

LIFE+ I I BIO/IT/000020
BIOAQUAE



VOLUME I

Eradicazione
di pesci alloctoni
dai laghi di alta quota

LIFE+BIOAQUAE

Volume I

ERADICAZIONE DI PESCI ALLOCTONI

credits:

testi **Dr Rocco Tiberti**

grafica **SeghesioGrivon**

foto **S. Brighenti, B. Bassano, R. Tiberti**

INDICE

Premessa	pag 4
Parte 1. L'invasione biologica dei laghi alpini di alta montagna	pag 6
Parte 2. Progetto BIOAQUAE: l'esperienza del Parco Nazionale Gran Paradiso	pag 34
Principali fonti bibliografiche	pag 57

PREMESSA

Il Progetto LIFE+BIOAQUAE: le ragioni del tentativo di eradicazione



Fin dalla sua istituzione nel 1922, il Parco Nazionale Gran Paradiso è impegnato in progetti volti alla conservazione e protezione dell'ambiente alpino e delle specie animali e vegetali che lo abitano. In questa direzione, dal 2006 l'Ente Parco ha iniziato un monitoraggio per valutare la salute degli ecosistemi acquatici alpini: laghi, torrenti e zone umide di alta quota. Dopo aver individuato i principali fattori che minacciano questi delicati e unici ecosistemi, tra cui l'introduzione di specie alloctone e alcune fonti d'inquinamento locale come le acque reflue di alpeggi e rifugi, il Parco, con il cofinanziamento dell'Unione Europea, ha avviato nel 2012 il progetto LIFE+ BIOAQUAE. Il progetto aveva lo scopo di sviluppare iniziative concrete di conservazione attiva di questi ecosistemi attraverso 3 azioni principali:

1. l'eradicazione da alcuni laghi alpini del Salmerino di fontana (*Salvelinus fontinalis*), salmonide alloctono di origini nord americane introdotto nei laghi del Parco negli anni '60 che ha fortemente modificato e impoverito gli ecosistemi dei laghi d'alta quota;

2. interventi di conservazione a favore della Trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*), salmonide autoctono di grande interesse naturalistico minacciato dall'ibridazione con altre specie;
3. interventi di miglioramento della qualità degli habitat acquatici d'alta quota tramite la sperimentazione di impianti di fitodepurazione.

Questo volume riguarda l'azione numero 1, l'eradicazione di pesci alloctoni dai laghi alpini, introdotti negli anni 70 dal Parco stesso per ragioni socio-economiche. Lo studio sviluppato prima dell'avvio del progetto LIFE aveva dimostrato come la presenza di questo salmonide avesse un impatto negativo molto importante sull'intero ecosistema lacustre, provocando la scomparsa di numerosi organismi (vertebrati e invertebrati) autoctoni. Per questo il Parco Nazionale Gran Paradiso ha avviato l'azione di eradicazione del salmerino in 4 laghi dell'area protetta, con l'intento di favorire il ritorno della biodiversità originaria. Come è stato visto sul campo e documentato dai dati presentati anche in questo volume, una volta eliminati i pesci diverse specie di vertebrati e invertebrati sono tornate ad abitare questi ecosistemi.

Fig. 1 Sessione di monitoraggio a inizio stagione.



PARTE 1 L'INVASIONE BIOLOGICA DEI LAGHI ALPINI D'ALTA MONTAGNA

INVASIONI BIOLOGICHE

Per *specie aliena* si intende una specie trasportata dall'uomo, in maniera volontaria o accidentale, al di fuori della sua area di origine. Sinonimi del termine alieno sono: esotico, alloctono, introdotto, non-nativo, non-indigeno. Le *specie aliene invasive* costituiscono il 10-15% delle specie aliene presenti in Europa. Una specie aliena viene considerata invasiva (Invasive Alien Species – IAS) quando la sua introduzione e diffusione causa impatti negativi alla biodiversità e al funzionamento degli ecosistemi.

Alcuni habitat presentano condizioni di isolamento tali da non permettere la colonizzazione naturale da parte di numerose specie. Ad esempio le isole oceaniche e marine sono spesso prive di molte specie terrestri, a causa della barriera ecologica costituita dal mare, oppure, i laghi d'alta quota sono sempre privi di fauna ittica a causa delle barriere fisiche insormontabili (es. cascate e tratti torrentizi a forte pendenza) presenti a valle dei laghi. In questi habitat, anche le specie la cui area di origine è vicina devono essere considerate aliene (es. i ratti su numerose isole oceaniche).

Dopo la distruzione degli habitat, le IAS sono la seconda causa di perdita di biodiversità a livello globale. Le IAS hanno inoltre un notevole impatto sociale ed economico (stimato in oltre 12 miliardi di euro annui nella sola Unione Europea).

DA DOVE VENGONO I PESCI PRESENTI NEI LAGHI D'ALTA MONTAGNA?

FATTORI CHE DETERMINANO LA BIODIVERSITÀ DEI LAGHI D'ALTA QUOTA

Le aree d'alta quota delle zone temperate sono tra le regioni zoo-geografiche in cui l'inizio della colonizzazione post-glaciale si è verificato più tardi. La maggioranza dei laghi di montagna ha origine post-glaciale e molti laghi di alta montagna che occupano le depressioni scavate dai ghiacciai hanno poche migliaia di anni; alcuni sono molto giovani o in fase di formazione per effetto del ritiro dei ghiacciai. L'attuale quadro di distribuzione degli organismi acquatici è una conseguenza dei recenti eventi post-glaciali e le comunità si trovano spesso in uno stadio di successione prematuro. Il numero di specie diminuisce con l'incremento dell'altitudine dei laghi a causa dell'inasprirsi delle condizioni climatiche che determinano i limiti altitudinali della distribuzione delle specie (inasprirsi dell'ambiente fisico e conseguente riduzione delle risorse e minore diversità di habitat), della giovane età di molti corpi idrici e della presenza di barriere fisiche lungo i torrenti a valle (che impediscono la colonizzazione dei laghi d'alta quota da parte dei pesci). In condizioni naturali, la sistematica presenza di barriere fisiche lungo i torrenti montani (i.e. tratti a forte pendenza e cascate) impedisce la risalita dei pesci e la colonizzazione dei laghi a monte di queste barriere. I laghi d'alta montagna sono quindi originariamente privi di fauna ittica. Tuttavia diverse specie di pesci - soprattutto salmonidi e sanguinerole (*Phoxinus* sp.) - sono state immesse in numerosi laghi d'alta montagna.

La presenza di pesci in laghi d'alta quota è considerata una conseguenza diretta di introduzioni più o meno recenti ad opera dell'uomo. Per promuovere la pesca in alta quota, sono stati introdotti pesci provenienti dal fondovalle o da regioni biogeografiche distanti.



INTRODUZIONE DI PESCI

La maggior parte delle introduzioni sono avvenute nel XX-XI secolo e, con maggiore frequenza, a partire dalla seconda metà del XX secolo. Tuttavia alcuni casi documentati di introduzioni di epoca medioevale (XIV-XVI secolo) sulle Alpi e sui Pirenei dimostrano che la diffusione dei pesci in aree di alta quota può avere radici storiche più profonde. Al contrario, al di fuori dell'Europa la presenza di pesci in alta quota è sempre un fatto recente (a partire dalla fine del XIX secolo).

La notevole importanza economica e politica dei diritti di pesca e di caccia in epoca medioevale spiega le introduzioni più antiche. Ad esempio, esiste una dettagliata documentazione storica delle tecniche di trasporto e rilascio di pesci nel Tirolo (Sacro Romano Impero) durante il regno dell'imperatore Massimiliano I. In epoche successive l'introduzione di pesci ha interessato un numero limitato di bacini d'alta quota ed era legata all'economia di sussistenza delle popolazioni di alcune regioni montane. In epoca moderna, l'introduzione di pesci in alta quota è indissolubilmente legata alla pesca ricreativa. In principio i pesci venivano diffusi direttamente dai pescatori, in seguito, le nazioni industrializzate hanno promosso e adottato piani di "semina" capillari. L'introduzione di pesci in alta quota è stata promossa da vari enti pubblici come misura per incentivare le micro economie locali. La costruzione di strade e dighe in zone montane e la disponibilità dei moderni mezzi di trasporto (e.g. aerei, elicotteri), hanno facilitato l'accesso alle aree montuose remote dei paesi industrializzati (e.g. Europa e USA) e la diffusione di specie ittiche aliene. Tali pratiche sono tuttora in corso nei paesi sviluppati e si stanno diffondendo sulle catene montuose dei Paesi in via di sviluppo (e.g. Himalaya, Ande, Karakorum, Atlante).

Le campagne di semina legali promosse da enti pubblici e privati interessano soprattutto le specie di interesse alieutico (salmonidi) adattate alla vita in ambienti freddi ed oligotrofi. La presenza di salmonidi facilita la diffusione di altre specie che normalmente non rientrano nei piani di semina, ma che vengono utilizzate dai pescatori come esche vive (pp. 16-17). Tali esche possono sfuggire ai pescatori o vengono volontariamente rilasciate nei laghi di montagna alla fine della giornata di pesca. La sanguinerola, ad esempio, un piccolo ciprinide comunemente utilizzato come esca, si sta velocemente diffondendo in alcune regioni montuose (e.g. Alpi e Pirenei) grazie alla sua capacità di riprodursi in acque fredde e oligotrofe.

FALSE CREDENZE

Nel mondo rurale, nella tradizione aneddotica e negli ambienti della pesca sportiva la presenza di specie ittiche in ecosistemi isolati viene spesso attribuita a processi naturali come le inondazioni, tornado e trasporto a bordo di altri organismi (zoocoria). Queste vie di colonizzazione non sono tuttavia percorribili per i pesci che abitano i laghi d'alta quota. In particolare, la possibilità che i pesci possano diffondersi tramite trasporto sulle zampe/nel becco/nel gozzo di uccelli acquatici (anatidi e uccelli predatori, e.g. falco pescatore) è una credenza popolare piuttosto diffusa, ma in letteratura scientifica non esistono casi documentati di popolazioni ittiche d'alta quota fondate a partire da individui trasportati da uccelli. La zoocoria (intesa come trasporto di individui vitali, in grado di fondare una popolazione, *i.e.* uova fecondate e pesci a vita libera) come rotta di colonizzazione dei laghi d'alta quota è un evento poco probabile e probabilmente non esistono popolazioni ittiche d'alta montagna che si siano originate in questo modo.



Fig. 2 Lago Rosset (Parco Nazionale Gran Paradiso; Foto di Stefano Brighenti).

VASTITÀ DEL PROBLEMA ECOLOGICO

Per molte aree geografiche non è disponibile una storia dettagliata del processo di invasione ecologica dei laghi alpini. Informazioni dettagliate sono disponibili per alcune catene montuose del Nord America e per i Pirenei, dove la percentuale di laghi occupati da pesci supera spesso il 50%. Nella maggior parte delle regioni montuose europee le informazioni sono invece frammentarie, ma le percentuali di laghi occupati da pesci, in vari settori di queste catene montuose, sono comparabili o superiori alle stime calcolate in Nord America e Pirenei.

I dati disponibili per le aree montuose dei Paesi in via di sviluppo sono insufficienti, a causa dello scarso controllo delle campagne di introduzione di pesci. Tuttavia lo sviluppo di forme di turismo associate alla pesca ricreativa potrebbero seriamente minacciare gli ecosistemi acquatici d'alta quota di queste regioni, che erano poco interessate dal problema dei pesci introdotti fino a pochi anni fa.

In Europa le prime introduzioni documentate risalgono al medioevo (Alpi e Pirenei), mentre nel resto delle catene montuose sono molto posteriori (fine 1800 – inizi 1900; e.g. Monti Tatra – Carpazi: fine 1800; Cordillera Cantabrica (penisola Iberica): fine 1800; Sistema Centrale Iberico: inizi 1900).

Nel complesso, la presenza di pesci introdotti nei laghi d'alta montagna riguarda tutte le principali catene montuose del pianeta, ma spesso non è possibile stabilire con sicurezza l'estensione del problema (in termini di numero e percentuale di laghi occupati da fauna ittica introdotta). Tuttavia è chiaro che:

- ad eccezione di pochissime introduzioni di epoca medioevale e alcune introduzioni di epoca pre-industriale (limitatamente alle catene montuose europee), l'introduzione di pesci è un fatto recente, ampiamente limitato al XX secolo e in particolare alla seconda metà del XX secolo;
- negli ultimi decenni l'invasione biologica dei laghi alpini ha subito un'accelerazione critica, promossa da numerosi enti pubblici e privati e spinta dalla crescente domanda proveniente dall'economia della pesca ricreativa;
- il problema riguarda una percentuale significativa dei laghi d'alta quota;
- i laghi d'alta quota di maggiori dimensioni sono più frequentemente interessati dalla presenza di specie ittiche introdotte;
- nonostante numerosi studi dimostrino l'enorme impatto ecologico dei pesci in alta quota, le campagne di introduzione sono consentite dalle legislazioni nazionali e locali e promosse da enti pubblici, sia nei paesi industrializzati che in quelli in via di sviluppo.

PERCHÉ È IMPORTANTE MANTENERE I LAGHI DI MONTAGNA SENZA PESCI?

I laghi di montagna sono naturalmente privi di fauna ittica.

Grazie all'assenza di grandi predatori, questi laghi sono ambienti ideali per molte specie sensibili alla predazione e competizione con i pesci. In particolare, sono importanti rifugi per le specie di anfibi adattate al clima di montagna, che, in assenza di predatori, possono costituire popolazioni abbondanti, con un elevato valore conservazionistico.

Inoltre i laghi di montagna presentano spesso quelle condizioni di isolamento geografico che favoriscono lo sviluppo di processi micro- e macro-evolutivi. In molti casi, le specie tipiche dei laghi d'alta quota non presentano adattamenti anti-predatori, poiché i pesci non sono presenti nella loro storia evolutiva. Tali condizioni di isolamento permettono anche la differenziazione genetica delle popolazioni appartenenti alle specie con bassa capacità di dispersione (e.g. alcuni crostacei). Esempi di differenziazione genetica di organismi acquatici d'alta quota sono il chirocefalo del Marchesoni *Chirocephalus marchesonii* Ruffo & Vesentini, 1957 (presente esclusivamente nel Lago di Pilato, Parco Nazionale dei Monti Sibillini)¹ e gli aplotipi alpini di *Daphnia pulicaria* rinvenuti nel Parco Nazionale Gran Paradiso² (Fig. 2)



Fig. 3 I crostacei appartenenti al genere *Daphnia* spesso dominano la comunità zooplanctonica dei laghi d'alta montagna. Le daphnie sono filtratori efficienti che si nutrono di microrganismi unicellulari e in particolare di fitoplancton. Grazie alla loro azione di pascolo, le specie appartenenti a questo genere (e.g. *Daphnia pulicaria* a dx e *Daphnia longispina* a sx) sono considerate specie chiave per il mantenimento e funzionamento dell'intero ecosistema. La loro eliminazione da parte dei pesci introdotti può causare effetti indiretti sull'intero ecosistema. Nel Parco Nazionale Gran Paradiso sono presenti quattro rare popolazioni di *Daphnia pulicaria* melaniche e a riproduzione partenogenetica obbligatoria.

¹ Ruffo, Vesentini. 1957. Una nuova specie di Fillopode Anostraco dei Monti Sibillini: *Chirocephalus Marchesonii*.

² Bellati et al. 2014. A dark shell hiding large variability: a molecular insight into the evolution and conservation of melanistic *Daphnia* populations in the Alps. *Zool J Linn Soc* 171:697-715.

