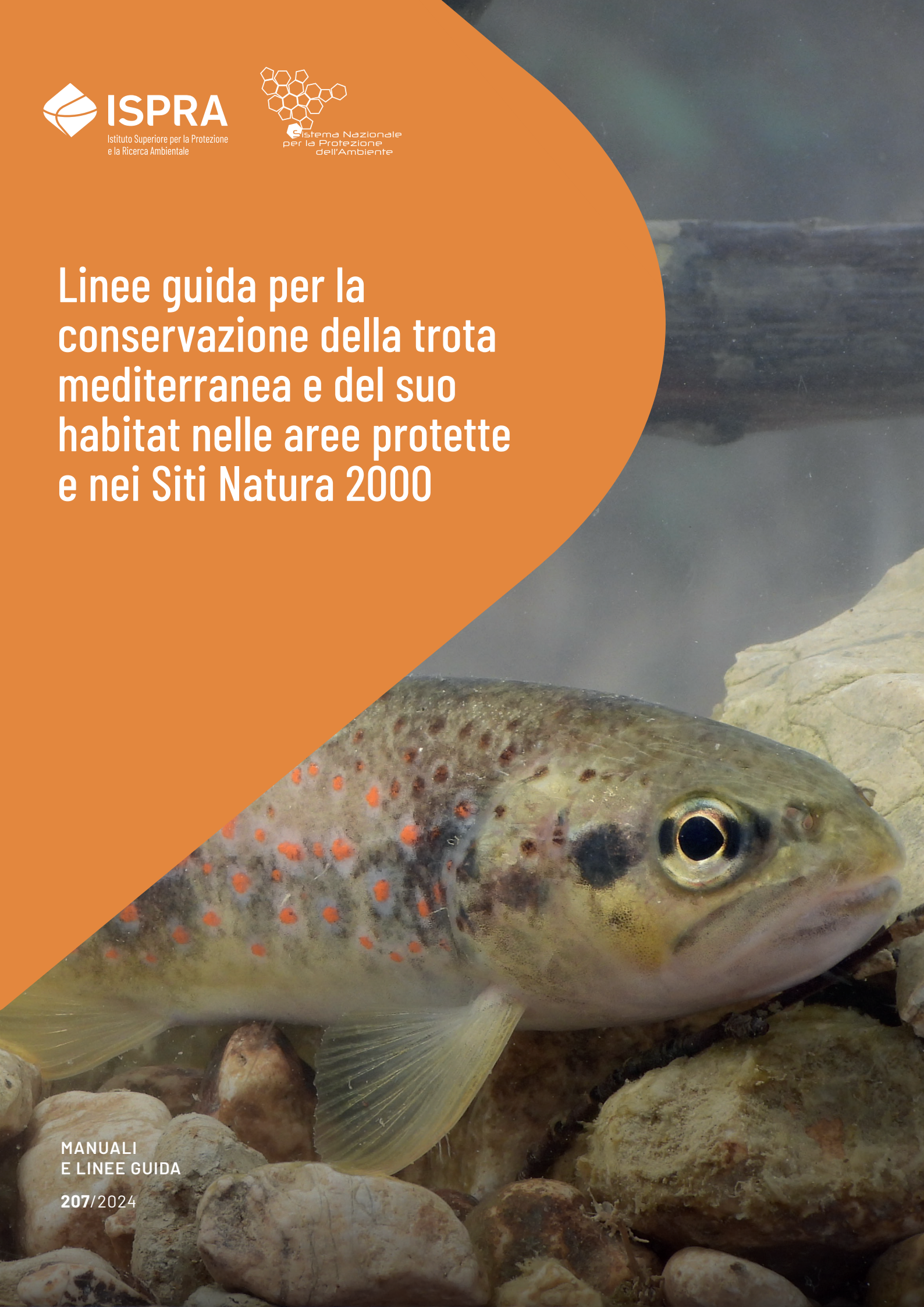


Linee guida per la conservazione della trota mediterranea e del suo habitat nelle aree protette e nei Siti Natura 2000

MANUALI
E LINEE GUIDA

207/2024



Linee guida per la conservazione della trota mediterranea e del suo habitat nelle aree protette e nei Siti Natura 2000

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), insieme alle 21 Agenzie Regionali (ARPA) e Provinciali (APPA) per la Protezione dell'Ambiente, a partire dal 14 gennaio 2017 fa parte del Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), istituito con la Legge 28 giugno 2016, n.132.

Le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questa pubblicazione.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, MLG 207/24
ISBN 978-88-448-1235-5

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

Grafica di copertina: Alessia Marinelli - ISPRA – Area Comunicazione Ufficio Grafica
Foto di copertina: Marco Carafa

Coordinamento pubblicazione online:

Daria Mazzella
ISPRA – Area Comunicazione

31/12/2025



Le presenti Linee guida sono state definite nell'ambito di LIFE STREAMS – LIFE18 NAT/IT/000931 (www.lifestreams.eu), progetto realizzato con il contributo dello strumento finanziario LIFE dell'Unione Europea, finalizzato alla conservazione della trota mediterranea e del suo habitat.

Il capofila del progetto è il Parco Nazionale della Maiella; il partenariato, oltre ad ISPRA, è costituito dal Parco Nazionale dei Monti Sibillini, dal Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi-Monte Falterona e Campigna, dal Parco Nazionale del Pollino, dal Parco Regionale Montemarcello-Magra-Vara, dall'Agenzia Forestale Regionale per lo Sviluppo del Territorio e dell'Ambiente della Sardegna (Fo.Re.S.T.A.S.), dall'Università degli Studi di Perugia, da Legambiente Nazionale APS - RETE ASSOCIATIVA - ETS e da Noesis European Development Consulting.

I contenuti di questa pubblicazione riflettono le conoscenze scientifiche degli autori e della letteratura internazionale e non sono stati demandati o approvati dall'Unione Europea o del CINEA che non rispondono in merito ad essi.

Coordinatore beneficiario



Beneficiari associati



A cura di: D'Antoni S., Longobardi A., Lorenzoni M., Macchio S., Mucci N. e Talarico L.

Lista degli autori in ordine alfabetico e specifica dei capitoli a cui hanno contribuito:

Alberti Davide (Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona Campigna): Cap. 4; Cap. 6; Cap. 7.

Alessandrini Federica (Legambiente): Cap. 6.

Amprimo Paola (Parco Regionale di Montemarcello-Magra-Vara): Cap. 4; Cap. 6; Cap. 7.

Barile Mariachiara (ISPRA): Box Cap. 3.

Bussetti Martina (ISPRA): Cap. 4.

Caniglia Romolo (ISPRA): Cap. 2; Cap. 4; Cap. 5.

Carafa Marco (Parco Nazionale della Maiella): Cap. 4; Cap. 6; Cap. 7.

Carnevali Lucilla (ISPRA): Cap. 3; Cap. 7.

Carosi Antonella (Università degli Studi di Perugia): Cap. 4.

Carotenuto Luciana (ISPRA): Box Cap. 3.

Casula Paolo (FO.RE.S.T.A.S.): Cap. 4, Cap. 6; Cap. 7.

D'Antoni Susanna (ISPRA): Cap. 1; Cap. 3; Cap. 4; Cap. 6; Cap. 7.

Di Marco Patrizia (ISPRA): Cap. 2.

Genovesi Piero (ISPRA): Cap. 3; Cap. 7.

Greco Claudia (ISPRA): Cap. 2; Cap. 4; Cap. 5.

Grignetti Alessandra (ISPRA): Cap. 2.

Longobardi Alessandro (ISPRA): Cap. 2; Cap. 3; Cap. 4; Cap. 7.

Lorenzoni Massimo (Università degli Studi di Perugia): Cap. 2; Cap. 4; Cap. 7.

Macchio Stefano (ISPRA): Cap. 2; Cap. 4; Cap. 5.

Manca Manuela (FO.RE.S.T.A.S.): Cap. 4, Cap. 6; Cap. 7.

Mattioli Diego (NOESIS): Cap. 7.

Morandi Federico (Parco Nazionale dei Monti Sibillini): Cap. 4; Cap. 6; Cap. 7.

Mucci Nadia (ISPRA): Cap. 2; Cap. 4; Cap. 5.

Perfetti Antonio (Parco Regionale di Montemarcello Magra-Vara): Cap. 4; Cap. 6; Cap. 7.

Raimondi Stefano (Legambiente): Cap. 6.

Rossetti Alessandro (Parco Nazionale dei Monti Sibillini): Cap. 4; Cap. 6; Cap. 7.

Serroni Pietro (Parco Nazionale Pollino): Cap. 4; Cap. 6; Cap. 7.

Talarico Lorenzo (collaboratore ISPRA): Cap. 1; Cap. 2; Cap. 4; Cap. 5; Cap. 7.

Vagaggini Daria (ISPRA): Box Cap. 3.

Vecchiotti Antonia (collaboratrice Parco Nazionale Maiella): Allegato A

Revisori:

Fabio Borghesan, professionista biologo, Padova; Laura Cappai (Regione Sardegna); Luigi De Paolis, Cooperativa Sociale Integrata Amiternum, Incubatoio C.I.S.I. L'Aquila; Pino Di Monte, ARCI Pesca FISA Pescara; Filippo Faccenda (Fondazione Edmund Mach); Claudia Greco (ISPRA, BIO-CGE); Andrea Lenuzza (Regione Toscana); Marco Pippi (Legambiente Umbria, Perugia); Elisabetta Pizzul, Università di Trieste; Gianluigi Rossi (ENEA); Anna Toffan (IZSVE); Antonia Vecchiotti, collaboratrice Parco Nazionale Maiella; Marco Zanetti, Bioprogram S.C., Padova; Patrizia Di Marco (ISPRA, CN-LAB); AIAD (Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci); Giancarlo Tedaldi (Museo di Ecologia di Meldola).

Sommario

1	Introduzione	1
1.1	Le proposte del progetto LIFE STREAMS gestione e conservazione trota mediterranea	2
1.2	Altri progetti LIFE finalizzati alla conservazione di Salmonidi	3
1.3	Finalità e destinatari delle Linee Guida	6
2	Biologia e conservazione della trota mediterranea e del suo habitat	7
2.1	Il genere <i>Salmo</i> in Italia: tassonomia e distribuzione	7
2.2	Biologia ed ecologia	10
2.3	Requisiti ecologici del <i>taxon</i> in relazione allo stato dei corpi idrici	12
2.4	Abbondanza e struttura per età delle popolazioni selvatiche	16
2.5	Struttura genetica e demografia delle popolazioni selvatiche	19
2.6	Stato di conservazione, trend e fattori di minaccia sopravvivenza trota mediterranea	23
3	Quadro normativo di riferimento	27
3.1	Normativa sulla conservazione della specie	27
3.2	Normativa sulle immissioni	28
3.3	I soggetti coinvolti nella gestione della specie ittiche e degli habitat acquatici	31
4	Le indicazioni delle Linee Guida	32
4.1	Obiettivi delle Linee Guida	32
4.2	Analisi minacce scala di bacino al corpo idrico nell'Area protetta/Sito Natura 2000	32
4.3	Azioni per la conservazione degli habitat	34
4.3.1	Interventi di ripristino dell'habitat	34
1.	Stima e rilascio dei deflussi ecologici	41
4.3.2	Mitigazione degli effetti delle azioni di "manutenzione" degli alvei	44
4.3.3	Riduzione delle fonti di inquinamento	44
4.3.4	Misure di adattamento ai cambiamenti climatici	45
4.4	Azioni di conservazione della specie	46
4.4.1	Campionamento delle popolazioni selvatiche	47

4.4.2	Caratterizzazione genetica popolazioni naturali e identificazione unità di conservazione	48
4.4.3	Realizzazione di centri di riproduzione della trota mediterranea	54
4.4.4	Interventi di rimozione di specie alloctone	58
4.4.5	Interventi di ripopolamento/reintroduzione a scopo conservazionistico	61
4.4.6	Traslocazioni	71
4.4.7	Contrasto al bracconaggio e regolamentazione della pesca sportiva	72
4.5	Misure di conservazione della specie	72
4.5.1	Misure di conservazione in aree protette e Siti Natura 2000	72
4.5.2	Misure di tutela bacino idrografico e integrazione misure conservazione AP/RN2000	81
4.5.3	Misure di tutela aree importanti per la conservazione, esterne a AP/RN2000 e inclusione	83
5	Monitoraggio e verifica periodica dei risultati	84
5.1	Programmi di monitoraggio in linea con la Direttiva Habitat e la Direttiva Quadro Acque	84
5.2	Monitoraggio genetico	90
6	Buone prassi di comunicazione e sensibilizzazione	91
6.1	Esperienze acquisite nel comunicare LIFE STREAMS nei territori	91
6.2	Campagne di informazione e/o sensibilizzazione	92
6.3	Esempi positivi gestione specie e habitat di enti pubblici o associazioni	92
7	Criticità e proposte	95
7.1	Divieto/regolamentazione pesca e commercializzazione di esemplari vivi di trota	95
7.2	Strategie di contrasto alle Immissioni illegali e lotta al bracconaggio	98
7.3	Azioni per pesca e gestione sostenibile, prelievo e immissioni a scopo alieutico	99
7.4	Coordinamento fra enti pubblici azioni su popolazioni di trota mediterranea e habitat	100
8	Glossario	102
9	Bibliografia	107
	Allegato A. Marcatori molecolari, protocolli e strategie progetto LIFE STREAMS	125

Lista degli acronimi e delle abbreviazioni

AA.VV.: Autori vari

AIAD: Associazione Italiana Ittiologi di Acqua Dolce

AP: Area Protetta

APPA: Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente

ARPA: Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente

CE: Comunità Europea

cfr.: Confronta

D-loop: Displacement-unit

D.lgs.: Decreto Legislativo

DM: Decreto Ministeriale

DPR: Decreto del Presidente della Repubblica

DQA: Direttiva Quadro Acque

ESU: *Evolutionary Significant Unit*

FO.RE.S.T.A.S.: Agenzia Forestale Regionale per lo Sviluppo del Territorio e dell'Ambiente della Sardegna

ISPRA: Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale

IUCN: International Union for Conservation of Nature

LDH-C1: Gene C1 della Lattato deidrogenasi

MATTM: Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare

MASE: Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica

MiTE: Ministero della Transizione Ecologica

MU: Management Unit - Unità gestionale

PGA: Piano di Gestione delle Acque

PGDI: Piano di Gestione di Distretto Idrografico

PGRA: Piano di Gestione del Rischio di Alluvioni

PN: Parco Nazionale

PR: Parco Regionale

PSD: Proportional Stock Density Index

RN2000: Rete Natura 2000

SEB: Strategia Europea per la Biodiversità

SIC: Siti di Interesse Comunitario

SNACC: Strategia Nazionale di Adattamento ai Cambiamenti Climatici

SNP: Singolo Nucleotide Polimorfico

SNPA: Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

STR: Short Tandem Repeat - *loci* microsatellite

TUA: Testo Unico Ambientale

VAS: Valutazione Ambientale Strategica

VIA: Valutazione di Impatto Ambientale

VINCA: Valutazione di Incidenza

ZPS: Zone di Protezione Speciale

ZSC: Zone Speciali di Conservazione

PREMESSA

Nel panorama delle emergenze dovute agli effetti ambientali dei cambiamenti climatici e ad una gestione poco sostenibile delle risorse idriche, la tutela degli ecosistemi acquatici e della biodiversità ad essi connessa è sempre più urgente. La priorità della gestione sostenibile di questi ambienti è sancita da diverse risoluzioni delle Convenzioni sulla Diversità Biologica, di Ramsar, dagli obiettivi di Sviluppo Sostenibile al 2030 e dalle Strategie sulla Biodiversità Europea e Nazionale al 2030, nonché dal Regolamento Europeo per il ripristino della natura, Nature Restoration Law, Reg. UE 2024/1991, approvato nel 2024 dal Parlamento europeo.

