

***6. Indice per l'analisi dello stato di qualità della
fauna ittica finalizzato alla valutazione dello stato
ecologico dei laghi italiani:
Lake Fish Index (LFI)***

Pietro Volta^{1*}

¹*Istituto per lo Studio degli Ecosistemi-CNR, Verbania-Pallanza*

* *Autore per la corrispondenza (p.volta@ise.cnr.it)*

Ringraziamenti

Si ringraziano Alessandro Oggioni (CNR-ISE), Aldo Marchetto (CNR-ISE), Caterina Sollazzo (MATTM), Niels Jepsen (JRC-EU Commission) per i contributi alla elaborazione del presente documento.

6.1. Introduzione

La Direttiva Quadro sulle acque (Water Framework Directive 2000/60/CE) stabilisce che la fauna ittica, insieme ad altri bio-indicatori, debba essere utilizzata come elemento di qualità biologica (EQB) per la valutazione dello stato ecologico dei bacini lacustri. Nello specifico, indica che devono essere considerate in questa valutazione la “composizione, l’abbondanza e la struttura di età” (Allegato V).

La composizione e struttura delle comunità ittiche negli ecosistemi lacustri dipendono da una molteplicità di processi variabili su scala spaziale e temporale. Studi ecologici di carattere generale riguardanti la composizione delle comunità ittiche sono comuni nella letteratura (ad es. Tonn & Magnusson 1982; Eckmann 1995; Irz *et al.* 2004). Fattori importanti nello strutturare le comunità ittiche sono, ad esempio, quelli fisico-chimici o idromorfologici (Rahel 1986; Marshall & Ryan 1987; Gibson & Headrich 1988; Jackson & Hervey 1989; Personn 1997; Tammi *et al.* 2003). Alcuni studi mostrano l’effetto dell’incremento della produttività primaria sulla comunità ittica, con il passaggio da una dominanza numerica dei salmonidi (principalmente coregoni) ad una dominanza dei percidi e dei ciprinidi (Persson *et al.* 1991; Holmgren & Appelberg 2000; Jeppesen *et al.* 2000; Mehner *et al.* 2005). Altri invece individuano nelle variazioni di trofia e nelle pressioni idromorfologiche le cause di alterazione di popolazioni ittiche litorali o tipicamente fitofile (Franklin & Smith 1963; Adelman & Smith 1970; Casselman 1978; Casselman & Lewis 1996; Perrow *et al.* 1996). Nel complesso dunque, la fauna ittica, rispondendo alle perturbazioni ambientali anche su scala temporale relativamente lunga, può essere considerata un buon indicatore dello stato ecologico di un ecosistema acquatico.

La WFD richiede di valutare lo stato di qualità della fauna ittica mediante l’analisi dello scostamento tra le condizioni attuali e le condizioni di riferimento tipo-specifiche. Per determinare le condizioni di riferimento la WFD richiede di confrontare la comunità di un certo corpo idrico con un’altra di un corpo idrico dello stesso tipo e regione prossimo a condizioni di naturalità, ovvero di utilizzare dati storici, approcci modellistici o il giudizio esperto (Allegato II, 1.3).

La definizione delle condizioni di riferimento è un processo difficoltoso, perché a causa dei degli impatti determinati dalle pressioni antropiche sui bacini lacustri e sulle stesse biocenosi (quali il carico di nutrienti e inquinanti, le modificazioni e degradazione degli habitat, la pressione di pesca ecc...), è difficile individuare siti o comunità di riferimento. Per questa ragione la ricostruzione storica delle condizioni di riferimento può rappresentare una valida alternativa da percorrere (Gassner & Wanzenbock 1999; Volta & Oggioni 2009). L’utilizzo dei dati storici per la

ricostruzione delle comunità ittiche specifiche per ogni tipologia lacustre può incorporare una dose di incertezza, a causa della diversa qualità e quantità di dati ma, d'altra parte, i dati storici possono fornire importanti e spesso uniche informazioni circa la composizione e struttura delle comunità (Steedmann *et al.* 1996) di ambienti acquatici prossimi a condizioni di riferimento (“near natural conditions”).

La necessità di caratterizzare lo stato di qualità della fauna ittica - e dunque di derivare lo stato ecologico di un corpo idrico - mediante informazioni quantitative discrete riassumibili in un indice deriva dalle indicazioni della Direttiva Quadro 2000/60/CE che stabilisce di identificare lo stato ecologico con le categorie ben definite di stato Elevato, Buono, Sufficiente. Fondamentale per la Direttiva è il raggiungimento del Buono Stato Ecologico entro il 2015.

In questo report tecnico si presenta il Lake Fish Index (LFI), indice multimetrico utilizzabile per la valutazione dello stato di qualità delle comunità ittiche e per la derivazione, sulla base dello stato di qualità dell'ittiofauna, dello stato ecologico del lago.

Il LFI è applicabile ad ogni lago con superficie $>0,5\text{km}^2$ dell'Ecoregione Alpina e dell'Ecoregione Mediterranea.

Il LFI è basato su metodologie di campionamento standardizzate del tutto simili a quelle utilizzate nella maggior parte dei paesi europei (standard CEN). Questo fatto è di fondamentale importanza in quanto renderà i dati acquisiti confrontabili non solo tra ambienti differenti ma anche su scala più ampia rispetto a quella italiana. Si deve ricordare infatti che, al momento, è ancora in corso il processo di intercalibrazione degli indici relativi alla maggior parte degli elementi di qualità biologica considerati nella WFD.

In attesa degli sviluppi del processo di Intercalibrazione e di alcuni importanti progetti legati alla implementazione della Direttiva 2000/60/CE (FP7-WISER, LIFE+-INHABIT) in cui il CNR-ISE è attivamente coinvolto in collaborazione con ARPA e Regioni, si ritiene che, al momento, il LFI rappresenti comunque uno strumento efficace per la valutazione dello stato di qualità della fauna ittica nei laghi italiani, integrando aspetti funzionali e naturalistico-conservazionistici..