EFFETTI SUGLI ECOSISTEMI NATURALI

Le specie autoctone non hanno una storia evolutiva in comune con quella dei predatori introdotti dall'uomo. Nelle interazioni predatore alloctono-preda, la mancanza di adattamenti reciproci può causare l'estinzione della preda e profonde modificazioni degenerative negli ecosistemi. Se la IAS è in grado di acclimatarsi, le modificazioni nella comunità biotica possono diventare irreversibili. Tali modificazioni sono espressione della resistenza dell'ecosistema alla nuova specie, cioè al suo grado di alterazione conseguente al cambiamento ambientale. La maggior parte delle IAS predatrici sono generaliste, cioè possono predare un numero ampio di specie preda (dieta non specializzata), una caratteristica che conferisce alle IAS maggiori possibilità di stabilirsi in un ambiente nuovo. In ambiente acquatico è piuttosto comune che l'introduzione di un predatore generalista conduca all'estinzione locale di alcune delle proprie prede. Tale evidenza è in contrasto con la teoria del controllo biologico (immaginata sul caso della lotta agli insetti parassiti) e con il suo assunto fondamentale, secondo il quale il predatore controlla le popolazioni della preda stabilizzandole a livelli di equilibrio più bassi. Infatti i predatori generalisti sono spesso una fonte di instabilità per i sistemi preda-predatore per la loro capacità di rispondere secondo schemi densità-indipendenti alle fluttuazioni dell'abbondanza di ogni particolare specie di preda: se una particolare specie rappresenta una parte minoritaria della dieta dei predatori, essi possono sopravvivere grazie ad altre risorse, rendendo debole l'associazione tra la propria sussistenza e la sopravvivenza della preda. Sia la relazione preda-predatore conforme o meno alla teoria del controllo biologico, l'introduzione di un predatore genera una certa resistenza dell'ecosistema che può essere determinata descrivendone l'impatto ecologico diretto e indiretto.

L'impatto ecologico diretto della predazione consiste nella predazione stessa a danno delle specie appartenenti al livello trofico sottostante a quello del predatore, ma anche nella competizione con le specie poste allo stesso livello trofico del predatore. All'interno della stessa popolazione, per effetto della predazione selettiva, alcuni gruppi di individui possono essere eliminati più frequentemente di quanto atteso in base alla loro disponibilità relativa; a questo meccanismo di selezione sono legati alcuni degli effetti ecologici indiretti della predazione.

L'impatto ecologico di un predatore in ambiente acquatico sottende una serie di effetti ecologici indiretti a carico della comunità biotica:

- effetto "top-down" (Top-Down Trophic Impact): incide sul sottostante livello trofico; il predatore ha un effetto benefico indiretto su una serie di competitori meno efficienti riducendo l'abbondanza dei competitori dominanti;

- effetto a cascata: il predatore ha un impatto benefico indiretto sulle prede poste a due o più livelli trofici sotto il suo, riducendo l'abbondanza dei loro predatori diretti (mesopredator release);
- modificazioni comportamentali: la presenza di un predatore altera la distribuzione della preda nello spazio e nel tempo in conseguenza di una reazione comportamentale;
- modificazioni fisiologico-strutturali: la presenza di un predatore induce modificazioni adattative fisiologico-strutturali nella preda.

I laghi alpini sono ecosistemi acquatici isolati e caratterizzati da una bassa biodiversità: per questa categoria di ambienti il rischio che una specie alloctona generi danni ecosistemici è particolarmente alto. In Fig. 5 è riportato un prospetto schematico dei molteplici impatti generati dall'immissione di pesci in un tipico lago d'alta quota.

L'introduzione nei laghi d'alta quota di pesci alloctoni è in grado di modificare la comunità biotica e spesso provoca l'estinzione locale di specie autoctone (in particolare di anfibi, macroinvertebrati e specie zooplanctoniche di grandi dimensioni). L'entità dell'impatto può dipendere da fattori ambientali (e.g. disponibilità di rifugi spaziali per le prede), densità-dipendenti (e.g. densità delle popolazioni ittiche introdotte), specie-specifici (e.g. le diverse specie ittiche possono avere impatti più o meno evidenti, in particolare l'impatto della sanguinerola è solitamente maggiore di quello dei salmonidi e tra i salmonidi potrebbero esistere differenze da specie a specie).



Fig. 4 Immagine del lago Leynir.

Predando le specie zooplanctoniche più grandi (e.g. *Daphnia*, Fig. 3), dominanti in condizioni naturali, la specie introdotta incrementa l'abbondanza delle specie zooplanctoniche più piccole, in competizione trofica con le specie più grandi. Dato che gli organismi planctonici più grandi possono consumare le alghe planctoniche con maggiore efficienza, la loro eliminazione selettiva può a volte stimolare la produzione primaria. Inoltre i pesci possono favorire la produzione primaria incrementando la disponibilità di nutrienti tramite il loro trasferimento dal sedimento, dove predano gli organismi bentonici, alla zona pelagica, per escrezione lungo l'intera colonna d'acqua o per la risospensione del sedimento generata dai loro movimenti. Tramite la predazione di organismi semiacquatici durante le loro fasi acquatiche (e.g. anfibi e insetti con stadi larvali acquatici e stadi imaginali terrestri), l'introduzione di pesci alloctoni può anche alterare il flusso di energia e di nutrienti tra ambiente acquatico e terrestre, estendendo l'impatto ecologico agli habitat terrestri circostanti.

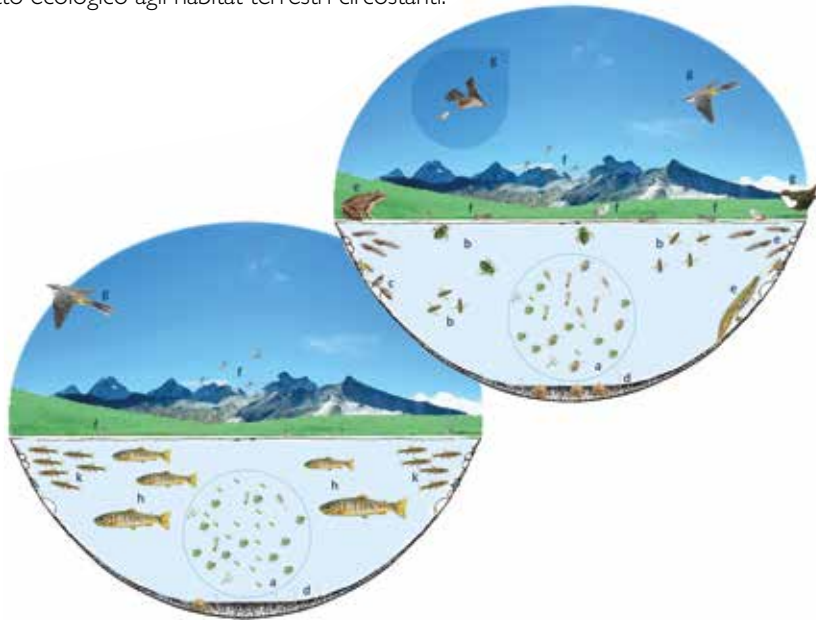


Fig. 5 L'immissione di pesci in laghi di alta montagna originariamente privi di pesci genera una serie di effetti diretti e indiretti che possono propagarsi all'intero ecosistema: (a) la predazione diretta può interessare i crostacei zooplanctonici di grandi dimensioni (e.g. *Daphnia*) e produrre effetti indiretti (*top-down* e *a cascata*) che possono alterare la biomassa delle specie zooplanctoniche di piccole dimensioni (e.g. rotiferi) e del fitoplancton; (b) I macroinvertebrati nectonici e (c) bentonici vengono spesso poratti all'estinzione, mentre (d) i macroinvertebrati fossori non vengono influenzati o vengono favoriti dalla presenza di pesci; (e) l'introduzione di pesci è spesso un fattore di esclusione ecologica per gli anfibi; (f) i pesci introdotti possono alterare i tassi di emergenza degli organismi semiacquatici con vita larvale acquatica e stadio adulto/imaginale terrestre (i.e. anfibi e varie specie di insetti) e diminuire il numero di prede che raggiungono l'ambiente terrestre, con potenziali impatti su (g) i predatori terrestri, come uccelli anfibi, ragni, e pipistrelli; (h) I salmonidi vengono spesso introdotti per sostenere la pesca sportiva, ma anche (k) alcune piccole specie come la sanguinerola (*Phoxinus* sp.), utilizzate come esca viva dai pescatori, possono causare impatti ancora più profondi.

L'INVASIONE DEI PESCI SULLE ALPI

Il primo caso documentato di introduzione di pesci alloctoni sulle Alpi risale al XVI secolo, in Tirolo durante il regno di Massimiliano I. Tuttavia, come nel resto delle regioni montuose europee e extra-europee, anche sulle Alpi la grande maggioranza delle introduzioni sono avvenute in epoca moderna e in particolare negli ultimi decenni, per favorire la pesca ricreativa. In Italia il fenomeno è diventato particolarmente intenso a partire dal 1960, quando la pesca ricreativa è diventata un'attività popolare. Le specie più frequenti nei laghi d'alta quota delle Alpi sono trota fario *Salmo trutta* L. 1758, trota iridea *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792, originaria del bacino dell'oceano Pacifico), il salmerino di fonte *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814, originario del Nord America), il salmerino alpino *Salvelinus umbla* (L. 1758, originario dei laghi prealpini del versante settentrionale dell'arco alpino), e varie specie di ciprinidi (in particolare la sanguinerola, *Phoxinus* sp.) (vedi pp. 16-17). In particolare il salmerino alpino è stato introdotto in più di 170 laghi su tutte le Alpi e la sua introduzione è stata spesso promossa come una misura di conservazione mirata alla salvaguardia della specie. Tuttavia la presenza del salmerino alpino in laghi d'alta quota è attribuibile a introduzioni più o meno antiche (anche introduzioni di epoca medioevale) e, in generale, l'autoctonia di questa specie a sud delle Alpi è molto dubbia. In più, il fatto che questa specie non necessiti di azioni di conservazione *ex situ* suggerirebbe di interrompere la retorica conservazionistica associata a queste introduzioni.

Per le Alpi non è disponibile una cronologia del processo di invasione biologica dei laghi alpini: le informazioni sono spesso frammentarie, insufficienti, di difficile accesso o inesistenti. Anche la distribuzione attuale dei pesci nei laghi d'alta quota è stata raramente descritta. In uno studio sulle Alpi orientali si evince che il 41% dei laghi d'alta quota (>0.5 ha, > 1300 m a.s.l.) ospitano fauna ittica. In Valle d'Aosta (Alpi occidentali) il 43% dei laghi d'alta quota (>0.5 ha, > 1000 m a.s.l.) ospita fauna ittica e escludendo i laghi al di sopra dei 2900 m a.s.l., dove la sopravvivenza dei pesci è resa impossibile dal clima estremo e dall'influenza dei ghiacciai, questa percentuale sale al 50%. Queste percentuali sono simili a quelle osservate in altre regioni montuose dei Paesi industrializzati.

Nonostante le numerose prove dell'impatto ecologico dei pesci in alta quota e la normativa europea che vieta esplicitamente l'introduzione di organismi alieni, anche sulle Alpi, le campagne di introduzione di pesci continuano a essere consentite dalle legislazioni nazionali e locali e promosse da enti pubblici.

I PESCI (INTRODOTTI) DEI LAGHI D'ALTA MONTAGNA DELLE ALPI

Le specie ittiche comunemente rinvenibili nei laghi alpini sono poche, tuttavia altre specie possono essere sporadicamente rinvenute nei laghi d'alta quota. Le specie comuni includono:



La **TROTA FARIO** *Salmo trutta* species complex. Diffuso in Europa e Nord Africa con numerose sottospecie e specie vicarianti la cui tassonomia è poco chiara. L'aplotipo atlantico di trota fario è largamente utilizzato in acquacultura ed è stato introdotto nei laghi d'alta quota di tutto il mondo.



La **TROTA IRIDEA** *Oncorhynchus mykiss*. Originaria degli affluenti settentrionali dell'oceano pacifico, è stata introdotta in tutto il mondo. Solitamente non stabilisce popolazioni riproduttive.



Il **SALMERINO ALPINO** *Salvelinus alpinus* species complex. Le popolazioni alpine (*Salvelinus umbla*) sono originarie dei laghi prealpini del versante nord delle Alpi. Introdotto in alta montagna già in epoca medioevale. Attualmente è presente in tutte le principali catene montuose europee. Stabilisce con facilità popolazioni riproduttive.



Il **SALMERINO DI FONTE** *Salvelinus fontinalis*. Originario della costa orientale degli USA e Canada è stato ampiamente introdotto in tutto il mondo. Stabilisce con facilità popolazioni riproduttive e abbondanti.



La **SANGUINEROLA** *Phoxinus* sp. Originaria dell'Europa e presente fino alla Siberia. E' in grado di sopravvivere e riprodursi in acque fredde e grazie alla sua capacità di adattamento e al fatto che viene comunemente usata come esca viva per la pesca dei salmonidi, si sta diffondendo in molte regioni montane europee.

Altre specie sporadicamente rinvenibili nei laghi d'alta quota delle Alpi e europei includono il salmerino di lago *Salvelinus namaycush*, la trota marmorata *Salmo marmoratus*, il temolo *Thymallus thymallus*, lo scazone *Cottus gobio*, la bottatrice *Lota lota*, il cavedano *Squalius cephalus*, il cobite barbatello *Barbatula barbatula* (BB)

QUADRO LEGISLATIVO EUROPEO E NAZIONALE

Nel quadro della legislazione europea³ i Paesi membri della UE devono prevenire l'introduzione di specie aliene che minacciano gli ecosistemi. In particolare l'art. 7 del Regolamento (UE) n. 1143/2014 vieta l'introduzione deliberata o per negligenza nell'UE, la riproduzione, la coltivazione, il trasporto, l'acquisto, la vendita, l'uso, lo scambio, la detenzione e il rilascio di specie esotiche invasive incluse in una lista di specie di rilevanza per l'Unione. Questa lista tuttavia non include nessuno dei pesci comunemente usati per le introduzioni nei laghi d'alta quota. Il regolamento però contiene un invito per i Paesi Membri a contrastare gli effetti negativi della diffusione delle specie aliene a livello nazionale e regionale anche tramite cooperazioni a scala regionale (e.g. catene montuose). Le specie aliene di rilevanza nazionale e regionale possono essere originarie in uno o più stati membri dell'UE, perciò gli Stati Membri potrebbero intraprendere azioni per contrastare la diffusione di molte delle specie comunemente usate nelle campagne di semina dei laghi d'alta montagna (e.g. *Salmo trutta*, *Oncorhynchus mykiss*, *Salvelinus fontinalis*). La legislazione europea sulle specie aliene è ancora giovane e il raggiungimento dei suoi obiettivi potrebbe richiedere tempo. Tuttavia, nonostante gli effetti negativi delle introduzioni di pesci nei laghi d'alta quota siano ormai palesi, le linee guida contenute nella legislazione europea non sono adeguatamente applicate a livello nazionale e regionale dalle autorità che regolano le introduzioni di pesci nelle aree montane. In tutte le regioni montane europee l'introduzione di pesci è permessa e -sorprendentemente- è promossa e approvata da istituzioni pubbliche, anche all'interno delle aree protette appartenenti alla rete Natura 2000. La maggior parte delle introduzioni di pesci nelle aree montane europee appaiono in evidente violazione con le finalità della legislazione europea e, nel caso in cui le introduzioni avvengano all'interno di aree protette appartenenti alla Rete Natura 2000, con le finalità istituzionali delle aree protette stesse. Per la precisione il regolamento UE 1143/2014 fa una distinzione per quelle specie invasive ampiamente utilizzate e che forniscono significativi benefici economici e sociali non incluse nella lista di rilevanza per l'Unione, al fine di evitare perdite esagerate o eccessive per i Paesi Membri.