Tutelare gli ecosistemi acquatici significa mantenere e riqualificare i servizi da essi forniti, quali quelli di regolazione (ad es. protezione da dissesti idrogeologici o la ricarica delle falde acquifere), di purificazione dell'acqua (depurazione e rimozione di inquinanti), di fornitura (ad es. acqua potabile, materie prime), di supporto ad attività economiche quali l'agricoltura, la pesca professionale e la zootecnia e, non ultimo quello culturale, che favorisce lo svolgersi di attività umane, ricreative, come quello della pesca sportiva.

La trota mediterranea è una specie endemica dei bacini idrografici dell'area mediterranea e di grande interesse a livello comunitario, per il rischio di estinzione da cui è minacciata. Sulla base delle esigenze ecologiche che la contraddistinguono, rappresenta una specie "chiave" per gli ecosistemi delle acque interne. La messa in campo di azioni di tutela, mirate soprattutto a migliorare lo stato dei corpi idrici e a limitare la presenza di trote alloctone, garantisce la salvaguardia anche degli habitat fluviali e degli ecosistemi acquatici in cui vive, contribuendo al raggiungimento degli obiettivi della Strategie sulla Biodiversità Europea e Nazionale al 2030.

Nell'ambito del progetto LIFE STREAMS (LIFE18 NAT/IT/000931), finalizzato alla conservazione della trota mediterranea e del suo habitat, sono state predisposte le presenti linee guida, frutto del lavoro di coordinamento svolto da ISPRA con il coinvolgimento dei partner delle aree di studio (i Parchi Nazionali della Maiella, dei Monti Sibillini, delle Foreste Casentinesi-Monte Falterona e Campigna, del Pollino; il Parco Regionale Montemarcello-Magra-Vara; l'Agenzia Forestale Regionale per lo Sviluppo del Territorio e l'Ambiente della Sardegna Fo.Re.S.T.A.S. (che gestisce i Siti Natura 2000), con il supporto scientifico dell'Università di Perugia e il contributo di Legambiente per la parte relativa alla comunicazione, divulgazione e per l'individuazione di buone pratiche.

Considerato l'interesse per questa specie da parte del mondo della pesca sportiva e, indirettamente, dei diversi comparti produttivi che utilizzano le risorse idriche (quali quello dell'agricoltura, della zootecnia e dell'idroelettrico), le linee guida sono state presentate e discusse in appositi forum organizzati da maggio a giugno 2023 in nord Italia (presso il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi-Monte Falterona e Campigna), al centro (presso il Parco Nazionale della Maiella), al sud (presso il Parco Nazionale del Pollino) e in Sardegna (a Cagliari). Questi momenti d'incontro si sono svolti sia in presenza che on-line, per garantire la massima partecipazione degli stakeholders e degli enti deputati alla loro attuazione, per ricevere il maggior numero di osservazioni e proposte di revisione.

Alla luce di quanto fin qui rappresentato, ritengo che il lavoro che ha preceduto questa pubblicazione sia in linea con quanto raccomandato a livello internazionale e che, nella stesura delle linee guida, ISPRA abbia perseguito le proprie finalità istituzionali che prevedono di promuovere la massima integrazione fra le misure per la conservazione della biodiversità e le esigenze economiche e sociali, al fine di procedere verso un uso sostenibile delle risorse naturali e di dare attuazione alle Strategie per la Biodiversità al 2030, oltre che agli articoli 9 e 41 della nostra Costituzione.

Infine, ringrazio tutti coloro che, con grande professionalità, hanno contribuito alla redazione delle "Linee guida per conservazione della trota mediterranea e del suo habitat nelle aree protette e nei Siti Natura 2000".

Dott. Luigi Ricci, D.V.M., Ph.D.
Direttore Dipartimento per il Monitoraggio
e la Tutela dell'Ambiente e per la
Conservazione della Biodiversità

1 Introduzione

Le crescenti pressioni sui corpi idrici sia antropogeniche, sia causate dai cambiamenti ambientali fra cui quelli climatici, hanno portato le acque interne a diventare il bioma più minacciato del pianeta, tanto che la perdita di biodiversità legata agli ecosistemi acquatici è drammaticamente più elevata rispetto a quella degli ecosistemi terrestri (Ahmed et al., 2022; Desforges et al., 2022). Le popolazioni di vertebrati d'acqua dolce risultano in diminuzione con un tasso più del doppio rispetto a quello dei vertebrati terrestri e marini, aggravato dagli effetti dei cambiamenti climatici e dall'incremento dell'utilizzo di risorse idriche per l'agricoltura, l'industria e la produzione di energia, che ha già determinato la diminuzione del flusso d'acqua di molti fiumi dal 25% al 70% tra il 1960 e il 2000 (Simpson et al., 2021). In particolare, in Europa è in corso una crisi di estinzione che colpisce severamente i pesci d'acqua dolce (di cui almeno il 37% è minacciato di estinzione) insieme ai molluschi d'acqua dolce (44% delle specie minacciate di estinzione) e agli anfibi (23% delle specie minacciate di estinzione), soprattutto nella parte più meridionale del continente (Freyhof & Brooks, 2011).

In Italia la trota mediterranea, alla cui conservazione sono indirizzate le presenti Linee Guida, è una specie dichiarata dalla IUCN (www.iucn.it) come in pericolo critico (CR) analogamente a quello della maggior parte delle specie autoctone di pesci tutelati dalla Direttiva Habitat, ma anche di altre specie di interesse comunitario legate agli ecosistemi acquatici (IV Report Direttiva Habitat <http://reportingdirettivahabitat.isprambiente.it/species-basic-search>).

La trota mediterranea rappresenta una specie fondamentale degli ecosistemi acquatici per il suo ruolo al vertice delle reti trofiche dei corsi d'acqua appenninici, montani insulari e collinari a portata irregolare, stagionalmente soggetti a periodi di forte magra o di piena improvvisa. Tale specie è sottoposta agli effetti di molteplici pressioni antropiche, tra cui le cospicue immissioni di trote alloctone, le captazioni idriche, le alterazioni e il degrado degli habitat fluviali ed i cambiamenti climatici.

Le presenti Linee Guida sono state definite nell'ambito del progetto LIFE STREAMS (LIFE18 NAT/IT/000931) "*Salmo ceTti* REcovery Actions in Mediterranean Streams", mirato alla conservazione della trota mediterranea, inserita nell'allegato II della Direttiva Habitat 92/43/CEE, e del suo habitat.

Viste le condizioni critiche dei corpi idrici sopra descritte, le azioni di conservazione volte alla tutela di questa specie e del suo habitat sono di prioritaria importanza anche in virtù del generale contributo che apportano al ripristino o al mantenimento della funzionalità e della qualità degli ecosistemi fluviali. Per questo scopo occorre integrare gli strumenti normativi, di pianificazione e di gestione per la conservazione della biodiversità (Dir. Habitat e Uccelli e norme di recepimento nazionali) e della qualità degli ecosistemi acquatici e delle acque, come previsto dalla Direttiva Quadro Acque (dir. 2000/60/CE - DQA, artt. 4, 6, 8, 11), attuando la collaborazione fra gli enti preposti alla gestione e al monitoraggio dei corpi idrici (Autorità di Distretto Idrografico, Regioni, Consorzi di Bonifica, ARPA/APPA), dei Siti Natura 2000 e delle aree protette (Regioni, Enti Parco). Inoltre, la conservazione della trota mediterranea, come per tutte le specie autoctone, in particolare quelle legate alle acque interne, richiede necessariamente l'attuazione della normativa europea e nazionale per il contrasto alla diffusione delle specie aliene (cfr. par. 3.2). Il problema delle immissioni di *taxa* alloctoni (interfecondi) è particolarmente critico per la trota mediterranea, che è una delle specie di maggior interesse alieutico, e il cui stato tassonomico è tuttora oggetto di discussione (Stoch et al., 2016; Splendiani et al., 2019a). Infatti, questa specie, o più propriamente "complesso di specie" (Bernatchez, 2001; Lobón-Cerviá & Sanz, 2017), è caratterizzata da una grande variabilità genetica, dovuta all'interazione di complessi fenomeni evolutivi che variano da bacino a bacino. Per questo le attività di ripristino delle popolazioni, anche per scopi alieutici, devono essere necessariamente pianificate ed effettuate a livello di unità gestionali di conservazione, opportunamente identificate sulla base delle caratteristiche genetiche ed ecologiche delle popolazioni (Splendiani et al., 2019a). Da quanto detto si deduce che l'attuazione delle azioni di conservazione della specie e del suo habitat richieda un'intensa collaborazione fra i diversi enti preposti alla gestione delle risorse idriche, dei popolamenti ittici e alla conservazione della biodiversità, ai fini del coordinamento delle attività e della condivisione delle responsabilità; inoltre è necessario il coinvolgimento delle associazioni di categoria (alieutiche, ambientaliste, scientifiche) nonché dei fruitori della risorsa idrica (agricoltori, allevatori, gestori di centrali elettriche ecc.).

Il ripristino dell'habitat della trota mediterranea, della connettività fluviale, della qualità ecologica delle acque e dello stato di conservazione "favorevole" della specie, rientra anche negli obiettivi della Strategia Europea per la Biodiversità 2030 (SEB 2030 – COM (2020) 380 final), di quella nazionale (DM n. 252 del 3/8/2023) e del Regolamento UE 2024/1991 per il ripristino della natura. Visti i diversi interessi per la specie da parte di differenti stakeholders, e degli enti responsabili della gestione degli ecosistemi acquatici, si è ritenuto importante, prima della stesura definitiva, procedere con la condivisione delle presenti Linee Guida attraverso un percorso partecipato in cui sono stati coinvolti, oltre al Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, le Autorità di Distretto Idrografico, le Regioni, i Consorzi di Bonifica, le ARPA, gli enti parco, le associazioni di categoria (ambientalisti, pescatori, allevatori), le associazioni scientifiche e gli enti di ricerca nell'ambito anche di specifici forum e di una consultazione pubblica svolta nel 2023¹.

La redazione delle presenti Linee Guida è stata coordinata da ISPRA, in collaborazione con l'Università degli Studi di Perugia (Dipartimento di Chimica, Biologia e Biotecnologie), ed è stata effettuata con il contributo di tutti i partner del progetto LIFE STREAMS ovvero il Parco Nazionale (PN) della Maiella (capofila), il PN delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, il PN dei Monti Sibillini, il PN del Pollino, il Parco Regionale Montemarcello-Magra-Vara, l'Agenzia FO.RE.S.T.A.S. (gestione delle aree protette della Sardegna), Legambiente Onlus e dallo Studio Noesis European Development Consulting.

1.1 Le proposte del progetto LIFE STREAMS per la gestione e la conservazione della trota mediterranea

Il progetto LIFE STREAMS "*Salmo ceTtii* REcovery Actions in Mediterranean Streams" (LIFE18 NAT/IT/000931), avviato nel 2019 e che terminerà nel 2026, si pone come obiettivo generale l'adozione di azioni concrete volte a migliorare lo stato di conservazione della trota mediterranea (così come geneticamente e tassonomicamente definita al paragrafo 2.1) nel suo areale. Gli obiettivi specifici del progetto sono i seguenti: a) eliminare le sorgenti di introgressione genetica causata dall'introduzione di trote alloctone a scopo alieutico; b) ridurre il tasso di introgressione delle popolazioni autoctone; c) migliorare la qualità e ridurre la frammentazione dei corpi idrici, anche al fine di incrementare la resilienza delle popolazioni autoctone ai cambiamenti climatici; d) contrastare il bracconaggio. Per raggiungere questi obiettivi, sono in corso di attuazione (fino a fine progetto previsto a seguito di proroga per giugno 2026) le azioni di conservazione nei suddetti Parchi e in alcuni Siti Natura 2000 della Sardegna, per un numero complessivo di 95 siti che ricadono in 35 SIC/ZSC; tali azioni sono state trasferite per la loro applicazione in altre aree protette che ricadono nell'areale della specie².

Nell'ambito di LIFE STREAMS, oltre alla raccolta di dati genetici, ecologici e demografici necessari a stabilire lo stato delle popolazioni di trota mediterranea nelle aree pilota del progetto e nei siti di trasferibilità è stata messa a punto una **strategia per la gestione e la conservazione della specie** (cfr. par. 4.4) attraverso:

- la definizione di metodi standard per la caratterizzazione genetica delle popolazioni selvatiche native e per la stima del grado di introgressione con quelle atlantiche;
- la realizzazione di incubatoi fissi e mobili per la riproduzione artificiale con individui autoctoni e geneticamente selezionati del bacino di riferimento;
- l'attuazione di interventi di ripopolamento o di ripristino delle popolazioni autoctone di trota mediterranea, attraverso la traslocazione di esemplari provenienti da siti geneticamente affini

¹ La condivisione della versione preliminare delle Linee Guida con gli enti deputati alla loro attuazione e con gli stakeholders è stata effettuata nell'ambito di forum organizzati da maggio a giugno 2023 presso i Parchi Nazionali della Maiella, delle Foreste Casentinesi Monte Falterona e Campigna, del Pollino e a Cagliari, nel corso dei quali sono stati presentati i contenuti e dai quali è stata avviata una consultazione pubblica conclusasi a fine luglio 2023. Le proposte di modifica e le osservazioni ritenute valide dal punto di vista tecnico scientifico sono state recepite in questa versione.