6.2. Acquisizione dei dati per l'applicazione del Lake Fish Index e metodi di campionamento

Il campionamento è un elemento fondamentale per poter ottenere dei dati quantitativi confrontabili nel tempo e tra ambienti differenti.

La WFD sottolinea l'importanza di utilizzare dei metodi standardizzati in accordo con le norme ISO/CEN (Allegato V, punto 1.3.6) al fine di garantire una comparabilità dei dati tra paesi membri anche in presenza di indici che utilizzino metriche differenti.

Il recente Decreto sul monitoraggio (Decreto 14 aprile 2009, n. 56) sancisce l'obbligatorietà del monitoraggio dei corpi idrici mediante metodologie in accordo con gli standard ISO/CEN.

Il metodo di campionamento per l'applicazione del LFI prevede l'utilizzo dell'elettropesca in zona litorale e di reti branchiali multimaglia secondo le indicazioni del Decreto 56/2009. Brevemente, di seguito, si espone la metodologia di campionamento. Per una trattazione più completa si veda la pubblicazione "Protocollo di campionamento della fauna ittica nei laghi" (APAT, 2007).

6.2.1. Elettropesca

L'elettropesca (EP) deve essere utilizzata in ambiente litorale (max 1,5m di profondità). Si raccomanda di eseguire il campionamento mediante EP nello stesso periodo del campionamento con reti multimaglia. L'apparato di elettropesca deve essere di potenza adeguata al campionamento in laghi.

L'EP va effettuata per singoli punti e non per transetti. Di seguito, brevemente accennato, il metodo di campionamento con EP definito "*Point Abundance Sampling Electrofishing*" (PASE).

Il numero di punti di campionamento dovrebbe attestarsi intorno a 120-150 per bacino lacustre.

Il punto di campionamento deve essere scelto a priori in base a due criteri:

1. la distanza tra un punto di campionamento e l'altro dovrebbe essere il più possibile omogenea;
2. ogni tipologia di ambiente lacustre (substrato roccioso, fangoso, sabbioso, zona a canneto, rami sommersi, etc..) deve essere comunque campionata.

Esecuzione del campionamento:

- Gli operatori a bordo dell'imbarcazione si avvicinano al punto individuato per il campionamento;
- Raggiunto il punto (la cui profondità deve essere minore di 1,5 metri) iniziano il campionamento immergendo l'elettrostorditore solo una volta per un tempo di circa 15-20 secondi ;
- Tutti i pesci storditi devono essere raccolti, registrati nella scheda di cattura e reimmessi in acqua;
- Il punto di campionamento deve essere possibilmente georeferenziato (coordinate GPS).

6.2.2. Reti branchiali multimaglia (RBM)

Le RBM sono strumenti di cattura passivi cioè si basano sul fatto che il pesce in movimento entri con il capo in una maglia della rete rimanendo bloccato a livello della zona branchiale. Ciascuna rete è composta da una serie di pannelli di dimensioni standard, ciascuno caratterizzato da una diversa dimensione della maglia della rete in modo tale che possano essere catturati pesci di taglie differenti.

Le RBM si possono suddividere in due categorie: “da fondo” e “pelagiche” in relazione alla tipologia di posa: le prime ancorate e posate sul fondo, le seconde rialzate rispetto al fondo lacustre. Il metodo proposto si basa su un campionamento stratificato della colonna d’acqua e sulla definizione casuale delle stazioni di campionamento. Il numero di strati, di stazioni di campionamento, il numero di reti da utilizzare per ciascun strato sono determinati in base alla superficie lacustre e alla profondità massima. Il posizionamento della rete è determinato in modo casuale rispetto alla linea di costa. I siti di campionamento non devono essere modificati a meno che esistano ragioni sostanziali (ad es. profondità troppo bassa, traffico di barche, etc.).

Il metodo è riassunto in breve nella tabella 11 e spiegato per esteso nei paragrafi seguenti.

Tab. 11. Sommario della metodologia che utilizza reti multimaglia

Criteri	Obiettivi
Stagione di campionamento	Dalla metà di Giugno alla fine di Ottobre
Tempo di posa delle reti	12 ore (range accettabile da 10.5 a 13.5 ore)
Strumento	Reti multimaglia “da fondo” e “pelagiche”
Orientamento reti	Casualmente rispetto alla linea di costa
Profondità	Strati multipli, da 1,5 metri alla massima profondità
Disposizione spaziale	Casuale

Reti multimaglia “da fondo” (RBMF)

Ogni RBMF è composta da 12 differenti pannelli con maglia variabile da 5 a 55 mm. Ciascuna rete è lunga 30 metri e alta 1,5 metri.

Reti Multimaglia pelagiche (RBMP)

Ciascuna rete pelagica è lunga 27,5 metri e alta 6 metri, ha la stessa struttura delle RBMF ma la maglia inferiore ha una dimensione di 8 mm.

Le reti pelagiche sono sostenute alla profondità voluta da galleggianti collegati ai capi della rete da una cima. La cima dovrà essere dello spessore opportuno a sorreggere il peso della rete durante le operazioni di salpaggio.

Le RBMP devono essere posizionate in corrispondenza della zona lacustre che presenta la massima profondità. La sequenzialità dell'azione di pesca deve essere la seguente: durante la prima notte di campionamento le reti devono essere posizionate nello strato 0-6 metri, la seconda notte tra 6 e 12 metri e così via fino a 60 metri.

6.2.3. Sforzo di pesca (numero reti e tempo di pesca)

L'intensità del campionamento, ossia il numero di reti utilizzate è determinato da due fattori:

- Superficie del lago
- Profondità massima del lago

La colonna d'acqua è divisa in strati con profondità standard in modo tale che a ciascuno strato corrisponda indicativamente lo stesso volume d'acqua.

