le problematiche della chiusura dello stesso presso l'abitato di Pergine.

I comuni interessati dal bacino idrografico sono Pergine Valsugana, Tenna, Caldonazzo, Calceranica al Lago, Vattaro, Bosentino, Vigolo Vattaro.

411.2.1.1 I dati disponibili per il confronto

La continua ricerca svolta sul lago di Caldonazzo per capirne le problematiche ha necessariamente implicato un intenso monitoraggio. La mole di dati disponibili negli anni dal 2000 al 2002 consente considerazioni più approfondite rispetto a quanto indicato del d.lgs. 152/99.

Nel dettaglio:

Anno	2000	2001	2002
Numero campionamenti	5	8	6

Le sostanze e i parametri ricercati sono descritti nella seguente tabella:

Azoto ammoniacale in [mg/l]
Azoto nitroso in [µg/l]
Azoto nitrico in [mg/l]
Azoto totale in [mg/l]
Ortofosfato in [µg/l]
Fosforo totale in [µg/l]
pH
Conducibilità elettrica specifica in [uS/cm] a 20°C
Alcalinità espressa come Ca (HCO ₃) ₂ [mg/l]
Clorofilla (a) (0-20 m) [µg/l]
Trasparenza [m]
Ossigeno [mg/l]
Ossigeno [%]
BOD [mg/l]

Gli intervalli di campionamento sulla colonna d'acqua sono invece:

0 m
5 m
10 m
20 m
Fondo

La localizzazione del punto di prelievo coincide con quella utilizzata per il monitoraggio ai sensi del d.lgs. 152/99:

Punto	X Gauss Boaga	Y Gauss Boaga
L03	1674201,80	5098220,13

411.2.1.2 La classificazione secondo Carlson (1977)

La tabella degli indici misurati durante il periodo di produzione di biomassa legata alla fotosintesi (maggio - ottobre) è la seguente.

Tabella 411.3. Gli indici di Carlson per il lago di Caldonazzo.

Parametro	2000	2001	2002	Media
TSI (sd)	39,18	33,99	35,74	35,59
TSI (chl a)	44,17	44,98	47,41	45,63
TSI (tP)	56,55	52,14	54,88	54,12

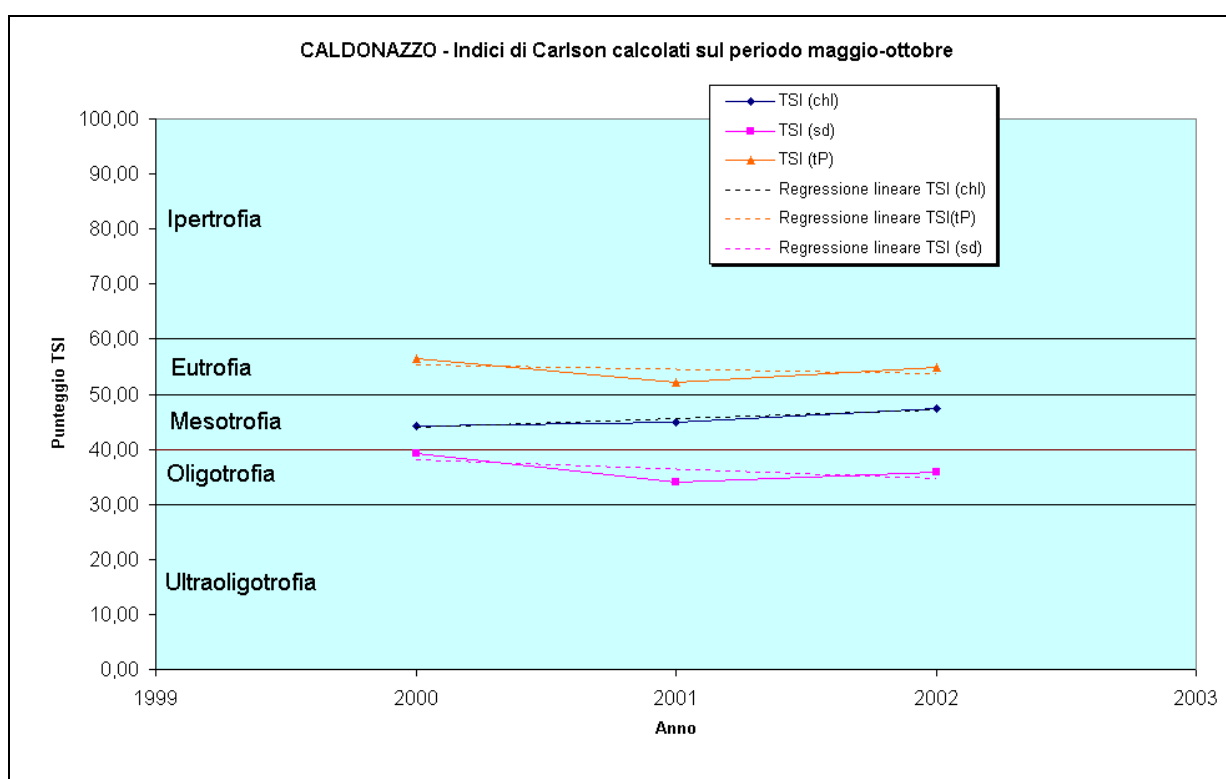


Figura 411.2. Rappresentazione grafica degli indici di Carlson per il lago di Caldonazzo.

Tutti e tre gli indici sono significativi in quanto non si verificano le condizioni, previste dal metodo, in grado di impedirne l'applicazione [51]. Il lago soffre per la presenza di fosforo totale che lo classifica come eutrofico, la clorofilla (a) lo pone invece in condizioni di mesotrofia mentre la trasparenza si discosta in modo accentuato dagli altri parametri mostrando valori tipici di stati oligotrofici. L'andamento degli indici TSI (sd) e TSI (tP) mostrano un miglioramento temporaneo degli indici nel 2001 mentre il TSI (chl) mostra un peggioramento costante nei tre anni pur mantenendosi nello stato mesotrofico.

411.2.1.3 La classificazione sulla stima della biomassa

L'analisi del popolamento fitoplanctonico espresso in biovolume [mm^3/m^3], relativamente ai campionamenti effettuati dal marzo del 2000 fino a dicembre 2002, mette in evidenza come le *Diatomee* e le *Cryptophyceae* risultino nettamente dominanti sugli altri gruppi, soprattutto nei mesi primaverili, tardo-autunnali e invernali. Le *Cryptophyceae* (costituite in particolare da *Cryptomonas rostratiformis*, *Cryptomonas erosa/reflexa* e *Rhodomonas minuta*) rappresentano la quasi totalità della biomassa fitoplanctonica nel marzo 2000, nei mesi primaverili del 2001 e nel dicembre 2002; sono inoltre risultate dominanti, raggiungendo valori di biovolume molto elevati (quasi $800 \text{ mm}^3/\text{m}^3$), nel marzo del 2002. Le *Diatomee*, rappresentate soprattutto da *Fragilaria crotonensis* e da *Cyclotella sp.*, sono presenti in quasi tutti i mesi, ma risultano nettamente dominanti sull'intera biomassa fitoplanctonica nei mesi autunnali.

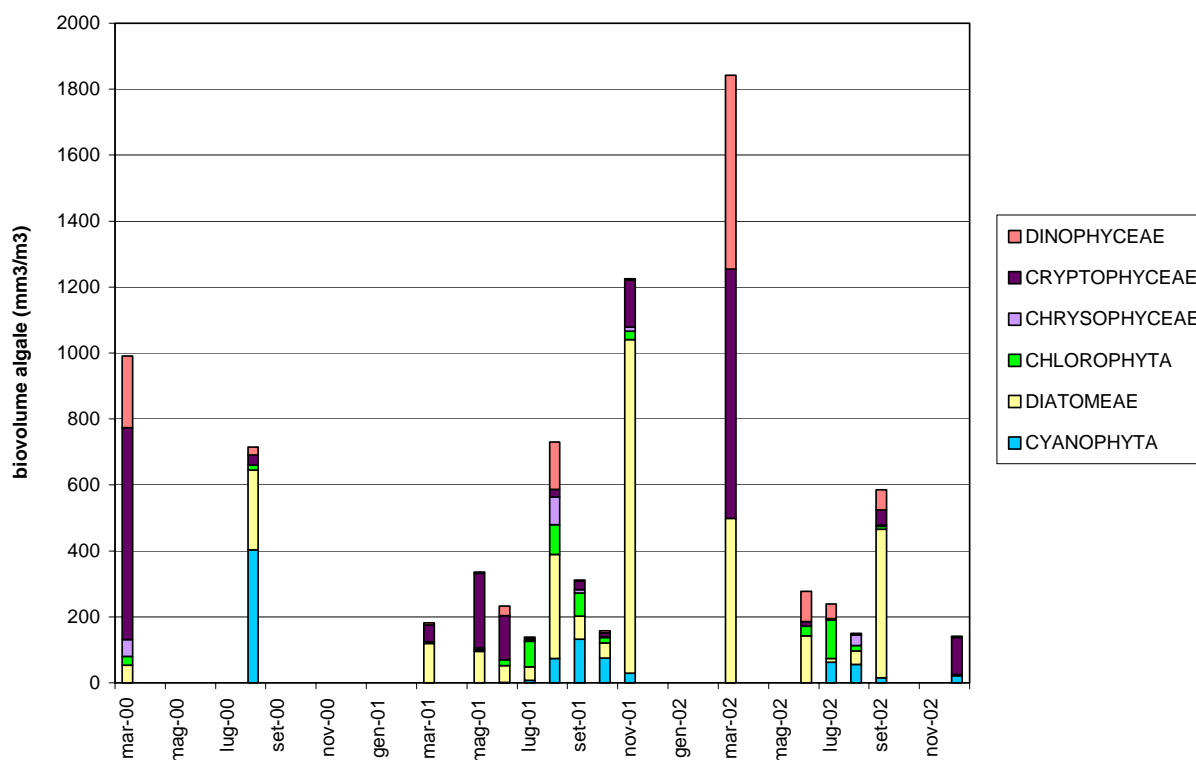


Figura 411.3. Popolamento fitoplanctonico rilevato durante la campagna di monitoraggio

Le *Cyanophyta* compaiono nei mesi estivi e sono presenti fino al primo autunno; con l'unica eccezione dell'agosto del 2000 non raggiungono mai alti valori di biovolume e sono rappresentate in prevalenza da specie coloniali come *Aphanocapsa incerta*, *Chroococcus minutus* e *Coelosphaerium kuetzingianum*.

Le *Chlorophyta* sono presenti nei mesi tardo primaverili ed estivi ma contribuiscono in maniera preponderante al biovolume totale mensile solo nel mese di luglio 2001 e

2002. Le *Dinophyceae* sono sempre presenti nei mesi estivi e risultano molto abbondanti nel marzo 2002 grazie soprattutto alla massiccia presenza di *Peridinium sp.*

In generale, osservando l'andamento degli ultimi due anni, i valori di biovolume si mantengono spesso al di sotto dei $1000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ e superano i $1500 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ solo nel marzo 2002. Il biovolume totale mensile appare comunque maggiore durante i mesi primaverili e autunnali rispetto a quelli estivi, prevalentemente a causa dell'apporto delle *Diatomee* e delle *Cryptophyceae*, molto abbondanti in questi periodi.

Applicando le correlazioni tra biovolume algale e stato trofico proposti da alcuni autori e considerando le medie di biovolume della stagione produttiva (maggio-ottobre) è possibile classificare il lago di Caldonazzo come oligotrofico nel 2001 e mesotrofico nel 2002 (Hankanson, 1980) (Rott, 1984).

411.2.1.4 La classificazione OECD (1982)

Considerando la totalità dei dati disponibili la classificazione OECD fornisce:

Tabella 411.4. La classificazione OECD per il lago di Caldonazzo.

Stato trofico 2000	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofico	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Stato trofico 2001	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofico	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Stato trofico 2002	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofico	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Le tabelle mostrano nel 2000 una marcata mesotrofia, nel 2001 la tendenza è all'oligotrofia viceversa nel 2002 un peggioramento dei parametro clorofilla mostra una tendenza all'eutrofia.

411.2.1.5 Il modello MEI (1985) ed il modello Volleweider

Considerando il calcolo del fosforo totale secondo la metodica MEI basata sull'alcalinità e la conducibilità si ottengono per il lago di Caldonazzo i seguenti valori:

Tabella 411.5. Concentrazioni di fosforo totale di origine non antropica stimate con il metodo MEI e valori rilevati nel lago di Caldonazzo [ug/l].

		2000	2001	2002	Media
Alcalinità	P tot MEI sup ²	17,61	17,61	17,57	17,60
Alcalinità	P tot MEI inf ²	11,75	11,75	11,70	11,74
Conducibilità	P tot MEI sup ²	14,26	14,30	14,22	14,27
Conducibilità	P tot MEI inf ²	8,32	8,32	8,33	8,31
	P tot rilevato	36,00	26,46	32,63	30,92

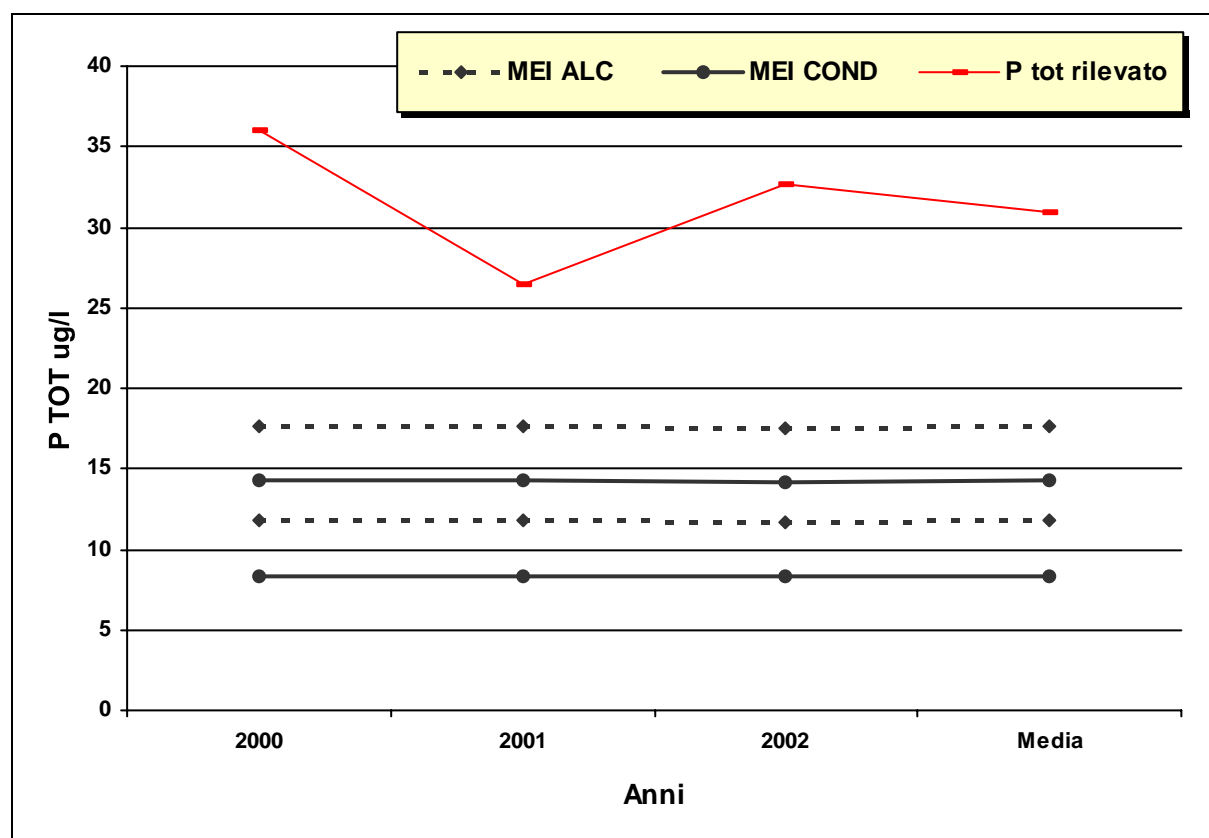


Figura 411.4. Andamento dei valori limite di fosforo totale stimati tramite l'indice MEI relativamente all'alcalinità ed alla conducibilità e confronto con i valori di fosforo totale riscontrati con il monitoraggio. I punti a destra sono riportati i valori medi.

I valori medi di fosforo totale rilevati si presentano marcatamente al di fuori della stima effettuata mediante l'indice MEI relativo all'alcalinità ed alla conducibilità.

² Il calcolo dell'indice MEI prevede la definizione di un range limitato dai valori indicati con sup e inf in tabella.

Nonostante gli scarichi puntuali siano stati collettati [55], il fosforo contenuto nelle acque risulta essere eccessivo rispetto alle condizioni ideali. Si suppone che la sua presenza possa essere quindi dovuta agli scarichi di tipo diffuso ed al carico interno, eredità dei passati carichi pervenuti al lago che ne avevano causato il degrado e che ancora oggi lo condizionano [55].

Il modello Volleweider fornisce la seguente stima del carico di fosforo accettabile ed in grado di produrre eutrofizzazione:

Tabella 411.6. Stime del carico di fosforo per il lago di Caldonazzo.

Carico di Fosforo	Accettabile	A rischio eutrofizzazione
Tonnellate annue	1,1	1,6

Il calcolo è stato effettuato considerando una profondità media pari a 26,5 m [7] e considerando il tempo teorico di ricambio dell'acqua pari ad 3 anni [54], il carico è quindi stato distribuito su di una superficie del lago pari a 5,6 km².

Un più preciso bilancio di nutrienti verrà fornito dallo studio affidato al Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale dell'Università di Trento relativamente al "Modello di bilancio idrologico e valutazione del bilancio dei nutrienti gravanti sul lago di Caldonazzo" [55] attualmente in fase conclusiva.

411.2.1.6 Considerazioni

Il lago, pur non rispettando le concentrazioni di fosforo totale che lo dovrebbero caratterizzare secondo la classificazione MEI, ha notevolmente migliorato il suo stato trofico confermando anche per gli anni 2000/2002 la mesotrofia. Viene confermato nel 2002 lo stato ecologico 4 definito dalla classificazione per il d.lgs. 152/99, mentre per il 2003 lo stato ecologico migliora portandosi a 3 ([paragrafo 3.4](#)).

Il lago di Caldonazzo soffre del carico interno che, assieme ai contributi esterni, è in grado di inibire i risultati attuali delle azioni di bonifica attivate [55]. La trasparenza misurata col disco Secchi ([figura 411.5](#)) sembra confermare in modo moderato il trend positivo rivelato da S. Michele all'Adige [54].

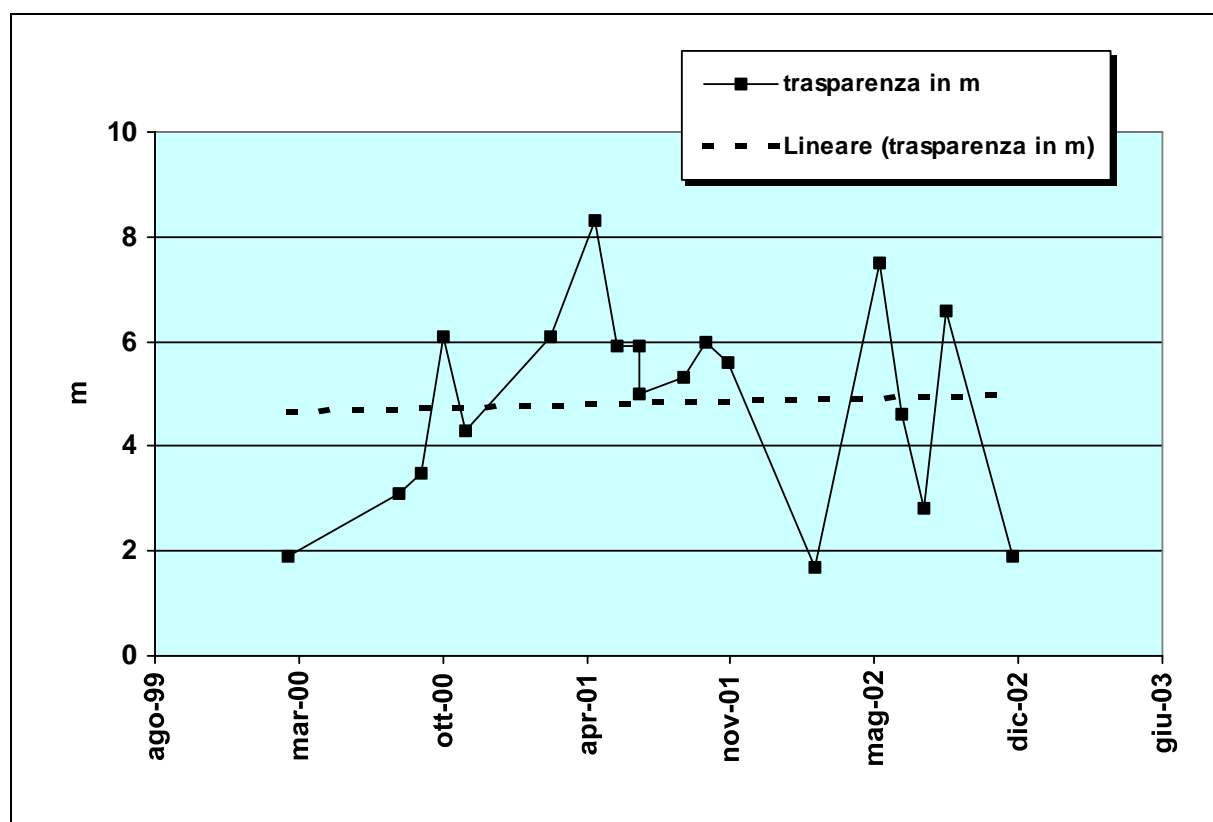


Figura 411.5. Andamento della trasparenza nel lago di Caldonazzo dal 2000 al 2002 ed interpolazione lineare dei valori.

4II.2.2 Il Lago di Serraia

Il lago di Serraia non è compreso tra i laghi significativi ai sensi del d.lgs. 152/99. Esso tuttavia presenta caratteristiche tali da non poter essere trascurato nelle azioni pianificatorie del risanamento. Si tratta di un lago poco profondo (profondità media 7,1 m [7]), situato ad una quota di 974 m e compreso nel bacino del Fersina. Allo stato attuale si presenta piuttosto degradato essendo identificato come eutrofico ed avendo raggiunto in passato anche l'ipertrofia. Il risultato più eclatante è stato il divieto di balneazione su tutto il lago imposto ripetutamente dall'Azienda Provinciale per i Servizi Sanitari.

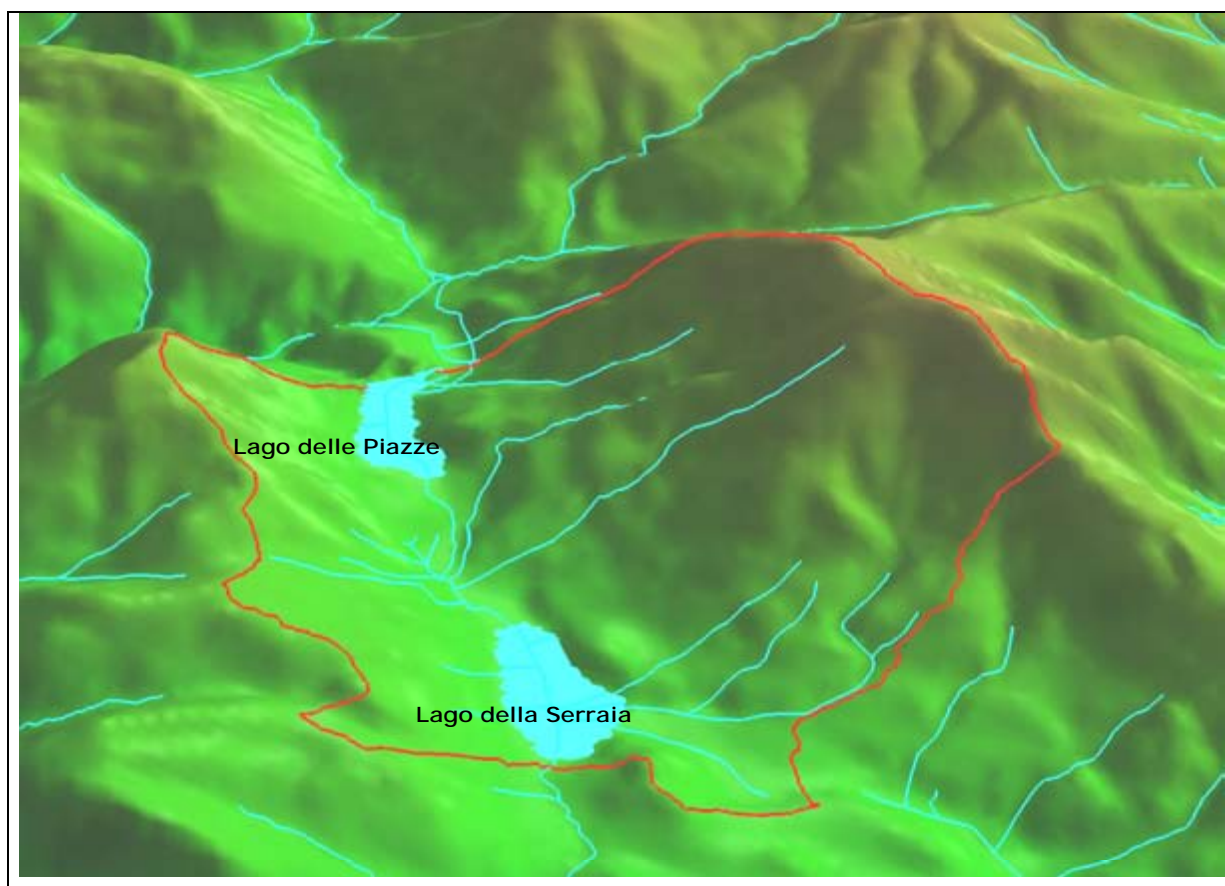


Figura 4II.6. Lago di Serraia e delle Piazze visti da sud-ovest con reticolo e bacino idrografico.