³ Council Decision 93/626/EEC of 25 October 1993 concerning the conclusion of the Convention on Biological Diversity (OJ L 309, 13.12.1993, p. 1); Regulation 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species (OJ L 317, 4.11.2014, p. 1); Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (OJ L 327, 22.12.2000, p. 1); Commission Implementing Regulation (EU) 2016/1141 of 13 July 2016 adopting a list of invasive alien species of Union concern pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council /2016/4295 (OJ L 189, 14.7.2016, pp. 4-8).

Non esiste nessuna specificazione riguardo alle specie invasive per la quali tale distinzione è valida, ma alcuni salmonidi usati per i programmi di introduzione in aree montane possono produrre benefici economici ingenti relazionati con l'industria della pesca ricreativa e il turismo. Pertanto la preoccupazione per i danni ecologici indotti dalla pesca sportiva in alta montagna dovrebbero realisticamente tenere in considerazione i benefici che questo settore economico apporta alle economie locali e regionali.

PERCHÉ LA PESCA NON È UNA SOLUZIONE

Il diffondersi della pesca ricreativa è la maggiore causa della diffusione dei pesci in ambiente montano e della conseguente perdita di biodiversità a livello regionale e globale. Tuttavia, preso atto dei danni ecologici causati dai pesci introdotti, sono in molti a domandarsi se la pesca ricreativa non possa avere effetti benefici sugli ecosistemi invasi, esercitando un prelievo su popolazioni ittiche dannose. Per rispondere a questa domanda discuteremo separatamente gli impatti ecologici potenzialmente positivi e quelli negativi della pesca ricreativa nei laghi d'alta montagna colonizzati da popolazioni acclimatate (riproduttive e stabili) di pesci introdotti:

Il prelievo di pesci tramite tecniche di pesca ricreativa può attenuare l'impatto ecologico delle popolazioni introdotte? Non esistono studi rigorosi su questo tema, tuttavia la pesca ricreativa è in grado di modificare rapidamente la struttura dei popolamenti ittici nei laghi d'alta montagna. Questo potrebbe avere un effetto -non necessariamente positivo- sulle conseguenze ecologiche della presenza di pesci introdotti.

La pesca ricreativa, anche se è in grado di modificare la struttura delle comunità ittiche, non è in grado di eradicare, cioè condurre all'estinzione, le popolazioni ittiche acclimatate. Infatti, mentre ad alte densità ittiche la pesca ricreativa può essere un metodo di cattura efficiente per i pesci di maggiori dimensioni (anche grazie all'attrattività di un lago pescoso), a densità ittiche ridotte o prossime allo zero e in presenza di popolazioni dominate da pesci di piccola taglia, la pesca ricreativa perde attrattività e efficacia. Senza la possibilità di un'eradicazione definitiva, i potenziali effetti positivi della pesca ricreativa sono pertanto limitati nel tempo.

La pesca ricreativa adotta tecniche di cattura selettive, i.e. non tutti i pesci presenti nel lago hanno la stessa probabilità di essere catturati. In particolare seleziona i pesci in base alla taglia e preleva essenzialmente pesci adulti, spesso quelli più grandi, appartenenti alle specie di maggiori dimensioni. La selettività di cattura può determinare diverse situazioni in base alla composizione iniziale della comunità ittica del lago:

- Se la comunità ittica del lago è costituita da una o più specie di salmonidi: l'eliminazione degli individui più grandi può causare un aumento della sopravvivenza degli individui giovani (a causa dell'allentamento del cannibalismo sui giovani e di una minore competizione con gli adulti) e determinare un aumento della loro abbondanza e biomassa. Tale cambiamento nella comunità ittica potrebbe modificare la natura delle relazioni ecologiche tra pesci introdotti e specie autoctone, ma i pesci continuerebbero a esercitare un impatto. In assenza di studi mirati, non è possibile stabilire se l'entità dell'impatto dopo l'eliminazione di parte della popolazione adulta sia minore o maggiore rispetto alla situazione iniziale.
- Se la comunità ittica del lago d'alta montagna è costituita esclusivamente da piccoli ciprinidi (e.g. sanguinerola): il lago non esercita alcuna attrattiva per la pesca ricreativa (non interessata e non in grado di pescare con efficienza piccoli pesci) e di conseguenza la pesca ricreativa non ha nessuna possibilità di modificare la struttura e abbondanza delle popolazioni ittiche e il loro impatto ecologico.
- Se la comunità ittica del lago d'alta montagna è costituita da piccoli ciprinidi + salmonidi: l'eliminazione selettiva degli individui più grandi può causare un aumento della sopravvivenza degli individui giovani e/o dei piccoli ciprinidi (e.g. sanguinerole) e determinare un aumento della loro abbondanza e biomassa. Le sanguinerole (il ciprinide più comune nei laghi d'alta montagna europei) sono in grado di esercitare un impatto ecologico ancora più profondo di quello esercitato dai salmonidi. L'aumento delle sanguinerole determinerebbe un aggravarsi dell'impatto ecologico all'interno del lago.

Quali sono le conseguenze della pesca ricreativa nei laghi d'alta quota? A meno di meccanismi ecologici indiretti dannosi per l'ecosistema (e.g. aumento delle popolazioni di sanguinerola, vedi paragrafo precedente), la mortalità indotta dal prelievo di pesci introdotti non costituisce una problematica di conservazione. Tuttavia l'esercizio della pesca ricreativa mette a rischio l'integrità ecologica dei corpi idrici soprattutto a causa di comportamenti disinformati delle istituzioni preposte alla gestione delle risorse ittiche e dei pescatori:

- *Responsabilità storiche della pesca ricreativa.* La pesca ricreativa ha determinato la maggior parte delle introduzioni di pesci in laghi di alta montagna causando l'invasione di una percentuale significativa di laghi (spesso > 50%).

- *La pesca ricreativa mette a rischio l'integrità dei laghi ancora privi di pesci.* L'espansione dell'areale di distribuzione dei pesci in alta quota si verifica sia a causa dei programmi di semina istituzionali che a causa delle introduzioni non autorizzate ad opera di pescatori. La presenza di una popolazione ittica in un lago vicino aumenta la probabilità che un lago ancora privo di pesci venga invaso. Questo meccanismo è una diretta conseguenza della facilità di reperire individui per la semina e spesso è legata a comportamenti disinformati di alcuni pescatori che trasferiscono volontariamente pesci in laghi che ne sono privi, per aumentare l'offerta ricreativa del territorio.
- *La pesca ricreativa favorisce il diffondersi di nuove specie ittiche in laghi già invasi.* Il trasferimento di pesci da un lago all'altro può determinare l'introduzione di nuove specie ittiche in un lago già invaso. Inoltre, l'utilizzo di esche vive è una pratica comune per la pesca dei salmonidi e molti piccoli pesci possono essere utilizzati a tale scopo. Le esche vive possono sfuggire dall'amo o essere rilasciate accidentalmente o volontariamente dal pescatore. I pescatori possono procurarsi le esche vive direttamente nel lago dove intendono utilizzarle (la composizione della comunità ittica non viene alterata), in laghi vicini o portando le esche da luoghi lontani. Se le esche provengono da laghi diversi il *pool* di specie invasive può aumentare nel lago e sull'intero territorio. Molte specie ittiche non sono in grado di acclimatarsi nei laghi d'alta montagna e il loro rilascio può non avere conseguenze per l'ecosistema. Tuttavia altre specie possono colonizzare rapidamente i laghi d'alta montagna. In particolare, la sanguinerola è adattata alle condizioni ambientali tipiche dei laghi d'alta quota e la sua espansione in molte catene montuose europee (e.g. Alpi e Pirenei) procede a ritmi impressionanti. La principale modalità con cui la sanguinerola si sta diffondendo è il rilascio accidentale/volontario ad opera dei pescatori.
- *Azioni di disturbo dirette.* Nel caso in cui la frequentazione del lago da parte di pescatori sia particolarmente intensa, la loro presenza può diventare un fattore di disturbo per alcuni vertebrati semi-acquatici (anfibi, toporagno d'acqua, merlo acquaiolo, ecc.). La frequentazione intensa può inoltre generare processi di sentieramento e deterioramento della vegetazione ripariale, con possibili conseguenze per la fauna acquatica litorale, per la fauna semi-acquatica e per la connessione ecologica tra ambienti acquatici e terrestri.

Bilancio costi-benefici. Le conseguenze ecologiche del prelievo di parte delle popolazioni di salmonidi sono regolate da meccanismi ecologici indiretti e sono incerte (o negative, se i salmonidi convivono con sanguinerola). Le conseguenze negative delle attività di pesca sono invece note e principalmente legate alla facilitazione della diffusione di specie ittiche in ambiente montano, oltre che al disturbo diretto causato dalla frequentazione antropica. Nel complesso il rischio di invasione di nuovi ecosistemi e da parte di nuove specie (in particolare sanguinerola) non viene compensato da un chiaro miglioramento dello stato ecologico dei laghi soggetti a prelievo ittico.

Tali considerazioni suggeriscono che la pesca ricreativa in aree montane, anche se esercitata su popolazioni introdotte dannose e prive di interesse conservazionistico, ha conseguenze ecologiche spesso negative, come suggerito dai *trend* di espansione di areale di specie altamente impattanti come la sanguinerola.



Fig. 6 Ricercatori BIOAQUAE al lavoro in un lago alpino

MISURE E AZIONI DI CONSERVAZIONE

Attualmente esistono diverse misure e azioni di conservazione che hanno dimostrato la loro efficacia per *i)* fermare/invertire i *trend* di espansione delle specie ittiche introdotte in laghi d'alta quota; *ii)* ripristinare gli ecosistemi danneggiati dall'introduzione di pesci; *iii)* favorire il recupero di popolazioni di specie danneggiate dall'introduzione di pesci.

Le principali misure di conservazione applicabili includono diversi divieti:

- 1) divieto di introduzione di pesci;
- 2) divieto di pesca;
- 3) divieto dell'uso di pesci vivi come esca.

I. Il **divieto di introduzione** di pesci è il principale strumento per contrastare la diffusione dei pesci in ambiente montano. Tale divieto è efficace per fermare le campagne di semina istituzionali, mentre la sua efficacia nei confronti di introduzioni non autorizzate dipende dal livello di educazione dei pescatori e dalla capacità/possibilità di controllo delle autorità preposte alla sorveglianza. Nelle aree in cui il divieto di nuove introduzioni è stato applicato la diffusione delle popolazioni di pesci alloctoni ha subito un arresto/rallentamento. Tale misura di conservazione (associata al divieto di pesca) può anche causare la scomparsa del 20-40 % delle popolazioni ittiche (popolazioni non acclimatate che vengono mantenute da piani di semina regolari), ma non influisce sulla persistenza delle popolazioni acclimatate. L'interruzione dei piani di semina istituzionali rappresenta anche un risparmio di risorse economiche e la sopravvivenza della maggior parte delle popolazioni ittiche garantisce la continuazione delle attività alieutiche e dei relativi benefici per le micro-economie locali. Tale misura di conservazione può essere pertanto interpretata come un buon compromesso in quei contesti decisionali dove le istanze conservazionistiche confliggono con le istanze economiche e politiche dei portatori di interesse legati alla pesca sportiva, motivati a non ridurre le proprie possibilità di guadagno. Nei contesti più conflittuali una misura minima di conservazione è il divieto di introduzione nei laghi ancora privi di fauna ittica. Altre possibili misure che potrebbero limitare i danni dei piani istituzionali di ripopolamento ittico comprendono: *i)* divieti che regolano le modalità di trasporto dei pesci, e.g. divieto di trasporto di materiale ittico su mezzi aerei (per preservare le aree più remote dall'introduzione di pesci), *ii)* regolamenti che contrastino l'insediamento di popolazioni vitali, e.g.

permettere l'introduzione solo di pesci non fertili o incapaci di riprodursi in alta quota. Misure di sospensione temporanea dei piani di ripopolamento possono essere adottate come misura sperimentale per dimostrare che tali divieti non impattano significativamente le opportunità di pesca ricreativa e generano un risparmio economico.

2. Il **divieto di pesca** è una misura di conservazione che tende a prevenire gli effetti indesiderati delle attività di pesca come: *i)* le introduzioni non autorizzate di pesci in laghi ancora privi di fauna ittica e *ii)* l'introduzione di nuove specie (e.g. sanguinerola) nei laghi già popolati da fauna ittica. L'adozione dei divieti di pesca è una misura che può generare conflitti tra istanze conservazionistiche e economiche/politiche/ricreative nelle aree in cui la pesca è, o viene considerata, una risorsa importante. Attualmente i divieti di pesca sono poco diffusi e, anche all'interno di aree protette, la pesca è generalmente consentita in ampi settori del territorio. Tale misura di conservazione deve essere adottata congiuntamente al divieto di introduzione di pesci. Nelle aree in cui tali misure sono state adottate la diffusione delle popolazioni di pesci ha subito un arresto/rallentamento. L'adozione congiunta dei divieti di pesca e introduzione può causare la scomparsa del 20-40 % delle popolazioni ittiche (vedi paragrafo precedente) e invertire l'attuale *trend* di espansione delle specie ittiche in ambiente montano.

Dato che i divieti di pesca possono generare conflitti, il contesto territoriale (economico, politico e sociale) può essere determinante al fine della loro adozione: dove gli enti preposti alla conservazione hanno sufficiente peso economico/politico/morale per controbilanciare o giustificare le perdite economiche legate ai divieti di pesca, tale misura ha maggiori possibilità di essere applicata in modo ampio. Tali circostanze si verificano normalmente all'interno delle aree protette, che possono far valere il loro fine istituzionale di conservazione della biodiversità, o in situazioni di particolare pregio naturalistico, dove la necessità di tutelare una certa risorsa ambientale (e.g. specie endemica o minacciata) sia comprensibile a tutti. Aree più ristrette e sperimentali di divieto di pesca possono essere adottate come misura di conservazione temporanea.

3. Il **divieto di usare pesci vivi** come esca è una misura di conservazione che tende a prevenire gli effetti indesiderati delle attività di pesca come l'introduzione di nuove specie (e.g. sanguinerola) nei laghi già popolati da fauna ittica. Si tratta di una misura minima di conservazione che regola e non vieta le attività di pesca e che pertanto potrebbe essere adottata su larga scala, anche al di fuori di aree protette. La sua efficacia non è nota, ma potrebbe arginare almeno in parte il problema della diffusione dei pesci in alta quota e in particolare la preoccupante diffusione della sanguinerola.

Una misura avanzata di conservazione è l'adozione di piani di eradicazione delle popolazioni ittiche. Le azioni di eradicazione sono intese a ripristinare il funzionamento ecologico e la biodiversità originaria dei laghi trattati. La loro applicazione tende a invertire l'attuale *trend* di espansione delle specie ittiche in ambiente montano. Le condizioni necessarie all'adozione di tali misure, le tecniche di eradicazione e una rassegna di progetti di eradicazione nel mondo verranno presentate nei prossimi paragrafi, insieme a una presentazione dettagliata delle metodologie e risultati ottenuti nel corso delle azioni di eradicazione previste dal progetto LIFE+Bioaquae.

AZIONI DI EDUCAZIONE AMBIENTALE



Fig. 7 Attività di educazione ambientale sul progetto.