Lo sforzo di pesca totale con RBMF richiesto per i campionamento è indicato nella tabella 12.

Il numero di reti da utilizzare per singolo strato e in relazione alla superficie del lago è indicato nella tabella 13.

Nel caso in cui si proceda al campionamento di un grande lago (>50 km²) con le RBM, si consiglia di suddividerlo in sottobacini, e trattare ciascun sottobacino come un lago indipendente.

Qualora il bacino lacustre abbia una profondità massima superiore a 10 metri è necessario effettuare campionamenti anche con RBMP. Infatti anche se non vi sono specie tipicamente pelagiche (agone, coregonidi etc etc) molte specie litorali hanno tendenza a condurre parte della loro esistenza in ambiente pelagico.

Il numero di reti pelagiche da utilizzare varia in relazione alla superficie lacustre (Tabella 13).

N.B. Un team di 2 persone mediamente esperte è sufficiente per svolgere il lavoro di campagna richiesto (comprendente la posa e il salpaggio di 8 reti e il trattamento del campione) in circa 8 ore lavorative.

6.2.4. Periodo di campionamento

I campionamenti devono essere effettuati a partire dal mese di Luglio fino alla prima metà del mese di Ottobre. Le reti dovranno essere posate (P) al tramonto indicativamente tra le 18.00 e le 20.00 e salpate (S) alla mattina seguente. È raccomandato un tempo di permanenza in acqua di circa 12 ore.

NB. Il tempo di permanenza delle reti (in ore) in acqua va sempre registrato accuratamente.

6.2.5. Scelta dei siti di campionamento

Se possibile, la superficie del lago dovrebbe essere suddivisa in quadrati con lato pari a 100 m se il lago è inferiore a 2 km², con lato di 250 metri se il lago è superiore a 2 km² (Figura 7)

- Si consiglia di eseguire questo procedimento graficamente, posizionando sulla mappa batimetrica del lago una griglia suddivisa, in scala, nei quadrati di riferimento.
- Le stazioni di campionamento dovrebbero essere possibilmente georeferenziate.
- Se mancano dati sulla batimetria lacustre è necessario un monitoraggio preliminare per identificare la conformazione del fondo e la profondità massima. Ciò sarà fatto utilizzando un ecoscandaglio, misurando la profondità lungo dei transetti predefiniti.

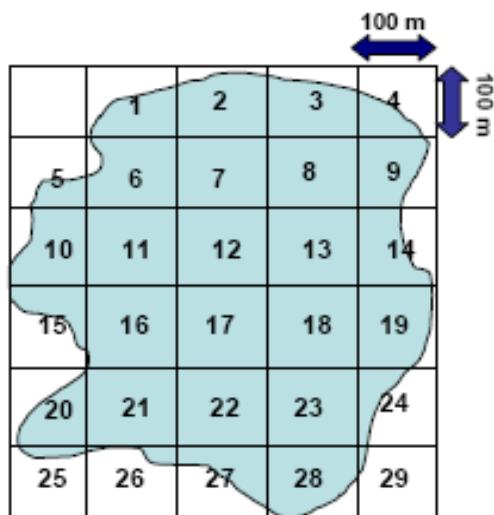


Fig. 7. Esempio di divisione in zone di campionamento di un bacino lacustre con superficie inferiore a 2 km².

Tab. 12. Numero di sforzi di pesca (reti) in relazione alla superficie e profondità del lago

Area del lago	Strato della colonna d'acqua	Profondità massima (m)						
		<6	da 6 a 11,9	da 12 a 19,9	da 20 a 34,9	da 35 a 49,9	da 50 a 75	>75
<0,2 km²	<3m	4	3	4	4	3		
	da 3 a 5,9	4	3	4	3	3		
	da 6 a 11,9		2	4	3	3		
	da 12 a 19,9			4	3	3		
	da 20 a 34,9				3	2		
	da 35 a 49,9					2		
	TOTALE	8	8	16	16	16		
da 0,20 a 0,50 km²	<3m	4	5	5	5	5		
	da 3 a 5,9	4	6	5	5	5		
	da 6 a 11,9		5	3	5	6		
	da 12 a 19,9			3	5	6		
	da 20 a 34,9				4	6		
	da 35 a 49,9					4		
	TOTALE	8	16	16	24	32		
da 0,51 a 1 km²	<3m	8	8	7	7	7	7	
	da 3 a 5,9	8	8	7	7	7	7	
	da 6 a 11,9		8	5	9	7	10	
	da 12 a 19,9			5	6	4	4	
	da 20 a 34,9				3	4	4	
	da 35 a 49,9					3	4	
	TOTALE	16	24	24	32	32	40	
da 1,01 a 2,5 km²	<3m	8	8	8	7	7	7	
	da 3 a 5,9	8	8	8	7	7	7	
	da 6 a 11,9		8	8	10	10	6	
	da 12 a 19,9			8	8	6	6	
	da 20 a 34,9				8	6	6	
	da 35 a 49,9					4	4	
	TOTALE	16	24	32	40	40	40	
da 2,51 a 10 km²	<3m	12	11	10	10	10	10	10
	da 3 a 5,9	12	11	10	10	10	10	10
	da 6 a 11,9		10	10	10	10	10	10
	da 12 a 19,9			10	10	8	8	10
	da 20 a 34,9				8	6	8	5
	da 35 a 49,9					4	6	5
	da 50 a 75						4	4
	TOTALE	24	32	40	48	48	56	56
da 10,01 a 50 km²	<3m	12	11	10	10	10	10	10
	da 3 a 5,9	12	11	10	10	10	10	10
	da 6 a 11,9		10	10	12	12	10	10
	da 12 a 19,9			10	12	9	10	10
	da 20 a 34,9				12	9	10	10
	da 35 a 49,9					6	10	6
	da 50 a 75						4	4
	TOTALE	24	32	40	56	56	64	64

Tab. 13. Numero di sforzi di pesca (reti pelagiche) in relazione alla superficie del lago.