² Siti pilota del progetto LIFE STREAMS: Parco Naturale Regionale di Montemarcello-Magra-Vara, Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, Parco Nazionale dei Monti Sibillini, Parco Nazionale della Maiella, Parco Nazionale del Pollino, tre ZSC in Sardegna (Monte Linas - Marganai - ITB041111; Monte Limbara - ITB011109; Supramonte di Oliena, Orgosolo e Urzulei - Su Sercone - ITB022212). Le aree di trasferimento delle azioni del progetto sono in: Calabria: Parco Nazionale dell'Aspromonte; Abruzzo: Riserva Naturale Regionale Gole di San Venzano, Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, Riserva Naturale Zompo Lo Schioppo, Riserva Naturale Regionale Monte Genzana, Parco Regionale Sirente Velino, Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga; Umbria: tre siti; Toscana: Riserva Regionale Alpe della Luna, Z.S.C. Monte Zuccherodante, Riserva Naturale Biogenetica Abetone, Riserva Naturale Biogenetica di Pian degli Ontani; Piemonte: Parco Naturale della Alpi Marittime.

dello stesso bacino e/o con il rilascio di materiale (uova embrionate, avannotti) prodotto negli impianti da riproduttori geneticamente compatibili;

- l'eliminazione delle principali fonti di introgressione tramite i) l'eradicazione di popolazioni selvatiche compromesse (costituite in larga misura da esemplari alloctoni e/o ibridi), ii) il contrasto alle immissioni illegali di trote alloctone, iii) l'attuazione di campagne di "pesca selettiva" (un'attività sperimentale finalizzata alla rimozione delle sole trote alloctone riconosciute su base morfologica) con il coinvolgimento di pescatori adeguatamente formati, iv) il contrasto al bracconaggio attraverso il posizionamento di sistemi di controllo da remoto nonché v) attività di informazione e sensibilizzazione e di formazione del personale addetto all'attività di vigilanza e prevenzione del bracconaggio e dell'immissione di trote alloctone o ibride (Carabinieri Forestali, guardiaparco, guardie zoofile e ecologiche, guardie ittico-ambientali, ecc.).

Il progetto LIFE STREAMS ha previsto attività di networking con altri progetti Life per la conservazione della trota mediterranea (Life NATSALMO, IDROLIFE e Life IMAGINE) che prevedono l'applicazione di metodologie simili o complementari a quelle utilizzate nel progetto. Questo ha permesso di verificare ulteriori tipologie di azioni da considerare per la definizione della strategia di conservazione della trota mediterranea, oggetto delle presenti Linee Guida, oltre ad offrire l'opportunità di un confronto con i referenti degli altri progetti, relativamente all'efficacia e alle eventuali criticità di attuazione di alcune misure.

La sperimentazione delle azioni del progetto Life STREAMS effettuata dai Parchi e dall'Agenzia FO.RE.S.T.A.S. (Carosi et al., 2025), ha permesso anche di verificare l'applicabilità delle misure di conservazione previste per i 35 Siti Natura 2000 interessati dal progetto e dai piani di gestione dei quattro Parchi Nazionali (Maiella; Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna; Monti Sibillini; Pollino) e del Parco Regionale Montemarcello-Magra-Vara, nonché la loro integrazione con le misure di tutela previste dai rispettivi Piani di Gestione del Distretto Idrografico in cui ricadono.

Pertanto, nelle presenti Linee Guida sono indicate le Misure di Conservazione ritenute più appropriate che dovrebbero essere integrate negli strumenti di gestione a scala di sito e nelle relative misure di tutela a scala di bacino/distretto idrografico. Inoltre, vengono indicate le metodiche di monitoraggio periodico da effettuare per verificare l'efficacia della loro attuazione e le indicazioni per il monitoraggio genetico volto a valutare lo stato di purezza delle popolazioni di trota mediterranea.

Le presenti Linee Guida sono state elaborate nell'ambito del Progetto Life STREAMS condotto in Parchi Nazionali e Siti Natura 2000, ma i protocolli e le metodiche applicate per la salvaguardia della trota mediterranea sono valide ed estendibili a tutte le aree di presenza originaria della specie, sull'intero reticolo idrografico nazionale. Lo stato critico in cui versano le popolazioni italiane suggerisce ed auspica la loro adozione anche al di fuori delle aree protette.

1.2 Altri progetti LIFE finalizzati alla conservazione di Salmonidi

Si riportano di seguito, in ordine cronologico, alcuni dei progetti LIFE focalizzati sulla conservazione dei Salmonidi e dei loro habitat in Europa, tra quelli ritenuti maggiormente rilevanti e pertinenti, di cui tre sulla conservazione della trota mediterranea. Per ciascuno è fornita una breve descrizione degli obiettivi e delle azioni realizzate nel corso del progetto, unitamente ai link ufficiali (dove disponibili):

Life SALMON 2000 (*Return to the Rhine of long distance migratory fish*; LIFE92 ENV/D/100002 - <https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE92-ENV-D-100003/return-of-the-long-distance-migrating-fish-into-the-rhine-salmon-2000>). Progetto pluriennale (1993-1998) e transfrontaliero (Francia, Germania, Lussemburgo, Olanda) per il recupero degli habitat del fiume Reno, dalla sorgente alla foce, necessari alla sopravvivenza e alla riproduzione dell'ittiofauna migratrice (salmone, trota fario, storione). Le azioni principali hanno riguardato la riconnessione e il rimodellamento fluviale, il ripristino delle aree (biotopi) di riproduzione e accrescimento delle specie ittiche, il miglioramento della gestione economica del IJsselmeer e il monitoraggio ambientale.

Life Lebensraum Huchen (*Living space of Danube salmon*; LIFE99 NAT/A/006054; <https://www.life-huchen.at/>). Il progetto è stato realizzato nel periodo 1999-2004 con l'obiettivo di ripristinare la

connettività fluviale di alcuni tributari del Danubio in Austria (Pielach e Melk/Mank) e, al contempo, ristabilire la funzionalità attraverso opere di rinaturalizzazione. Tali azioni erano principalmente volte a consentire/facilitare la migrazione riproduttiva del Salmone del Danubio (*Hucho hucho*), coinvolgendo le associazioni/autorità governative e non, e vari stakeholders (pescatori, agricoltori, WWF, autorità di bacino, comuni). L'efficacia del progetto è stata verificata attraverso specifici monitoraggi.

Life Salmo Ticino (*Conservation of Salmo marmoratus and Rutilus pigus in the River Ticino*; LIFE00 NAT/IT/007268, <https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE00-NAT-IT-007268/conservation-of-salmo-marmoratus-and-rutilus-pigus-in-the-river-ticino>). Il progetto si è svolto nel triennio 2001-2004 ed ha interessato un tratto del fiume Ticino dove coesistono le specie *Salmo marmoratus* e *Rutilus pigus* in quattro siti, allora proposti come SIC. Il progetto ha previsto uno studio genetico ed ecologico della specie target ed un'analisi delle minacce, verificando che la conservazione delle due specie native risultava compromessa dalla pesca mal regolamentata e dall'ibridazione, competizione e/o predazione con specie aliene invasive. Le conseguenti azioni di conservazione hanno previsto: la realizzazione di un apposito incubatoio per la riproduzione in cattività e il ripopolamento delle due specie; la realizzazione di passaggi per pesci al fine di migliorare la connettività fluviale; la rimodulazione della pesca attraverso il divieto nelle principali aree riproduttive e l'innalzamento della taglia minima di cattura di *R. pigus*.

Life Saumon Loire (LIFE00 NAT/f/007/252; <https://www.logrami.fr/>). Progetto di ripristino e recupero della popolazione di *Salmo salar* del bacino della Loira/Allier (Francia), l'ultima dell'Europa occidentale a mantenere le caratteristiche per la migrazione anadroma di oltre 1000 km nelle acque interne. Il progetto, svoltosi dal 2001 al 2004, ha previsto: 1) l'incremento della popolazione selvatica, prossima all'estinzione, con uova, avannotti e giovani salmoni prodotti nell'apposito impianto di Chanteuges; 2) la riconnessione fluviale attraverso la rimozione di dighe, la realizzazione di passaggi/scale di risalita per pesci e la riduzione dell'inquinamento, l'adozione di piani di gestione per la salvaguardia di 1000 siti riproduttivi; 3) la sensibilizzazione pubblica.

Life TRUIITE (*Conservation of the macrostigma trout in Corsica*; LIFE03 NAT/F/000101; <https://www.truitecorse.org/>). Progetto realizzato tra il 2003-2007 con l'obiettivo di identificare e proteggere le popolazioni native di trota mediterranea in Corsica. Le attività di conservazione hanno riguardato: l'estensione dell'area di alcuni SIC proposti; l'acquisto delle licenze di pesca per diversi corsi d'acqua dove poi è stata vietata la pesca; l'istituzione di una rete di sorveglianza per la lotta al bracconaggio; la sospensione dei rilasci di trote alloctone a scopo alieutico per tre anni. Inoltre, è stata redatta una guida alla gestione della specie in Corsica. Va segnalato che, in questo caso, il programma di riproduzione in cattività, sebbene inizialmente previsto dal progetto, si è rivelato fallimentare per la scarsità di riproduttori selvatici e l'incapacità di questi ad adattarsi alla cattività, ed è stato quindi abbandonato.

Life+ Bioaquae (*Biodiversity Improvement Of Aquatic Alpine Ecosystems*; LIFE11 BIO/IT/000020; www.bioaquae.eu). Progetto di salvaguardia della biodiversità degli ecosistemi acquatici del Parco Nazionale del Gran Paradiso (Italia), svolto tra il 2012 e il 2017. Oltre alla realizzazione di sistemi di fito-depurazione delle acque, il progetto ha previsto l'eradicazione di salmonidi alloctoni (*Salvelinus fontinalis* e *Salmo trutta*) da alcuni laghi e fiumi, con metodi di rimozione successivamente replicati in Spagna e Croazia, e il ripristino di *Salmo marmoratus* con avannotti e trotelle prodotte in un incubatoio di valle appositamente realizzato.

Life+ TROTA (*Trout population Recovery in central Italy*; LIFE12 NAT/IT/000940; www.lifetrota.eu). Il progetto, svolto nel periodo 2013-2018, si proponeva di migliorare lo status conservazionistico della trota mediterranea nell'Italia centrale, recuperando e salvaguardando le popolazioni residue di sette bacini fluviali delle Marche e/o riducendo il livello di introgressione genetica con la trota atlantica. Questo si è realizzato attraverso: l'eradicazione di popolazioni selvatiche di trote alloctone in siti e corsi d'acqua "strategici"; interventi di ripopolamento con uova/avannotti prodotti da riproduttori locali selezionati geneticamente ed allevati presso un impianto adeguato *ad hoc*; la definizione di un metodo per il calcolo del deflusso minimo vitale idoneo alla sopravvivenza della specie; l'aggiornamento della regolamentazione della pesca sportiva nei SIC/ZSC del progetto; il

coinvolgimento e la sensibilizzazione della comunità locale di pescatori alla salvaguardia della specie. Molte delle azioni di conservazione sito-specifiche sono state decise sulla base dei risultati emersi dalle analisi genetiche e, analogamente, ne è stata stimata l'efficacia (anche nell'ambito del relativo "after-Life"). Alcune azioni di conservazione strategiche per il raggiungimento degli obiettivi fissati (allevamento di trote native, ripopolamento e monitoraggio delle portate) sono state portate avanti nella fase "after-Life" e oltre, dalla Provincia di Pesaro Urbino, dall'Università Politecnica delle Marche e dall'Università degli Studi di Perugia con propri fondi di ricerca.

Life IdroLIFE (*Conservation and management of freshwater fauna of EU interest within the ecological corridors of Verbano-Cusio-Ossola*; LIFE15 NAT/IT/000823; <https://idrolife.eu/>). Progetto, avviato nel 2016 e concluso nel 2022, che aveva come obiettivo di migliorare lo status conservazionistico di invertebrati e vertebrati acquatici (tra cui *Salmo marmoratus*) di interesse comunitario, in siti Natura 2000. Le azioni hanno previsto: la deframmentazione fluviale; il ripopolamento con esemplari prodotti in impianti appositamente installati; la riduzione dell'abbondanza di specie alloctone potenzialmente interfeconde (tra cui la trota atlantica); l'adozione di uno specifico piano di conservazione nei siti target; attività di sensibilizzazione pubblica e di altri stakeholders.

Life NatSalMo (*Recovery of *S. macrostigma*: Application of innovative techniques and participatory governance tools in rivers of Molise*; LIFE17 NAT/IT/000547; <https://greenproject.info/wpg/natsalmo/>). Il progetto avviato nel 2018 e terminato nel 2023, si prefiggeva di salvaguardare le popolazioni di trota mediterranea *S. macrostigma* dei principali bacini fluviali dei fiumi Biferno e Volturno in Molise, sia dalla perdita/degrado dell'habitat, sia dall'inquinamento genetico con la trota fario atlantica. Le azioni previste hanno riguardato: la protezione e il ripristino della funzionalità ecologica dei fiumi target, in particolare nelle aree di riproduzione; la riconnessione fluviale tra siti della Rete Natura 2000; l'ampliamento dell'areale della specie; la riduzione del livello di introgressione nelle popolazioni selvatiche, attraverso la riproduzione artificiale con esemplari geneticamente selezionati (avvalendosi anche di tecniche di crioconservazione del seme) e interferendo direttamente sulla riproduzione in natura (facilitando l'accesso ai siti riproduttivi degli esemplari con un elevato grado di purezza genetica); l'adozione di strumenti di amministrazione partecipativa ("contratti di fiume") e la revisione della normativa per la pesca locale per garantire l'efficacia a lungo termine delle azioni di conservazione. Il progetto ha previsto peraltro che le tecniche di conservazione adottate possano essere replicate su altre specie ittiche in diverse nazioni.

Life GRAYMARBLE (*Conservation and management of marble trout and Adriatic grayling in the Dora Baltea catchment*; LIFE20 NAT/IT/001341; www.lifegraymarble.eu). Il progetto avviato nel 2021 e che terminerà nel 2026, si propone di mitigare alcuni dei fattori di minaccia alla sopravvivenza di *Salmo marmoratus* e *Thymallus aeliani*, due salmonidi nativi della Dora Baltea, agendo a livello genetico, biologico e amministrativo su scala di bacino. In particolare, dopo l'identificazione delle unità genetiche e gestionali, è previsto l'allestimento di un impianto dove realizzare la riproduzione artificiale con esemplari geneticamente selezionati, per popolare nuovi siti o rinforzare le popolazioni esistenti con esemplari puri nativi. Si prevedono inoltre: l'eradicazione di popolazioni di specie alloctone interfeconde e l'interruzione dei rilasci delle stesse; il miglioramento dell'habitat (attraverso la riconnessione di tratti fluviali e la regolazione del deflusso idrico) e il raggiungimento di un buono stato ecologico ai sensi della DQA in vari siti; il coinvolgimento degli stakeholders (studenti, pescatori, volontari) attraverso iniziative di *citizen science*; il perfezionamento della normativa sulla gestione sostenibile dei pesci nei siti Natura 2000 e la stesura di linee guida per la realizzazione e il monitoraggio della funzionalità di passaggi per pesci; la realizzazione di un studio di fattibilità per il trasferimento del progetto in altri fiumi in Italia e nei Balcani.