Considerando quindi la situazione di degrado e la quantità di dati disponibili, il lago è tuttora oggetto di studi approfonditi come quello svolto dal Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale dell'Università di Trento per conto dell'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'ambiente relativamente al "Modello di bilancio idrologico e valutazione del bilancio dei nutrienti gravanti sul lago di Serraia" [32, 33], risulta utile un confronto tra diverse classificazioni [51] al fine di valutarne la tendenza qualitativa più recente.

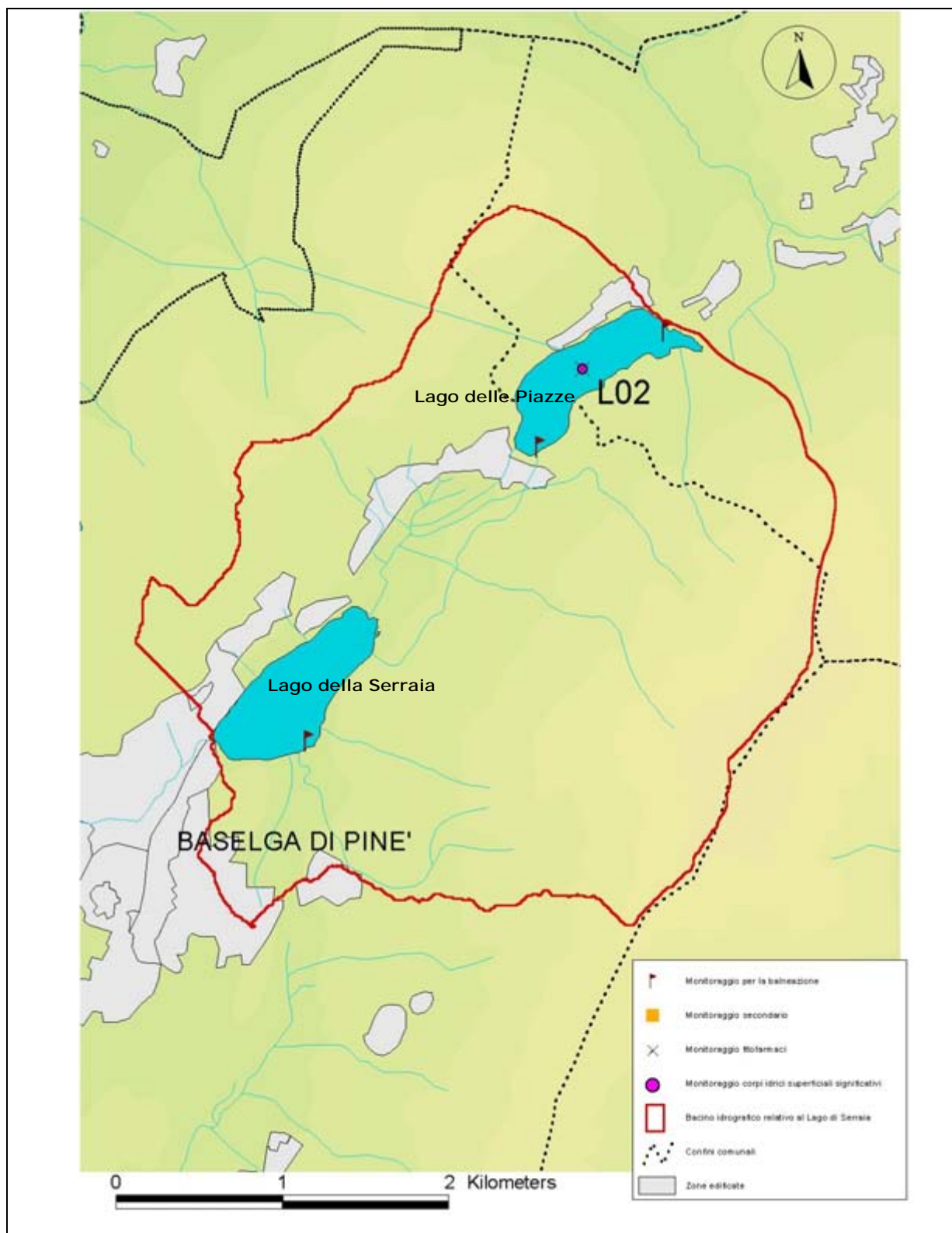


Figura 411.7. Il lago di Serraia, il bacino idrografico e i monitoraggi ordinari.

Il bacino idrografico del lago di Serraia misura 11,62 km² e comprende al suo interno il lago delle Piazze, classificato ai sensi del d.lgs. 152/99 come serbatoio artificiale significativo secondo quanto indicato all'allegato 1 dello stesso decreto ([tabella 211.9](#)). Il

bacino è caratterizzato da due importanti spostamenti d'acqua di origine antropica: il primo riguarda il pompaggio di acqua dal lago medesimo verso il sovrastante lago delle Piazze (movimento interno al bacino), il secondo (movimento verso l'esterno) causa sottrazione di acqua dal bacino convogliando acqua dal lago delle Piazze alla centrale di Pozzolago (bacino dell'Avisio).

411.2.2.1 I dati disponibili per il confronto

La quantità dei campionamenti testimonia l'attenzione dedicata al lago negli ultimi anni pur non rientrando tra i corpi idrici significativi ai sensi del d.lgs. 152/99.

Nel dettaglio:

Anno	1999	2000	2001	2002
Numero campionamenti	10	8	8	6

Le sostanze e i parametri ricercati sono descritti nella seguente tabella.

Azoto ammoniacale in [mg/l]
Azoto nitroso in [µg/l]
Azoto nitrico in [mg/l]
Ortofosfato in [µg/l]
Fosforo totale in [µg/l]
pH
Conducibilità elettrica specifica in [uS/cm] a 20°C
Alcalinità espressa come Ca (HCO ₃) ₂ [mg/l]
Clorofilla (a) (0-20 m) [µg/l]
Trasparenza [m]
Ossigeno [mg/l]
Ossigeno [%]

Gli intervalli di campionamento sulla colonna d'acqua sono invece:

0 m
3 m
6 m
9 m

411.2.2.2 La classificazione secondo Carlson (1977)

La tabella degli indici misurati durante il periodo di produzione di biomassa legata alla fotosintesi (maggio - ottobre) è la seguente.

Tabella 411.9. Indici di Carlson per il lago di Serraia.

Parametro	1999	2000	2001	2002	Media
TSI (sd)	50,74	45,41	46,59	39,47	45,79
TSI (chl a)	57,24	59,80	60,38	59,08	59,13
TSI (tP)	58,63	65,87	60,48	56,32	61,02

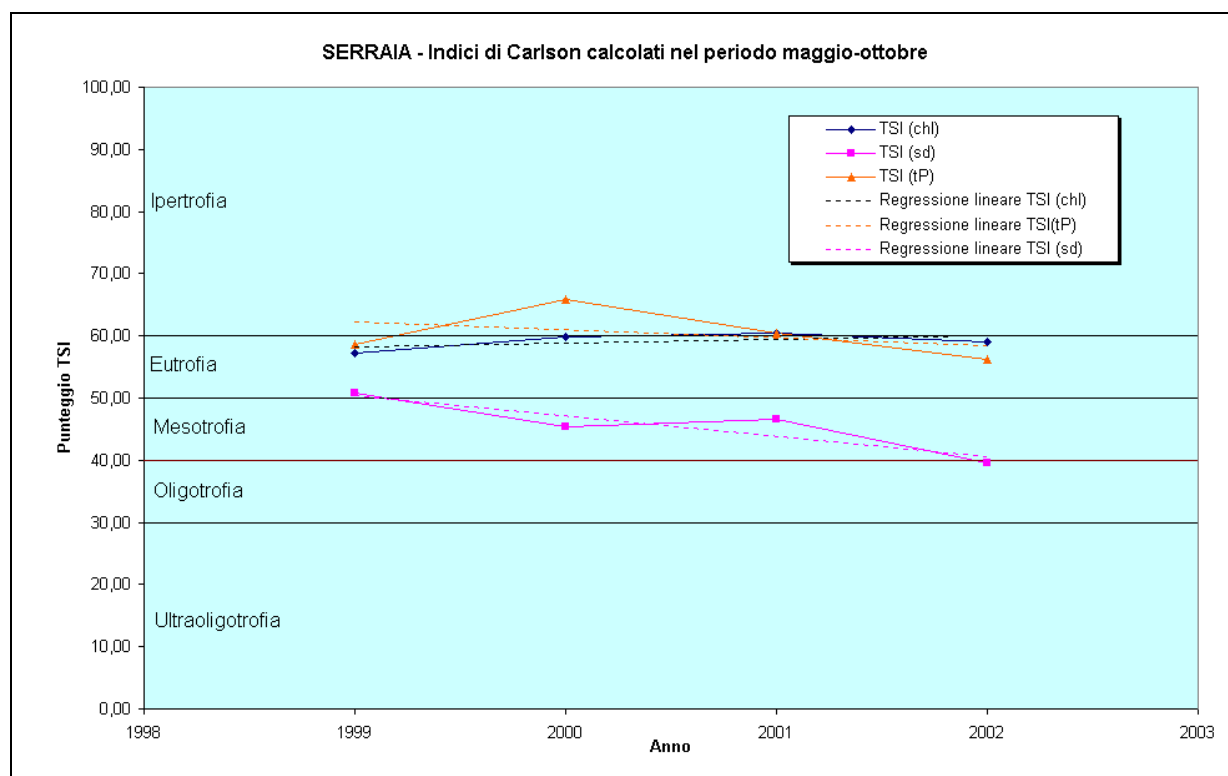


Figura 411.8. Rappresentazione grafica dei punteggi TSI di Carlson per il lago di Serraia.

Anche per Serraia tutti e tre gli indici sono significativi in quanto non si verificano le condizioni, previste dal metodo, in grado di impedirne l'applicazione [51]. Gli indici TSI relativi a fosforo totale e clorofilla(a) evidenziano una situazione di degrado che ha portato il lago anche a condizioni di ipertrofia (2000). In graduale miglioramento invece il TSI relativo alla trasparenza che nel 2002 ha raggiunto condizioni quasi oligotrofiche. La tendenza generale dei tre indici indica comunque un graduale miglioramento delle condizioni del lago che sembrano attestarsi a condizioni di eutrofia.

411.2.2.3 La classificazione sulla stima della biomassa

L'analisi del popolamento fitoplanctonico (espresso in biovolume - mm^3/m^3) del lago di Serraia, relativamente ai campionamenti effettuati dal marzo 2001 fino a dicembre 2002, evidenzia una notevole produttività algale. Nell'agosto del 2001 i valori di biovolume hanno superato gli $8700 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ e nell'agosto del 2002 si sono addirittura avvicinati ai $12000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$; in ogni caso, anche al di là di questi picchi, la biomassa fitoplanctonica del lago risulta sempre molto elevata e supera molto spesso i $2000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ (valore limite secondo diversi autori per considerare un lago eutrofico utilizzando come indicatore di stato trofico la produttività algale).

La composizione del popolamento fitoplanctonico si dimostra alquanto diversa nei due anni considerati. Nel 2001 il contributo maggiore al biovolume totale nei mesi primaverili è dato dalle *Diatomeae*, che risultano abbondanti soprattutto con *Fragilaria crotonensis* e *Cyclotella sp.* In giugno cominciano ad essere presenti in maniera massiccia le *Dinophyceae* (*Ceratium hirundinella* in particolare), le quali divengono dominanti in luglio; in questo stesso mese risultano avere un peso notevole sul biovolume totale anche le *Cyanophyta*, che addirittura costituiscono il 97% della biomassa fitoplanctonica nel mese di agosto (*Anabaena spiroides* in particolare, secondariamente *Microcystis areuginosa* e *Aphanizomenon yezoense*). Le *Cyanophyta* sono poi il gruppo algale nettamente dominante anche in settembre e in ottobre.

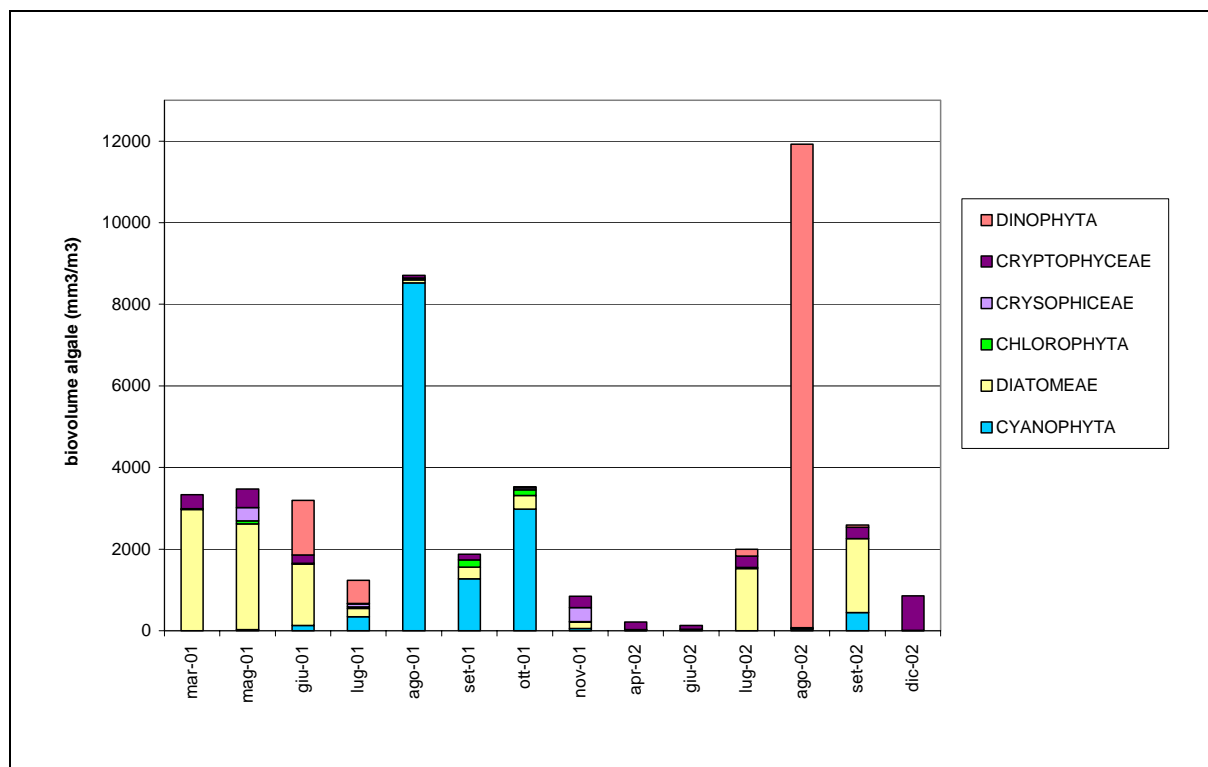


Figura 411.9. Popolamento fitoplanctonico rilevato durante la campagna di monitoraggio

Nel 2002 i mesi primaverili e dell'inizio estate sono caratterizzati da una bassissima produttività, supportata peraltro quasi esclusivamente dalle *Cryptophyceae* (*Cryptomonas rostratiformis* e *Cryptomonas erosa/reflexa*). In luglio alzano il valore di biovolume le *Diatomeae*, con una massiccia presenza di *Fragilaria crotonensis*, e la stessa situazione si verifica in settembre. Il picco di quasi 12000 mm³/m³ registrato in agosto è praticamente tutto dovuto alle *Dinophyceae*, con una massiccia fioritura di *Ceratium hirundinella*. In agosto 2002 il popolamento fitoplanctonico del lago di Serraia è risultato quindi praticamente monospecifico, costituito quasi esclusivamente da questo dinoflagellato; questo è sicuramente un elemento negativo e denota quantomeno una condizione di squilibrio nella comunità algale, al pari delle massicce fioriture di cianobatteri dell'estate precedente.

Le correlazioni tra biovolume algale e stato trofico proposte da alcuni autori, considerando le medie di biovolume della stagione produttiva (maggio-ottobre) nel 2001 e nel 2002, classificano il lago di Serraia come eutrofico (Rott, 1984) e come ipertrofico (Hankanson, 1980).

411.2.2.4 La classificazione OECD (1982)

Considerando la totalità dei dati disponibili la classificazione OECD fornisce:

Tabella 411.10. La classificazione OECD per il lago di Serraia.

Stato trofico 1999	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofici	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Stato trofico 2000	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofici	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Stato trofico 2001	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofici	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Stato trofico 2002	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofici	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Il marcato stato trofico degli anni che vanno dal 1999 al 2001 presenta segni di miglioramento nel 2002 con il passaggio alla mesotrofia di 3 parametri.

4II.2.2.5 Il modello MEI (1985) ed il modello Volleweider

Considerando il calcolo del fosforo totale secondo la metodica MEI basata sull'alcalinità e sulla conducibilità si ottengono per il lago di Serraia i seguenti valori:

Tabella 4II.11. Concentrazioni di fosforo totale di origine non antropica stimate con il metodo MEI e valori rilevati nel lago di Serraia [$\mu\text{g/l}$].

		1999	2000	2001	2002	Media
Alcalinità	P tot MEI sup ³	19,16	19,35	18,48	18,73	18,89
Alcalinità	P tot MEI inf ³	13,62	13,85	12,78	13,09	13,29
Conducibilità	P tot MEI sup ³	16,33	16,35	15,92	16,29	16,23
Conducibilità	P tot MEI inf ³	8,81	8,81	8,72	8,80	8,79
	P tot rilevato	42,60	65,13	43,44	34,46	46,91

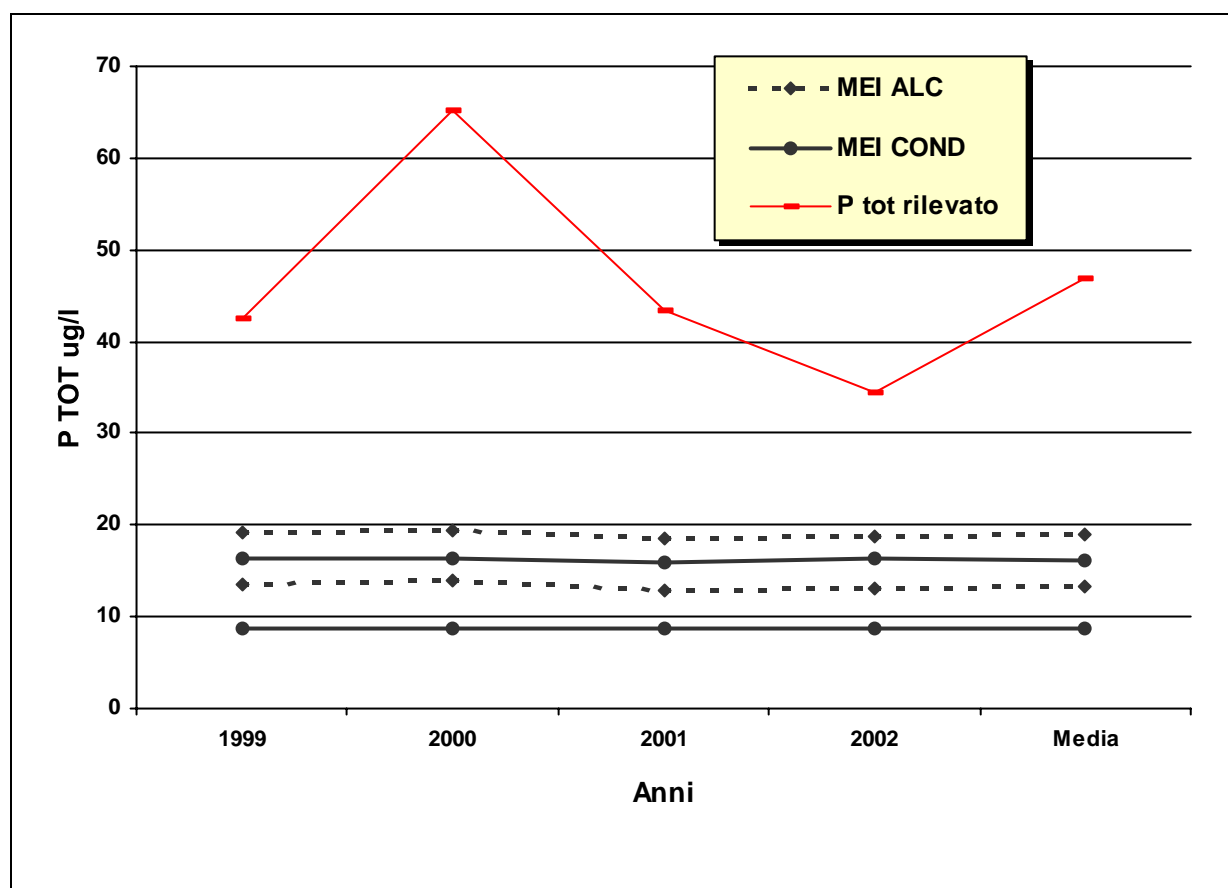


Figura 4II.10. Andamento dei valori limite di fosforo totale stimati tramite l'indice MEI relativamente all'alcalinità ed alla conducibilità e confronto con i valori di fosforo totale riscontrati con il monitoraggio. A destra i valori medi relativamente ai 4 anni.

³ Il calcolo dell'indice MEI prevede la definizione di un range limitato dai valori indicati con sup e inf in tabella.

I valori di fosforo misurati con il monitoraggio sono molto variabili ma si discostano comunque in modo marcato dalle concentrazioni ideali.

Il modello Volleweider fornisce la seguente stima del carico di fosforo accettabile ed a rischio eutrofizzazione:

Tabella 411.12. Carichi di fosforo stimati per il lago di Serraia.

Carico di Fosforo	Accettabile	A rischio eutrofizzazione
Tonnellate annue	0,11	0,17

Il calcolo è stato effettuato considerando una profondità media pari a 7,1 m [7] e considerando il tempo teorico di ricambio dell'acqua pari ad 0,5 anni [33], il carico è quindi stato distribuito su di una superficie del lago pari a 0,44 km² [7].

411.2.2.6 Considerazioni

La situazione del lago di Serraia risulta compromessa per l'eccesso di carichi che in esso vengono riversati [33]. Nei quattro anni osservati si riscontra un valore elevato di fosforo totale che condiziona la classificazione secondo Carlson, valore che è dovuto principalmente alle concentrazioni rilevate sul fondo nel periodo di stratificazione ([figura 411.11](#)). I picchi di concentrazione sul fondo durante i periodi di stratificazione termica sono legati all'ambiente anossico che causa la demineralizzazione dei composti del fosforo, fenomeno tipico dei laghi caratterizzati da carichi interni elevati.

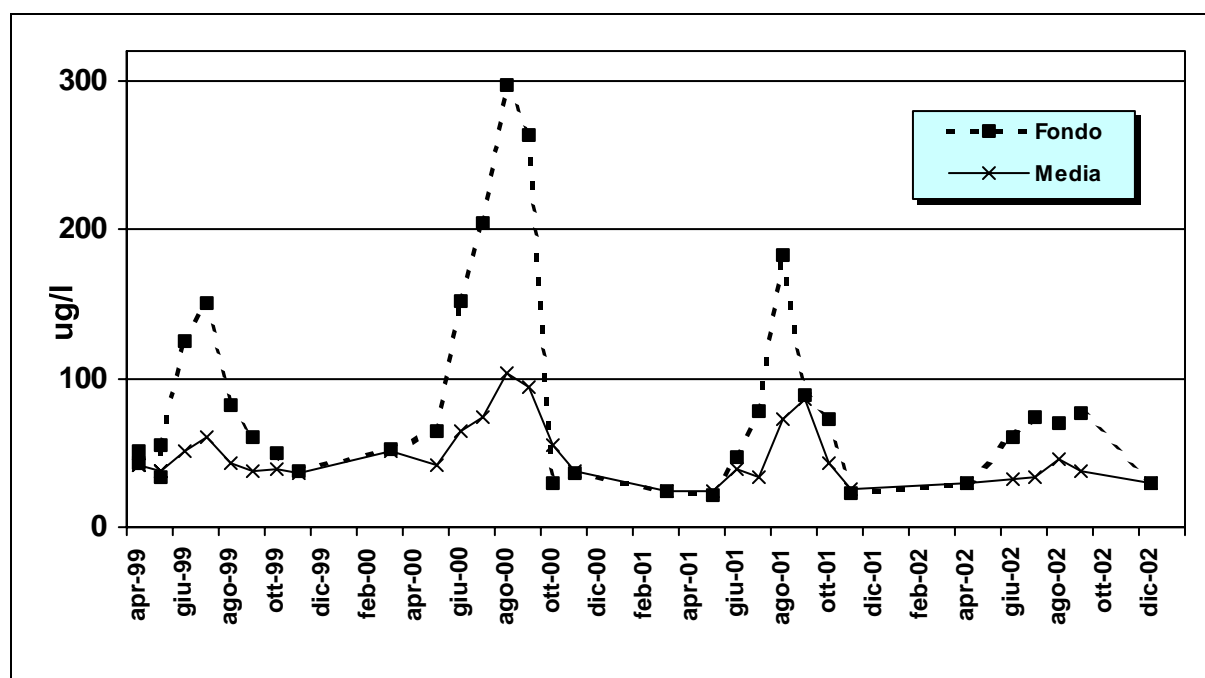


Figura 411.11. Andamento del fosforo totale sul fondo e media sulla colonna d'acqua.

La classificazione OECD rileva una situazione di eutrofia che sembra migliorare nel 2002, tendenza che è dovuta principalmente all'aumento della trasparenza come mostrato anche dal TSI(ds) secondo Carlson ([figura 411.8](#)).