Superficie del lago (km ²)	n. reti per ogni strato
<5	6
da 5 a 9,99	8
da 10 a 50	10
> 50	12

Campionamento

Le reti debbono essere calate nell'area lacustre scegliendo in modo il più possibile casuale quali zone campionare.

Le reti devono essere posate con un angolo casuale rispetto alla linea di costa.

Possibilmente la posa delle reti deve avvenire come in figura 8.

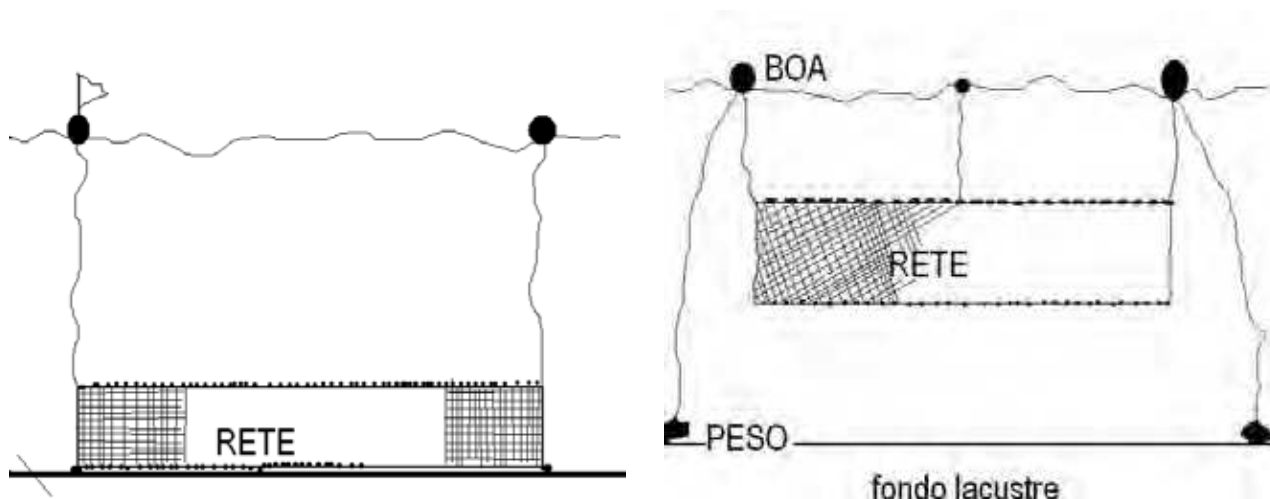


Fig. 8. Rappresentazione schematica della metodologia di posa per le reti multimaglia “da fondo” (a sx) e “pelagiche” (a dx). Le RBMP nei grandi laghi possono non essere ancorate al fondo lacustre.

La RBMF dovrà essere opportunamente segnalata in superficie con una boa galleggiante ben visibile ed essere appesantita alle estremità con due pesi che mantengano la rete vicina al fondo anche in presenza di corrente o di pesci di dimensioni tali da poterla spostare. La cima di superficie dovrà essere abbastanza robusta da poter essere utilizzata per salpare la rete anche in presenza di eventuali ostacoli.

Le RBMP devono essere sostenute alla profondità desiderata da galleggianti sia all'estremità della rete che ogni 20 metri circa. La rete deve essere mantenuta vincolata al fondo mediante due cime. Nei laghi con profondità maggiore di 50 metri è preferibile non ancorare le reti al fondo.

Se si utilizzano unite più RBMP, è necessario aggiungere alla estremità di ogni rete un piccolo galleggiante (ad esempio un rettangolo di polistirolo 25 x 15 x 4 cm) di sostegno, legato alla rete da una cima sottile (2-3 mm) e lunga a sufficienza per far raggiungere alla rete la profondità desiderata. Si raccomanda di appesantire le estremità inferiori della rete con dei pesi di circa 300 g.

6.2.6. Salpaggio delle reti

Le reti devono essere salpate il giorno successivo alla posa, indicativamente tra le 6 e le 8 del mattino. Le reti vanno salpate con lo stesso ordine in cui sono state calate.

6.2.7. Procedure Analitiche

Il campione delle reti multimaglia deve essere analizzato a terra e possibilmente al coperto non più tardi di 12 ore rispetto al momento del salpaggio della rete. Nel caso in cui non venga immediatamente analizzato, tutto il materiale dovrebbe essere conservato in cella frigorifera ad una temperatura di 3-4 °C circa.

Il campione catturato durante le operazioni di elettropesca deve essere analizzato sul posto e rilasciato immediatamente.

I parametri basilari da registrare per ogni pesce catturato sono i seguenti:

- la specie ittica
- la lunghezza totale (dall'estremità del muso all'estremità della coda a lobi riuniti)
- il peso totale di ogni individuo
- il sesso (attraverso una incisione addominale di pochi cm) solo per i pesci catturati con RBM
- l'età (attraverso la "lettura" delle scaglie o di altre strutture ossee)

6.3. Il Lake Fish Index (LFI)

6.3.1. Tipi lacustri e specie ittiche indicatrici

Il LFI è basato su un approccio storico (Volta & Oggioni 2009) che ha permesso di derivare le condizioni di riferimento sulla base delle informazioni relative alla composizione specifica della comunità ittica dei laghi con superficie $>0,5 \text{ km}^2$ antecedente al 1950 (identificata a priori come

condizione di riferimento). Sulla base di questa matrice di dati storici sono stati definiti gruppi di laghi omogenei (Tabelle 14 e 15) e, per ciascuno di essi, specie ittiche indicatrici (Tabelle 16 e 17). L'utilizzo dell'indice LFI per laghi di area inferiore a 0,5 km² e invasi, deve essere preventivamente valutato da un esperto.