A supporto o in preparazione delle misure di conservazione sopra elencate, c'è anche un urgente bisogno di programmi di educazione ambientale dedicati ai più importanti *stakeholders* per aumentare la loro comprensione delle problematiche ecologiche legate alla pesca ricreativa in ambiente montano. Tali programmi dovrebbero raggiungere i pescatori, le loro associazioni, le autorità locali preposte alla gestione delle risorse ittiche e le istituzioni pubbliche e private che hanno sostenuto le introduzioni di pesci alieni nei laghi d'alta montagna. I pescatori sono in particolare importantissimi interlocutori la cui reazione deve essere tenuta in considerazione in ogni decisione riguardante i pesci introdotti in aree montane, visto che alcune misure di conservazione possono essere adottate solo ottenendo

il loro consenso o un accordo. Ottenere il consenso dei pescatori coinvolgendoli in azioni di conservazione è un obiettivo complesso ma meritevole di considerazione. Ad esempio il Parco Nazionale Gran Paradiso, cercando un modo coinvolgente per informare i pescatori locali sulle finalità conservazionistiche del progetto LIFE+ Bioaquae, ha coinvolto l'associazione locale di pescatori in un'azione per avviare le attività di eradicazione in uno dei laghi trattati. Un gruppo di pescatori che era stato precedentemente formato nel corso di un dibattito pubblico ha potuto godere di un permesso speciale di pesca (permesso nominale, limitato a due giornate di pesca sotto il controllo del corpo di sorveglianza). Sebbene l'efficacia dell'azione di educazione non sia stata monitorata con appositi questionari, le due giornate di pesca sono state un importante momento di confronto tra pescatori e personale scientifico, tecnico e di sorveglianza del Parco Nazionale. Anche le autorità locali, i cittadini e i fruitori della montagna (e.g. escursionisti, alpinisti, ecc.) dovrebbero essere informati delle problematiche associate alla pesca in montagna, per creare nell'opinione pubblica una controparte in grado di sostenere coscientemente le istanze di conservazione. Le campagne di informazione possono essere fatte tramite i mezzi di informazione tradizionali, siti *web*, *social networks*, distribuzione di materiale informativo, incontri frontali e coinvolgimento del pubblico in azioni di conservazione. In questi casi, l'efficacia delle campagne di informazione/educazione si basa soprattutto sulla capacità del pubblico di identificarsi con le istanze conservazionistiche o provare empatia per una delle componenti coinvolte nella problematica ecologica. Purtroppo la presenza di pesci in un ambiente acquatico è comunemente percepita come un indicatore di buono stato di salute di un ecosistema e la bellezza dei salmonidi comunemente introdotti nei laghi non predispone il pubblico a considerarli un problema ecologico. L'uso di specie bandiera altrettanto o più empatiche può favorire la trasmissione del messaggio conservazionistico: in questo senso gli anfibi di alta quota e le loro larve sono un'icona perfetta per le campagne di educazione (oltre a godere frequentemente di norme di protezione nazionale e internazionale che spesso consentono l'accesso a finanziamenti per realizzare progetti di conservazione). Attualmente diverse specie di anfibi sono le specie *target* di progetti di conservazione che si propongono di limitare i danni ecologici derivanti dall'introduzione di pesci invasivi e le loro fotografie/icone campeggiano sul materiale informativo della maggior parte di questi progetti.

TECNICHE DI ERADICAZIONE

Le principali tecniche di eradicazione di pesci alieni da laghi di alta montagna attualmente disponibili includono: *i*) l'uso di ittiocidi e *ii*) la cattura intensiva con reti da pesca.

Gli **ittiocidi** (o piscicidi) sono sostanze chimiche velenose per i pesci. Sono utilizzati in acquacoltura e in progetti di conservazione finalizzati all'eradicazione di specie invasive. Esempi di ittiocidi includono: rotenone, saponine, TFM (3-trifluorometile-4-nitrofenolo), niclosamide e antimicina A. Queste sostanze sono solitamente di origine vegetale (e.g. rotenone e saponine; l'etnobotanica è ricca di esempi di utilizzo di ittiocidi naturali come forma di pesca tradizionale) o metaboliti batterici (e.g. antimicina A). Normalmente la loro azione tossica inibisce la respirazione cellulare e le sostanze vengono rapidamente assorbite a livello branchiale. Le loro molecole si denaturano in tempi più o meno brevi (pochi giorni) e non causano bio-accumulo. In base alle dosi disciolte in acqua i diversi tipi di ittiocidi possono essere utilizzati per eliminare selettivamente diverse specie di pesci. Dato che sono sufficienti piccole quantità di rotenone per trattare laghi e fiumi, il rotenone è l'itticida attualmente più utilizzato (dal 1952) per l'eradicazione di pesci, anche se è considerato un itticida non selettivo. Al contrario l'antimicina A (un metabolite secondario degli streptomiceti) può eliminare selettivamente diversi gruppi di organismi acquatici in base al dosaggio utilizzato e ai tempi di esposizione (0.04-0.07 ppb per i salmonidi, 1 ppb per *Carassius auratus*, 10-45 ppb per girini e rane del genere *Lithobates*, > 800 ppb per gasteropodi acquatici). L'utilizzo di ittiocidi per l'eradicazione di popolazioni ittiche ha il vantaggio di essere applicabile a una larga gamma di corpi idrici (anche di dimensioni notevoli o con alta complessità ambientale) e di ridurre i tempi di eradicazione (le eradicazioni possono essere ottenute con una singola applicazione in pochi giorni). Tuttavia gli ittiocidi hanno effetti letali per molte specie di vertebrati (e.g. larve di anfibi) e invertebrati acquatici (e.g. macroinvertebrati e zooplancton) che potenzialmente possono includere *taxa* minacciati o endemici. Per questo motivo l'uso di ittiocidi a fini conservazionistici è stato oggetto di dibattito e attualmente il suo utilizzo in ambienti isolati è controverso o subordinato all'impossibilità di utilizzare tecniche non invasive.

La **cattura intensiva con reti** da pesca è un metodo di eradicazione sperimentato per la prima volta negli anni '90 in alcuni parchi nazionali californiani e attualmente utilizzato in diversi progetti di eradicazione in Nord America e Europa (e.g. LIFE+Limnopirineus, LIFE+Bioaquae). Il metodo prevede l'utilizzo di vaste superfici di reti per catturare tutti i pesci di una popolazione prima che possano riprodursi con successo. La cattura intensiva con reti è spesso associata all'elettropesca per rimuovere i pesci dai tratti torrentizi in comunicazione con il lago. Le reti vengono solitamente lasciate nel lago per lunghi periodi di tempo 2-5

anni e periodicamente pulite (rimozione di pesci e alghe). La cattura intensiva con reti da pesca è un metodo di eradicazione meccanico che solitamente presenta effetti indesiderati trascurabili (i.e. cattura di specie non desiderate - *bycatch*). La sua efficacia è stata testata su laghi d'alta montagna di dimensioni variabili e attualmente la maggior parte dei tentativi di eradicazione ha avuto esito positivo o l'eradicazione è tuttora in corso. La cattura intensiva con reti da pesca è molto efficiente nei laghi di piccole dimensioni (approssimativamente <2 ettari, <10 m profondità), dove l'eradicazione completa può essere ottenuta in 1-2 anni, mentre nei laghi più grandi i tempi di eradicazione possono allungarsi ed è probabile che esistano dei limiti di applicabilità del metodo legati alla dimensione del lago. Attualmente la cattura intensiva con reti da pesca si è dimostrata efficace per trattare laghi di alta montagna di dimensioni relativamente grandi (e.g. 5 ha x 22 m Lago Leynir, Parco Nazionale Gran Paradiso, Italia; 26 ha x 25 m King Canyon and Sequoia National Park, California, USA; 23.1 ha x 25 m Devon Lake, Banff National Park, Alberta, Canada) suggerendo che il metodo possa essere applicato alla maggioranza dei laghi d'alta quota presenti sulle catene montuose europee e extra-europee. Tuttavia le dimensioni del lago non sono l'unico fattore determinante per l'applicabilità di metodi di eradicazione meccanica: anche la complessità ambientale (in particolare la lunghezza dei tratti torrentizi connessi con il lago e colonizzati da pesci) va tenuta in considerazione. A causa dei limiti di applicabilità del metodo (logistici ed economici), l'eradicazione meccanica può essere inadatta a programmi di eradicazione su larga scala (e.g. bacino idrografico, area protetta, ecc.). Attualmente alcuni parchi nazionali nord americani stanno progettando programmi di eradicazione su larga scala in cui la cattura intensiva con reti da pesca (scelta preferita in tutti i laghi che si prestano all'uso delle tecniche non-invasive) viene associata all'uso di itticidi (per i laghi più grandi/complessi). Altre metodologie di eradicazione sperimentali includono: i) l'immissione di pesci predatori sterili e ii) il prosciugamento temporaneo del lago. Tali metodologie hanno avuto esiti negativi o incerti, tuttavia una prosecuzione delle sperimentazioni potrebbe fornire nuovi strumenti per contrastare l'invasione biologica dei laghi d'alta montagna. L'introduzione di pesci predatori di grandi dimensioni sterili (ibridi *Esox lucius* x *E. masquinongy*) è stata sperimentata come metodo di controllo e eradicazione di alcune popolazioni introdotte di salmerino di fonte *Salvelinus fontinalis* in Idaho. L'eradicazione è stata ottenuta dopo 2-5 anni nel 30% dei laghi trattati (4 laghi su 13), ma gli autori suggeriscono di associare questa tecnica di controllo con altre tecniche più strutturate di eradicazione per ottenere risultati migliori. Il prosciugamento (tramite pompe d'acqua) di un piccolo lago nel Kalkalpen National Park, in Austria è stato sperimentato nel 2016 per eradicare una popolazione di sanguinerola, ma l'esito dell'intervento è risultato negativo per la permanenza dei pesci in alcune raccolte d'acqua residue.

MISURE E AZIONI DI CONSERVAZIONE: RIPRISTINO ECOLOGICO E IMPATTI GLOBALI

Le azioni di contrasto alla diffusione dei pesci invasivi in ambiente montano (i.e. misure di conservazione e azioni di eradicazione), hanno il potenziale di fermare o invertire l'attuale *trend* di espansione dei pesci alieni in alta montagna. Tali misure hanno un significato conservazionistico sia a livello locale che come misura per contrastare gli impatti globali.

Il recupero ecologico dei laghi che, grazie a divieti di immissione e azioni di eradicazione, tornano a essere privi di pesci è normalmente rapido. I laghi alpini mostrano un alto grado di resilienza, anche se alcuni impatti possono persistere a lungo termine e altri possono essere irreversibili (e.g. estinzione di *taxa*/aplotipi unici). Generalmente il ritorno dei *taxa* sensibili alla presenza di pesci è rapido (e.g. zooplancton, macroinvertebrati e anfibi) e in pochi anni i laghi trattati tornano a essere indistinguibili da quelli naturalmente privi di fauna ittica. Tuttavia i laghi per cui sono disponibili dati a lungo termine (da prima dell'introduzione di pesci a dopo l'eradicazione: basati su dati paleolimnologici o su vecchie campagne di campionamento) mostrano che il processo di resilienza, per quanto rapido, è spesso incompleto anche dopo molti anni dalla scomparsa dei pesci.

Nel contesto generale dei cambiamenti globali in atto, i laghi di montagna sono particolarmente colpiti dagli effetti dei cambiamenti climatici (più intensi in aree di alta montagna), dallo scioglimento dei ghiacciai alpini, dal trasporto a lungo e medio raggio di inquinanti atmosferici e dai processi di acidificazione. I laghi d'alta montagna subiscono l'impatto di molteplici minacce globali ed è difficile prevedere quale sia l'effetto della loro interazione. Tuttavia è possibile prevedere che i cambiamenti in atto forzeranno organismi e specie a emigrare (e.g. shift altitudinali per rispondere all'incremento delle temperature). Per ridurre le inevitabili perdite di biodiversità generate dall'alterazione degli habitat è importante che gli organismi in dispersione trovino habitat sicuri durante i loro spostamenti. L'eliminazione dei pesci dai laghi d'alta montagna permette a numerose specie-preda (e.g. crostacei zooplanctonici, macroinvertebrati acquatici e anfibi) di trovare sul loro percorso ambienti colonizzabili e sicuri. In questo senso, le azioni di contrasto alla diffusione dei pesci invasivi in ambiente montano possono essere interpretate come una misura - una delle poche attualmente disponibili a livello locale - per alleviare gli effetti imprevedibili dei cambiamenti climatici.

PRECONDIZIONI PER GLI INTERVENTI DI ERADICAZIONE

La decisione di intraprendere un'azione di eradicazione deve essere presa sulla base delle possibilità di successo, poiché un'azione di eradicazione inefficace può implicare uno spreco ingente di risorse economiche e una perdita di credibilità da parte dell'ente promotore. I fattori da tenere in considerazione comprendono: *i)* i limiti di applicabilità dei metodi disponibili (ad esempio limiti legati alla dimensione del lago, al suo grado di isolamento dagli ambienti di fondovalle, alla complessità ambientale del lago e dei suoi affluenti) e *ii)* i rischi di sabotaggio dell'azione di eradicazione (distruzione dei dispositivi di cattura e re-introduzione di pesci alla fine dell'eradicazione). Alcune informazioni sull'applicabilità di varie tecniche di eradicazione sono stati presentati nei paragrafi precedenti e saranno ulteriormente approfonditi nei successivi.

Tranne i progetti di eradicazione sperimentali, appositamente ideati per testare i limiti di applicabilità di tecniche di eradicazione nuove o preesistenti, ogni piano di eradicazione deve considerare i limiti di applicabilità della tecnica di eradicazione scelta. Per quanto riguarda i rischi di sabotaggio ogni piano di eradicazione dovrebbe considerare la possibilità che settori più o meno ampi della società potrebbero opporsi alle azioni di eradicazione e che tale opposizione potrebbe degenerare in azioni di sabotaggio concrete. Tra i principali oppositori alle azioni di eradicazione si annoverano alcuni gruppi animalisti, gruppi/associazioni di pescatori, singoli oppositori. È probabile che azioni mirate di educazione ambientale possano attenuare l'opposizione. Tuttavia prima di intraprendere un'azione di eradicazione l'ente promotore dovrebbe assicurarsi che i rischi di sabotaggio siano trascurabili e eventualmente adottare accorgimenti che diminuiscano ulteriormente le possibilità del sabotaggio. Tali considerazioni dovrebbero essere incluse nel piano di eradicazione, all'interno un'apposita sezione (i.e. *Risk Management Plan*) che obblighi l'ente promotore a identificare i potenziali gruppi oppositori e a prevedere i possibili conflitti e le strategie di mitigazione necessarie.

Al fine di ridurre al minimo i rischi di sabotaggio, prima di intraprendere un'azione di eradicazione è necessario che l'area o il singolo lago oggetto dell'azione siano soggetti a divieto di immissioni e divieto di pesca e che tali divieti siano rispettati (in modo spontaneo o grazie all'azione di un corpo di sorveglianza). Inoltre la proposta di eradicazione non deve creare conflitti eccessivi con gli oppositori, tali da far prevedere possibili azioni di sabotaggio. In assenza delle regole sopra elencate e in contesti particolarmente conflittuali è consigliabile rimandare le azioni di eradicazione e continuare a lavorare sull'applicazione delle misure di conservazione necessarie e sull'educazione ambientale.

Nei casi in cui le precondizioni per l'avvio dell'azione di eradicazione siano rispettate è comunque consigliabile adottare accorgimenti per ridurre l'impatto

visivo/emotivo delle azioni di eradicazione: rimuovere i pesci dai dispositivi di cattura o dal lago con frequenza per non urtare la sensibilità dei frequentatori della montagna, predisporre pannelli informativi in loco, trattare laghi distanti da vie d'accesso per i mezzi motorizzati (per rendere più difficile il trasporto e l'introduzione di pesci vivi), prevedere un uso eticamente condivisibile dei pesci catturati (e.g. donarli a enti caritatevoli, utilizzarli come mangime per animali di centri di recupero o in cattività nell'ambito di programmi di conservazione *ex situ*), associare all'eradicazione un programma di monitoraggio ambientale (per evidenziare i benefici indotti dall'intervento).