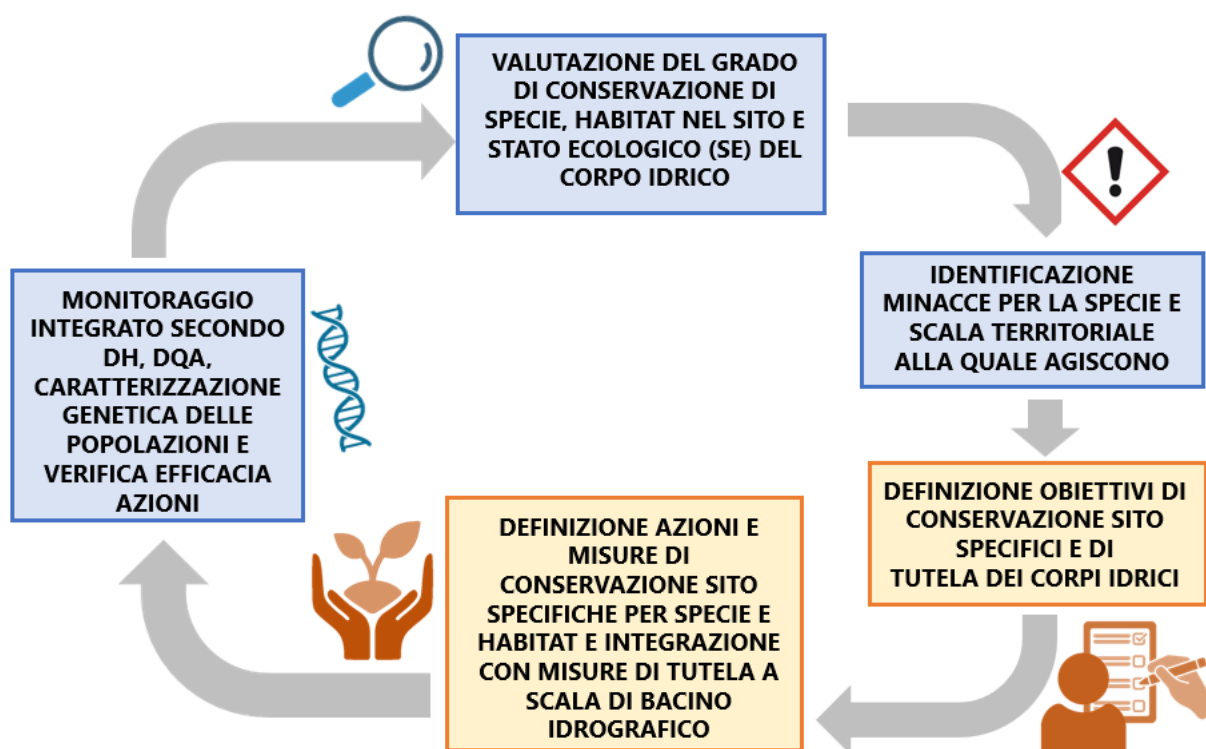
Life IMAGINE (*Integrated Management and Grant Investments for the Natura 2000 Network in Umbria* – LIFE19 IPE/IT/000015; www.lifeimage.eu) è un progetto LIFE integrato, avviato nel 2020 e in corso fino al 2027. Il progetto mira a realizzare una strategia di gestione della rete Natura 2000 in Umbria che sia integrata, unificata, coordinata e partecipativa, in linea con gli obiettivi di conservazione previsti dalle Direttive Habitat e Uccelli, e basata sulle priorità di intervento regionali. Il progetto include anche azioni finalizzate alla tutela degli ecosistemi acquatici, con l'obiettivo di migliorare lo stato di conservazione delle specie ittiche elencate negli allegati II e IV della Direttiva

Habitat, e ai loro habitat naturali. Tra gli interventi previsti, rientra la conservazione ex situ della trota mediterranea (*Salmo ghigii*), attraverso attività di ripopolamento con esemplari provenienti dal Centro ittogenico regionale di Borgo Cerreto in alcuni tratti del reticolo idrografico regionale, istituiti come Zone di Protezione per la pesca e nei corsi d'acqua del Parco Nazionale dei Monti Sibillini.

1.3 Finalità e destinatari delle Linee Guida

Le presenti Linee Guida si prefiggono di fornire indirizzi per il raggiungimento dello Stato di Conservazione Favorevole (*sensu* Direttiva Habitat) della trota mediterranea nelle porzioni nazionali delle tre Regioni biogeografiche (Alpina, Continentale e Mediterranea) in cui è presente, come previsto dalla Strategia Europea per la Biodiversità al 2030 (SEB 2030 - https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en#documents) e in coerenza con gli indirizzi della Strategia Nazionale Biodiversità (SNB - DM n. 252 del 3/8/2024) e gli obiettivi del nuovo Regolamento sul ripristino della Natura, Reg. UE 2024/1991 entrato in vigore ad agosto 2024. Questi prevedono il miglioramento entro il 2030 dello Stato di Conservazione e/o del trend per il 30% di specie e habitat che nel 2019 avevano uno stato di conservazione sfavorevole o un trend in decremento; il ripristino delle connessioni degli habitat fluviali per almeno 25.000 km di fiumi (su tutto il territorio europeo), principalmente attraverso la rimozione di barriere obsolete e il ripristino delle connessioni in pianure alluvionali (van de Bund et al., 2024) e, in particolare per le aree protette e i Siti Natura 200. La gestione adattativa è definita in base a chiari obiettivi da cui far discendere appropriate azioni e misure di conservazione messe in atto, la cui efficacia deve essere valutata attraverso monitoraggi periodici, e ove non risultasse miglioramento del grado di conservazione prevede la revisione del processo. Da questo approccio discende lo schema proposto per l'attuazione delle presenti Linee Guida, riportato nella Figura 1.3.a. Le presenti Linee Guida sono state revisionate tenendo in considerazione le osservazioni pervenute dagli attori e stakeholders coinvolti nella gestione della trota mediterranea a seguito della consultazione pubblica svolta nel 2023, attraverso specifici incontri previsti dal progetto LIFE STREAMS e rendendo disponibile la bozza delle Linee Guida sul sito web di ISPRA, da maggio a luglio 2023.

Figura 1.3.a Schema del processo di gestione adattativa per la salvaguardia della trota mediterranea e dell'habitat.



2 Biologia e conservazione della trota mediterranea e del suo habitat

2.1 Il genere *Salmo* in Italia: tassonomia e distribuzione

La famiglia *Salmonidae* comprende numerose specie di pesci ossei distribuite principalmente nell'emisfero settentrionale, prevalentemente dulcacquicole ma anche in grado di vivere in mare, compiendo migrazioni riproduttive in acqua dolce (anadrome). I Salmonidi includono una ampia varietà di specie, sottospecie ed ecotipi in molti casi difficilmente distinguibili a livello morfologico, alcuni dei quali caratterizzati da una distribuzione estremamente localizzata (Lobón-Cerviá & Sanz, 2017). Tale variabilità è il risultato sia della notevole valenza ecologica di questo *taxon* (alla quale corrisponde una altrettanto notevole plasticità fenotipica, caratteristica dei Salmonidi), sia dei processi evolutivi adattativi (differenziamento dovuto alla selezione naturale) e non-adattativi (variabilità "casuale" dovuta agli effetti combinati della deriva genetica e dell'isolamento geografico) ai quali sono soggette le popolazioni selvatiche. In alcuni casi, l'ibridazione naturale sembrerebbe aver ulteriormente contribuito a dare origine a linee distinte (Gratton et al., 2014; Segherloo et al., 2021). Per tali ragioni, la tassonomia e la sistematica di questo gruppo sono tuttora incerte e oggetto di frequenti revisioni (Segherloo et al., 2021; Tougard, 2022).

A livello genetico, secondo lo schema più largamente accettato e basato su un frammento di DNA mitocondriale (mtDNA), è possibile distinguere almeno sei-nove linee evolutive (aplogruppi) differenziate tra loro tra 400.000 e 2.000.000 di anni fa circa (Bernatchèz, 2001; Lobón-Cerviá & Sanz, 2017; Tougard, 2022). In Italia risultano presenti ben cinque di questi aplogruppi mitocondriali (sebbene il loro status autoctono/alloctono vari di regione in regione; si veda la Tabella 2.1.a), il cui nome rispecchia solo in parte l'effettiva distribuzione: AD = Adriatico, AT = Atlantico, DA = Danubiano, MA = Marmoratus e ME = Mediterraneo. Una importante distinzione va fatta riguardo l'aplogruppo AT che in Italia generalmente contraddistingue le trote domestiche alloctone di origine atlantica (*Salmo trutta* Linneus 1758, *sensu stricto*) da decenni largamente impiegate per i ripopolamenti a scopo alieutico e conseguentemente distribuite in gran parte dei corsi d'acqua italiani (Berrebi et al., 2019; Fabiani et al., 2018; Rossi et al., 2019, 2022; Splendiani et al., 2016, 2019a). Tuttavia, è stato dimostrato che le varianti dell'aplogruppo AT rinvenute nella Sicilia sud-occidentale sono la testimonianza di una naturale colonizzazione avvenuta dal Nord Africa durante il Pleistocene (Schöffmann et al., 2007; Snoj et al., 2011). Ciò comporta nella nostra penisola la contemporanea presenza di due linee di trote AT, uno selvatico nativo e uno domestico di origine atlantica (Tabella 2.1.a). Tale distinzione in aplogruppi mitocondriali, tuttavia, non trovava pieno riscontro nella controversa nomenclatura (Bianco, 1995; Kottelat & Freyhof, 2007), come evidenziato in Gratton et al. (2014), Lobón-Cerviá & Sanz (2017), Splendiani et al. (2019b) e Segherloo et al. (2021). Per mitigare queste discrepanze, l'Associazione Italiana degli Ittiologi delle Acque Dolci (AIAD) ha proposto un approccio tassonomico "integrato" che tenesse conto della "distintività" genetica, fenotipica ed ecologica e della distribuzione geografica naturale delle popolazioni, ispirandosi ai principi di unità evolutiva significativa (*Evolutionary Significant Unit*, ESU) e di unità gestionale (*Management Unit*, MU) (Crandall et al., 2000; Moritz, 1994; Palsbøll et al., 2007). Secondo questo approccio ecologico-evolutivo-conservazionistico, nella checklist dell'ittiofauna italiana sono riconosciute attualmente sei specie appartenenti al genere *Salmo* (AIAD, 2021; Lorenzoni et al., 2019a), mostrate in Tabella 2.1.a, facendo dell'Italia stessa uno degli hotspot di biodiversità di questo *taxon* (Meraner & Gandolfi, 2018). In questo modo, come suggerito da Lorenzoni et al. (2019a) il binomio *Salmo cettii* Rafinesque, 1810, viene riservato alle sole popolazioni native con aplotipi della linea mitocondriale AT presenti in Sicilia, e *Salmo ghigii* Pomini, 1941 viene utilizzato per le altre trote con habitat fluviale ad esclusione di *Salmo marmoratus* Cuvier, 1829 e *S. trutta*.

Nel 2025 la IUCN ha riconosciuto la distinzione tra i due *taxa*, attribuendo il nome di *S. ghigii* (Mediterranean Trout) alla trota mediterranea presente in Italia peninsulare e in Sardegna e mantenendo la denominazione di *S. cettii* (Sicilian Trout) per le sole popolazioni siciliane. La IUCN ha così aggiornato sia la nomenclatura di *S. ghigii* e *S. cettii* che la rispettiva distribuzione geografica (IUCN Red List of Threatened Species, Version 2025-1. 2025, <https://www.iucnredlist.org>). La nomenclatura è quella supportata dai lavori di genetica più aggiornati e attualmente risulta quella maggiormente condivisa dalla

comunità scientifica (Tabella 2.1.a). Di conseguenza, per gli scopi delle presenti Linee Guida e coerentemente con la Direttiva Habitat (vedi cap. 2.7), si farà riferimento alla trota mediterranea intendendo con essa le sole trote autoctone peninsulari e sarde attualmente indicate come *S. ghigii* con profilo genetico nativo e distribuzione come indicate in Tabella 4.4.5.a e in figura 2.1.a. Le presenti Linee Guida si intendono pertanto valide solo ai fini della conservazione delle popolazioni della trota mediterranea così come definita in questo paragrafo, che per caratteristiche genetiche ed ecologiche presentano le medesime necessità gestionali. Per ulteriori considerazioni e dettagli, si veda anche Splendiani et al. (2019c). Alcuni autori utilizzano la denominazione *Salmo trutta* complex includendo diverse specie geneticamente distinte, originate da differenti bacini fluviali, come quello atlantico, danubiano e mediterraneo, comprendendo anche popolazioni autoctone di trote presenti in Europa e, in particolare, in Italia, che si sono differenziate nel tempo (Bernatchez 2001, Lobon-Cervia & Sanz 2017, Segherloo et al. 2021, Talarico et al. 2023, Tougard 2022). Con la dizione *Salmo trutta* complex viene pertanto denominato il gruppo di specie, affini dal punto di vista filogenetico e simili da quello morfologico, che comprende la trota fario atlantica (*Salmo trutta*), la trota mediterranea (*Salmo ghigii*), la trota marmorata (*Salmo marmoratus*), la trota Siciliana (*Salmo cetti*) e molte altre. In passato era controversa l'identificazione di queste specie, ma le moderne tecniche di indagine molecolare ne hanno confermato la separazione. L'utilizzo di tale generica denominazione contribuisce a confondere ulteriormente il quadro già di per sé complesso per i non addetti ai lavori, concorrendo a generare nel tempo divergenze tra i molteplici portatori di interesse per gli aspetti di conservazione della specie, gestione delle risorse alieutiche e pesca sportiva.