Gruppo 1 – Sono i grandi laghi profondi del bacino padano-veneto centro-occidentale e i laghi profondi ad essi connessi. Sono caratterizzati naturalmente da acque povere di nutrienti e da profondità e superficie molto elevate. La grande estensione del pelago lacustre consente di sostenere ampi e strutturati popolamenti di taxa ittici zooplanctofagi e i tenori elevati di ossigeno nelle fredde acque ipolimniche rende possibile la presenza specie stenoterme frigofile. L'eterogeneità di habitat favorisce in generale una elevata ricchezza in specie.

Gruppo 2 – Laghi profondi del bacino padano-veneto centro-orientale. Le caratteristiche limnologiche sono intermedie tra i grandi laghi profondi e i laghi di pianura (profondità, area e volumi medi non eccessivamente elevati). Questi laghi sono caratterizzati dalla presenza di specie più tipiche di ambienti litorali e di specie caratteristiche di ambienti lacustri che hanno con buona connettività col reticolo idrografico.

Gruppo 3 – Laghi poco profondi di pianura. Sono i laghi di piccole dimensioni della fascia morenica o pianeggiante subalpina. Corpi idrici tipicamente meso-eutrofi. Il numero di specie ittiche è ridotto, sono generalmente inadatti alla presenza dei salmonidi e, in generale, delle specie stenoterme di acque fredde.

Gruppo 4 – Laghi alpini. Sono i laghi posti ad altitudini elevate, caratterizzati da una ridotta ricchezza specifica e da specie ittiche stenoterme di acque fredde. La presenza della trota non può che essere vincolata alla disponibilità di immissari o emissari adatti alla riproduzione, in caso contrario è necessario considerare il salmerino alpino.

Gruppo 5 – Laghi profondi dell'ecoregione mediterranea: caratterizzati naturalmente da acque povere di nutrienti e da profondità e superficie elevate. La grande estensione del pelago lacustre e la buona ossigenazione delle acque ipolimniche consente di sostenere ampi e strutturati popolamenti di taxa ittici zooplanctofagi. L'eterogeneità di habitat favorisce una elevata ricchezza in specie.

Gruppo 6 – Laghi poco profondi dell'Ecoregione mediterranea: corpi idrici tipicamente meso-eutrofi. Il numero di specie ittiche è ridotto, sono generalmente inadatti alla presenza dei salmonidi e, in generale, delle specie stenoterme di acque fredde.

Tab. 14. Tipi lacustri dell'Ecoregione Alpina

Gruppo 1: Laghi Profondi Nord-ovest	Gruppo 2: Laghi profondi Nord Est	Gruppo 3: Laghi poco profondi	Gruppo 4: Laghi Alpini
Orta, Maggiore, Mergozzo, Maggiore, Como, Mezzola, Iseo	Ledro, Caldonazzo, Idro, Levico, Molveno, Toblino, Morto	Avigliana grande, Avigliana piccolo, Viverone, Candia, Monate, Varese, Pusiano, Alserio, Montorfano, Piano Annone Est, Annone ovest, Cavedine, Caldaro, Fimon, Cavazzo	Alleghe Tovel Muta

Tab. 15. Tipi lacustri Ecoregione Mediterranea

Gruppo 5: Laghi Profondi	Gruppo 6: Laghi poco profondi
Albano, Bracciano, Bolsena, Martignano, Nemi, Scanno, Vico	Montepulciano, Pergusa, Lungo (Rieti), Ripasottile, Trasimeno, Piediluco

Tab. 16. Specie chiave e tipo-specifiche individuate per ogni tipo lacustre dell'Ecoregione Alpina

	Gruppo 1: Laghi Profondi Nord-ovest	Gruppo 2: Laghi profondi Nord Est	Gruppo 3: Laghi poco profondi	Gruppo 4: Laghi Alpini
Specie chiave	Coregone lavarello (<i>Coregonus lavaretus</i>) (Agone) (<i>Alosa fallax lacustris</i>) Bottatrice (<i>Lota lota</i>)	Luccio (<i>Esox lucius</i>) Scardola (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>) Tinca (<i>Tinca tinca</i>)	Luccio (<i>Esox lucius</i>) Scardola (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>) Tinca (<i>Tinca tinca</i>)	Sanguinerola (<i>Phoxinus phoxinus</i>)
Specie tipo-specifiche	Alborella (<i>Alburnus alburnus alborella</i>) Cavedano (<i>Leuciscus cephalus</i>) Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>) Luccio (<i>Esox lucius</i>) Pesce persico (<i>Perca fluviatilis</i>) Scardola (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>) Tinca (<i>Tinca tinca</i>) Triotto (<i>Rutilus erythrophthalmus</i>) Trota (<i>Salmo trutta</i>)	Savetta (<i>Chondrostoma soetta</i>) Cavedano (<i>Leuciscus cephalus</i>) Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>) Trota (<i>Salmo trutta</i>)	Alborella (<i>Alburnus alburnus alborella</i>) Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>) Pesce persico (<i>Perca fluviatilis</i>)	Salmerino ¹ (<i>Salvelinus alpinus</i>) Scazzone (<i>Cottus gobio</i>) Trota ¹ (<i>Salmo trutta</i>) ¹ Se il lago ha emissari o immissari si consideri la trota; in caso contrario, il salmerino alpino

Tab.17. Specie chiave e tipo-specifiche individuate per ogni tipo lacustre dell'Ecoregione mediterranea