Tutte le classificazioni viste concorrono a definire il lago di Serraia come eutrofico. L'eccesso di carichi di nutrienti è evidenziato dall'indice MEI: la concentrazione naturale di fosforo totale nel lago è approssimativamente 1/3 di quella media misurata nei 4 anni di indagine, inoltre la stima dei carichi esterni supportabili mediante il metodo Volleweider rivelano la sensibilità del corpo idrico alle attività antropiche.

Il lago risulta compromesso da carichi esterni ma anche da carichi interni, è quindi necessario intervenire sia con l'eliminazione delle fonti di nutrienti ma anche con interventi diretti sul corpo idrico per incentivare la tendenza positiva degli ultimi anni anche secondo quanto ipotizzato dagli studi affidati dall'Agenzia Provinciale per la

Protezione dell'Ambiente al Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale dell'Università di Trento [32, 33].

Tabella 411.13. Bilancio di massa relativamente al fosforo per il lago della Serraia (dati APPA e Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale - Università degli studi di Trento, 2002)

Ingresso	Fonte	Kg P
Epilimnio	Dal bacino	22
Epilimnio	Rio Prestalla	5
Epilimnio	Foss Grant	110
Epilimnio	Foss Maestro	15
Epilimnio	Serre – apporto sotterraneo	56
Ipolimnio	Carico interno sedimenti profondi	126
	tot	334
Uscita	Fonte	Kg P
Epilimnio	Pompaggio Edison	29
Epilimnio	Emissario	166
Epilimnio	Adsorbimento sedim. superficiali	87
Ipolimnio	Adsorbimento sedim. profondi	72
	tot	354

4II.2.3 Il Lago di Ledro

Il lago di Ledro è un lago di origine naturale che è stato successivamente regolato per lo sfruttamento idroelettrico, l'acqua viene quindi utilizzata per poi essere scaricata direttamente nel lago di Garda da dove talvolta viene pompata e restituita al lago. Lo sfruttamento è piuttosto accentuato se si pensa che il volume d'acqua annuo turbinato dalla centrale ENEL di Riva supera il volume del lago al netto degli apporti [9]. Tutte le considerazioni qualitative devono quindi affrontare questo aspetto del lago, anche per il suo stretto legame con il lago di Garda.

La profondità del lago raggiunge i 48 metri e, nonostante la regolazione che esso subisce, le termiche mostrano una regolare stratificazione tipica dei laghi naturali ([figura 4II.12](#)).

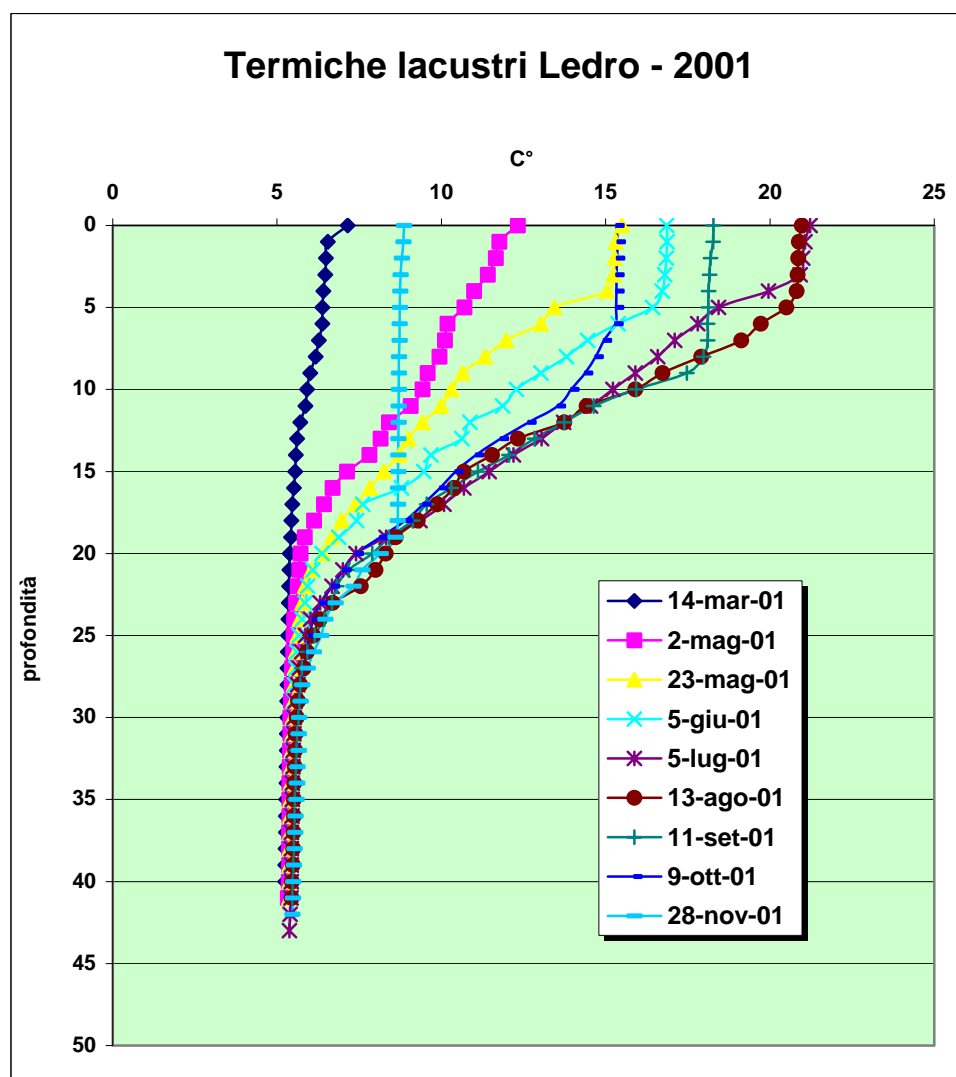


Figura 4II.12. Termiche lacustri relative all'anno 2001 per il lago di Ledro.

La classificazione introdotta dal d.lgs. 152/99 assegna al lago lo stato ecologico 3 ([tabella 211.10](#)) che comporterebbe comunque uno stato ambientale sufficiente qualora non si riscontrasse la presenza di sostanze pericolose. Il parametro peggiore che porta all'attribuzione di tale classificazione è rappresentato dal fosforo totale ipolimnico nel periodo di massima stratificazione.

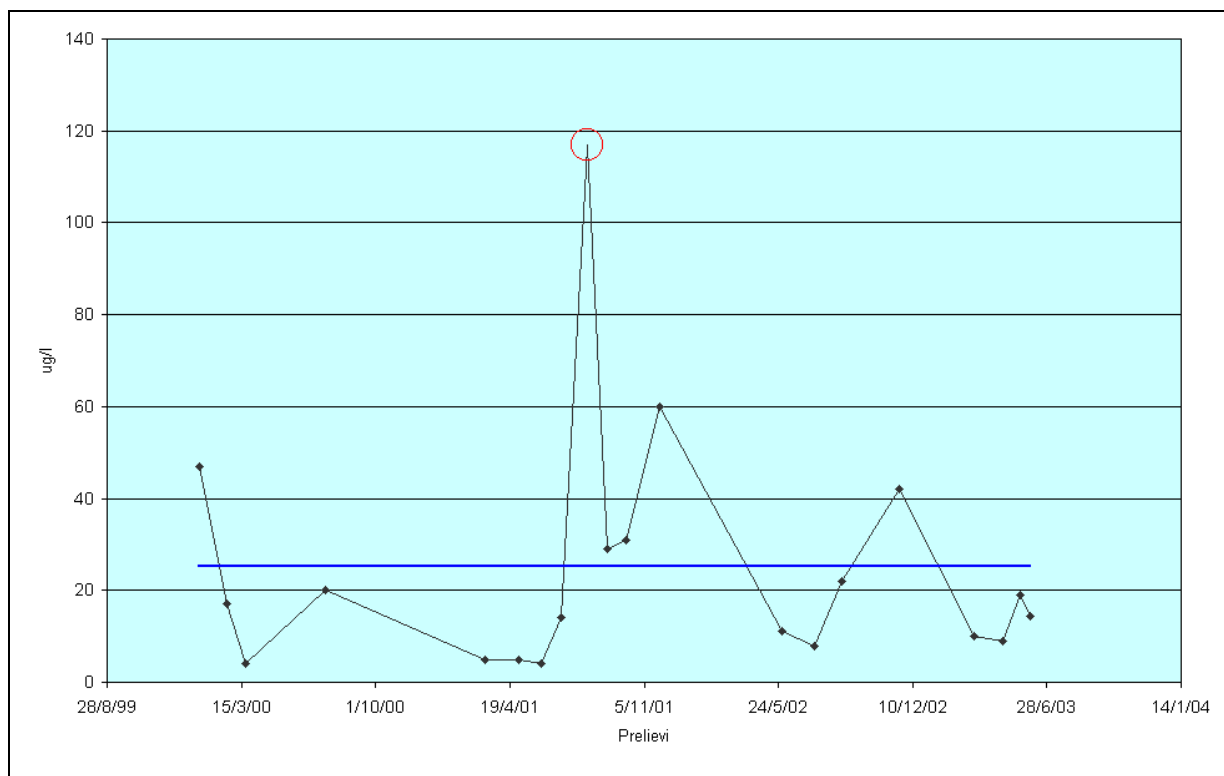


Figura 411.13. Andamento del fosforo totale sul fondo del lago di Ledro e valore medio (in blu). Il valore cerchiato influenza la classificazione ai sensi del d.lgs. 152/99.

Il lago di Ledro ha sofferto in passato degli scarichi di origine civile che, non sufficientemente depurati, causavano la presenza di un eccesso di nutrienti nel lago. Oggi la situazione è migliorata grazie alla predisposizione di due impianti di depurazione, Pieve di Ledro e Mezzolago, ed all'introduzione della defosfatazione.

Il lago mostra fino al 2001 uno stato trofico di mesotrofia e una tendenza alla diminuzione di fosforo totale negli anni 90 [7]. Risulta utile affrontare anche per questo corpo idrico una comparazione di diverse classificazioni per conoscerne il reale stato trofico e la tendenza negli ultimi anni tenendo conto che anche in questo caso il fattore limitante risulta essere il fosforo.

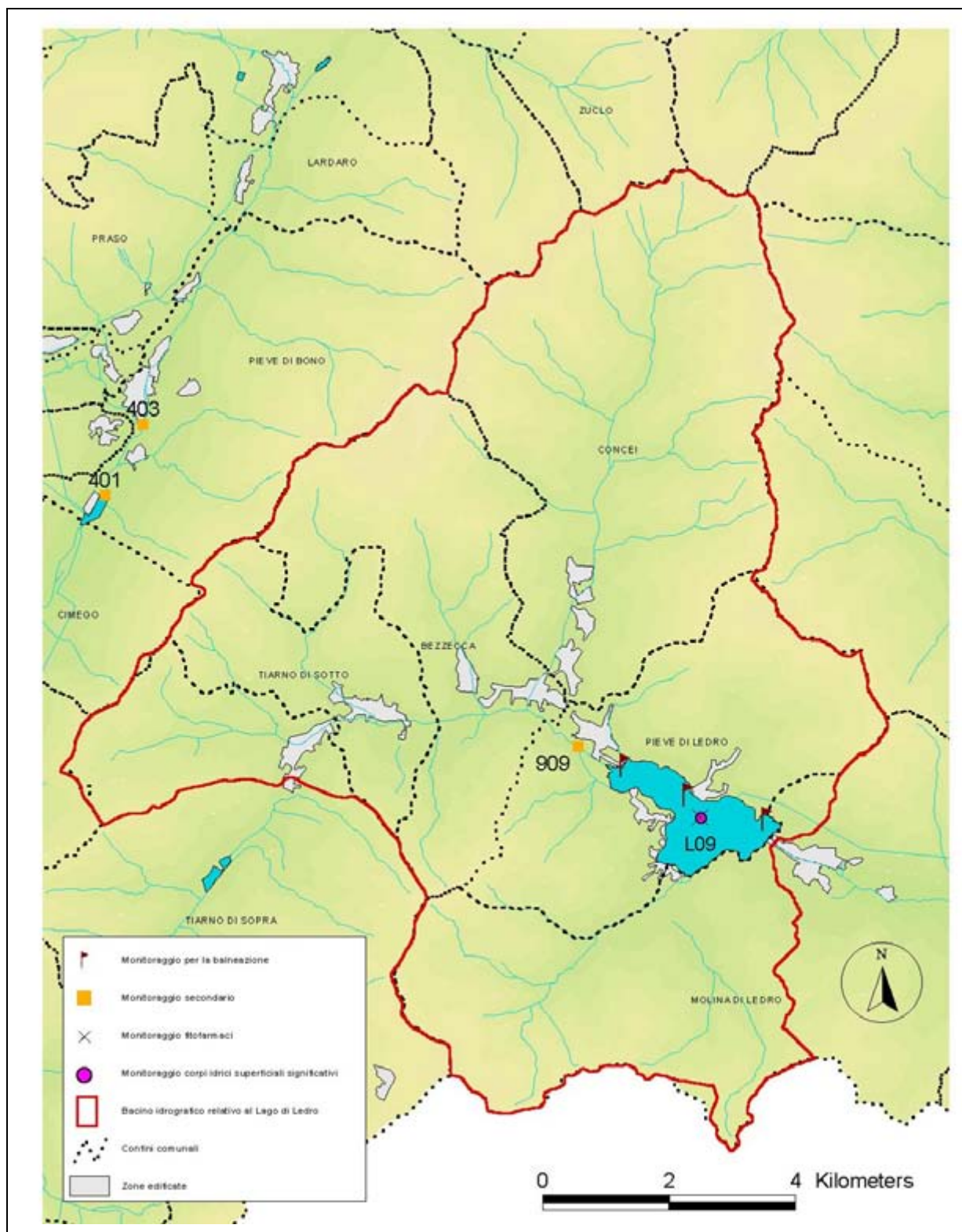


Figura 411.14. Il lago di Ledro, il suo bacino idrografico ed i monitoraggi ordinari.

Il bacino idrografico si estende per circa 102 km² (99,8 km² escludendo la superficie del lago stesso) e non è disturbato da importanti alterazioni del regime naturale dei deflussi a parte quella che riguarda la regolazione del lago medesimo.

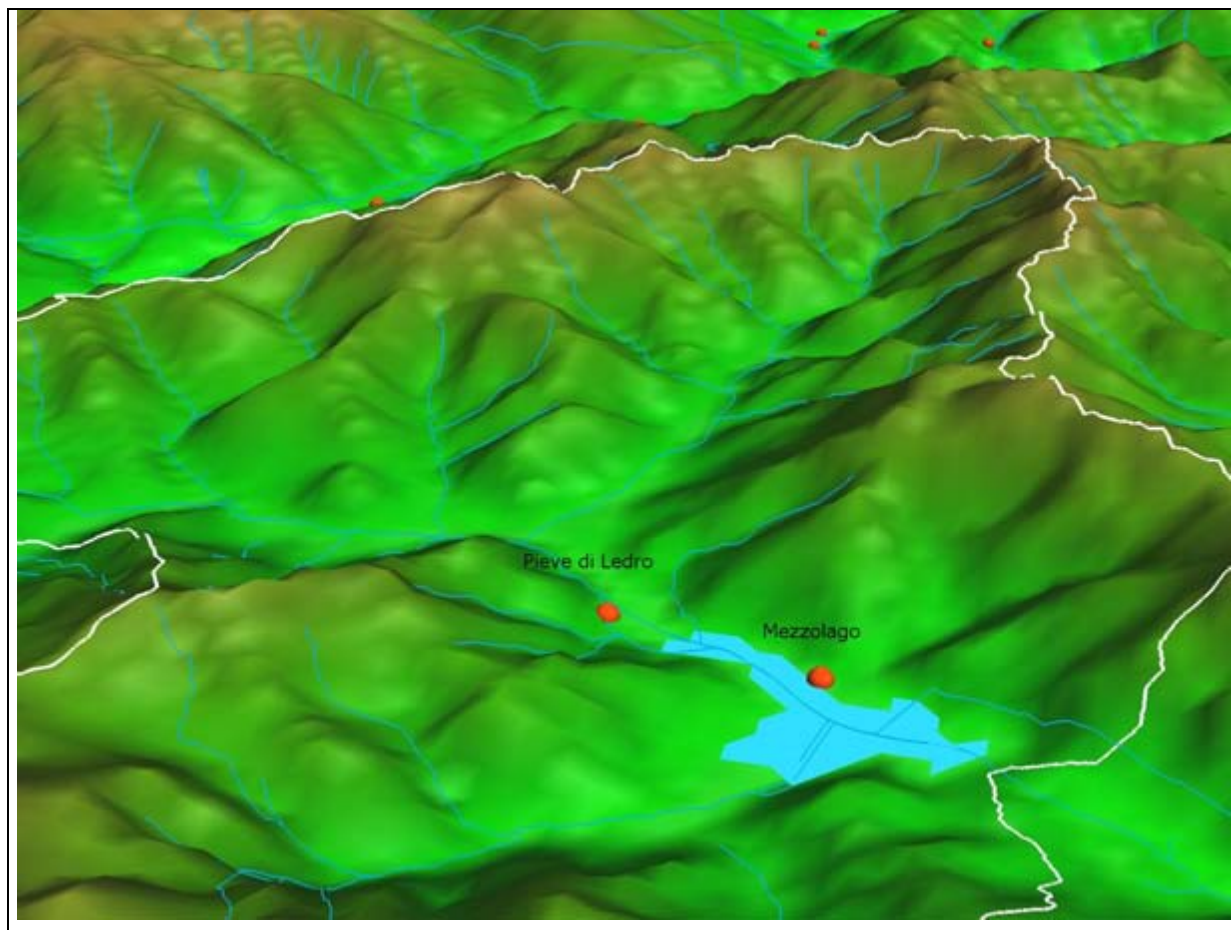


Figura 411.15. Rappresentazione parziale 3D del bacino idrografico drenante nel lago di Ledro con vista verso nord-ovest (Valle di Concei). Le sfere rosse rappresentano i due principali depuratori biologici gestiti dal SOIS in azzurro i corpi idrici superficiali.

L'altimetria del bacino varia da un minimo di circa 650 m ad un massimo di 2245 m (dati cartografia numerica PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO). I comuni interessati da tale area sono Molina di Ledro, Pieve di Ledro, Concei, Bezzecca, Tiarno di Sotto e Tiarno di Sopra.

411.2.3.1 I dati disponibili per il confronto

I dati disponibili per effettuare una classificazione più approfondita rispetto a quanto indicato dal d.lgs. 152/99 derivano dall'attenzione costante che il lago di Ledro si è guadagnato negli ultimi anni soprattutto legata alla relazione che esso instaura durante il periodo estivo con le acque antistanti Riva del Garda. Sembra infatti che la causa della saltuaria presenza di schiuma sul Lago di Garda sia imputabile alle alghe presenti nell'acqua turbinata proveniente dal lago di Ledro. Il lago è stato quindi monitorato dall'U.O. tutela dell'acqua con frequenza maggiore rispetto ad altri corpi idrici producendo

così, negli anni dal 2000 al 2003⁴, venti campionamenti distribuiti lungo tutto l'arco dell'anno.

Nel dettaglio:

Anno	2000	2001	2002	2003
Numero campionamenti	4	8	4	4

Le sostanze e i parametri ricercati sono descritti nella seguente tabella:

Azoto ammoniacale in [mg/l]
Azoto nitroso in [µg/l]
Azoto nitrico in [mg/l]
Ortofosfato in [µg/l]
Fosforo totale in [µg/l]
pH
Conducibilità elettrica specifica in [uS/cm] a 20°C
Alcalinità espressa come Ca (HCO ₃) ₂ [mg/l]
Clorofilla (a) (0-20 m) [µg/l]
Trasparenza [m]
Ossigeno [mg/l]
Ossigeno [%]

Gli intervalli di campionamento sulla colonna d'acqua sono invece:

0 m
5 m
10 m
20 m
Fondo

La localizzazione del punto di prelievo coincide con quella utilizzata per il monitoraggio ai sensi del d.lgs. 152/99:

Punto	X Gauss Boaga	Y Gauss Boaga
L09	1635945,98	5081954,84

⁴ Si tenga presente che i dati relativi al 2003 riguardano esclusivamente il primo semestre.

4II.2.3.2 La classificazione secondo Carlson (1977)

La tabella degli indici misurati durante il periodo di produzione di biomassa legata alla fotosintesi (maggio - ottobre) è la seguente.

Tabella 4II.14. Punteggi TSI per il lago di Ledro.

Parametro	2000	2001	2002	2003	Media
TSI (sd)	30,55	31,45	31,86	30,46	31,30
TSI (chl a)	36,87	50,74	50,76	51,79	50,30
TSI (tP)	38,21	42,60	36,58	38,41	40,27

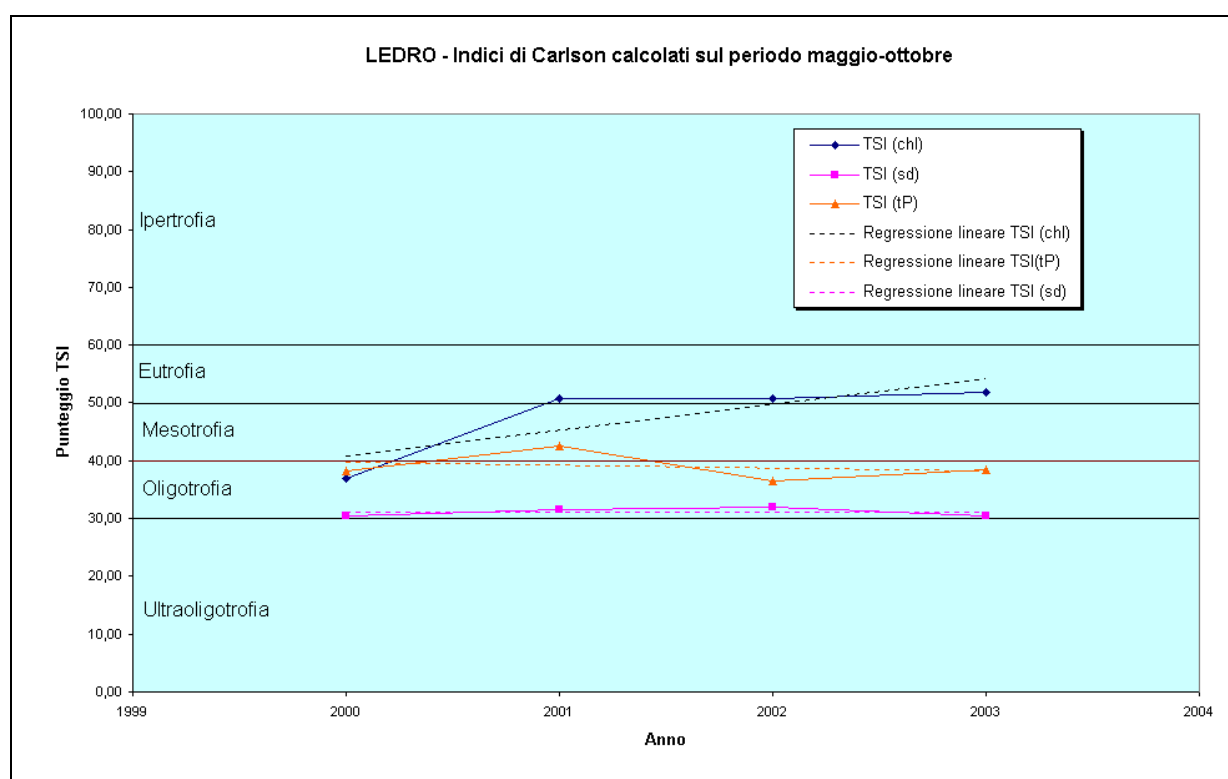


Figura 4II.16. Rappresentazione grafica dei punteggi TSI per il lago di Ledro.

Tutti e tre gli indici sono significativi in quanto non si verificano le condizioni, previste dal metodo, in grado di impedirne l'applicazione [51]. Si nota un aumento del punteggio per quanto riguarda la presenza di clorofilla (a). La trasparenza rimane piuttosto costante mentre il TSI relativo al fosforo totale presenta una certa variabilità. Su tale andamento influisce sicuramente il valore di fosforo totale registrato il 13 agosto 2001 sul fondo del lago (117 ug/l) (figura 4II.13).

Nel complesso si può affermare che il lago non soffre di eccessiva presenza di fosforo totale, come invece sembra indicare la classificazione del d.lgs. 152/99; risulta invece preoccupante l'andamento del TSI relativo alla clorofilla che nel 2001 ha subito

una crescita accentuata e non ha successivamente mostrato alcuna controtendenza andando a posizionare il TSI nella fascia eutrofica della classificazione Carlson. I TSI per Fosforo totale e trasparenza si mantengono invece nella zona oligotrofica.

411.2.3.3 La classificazione sulla stima della biomassa

L'analisi del popolamento fitoplanctonico è stata effettuata esaminando campioni d'acqua relativi alla colonna integrata 0-20 metri. L'andamento del biovolume algale, espresso in mm^3/m^3 , per quanto riguarda i campionamenti effettuati dall'anno 2000 fino ad oggi, mette in evidenza una netta dominanza dei taxa appartenenti alle *Cyanophyta*. Questo gruppo algale nel lago di Ledro è rappresentato in massima parte da *Planktothrix rubescens*, un organismo con un peculiare comportamento ecologico; si tratta di una specie che necessita di basse temperature per il suo sviluppo ottimale e questo la porta durante il periodo di massima stratificazione termica, ad addensarsi negli strati metalimnici, al limite della zona eufotica, dove può stare anche grazie alle sue scarse esigenze per quanto riguarda l'intensità luminosa. La presenza di *Planktothrix rubescens* caratterizza tutto l'anno la comunità fitoplanctonica del lago di Ledro, e i valori di biovolume risultano particolarmente elevati nei mesi tardo-estivi ed autunnali, come si può notare sia per i dati relativi al 2001 che a quelli del 2002.