A complicare ulteriormente la situazione, vi è infatti il fenomeno estremamente diffuso nei salmonidi dell'ibridazione/introgressione tra popolazioni selvatiche di trote native (es. *S. ghigii*, *S. cetti*, *S. marmoratus*) e trote alloctone (linee domestiche di *S. trutta*) dovuto alle immissioni alieutiche (Splendiani et al., 2016, 2019b) e agli incroci tra le stesse trote native come conseguenza di transfaunazioni effettuate con popolazioni autoctone in ambienti già occupati da differenti salmonidi nativi. Questo è diagnosticabile con affidabilità solo tramite un'apposita caratterizzazione genetica (vedi par. 4.4.2 e 4.4.5) dal momento che la distinzione tra ibridi (*S. trutta* X trote native) ed esemplari puri nativi è difficilmente praticabile su base prettamente morfologica. Da un'indagine morfologica, associata ad analisi genetiche, condotta su popolazioni di trote campionate in alcuni fiumi appenninici delle Marche, è emerso che la trota mediterranea presenta alcune variabili discriminanti rispetto alla trota fario di origine atlantica (Lorenzoni et al., 2019b). Tra queste, il numero e il grado di striatura delle macchie *parr* (striped pattern, strisce scure verticali) sui fianchi, la presenza e il colore delle macchie sulla pinna adiposa, e il numero di macchie nere sull'opercolo. Tuttavia, le variabili morfologiche analizzate non consentono di distinguere con precisione gli esemplari ibridi. Lo studio evidenzia inoltre una variabilità fenotipica all'interno delle stesse popolazioni marchigiane di trota mediterranea, legata al livello di isolamento e differenziazione, come risulta anche rispetto ad altre popolazioni italiane e di altri paesi del Mediterraneo. I caratteri fenotipici distintivi della trota mediterranea rispetto alla trota fario atlantica, maggiormente riconosciuti dagli esperti, includono: i) presenza sui fianchi di macchie *parr* persistenti anche negli adulti, di forma irregolare e disposte su più file (*striped pattern*); ii) piccoli punti (spot) rossi e neri sui fianchi, molto numerosi e irregolari, con alone bianco esterno ridotto o assente; iii) punti rossi non allineati lungo la linea laterale, ma presenti su tutti i fianchi, anche superiormente alla linea laterale; iv) presenza di macchia preopercolare evidente; v) macchie oculari talvolta in numero superiore a due. Data la marcata variabilità delle popolazioni italiane, tali caratteri non risultano sufficienti per una corretta identificazione né della specie né tantomeno del grado di ibridazione/introgressione con la trota atlantica; pertanto, possono essere solamente indicativi e necessitano conferme genetiche multimarcatore. Per incrementare l'affidabilità del riconoscimento della trota mediterranea sulla base delle caratteristiche fenotipiche, per il futuro si auspicano studi morfologici approfonditi per determinare le caratteristiche specifiche delle popolazioni a livello locale, verificati e confermati geneticamente. La distribuzione odierna del genere *Salmo* è il risultato sia di processi recenti mediati dall'uomo, sia di processi antichi e variamente databili di colonizzazione naturale avvenuta via mare (quando la specie mostrava ancora un comportamento anadromo, oggi perso nelle popolazioni mediterranee ma persistente nelle linee atlantiche - Bouza et al., 1999; Splendiani et al., 2019a) o tramite fenomeni in grado di connettere sistemi fluviali diversi (ad es. catture fluviali o regressioni marine) (Bianco, 1990a). Come per altre specie che occupano zone geografiche a clima temperato, l'areale del genere *Salmo* in Europa ha infatti vissuto fasi di espansione

(colonizzazione, contatto secondario) e contrazione (estinzioni locali e confinamento all'interno di rifugi glaciali), fortemente condizionate dai cambiamenti ambientali (es: temperatura, salinità, livello dei mari) a loro volta connessi alle oscillazioni paleo-climatiche (Bernatchez, 2001; Cortey et al., 2004, 2009). Limitatamente all'Italia, fasi di colonizzazione ed espansione naturale a lungo raggio risultano interrotte almeno a partire dall'Ultimo Massimo Glaciale (LGM, 18.000 anni fa) (Bianco, 1990a; Gratton et al., 2014). In epoche recenti, l'uomo ha ulteriormente compromesso la connettività delle popolazioni naturali, per esempio, attraverso la costruzione di sbarramenti e dighe, l'alterazione della portata dei corsi d'acqua e il degrado degli habitat (inquinamento idrico). Inoltre, le attività di traslocazione e reintroduzione con esemplari alloctoni delle linee atlantiche e la loro conseguente ibridazione con gli esemplari nativi, alle quali si aggiungono le transfaunazioni delle popolazioni native all'interno del territorio nazionale, hanno profondamente alterato la composizione delle popolazioni selvatiche rendendo ancora più complessa la ricostruzione dell'areale originario del *taxon*: si stima che meno del 3% delle trote native appenniniche non sia soggetto a fenomeni di introgressione genetica (Splendiani et al., 2016).

La distribuzione attuale della trota mediterranea appare fortemente frammentata e limitata solitamente a tratti collinari e montani ecologicamente idonei (acque fredde ben ossigenate) di ambienti lotici peninsulari e insulari. L'areale si estende ai bacini adriatici e tirrenici dell'Appennino, dalla Liguria alla Calabria, e alla Sardegna (Splendiani et al. 2024), oltre che alla Corsica (Figura 2.1.a). Molto controversa è la presenza originaria della specie sulle Alpi. Sebbene siano necessari ulteriori approfondimenti per chiarire alcuni aspetti ancora poco noti e per definire la presenza della trota mediterranea su scala spaziale fine, le ricerche più attuali limitano la sua diffusione originaria alle sole Alpi sud-occidentali (Lobon-Cervia et al., 2019; Polgar et al., 2022; Pascale et al., 2023; Pascale & Perosino, 2023), e in particolare in alcune aree delle Alpi Marittime e Cozie, ovvero nelle aree montane superiori dell'arco alpino compreso tra il bacino del Tanaro a Sud e della Dora Riparia a Nord. In quest'area l'areale della specie è caratterizzato da una complessa struttura a mosaico e, forse più che altrove, fortemente condizionato dagli interventi umani. La distribuzione originaria della trota mediterranea nella pianura Padana, inoltre, è molto probabilmente limitata ai soli corsi d'acqua del versante Appenninico (Nonnis-Marzano et al., 2003). Inoltre, allo stato attuale si esclude la sua presenza come specie nativa nei corsi d'acqua delle Alpi centrali e orientali poiché non esistono solide basi scientifiche a supporto di questa ipotesi. L'autoctonia anche nella parte centrale delle Alpi meridionali è stata di recente suggerita da alcuni autori (Antognazza et al., 2023), ma ad oggi tale ipotesi è stata smentita da altri autori (Righi et al., 2024) che hanno attribuito la presenza di tracce genetiche della specie alle immissioni massive effettuate negli anni passati nell'area geografica oggetto dello studio.

Tabella 2.1.a - Distribuzione, nomenclatura, status di conservazione delle popolazioni italiane (Rondinini et al., 2022) e principali caratteristiche genetiche/ecologiche delle specie appartenenti al genere *Salmo* presenti in Italia (modificato da Splendiani et al., 2019c). Si fa presente che ai sensi della Direttiva Habitat, *S. cettii* include le popolazioni appartenenti a *S. ghigii* e *S. cettii* (*sensu stricto*), attualmente distinte (IUCN 2025).

Taxon (specie/ESU)	Status IUCN (Italia)	Nome comune	Aplogruppo mtDNA	Habitat	Distribuzione
<i>S. carpio</i> Linnaeus, 1758	Minacciata	Carpione del Garda	MA, AD	Lacustre	Endemica del Lago di Garda
<i>S. cettii</i> Rafinesque, 1810	Gravemente minacciata	Trota siciliana	AT (linee native nord-africane)	Fluviale	Sicilia sud-orientale (Fiume Anapo)
<i>S. fibreni</i> Zerunian & Gandolfi, 1990	Gravemente minacciata	Carpione del Fibreno	AD (singolo aplotipo fissato)	Lacustre	Endemica del Lago di Posta Fibreno (Lazio)
<i>S. ghigii</i> Pomini, 1941	Gravemente minacciata	Trota mediterranea	AD, ME, MA	Fluviale/ Lacustre*	Italia peninsulare (Appennino) e Sardegna. Alpi sud-occidentali.
<i>S. marmoratus</i> Cuvier, 1829	Gravemente minacciata	Trota marmorata	MA, AD (raro nelle popolazioni Italiane)	Fluviale/ Lacustre*	Corsi d'acqua che sfociano nell'alto Adriatico (Valle d'Aosta, Piemonte, Lombardia, Trentino- Alto Adige, Veneto, Friuli-Venezia Giulia)
<i>S. trutta</i> Linnaeus, 1758	-	Trota fario, Trota atlantica	AT, DA	Fluviale/ Lacustre*	Alloctona; autoctona limitatamente ai corsi d'acqua del bacino idrografico del Danubio (es. Slizza, Drava, affluenti dell'Inn)

*la specie predilige habitat fluviali ma sono presenti anche popolazioni adattate ad ambienti lacustri.

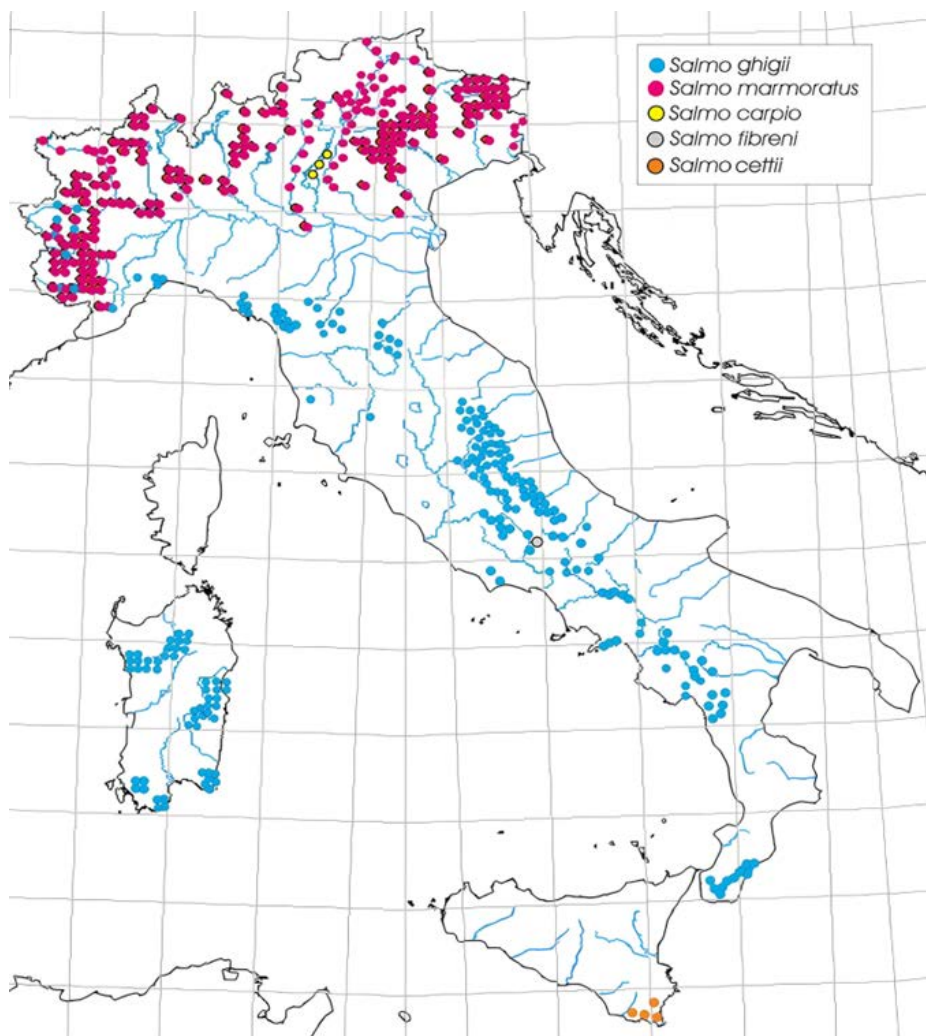


Figura 2.1.a - Distribuzione dei taxa autoctoni del genere *Salmo* in Italia (modificato da Lobón-Cerviá et al., 2019). Si fa presente che ai sensi della Direttiva Habitat, *S. cettii* include entrambe le specie *S. cettii* (*sensu stricto*), trota siciliana, e *S. ghigii*, trota mediterranea, attualmente distinte (IUCN, 2025).

2.2 Biologia ed ecologia

Habitat

La trota mediterranea è una specie potamodroma, ovvero che migra all'interno di acque dolci. La troviamo nelle tre regioni biogeografiche che interessano il territorio nazionale (Figura 2.7.a) nei tratti alti dei corsi d'acqua anche nelle risorgive di pianura, con acque limpide e moderatamente correnti, temperature comprese tra 10 e 17°C e fondo ghiaioso con discreta copertura macrofita (Stoch & Genovesi, 2016). Tuttavia, non è chiaro se tale distribuzione sia dovuta alle reali esigenze fisiologiche/biologiche della specie, che non sono ancora profondamente conosciute (Zaccara et al., 2015), o alle caratteristiche idrologiche dei bacini dove vengono rinvenute come risultato dell'isolamento geografico e della difficoltà di accesso ai relativi corsi d'acqua (Lorenzoni et al., 2019c; Splendiani et al., 2013). Queste peculiarità potrebbero aver ridotto o impedito le pratiche di immissione di trote fario di ceppo atlantico in grado, ove seminate, di soppiantare o inquinare geneticamente tramite ibridazione le popolazioni indigene. Diverse osservazioni tendono ad avvalorare maggiormente la seconda ipotesi; già nel 1940 infatti, Pomini descrivendo la specie *S. macrostigma* (poi considerata *S. cettii* e *S. ghigii*) la ritenne capace di adattarsi a fiumi a corso piuttosto lento con portate estive abbastanza ridotte e basse concentrazioni di ossigeno. Le stesse considerazioni sono state avanzate più recentemente (Zaccara et al., 2015) su popolazioni sarde di trota mediterranea in grado di sopravvivere durante periodi di magra a temperature molto superiori ai 20°C e a concentrazioni di ossigeno inferiori a 6 mg/l. Secondo l'AllAD (2013), inoltre, anche l'osservazione

del fenomeno della "scaduta", cioè della tendenza delle trote introdotte ad alta quota a spostarsi progressivamente verso valle (sia la trota fario atlantica che quella mediterranea), consente di ritenere errato il concetto per cui la trota mediterranea sia un salmonide d'alta quota, ma che tale distribuzione sia la conseguenza delle reiterate e massicce immissioni. Ove possibile, infatti, la specie ha la tendenza a spostarsi verso valle alla ricerca di acque più produttive e ricche dal punto di vista trofico, con caratteristiche idromorfologiche meno "impegnative" (AlliAD, 2013).