	Gruppo 5: Laghi Profondi mediterranei	Gruppo 6: Laghi poco profondi mediterranei
Specie chiave	Coregone lavarello (<i>Coregonus lavaretus</i>)	Luccio (<i>Esox lucius</i>)
	Alborella* (<i>Alburnus alburnus alborella</i>)	Scardola (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)
	Latterino* (<i>Atherina boyeri</i>)	Tinca (<i>Tinca tinca</i>)
	* almeno una delle due specie deve essere presente	
Specie tipo-specifiche	Pesce persico (<i>Perca fluviatilis</i>)	Alborella* (<i>Alburnus alburnus alborella</i>)
	Cavedano (<i>Leuciscus cephalus</i>)	Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)
	Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)	Latterino* (<i>Atherina boyeri</i>)
	Luccio (<i>Esox lucius</i>)	Pesce persico (<i>Perca fluviatilis</i>)
	Scardola (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	Rovella* (<i>Rutilus rubilio</i>)
	Tinca (<i>Tinca tinca</i>)	
	* almeno una delle tre specie deve essere presente	

6.4. Sistema di classificazione e limiti di classe

Il LFI è composto da cinque metriche i cui valori consentono di derivare la classe di qualità sulla base dei limiti di classe di qualità (RQE-Rapporto di Qualità Ecologica) di cui alla Tabella 5.

Le metriche considerano:

1. l'abbondanza relativa (Numero Per Unità di Sforzo) delle specie chiave
2. la struttura di popolazione delle specie chiave
3. il successo riproduttivo delle specie chiave e tipo-specifiche
4. la diminuzione del numero di specie tipo-specifiche
5. la presenza di specie ittiche aliene

Il valore degli RQE per ogni metrica è definito dal rapporto tra il punteggio della metrica e il punteggio della stessa in condizioni di riferimento.

Il valore del Rapporto di Qualità Ecologica finale RQE_{tot} , per la valutazione dello stato di qualità della fauna ittica (Tabella 18), è calcolato come media aritmetica dei valori dei singoli RQE:

$$RQE_{tot} = \left(\frac{RQE_1 + RQE_2 + RQE_3 + RQE_4 + RQE_5}{5} \right)$$

Tab.18. Limiti di classe RQE_{tot}

Stato	Limiti di classe (RQE_{tot})
Elevato/Buono	0,8
Buono/Sufficiente	0,6
Sufficiente//Scarso	0,4
Scarso/Cattivo	0,2

N.B. Per quanto riguarda l'EQB "pesci" ogni lago è considerato come un unico corpo idrico.

Nei laghi con superficie superiore a 50km² - il cui campionamento presuppone la suddivisione in sottobacini (vedasi protocollo di campionamento)- il valore finale degli RQE è calcolato come media aritmetica degli RQE calcolati per ogni sottobacino.

6.5. Modalità di calcolo delle metriche e condizioni di riferimento

6.5.1. Abbondanza relativa delle specie chiave - NPUS (Numero Per Unità di Sforzo) - metrica 1

Questa metrica considera il numero di individui delle specie chiave catturati durante il monitoraggio (considerato come una singola Unità di Sforzo).

- Se la specie chiave è in condizioni di riferimento (punteggio metrica = 10) ma è ugualmente soggetta a pratiche di ripopolamento tramite immissioni, il punteggio della metrica deve essere scalato di una classe (punteggio metrica = 8).
- In presenza di più specie chiave, il punteggio della metrica 1 deve essere (a) calcolato come media aritmetica dei punteggi parziali di ciascuna specie (b) arrotondato successivamente alla categoria di punteggio superiore.

Tab. 19. Limiti di classe RQE₁ per la metrica 1

	Valori di Riferimento	Limiti di classe			
		ELEVATO/ BUONO	BUONO/ SUFFICIENTE	SUFFICIENTE / SCARSO	SCARSO/ CATTIVO
RQE ₁	1	0,8	0,6	0,4	0,2
Abbondanza relativa delle specie chiave - NPUS	>60	7-60	1-6	Non catturati nel monitoraggio ma segnalati da osservazioni o statistiche di pesca negli ultimi 5 anni	Né catturati né segnalati negli ultimi 5 anni da osservazioni o statistiche di pesca
Punteggio metrica	10	8	6	4	2

6.5.2. Struttura di popolazione delle specie chiave – Indice di struttura PSD - metrica 2

La struttura di una popolazione ittica è determinata dall'interazione tra le caratteristiche biologiche ed ecologiche della specie e fattori di pressione che possono essere di origine antropica (variazioni di trofia, inquinamento chimico, pressione di pesca, alterazione degli habitat) e di origine naturale (ad es. fattori climatici o idrologici, disponibilità di risorse alimentari). L'interazione tra questi elementi condiziona i tassi di natalità e mortalità delle singole classi di nascita e modella la distribuzione delle classi di età e di taglia in una popolazione ittica.

La metrica proposta considera la struttura di taglia (quale descrittore della struttura di età) della popolazione delle specie ittiche chiave e ne valuta la struttura (equilibrata o non equilibrata) mediante l'indice di struttura PSD-Proportional Stock Density Index (Anderson & Neumann 1996; Volta 2009; Zick *et al.* 2006).

L'indice PSD permette di analizzare la struttura di una popolazione ittica a partire dalla frequenza delle classi di lunghezza, dalla lunghezza infinita (teorica) L_{inf} della specie e dalla lunghezza alla maturità (L_m)

Il valore di PSD è definito come: $PSD = (N_i \geq L_m) / (N_i \geq L_{stock}) * 100$

N_i = numeri di individui

L_{stock} definita come la "Lunghezza minima dello stock" = $L_m - (L_{Trophy} - L_m) / 3$

L_m = Lunghezza minima di qualità = Lunghezza media alla maturità.

$$L_{trophy} = L_{tot} \geq 0,8 (L_{inf})$$

L_{inf} è la lunghezza asintotica teorica della specie in quella tipologia di ambiente in condizioni prossime a naturalità.