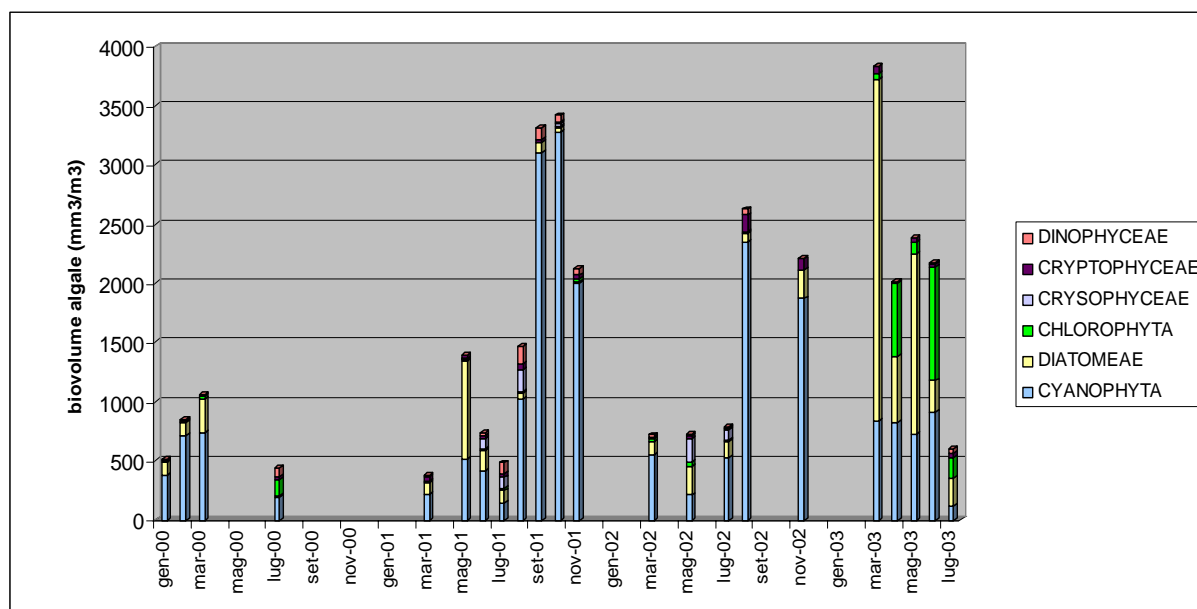


Figura 411.17. Popolamento fitoplanctonico rilevato durante la campagna di monitoraggio

I bassi valori di biovolume totale riscontrati nel mese di luglio per tutti e quattro gli anni esaminati sono probabilmente dovuti alla marcata stratificazione di *Planktothrix*

rubescens che in questo periodo si addensa in massima parte al di sotto della colonna d'acqua campionata. I mesi primaverili sono caratterizzati dalla presenza delle diatomee, che in particolare nel 2003 hanno portato ad elevati valori di biovolume. Nel marzo di quest'anno infatti, una fioritura di *Diatoma elongatum* e in misura minore *Fragilaria crotonensis* e *Asterionella formosa* hanno rappresentato il 75% del biovolume totale (che è arrivato a quasi 4000 mm³/m³). Anche in maggio 2003 le diatomee sono risultate dominanti, questa volta con *Fragilaria crotonensis* e *Tabellaria fenestrata*. L'andamento del biovolume algale mette anche in evidenza una consistente presenza delle *Chlorophyta* nel 2003 (aprile e giugno in particolare); queste, rappresentate soprattutto da *Mougeotia* sp., negli anni precedenti contribuivano solo marginalmente al biovolume totale.

In generale, analizzando l'andamento relativo ai quattro anni considerati si osserva come nei mesi tardo estivi e autunnali il biovolume totale mensile abbia raggiunto costantemente valori superiori ai 1500 mm³/m³. Nei mesi primaverili la biomassa fitoplanctonica appare più contenuta, con l'eccezione dell'anno 2003 per il quale il biovolume totale mensile da marzo a giugno supera sempre i 2000 mm³/m³.

Applicando le correlazioni tra biovolume algale e stato trofico proposti da alcuni autori e considerando le medie di biovolume della stagione produttiva (maggio-ottobre) relativamente agli anni 2001 e 2002 è possibile classificare il lago di Ledro come mesotrofico (Hankanson, 1980) (Rott, 1984).

411.2.3.4 La classificazione OECD (1982)

Considerando la totalità dei dati disponibili la classificazione OECD fornisce:

Tabella 411.15. Tabelle per la classificazione OECD per il lago di Ledro.

Stato trofico 2000	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofici	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Stato trofico 2001	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofici	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Stato trofico 2002	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofici	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Stato trofico 2003	Valore medio di Fosforo [µg/l]	Valore medio di Clorofilla a [µg/l]	Valore massimo di Clorofilla a [µg/l]	Valore medio di trasparenza [m]	Valore minimo di trasparenza [m]
Ultra-oligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrofico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofici	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Iper-eutrofico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Le tabelle mostrano con il passare dal 2000 al 2003 il graduale cambiamento da uno stato meso-oligotrofico ad uno più marcato di mesotrofia.

411.2.3.5 Il modello MEI (1985) ed il modello Volleweider

Considerando il calcolo del fosforo totale secondo la metodica MEI basata sull'alcalinità e al conducibilità si ottengono per il lago di Ledro i seguenti valori:

Tabella 411.16. Concentrazioni di fosforo totale di origine non antropica stimate con il metodo MEI e valori rilevati nel lago di Ledro [ug/l].

		2000	2001	2002	2003	Media
Alcalinità	P tot MEI sup ⁵	16,94	16,87	16,33	16,68	16,72
Alcalinità	P tot MEI inf ⁵	10,98	10,90	10,30	10,69	10,73
Conducibilità	P tot MEI sup ⁵	12,58	12,55	12,18	12,22	12,42
Conducibilità	P tot MEI inf ⁵	7,89	7,88	7,78	7,80	7,85
	P tot rilevato [ug/l]	10,4	15,3	11,9	10,9	12,76

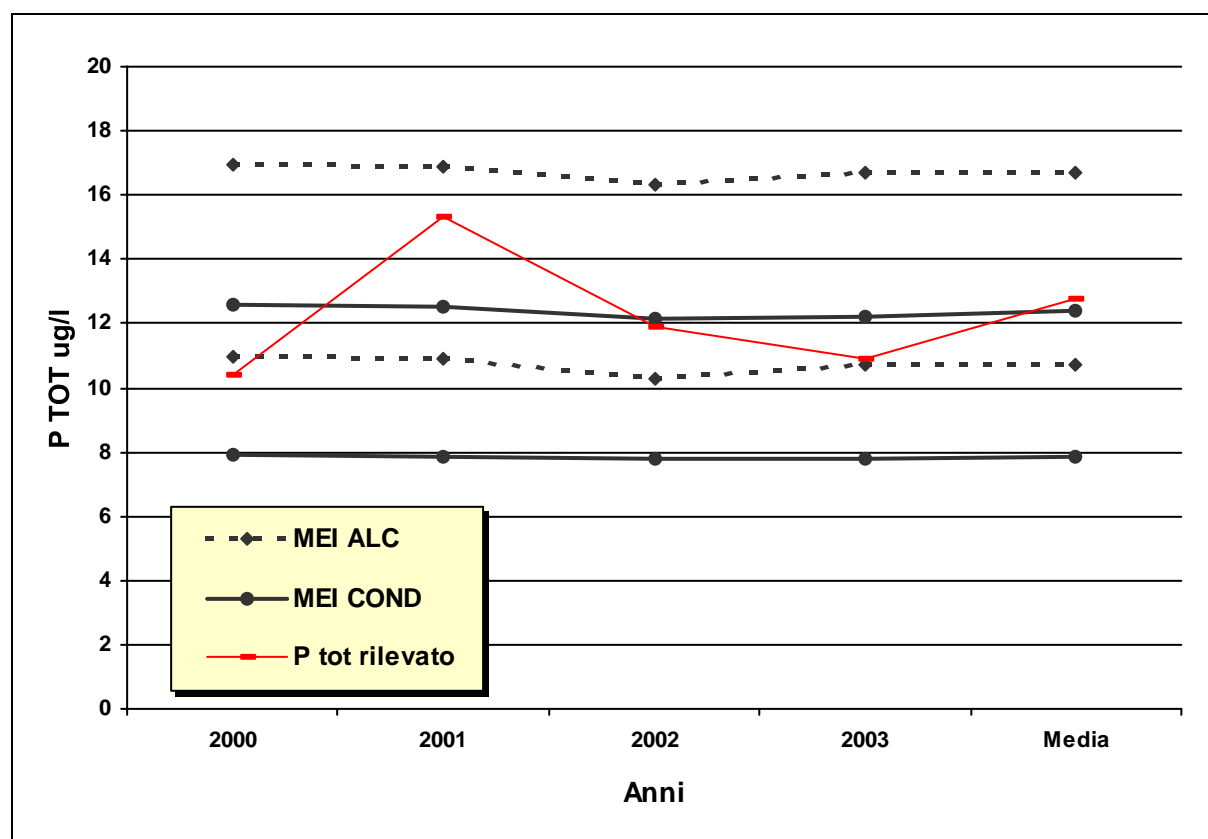


Figura 411.18. Andamento dei valori limite di fosforo totale stimati tramite l'indice MEI relativamente all'alcalinità ed alla conducibilità e confronto con i valori di fosforo totale riscontrati con il monitoraggio.

⁵ Il calcolo dell'indice MEI prevede la definizione di un range limitato dai valori indicati con sup e inf in tabella.

Il confronto tra i valori di fosforo medi misurati e quelli stimati con l'indice MEI mostrano che il fosforo totale risulta compreso nel range della stima effettuata con l'indice MEI relativamente all'alcalinità ed alla conducibilità ([figura 411.18](#)). Lo stato trofico del lago sembra quindi fortemente condizionato dai tempi di ricambio dell'acqua che, essendo dell'ordine di grandezza dell'anno, assicurerebbero lo smaltimento di parte dei nutrienti causando così la concordanza con i valori approssimati MEI.

Il modello Volleweider fornisce la seguente stima del carico di fosforo accettabile ed a rischio eutrofizzazione:

Tabella 411.17. Stima dei carichi di fosforo per il lago di Ledro.

Carico di Fosforo	Accettabile	A rischio eutrofizzazione
Tonnellate annue	1,0	1,7

Il calcolo è stato effettuato considerando una profondità media pari a 35 m [7] e considerando il tempo teorico di ricambio dell'acqua pari ad 1 anno [7], il carico è quindi stato distribuito su di una superficie del lago pari a 2,18 km².

411.2.3.6 Considerazioni

Lo stato del lago risulta fortemente influenzato dall'utilizzo idroelettrico che lo ha trasformato in un lago con tempi di residenza tipici di un bacino artificiale. E' possibile che tale situazione sia in grado di compromettere il ciclo del fosforo causando un forte ricambio che, artificialmente, assicura una concentrazione vicino a quella ipotetica naturale stimata tramite l'indice MEI.

Paradossalmente la classificazione introdotta dal d.lgs. 152/99 lo penalizza per un valore di fosforo riscontrato che risulta essere piuttosto anomalo rispetto all'andamento della concentrazione di tale sostanza sul fondo. L'estensione di tale classificazione per il 2002 ed il 2003 conferma la classe ecologica 3 ([paragrafo 3.4.3](#)); si verifica però un miglioramento marcato del punteggio riguardante il fosforo totale ed un peggioramento per quanto riguarda la clorofilla.

E invece da rilevare come più indici, Carlson, OECD e stima della biomassa, mettano in evidenza una stabilizzazione del lago verso uno stato trofico di mesotrofia.

Capitolo 4V+VI – Le deiezioni animali. Il bilancio sul Garda. Il riuso delle acque reflue.

4V+VI.1 Introduzione

Il presente capitolo approfondisce alcune tematiche relative sia ai carichi inquinanti di tipo puntuale che di tipo diffuso. In particolare: vengono fatte delle valutazioni in merito alla distribuzione degli allevamenti zootecnici sul territorio della Provincia Autonoma di Trento, ai fini di individuare le potenziali aree di spargimento del liquame; è effettuato un bilancio del carico di nutrienti conferiti dal nel lago di Garda attraverso il bacino scolante trentino allo scopo di raffrontare il contributo puntuale con quello diffuso anche in relazione ai monitoraggi effettuati; è descritto il riuso delle acque reflue come intervento oltre che di risparmio idrico di “conversione” di un carico di tipo puntuale in un carico di tipo diffuso con il conseguente abbattimento.

La finalità di questi approfondimenti è anche quella di evidenziare l’interazione con il territorio in relazione alla vulnerabilità intrinseca dello stesso.

4V+VI.2 La distribuzione degli allevamenti zootecnici sul territorio provinciale

I dati considerati fanno riferimento a quanto riportato nel V° Censimento Generale dell'Agricoltura relativamente all'anno 2000. L'aggregazione per comune dei capi allevati ha permesso la distribuzione geografica dei dati rendendo facilmente individuabili le zone dove maggiore è la pressione degli allevamenti zootecnici. Rientrano nelle categorie rappresentate i bovini, gli equini, i suini, gli ovini e caprini, polli e simili. La rappresentazione in un'unica mappa di sintesi avviene tramite la trasformazione delle presenze zootecniche in abitanti equivalenti secondo tabelle di conversione di letteratura [63]. Si tratta di un indice di pressione che non tiene in considerazione il metodo di smaltimento delle deiezioni e nemmeno le tecniche di allevamento.

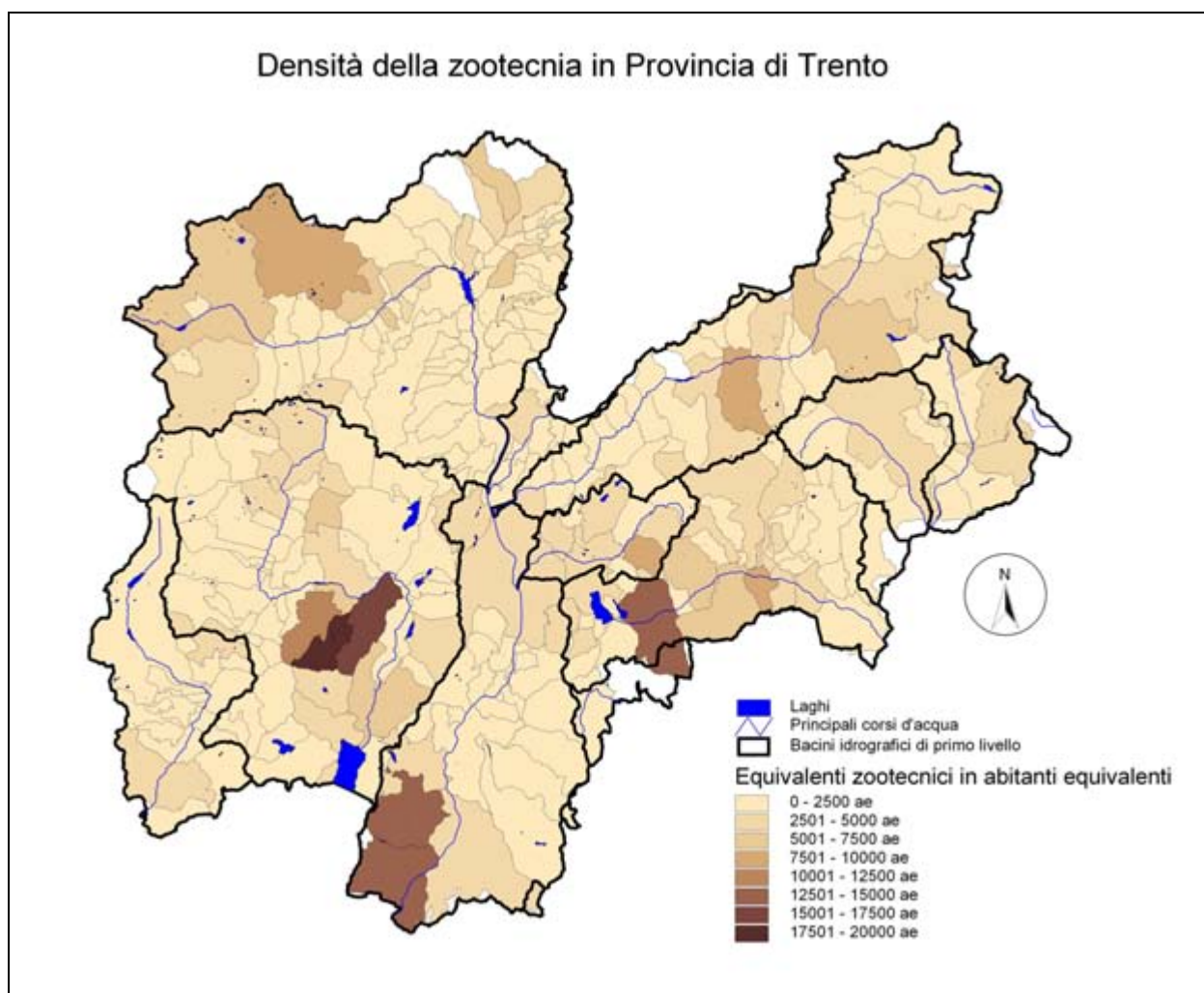


Figura 4V+VI.1. Densità dei capi zootecnici in provincia di Trento, aggregazione per comune, anno 2000.

La mappa di [figura 4V+VI.1](#) riporta alcune zone del territorio dove maggiore è l'intensità degli allevamenti zootecnici e quindi è presumibilmente maggiore lo spargimento delle relative deiezioni sui pascoli e sulle aree agricole: nel basso bacino dell'Adige la zona del monte Baldo, nel bacino del Sarca la zona delle Giudicarie esteriori, nel bacino del Brenta e dell'Astico a valle dei due laghi di Caldonazzo e Levico.

La distribuzione degli allevamenti zootecnici può essere meglio valutata osservando la [tavola 4V+VI.1](#).

Recenti episodi di inquinamento batterico delle acque di falda nonché episodi di spargimento delle deiezioni in zone particolarmente delicate dal punto di vista ambientale hanno posto il problema della gestione delle deiezioni animali in ambito zootecnico. Va considerata inoltre la recente tendenza alla concentrazione degli allevamenti ed all'utilizzo di nuovi modelli produttivi caratterizzati da una superficie aziendale limitata e dall'introduzione di alimenti extra-aziendali.

Nell'ottica di arginare tali criticità la Provincia Autonoma di Trento ha avviato alcuni studi [78] per verificare la possibilità di attuare soluzioni tecniche come la realizzazione di impianti centralizzati di trattamento delle deiezioni residue. E' quindi necessario, una volta individuata la soluzione tecnica più efficiente, rapportare tali scelte con il territorio in termini di tutela della risorsa idrica. Gli attuali strumenti in possesso dall'amministrazione permettono azioni di governo in grado di individuare le situazioni maggiormente critiche sia per la presenza oggettiva degli allevamenti zootecnici che per la vulnerabilità dei corpi idrici in quelle zone.

E' quindi fondamentale, per le zone maggiormente interessate dagli allevamenti zootecnici, un'indagine in grado di incrociare le informazioni georeferenziate relative alle pratiche zootecniche come quella di [figura 4V+VI.1](#) con la vulnerabilità del territorio e con i principali ricettori (come gli approvvigionamenti ad uso idropotabile ed esempio) al fine di individuare a scala di bacino le principali criticità. Successivamente, utilizzando metodologie multidisciplinari come il metodo SINTACS [1], è possibile aumentare il dettaglio dell'analisi e finalizzare la stessa ad una valutazione del rischio per i ricettori e al coordinamento di azioni di gestione del territorio.

4V+VI.4 Il bilancio di nutrienti per il bacino scolante nel lago di Garda

Il lago di Garda, nonostante sia stato classificato ai sensi del d.lgs. 152/99 con lo stato ecologico 3, che in assenza del riscontro di sostanze pericolose produrrebbe uno stato ambientale sufficiente, presenta dinamiche del tutto particolari che meritano un'indagine più approfondita per valutarne in modo corretto lo stato. E' inoltre da considerare l'inerzia che un lago di queste dimensioni impone ai cambiamenti dell'ecosistema che, in funzione dell'obiettivo di qualità buono da raggiungere nel 2016, necessita di azioni di risanamento intraprese con largo anticipo. Attualmente sono attivi i seguenti strumenti di tutela:

- l'accordo per il Garda, che impegna Amministrazioni ed Enti locali alla limitazione delle azioni impattanti sul lago;
- il Piano Provinciale di Risanamento delle Acque che prevede un'azione capillare di collettamento dei reflui e di aggiornamento degli impianti di depurazione;
- le azioni da intraprendere in relazione alla definizione di area sensibile per tutto il territorio trentino (vedi [capitolo 2VIII](#)).

La criticità del sistema deve essere inoltre relazionata alla forte pressione turistica che convive con intense attività industriali ed agricole che si svolgono all'interno del suo bacino idrografico.

Nell'ambito dell'azione conoscitiva dell'ecosistema del lago e per verificare il trend peggiorativo di alcuni indici che definiscono lo stato trofico, è utile determinare l'attuale quantità di nutrienti veicolati nel corpo idrico sia in modo diretto, tramite scarichi a lago come quelli di alcuni depuratori e di alcune industrie, che indiretto, tramite il trasporto nei corsi d'acqua dei nutrienti dilavati dal terreno o in essi scaricati. La stima viene effettuata sulla base di quanto elaborato nei [capitoli 2V](#) e [2VI](#) relativi agli inquinamenti di tipo puntuale e di tipo diffuso in modo da mantenere una metodica condivisa e ripetibile; si riporta inoltre il calcolo dei nutrienti transitati attraverso il torrente Sarca prima dell'immissione nel Benaco determinati per mezzo del monitoraggio introdotto dal d.lgs. 152/99.

Il bacino drenante compreso nella Provincia Autonoma di Trento che contribuisce al carico antropico del lago di Garda è stato stimato pari a circa 1253 km² di cui 1027 km²

sono scolati dal fiume Sarca, principale immissario del lago di Garda, e 226 km² drenano in parte attraverso il lago di Ledro e in parte in modo diretto.

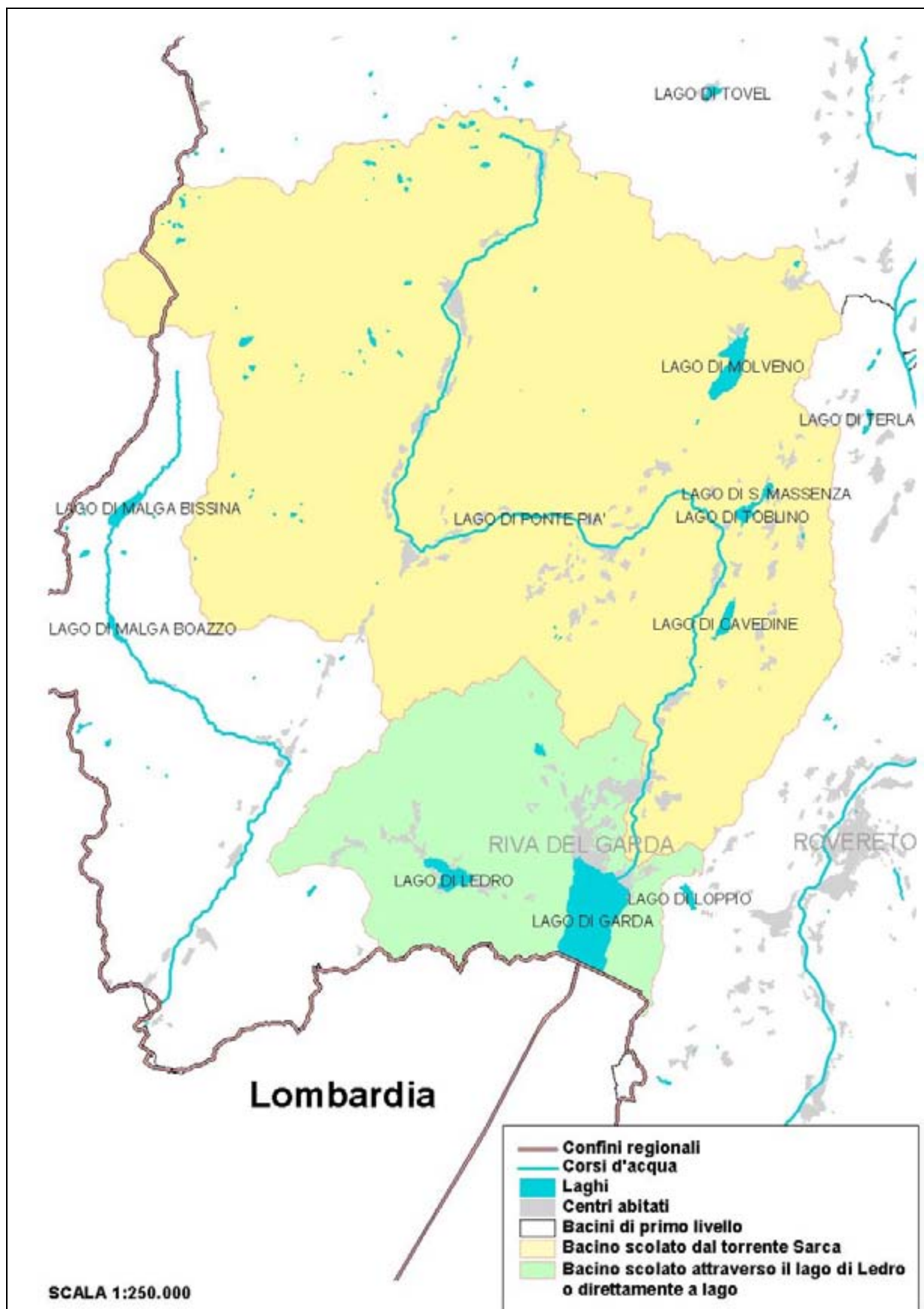


Figura 4V+VI. 2. Il bacino idrografico afferente al lago di Garda e i principali corpi idrici superficiali.