PROGETTI DI ERADICAZIONE CON METODI NON-INVASIVI

Attualmente ci sono diversi progetti di eradicazione conclusi o in corso in Nord America e Europa. Il progetto più ambizioso è in corso dagli anni '90 nel King Canyon and Sequoia National Park (California, USA) dove popolazioni di pesci introdotti sono state eradicata da ca. 25 laghi di alta montagna e dove un nuovo programma di eradicazione prevede di combinare tecniche di eradicazione meccanica e chimica in più di 80 laghi. Le metodologie messe a punto in questa area protetta sono state esportate in diverse aree protette degli USA e Canada (e.g. Banff National Park).

In Europa, la prima azione di eradicazione con reti da pesca in laghi d'alta montagna è stata realizzata su una popolazione di salmerino di fonte introdotta nella Laguna Grande di Pañalara (Parco Nazionale della Sierra di Guadarrama, Spagna); il progetto LIFE+Bioaquae (Parco Nazionale Gran Paradiso) ha da poco concluso l'eradicazione del salmerino di fonte in quattro laghi; nel Parco Nazionale di Aigüestortes e Estany de Sant Maurici nel Parco Naturale dell'Alt Pirineu, Catalonia, Spagna, è in corso un progetto di eradicazione (LIFE+Limnopirineus) sperimentale di salmonidi e sanguinerole da otto laghi d'alta montagna; il Triglav National Park, Slovenia, ha recentemente approvato un progetto di eradicazione di salmerino alpino e sanguinerole da un piccolo lago d'alta quota.

LA RESPONSABILITÀ DELLE AREE PROTETTE

Per sostenere misure restrittive sulla pesca (e.g. divieti di immissione e pesca) l'esistenza di un servizio di sorveglianza e di una *governance* territoriale-ambientale (intesa come insieme delle tecniche, pratiche e istituzioni che delimitano il contesto all'interno del quale si definiscono le azioni concrete di governo del territorio e dell'ambiente) efficienti è spesso indispensabile. Queste condizioni favorevoli di

solito esistono solo nelle aree protette e ciò le rende il sito ideale per promuovere misure e azioni per contrastare l'invasione ecologica dei laghi d'alta montagna: le aree protette hanno come fine istituzionale la conservazione della biodiversità e hanno l'autorità legale e morale per richiedere l'applicazione di norme restrittive e azioni che promuovano i propri fini. Sfortunatamente la maggior parte delle aree protette vengono meno alla propria missione di conservazione ogni volta che permettono o promuovono (come attrazione turistica) le immissioni ittiche e la pesca all'interno del proprio territorio. Ciò nonostante la rete delle aree protette (in particolare il *network* di aree protette europee appartenenti alla rete Natura2000) rimane un elemento chiave per promuovere la conservazione a lungo termine della biodiversità e attualmente è l'unico interlocutore in grado di contrastare in modo efficace la perdita di biodiversità dovuta all'invasione biologica dei pesci nelle aree montane. Un generale e nuovo atteggiamento delle aree protette verso politiche di gestione ittica meno permissive è un passo obbligato per ottenere un miglioramento dello stato di conservazione dei laghi d'alta quota. L'applicazione di misure restrittive alla pesca può essere complicata dal fatto che in molte aree protette vige da decenni una regolamentazione permissiva, che le attività di pesca possono costituire risorsa economica di importanza locale e che le opportunità di pesca sono state spesso promosse come un'attrazione turistica equiparata a attività turistiche eco-compatibili. Queste circostanze fotografano una situazione generale in cui gli organi di governo delle aree protette non sono sufficientemente informati sulle conseguenze ecologiche della pesca ricreativa o in cui le istanze di promozione delle economie locali siano gerarchicamente superiori alle istanze conservazionistiche. Tali circostanze possono generare una situazione di inerzia in cui la pesca ricreativa continua a essere percepita, e quindi accettata e promossa, come una attività sostenibile e economicamente vantaggiosa. Nonostante l'avanzamento scientifico in ambito conservazionistico, tale percezione è ironicamente identica a quella che negli '50 e '60 ha determinato in molti Paesi la nascita di enti pubblici - privi di finalità conservazionistiche - preposti alla promozione della pesca ricreativa e alla diffusione dei pesci in ambienti montani. Tuttavia si riportano alcuni esempi in cui un'inversione dell'attitudine delle aree protette e degli enti gestori nei confronti della pesca sportiva ha generato effetti ecologici positivi:

- Il Parco Nazionale di Aigüestortes i estany de Sant Maurici ha recentemente adottato un divieto di immissione. In seguito alla decisione non si sono registrate reazioni avverse e i cittadini hanno fondamentalmente capito che i benefici sociali derivanti dalla conservazione della natura erano superiori a quelli derivanti dalla pesca. Le nuove regole hanno anche permesso all'area protetta di avviare una campagna di eradicazione estensiva da 8 laghi di alta montagna nell'ambito del progetto LIFE+Limnopireneus, che offre numerose opportunità di conservazione, educazione, lavoro e sviluppo sociale.

- Il Parco Nazionale Gran Paradiso, dopo aver promosso una campagna di introduzione di salmerino di fonte in diversi laghi d'alta quota, negli anni '60 ha adottato nuove norme che vietano l'introduzione di pesci e la pesca all'interno del Parco. Diversamente da altre aree delle Alpi, in 40 anni il numero di laghi contenenti pesci non è aumentato e non si è osservata l'invasione da parte di altre specie (e.g. sanguinerola). Recentemente, grazie all'adozione dei divieti e al progetto LIFE+ Bioaquae, il Parco Nazionale Gran Paradiso ha completato l'eradicazione del salmerino da quattro laghi d'alta montagna invertendo a livello locale il trend di espansione delle specie invasive.
- La comunità autonoma Catalana ha introdotto sull'intero territorio un divieto di immissione di pesci nei laghi ancora privi di fauna ittica. Una misura minima di conservazione priva di impatti economici negativi e che va nella direzione di una maggiore regolamentazione delle attività di pesca in alta montagna.
- Il King Canyon and Sequoia National Park hanno recentemente approvato un piano di eradicazione da oltre 80 laghi di alta montagna, pur continuando a consentire la pesca ricreativa in alcuni settori del Parco.

Questi esempi suggeriscono che un cambio di atteggiamento nei confronti della pesca ricreativa è possibile e che può avvenire in un clima di concertazione delle decisioni.

PARTE 2 PROGETTO BIOAQUAE: L'ESPERIENZA DEL PARCO NAZIONALE GRAN PARADISO

I PESCI (INTRODOTTI) DEL PARCO NAZIONALE GRAN PARADISO

Nel 2013 è stato condotto uno studio sull'ittiofauna del Parco Nazionale Gran Paradiso che è confluito nel progetto LIFE+Bioaquae. La composizione e la struttura dei popolamenti ittici del Parco Nazionale Gran Paradiso è stata quantificata tramite: i) un'indagine sul campo in valle Orco in ambienti poco o mai monitorati e ii) un'indagine bibliografica e di sintesi di dati pregressi sull'ittiofauna del Parco. L'indagine ha permesso di accertare la presenza nel Parco di cinque specie ittiche: Trota fario (*Salmo trutta trutta*), Trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*), Trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*), Salmerino di fonte (*Salvelinus fontinalis*) e Sanguinerola (*Phoxinus phoxinus*). La fauna ittica del Parco è caratterizzata da forte artificialità e nessuna popolazione attualmente nota può essere considerata autoctona.

IMMISSIONI DI PESCI NEI LAGHI D'ALTA QUOTA E CONSEGUENZE ECOLOGICHE NEL PARCO NAZIONALE GRAN PARADISO

Il Parco Nazionale Gran Paradiso ospita numerosi laghi alpini originariamente privi di fauna ittica, dove, negli anni '60, sono state introdotte alcune popolazioni di salmerino di fonte (*Salvelinus fontinalis*), un salmonide alloctono originario del Nord America, che ha costituito delle popolazioni riproduttive e stabili. La presenza di *Salvelinus fontinalis* è stata accertata in 9 laghi naturali (Djouan, Dres, Leità, Leynir, Miserino, Muanda, Nero-Djouan, Nivolet inferiore, Rosset,) e 3 laghi artificiali (Agnel, Serrù, Valsoera), mentre in altri bacini sono presenti popolazioni di *Salmo trutta* (Nero-Valsoera) o comunità di pesci introdotti la cui composizione non è ancora del tutto nota (Eugio, Teleccio, Balma). Nel complesso, nel Parco Nazionale Gran paradiso il 35% dei laghi (>0.5 ha) ospitava popolazioni di pesci introdotti;

tale percentuale scende al 15% se si considerano solo i laghi naturali e l'esito positivo delle azioni di eradicazione da 4 laghi d'alta quota.

Nei laghi d'alta quota originariamente privi di fauna ittica, l'introduzione di salmonidi alloctoni (*Salvelinus fontinalis*) induce profonde modificazioni degenerative negli ecosistemi attraverso una forte pressione predatoria sui taxa acquatici più vulnerabili e spesso causa l'estinzione locale delle sue prede tra cui alcune specie zoo-planctoniche, numerosissimi taxa di artropodi acquatici e *Rana temporaria* (Fig. 8, 9).

Dal 2006 è in corso una campagna di ricerca a lungo termine finalizzata a quantificare gli effetti dei molteplici impatti antropici sugli ecosistemi acquatici d'alta quota. I risultati di questa campagna di ricerca evidenziano che la presenza di pesci alloctoni impatta i laghi del Parco Nazionale Gran Paradiso in modo analogo a quanto osservato in altre regioni montuose. In particolare l'impatto ecologico riguarda numerose specie-prede e ha effetti indiretti sull'intero ecosistema lacustre e sulla connessione ecologica tra laghi e ecosistemi terrestri. Maggiori informazioni possono essere rinvenute nelle pubblicazioni associate a questa campagna di ricerca:

- Tiberti R, S Brighenti, R Iacobuzio, M Rolla. 2016. Changes in the insect emergence at the water-air interface in response to fish density manipulation in high altitude lakes. *Hydrobiologia*, 779: 93-104.
- Tiberti R, S Brighenti, C Canedoli, R Iacobuzio, G Pasquini, M Rolla. 2016. The diet of introduced brook trout (*Salvelinus fontinalis*; Mitchell, 1814) in an alpine area and a literature review on its feeding ecology. *Journal of Limnology*, 75: 488-507.
- Tiberti R, A von Hardenberg and G Bogliani. 2014. Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes: a case of study from the European Alps. *Hydrobiologia* 724: 1-19.
- Tiberti R, S Brighenti, R Iacobuzio, G Pasquini, M Rolla. 2014. Behind the impact of introduced salmonids in high altitude lakes: adult, not juvenile fish are responsible of the selective predation on crustacean zooplankton. *Journal of Limnology*, 73:593-597.
- Magnea U, R Sciascia, F Paparella, R Tiberti, A Provenzale. 2013. A model for high-altitude alpine lake ecosystems and the effect of introduced fish. *Ecological Modelling*, 251: 211-220.
- Tiberti R and R Iacobuzio. 2013. Does fish predation influence the vertical distribution of zooplankton in high transparency lakes? *Hydrobiologia*, 709: 27-39.
- Tiberti R and A von Hardenberg. 2012. Impact of alien fish on Common frog (*Rana temporaria*) close to its altitudinal limit in alpine lakes. *Amphibia Reptilia* 33: 303-307.

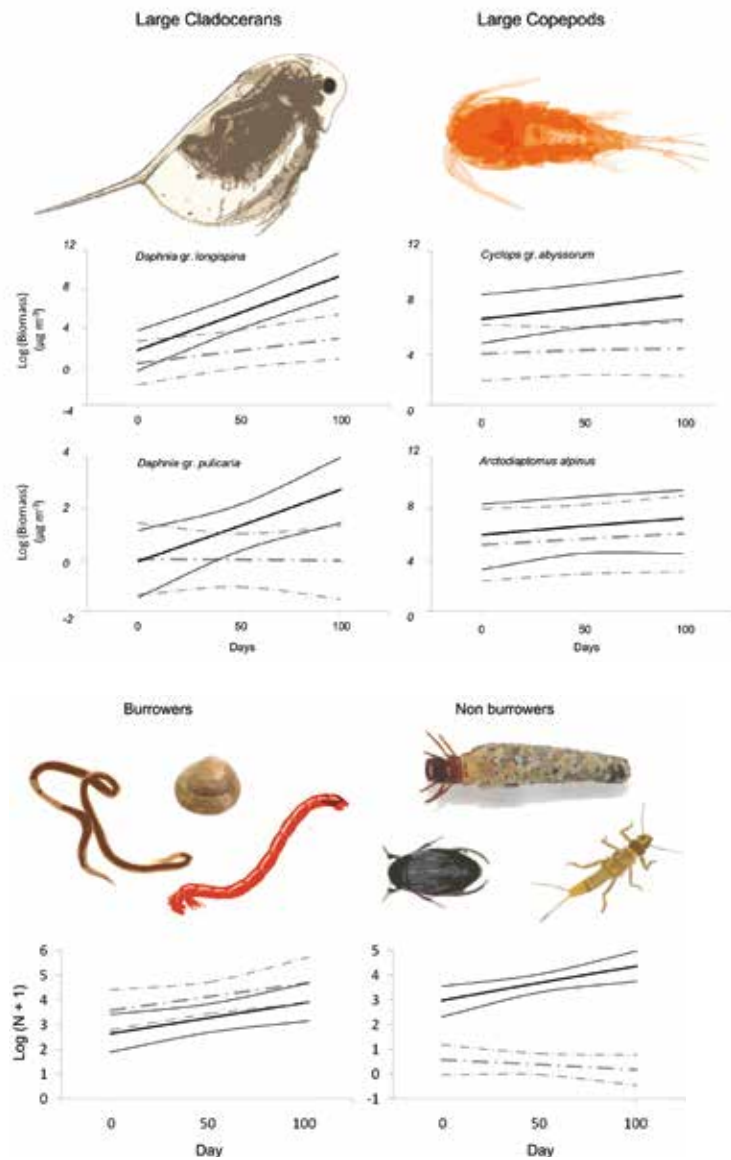


Fig. 8 Andamento stagionale della biomassa delle specie zooplanctoniche di grandi dimensioni (> 1.25 mm) e dell'abbondanza dei macroinvertebrati non fossori (nectonici e bentonici) in laghi naturalmente privi di fauna ittica (linea continua spessa \pm intervalli di credibilit , linea continua sottile) e con fauna ittica introdotta (linea tratteggiata, \pm intervalli di credibilit , linea tratteggiata sottile). Nel corso della stagione libera dal ghiaccio (dal 15 Giugno-Giorno 1 al 23 Settembre-Giorno 100), la biomassa dei crostacei zooplanctonici   pi  alta e cresce pi  in fretta per tutte le specie di grandi dimensioni tranne che per *Arctodiaptomus alpinus*. L'abbondanza dei taxa non fossori   pi  alta e cresce pi  in fretta nei laghi privi di pesci, mentre   prossima allo 0 nei laghi con fauna ittica. Dati da: Tiberti et al. 2014. *Hydrobiologia* 724:1-19.