La L_m ossia la lunghezza media alla prima maturità può essere definita o da indagini di campo o dall'formula: $L_m = 10^{(0,898 \cdot \log_{10}(L_{inf}) - 0,0781)}$

- In presenza di più specie chiave, il punteggio della Metrica 2 deve essere (a) calcolato come media aritmetica dei punteggi per ciascuna specie chiave (b) successivamente arrotondato alla categoria di punteggio superiore.
- Qualora una specie chiave si trovi in condizioni di riferimento ma sia oggetto di ripopolamento, il punteggio deve essere scalato alla categoria inferiore.

Tab. 20. Limiti di classe RQE₂ per la metrica 2

	Valori di Riferimento	Limiti di classe	
		ELEVATO/ BUONO	BUONO/ SUFFICIENTE
RQE ₂	1	0,6	0,2
Indice PSD	35-65	25-34/66-75	<25/>75
Punteggio metrica	10	6	2

Si elencano di seguito (Tabella 21) i valori indicativi per L_{inf} , L_{stock} , L_m e L_{trophy} per ogni specie chiave.

Tab. 21. Valori di indicativi di L_{inf} , L_{stock} , L_m e L_{trophy} per ciascuna delle specie chiave

Specie	L_{inf}	L_{stock}	L_m	L_{trophy}
Agone (<i>Alosa fallax lacustris</i>)	35	17,7	20,3	28
Alborella	16	9,3	10,2	12,8
Bottatrice (<i>Lota lota</i>)	65	30	35,5	52
Coregone lavarello (<i>Coregonus lavaretus</i>)	65	30	35,5	52
Latterino (<i>Atherina boyeri</i>)	14	7,4	9,11	11,2
Luccio (<i>Esox lucius</i>)	110	43,9	56,9	96
Rovella (<i>Rutilus rubilio</i>)	20	11,3	12,5	16
Scardola (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	35	17,7	20,3	28
Sanguinerola (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	10	6,1	6,6	8
Tinca (<i>Tinca tinca</i>)	65	31,3	35,5	48

6.5.3. Successo riproduttivo delle specie chiave e delle specie tipo-specifiche- metrica 3

Questa metrica vuole valutare la presenza di dinamiche riproduttive che si svolgono correttamente. Il successo riproduttivo è verificato se nel corso del monitoraggio sono catturati giovani di età 0⁺-1⁺ delle specie chiave e tipo-specifiche.

Per la trota si consiglia di considerare anche individui di età 2⁺ in quanto la presenza di giovani o subadulti in ambiente lacustre può essere variabile a causa dei diversi tempi di permanenza nei corsi d'acqua prima della migrazione verso i laghi.

Tab. 22. Limiti di classe RQE₃ per la metrica 3

	Valori di riferimento	Limiti di classe			
		ELEVATO/ BUONO	BUONO/ SUFFICIENTE	SUFFICIENTE / SCARSO	SCARSO/ CATTIVO
RQE ₃	1	0,8	0,6	0,4	0,2
Successo riproduttivo delle specie chiave e tipo-specifiche	>80%	80- 66%	65-51%	50-25%	<25%
Punteggio metrica	10	8	6	4	2

6.5.4. Diminuzione (%) del numero di specie chiave e tipo-specifiche*- Metrica 4

Una diminuzione del numero delle specie tipo-specifiche è una indicazione di alterazione rispetto a condizioni di riferimento.

Tab. 23. Limiti di classe RQE₄ per la metrica 4

	Valori di Riferimento	Limiti di classe			
		ELEVATO/ BUONO	BUONO/ SUFFICIENTE	SUFFICIENTE / SCARSO	SCARSO/ CATTIVO
RQE ₄	1	0,8	0,6	0,4	0,2
Diminuzione specie ittiche chiave o tipo- specifiche	<20%	20-40%	41-60%	61-80%	>80%
Punteggio metrica	10	8	6	4	2

6.5.5. Presenza di specie ittiche aliene - metrica 5

La metrica 5 considera la presenza (%) di specie di recente comparsa sul totale delle specie ittiche presenti. Con questa metrica si vuole introdurre nell'indice un principio di precauzione assumendo a priori che l'impatto di specie aliene alla comunità ittica specifica di un bacino lacustre sia negativo e dunque contribuisca ad alterare lo stato di qualità della comunità ittica di un corpo idrico.

Devono essere conteggiate solo le specie ittiche aliene i cui individui appartengono ad almeno due classi di età di cui una adulta (2⁺ o superiore).

Tab. 24. Limiti di classe RQE₅ per la metrica 5

	Valori di Riferimento	Limiti di classe			
		ELEVATO/BUONO	BUONO/SUFFICIENTE	SUFFICIENTE / SCARSO	SCARSO/CATTIVO
RQE ₅	1	0,8	0,6	0,4	0,2
% specie aliene	<20%	20-40%	41-60%	61-80%	>80%
Punteggio metrica	10	8	6	4	2

Ai fini del LFI sono considerate specie ittiche aliene tutte quelle non comprese nel seguente elenco o altrimenti introdotte nelle singole Ecoregioni dopo il 1950.

Ecoregione alpina

Agone (*Alosa agone*); alborella (*Alburnus alburnus alborella*); barbo (*Barbus plebejus*); barbo canino (*Barbus meridionalis*), bottatrice (*Lota lota*), cagnetta (*Salaria fluviatilis*), carpa (*Cyprinus carpio*), carpione del Garda (*Salmo carpio*), cavedano (*Leuciscus cephalus*), cheppia (*Alosa fallax*), cobite (*Cobitis taenia*), cobite mascherato (*Sabanejewia larvata*), coregone lavarello (*Coregonus lavaretus*), coregone bondella (*Coregonus macrophthalmus*), ghiozzo padano (*Padogobius martensi*), gobione (*Gobio gobio*), lasca (*Chondrostoma genei*), luccio (*Esox lucius*), persico trota (*Micropterus salmoides*), persico sole (*Lepomis gibbosus*), pesce gatto (*Ictalurus melas*), pesce persico (*Perca fluviatilis*), pigo (*Rutilus pigus*), salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*), sampierolo (*Leuciscus lapacinus*), sanguinerola (*Phoxinus phoxinus*), savetta (*Chondrostoma soetta*), scardola (*Scardinius erythrophthalmus*), scazzone (*Cottus gobio*), storione (*Acipenser sturio*), storione cobice (*Acipenser naccarii*), tinca (*Tinca tinca*), triotto (*Rutilus erythrophthalmus*), trota (*Salmo trutta*);; vairone (*Leuciscus souffia*).