Le elaborazioni per la stima dei nutrienti azoto e fosforo, calcolati sotto forma di azoto totale e fosforo totale, è stata effettuata principalmente utilizzando le basi dati ed le informazioni geografiche contenute nel sistema informativo provinciale¹. I carichi riportano le quantità sversate nei corpi idrici, senza considerare la capacità autodepurativa dei corsi d'acqua.

Tabella 4V+VI.1. Stima dei carichi di azoto e fosforo collettati nel Lago dei Garda dalla Provincia Autonoma di Trento.

	<i>Tipologia</i>	<i>Fosforo [tonnellate annue]</i>	<i>Azoto [tonnellate annue]</i>
Fonti di tipo puntuale	Depuratori (uscita + sfiori)	14,2	249,3
	Produttivi	21,8	376,4
	Imhoff	3,5	24,6
	Scarichi tal quali	1,9	12,6
	Tot. puntuali	41,3	662,9
Fonti di tipo diffuso	Seminativi	3,6	75,3
	Legnose agrarie	1,8	27,9
	Orti familiari o eterogenee	0,4	5,8
	Pascolo	6,3	168,0
	Prati stabili	0,6	9,8
	Incolto	20,0	250,0
	Tot. diffuso effettivo	32,7	536,7
	Tot	74,0	1199,6

¹ La stima sui carichi diffusi sono aggiornati al 2000 mentre i carichi puntuali riportano la situazione al 2002.

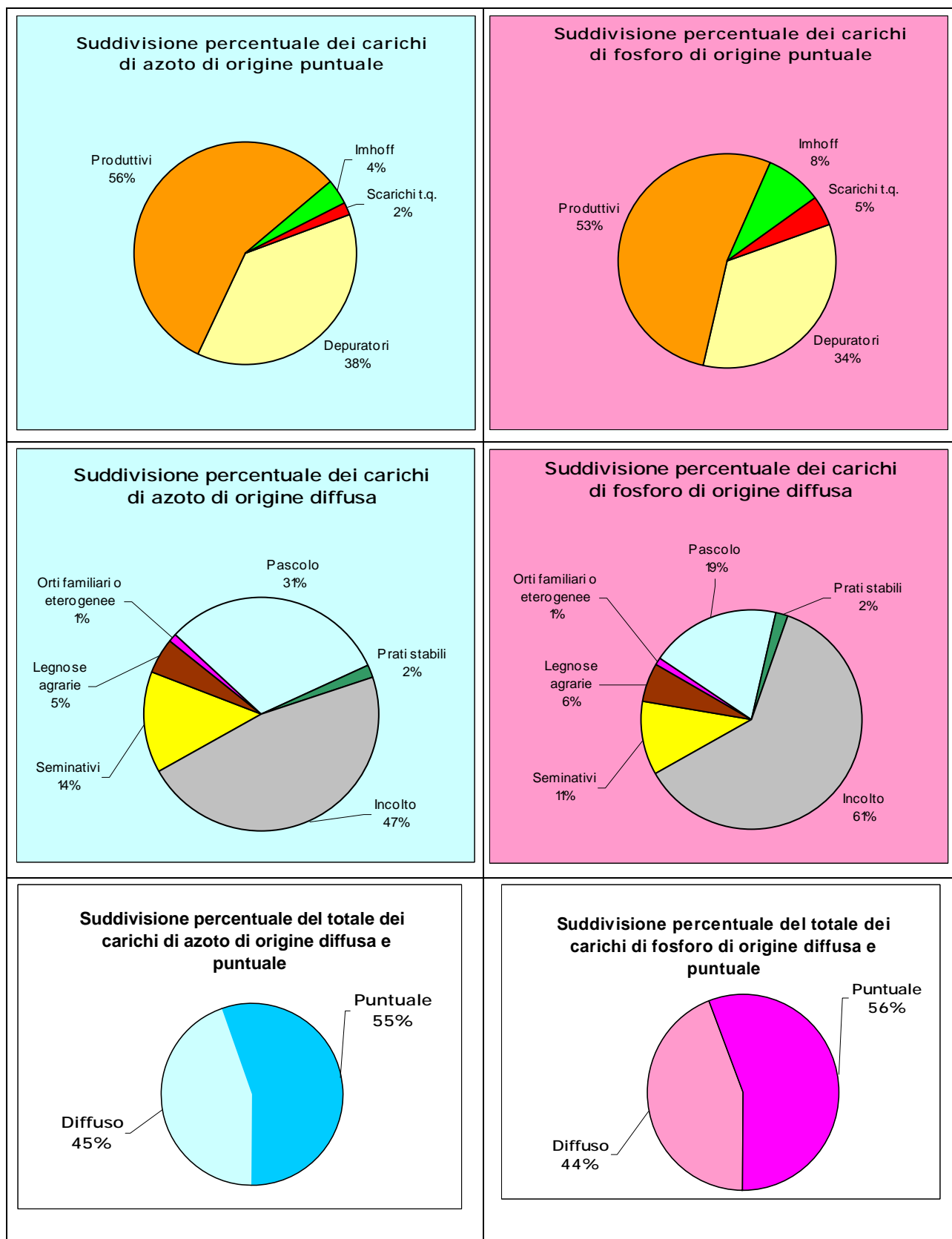


Figura 4V+VI.3. Suddivisione percentuale dei carichi di azoto e fosforo di origine puntuale afferenti al lago di Garda dal territorio trentino.

L'assetto del monitoraggio dei corsi d'acqua imposto dal d.lgs. 152/99 ha individuato l'ubicazione di una stazione significativa di monitoraggio del torrente Sarca appena prima dell'immissione nel Garda (punto 24, località Pescaia – Nago Torbole), stazione peraltro già utilizzata per i monitoraggi precedenti al d.lgs 152/99 (vedi [capitolo 2I.1.1](#)). I dati rilevati in tale sezione, tramite campionamenti con frequenza mensile, hanno permesso una approssimata quantificazione dei carichi transitanti ([tabella 4V+VI.2](#)). Come si è infatti spiegato, tale stima risente della bassa frequenza dei campionamenti che in taluni casi è in grado di influenzare il computo delle sostanze transitanti.

Tabella 4V+VI.2. Carichi di azoto e fosforo transitati nella sezione sul torrente Sarca di Nago Torbole (punto 24) calcolati tramite i prelievi qualitativi previsti dal d.lgs. 152/99.

Anno	Fosforo [tonnellate annue transitate]	Azoto [tonnellate annue transitate]
2000	56	2355
2001	42	2164
2002	64	2619
Media	54	2379

Tabella 4V+VI.3. Stima dei carichi di azoto e fosforo collettati nel Lago dei Garda dal bacino idrografico chiuso al punto 24 (immissione del Sarca in Garda).

	Tipologia	Fosforo [tonnellate annue]	Azoto [tonnellate annue]
Fonti di tipo puntuale	Depuratori (uscita + sfiori)	9,6	163,2
	Produttivi	14,7	284,9
	Imhoff	3,5	24,6
	Scarichi tal quali	1,9	12,6
	Tot. puntuali	29,7	485,4
Fonti di tipo diffuso	Seminativi	3,5	73,9
	Legnose agrarie	1,6	25,1
	Orti familiari o eterogenee	0,4	5,6
	Pascolo	5,7	155,1
	Prati stabili	0,6	8,8
	Incolto	19,9	238,6
	Tot. diffuso effettivo	31,6	507,2
	Tot	61,3	992,6

Il confronto del calcolo di [tabella 4V+VI.2](#) con la stima dei carichi puntuali e diffusi limitata al bacino scolato dal torrente, esplicitata in [tabella 4V+VI.3](#), fornisce risultati confrontabili per il fosforo e piuttosto dissimili per quanto attiene all'azoto.

Il carico determinato tramite i campionamenti mensili introdotti dal d.lgs. 152/99 determina una quantità di azoto totale che è in genere il doppio di quanto stimato dalle sorgenti di tipo diffuso e puntuale.

Tale differenza risiede in parte in una diversa metodica per la determinazione dell'azoto totale e in parte nella frequenza troppo bassa di tali campionamenti che non si presta all'effettuazione di bilanci di massa, anche in relazione all'elevata variabilità del regime idrometrico del Sarca. In linea con il d.lgs. 152/99 il monitoraggio prevede la determinazione analitica del parametro azoto totale mentre il dato disponibile per la stima di scarichi puntuali è la sommatoria dei componenti determinati secondo quanto previsto dal TULP (testo unico delle leggi provinciali), ovvero azoto ammoniacale, azoto nitroso, azoto nitrico, trascurando quindi la componente organica che assume un ruolo fondamentale per scarichi industriali e piscicoltura.

Dai dati precedentemente illustrati in [figura 4V+VI.3](#) appare chiaro come molti degli sforzi intrapresi dall'amministrazione provinciale per contenere gli scarichi di tipo civile abbiano portato ad un miglioramento della situazione relativa agli scarichi puntuali, confermando però allo stesso tempo che attualmente il maggior contributo di nutrienti di origine antropica alle acque del Garda sia generato da scarichi produttivi che comprendono nella fattispecie industrie e piscicoltura. Acquista importanza quindi la possibilità di applicare in questo bacino il riuso delle acque reflue secondo quanto indicato dal decreto n. 185 del 12 giugno 2003 per diminuire ulteriormente l'apporto di origine puntuale.

4V+VI.5 Metodologia per l'individuazione degli impianti idonei al riutilizzo delle acque reflue

In base a quanto richiesto dal decreto del Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, n. 185 del 12 giugno 2003 "Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'art. 26, comma 2, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152/99" la Provincia Autonoma di Trento tramite l'Agenzia provinciale protezione ambiente, il Dipartimento Ambiente e il Servizio Opere Igienico Sanitarie, con la collaborazione del Servizio Infrastrutture Agricole e Riordinamento Fondiario e del Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale dell'Università di Trento ha definito un primo elenco di impianti (15 sui 74 provinciali) potenzialmente idonei al riuso delle acque reflue ai fini irrigui agricoli relativamente alle sole colture viticole, frutticole e seminate [80].

Gli impianti selezionati, raggruppati per bacino idrografico di primo livello, sono i seguenti:

Tabella 2V+VI.3. Prima lista di impianti potenzialmente idonei al riuso delle acque reflue.

Bacino	Nome impianto	Potenzialità [AE]	Portata media attuale [m ³ /giorno]	Portata media nominale [m ³ /giorno]
NOCE	BIOLOGICO DI CAVARENO NUOVO	20000	1345,47	6400
	FONDO	10000	nuovo	3200
	BIOLOGICO DI CLES	13000	2887,84	4160
	BIOLOGICO DI CAMPODENNO	20000	nuovo	6400
ADIGE	BIOLOGICO DI LAVIS - ZAMBANA	10000	2510,85	9600
	BIOLOGICO DI MORI	20000	2390,74	6400
	BIOLOGICO DI ALA	10000	1069,90	3200
	BIOLOGICO DI AVIO	8000	654,64	1920
	BIOLOGICO DI CHIZZOLA DI ALA	30000	nuovo	9600
SARCA	BIOLOGICO DI S. MASSENZA	3500	546,27	980
	BIOLOGICO DI CALAVINO	7000	1116,82	1932
	BIOLOGICO DI PIETRAMURATA	5000	217,33	1600
	BIOLOGICO DI RIVA ARENA	50000	6867,18	14000

BRENTA	BIOLOGICO DI LEVICO	100000	11340,84	28000
	BIOLOGICO DI VILLA AGNEDO	30000	3335,58	9600

Va subito osservato che 11 dei 15 impianti considerati hanno una potenzialità superiore ai 10.000 AE e fanno quindi parte degli impianti per i quali va previsto un trattamento di denitrificazione e defosfatazione in quanto ricadenti in area sensibile (vedi [capitolo 2VIII.2](#)). E' quindi interessante una loro potenziale destinazione al riutilizzo, specie nei periodi di magra dei corsi d'acqua e quando la pressione antropica rende maggiormente difficoltoso il rispetto dei limiti tabellari allo scarico richiesti per le aree sensibili.

Rispetto alla lista sopra definita, l'Agenzia provinciale protezione ambiente si riserva di integrare o ridurre la stessa sulla base delle risultanze di uno screening ambientale che consideri, oltre ai recenti indirizzi normativi, anche le problematiche strettamente legate all'interazione di questa attività con l'ambiente.

Si riporta nel seguito la metodologia di indagine basata su un approccio multidisciplinare da utilizzarsi per la definizione dell'impianto o degli impianti idonei alla sperimentazione del riutilizzo. L'analisi consiste in una prima definizione dei fattori ambientali che maggiormente interagiscono con l'attività del riuso delle acque reflue. Tali fattori, opportunamente pesati, misurano la rispondenza o meno al vincolo o al vantaggio ambientale conseguente al riutilizzo. Oltre ai fattori ambientali ne vengono considerati altri di tipo economico e di disponibilità o ricettività del bacino di utenza.

La [tabella 2V+VI.4](#) fornisce l'elenco degli elementi considerati, che in questa prima analisi vuole essere indicativo e quindi suscettibile di modifiche e integrazioni, allorquando intervengano problematiche o esigenze aggiuntive a quelle già considerate

Tabella 2V+VI.4. Fattori ambientali e fattori generici considerati nella valutazione della predisposizione dei depuratori al riuso delle acque reflue.

Codice	Descrizione fattore
AMBIENTALI	
A1	Riduzione dei carichi conferiti in corso d'acqua immissario (diretto o indiretto) di un lago anche in relazione ai laghi in deroga per l'ossigeno della balneabilità
A2	Riuso in zone con marcati problemi di deficit idrico
A3	Assenza, nell'area di spargimento del liquame, di punti di contatto con le falde (in particolare se punti di derivazione ad uso potabile)
A4	Assenza di spargimento di liquami zootecnici (rischio di dare origine a zone vulnerabili da nitrati di origine agricola)
A5	Rispetto dei limiti tabellari allo scarico (rigoroso o in deroga su alcuni parametri)

A6	Compensazione delle esigenze idropotabili (in ragione del riuso, limitazione dei prelievi)
A7	Entità del carico di fosforo totale abbattuto (elevato - medio - basso)
GENERALI	
G1	Disponibilità dei consorzi irrigui o degli agricoltori alla sperimentazione del riuso
G2	Risparmio economico per la riduzione del numero di trattamenti di fertilizzazione
G3	Raggiungimento degli obiettivi di qualità e per specifica destinazione

Per ogni fattore definito è possibile assegnare un diverso punteggio in funzione dell'importanza assegnatagli, che va poi annullato, confermato o raddoppiato in funzione del mancato parziale o completo, soddisfacimento dello stesso. La tabella successiva riporta un'ipotesi di assegnazione dei punteggi ai fattori di [tabella 2V+VI.4](#).

Tabella 2V+VI.5. Matrice per l'assegnazione del punteggio e dei pesi ai fattori.

Codice fattore	Completo soddisfacimento fattore	Parziale soddisfacimento fattore	Mancato soddisfacimento fattore	Punteggio fattore (min. 1 - max. 5)
AMBIENTALI				
A1	2	1	0	5
A2	2	1	0	4
A3	2	1	0	5
A4	2	1	0	3
A5	2	1	0	1
A6	2	1	0	2
A7	2	1	0	4
GENERALI				
G1	2	1	0	4
G2	2	1	0	3
G3	2	1	0	3

La somma dei punteggi pesati dei singoli fattori fornisce un numero il cui valore definisce la maggiore o minore propensione di un impianto, rispetto agli altri, al riuso delle acque reflue.

E' chiaro che i pesi e i punteggi forniti possono essere modificati in seguito a deduzioni più approfondite. Nell'insieme essi forniscono una metodologia operativa che se opportunamente utilizzata e aggiornata è in grado di misurare la valenza ambientale dell'attività di riutilizzo.

Nella lista dei fattori ambientali esposti, assume particolare importanza per la Provincia Autonoma di Trento il fattore A1, relativo alla riduzione dei carichi conferiti nei corpi idrici. I corsi d'acqua trentini, vista la rapidità della corrente e le temperature medie annue dell'acqua, hanno principalmente funzione di vettori per i nutrienti che trovano come destino finale l'accumulo nei laghi e diventano quindi responsabili della loro tendenza all'eutrofizzazione. In particolare il fosforo rappresenta il fattore limitante l'eutrofizzazione dei laghi trentini. I composti di tale sostanza, essendo in generale meno solubili di quelli dell'azoto, tendono a legare più intimamente alle particelle di terreno rendendo molto efficace la pratica dello spargimento delle acque reflue sul terreno per la riduzione dei carichi, sempre se tale pratica è effettuata nel rispetto dei codici di buona pratica agricola. Lo spargimento deve in particolare evitare o limitare al massimo i fenomeni di ruscellamento e erosione dei terreni causa del trasporto di materiale solido e delle particelle di fosforo.

Il fattore A1 assume importanza anche rispetto al decreto legge del 4 giugno 2004 n. 144, recante differimento della disciplina sulla qualità delle acque di balneazione. Il decreto elenca i laghi in deroga sul parametro ossigeno per la balneabilità, differendo la disciplina fino al 2006 e indicando misure di adeguamento dei sistemi di collettamento e depurazione volte a rendere le acque reflue idonee al riutilizzo con l'obiettivo di ridurre gli apporti di nutrienti a lago.

Oltre ai fattori sopra elencati vanno considerati alcuni vincoli fondamentali all'attuazione del riutilizzo:

- esso va comunque subordinato alle prescrizioni del codice di buona pratica agricola (DM del 19 aprile 1999 recante "Approvazione del codice di buona pratica agricola");
- va verificata, per l'area interessata dal riuso, la vulnerabilità intrinseca, specifica ed integrata a grande scala (minimo 1:10.000);
- va evitato in ogni caso lo spargimento in aree di tutela assoluta e rispetto relativamente ai punti di captazione ad uso potabile;
- va evitato il riutilizzo in presenza di rischi sanitari presunti anche relativi a parametri non monitorati.

L'analisi dei fattori ambientali e generali e la conseguente assegnazione dei punteggi e dei pesi deve condurre alla compilazione di una matrice di confronto degli

impianti esaminati che, in modo oggettivo, definisca una priorità per l'applicazione della sperimentazione. Un esempio può essere la seguente matrice.

Tabella 2V+VI.6. Matrice per l'assegnazione del punteggio finale.

Impianto	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	G1	G2	G3	Punteggio totale
BIOLOGICO DI CAVARENO NUOVO											
FONDO											
BIOLOGICO DI CLES											
BIOLOGICO DI CAMPODENNO											
BIOLOGICO DI LAVIS - ZAMBANA											
BIOLOGICO DI MORI											
BIOLOGICO DI ALA											
BIOLOGICO DI AVIO											
BIOLOGICO DI CHIZZOLA DI ALA											
BIOLOGICO DI S. MASSENZA											
BIOLOGICO DI CALAVINO											
BIOLOGICO DI PIETRAMURATA											
BIOLOGICO DI RIVA ARENA											
BIOLOGICO DI LEVICO											
BIOLOGICO DI VILLA AGNEDO											

Capitolo 4VII – Le fluttuazioni idrometriche

4VII.1 Introduzione

Le fluttuazioni idrometriche, assieme alla diluizione delle sostanze inquinanti, rappresentano i principali aspetti quantitativi in grado di influenzare la qualità dei corsi d'acqua. In modo particolare le fluttuazioni idrometriche di origine antropica, che in provincia di Trento hanno una scala temporale molto diversificata variando dall'ora alle stagioni, sono in grado di inficiare la qualità dei corsi d'acqua. L'alveo viene esposto infatti ad un continuo alternarsi di condizioni asciutte e bagnate che non permette il corretto instaurarsi dei fenomeni bentonici e degli ecotoni ripari che caratterizzano i corsi d'acqua naturali.

4VII.2 Fluttuazioni idrometriche nelle sezioni significative ai sensi del d.lgs 152/99

Ricostruendo gli andamenti delle altezze idrometriche misurate in differenti sezioni e comparandole fra loro, si può facilmente osservare come alcune di queste siano caratterizzate da oscillazioni regolari del valore registrato con periodicità generalmente di 24 ore e/o una settimana. Ciò si verifica in particolare in presenza di derivazioni e restituzioni, a monte della stazione di misura, che utilizzano portate rilevanti se confrontate con quelle transitanti in alveo.

In questa capitolo si vuole fornire un possibile strumento per la valutazione delle fluttuazioni idrometriche che caratterizzano una sezione di misura, attraverso un indice che tenga conto della variabilità del dato misurato dallo strumento nell'arco delle 24 ore (1 misura per ora). Ci si basa infatti sul presupposto che variazioni consistenti del valore del livello idrometrico nell'arco di 24 ore (e che si ripetono nel tempo) non siano riconducibili a fenomeni naturali, quali precipitazioni meteoriche o scioglimento delle nevi, ma piuttosto ad attività antropiche che modificano il naturale regime del corso d'acqua.

A titolo di esempio nella [figura 4VII.1](#) si riportano i casi delle sezioni idrometriche di Ponte dei Tedeschi sul Chiese e Borgo Valsugana sul Brenta, e la comparazione dell'andamento dei rispettivi indici di fluttuazione valutati nel periodo 2000-2003.

Tale indice è valutato ricavando lo scarto quadratico medio della serie oraria del sensore per ogni giorno, adimensionalizzato rispetto al valore medio giornaliero, secondo la seguente formula:

$$i_f^k = \frac{\sqrt{\sum_{j=1}^n (h_j - \bar{h}_k)^2}}{\bar{h}_k}$$

dove:

i_f^k = indice di fluttuazione del giorno k-esimo

h_j = valore del sensore misurato all'ora j del giorno k

n = numero di record giornalieri (tipicamente sono 24)

\bar{h}_k = valore medio del sensore calcolato per il giorno k

Come si può notare dalla [figura 4VII.1](#), l'indice i_f^k varia fra il valore 0, che si ha nel caso in cui il sensore misuri sempre il medesimo valore nell'arco delle 24 ore, ed un

valore superiore teorico illimitato (funzione della variabilità della gamma di record registrati nel giorno k), ma che in pratica è limitato dall'altezza idrometrica che causa l'ipotetica esondazione.

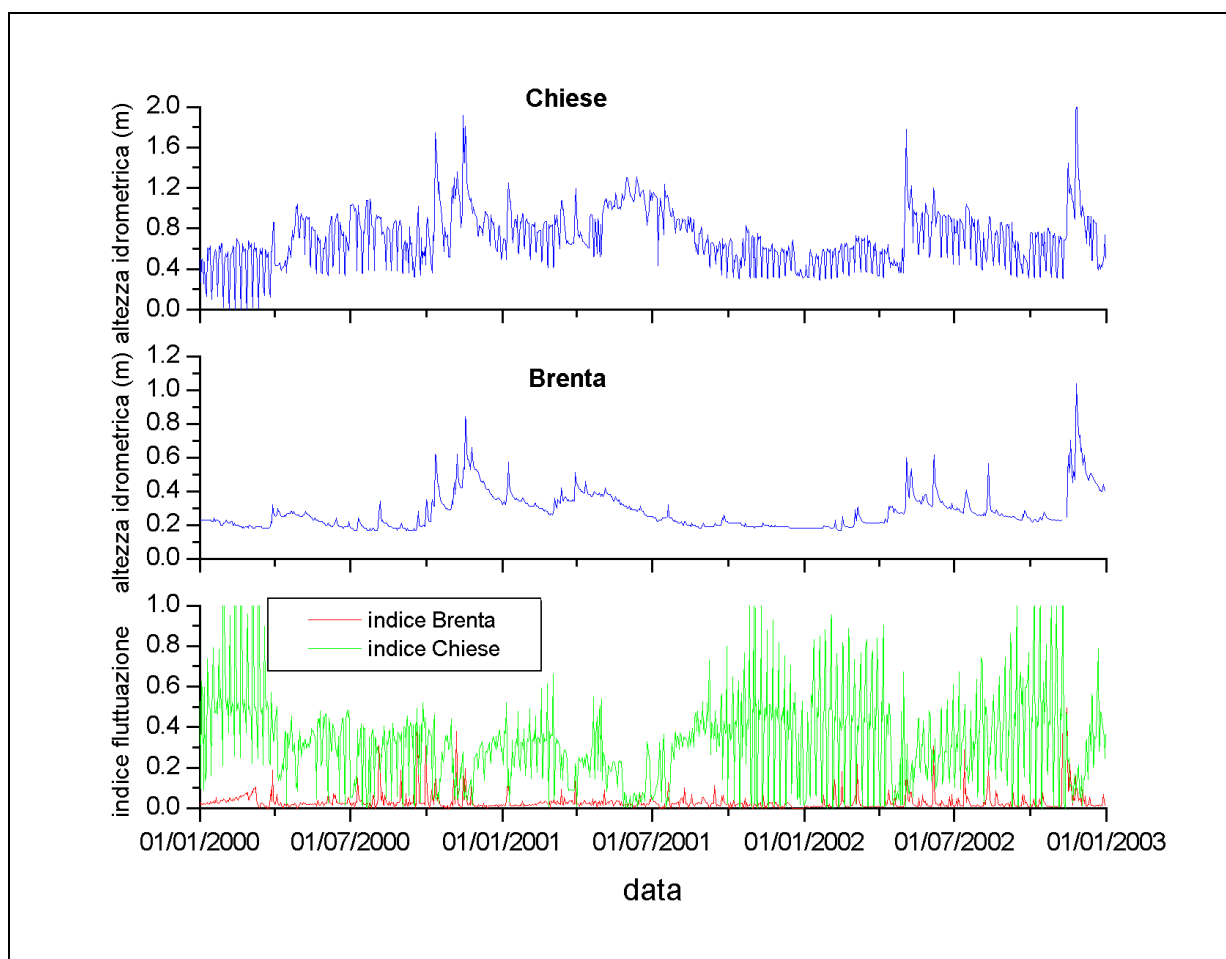


Figura 4VII.1. L'indice di fluttuazione a confronto sulla sezione del Chiese a ponte dei Tedeschi a Storo e del Brenta a Borgo Valsugana (grafico verde e rosso).