Fig. 9 Un salmerino di fonte preda un esemplare adulto di *Rana temporaria* (Lake Dres). La presenza di fauna ittica introdotta   un fattore di esclusione per *Rana temporaria*

PROGETTO LIFE+BIOAQUAE: AZIONI DI ERADICAZIONE E MONITORAGGIO DELLA RESILIENZA ECOLOGICA

Per ripristinare gli ecosistemi interessati dall'introduzione di pesci alloctoni, il PNGP ha pianificato l'eradicazione del salmerino di fonte *Salvelinus fontinalis* da tre laghi alpini di piccole dimensioni e da un lago alpino di grandi dimensioni. Nel progetto BIOAQUAE, gli interventi di eradicazione sono suddivisi in due azioni di conservazione (C.1 e C.2), completate dalla relativa azione di monitoraggio (D.1):

- 1) Conservation Action 1 (C.1): l'obiettivo della C.1 è l'eradicazione di *Salvelinus fontinalis* tramite cattura intensiva con reti ed elettropesca da tre piccoli laghi alpini del PNGP (lago Djouan, lago Nero e lago Dres).
- 2) Conservation Action (C.2): l'obiettivo della C.2 è l'eradicazione sperimentale di *Salvelinus fontinalis* tramite cattura intensiva con reti ed elettropesca da un lago alpino di grandi dimensioni del PNGP (Lago Leynir).
- 3) Monitoring Action (D.1): monitoraggio del processo di eradicazione e del recupero degli ecosistemi lacustri d'alta quota.

Le azioni di eradicazione hanno un duplice valore dimostrativo e innovativo:

a) *Valore dimostrativo.* L'eradicazione di pesci introdotti tramite metodologie non invasive è stata raramente applicata in Europa e solo recentemente in laghi d'alta quota degli Stati Uniti. La dimostrazione dell'efficacia di queste metodologie in nuovi contesti applicativi/geografici (i.e. laghi d'alta quota alpini) permette di promuovere e diffondere l'eradicazione tramite cattura intensiva con reti da pesca in situazioni ambientali analoghe. Le tecniche sperimentate sono esportabili a tutti i corpi idrici originariamente privi di fauna ittica, isolati dalle popolazioni ittiche circostanti e con popolazioni alloctone di pesci.

b) *Valore innovativo.* Le azioni documentate di eradicazione in cui siano state utilizzate tecniche non invasive rimangono rare e localizzate soprattutto in Nord America (USA e Canada), con un unico precedente significativo in Europa (Laguna Grande di Peñalara, Parco Nazionale della Sierra de Guadarrama, Spagna). Un'azione analoga nel Parco Nazionale Gran Paradiso si colloca all'avanguardia delle pratiche di conservazione europee e in linea con le pratiche più avanzate a livello internazionale. Le azioni di eradicazione di pesci dai laghi d'alta quota ha un particolare interesse scientifico in quanto, oltre a collocarsi in un ambito geografico inedito, prevede un'indagine in termini di limiti, tempistiche e di applicabilità del metodo, documentata tramite un'apposita azione di monitoraggio. Nello specifico, le azioni di eradicazione si propongono di applicare tecniche di eradicazione non invasiva su quattro laghi alpini: tre laghi poco profondi (3-7.4 m) e un lago profondo (22 m). L'eradicazione dai primi

tre laghi permetterà di aggiornare le informazioni ad oggi disponibili sulle tempistiche e sulle tipologie dei sistemi di cattura e inoltre permetterà di verificare l'efficacia ed i vantaggi dell'uso combinato di reti ed elettropesca. Infine l'eradicazione sperimentale dal lago profondo propone un'applicazione innovativa di una tecnica sperimentata in laghi poco profondi, ma considerata meno efficace su laghi di maggiori dimensioni. La buona riuscita di tale azione avrebbe un valore aggiunto estremamente significativo in quanto permetterebbe di estendere l'applicabilità del metodo a un numero molto maggiore di corpi idrici d'alta quota.

OBIETTIVI DELLE AZIONI DI ERADICAZIONE

Il principale obiettivo delle azioni C.1, C.2 e D.1 è portare a termine due azioni di eradicazione (C.1 e C.2) con un alto valore conservazionistico, dimostrativo e sperimentale. In particolare il progetto di eradicazione si propone di:

- Eradicare *Salvelinus fontinalis* da 3 laghi alpini di piccole dimensioni;
- Verificare se l'utilizzo delle reti da pesca è un metodo efficace per i laghi di grandi dimensioni;
- Conservare, ripristinare e proteggere le comunità acquatiche autoctone;
- Verificare i tempi, le modalità e il grado con cui le comunità autoctone tornano ad uno stadio di naturalità;
- Diffondere i risultati a livello della comunità scientifica, degli enti di conservazione, della popolazione, dei fruitori del Parco e degli amministratori delle aree protette.

AREA DI INTERVENTO

Il Parco Nazionale Gran Paradiso è situato nelle Alpi occidentali, tra Piemonte e Valle d'Aosta, presenta un'estensione altitudinale che va dagli 800 fino ai 4061 m s.l.m. e un clima tipicamente alpino. I laghi trattati nelle azioni di eradicazione (Fig. 6) sono laghi naturali e si trovano al di sopra o in corrispondenza (Lago Dres) del limite degli alberi. A causa della presenza a valle dei laghi di barriere fisiche che impediscono la risalita dei pesci i laghi erano originariamente privi di pesci. Negli anni '60 le popolazioni di salmerino di fonte sono state immesse nei laghi nel corso di una singola campagna di introduzioni. Dagli anni '70 il Parco Nazionale Gran Paradiso ha proibito la pesca e l'immissione di pesci, prevenendo nuove introduzioni in altri laghi. Nel 1979 nuove aree montane sono state incluse all'interno dell'area protetta. Il Lago Dres è l'unico lago incluso in queste nuove aree e qui le introduzioni potrebbero essere continuate fino al 1979 e anche più tardi (probabilmente fino ai primi anni 2000) a causa di una disputa legale sui confini del Parco. In Tabella 1 sono riportate le principali caratteristiche di ciascun lago.



Fig. 10 Laghi interessati dalle azioni C.1 e C.2. a) Nero; b) Dres; c) Leynir; d) Djouan

PERIODO DI STUDIO

Gennaio 2013 - Agosto 2017. I primi mesi sono serviti per realizzare tutte le azioni preparatorie necessarie compresa la stesura di un piano di eradicazione dettagliato. A partire da giugno 2013 sono iniziate le azioni di eradicazione e monitoraggio. Il periodo di lavoro di campo è limitato ai mesi estivi giugno-settembre, mentre i restanti mesi sono stati dedicati all'analisi dei campioni, organizzazione e analisi dei dati.

Anno-Year	2013	2014	2015	2016	2017
Trimestre - Quarter	1 2 3 4	1 2 3 4	1 2 3 4	1 2 3 4	1 2 3 4
C.1 - C.2	[Bar chart showing activity across quarters]				
D.1	[Bar chart showing activity across quarters]				
Lavoro di campo - Field work	[Bar chart showing activity across quarters]				
Lavoro di laboratorio - Laboratory work	[Bar chart showing activity across quarters]				
Tasso di cattura dei pesci - Fish capture rate	[Bar chart showing activity across quarters]				
Parametri abiotici - Abiotic parameters	[Bar chart showing activity across quarters]				
Produttività primaria - Primary production	[Bar chart showing activity across quarters]				
Zooplankton - Zooplankton	[Bar chart showing activity across quarters]				
Zoobenthos	[Bar chart showing activity across quarters]				
Anfibi - Amphibians	[Bar chart showing activity across quarters]				
Connessione ecol. - Ecol. connection	[Bar chart showing activity across quarters]				

Timetable delle azioni C.1, C.2 e D.1.

METODI DI ERADICAZIONE

I metodi di eradicazione adottati includono: *i*) la cattura intensiva con reti da pesca e *ii*) l'elettropesca. In aggiunta, all'inizio del progetto di eradicazione sono state organizzate due giornate di *iii*) pesca utilizzando tecniche di pesca ricreativa. La pesca ricreativa non va intesa come metodo di eradicazione, ma come metodo complementare a tecniche di eradicazione strutturate (reti + elettropesca).

i. Cattura intensiva con reti da pesca. Sono state utilizzate due tipologie di rete da pesca.

- *Reti branchiali multimaglia* (36 × 1.8 m): esse sono suddivise in 6 pannelli di dimensioni identiche (Fig. 11, 12) ma con apertura di maglia differente, in grado di catturare indiscriminatamente tutte le classi dimensionali della popolazione ittica, fatta eccezione per gli esemplari più piccoli (giovani dell'anno). Questi possono essere catturati tramite elettropesca nel corso della stessa stagione di campo o con le reti branchiali multimaglia, nell'anno successivo, quando abbiano raggiunto le dimensioni minime per rimanere impigliati nella rete. Le reti branchiali multimaglia sono state solitamente posizionate in prossimità della riva e perpendicolari ad essa, con i pannelli a maglia più piccola disposti più vicino a riva. Per massimizzare il tasso di cattura durante il processo di eradicazione è necessario utilizzare almeno 10 reti multimaglia per ogni ettaro di superficie lacustre (Knapp and Matthews, 1998; Knapp et al. 2007).

- *Reti branchiali pelagiche*: i popolamenti pelagici sono composti prevalentemente o esclusivamente da individui adulti. In tali ambienti l'efficienza di cattura può essere notevolmente migliorata utilizzando reti branchiali con l'apertura di maglia più adatta alla cattura delle classi dimensionali dominanti in ogni lago. Le dimensioni delle reti branchiali sono variabili sulla base della morfologia del lago in modo da offrire una superficie ampia e in grado di raggiungere profondità più elevate rispetto alle reti branchiali multi maglia. Presso il Lago Dres, sette reti da pesca mobili sono state posizionate all'interno della vegetazione litorale per accelerare il processo di eradicazione in questo micro-habitat. Le reti da pesca sono state appese a transetti di corda tesi tra le sponde del lago e ancorati a terra tramite picchetti. La posizione delle reti all'interno della colonna d'acqua è stata regolata utilizzando galleggianti aggiuntivi.

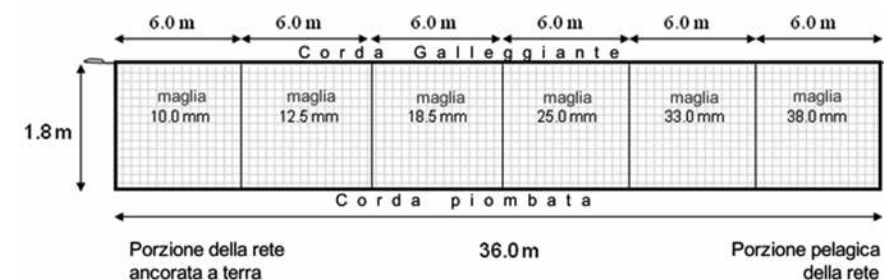


Fig. 11 Rete branchiale multi maglia utilizzata nel progetto Bioaquae.



Fig. 12 Operazioni di cattura tramite reti da pesca presso il Lago Dres (Foto di Stefano Brighenti).

ii. *Elettropesca*. L'elettropesca (tramite ELT62 II 160 GI dispositivo spallabile, Fig. 13) è il metodo di cattura scelto per l'eliminazione delle popolazioni ittiche in aree litorali e lungo gli immissari e emissari dei laghi. Questo metodo presenta diversi vantaggi: può catturare pesci di piccolissime dimensioni (compresi i giovani dell'anno), può operare in acqua bassa o laminare, può operare in presenza di vegetazione sommersa o emergente, può operare in acqua corrente, cioè nei tratti dell'immissario e dell'emissario colonizzati dalle popolazioni ittiche alloctone.



Fig. 13 Operazioni di elettropesca in area litorale presso il Lago Djouan (Foto di Stefano Brighenti).

iii. *Cattura con tecniche di pesca ricreativa*. All'inizio del processo di eradicazione i pescatori appartenenti alla locale associazione di pesca (Consiglio di Alta Valle) sono stati invitati ad avviare l'eradicazione partecipando a due giornate di pesca presso il lago Dres. Le due giornate di pesca sportiva erano state inizialmente ideate come un'iniziativa di educazione ambientale, ma l'alto numero di pesci catturati in breve tempo rende la pesca sportiva un'opzione interessante per abbattere la densità di pesci adulti prima di posizionare le reti da pesca.

ERADICAZIONE COMPLETA?

Stabilire quando sia possibile dichiarare concluso un processo di eradicazione è una decisione delicata poiché interrompere le azioni di eradicazione in anticipo può vanificare tutto il lavoro svolto in precedenza. In accordo con le metodologie utilizzate con successo in esperienze pregresse, le eradicazioni sono state dichiarate concluse dopo almeno un anno senza nessuna cattura di pesci. Questa valutazione deriva da una strategia "wait and see" (aspetta e osserva) che si basa su tempi minimi di attesa a partire dalla cattura dell'ultimo pesce. Questa strategia prevede che, durante i periodi di attesa, lo sforzo di cattura rimanga costante, cioè che la superficie delle reti in acqua rimanga la stessa e che le sessioni di elettropesca continuino anche in assenza di catture. Lo stesso criterio è stato adottato per i laghi e per gli immissari/emissari. Il criterio è stato esteso ai torrenti mantenendo un'alta frequenza di sessioni di elettropesca nell'anno successivo alla cattura dell'ultimo pesce presso il lago Dres (l'unico lago che presentasse tratti colonizzati di torrente). Almeno 10 sessioni di elettropesca senza catture di pesci sono state ripetute nel corso dell'anno di controllo successivo alla cattura dell'ultimo pesce. In ogni caso questi criteri sono stati ulteriormente testati mantenendo le reti in acqua per periodi di tempo maggiori e effettuando alcune sessioni di elettropesca anche dopo lo scadere dell'anno di controllo.



Fig. 14 L'ultimo pesce adulto catturato presso il Lago Dres con un grande plecoterter del genere *Perlodes* sul suo dorso (Foto di Stefano Brighenti).

RISULTATI

Catture. Nel corso del processo di eradicazione sono stati catturati più di 20.000 pesci. L'abbondanza, densità, biomassa e struttura di popolazione varia notevolmente da lago a lago (Tabella 1).



Fig. 15 Girini di rana temporaria

Tabella 1. Principali dati relativi alle caratteristiche dei laghi trattati per l'eradicazione di salmerino, allo sforzo di eradicazione e alla struttura e densità delle popolazioni ittiche. I numeri relativi alle catture indicano il numero e la biomassa (tra parentesi) di pesci rimossi da ciascun lago suddivisi per classi dimensionali e tecniche di cattura.