Alimentazione

La trota mediterranea (come in generale i *taxa* del genere *Salmo*) è prevalentemente carnivora, cacciando a vista sul fondo, nella colonna d'acqua, in superficie ed anche al di sopra della superficie, potendo compiere rapidi balzi fuori dall'acqua. Le prede acquatiche più frequenti sono costituite da larve e forme adulte di insetti (in particolare ditteri, efemerotteri, tricotteri e plecoteri), seguite da crostacei, anellidi e gasteropodi. Le prede provenienti dagli ecosistemi terrestri sono rappresentate principalmente da imenotteri e coleotteri (la componente esogena riveste un ruolo importante soprattutto nei torrenti e nei laghetti posti in quota, caratterizzati da un'accentuata oligotrofia). Gli esemplari di taglia maggiore predano anche avannotti della propria o di altre specie, altri pesci di dimensioni ridotte (come lo spinarello, *Gasterosteus aculeatus*) e, occasionalmente, anfibi (Fochetti et al., 2008; Lollobrigidi et al., 2017; Stoch & Genovesi, 2016). In generale, la composizione della dieta può essere influenzata da vari fattori quali: la stagione (Fochetti et al., 2003), la taglia (Kara et al., 2005), e, durante il periodo riproduttivo, il sesso (Montori et al., 2006). Un altro fattore che può pesantemente influenzare la dieta delle trote è la disponibilità ambientale, e in alcuni casi è stato dimostrato che prede generalmente meno ricercate diventano invece quelle preponderanti quando estremamente abbondanti (Montori et al., 2006; Lollobrigidi et al., 2017).

Riproduzione e comportamento riproduttivo

Le trote possono avere territori attivamente difesi a scopo alimentare, riproduttivo o di ricovero. Questo comportamento diviene più accentuato nei maschi che durante il periodo riproduttivo tendono ad occupare territori in cui la disponibilità di prede è più elevata (Montori et al., 2006). Come nella maggior parte dei Teleostei, la cadenza del periodo riproduttivo è influenzata dal fotoperiodo (nei Salmonidi è correlata alla diminuzione del numero delle ore diurne) e dalla temperatura (Bromage et al., 2001; Taranger et al., 2004). Di conseguenza il periodo riproduttivo varia tra le diverse zone geografiche e la riproduzione avviene prima a latitudini più alte e solo successivamente a quelle più basse (Klemetsen et al., 2003). La durata del periodo riproduttivo sembra invece essere influenzata dalla stabilità dell'habitat. In presenza di flussi continui, questo è più breve, al contrario, in presenza di ambienti caratterizzati da una grande variabilità delle portate idriche (come spesso sono quelli popolati dalla trota mediterranea) questo ha una maggiore durata. In tali condizioni, infatti, il prolungamento della stagione riproduttiva consentirebbe la sopravvivenza di almeno alcune delle deposizioni effettuate durante la frega (Gotzar et al., 2007; Caputo et al., 2010). Inoltre, essendo il periodo riproduttivo influenzato anche geneticamente, nelle popolazioni italiane di trota, questo potrebbe essere condizionato anche dal livello di introgressione della popolazione con la linea AT di origine atlantica e dalle transfaunazioni delle stesse popolazioni mediterranee; è stato notato infatti, che a latitudini paragonabili, popolazioni con elevati livelli di introgressione si riproducono prima di quelle geneticamente meglio conservate (Caputo et al., 2010). In generale, il periodo riproduttivo della trota mediterranea sembra variare tra novembre e marzo nelle diverse aree geografiche (Stoch & Genovesi, 2016), concentrandosi però tra dicembre e gennaio nella maggior parte dei casi. In questo periodo gli esemplari sessualmente maturi si spostano nelle aree di frega, situate nei tratti più a monte dei fiumi e negli affluenti minori, caratterizzati da acque basse, correnti e ben ossigenate dove il fondo è ghiaioso e libero da vegetazione subacquea e quindi adatto alla deposizione dei gameti (Stoch & Genovesi, 2016). Le femmine giungono per prime e competono per la conquista dei siti riproduttivi. Qui, con rapidi movimenti della coda, ripuliscono dai detriti una piccola area, scavando una sorta di nido ovale ("*redd*") dove depongono le uova a più riprese. Queste vengono fecondate subito dai maschi e quindi ricoperte da ghiaia spostata con forti colpi di coda da parte delle femmine, al fine di proteggerle da eventuali predatori (Stoch & Genovesi, 2016). Osservazioni compiute in Piemonte (riguardanti però popolazioni con un'alta percentuale di ibridi trota fario atlantica x trota marmorata) hanno permesso di individuare peculiari comportamenti riproduttivi adottati da maschi con

taglie diverse: quelli di maggiori dimensioni si comportano da "dominanti", difendendo la femmina matura e il nido e fecondando la gran parte delle uova; quelli di taglia più piccola si comportano da "incursori", restando nascosti tra i massi durante i comportamenti preparatori all'atto riproduttivo per poi compiere veloci incursioni e fecondare una parte delle uova. I maschi di taglia intermedia, detti "satelliti", restano invece nelle vicinanze del nido e, pur subendo gli attacchi dei dominanti, riescono al momento opportuno a fecondare una parte delle uova. Ciascuna femmina depone circa 1500-2500 uova per ogni chilogrammo di peso corporeo, la dimensione delle quali è direttamente correlata alla taglia dell'esemplare che le depone. Questa correlazione si conserva anche alla schiusa e permane almeno fino a che le larve non hanno completato il riassorbimento del sacco vitellino (Duchi, 2011). Lo sviluppo embrionale è lungo e richiede circa 450 gradi-giorno (ciò significa, per esempio, che sono necessari 45 giorni a una temperatura di 10 °C). I piccoli avannotti stazionano per un lungo periodo nei pressi del luogo dove sono nati; solo dopo un anno circa si spingono verso valle alla ricerca di tratti con maggiori quantità d'acqua (Zerunian & De Ruosi, 2002).

2.3 Requisiti ecologici del *taxon* in relazione allo stato dei corpi idrici

Le diverse classi di età della trota possiedono requisiti ecologici diversi e pertanto occupano habitat differenti. Gli adulti tendono a distribuirsi uniformemente nel corpo centrale dell'alveo mentre le classi più giovani vivono preferibilmente presso le rive, in aree a minore profondità e corrente. Inoltre, possono essere riconosciute in una popolazione due componenti distinte, una principale costituita da individui relativamente sedentari e una più piccola costituita da individui caratterizzati da un più spiccato istinto migratorio (Belica, 2006). Lo schema teorico completo degli spostamenti tra aree a differente funzione ecologica in condizioni ideali di piena continuità fluviale e diversità ambientale prevede, successivamente alla schiusa (Cowx & Welcomme, 1998):

- nuovi nati, al termine della fase di alimentazione endogena e dell'attivazione della vescica natatoria (avannotti), tendono ad effettuare movimenti verso le aree di nursery poste più a valle (0-6 mesi circa di età);
- spostamenti verso valle (6-15 mesi circa) per raggiungere le aree maggiormente idonee ai giovanili e, quindi, le aree di svernamento;
- 15 mesi precedenti alla prima frega gli individui tendono ad effettuare solo brevi spostamenti;
- individui divenuti sessualmente maturi si spostano verso monte in direzione delle aree di frega;
- riproduzione nelle aree di frega (dicembre – marzo);
- movimenti post-riproduttivi verso valle in direzione delle aree di accrescimento;
- permanenza nelle aree di accrescimento, salvo spostamenti più o meno contenuti (anche in funzione di eventi meteo climatici);
- raggiungimento delle aree di svernamento;
- ritorno alle aree di accrescimento;
- ritorno alle aree di frega.

In funzione del contesto ecologico e geografico, nonché della integrità e continuità dello stesso, possono quindi essere individuate aree con diversa funzione ecologica (caratterizzate da diverso habitat e/o diversa posizione nel gradiente monte-valle), nonché più o meno regolari spostamenti orientati per raggiungerle nell'arco dell'anno (Belica, 2006; Cowx & Welcomme, 1998; Jonsson & Jonsson, 2017):

- a) aree idonee alla frega (poste più a monte delle altre spesso su corsi d'acqua tributari);
- b) aree idonee alle larve;
- c) aree idonee ai giovanili;
- d) aree di svernamento (sub-adulti e adulti);
- e) aree di accrescimento.

Spesso tali aree sono ridotte a tre tipologie soltanto (svernamento, accrescimento, frega), mantenendo comunque la piena funzionalità ecologica qualora gli habitat siano idonei. Le distanze tra le aree funzionali possono essere molto diverse a seconda del contesto (da qualche decina di metri ad alcuni chilometri). In funzione dell'accrescimento, le trote tendono a mantenersi a profondità maggiore.

Le larve di trota generalmente tendono a mantenersi in prossimità delle rive; i canali dei fiumi non confinati possono divagare nell'ambito dei corridoi fluviali e fornire agli individui più giovani (0+) le necessarie aree a bassa corrente. Ulteriori aree di questo tipo sono create dalla vegetazione acquatica o da materiale legnoso grossolano accumulato. La diversità degli habitat acquatici nei corsi d'acqua dipende ampiamente dalla presenza di detriti legnosi cospicui, che sono in grado di influenzare la geomorfologia del canale e rappresentano una risorsa importante per il ricovero. L'abbondanza delle popolazioni ittiche nei corsi d'acqua è molto spesso associata all'abbondanza di materiale legnoso grossolano. I modelli habitat-specie che mettono in relazione la superficie di habitat disponibile e la portata per i differenti stadi di sviluppo di una specie se non tenessero conto dell'importanza degli habitat marginali/laterali potrebbero risultare poco precisi. In generale una rete diffusa di ramaglie, radici, tronchi e piccoli detriti legnosi crea condizioni idrologiche e di copertura complesse e differenziate a beneficio delle popolazioni ittiche.

L'eterogeneità del substrato risulta importante nei primi stadi di vita, quando il comportamento territoriale risulta molto marcato. Elevate densità di giovanili possono quindi essere possibili solo laddove il fondale del corso d'acqua è caratterizzato da un'elevata complessità di microhabitat.

A livello di microhabitat l'abbondanza delle trote può essere correlata, oltre che alla eterogeneità del substrato, anche alla disponibilità di ricoveri quali: rive sotto-scavate, pozze, vegetazione sporgente, massi sommersi, detriti legnosi, tronchi e radici. La richiesta di ripari è variabile in funzione della stagione e del contesto climatico ed ambientale (nei Salmonidi è spesso maggiore durante l'inverno che in estate).

Caratteristiche del fondo dei corsi d'acqua

Le informazioni riportate nel seguente paragrafo circa le caratteristiche del fondo, quali la granulometria, la permeabilità del substrato e la copertura vegetazionale sono riprese dai seguenti autori: Cowx & Welcomme (1998), Belica (2006), Jonsson & Jonsson (2017).

La sequenza naturale *raschi-pozze* ha un effetto idraulico molto importante perché influenza, tra l'altro, la corrente tra gli interstizi della ghiaia. La maggior parte dei *redds* (nidi) sono presenti laddove ci sono evidenti cambiamenti nel livello dell'acqua. Sul letto di ghiaia tali cambiamenti si verificano solo a valle della *pozza* dove l'acqua accelera prima di entrare nel successivo *raschio*, oppure nell'ambito dei *raschi* stessi, laddove si verificano cambiamenti nella corrente in prossimità di massi. I fattori principali che influenzano la corrente tra gli interstizi della ghiaia (*Intragravel flow*) sono:

- entità/gradiente della differenza di livello dell'acqua;
- permeabilità del letto di ghiaia;
- profondità;
- configurazione della superficie del fondo.

Le interazioni che le acque fluviali superficiali hanno con quelle sotterranee sono particolarmente importanti per le specie che depongono le loro uova nelle depressioni ghiaiose ("*redds*"). Per assicurare lo sviluppo degli embrioni deve fluire attraverso la ghiaia una sufficiente corrente d'acqua a una adeguata profondità, in modo da rifornire in modo appropriato le uova di ossigeno e rimuovere i metaboliti.

Gli scambi tra le acque fluviali e le acque sotterranee giocano un ruolo importante per il successo riproduttivo delle specie litofile. La trota sembra evitare le zone in cui l'acqua sotterranea è scarsamente diluita con quella superficiale, preferendo quelle con un mix equilibrato tra le due componenti. Per mantenere la concentrazione di ossigeno tra gli interstizi ghiaiosi nelle aree riproduttive è importante un'elevata permeabilità del letto del fiume. Concentrazioni di sedimento fine maggiori del 15-30% rispetto al totale del substrato hanno effetti negativi sulla sopravvivenza delle uova e degli embrioni nei Salmonidi. I sedimenti fini, di qualsiasi natura, possono pregiudicare gravemente le aree di deposizione. Agricoltura, estrazione di ghiaia, cave e costruzione di strade sono le cause maggiormente ricorrenti dell'incremento del carico di sedimenti fini nei corsi d'acqua.

Le dimensioni della ghiaia del fondo influenzano la sopravvivenza degli stadi di sviluppo poiché la granulometria influisce sulla corrente attraverso gli interstizi e quindi anche l'ossigeno disponibile, nonché la facilità di movimento degli avannotti nel momento in cui devono risalire in superficie ("*swing-up stage*").

L'aumento del carico di sedimenti nei corsi d'acqua, depositandosi all'interno dei *redds* può influire negativamente sulla sopravvivenza degli embrioni durante il periodo di incubazione alterando le caratteristiche chimiche e fisiche (riduzione della concentrazione di ossigeno disciolto e della velocità dell'acqua all'interno dello strato di ghiaia, riduzione dei pori interstiziali, alterazione della temperatura).

La concentrazione ottimale di solidi sospesi/torbidità è inferiore a 25 mg/l, benché possano esserci ancora buone condizioni a 25-80 mg/l e valori superiori possano essere tollerati per brevi periodi. L'elevata concentrazione di solidi sospesi nel fiume è poco idonea alla trota mediterranea poiché comporta di norma l'occlusione degli interstizi fra i grani di ghiaia.

Caratteristiche fisico-chimiche delle acque

La temperatura ottimale per la crescita si attesta tra 13 e 14°C. La temperatura dell'acqua ha un effetto diretto sulla sopravvivenza delle uova dei Salmonidi, può infatti influenzare la proporzione di tuorlo utilizzato per la produzione di tessuti rispetto a quella utilizzata per il metabolismo. Basse temperature durante l'incubazione riducono la proporzione di tuorlo utilizzato per il metabolismo garantendo agli avannotti dimensioni corporee più grandi e maggiore sopravvivenza.