L'indice per la valutazione del grado di fluttuazione del livello idrometrico di una stazione viene quindi ricavato calcolando la media degli i_f^k giornalieri applicata al periodo di osservazione (ng giorni):

$$\bar{i}_f = \sum_{k=1}^{ng} i_f^k \cdot \frac{1}{ng}$$

Nell'esempio riportato in [figura 4VII.1](#) tale indice assume valore pari a **3%** nel caso del fiume Brenta a Borgo Valsugana, e **34%** nel caso del Chiese a P.te dei Tedeschi, evidenziando quindi una spiccata fluttuazione del livello idrometrico in quest'ultimo.

L'informazione associata a quest'indice è d'ausilio per verificare se mediamente nell'anno la sezione idrometrica sia o meno caratterizzata da forti escursioni di livello che possono ripercuotersi sul contorno bagnato, sul raggio idraulico, sulla velocità della corrente ecc., con effetti sulle popolazioni di organismi che occupano le aree spondali del corso d'acqua. Inoltre se ne evidenzia l'utilità nel riconsiderare i tempi ed i modi del monitoraggio dei corsi d'acqua anche in relazione al calcolo dei carichi transitanti.

La [figura 4VII.2](#) mostra l'applicazione dell'indice di fluttuazione alla variabilità del contorno bagnato per la sezione idrometrica di Ponte Cervia sul Brenta, conseguente alle variazioni di livello misurate dal sensore.

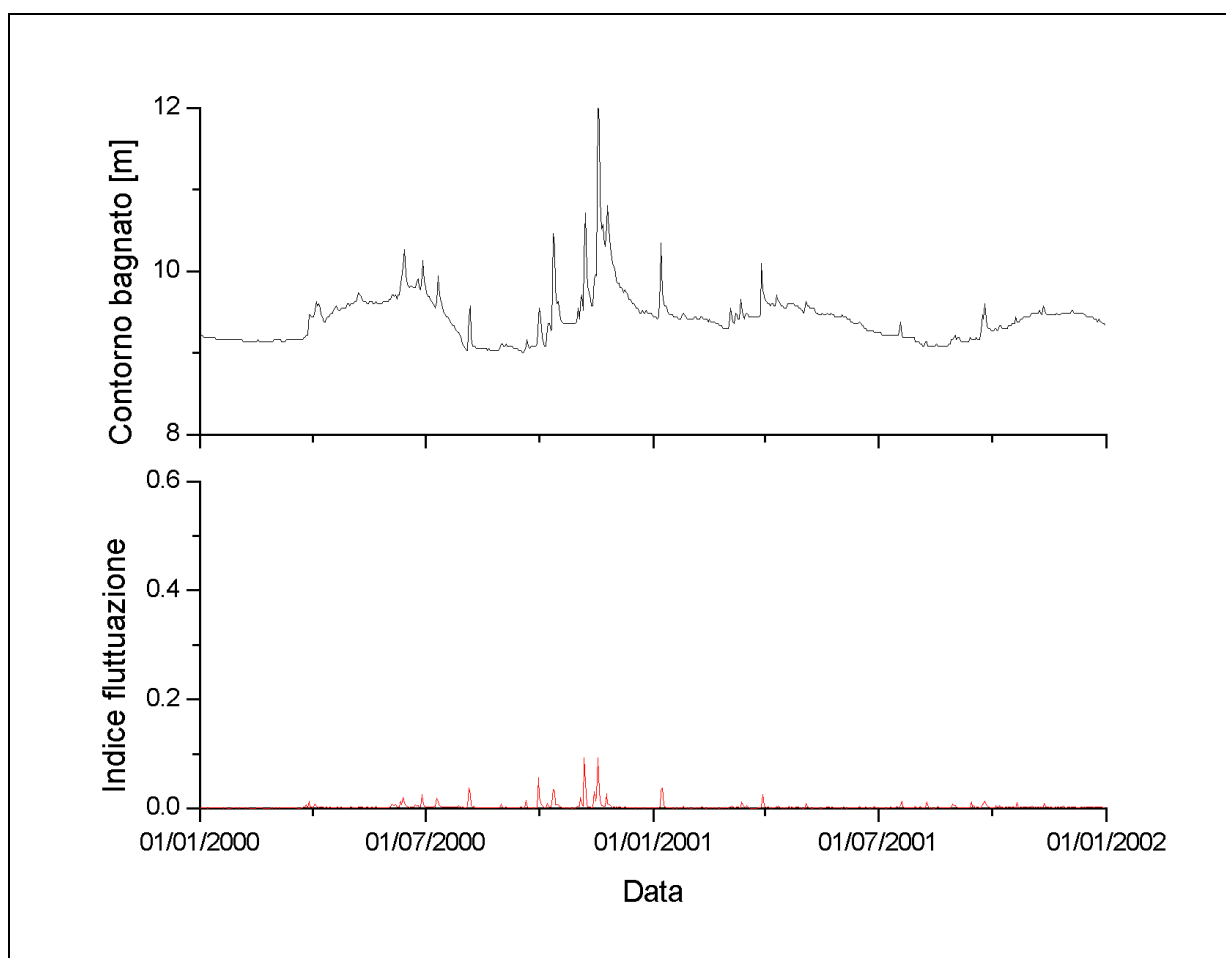


Figura 4VII.2. Indice di fluttuazione del contorno bagnato della sezione di Ponte Cervia sul Brenta: valore medio annuo = 0.3%.

Dalla figura si ricava che l'evoluzione temporale del contorno bagnato è da attribuirsi principalmente alle naturali variazioni del regime di portata, che avvengono in modo graduale e continuo in concomitanza degli eventi meteorici.

Capitolo 4VIII – Le percentuali di abbattimento dei carichi provenienti dai depuratori provinciali in aree sensibili

4VIII.1 Introduzione

La deliberazione della Giunta Provinciale n. 283 del 16 febbraio 2004 ha individuato tutti i bacini del territorio provinciale come area sensibile indicando quindi gli interventi necessari per adeguare gli scarichi. Tale aggiornamento rappresenta un importante passo avanti nella mitigazione dei fenomeni di eutrofizzazione che colpiscono alcuni corpi idrici provinciali, extraprovinciali ed in ultimo il mare Adriatico. In questa ottica, la Provincia Autonoma di Trento individua nel rispetto dei valori delle concentrazioni allo scarico il metodo per la riduzione degli scarichi di nutrienti nelle aree sensibili. In alternativa la disciplina degli scarichi contenuta nell'allegato 5 al d.lgs. 152/99 propone il rispetto di percentuali di riduzione del carico. Nell'ottica di un confronto con le regioni, province limitrofe e con le differenti autorità di bacino, sono riportate le percentuali di abbattimento degli inquinanti principali causa dell'eutrofizzazione provenienti dagli impianti di depurazione provinciali con potenzialità maggiore o uguale a 10.000 abitanti equivalenti aggregati per bacino di livello nazionale. Le percentuali di abbattimento sono calcolate per gli anni il 2002 e 2003.

4VIII.2 Abbattimento dei nutrienti all'anno 2002

Come indicato dalla disciplina degli scarichi contenuta nell'allegato 5 al d.lgs. 152/99 l'individuazione di area sensibile comporta interventi sul comparto della depurazione civile per impianti con potenzialità superiore o uguale a 10.000 abitanti equivalenti nonché sugli scarichi industriali.

Il calcolo delle rese di abbattimento per il 2002 è stato effettuato su 36 impianti provinciali dei 74 presenti in Trentino. Il conteggio comprende anche la quantificazione degli sfiori che caratterizzano alcuni depuratori durante i periodi più critici.

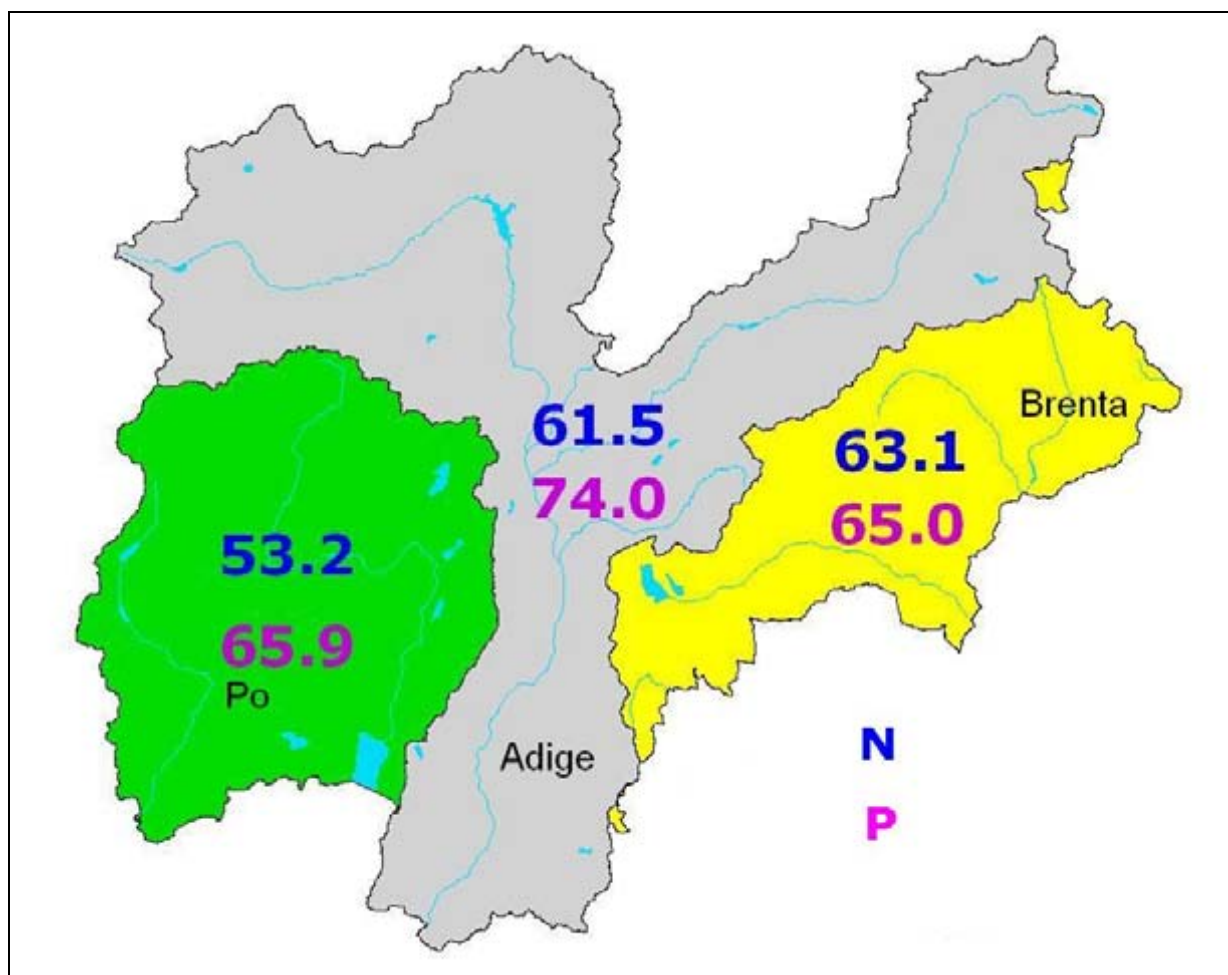


Figura 4VIII.1. Percentuali di abbattimento di fosforo (magenta) e azoto (blu) per gli impianti provinciali di depurazione con potenzialità superiore o uguale ai 10.000 AE aggregati per bacino nazionale (anno 2002).

Tabella 4VIII.1. Quantificazione dei carichi e delle rese di abbattimento dei depuratori provinciali con potenzialità maggiore o uguale a 10.000 abitanti equivalenti aggregati per bacino nazionale (anno 2002). Con sfondo blu l'azoto e con sfondo magenta il fosforo.

Bacino nazionale	Carico ingresso [t]	Carico uscito [t]	Resa abbattimento [%]
PO	494	231	53,2
	38	13	65,9
ADIGE	2267	872	61,5
	287	75	74,0
BRENTA-BACCHIGLIONE	373	138	63,1
	34	12	65,0

Le rese di abbattimento ricalcano l'assetto depurativo complessivo di ogni bacino di livello nazionale.

Il calcolo delle rese di abbattimento al 2002 non risente degli interventi indicati nella deliberazione di Giunta Provinciale n. 283 del 16 febbraio 2004 che impone alcuni interventi sui depuratori provinciali coinvolti dall'individuazione delle aree sensibili. Tali azioni, riassunte nel seguito, cominciano a manifestarsi sulle rese degli abbattimenti per l'anno 2003, evidenziando così i progressi effettuati.

Bacino del Po. Tutti i 12 impianti sono dotati di defosfatazione. Al 31 dicembre 2003 sono stati adeguati gli ultimi 3 impianti che ne erano privi (che corrispondono al 30 % dei 250.000 AE complessivi conferenti nel bacino del Po).

Bacino dell'Adige. La defosfatazione è attualmente presente in 5 impianti su 19. Per gli altri 14 si procederà indicativamente entro il 31 dicembre 2004. L'intervento interessa 416.000 AE corrispondenti al 58 % degli abitanti complessivi conferenti nel bacino dell'Adige.

Bacino del Brenta-Bacchiglione. In 2 impianti su 5 sono già funzionanti sia i trattamenti del fosforo che quelli dell'azoto. Per un depuratore (Imer) è in corso il potenziamento con inserimento delle fasi di denitrificazione e defosfatazione. Per gli altri due si prevede la limitazione del fosforo a breve. L'intervento interessa 60.000 AE corrispondenti al 32 % degli abitanti complessivi conferenti nel Brenta-Bacchiglione.

4VIII.3 Abbattimento dei nutrienti all'anno 2003

I calcoli degli abbattimenti relativi al 2002 sono aggiornati in questo paragrafo al 2003 per verificare il miglioramento introdotto dalla deliberazione della Giunta Provinciale relativa alle aree sensibili come descritto nel paragrafo precedente.

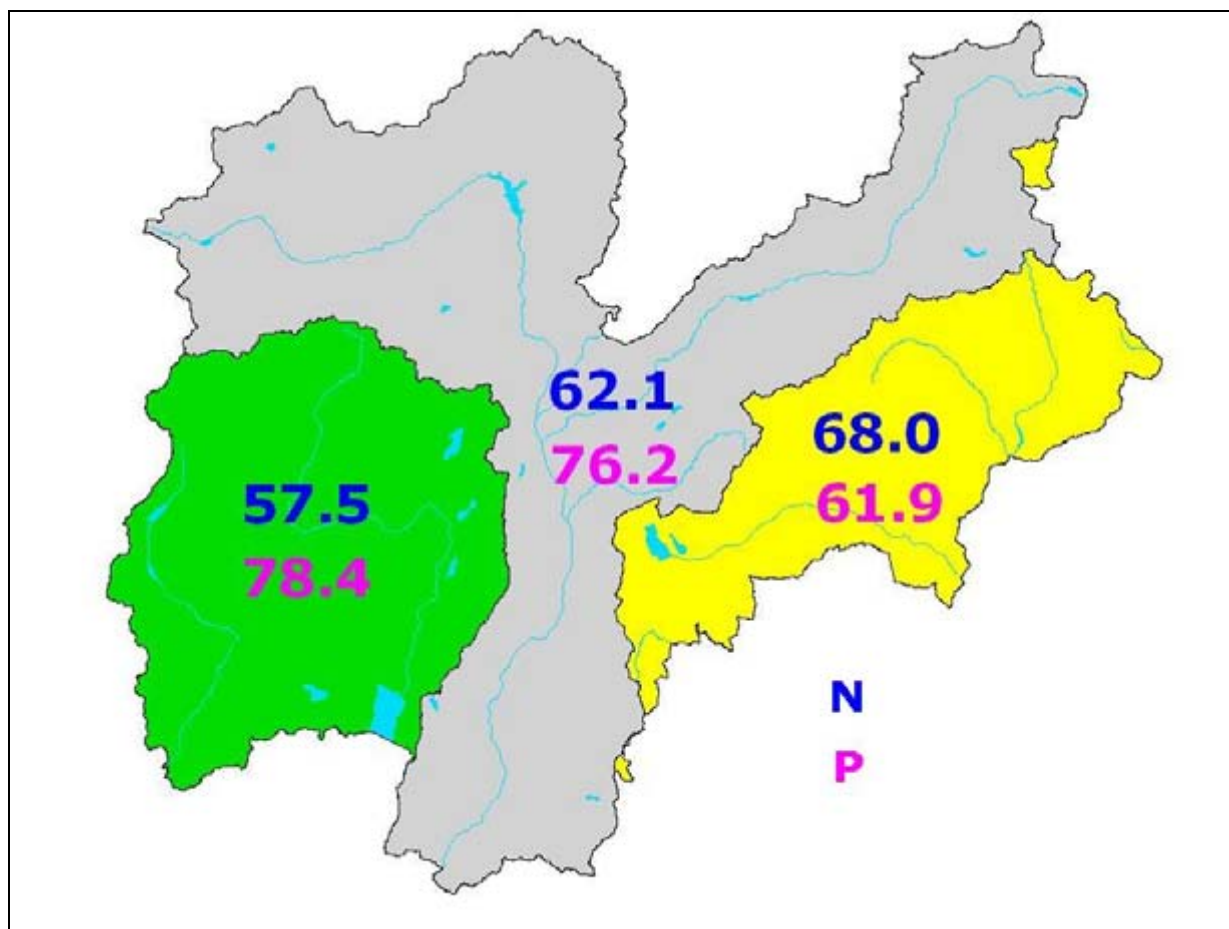


Figura 4VIII.2. Percentuali di abbattimento di fosforo (magenta) e azoto (blu) per gli impianti provinciali di depurazione con potenzialità superiore o uguale ai 10.000 AE aggregati per bacino nazionale (anno 2003).

Tabella 4VIII.2. Quantificazione dei carichi e delle rese di abbattimento dei depuratori provinciali con potenzialità maggiore o uguale a 10.000 abitanti equivalenti aggregati per bacino nazionale (anno 2003). Con sfondo blu l'azoto e con sfondo magenta il fosforo.

Bacino nazionale	Carico ingresso [t]	Carico uscito [t]	Resa abbattimento [%]
PO	490	208	57,5
	66	14	78,4
ADIGE	2208	838	62,1
	323	77	76,2
BRENTA-BACCHIGLIONE	286	92	68,0
	30	11	61,9

Le rese relative all'anno 2003 mostrano in generale un trend positivo rispetto al 2002. Per quanto attiene l'abbattimento dell'azoto le rese sono in aumento per tutti i bacini. Relativamente al fosforo i dati mostrano che la parte provinciale dei bacini nazionali del Po e dell'Adige hanno raggiunto gli obiettivi di abbattimento di almeno il 75 % fissati dalle autorità di bacino, mentre la parte provinciale del bacino nazionale del Brenta-Bacchiglione mostra nel complesso un trend negativo che deve essere comunque confrontato con l'attuale stato di adeguamento degli impianti rispetto a quanto previsto dalla deliberazione di Giunta Provinciale n. 283 del 16 febbraio 2004.

I trend di abbattimento sopra riassunti confermano gli effetti positivi degli interventi di adeguamento riassunti nell'allegato della deliberazione di Giunta Provinciale n. 283 del 16 febbraio 2004.

Capitolo 4IX – Prima mappa della vulnerabilità intrinseca della Provincia Autonoma di Trento.

4IX.1 Introduzione

Come già esposto nel [capitolo 2IX](#), la vulnerabilità intrinseca del territorio provinciale è determinata utilizzando come riferimento il metodo qualitativo GNDCl-CNR.

La metodologia di lavoro consiste nella definizione dei dati di partenza e nella successiva descrizione del procedimento adottato per l'assegnazione delle classi di vulnerabilità alle principali formazioni litologiche affioranti provinciali. L'elaborazione prosegue poi con la sovrapposizione cartografica delle faglie, rilevate e presunte, per giungere ad una rappresentazione più realistica della effettiva vulnerabilità a scala di bacino. Data la peculiarità dello studio, esso è stato svolto in stretta collaborazione con il Servizio Geologico della Provincia Autonoma di Trento.

4IX.2 La vulnerabilità intrinseca della litologia affiorante in Trentino

4IX.2.1 I dati iniziali

L'impiego del metodo qualitativo di base CNR-GNDCI richiede la disponibilità di una mappa delle formazioni idrogeologiche del territorio interessato dallo studio. Nel caso della Provincia Autonoma di Trento la scelta della mappa di partenza ricade sulla carta geologica modificata e aggiornata dall'Azienda Speciale di Sistemazione Montana. Tale mappa, nata dall'esigenza di individuare zone a permeabilità omogenea (4 zone), ha origine dalle carte geologiche della litologia affiorante (alla scala nominale 1:10.000 e 1:25.000) del Servizio Geologico integrate con informazioni ottenute da rilievi in campo, da foto aeree e da altro materiale.

La mappa, disponibile in formato numerico, è caratterizzata da una scala nominale 1:25.000. La legenda distingue i litotipi definiti nella carta geologica di base.

Oltre alla carta geologica numerica è disponibile il tematismo vettoriale delle linee strutturali del Trentino, suddivise in:

- o faglia certa;
- o faglia presunta;
- o sovrascorrimento certo;
- o sovrascorrimento presunto;
- o sinclinale
- o anticlinale;
- o sinclinale rovesciata;
- o anticlinale rovesciata;
- o piega a ginocchio;
- o flessura.

La carta geologica è la base di partenza per ottenere la carta della vulnerabilità intrinseca della litologia affiorante. La sovrapposizione delle linee strutturali del Trentino consentono una rappresentazione più realistica della vulnerabilità lungo le linee stesse.

4IX.2.2 Ipotesi fondamentali di lavoro

L'elaborazione della carta della vulnerabilità intrinseca della litologia affiorante a scala di bacino, consiste in una semplificazione spaziale delle caratteristiche litologiche del territorio ai fini della suddivisione dello stesso in 6 classi di vulnerabilità. Tale attività richiede, per evitare fraintendimenti o false aspettative, di stilare alcune premesse e ipotesi iniziali di lavoro. In particolare le ipotesi fondamentali sono le seguenti:

- si considerano formazioni litologiche omogenee e si considerano i soli litotipi trascurando le coperture sciolte (salvo il caso in cui siano cartografate, come ad esempio i depositi sciolti dei conoidi);
- si trascurano nella prima fase di elaborazione la tettonica e le fessurazioni (la sovrapposizione di faglie e fratture alla mappa della vulnerabilità intrinseca avviene in una fase successiva);
- l'assegnazione della classe di vulnerabilità avviene sulla base della permeabilità dei litotipi e delle conoscenze specifiche del territorio maturate nel corso degli anni dai funzionari del Servizio Geologico.
- si effettua una omogeneizzazione della mappa accorpendo le aree inferiori a 0,5 km² con le aree più grandi secondo quanto successivamente illustrato;
- la scala nominale massima di utilizzo della carta della vulnerabilità è 1:50.000, in considerazione delle semplificazioni attuate nell'assegnazione delle classi di vulnerabilità e della sua valenza a scala di bacino.

E' inteso che la mappa perde validità per l'utilizzo a scale più grandi di 1:50.000, infatti la vulnerabilità diviene da intrinseca a specifica, ossia non è più solo legata alle caratteristiche litologiche del territorio. A questo punto i metodi di indagine devono giocoforza risultare più approfonditi integrando le informazioni cartografiche con indagini in situ (SINTACS).

La vulnerabilità intrinseca della litologia affiorante serve a fotografare, a scala di bacino, le macro caratteristiche di vulnerabilità del territorio e ad individuare le aree sulle quali prioritariamente indagare la vulnerabilità specifica.

4IX.3 Metodologia operativa

La realizzazione della carta della vulnerabilità intrinseca della litologia affiorante passa attraverso valutazioni concettuali e metodiche operative nella scelta dell'utilizzo di tecnologie GIS. Nel seguito vengono proposte, in ordine cronologico, scelte e metodiche utilizzate.

4IX.3.1 Associazione classi di vulnerabilità intrinseca - litotipi

Il primo passo del lavoro consiste nella assegnazione, ad ogni litotipo, della relativa classe di vulnerabilità. Come già anticipato nelle ipotesi di lavoro, l'assegnazione della classe di vulnerabilità al litotipo è effettuata mediante la valutazione della sua permeabilità (primaria e secondaria) e attingendo dal solido bagaglio conoscitivo del territorio maturato dal Servizio Geologico.

La [tabella 4IX.1](#) riporta la codifica numerica delle classi di vulnerabilità intrinseca definite dal metodo del CNR-GNDCl. La codifica è utilizzata nella seguente [tabella 4IX.2](#) per l'assegnazione delle classi di vulnerabilità ai litotipi.

Tabella 4IX.1. Codifica delle classi di vulnerabilità intrinseca secondo il metodo base CNR-GNDCl.

Classi vulnerabilità intrinseca	Significato	Codifica
E _E	Estremamente Elevata	1
E	Elevata	2
A	Alta	3
M	Media	4
B	Bassa	5
B _B	Bassissima	6

Tabella 4IX.2. Assegnazione delle classi di vulnerabilità ai litotipi della carta geologica.