Tabella 1

LAGO	DJOUAN	DRES	LEYNIR	NERO
CARATTERISTICHE DEI LAGHI				
Altitudine (m s.l.m.)	2515	2088	2747	2667
Area (ha)	1.43	2.51	4.56	1.45
Volume (10 ³ m ³)	20.3	83.7	456.1	30.6
Profondità max (m)	3.0	7.4	22.1	6.0
Lunghezza dei torrenti colonizzati (m)	0 m	300 m	0 m	0 m
SFORZO DI ERADICAZIONE				
Numero di reti	14	30 (+7)	50	12
Superficie totale delle reti (m ²)	921	2620	8027	1148
Numero di controlli delle reti	39	79	51	30
Numero di sessioni di elettropesca	4	39	7	0
Data di posizionamento della prima rete	4 Jul 2013	24 Jun 2013	5 Ago 2013	11 Jul 2013
Data di rimozione dell'ultimo pesce	14 Jun 2014	11 Aug 2015	5 Jul 2016	7 Jun 2015
Data di rimozione delle reti	17 June 2016	9 Jun 2017	20 Ago 2017	3 Jul 2016
Durata del processo di eradicazione (giorni)	95-346	781	785-1065	438-696
Durata del monitoraggio (giorni)	733-984	667	411-690	392-650
CATTURE				
Reti fisse				
Classe 1 (< 15 cm)	206 (3.2)	4362 (57.4)	426 (6.8)	18 (0.2)
Classe 2 (≥ 15 cm and < 20 cm)	112 (6.5)	593 (27.9)	425 (22.1)	1 (0.0)
Classe 3 (≥ 20 cm and < 25 cm)	655 (65.2)	320 (33.9)	1744 (161.2)	14 (1.2)
Classe 4 (≥ 25 cm)	149 (19.4)	114 (19.7)	68 (9.2)	161 (31.8)
Dato non disponibile	2 (0.1)	31 (1.3)	261 (17.2)	1 (0.2)
SUBTOTALE:	1124 (94)	5420 (140)	2924 (217)	195 (33)
Elettropesca, canne da pesca, reti mobili				
Classe 1 (< 15 cm)	241 (1.3)	7809 (89.6)	472 (4.8)	0
Classe 2 (≥ 15 cm and < 20 cm)	1 (0.1)	263 (13.7)	9 (0.5)	0
Classe 3 (≥ 20 cm and < 25 cm)	28 (2.9)	997 (98.2)	37 (3.2)	0
Classe 4 (≥ 25 cm)	10 (1.3)	727 (133.9)	1 (0.1)	6 (1.4)
Dato non disponibile	1 (0.1)	5 (0.2)	0 (0)	0
SUBTOTALE:	281 (6)	9801 (335)	519 (9)	6 (1)
TOTALE	1405 (100)	15221 (476)	3443 (225)	201 (35)
TOTALE × m⁻²	0.108 (0.008)	0.585 (0.018)	0.077 (0.005)	0.012 (0.002)

Eradicazione? La durata del processo di eradicazione varia da meno di 1 anno a quasi 3 anni. L'eradicazione è stata completata in tutti i laghi coinvolti nelle azioni C.1 e C.2.

Più di un anno senza catture è trascorso in tutti i laghi (Tabella 1).



Fig. 16 Salmerini di fontana rimossi dal Lago Dres (Foto di Stefano Brighenti).

Processo di estinzione. In generale il processo di estinzione (Fig. 17) segue un andamento prevedibile, con la maggior parte dei pesci che vengono rimossi nelle fasi iniziali dell'eradicazione. Tuttavia, presso il lago Dres, nel corso del secondo anno di eradicazione, si osserva un numero di catture maggiori rispetto all'anno precedente. Questo picco di catture è attribuibile al fatto che i pesci di piccola taglia nati nel 2013 sono stati catturati con maggiore facilità nel 2014, quando avevano raggiunto una taglia maggiore.

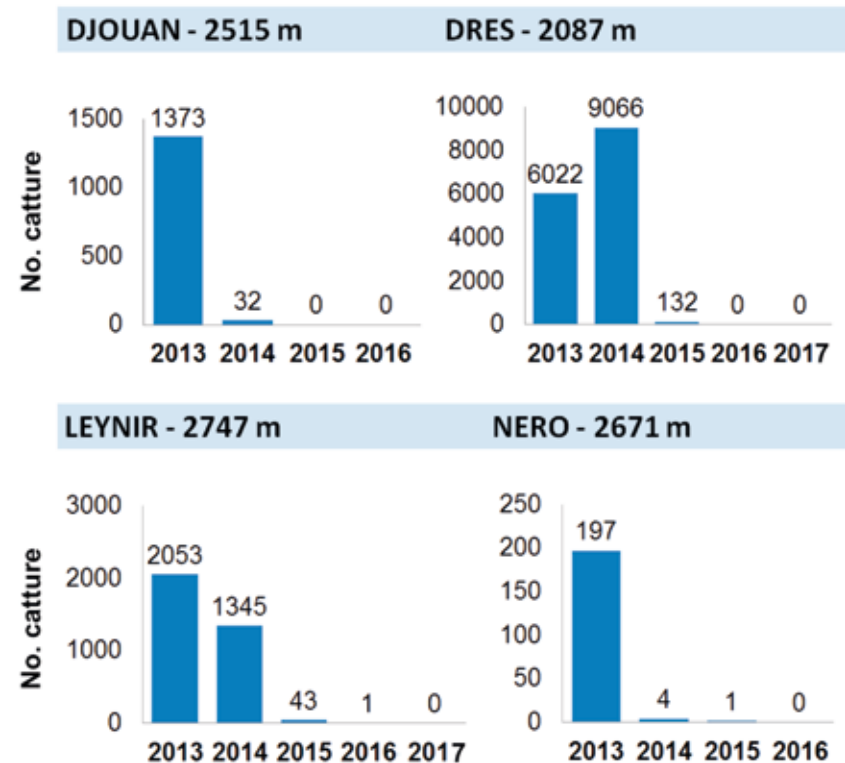


Fig. 17 Andamento del processo di eradicazione dal 2013 al 2017 in quattro laghi del Parco Nazionale Gran Paradiso.

Effetti indesiderati. Oltre alla specie target *S. fontinalis* (> 20.000 individui catturati), nel corso del processo di eradicazione sono stati catturati 109 individui appartenenti a specie *non-target* (bycatch): trota fario *Salmo trutta* (1 individuo), sanguinerola *Phoxinus* sp. (1 individuo), trota marmorata *Salmo marmoratus* (4 individui), rana temporaria *Rana temporaria* (6 individui), merlo acquaiolo *Cinclus cinclus* (6 individui), germano reale *Anas platyrhynchos* (5 individui), codirosso spazzacamino *Phoenicurus ochrurus* (1 individuo), toporagno acquatico *Neomys* sp. (5 individui). Episodi di cattura di specie *non-target* sono avvenuti in tutti i laghi tranne il lago Nero. La mortalità di cattura è stata pari al 33 % per i pesci, 82.4% (per gli anfibi), 91.9% per gli uccelli, 100% per i mammiferi. Ad eccezione dei pesci che sono stati catturati nelle fasi iniziali del processo di eradicazione, gli episodi di cattura di specie *non-target* sono avvenuti a partire dal secondo anno del processo di eradicazione (2014). Alcune misure di mitigazione dell'impatto su queste specie sono state adottate nel corso dell'eradicazione

(e.g. rimuovere o spostare alcune reti particolarmente problematiche). Tuttavia, nonostante le misure di contenimento del *bycatch*, il numero di organismi appartenenti a specie non desiderate catturati ha continuato ad aumentare per tutto il periodo di studio, probabilmente a causa del numero crescente di *taxa* semi-acquatici che si alimentavano o riproducevano presso i laghi. L'aumento e la permanenza di tutti i *taxa* semi-acquatici catturati accidentalmente nel corso delle operazioni di eradicazione suggerisce che l'aumento del *bycatch* può essere considerato come un segno del ripristino ecologico dei laghi trattati e che la mortalità indotta dalle metodologie di eradicazione utilizzate non dovrebbe destare preoccupazione per lo stato di conservazione a breve e lungo termine delle specie colpite da tale azione non voluta.

DESTINAZIONE DEI PESCI

I pesci rimossi dal lago sono stati trasportati a valle fino alla strada di accesso più vicina o affondati all'interno del lago. I primi erano pesci in buono stato di conservazione (rimossi tempestivamente dalle reti, soprattutto all'inizio del processo di eradicazione, quando la maggior parte della biomassa ittica è stata rimossa) e sono stati destinati a: *i*) refezione pubblica presso il ricovero per anziani di Locana, Torino; *ii*) campionati per finalità scientifiche (e.g. analisi della dieta); o *iii*) congelati e usati come mangime per una coppia di lontre, *Lutra lutra* L. 1758. Le lontre erano ospitate presso il Centro di Conservazione delle Acque di Rovenaud (Parco Nazionale Gran Paradiso, Aosta) nell'ambito di un programma di conservazione, educazione e ricerca condotto dal Parco in qualità di membro dell'Otter Specialist Group della IUCN. I pesci che sono stati affondati erano soprattutto piccoli pesci catturati nelle fasi finali del processo di eradicazione.

RESILIENZA ECOLOGICA A BREVE TERMINE

La resilienza ecologica dei laghi trattati è stata monitorata utilizzando diversi bioindicatori:

- i*) lo zooplancton pelagico;
- ii*) i macroinvertebrati litorali;
- iii*) gli anfibi.

Inoltre sono stati condotti degli studi sull'impatto dei pesci sulla connessione ecologica tra ambiente acquatico e terrestre.

La resilienza ecologica dei laghi trattati è stata normalmente rapida per molti dei *taxa* bioindicatori considerati. I *taxa* che hanno risposto più rapidamente all'eradicazione sono i macro-invertebrati, ma anche lo zooplancton e gli anfibi hanno mostrato chiari segni di resilienza già sul breve periodo.

All'interno della comunità zooplanctonica tipica dei laghi di alta montagna le specie di maggiori dimensioni sono i crostacei appartenenti al genere *Daphnia*. A causa della loro dimensione relativamente grande (> 1 mm, fino a ca. 2.5 mm), che le rendono visibili all'occhio dei pesci, le daphnie vengono spesso eliminate dalle comunità zooplanctoniche dei laghi con pesci introdotti. Prima dell'intervento di eradicazione nessuno dei laghi ospitava popolazioni stabili di *Daphnia*. Nel corso del processo di eradicazione *Daphnia* è tornata a essere la specie dominante della comunità zooplanctonica di tre dei quattro laghi trattati e ha raggiunto densità comparabili a quelle comunemente osservabili in laghi naturalmente privi di pesi (Fig. 18).

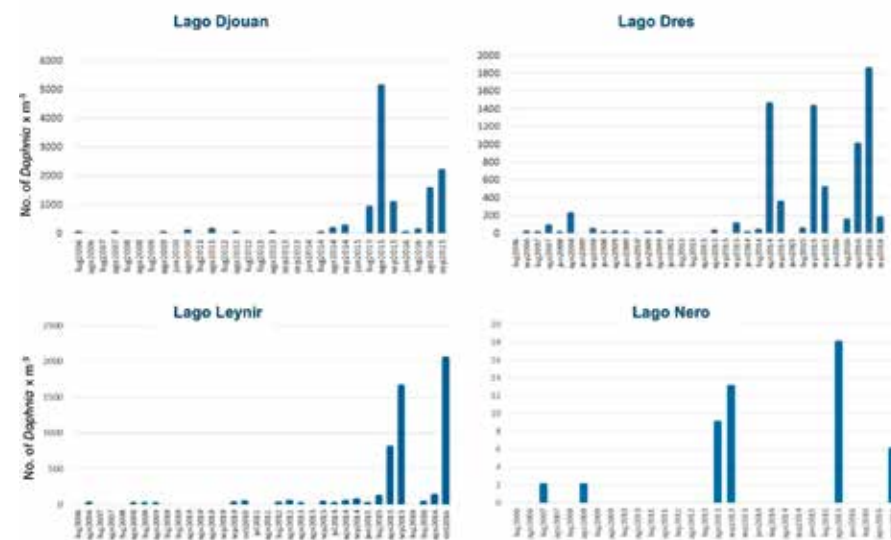


Fig. 18 andamento stagionale e a lungo termine (2006-2016) delle popolazioni di *Daphnia* nei laghi trattati per l'eradicazione del salmerino di fonte (inizio eradicazione 2013).

All'interno della comunità di macroinvertebrati litorali, prima dell'eradicazione erano assenti tutti i *taxa* non fossori (i *taxa* nectonici e bentonici rimanevano esposti alla predazione da parte dei pesci e venivano sistematicamente rimossi dal lago). Dopo le prime settimane dall'inizio del processo di eradicazione i primi segnali della resilienza delle comunità di macroinvertebrati erano già evidenti. In tutti i laghi i *taxa* nectonici e bentonici sono tornati a densità comparabili o superiori a quelle osservate in laghi naturalmente privi di fauna ittica (Fig. 19).

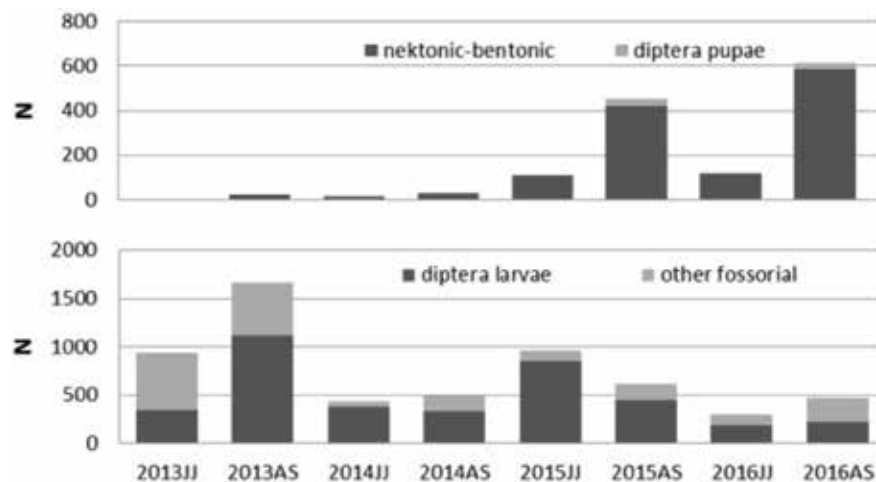


Fig. 19 Resilienza ecologica delle comunità di macroinvertebrati presso il lago Dres nel corso del processo di eradicazione (2013-2016): si osserva un aumento dell'abbondanza dei taxa nectonici e bentonici.

Rana temporaria è l'unico anfibio presente nell'area di studio. Il recupero ecologico di rana temporaria è stato monitorato tramite conteggio delle sue ovature (ammassi di uova deposte da una singola femmina adulta a inizio estate, durante l'unico evento riproduttivo annuale) che permettono di stimare il numero minimo di femmine adulte in una popolazione e quindi indirettamente di stimare la dimensione di una popolazione. Il contingente riproduttivo di rana temporaria è aumentato vistosamente nei laghi in cui una popolazione residua resisteva alla presenza di pesci (Dres e Djouan). Nei due laghi dove la rana era completamente scomparsa, la sua resilienza sembra più lenta (un solo evento riproduttivo si è verificato nel 2016 e nel 2017 presso il lago Leynir e nessun evento riproduttivo è stato ancora registrato presso il lago Nero; Fig. 16). Tuttavia anche nei laghi dove la resilienza di *Rana temporaria* è più lenta sono evidenti alcuni segni di recupero (comparsa di numerosi esemplari adulti sulle sponde dei laghi, prima assenti).

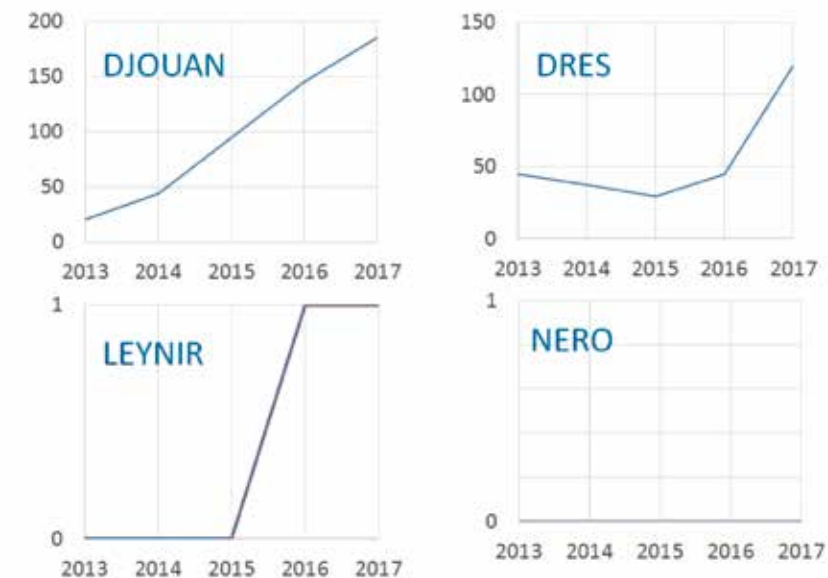


Fig. 20 Numero di ovature di *Rana temporaria* deposte nei laghi trattati per l'eradicazione di salmerino di fonte nel corso del progetto di eradicazione in quattro laghi (2013-2017)



Fig. 21 Esempio di comunità zooplanctonica non impattata dalla presenza di pesci: sono presenti cladoceri (*Daphnia gr. longispina*; di colore marrone scuro) e copepodi (*Arctodiaptomus alpinus*; di colore rosso) di grandi dimensioni.