Ecoregione mediterranea:

Agone (*Alosa fallax lacustris*); alborella (*Alburnus alburnus alborella*); alborella meridionale (*Alburnus albidus*); anguilla (*Anguilla anguilla*); barbo (*Barbus plebejus*); barbo canino (*Barbus meridionalis*); cagnetta (*Salaria fluviatilis*); carpa (*Cyprinus carpio*); carpione del Garda (*Salmo carpio*); cobite mascherato (*Sabanejewia larvata*); cobite (*Cobitis taenia*); coregone lavarello (*Coregonus lavaretus*); ghiozzo di Canestrini (*Padogobius nigricans*); ghiozzetto di laguna (*Knipowitschia panizzai*); lasca (*Chondrostoma genei*); latterino (*Atherina boyeri*); luccio (*Esox lucius*); pesce persico (*Perca fluviatilis*); rovello (*Rutilus rubilio*); scardola (*Scardinius erythrophthalmus*); spinarello (*Gasterosteus aculeatus*); tinca (*Tinca tinca*); scazzone (*Cottus gobio*); triotto (*Rutilus erythrophthalmus*); trota (*Salmo trutta*); trota vairone (*Leuciscus souffia*).

6.6. Bibliografia

- Adelman I.R. & Smith L.L., 1970 - Effect of hydrogen sulfide on northern pike eggs and sac fry. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 99: 501-509.
- Anderson R.O. & Neumann R.M., 1996 - Length, Weight, and Associated Structural indices. In: Murphy & Willis Eds. Fisheries techniques. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA. 447-482.
- APAT, 2007. Metodi biologici per le acque, Parte I. http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/metodi_bio_acque.html
- Casselman J.M., 1978 - Effects of environmental factors on growth, survival, activity and exploitation of northern pike. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* 11: 114-128.
- Casselman J.M. & Lewis C.A., 1994 - Habitat requirements of northern Pike (*Esox lucius*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 161-174.
- Eckmann R., 1995 - Fish richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecol. Freshw. Fish*, 4: 62-69.
- Franklin D.R. & Smith L.L. Jr, 1963 - Early life history of the northern pike, *Esox lucius*, with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 92:91-110.
- Gassner H. & Wanzenböck J. 1999 - Fischökologische Leitbilder Fünf ausgewählter Salzkammergutseen, (Ecological base line states for fish communities of five Austrian Lakes). *Limnologica*, 29: 436-448.
- Gibson R.J. & Haedrich R.L., 1988 - The exceptional growth of juvenile atlantic salmon in the city waters of St. John's Newfoundland, Canada. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 35: 385-407.
- Holmgren K. & Appelberg M., 2000 - Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *J. Fish Biol.*, 57: 1312-1330.
- Irz P., Argillier C. & Oberdorff T., 2004. Native and introduced fish species richness in French lakes: local and regional influences. *Global ecology and Biogeography*, 13: 335-344.

- Jackson D.A. & Harvey H.H., 1989 - Biogeographic association in fish assemblages: local vs regional processes. *Ecology*, 70: 1472-1484.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T. & Landkildehus F., 2000 - Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshw. Biol.*, 45: 201–218.
- Marshall T.R. & Ryan P.A., 1987 - Abundance patterns and community attributes of fishes relative to environmental gradients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 198-215.
- Mehner T., Diekmann M., Bramick U. & Lemcke R., 2005 – Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human use intensity. *Freshw. Biol.*, 50: 70-85.
- Perrow M.R., Jowitt A.J.D. & Johnson S.R., 1996 - Factors affecting the habitat selection of tench in a shallow eutrophic lake. *J. Fish Biol.*, 48: 859-870.
- Persson L., 1997 - Competition, predation and environmental factors as structuring forces in freshwater fish communities: Sumari (1971) revisited. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 85-88.
- Persson L., Diehl S., Johansson L., Anderson G. & Hamrin S.F., 1991 – Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes – patterns and the importance of size structured interactions. *J. Fish. Biol.*, 38: 281-293.
- Rahel F.J., 1986 - Biogeographic influences on species composition of northern Wisconsin lakes with applications for lakes acidification studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 124-134.
- Steedman R.J., Whillans T.H., Behm A.P., Bray K.E., Cullis K.I., Holland M.M., Stoddart S.J. & White R.J., 1996 - Use of historical information for conservation and restoration of Great Lakes aquatic habitat. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53/1: 415–423.
- Tammi J., Appelberg M., Beier U., Hesthagen T., Lappalainen A. & Rask M., 2003 – Fish status survey of Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio*, 32: 98-105.
- Tonn, W.M. & Magnusson J.J., 1982 - Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology*, 63: 1149–1166.
- Volta P. 2009. Analisi della struttura di popolazione di coregone lavarello (*Coregonus* sp.) in tre laghi profondi italiani mediante indici stock density. *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol., Suppl.* (in stampa).
- Zick D., Gassner H., Rinnerthaler M., Jager P. & Patzner R.A., 2006 - Application of population size structure indices to Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Alpine lakes in Austria. *Ecol. Freshw. Fish.*, 16/1: 54-63.