Codice litotipo	Litotipo	Classe vulnerabilità
101	Alluvioni prevalentemente ghiaiose	1
102	Alluvioni prevalentemente sabbio-limose	1
103	Morene grossolane	3
104	Morene a matrice fine	3
105	Detrito di falda a ghiaia prevalente	1
106	Detrito di falda a sabbia e limo prevalenti	1
1	Graniti, Granodioriti, Tonaliti dell'Adamello – Eocene Medio-Oligocene	6
2	Porfiroidi, Gneiss, Paragneiss, Ortogneiss - Prepermiano	6
3	Micascisti e Filladi	6
4	Granitoidi - Permiano	6
5	Conglomerati di Ponte Gardena - Permiano	5
6	Vulcaniti (o Porfidi) Riolitiche, Riodacitiche e Andesitiche indistinte - Permiano	6
7	Unità Clastico Evaporitica Incopetente (Arenarie di Val Gardena, Formazione di Bellerophon, Formazione di Werfen, ecc.) e Conglomerato di Richthofen – Permiano Superiore, Trias Inferiore	5
8	Prima Unità Carbonatica Competente (Dolomia dello Sciliar, Formazione di Contrin, Calcare di Esino, Formazione di Breno) – Anisico-Carnico	3
9	Prima Unità Carbonatica Stratificata Incompetente (Formazioni di La Valle, Livinallongo, S. Cassiano, Calcare di Prezzo, Calcare di Angolo) – Anisico-Carnico	4
10	Effusioni ed Intrusioni Triassiche Indistinte – Trias Medio	6
11	Vulcaniti basaltiche – Trias Medio	6
12	Conglomerato della Marmolada – Trias Medio	5
13	Discontinuo Intervallo Incompetente Politico-Carbonatico-Evaporitico: Strati di Raibl - Carnico	5
14	Seconda Unità Carbonatica Competente: Dolomia Principale - Norico	2
15	Seconda Unità Carbonatica Incompetente – Norico-Retico	2
16	Successione Indistinta Calcareo Dolomitica a Carattere in prevalenza Incompetente – Retico-Lias	3
17	Terza Unità Carbonatica Competente - Lias	2
18	Terza Unità Carbonatica Incompetente – Giurassico-Cretaceo	4
19	Intervallo Clastico Carbonatico Incompetente – Cretacico Superiore - Oligocene	4
20	Basalti - Eocene	6
21	Depositi Clastici in parte Sintettonici – Oligocene Superiore - Miocene	5
100	Laghi e corsi d'acqua	-
200	Ghiacciai	-

4IX.3.2 La procedura GIS

La tecnologia GIS consente di effettuare elaborazioni sia su mappe in formato vettoriale che in formato raster. Nel caso in esame la mappa di partenza è una mappa vettoriale topologica che ad ogni poligono associa l'informazione litologica.

L'assegnazione delle classi di vulnerabilità intrinseca avviene con l'utilizzo del software Arcview agendo direttamente sulla tabella degli attributi della mappa.

Il passo successivo consiste nell'accorpamento all'interno di zone a vulnerabilità omogenea delle piccole aree a diversa vulnerabilità (vedi [figura 4IX.1](#)). La soglia per definire una piccola area è stabilita in 0,5 km².

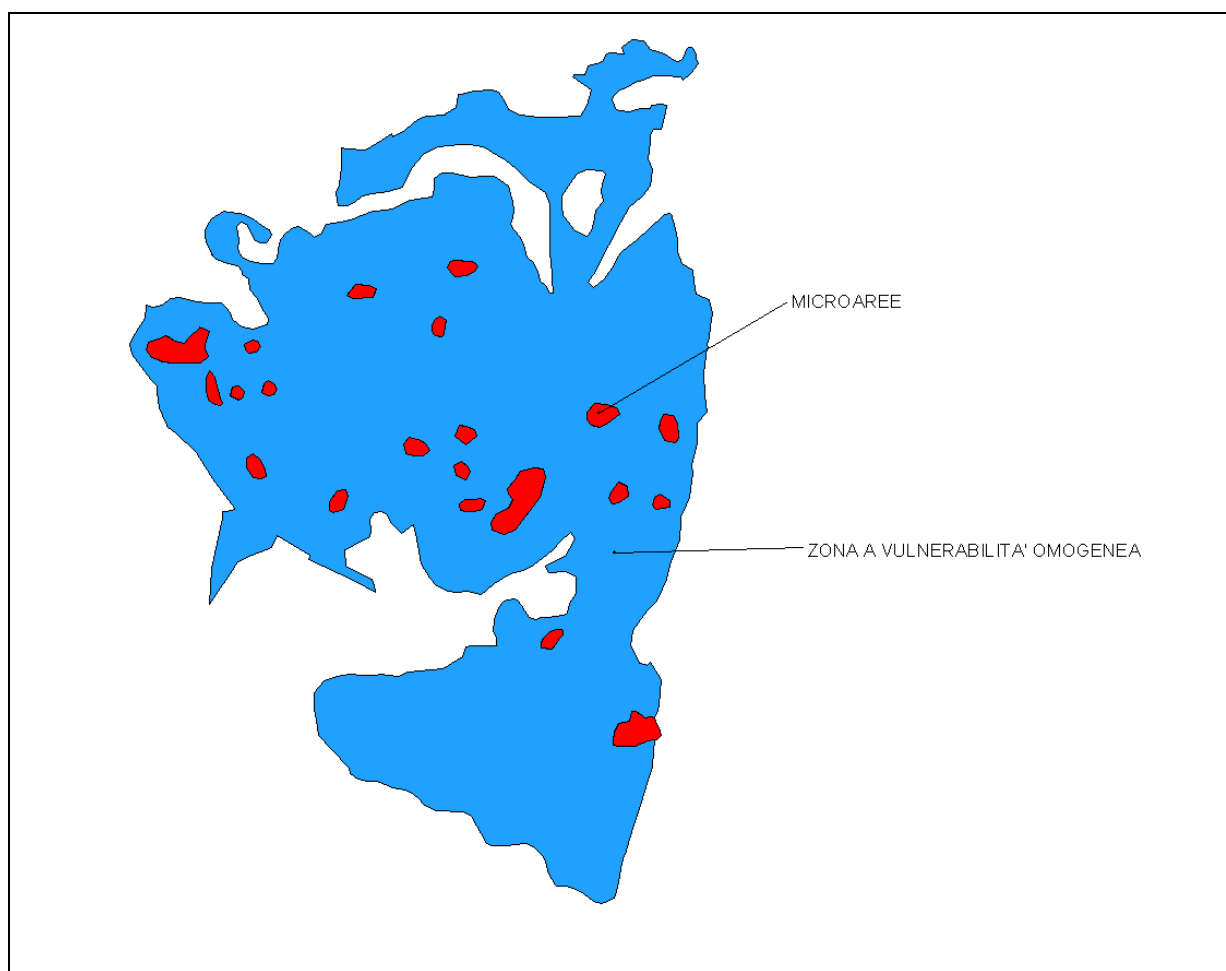


Figura 4IX.1. Accorpamento nelle zone a vulnerabilità omogenea delle aree $\leq 0,5$ km². Le aree rosse (piccole) diventano azzurre.

Alle piccole aree non contenute in aree a vulnerabilità omogenea ma adiacenti a zone a diversa vulnerabilità viene assegnata la vulnerabilità corrispondente alla zona con classe più elevata ([figura 4IX.2](#)). La rappresentazione risulta "a favore di sicurezza" in quanto le aree piccole incrementano le superfici delle aree a vulnerabilità maggiore.

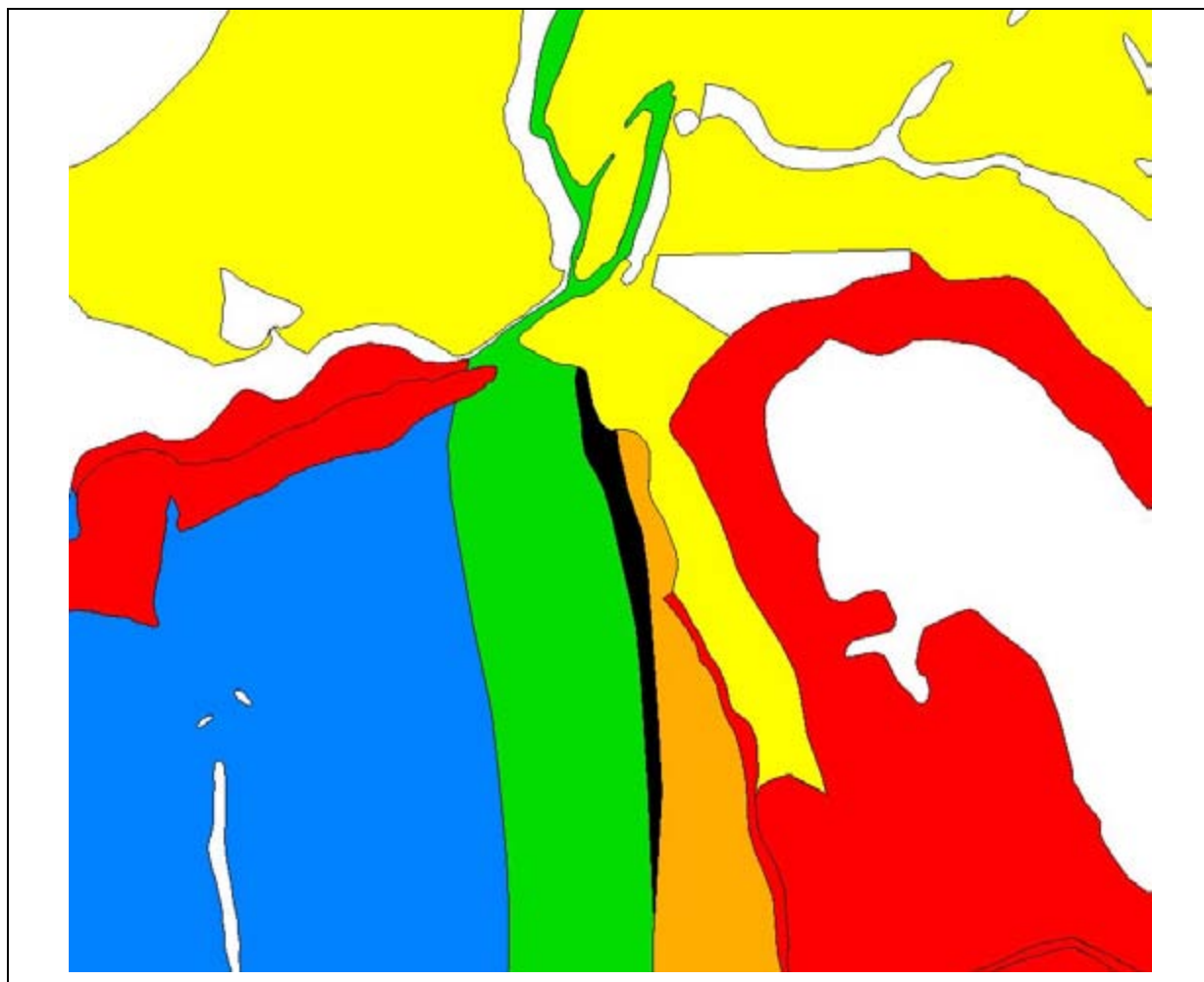


Figura 4IX.2. L'area piccola (in nero) assume la classe di vulnerabilità corrispondente alla zona adiacente con vulnerabilità più elevata. Nell'esempio il valore 2 corrispondente al colore arancio.

4IX.3.3 La sovrapposizione delle faglie

Per una più realistica rappresentazione della vulnerabilità, oltre alle caratteristiche dei litotipi, va considerata la collocazione sul territorio delle linee strutturali in termini di faglie e sovrascorrimenti. La presenza infatti di una faglia o di un sovrascorrimento comporta, nelle varie litologie, un aumento della vulnerabilità intrinseca valutabile mediamente in una o due classi di permeabilità.

Rispetto alle linee strutturali riportate in [4IX.2.1](#) vengono rappresentate le seguenti:

- faglia certa;
- faglia presunta;
- sovrascorrimento certo;
- sovrascorrimento presunto;

La rappresentazione cartografica delle suddette fornisce quindi un supporto per una migliore lettura della vulnerabilità intrinseca del territorio.

4IX.4 La mappa della vulnerabilità intrinseca della litologia affiorante in Trentino

L'elaborazione effettuata fornisce una prima ipotesi di mappa della vulnerabilità intrinseca della litologia affiorante del Trentino ([Tavola 4IX.1](#)). La chiave di lettura della mappa è fornita dai 6 gradi di vulnerabilità intrinseca (da estremamente elevata a bassissima) stabiliti dal metodo GNDCI – CNR e dalla sovrapposizione delle fratture strutturali del Trentino, in termini di faglie e sovrascorrimenti, che comportano, nelle varie litologie, un aumento della vulnerabilità valutabile mediamente in 1 o 2 classi. La scala di utilizzo della mappa è quella di bacino e permette la valutazione sommaria della vulnerabilità intrinseca complessiva dello stesso. La mappa consente inoltre l'individuazione degli acquiferi sotterranei maggiormente vulnerabili in funzione dell'origine e delle caratteristiche del substrato dove la matrice acquosa migra. Rimane comunque fissata in 1:50.000 la massima scala di utilizzo della mappa, in relazione alle ipotesi di lavoro fatte ed alla metodologia utilizzata.

Per l'individuazione della vulnerabilità a scale maggiori è necessario il passaggio dalla vulnerabilità intrinseca a quella specifica utilizzando i metodi parametrici illustrati al [capitolo 2IX](#).

Capitolo 4X – Caratterizzazione del bacino insistente sul sistema dei laghi di Canzolino e Madrano.

4X.1 Introduzione

Il primo intento del presente capitolo è quello di analizzare le possibili fonti di inquinamento puntuale e diffuso che insistono sul sistema lacustre relativo ai laghi di Madrano e Canzolino, mentre il secondo è quello di fornire l'esempio metodologico di indagine che dovrebbe caratterizzare le indagini territoriali del Piano.

Il sistema di Madrano e Canzolino mostra evidenti problemi legati all'eutrofizzazione dei due corpi idrici. Il legame tra i due laghi è quindi confermato anche dallo stato trofico che si è sempre mantenuto eutrofico negli anni che vanno dal 1995 al 2001 [56]. E' necessario indagare e conoscere le possibili cause esterne di questi fenomeni per definire il modello concettuale esteso al bacino idrografico [7] e porre le basi per verificare la sensibilità dei due contesti lacustri così come definita nel capitolo 3.

4X.2 Analisi del bacino idrografico

La causa prima della situazione di degrado dei due corpi idrici è da ricercare all'interno del bacino idrografico che è stato ricavato dal modello digitale del terreno relativo alle quote (DEM) ([figura 4X.4](#)). I nutrienti di origine antropica, ed in particolare il fosforo che rappresenta il fattore limitante anche per questi laghi [7], possono essere prodotti sia da scarichi di reflui civili (fonti puntuali) che da immissioni di origine agricola (fonte diffusa).

L'estensione altimetrica del bacino varia dai circa 550 m del lago di Canzolino ai 1032 m rilevati nella parte settentrionale. L'orientamento si sviluppa da sud, dove sono compresi i due laghi, a nord, dove si stringe fino a raggiungere l'abitato di Vald per una superficie complessiva di circa 2,7 km² esclusa la superficie dei due laghi.

Il rio Varda, che naturalmente scorre ad est del bacino idrografico non alimentando i due laghi, viene invece parzialmente deviato nel lago di Canzolino trasformando così il rivo in uno degli immissari [57].

4X.2.1 Il collettamento delle acque reflue

La presenza degli scarichi di tipo puntuale all'interno del bacino è già stata indagata nel passato al fine di individuare le possibili cause dell'eutrofizzazione [7, 56, 57]. E' utile verificare, tramite la consultazione dell'aggiornamento del Piano di Risanamento delle acque effettuato nel 2002 e della ricognizione del Servizio Ripristino e Valorizzazione Ambientale della Provincia Autonoma di Trento terminata nel maggio 2003, la situazione del collettamento delle acque reflue di origine civile che insistono sui due laghi.

Abitato di Madrano e Canzolino ([figura 4X.1](#))

Gli abitati sono situati al margine inferiore del bacino idrografico. Sono serviti da un sistema di collettamento di tipo misto realizzato nel 1973 in cemento. Sussistono quattro collettori non provinciali che recapitano i reflui in quattro vasche Imhoff esterne al bacino di cui una rappresenta un recapito di tipo intermedio (tra le utenze di Madrano alta e di Madrano Bassa).

Una stazione di sollevamento permette inoltre di recapitare le acque reflue della parte dell'abitato di Canzolino compresa nel bacino al di fuori di esso. Tale sistema nel passato ha accusato problemi di funzionamento: per un periodo lo scarico avveniva direttamente nel lago a causa del mancato funzionamento della stazione [57], inoltre era segnalata un'importante perdita dal collettore in prossimità della roggia di Madrano causando così un ulteriore scarico di liquami nel lago (la perdita è stata riparata nel 1997

con la sostituzione di parte del vecchio ramale con condotte separate che permettono il recapito delle acque nere nella stazione di sollevamento e delle bianche nel lago di Canzolino).

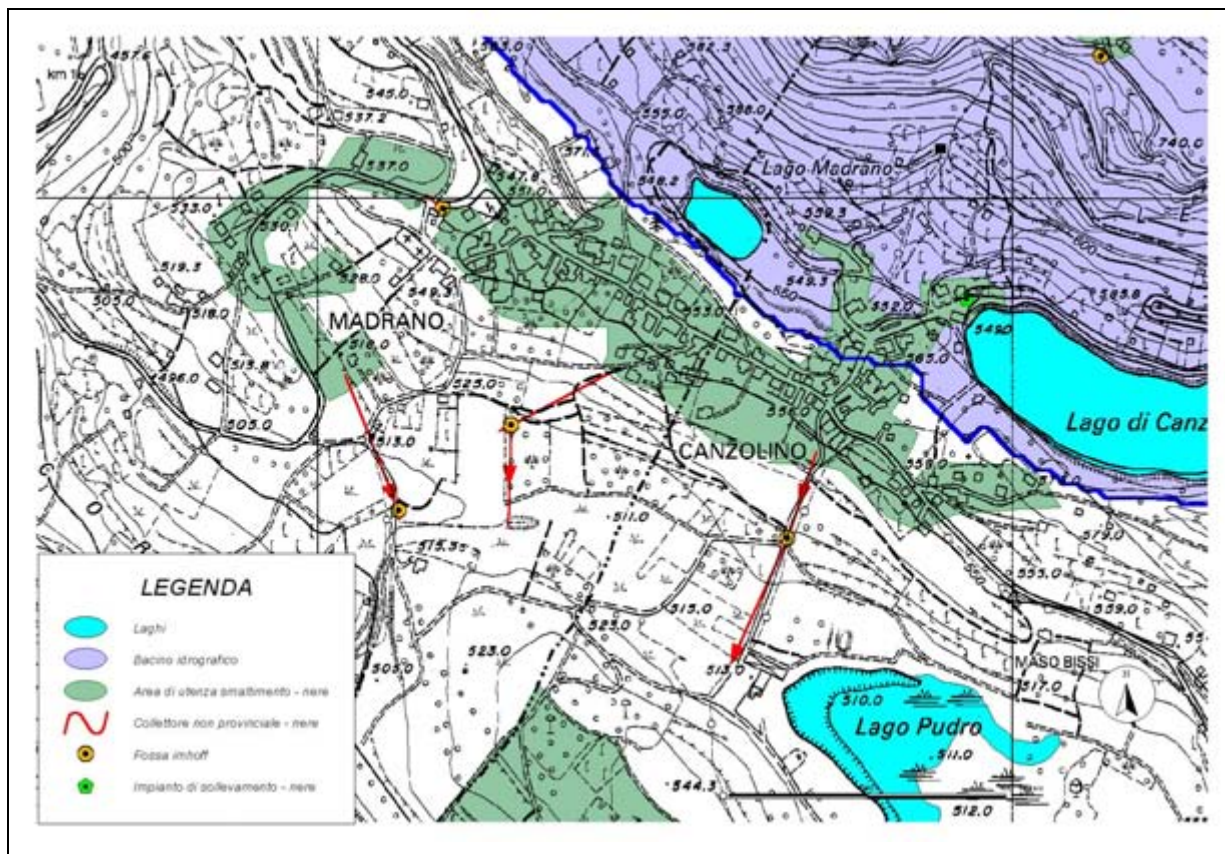


Figura 4X.1. Gli abitati di Madrano e Canzolino.

Abitato di Buss (figura 4X.2)

L'abitato di Buss è attualmente servito da fognatura di tipo misto (anno di realizzazione 1974) che colletta i liquami in due differenti fosse Imhoff (anno di realizzazione 1980) i cui scarichi sono a dispersione nel suolo. L'abitato contribuisce quindi al carico sversato nei due laghi essendo posizionati i recapiti finali all'interno del bacino.

Abitato di Guarda (figura 4X.2)

L'abitato di Guarda è servito da fognatura separata (anno di realizzazione 1989) permettendo così di collettare le sole acque nere nella Imhoff omonima (anno di realizzazione 1985). Le acque reflue vengono scaricate a dispersione all'interno del bacino e contribuiscono quindi al carico organico nel lago.

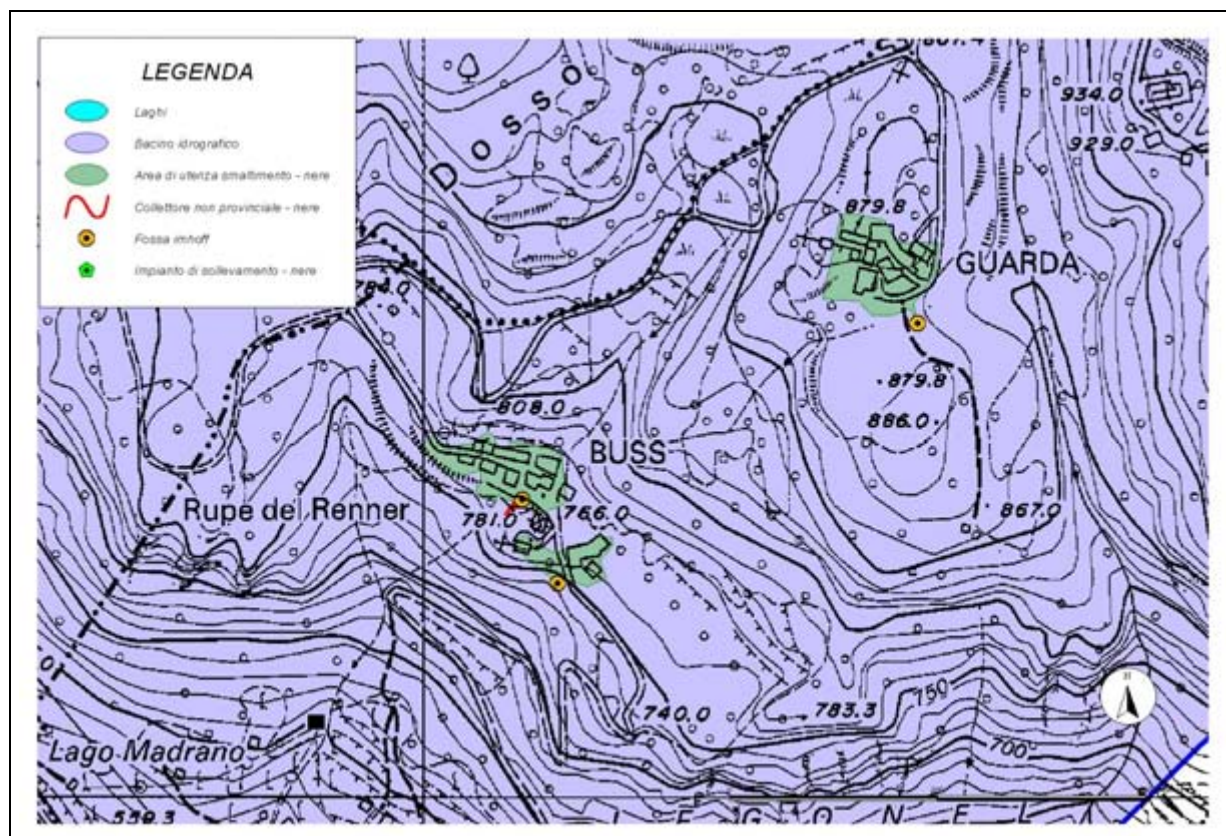


Figura 4X.2. Gli abitati di Buss e Guarda.

Abitato di Montagnaga, Vald, Erla (figura 4X.3)

Le abitazioni di Montagnaga, Vald ed Erla lambiscono la parte settentrionale del bacino e ne occupano anche la parte a quota più elevata. Gli abitati sono dotati di un collettore separato che smista sia le acque bianche che quelle nere al di fuori del bacino, in particolare le acque nere sono recapitate (opera realizzata nel 1970) in due vasche Imhoff che scaricano nelle acque superficiali del Rio Negro (affluente di destra del torrente Fersina).

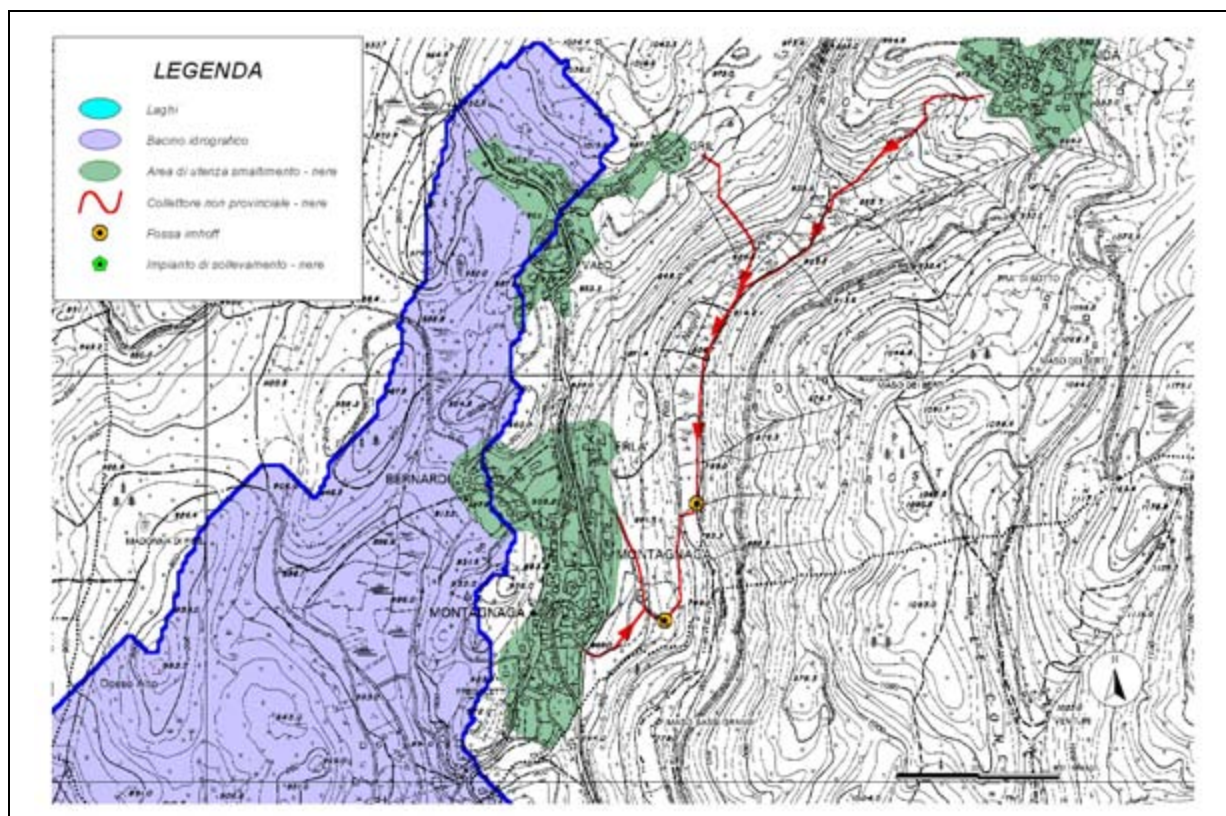


Figura 4X.3. L'abitato di Montagnaga.