Fig. 22 I corixidi (eterotteri acquatici) non sono presenti nei laghi occupati da pesci, ma tornano numerosi dopo la loro eradicazione (Foto di Stefano Brighenti).



Fig. 23 Esemplare neometamorfosato di *Rana temporaria*. La presenza di pesci introdotti è un fattore di esclusione ecologica per questa specie.

RISULTATI ATTESI A LUNGO TERMINE

Ci si aspetta che i nuovi equilibri ecologici instaurati dopo l'eradicazione dei pesci si stabilizzino sul lungo periodo e che il recupero di alcuni compartimenti ecologici/gruppi tassonomici si completi. Ad esempio ci si aspetta un ulteriore aumento delle popolazioni di *Rana temporaria* e una inversione di alcuni impatti ecologici indiretti (effetti top-down nelle comunità zooplanctoniche e di macroinvertebrati) che appaiono essere ancora presenti nelle comunità.



Fig. 24 Il lago Djouan in Valsavarenche

Principali fonti bibliografiche

PROCESSO DI INVASIONE ECOLOGICA DEI LAGHI DI ALTA MONTAGNA

- Adams SB, Frissell CA, Rieman BE. 2001. Geography of invasion in mountain streams: consequences of headwater lake fish introductions. *Ecosystems* 4:296-307.
- Bahls P. 1992. The status of fish populations and management of high mountain lakes in the Western United States. *Northwest Science* 66:183-193.
- Knapp RA, Com PS, Schindler DE. 2001. The introduction of nonnative fish into wilderness lakes: good intentions, conflicting mandates, and unintended consequences. *Ecosystems* 4:275-278.
- Miró A. 2016. Fish as local stressors of Pyrenean high mountain lakes: Arrival process and impact on amphibians and other organisms. PhD Thesis, University of Barcelona, Barcelona.
- Miró A, Ventura M. 2013. Historical use, fishing management and lake characteristics explain the presence of non-native trout in Pyrenean lakes: Implications for conservation. *Biological Conservation* 167:17-24.
- Miró A, Ventura M. 2015. Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biological Invasions* 17:791-803.
- Pechlaner R. 1984. Historical evidence for the introduction of Arctic charr into high-mountain lakes of the Alps by man. In J Johnson, BL Burns (Eds.), *Winnipeg*, University of Manitoba Press, pp. 449-557.
- Petr T. 1999. Fish and fisheries at higher altitudes: Asia. Food & Agriculture Org.
- Pister EP. 2001. Wilderness fish stocking: history and perspective. *Ecosystems* 4:279-286.
- Tiberti R, Iacobuzio R, Longoni V. 2013. Fish fauna of the Gran Paradiso National Park. Parco Nazionale Gran Paradiso, internal report.
- Toro M, Granados I, Robles S, Montes C. 2006. High mountain lakes of the Central Range (Iberian Peninsula): Regional limnology & environmental changes. *Limnetica* 25:217-252.
- Ventura M, Tiberti R, Buchaca T, Buñay D, Sabás I, Miró A. 2017. Why should we preserve fishless high mountain lakes. In Catalan et al. (Eds.): *High mountain conservation in a changing world*. Adv. Global Change Res., Vol. 62. Springer International Publishing.
- Wiley RW. 2003. Planting trout in Wyoming high-elevation wilderness waters. *Fisheries* 28:22-27.

IMPATTO ECOLOGICO

- Brancelj A. 2000. The extinction of *Arcotodiaptomus alpinus* (Copepoda) following the introduction of charr into a small alpine lake Dvojno Jezero (NW Slovenia). *Aquatic Ecology* 33:355-361.

- Eby LA, Roach WJ, Crowder LB, Stanford JA. 2006. Effects of stocking-up freshwater food webs. *Trends in Ecology and Evolution* 21:576–584.
- Epanchin PN, Knapp RA, Lawler SP. 2010. Nonnative trout impact an alpine-nesting bird by altering aquatic insect subsidies. *Ecology* 91:2406–2415.
- Finlay JC, Vredenburg VT. 2007. Introduced trout sever trophic connections in watersheds: consequences for a declining amphibian. *Ecology* 88:2187–2198.
- Knapp RA. 2005. Effects of nonnative fish and habitat characteristics on lentic herpetofauna in Yosemite National Park, USA. *Biological Conservation* 121:265–279.
- Knapp RA, Matthews KR, Sarnelle O. 2001. Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs* 71:401–421.
- Magnea U, Sciascia R, Paparella F, Tiberti R, Provenzale A. 2013. A model for high-altitude alpine lake ecosystems and the effect of introduced fish. *Ecological Modelling* 251:211–220.
- Matthews KR, Knapp RA, Pope KL. 2002. Garter snake distributions in high-elevation aquatic ecosystems: is there a link with declining amphibian populations and nonnative trout introductions? *Journal of Herpetology* 36:16–22.
- Orizaola G, Braa F. 2006. Effect of salmonid introduction and other environmental characteristics on amphibian distribution and abundance in mountain lakes of northern Spain. *Animal Conservation* 9:171–178.
- Pope KL, Piovra-Scott J, Lawler SP. 2009. Changes in aquatic insect emergence in response to whole-lake experimental manipulations of introduced trout. *Freshwater Biology* 54:982–993.
- Sarnelle O, Knapp RA. 2005. Nutrient recycling by fish versus zooplankton grazing as drivers of the trophic cascade in alpine lakes. *Limnology and Oceanography* 50:2032–2042.
- Schabetsberger R, Luger MS, Drozdowski G, Jagsch A. 2009. Only the small survive: monitoring long-term changes in the zooplankton community of an Alpine lake after fish introduction. *Biological Invasions* 11:1335–1345.
- Schindler DE, Parker BR. 2002. Biological pollutants: alien fishes in mountain lakes. *Water, Air and Soil Pollution* 2:379–397.
- Tiberti R, von Hardenberg A, Bogliani G. 2014. Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes: a case of study from the European Alps. *Hydrobiologia*, 724:1–19.
- Vredenburg VT, Knapp RA, Tunstall TS, Briggs CJ. 2010. Dynamics of an emerging disease drive large-scale amphibian population extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:9689–9694.

STRATEGIE DI CONSERVAZIONE

- Armstrong TW, Knapp RA. 2004. Response by trout populations in alpine lakes to an experimental halt to stocking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61:2025–2037.

- Cowx IG, Gerdeaux D. 2004. The effects of fisheries management practises on freshwater ecosystems. *Fisheries Management and Ecology* 11:145–151.
- Kilian JV, Klauda RJ, Widman S, Kashiwagi M, Bourquin R, Weglein S, Schuster J. 2012. An assessment of a bait industry and angler behavior as a vector of invasive species. *Biological Invasions* 14:1469–1481.
- Knapp RA, Corn PS, Schindler DE. 2001. The introduction of nonnative fish into wilderness lakes: good intentions, conflicting mandates, and unintended consequences. *Ecosystems* 4:275–278.
- Knapp RA, Matthews KR, Sarnelle O. 2001. Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs* 71:401–421.
- Knapp RA, Sarnelle O. 2008. Recovery after local extinction: Factors affecting re-establishment of alpine lake zooplankton. *Ecological Applications* 18:1850–1859.
- Lindgren CJ. 2006. Angler awareness of aquatic invasive species in Manitoba. *Journal of Aquatic Plant Management* 44:103–108.
- Litvak MK, Mandrak NE. 1993. Ecology of fresh-water baitfish use in Canada and the United States. *Fisheries* 18:6–13.
- Miró A, Ventura M. 2013. Historical use, fishing management and lake characteristics explain the presence of non-native trout in Pyrenean lakes: Implications for conservation. *Biological Conservation* 167:17–24.
- Miró A, Ventura M. 2015. Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biological Invasions* 17:791–803.
- Schindler DE, Parker BR. 2002. Biological pollutants: alien fishes in mountain lakes. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 2:379–397.
- Simberloff D, Martin JL, Genovesi P, et al. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28:58–66.
- Ward JM, Cudmore B, Drake DAR, Mandrak NE. 2012. Summary of a survey of baitfish users in Canada. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2972:1–23.

PROGETTI DI ERADICAZIONE

- Gresswell RE. 1991. Use of Antimycin for Removal of Brook Trout from a Tributary of Yellowstone Lake. *North American Journal of Fisheries Management* 11:83–90.
- Knapp RA, Boiano DM, Vredenburg VT. 2007. Removal of nonnative fish results in population expansion of a declining amphibian (mountain yellow-legged frog, *Rana muscosa*). *Biological Conservation* 135:11–20.
- Knapp RA, Matthews KR. 1998. Eradication of nonnative fish by gill netting from a small mountain lake in California. *Restoration Ecology* 6:207–213.
- Knapp RA, Matthews KR, Sarnelle O. 2001. Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs* 71:401–421.

- Knapp RA, Sarnelle O. 2008. Recovery after local extinction: Factors affecting re-establishment of alpine lake zooplankton. *Ecological Applications* 18:1850-1859.
- Koenig et al. 2015. Evaluating the ability of tiger muskellunge to eradicate brook trout in Idaho alpine lakes. *North Am J Fish Manag* 35:659-670.
- Pacas C, Taylor M. 2015. Nonchemical Eradication of an Introduced Trout from a Headwater Complex in Banff National Park, Canada. *North American Journal of Fisheries Management* 35:748-754.
- Parker BR, Schindler DE, Donald DB, Anderson RS. 2001. The effects of stocking and removal of a non-native brook trout on the plankton populations of an alpine lake. *Ecosystems* 4:334-345.
- Parker BR, Wilhelm FM, Schindler DW. 1996. Recovery of *Hesperodiaptomus arcticus* populations from diapausing eggs following elimination by stocked salmonids. *Canadian Journal of Zoology* 74:1292-1297.
- Pope KL. 2008. Assessing changes in amphibian population dynamics following experimental manipulations of introduced fish. *Conservation Biology* 22:1572-1581.
- Pope KL, Hannelly EC. 2013. Response of benthic macroinvertebrates to whole-lake, non-native fish treatments in mid-elevation lakes of the Trinity Alps, California. *Hydrobiologia* 714:201-215.
- Pope KL, Plovia-Scott J, Lawler SP. 2009. Changes in aquatic insect emergence in response to whole-lake experimental manipulations of introduced trout. *Freshwater Biology* 54:982-993.
- Sarnelle O, Knapp RA. 2004. Zooplankton recovery after fish removal: Limitations of the egg bank. *Limnology and Oceanography* 49:1382-1392.
- Tiberti R, Acerbi E, Iacobuzio R. 2013. Preliminary studies on fish capture techniques in Gran Paradiso alpine lakes: towards an eradication plan. *Journal of Mountain Ecology* 9:61-74.
- Tiberti R, Ottino M, Brighenti S, Iacobuzio R, Rolla M, von Hardenberg A, Bassano B. 2017. Involvement of recreational anglers in the eradication of alien brook trout from alpine lakes. *Journal of Mountain Ecology* 10:13-26.
- Tiberti R, Rolla M, Brighenti S, Iacobuzio R. 2016. Changes in the insect emergence at the water-air interface in response to fish density manipulation in high altitude lakes. *Hydrobiologia* 779:93-104.
- Vredenburg VT. 2004. Reversing introduced species effects: Experimental removal of introduced fish leads to rapid recovery of a declining frog. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101:7646-7650.
- Tiberti R, L Nelli, S Brighenti, R Iacobuzio, M Rolla. 2017. Spatial distribution of introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* within alpine lakes: evidences from an fish eradication campaign. *The European Zoological Journal* 2017:73-88.
- Tiberti R, M Ottino, S Brighenti, R Iacobuzio, M Rolla, A von Hardenberg, B Bassano. 2017. Involvement of recreational anglers in the eradication of alien brook trout from alpine lakes. *Journal of Mountain Ecology* 10:13-26.
- Tiberti R, S Brighenti, R Iacobuzio, M Rolla. 2016. Changes in the insect emergence at the water-air interface in response to fish density manipulation in high altitude lakes. *Hydrobiologia* 779:93-104.
- Tiberti R, S Brighenti, C Canedoli, R Iacobuzio, G Pasquini, M Rolla. 2016. The diet of introduced brook trout (*Salvelinus fontinalis*; Mitchell, 1814) in an alpine area and a literature review on its feeding ecology. *Journal of Limnology* 75:488-507.
- Tiberti R, A von Hardenberg and G Bogliani. 2014. Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes: a case of study from the European Alps. *Hydrobiologia* 724:1-19.
- Bellati A, R Tiberti, W Cocca, A Galimberti, M Casiraghi, G Bogliani, P Galeotti. 2014. A dark shell hiding large variability: a molecular insight into the evolution and conservation of melanic *Daphnia* populations in the Alps. *Zoological Journal of the Linnean Society* 171:697-715.
- Tiberti R, S Brighenti, R Iacobuzio, G Pasquini, M Rolla. 2014. Behind the impact of introduced salmonids in high altitude lakes: adult, not juvenile fish are responsible of the selective predation on crustacean zooplankton. *Journal of Limnology* 73:593-597.
- Magnea U, R Sciascia, F Paparella, R Tiberti, A Provenzale. 2013. A model for high-altitude alpine lake ecosystems and the effect of introduced fish. *Ecological Modelling* 251:211-220.
- Tiberti R and R Iacobuzio. 2013. Does fish predation influence the vertical distribution of zooplankton in high transparency lakes? *Hydrobiologia* 709: 27-39.
- Tiberti R, E Acerbi and R Iacobuzio. 2013. Preliminary studies on fish capture techniques in Gran Paradiso alpine lakes: towards an eradication plan. *Journal of Mountain Ecology* 9:61-74.
- Tiberti R, S Metta, M Austoni, C Callieri, G Morabito, A Marchetto, M Rogora, G Tartari, J von Hardenberg, A Provenzale. 2013. Ecological dynamics of two remote Alpine lakes during ice-free season. *Journal of Limnology* 72:401-416.
- Tiberti R and A von Hardenberg. 2012. Impact of alien fish on Common frog (*Rana temporaria*) close to its altitudinal limit in alpine lakes. *Amphibia Reptilia* 33:303-307.
- Tiberti R. 2011. Morphology and ecology of *Daphnia middendorffiana*, Fisher 1851 (Crustacea, Daphniidae) from four new populations in the Alps. *Journal of Limnology* 70:239-247.

PARCO NAZIONALE GRAN PARADISO E PROGETTO BIOAQUAE

Rolla M, G Biffoni, S Brighenti, R Iacobuzio, K Liataud, C Pasquaretta, R Tiberti. Predation by introduced fish can magnify the terrestrial arthropod subsidies in mountain lakes. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences*. Accepted

CONTATTI:

info@bioaquae.eu
www.bioaquae.eu
www.facebook.com/LifeBioaquae

**Parco Nazionale
Gran Paradiso**

Via Pio VII, 9
10135 Torino Italy
Tel. +39 (011) 86.06.211
Fax: +39 (011) 81.21.305
www.pngp.it
info@pngp.it