La concentrazione complessiva di ossigeno disciolto richiesta per le acque a Salmonidi è di almeno 9 mg/l, anche se per brevi periodi possono essere tollerate concentrazioni sino a circa 5 mg/l (soprattutto da parte degli individui di taglia più grande). La sopravvivenza degli avannotti è fortemente influenzata dalla quantità di ossigeno disponibile che, dipende molto anche dalla velocità della corrente che passa negli interstizi del fondo ghiaioso, determinante anche per la rimozione dei metaboliti tossici (specialmente ammoniaca). Ci si può attendere un'elevata sopravvivenza delle uova se la concentrazione di ossigeno disciolto raggiunge o supera i 6 mg/l (valori inferiori possono essere tollerati a più basse temperature).

L'acidità delle acque influenza la sopravvivenza dei primi stadi di sviluppo e livelli di pH inferiori a 4,5 non sono idonei, poiché aumentano i rischi di mortalità degli embrioni, soprattutto in presenza di metalli tossici in acqua.

Portata – velocità e profondità dell'acqua – DMV

Nell'ambito di qualsiasi tipo di corso d'acqua/fiume, il regime delle portate liquide e solide riveste un ruolo primario nel determinare le caratteristiche fisiche ed ecologiche, in particolare:

- definire i contesti ambientali nell'ambito dei quali andranno a svilupparsi le comunità biologiche;
- determinare la morfologia del canale e della piana alluvionale;
- influenzare la produzione primaria e secondaria;
- determinare le interazioni verticali tra acque superficiali e acque sotterranee.

Si ritiene che le trote si spostino solamente durante determinate fasi dell'idrogramma, di norma durante la "*rising limb*" (fase di rapida crescita sino al picco di portata a seguito di eventi piovosi) o la "*falling limb*" (fase successiva di recessione della portata), oppure solo in corrispondenza di quest'ultima. Il movimento verso monte comincia ad essere possibile con portate di circa 0,08 m³ al secondo sino ad un massimo di 0,2 m³ al secondo (Cowx & Welcomme, 1998).

Variazioni nel regime delle portate tra il periodo di deposizione delle uova e quello di incubazione possono avere impatti notevoli sull'esito della stagione riproduttiva. In condizioni di portate ridotte rispetto alla norma la specie tende a deporre le uova nelle aree più centrali del corso d'acqua, aree che possono divenire inadatte in caso di un successivo recupero dei livelli. Al contrario, se la deposizione delle uova avviene in corrispondenza di portate superiori alla norma, i *redds* possono venirsi a trovare in seguito all'asciutto, qualora le portate si riducano sensibilmente.

Barriere fisiche ed ecologiche

I Salmonidi di maggiori dimensioni raramente possono superare barriere fisiche superiori ai tre metri di altezza (Reiser et al., 2006; Timm et al., 2014; Cowx & Welcomme, 1998), saltando dal culmine dell'onda statica che si crea al piede delle barriere stesse; dal confronto si può ragionevolmente ipotizzare per le trote mediterranee un'altezza massima sensibilmente inferiore ai due metri (Ovidio & Philippart, 2002). La pozza al piede della barriera o della cascata ("*plunge-pool*") deve avere una profondità di almeno 1,25 volte l'altezza della barriera/cascata affinché possa essere superata. La capacità di saltare dipende, oltre che dalle dimensioni dell'esemplare, anche dalla velocità di nuoto raggiunta e dalla temperatura (Cowx & Welcomme, 1998).

Importanza delle fasce ripariali

Nelle aree temperate è stato dimostrato chiaramente che le fasce ripariali, in particolare quelle con suoli ricchi di materiale organico, forniscono un servizio di fitodepurazione a beneficio dell'ecosistema, in grado di migliorare significativamente la qualità dell'acqua che ha attraversato aree agricole prima di entrare nel corso d'acqua. Tali fasce di vegetazione possono ridurre fino all'80-90% la quantità di fosforo, azoto nei sedimenti che raggiungono i fiumi e sino al 90% dei nitrati che arrivano nelle acque sotterranee. Tre processi sono attivi nel controllare la qualità dell'acqua nelle aree di vegetazione semi-naturale lungo i margini dei corsi d'acqua nei seguenti modi:

- sottrazione di nutrienti, pesticidi e altri contaminanti trasportati sulla superficie dalle piogge ("*runoff*"), molto importante nel caso del fosforo, tramite trattenimento nel sedimento fine;
- assorbimento dei nutrienti solubili da parte della vegetazione o dei microbi, ciò rappresenta il processo primario di rimozione dei nitrati;
- adsorbimento degli inquinanti da parte delle particelle organiche inorganiche del suolo.

L'efficacia delle fasce ripariali nel garantire i suddetti servizi è funzione della loro ampiezza e dei percorsi mantenuti dallo scorrimento e drenaggio delle acque meteoriche.

La vegetazione ripariale è anche particolarmente importante nel determinare gli habitat in alveo nei corsi d'acqua, in particolare in quelli di basso ordine (1-3), fornendo ombra, riparo e detriti organici. L'ingresso di materiale organico particolato (principalmente ramoscelli e foglie) è stato riconosciuto come particolarmente importante per gli ecosistemi acquatici essendo il carbonio organico il carburante più importante per le catene trofiche delle acque correnti. La fornitura di ombra influenza le temperature in alveo e limita la crescita di macrofite e alghe. I benefici dei servizi forniti dalle fasce ripariali nella gestione a livello di bacino includono:

- fornitura di copertura marginale;
- fornitura di cibo nella forma di invertebrati;
- riduzione del materiale solido fine;
- riduzione del rischio di inquinamento chimico;
- riduzione di ingresso dei fertilizzanti.

Sussistono crescenti evidenze che, in aggiunta alla fornitura di produzione primaria (secondaria per le popolazioni di pesci), una fascia ripariale ben diversificata costituita da macrofite emergenti, erbe, arbusti e alberi, crea zone idonee a mantenere elevate concentrazioni di plancton aereo che va ad interessare la pianura alluvionale (e che si rende disponibile come risorsa trofica per i pesci in occasione degli eventi alluvionali). In alcuni casi i pesci mangiano più invertebrati di quelli che sono effettivamente presenti nel corso d'acqua, si stima infatti che gli insetti terrestri forniscono ai Salmonidi più del 50% del cibo nei corsi d'acqua a basso trofismo (benché la quantità sia ampiamente variabile in base alla stagione).

La metà della comunità di invertebrati fluviali è presente su detriti legnosi e, benché si stima vada a costituire solamente il 15% della produzione di invertebrati, essa fornisce l'80% del drift che scende a valle (da qui l'importanza di una precisa mappatura e monitoraggio dei detriti legnosi). Gli accumuli di detriti legnosi costituiscono sistemi di barriere organiche che subiscono cambiamenti sia nel breve che nel lungo periodo, mantenendo così un'elevata diversità nell'ambito del sistema. La rimozione incauta di

questi accumuli su grande scala produce effetti sul deflusso, in particolare nei momenti di picco, con un aumento consistente della velocità media dell'acqua, maggiore erosione delle rive e divagamento del canale, un aumento del rapporto larghezza/profondità del canale e la mobilitazione di considerevoli quantità di sedimento fine, comportando una generale riduzione della diversità degli habitat in alveo (Cowx & Welcomme, 1998).

2.4 Abbondanza e struttura per età delle popolazioni selvatiche

Le abbondanze delle popolazioni italiane di trota mediterranea sono estremamente variabili in virtù della grande gamma di ambienti che tale specie può colonizzare e della loro ampia estensione altitudinale e latitudinale. È quindi molto difficile fare delle generalizzazioni, anche perché la trota mediterranea è soggetta a molteplici fattori di stress antropici, quali ad esempio le modifiche dell'habitat, l'inquinamento dell'acqua, le alterazioni delle portate, i cambiamenti climatici, la pesca eccessiva e la presenza di specie aliene (Clavero et al., 2010; Lobón-Cerviá et al., 2019; Lorenzoni et al., 2019a, 2019c), ognuno dei quali può comportare un notevole impatto sulle caratteristiche quantitative delle popolazioni. Essendo di grande interesse per la pesca sportiva, le popolazioni di questa specie sono pesantemente alterate dai ripopolamenti, effettuati per aumentare lo stock ittico selvatico a favore della pesca ricreativa d'acqua dolce (Splendiani et al., 2016; Splendiani et al., 2019b). Oltre all'introggressione genetica della specie, la pesca eccessiva rappresenta un'altra importante minaccia che penalizza la trota mediterranea in Italia (Duchi, 2018; Lorenzoni et al., 2019c). Nei corsi d'acqua a Salmonidi in cui la pesca è consentita con modalità "non *Catch and Release*", il prelievo si aggiunge alle fonti naturali di mortalità (Arlinghaus et al., 2016; Post, 2013) e, laddove esista una forte pressione di pesca, può portare a un accentuato calo nell'abbondanza delle popolazioni selvatiche (Shepard, 2019). Un'eccessiva pressione della pesca causa anche un effetto negativo sul reclutamento naturale, impedendo il mantenimento di stock ittici adeguati in base alla capacità portante dei fiumi (Bianco & Ketmaier, 2015). La rimozione dei pesci di taglia maggiore, in particolare se si tratta di individui di sesso femminile, può ridurre in modo importante il numero di uova deposte, compromettendo il successo riproduttivo della popolazione (Sánchez-Hernández et al., 2016). Agli effetti dovuti della cattura, si possono sommare gli effetti negativi dovuti al calpestio da parte dei pescatori sui siti di riproduzione (Roberts & White, 1992).

Il prelievo operato dai pescatori sportivi è molto selettivo, in quanto mirato alla cattura degli esemplari più grossi e in questo modo, soprattutto se la pressione di pesca è intensa, può causare una forte distorsione della struttura per età delle popolazioni. Molte popolazioni sottoposte a prelievo, per questo motivo, sono costituite soltanto da esemplari di dimensioni inferiori alla taglia minima legale, che rappresenta la lunghezza al di sotto della quale ne è vietato il prelievo. La pesca ricreativa nelle acque interne italiane è gestita con modalità che variano in funzione dei regolamenti locali, che nel caso della pesca alla trota includono principalmente: limiti di taglia (taglia minima legale), restrizioni al numero di catture, limitazioni agli attrezzi e chiusure stagionali durante il periodo riproduttivo (Lobón-Cerviá et al., 2019). La soluzione migliore sarebbe comunque quella di contingentare le catture in funzione della produttività ittica del sistema, ma tale metodo non è contemplato nelle norme gestionali vigenti.

Molti studi si sono occupati di indagare la relazione esistente tra il livello di introggressione con genoma alloctono e la modalità di gestione delle popolazioni selvatiche (García-Marín et al., 1998, 1999; Mezzera & Lagardier, 2001), evidenziando la necessità di disporre di serie di dati in grado di abbinare gli aspetti genetici, demografici, le condizioni ambientali e le modalità di pesca. Questo per consentire la pianificazione di solide strategie di conservazione, mentre l'analisi dell'abbondanza e della struttura per età delle popolazioni è di particolare importanza per valutare il successo delle scelte gestionali operate (Pedicillo et al., 2010). Nonostante tale importanza in Italia sono stati condotti relativamente pochi studi per indagare tali aspetti.

Utilizzando le informazioni raccolte nel corso del progetto LIFE STREAMS, del progetto LIFE TROTA (LIFE12 NAT/IT/000940) e di altre ricerche condotte in Italia, si è realizzato un archivio composto dai dati di abbondanza di oltre 500 popolazioni di trota ($n = 511$). Nella Figura 2.4.a è riportato il grafico che rappresenta la distribuzione dei valori di *standing crop* (vedi glossario) rilevati. Nell'intervallo 0-20 g m⁻² di biomassa areale si concentra la maggior parte delle osservazioni: circa l'85% dei valori registrati è compreso in queste prime quattro classi di abbondanza. In assoluto l'intervallo che raggiunge le

frequenze più elevate è quello che si estende da 0 a 5 g m⁻² di biomassa (32,09% del totale); seguono tutte le altre classi di biomassa in ordine regolarmente decrescente: 5-10 g m⁻² (23,09%), 10-15 g m⁻² (16,63%) e 15-20 g m⁻² (13,11%). Successivamente al valore di 20 g m⁻², la serie delle frequenze continua a decrescere in modo progressivo ed ordinato, ma con valori nettamente più bassi e comunque sempre inferiori al 5% delle osservazioni.

Il campione dello *standing crop* è stato anche sottoposto ad un'analisi statistica descrittiva per individuare i valori da utilizzare come riferimento per esprimere un giudizio oggettivo sull'abbondanza raggiunta da una popolazione di trota e in questo modo effettuare delle possibili comparazioni. A questo proposito sono stati utilizzati i valori del 20°, 40°, 60° e 80° percentile per individuare i valori che corrispondessero ai limiti delle seguenti classi di abbondanza: molto scarsa (0° – 20° percentile), scarsa (20° percentile – 40° percentile), normale (40° percentile – 60° percentile), abbondante (60° percentile – 80° percentile), molto abbondante (> 80° percentile).

Tabella 2.4.a - Statistica descrittiva *standing crop* su dati riferiti a 511 popolazioni selvatiche di trota in Italia.

Variabile	N	Media	Min	Max	Percentile 20	Percentile 40	Percentile 60	Percentile 80	Dev. Std.
<i>Standing crop</i>	511	12,11	0,01	103,15	2,45	6,65	11,45	17,88	12,70

Sulla base delle informazioni così ottenute, è possibile esprimere i seguenti giudizi (con alcuni arrotondamenti):

- abbondanza molto scarsa: 0 – 3 g/m²;
- abbondanza scarsa: 3 – 7 g/m²;
- abbondanza normale: 7 – 12 g/m²;
- abbondanza elevata: 12 – 18 g/m²;
- abbondanza molto elevata: > 18 g/m².

Queste indicazioni non differiscono molto da quanto proposto da Coles et al. (1998), che valutano pari a 20 g m⁻² il valore ottimale di riferimento per la biomassa areale dei popolamenti salmonicoli.

Allo scopo di valutare gli effetti della pesca sulle caratteristiche quantitative delle popolazioni selvatiche di trota è stata condotta una ricerca (Carosi et al., 2022), che ha interessato quasi 15000 individui campionati (range 0,2-2800 g di peso), comparando le abbondanze delle popolazioni di trota in aree condotte con differenti modalità gestionali: aree di pesca tradizionale, aree *catch and release* (letteralmente "cattura e rilascia") e aree di divieto di pesca. Le differenze tra i valori medi della biomassa sono risultate altamente significative al test statistico dell'ANOVA (F = 12,73; p = 0,001) (Figura 2.4.b).