Sussistono inoltre edifici sparsi talvolta dotati di fosse settiche a tenuta per lo smaltimento e talvolta con scarichi di cui non sono note le proprietà (57).

Il SOIS (Servizio Opere Igienico Sanitarie della Provincia Autonoma di Trento) prevede, all'interno del Piano di Risanamento delle Acque (aggiornamento al 2002), di collettare gli scarichi di questa parte del bacino del Fersina nel depuratore di Trento Nord. Tale provvedimento aiuterebbe notevolmente il risanamento dei due laghi e consentirebbe inoltre un miglioramento della qualità dei corpi idrici locali tramite l'eliminazione delle fosse Imhoff.

Lo stato dell'arte aggiornato al 2003: è stato realizzato il collettore provinciale che colletta i reflui degli abitati di Montagnaga e Faida a Trento Nord. Tale collettore percorre inizialmente il Rio Negro per poi lambire il lago di Canzolino e confluire nel collettore di fondovalle del torrente Fersina all'altezza della località Mochena. Il collettore è predisposto per l'allacciamento dell'abitato di Buss che deve però essere realizzato dal Comune di Pergine.

4X.2.2 L'uso del suolo

La seconda possibile fonte di nutrienti per i laghi di Canzolino e Madrano è legata agli inquinanti di tipo diffuso che, strettamente legati all'uso del suolo ed all'assetto geomorfologico, sono in grado di inficiare la qualità delle acque. Il più recente uso del suolo sviluppato dal Servizio Urbanistica (aggiornamento al 2003) presenta un sufficiente dettaglio per caratterizzare il bacino di Canzolino e Madrano. Il bacino idrografico è coperto per la maggior parte da boschi di conifere che rappresentano circa il 60,8 % della superficie totale seguiti dai prati stabili, 12,2%, e dai boschi di latifoglie 11,5% ([tabella 4X.1](#)). L'uso del suolo che potenzialmente rappresenta fonte di nutrienti per i laghi è rappresentato, oltre ai prati stabili, da frutteti e frutti minori (3,5%), colture agricole eterogenee (2,4%) e vigneti (0,4%). Nonostante la presenza di tali colture coinvolga una parte esigua del territorio, la loro posizione può rappresentare un pericolo per lo stato trofico dei laghi. La prossimità ai due corpi idrici ([figura 4X.4](#)) lega in modo diretto le attività agricole con la salute dei laghi, sia attraverso il dilavamento che attraverso il deflusso subsuperficiale.

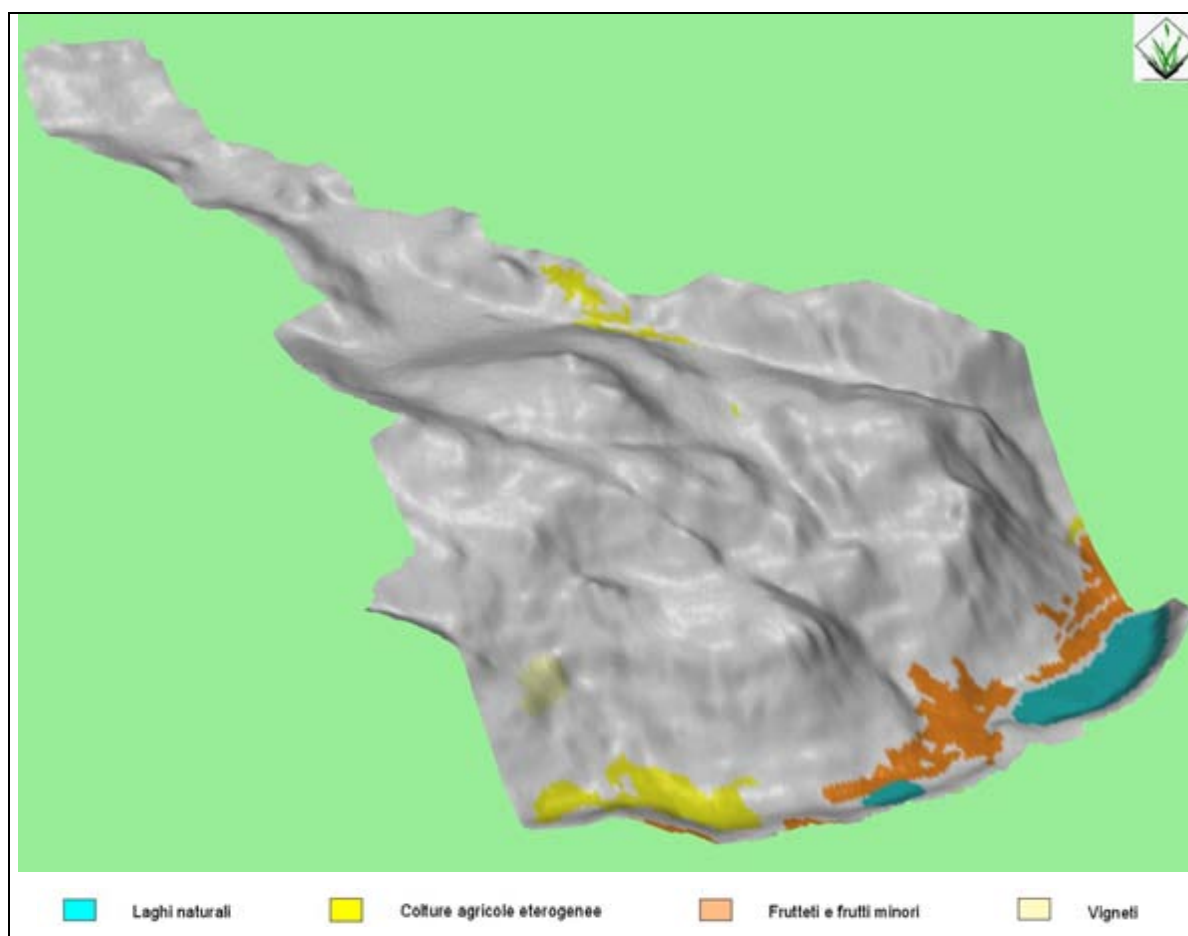


Figura 4X.4. Rappresentazione tridimensionale del bacino dei laghi di Canzolino e Madrano con evidenziate le superfici dedicate all'agricoltura (i colori sono equivalenti a quelli delle immagini successive) e i due laghi.

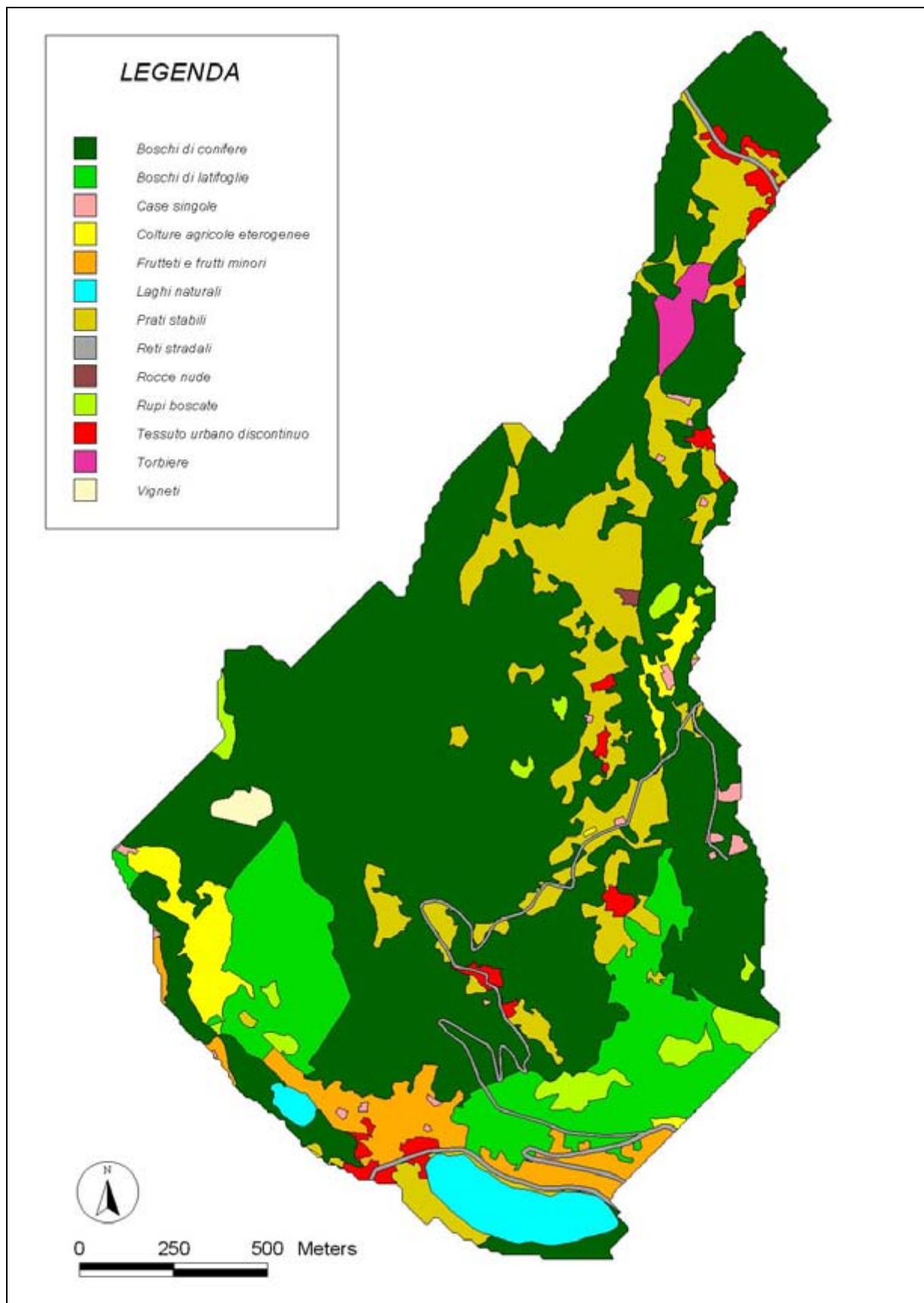


Figura 4X.5. Uso del suolo del bacino idrografico relativo a Madrano e Canzolino.

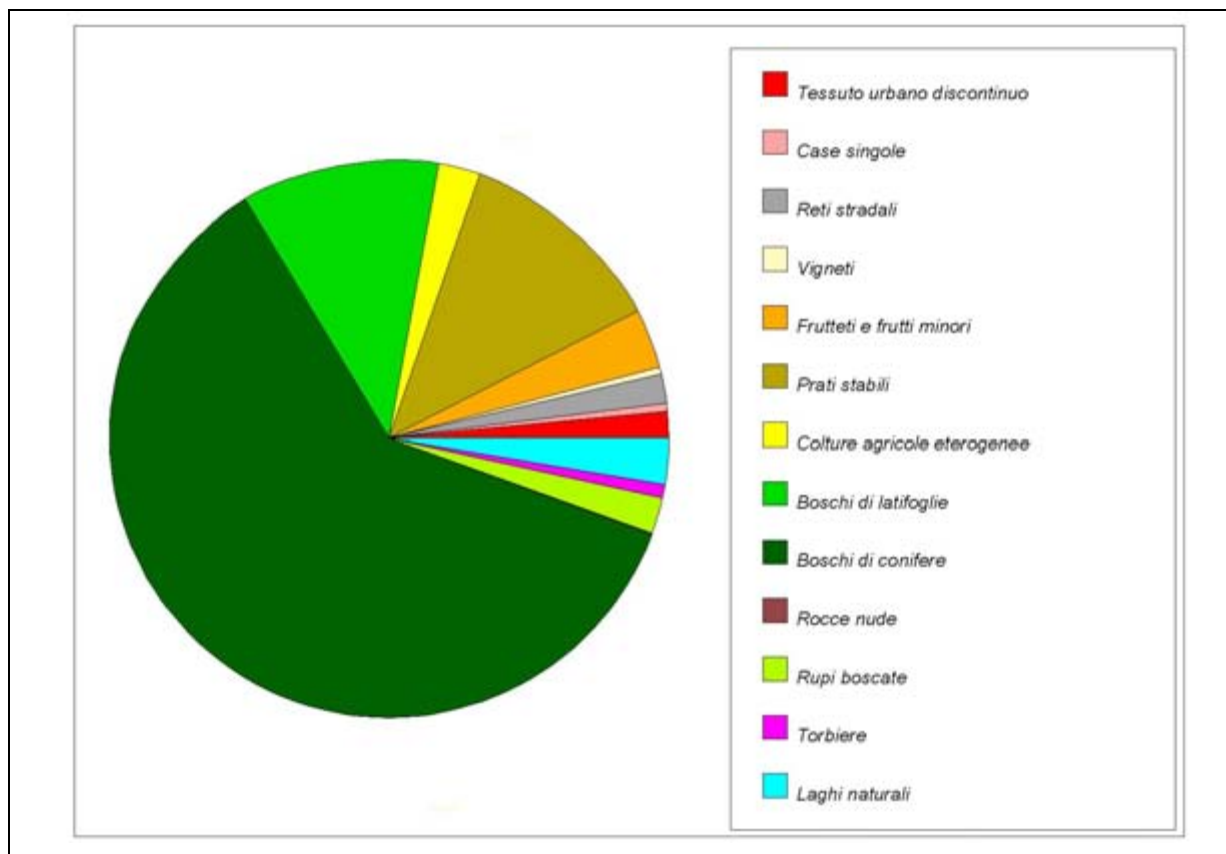


Figura 4X.6. Suddivisione qualitativa dell'uso del suolo nel bacino.

Tabella 4X.1 Suddivisione dell'uso del suolo all'interno del bacino idrografico dei laghi di Madrano e Canzolino.

Uso del suolo	[km ²]	[% sul totale]
Boschi di conifere	1,756	60,8
Prati stabili	0,352	12,2
Boschi di latifoglie	0,331	11,5
Frutteti e frutti minori	0,100	3,5
Laghi naturali	0,076	2,6
Colture agricole eterogenee	0,071	2,4
Rupi boscate	0,061	2,1
Reti stradali	0,049	1,7
Tessuto urbano discontinuo	0,043	1,5
Torbiera	0,022	0,8
Case singole	0,014	0,5
Vigneti	0,012	0,4
Rocce nude	0,002	0,1
Tot	2,889	100



Alto Adige

Veneto

**PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO**

Assessorato all'urbanistica e ambiente



Agenzia provinciale protezione ambiente

Piano di Tutela delle Acque

Ambito di indagine

V + VI. Inquinamenti puntuali e diffusi

Titola

Distribuzione della zootecnia in provincia di Trento

Tavola	4V+VI.1	Scala nominale	1:10.000
Data	Settembre 2004	Scala di rappresentazione	1:200.000

Stampa in collaborazione con la stazione del Sistema Informativo Ambiente e Territorio del Settore Informazione e Qualità dell'ambiente dell'Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente utilizzando dati ed informazioni derivate da proprie attività e/o disponibili all'interno del SIAT provinciale.

Utilizzo consentito con la citazione della fonte

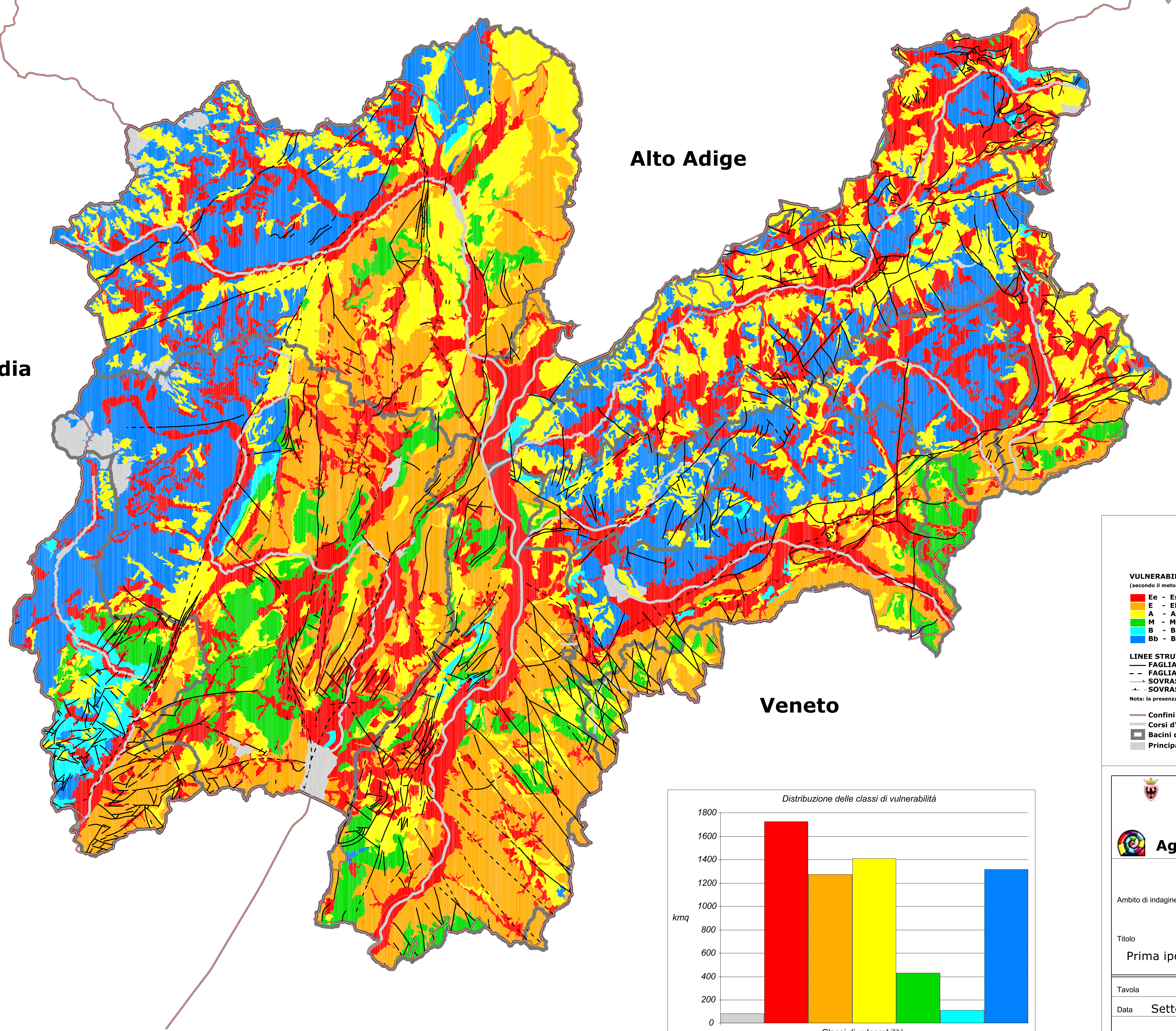


WSC STUDIO - Studio Ingegneria Ambientale - Ingg. G. Marazzan e M. Tovazzi

Lombardia

Alto Adige

Veneto



Legenda

VULNERABILITA' INTRINSECA
(secondo il metodo qualitativo di base GNDICI-CNR come indicato nel d.lgs. 152/99 e s.m., allegato 7)

- Ee - Estremamente elevata
- E - Elevata
- A - Alta
- M - Media
- B - Basso
- Bb - Bassissima

LINEE STRUTTURALI

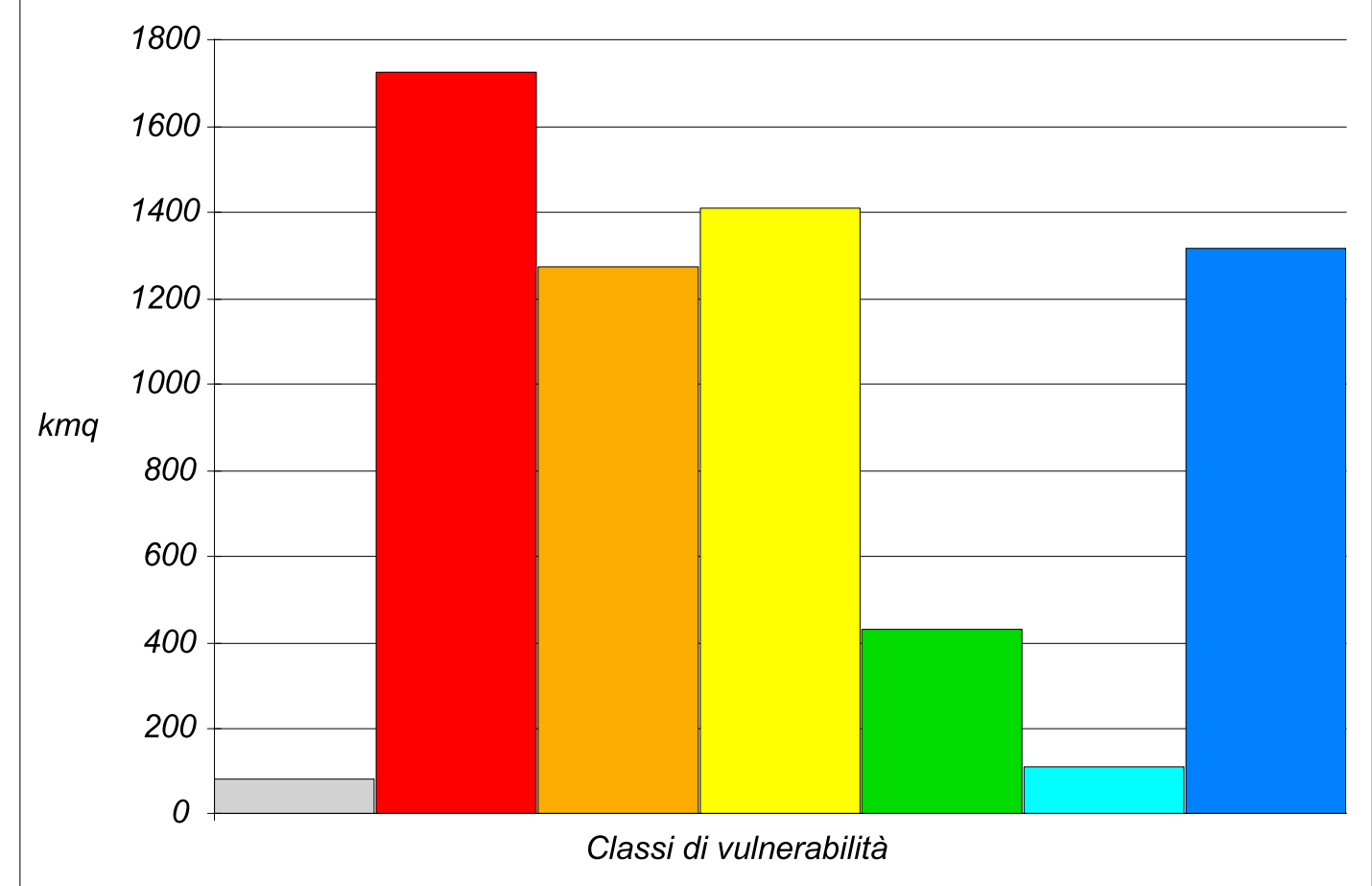
- FAGLIA CERTA
- - FAGLIA PRESUNTA
- SOVRASCORRIMENTO CERTO (A SX RISPETTO AL VERSO DELL'ARCO)
- - SOVRASCORRIMENTO PRESUNTO (A SX RISPETTO AL VERSO DELL'ARCO)

Nota: la presenza di faglie o sovrascorrimenti può influire sulla vulnerabilità aumentando la stessa di una o due classi

- Confini regionali
- Corsi d'acqua
- Bacini di primo livello
- Principali corpi idrici e ghiacciai



Distribuzione delle classi di vulnerabilità



PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO
Assessorato all'urbanistica e ambiente



Agenzia provinciale protezione ambiente

Piano di Tutela delle Acque

Ambito di indagine: IX. Zone vulnerabili

Titolo: Prima ipotesi di vulnerabilità intrinseca della litologia affiorante

Tavola	4IX.1	Scala nominale	1:50.000
Data	Settembre 2004	Scala di rappresentazione	1:200.000

Stampa in collaborazione con la stazione del Sistema Informativo Ambiente e Territorio del Settore Informazione e Qualità dell'ambiente dell'Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente utilizzando dati ed informazioni derivate da proprie attività e/o disponibili all'interno del SIAT provinciale.
Utilizzo consentito con la citazione della fonte



WSC STUDIO - Studio Ingegneria Ambientale - Ingg. G. Marazzan e M. Tovazzi