Le abbondanze di popolazioni di trota che abitano tratti *catch and release* (media±SE = 15,82±1,58 g/m²) e le aree vietate alla pesca (media±SE = 21,61±3,04 g/m²) non appaiono statisticamente differenti tra loro al test *post hoc* LSD (p > 0,05), ma risultano entrambe significativamente più alte delle zone di pesca libera (media±SE = 12,73±0,80 g/m²) (p < 0,05). Tale risultato sembra confermare che la pesca può indurre una forte riduzione delle abbondanze nelle popolazioni di trota che la subiscono.

Nella stessa ricerca è stata anche comparata la struttura per età delle popolazioni. Nelle zone di divieto di pesca sono state riscontrate popolazioni meglio equilibrate, con una maggiore densità per tutte le classi di età e un'elevata abbondanza di giovani dell'anno (0+). Nelle aree *catch and release* si osservano popolazioni più strutturate, come numero di coorti presenti, anche se i valori di densità di tutte le classi d'età risultano inferiori a quelli riscontrati nelle zone di divieto di pesca.

Il confronto dell'andamento demografico nelle zone di pesca libera mostra che, a differenza delle zone di divieto di pesca e delle aree *catch and release*, dove si realizza un progressivo e regolare calo dell'abbondanza all'aumentare dell'età a partire dagli 0+, nelle aree di pesca libera la maggior parte degli individui si concentra nella classe di età 1+. Anche in questo caso, inoltre, i valori di densità per tutte le coorti sono inferiori a quelli rilevati nelle zone di divieto di pesca (Figura 2.4.c).

La qualità di struttura di popolazione può essere valutata con metodi oggettivi attraverso un indice, il Proportional Stock Density Index (PSD), che viene calcolato dal rapporto tra una taglia (taglia di qualità)

che rappresenta la lunghezza minima delle trote che la maggior parte dei pescatori desidera catturare, con la taglia alla quale viene raggiunta la maturità sessuale (taglia dello stock) (Gabelhouse, 1984).

La formula per calcolare l'indice PSD è la seguente:

$$PSD = \frac{\text{n° esemplari di taglia} \geq \text{taglia di qualità}}{\text{n° esemplari di taglia} \geq \text{taglia dello stock}} \times 100$$

L'indice PSD varia da 0 a 100: quanto più il valore si approssima a 50, tanto meglio bilanciata è la struttura della popolazione e, in genere, PSD compresi fra 35 e 65 sono considerati indice di una popolazione con una struttura ottimale (Gabelhouse, 1984). Valori inferiori a 35 sono indicativi della presenza di un numero troppo elevato di esemplari di giovane età e di una scarsa dotazione nella popolazione degli esemplari più adulti; al contrario, valori superiori a 65 denotano una sovrabbondanza degli individui di taglia elevata e condizioni che penalizzano la riproduzione o la sopravvivenza degli stadi giovanili (Anderson, 1996). Per la trota fario atlantica la taglia di qualità e la taglia dello stock sono stati calcolati da Pedicillo et al. (2010) e sono pari rispettivamente a 14 e 23 cm.

Carosi et al. (2022) hanno confrontato le differenze fra l'indice PSD calcolato per popolazioni di trota caratterizzate da differenti modalità gestionali e le differenze tra i valori medi sono risultate altamente significative. Le popolazioni nelle aree di pesca libera e divieto di pesca presentavano valori medi del PSD simili tra loro e non statisticamente differenti (Figura 2.4.c). Al contrario le popolazioni nelle aree *catch and release* risultano molto diverse e caratterizzate dal possedere una struttura per età più equilibrata e un valore medio di PSD più alto e prossimo al range ottimale per questo parametro (35-65). Le strutture per età delle popolazioni che abitano in zone di pesca libera e divieto di pesca appaiono caratterizzate da un'eccessiva abbondanza di individui giovani, come evidenziato dai bassi valori medi del loro PSD (Figura 2.4.c). I motivi di tale situazione possono essere diversi. Le popolazioni delle aree di pesca libera risultano sicuramente penalizzate dal prelievo operato dai pescatori sportivi. Le trote nei tratti NP soffrono di una carenza di esemplari adulti per una serie di motivi diversi: i) la consuetudine di istituire le aree di divieto di pesca in aree montane e nel reticolo idrografico secondario, dove l'habitat è meno idoneo agli esemplari più grandi; ii) il più lento accrescimento degli individui conseguente, oltre che alla localizzazione dei tratti, anche alle maggiori densità raggiunte dalle popolazioni e alla più intensa competizione intraspecifica; iii) il breve perdurare di tali tratti, che in genere dopo pochi anni vengono riaperte alla pesca, cosa che non permette agli esemplari di crescere in età adeguatamente.

Queste informazioni confermano, quindi, che la pesca sportiva può causare effettivamente una riduzione delle abbondanze delle popolazioni selvatiche di trota mediterranea e una distorsione della loro struttura, quando non regolamentata adeguatamente (Conover, 2007) e se vengono utilizzati i limiti di taglia per disciplinare il prelievo (Allen et al., 2013), come avviene in Italia. Ciò causa un appiattimento della struttura per età della popolazione che si semplifica per la riduzione dell'abbondanza e la scomparsa delle classi di età più grandi (Huusko & Hyvärinen, 2005). Secondariamente, anche il tasso di reclutamento naturale viene ad essere influenzato negativamente dalla riduzione dello stock dei riproduttori, conseguente allo sfruttamento (Sánchez-Hernández et al., 2016).

Altre ricerche, condotte in ambito appenninico, hanno evidenziato che le caratteristiche demografiche delle popolazioni di trote selvatiche sono fortemente condizionate da alcune caratteristiche ambientali, quali permeabilità del suolo e qualità dell'acqua, che sembrano avere un ruolo cruciale per la conservazione delle popolazioni autoctone (Lorenzoni et al., 2019c). Tali ricerche hanno anche confermato che i valori di abbondanza nelle trote sono correlati al decorso longitudinale del fiume e si associano all'aumento di produttività che si verifica nei fiumi temperati man mano che scendono verso valle (Cummins et al., 1984; Gibson, 1988; Mann & Penczak, 1986; Vannote et al., 1980). Si noti inoltre che popolazioni selvatiche di origine alloctona (*taxa* atlantici domestici) sono spesso caratterizzate dal possedere una struttura per età maggiormente squilibrata e scarsi livelli di abbondanza, come diretta conseguenza delle attività di ripopolamento effettuate anche in ambienti marginali, spesso non vocati ad ospitare Salmonidi, e realizzati utilizzando soggetti adulti per un mero scopo di pesca "*put and take*" (Splendiani et al., 2006).

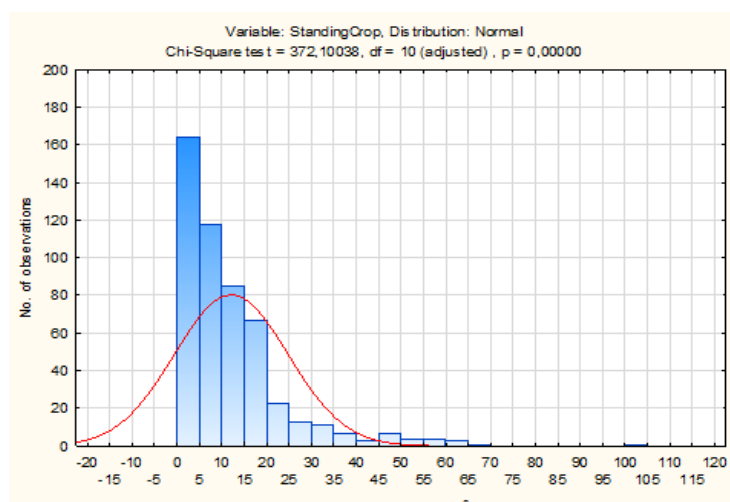


Figura 2.4.a - Distribuzione asimmetrica dei valori di *standing crop* calcolato su dati riferiti a 511 popolazioni selvatiche di trota in Italia (Rielaborato da Carosi et al., 2022).

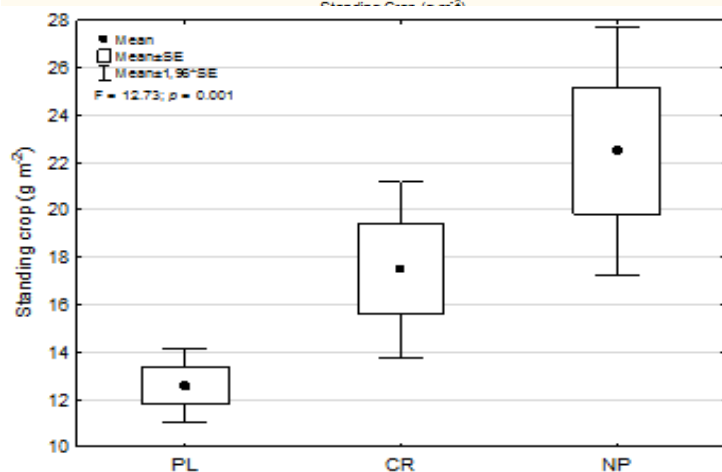


Figura 2.4.b - Confronto fra i valori di *standing crop* in aree a diverse modalità gestionali: PL = pesca libera; CR = *catch and release*; NP = divieto di pesca (Carosi et al., 2022).

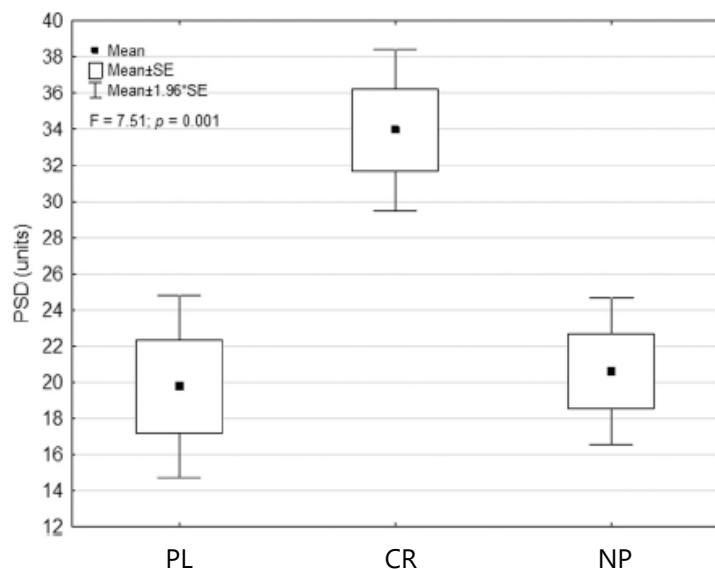


Figura 2.4.c - Confronto fra il PSD di popolazione in aree a diverse modalità gestionali: PL = pesca libera; CR = *catch and release*; NP = divieto di pesca (Carosi et al., 2022).

2.5 Struttura genetica e demografia delle popolazioni selvatiche

L'analisi genetica a livello popolazionistico offre un insostituibile ed accurato strumento di indagine della struttura e della storia demografica delle popolazioni. Nello specifico, consente di caratterizzare e mappare la diversità genetica su diverse scale spaziali, stabilire la connettività tra le popolazioni (livello di flusso genico e grado di isolamento), stimarne la dimensione genetica (o dimensione effettiva di popolazione) e ricostruirne la storia demografica più o meno recente (per esempio, il verificarsi o meno

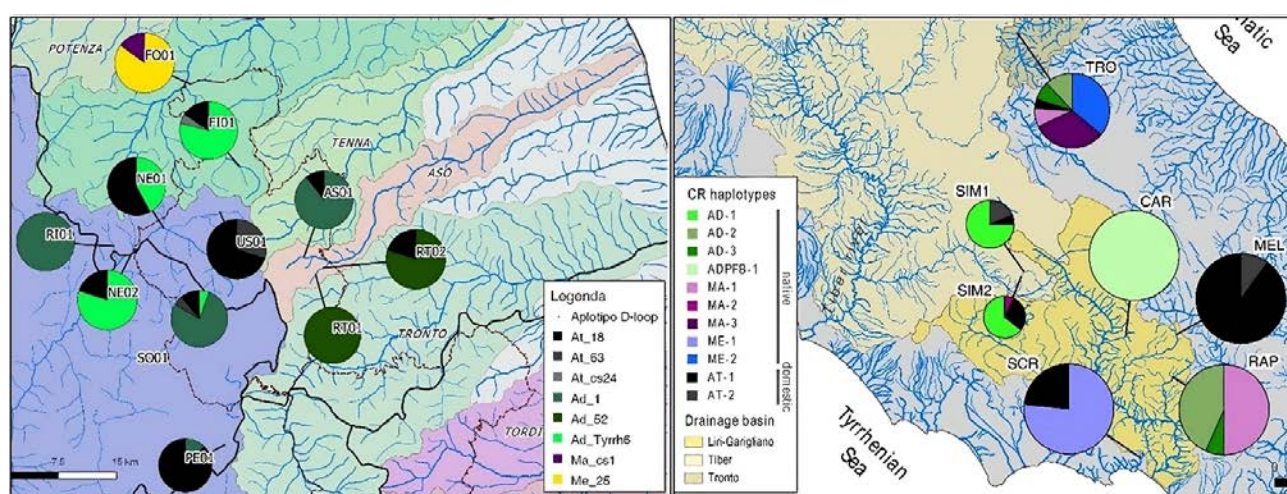
di drastiche contrazioni o espansioni demografiche), valutarne il livello di integrità laddove questa possa essere condizionata da fenomeni di ibridazione. Tutte queste informazioni contribuiscono alla comprensione dell'evoluzione e dell'ecologia di un *taxon*, e si traducono in indicazioni chiave per la gestione e conservazione (Frankham et al., 2010). Una descrizione approfondita dei protocolli e dei marcatori molecolari utilizzati per raggiungere tali finalità è fornita nel paragrafo 4.4.2, mentre nell'Allegato A le metodologie sono sintetizzate e descritte contestualmente alle azioni intraprese nel progetto LIFE STREAMS.

Limitatamente alla trota mediterranea, gli studi condotti finora hanno messo in luce i seguenti aspetti relativi alla distribuzione spaziale della variabilità genetica, alla struttura genetica e alla demografia delle popolazioni italiane:

- La diversità genetica nativa riscontrata nelle popolazioni naturali è frutto di molteplici eventi naturali di isolamento e differenziazione avvenuti, in periodi differenti (Berrebi et al., 2019; Gratton et al., 2014; Meraner & Gandolfi, 2018). Inoltre, la composizione genetica delle popolazioni selvatiche è stata fortemente alterata, soprattutto a partire dal Novecento, da eventi mediati dall'uomo quali le introduzioni effettuate con esemplari domestici di *S. trutta*-linea atlantica e le traslocazioni (Fabiani et al., 2018; Nonnis Marzano et al., 2003; Rossi et al., 2019; Splendiani et al., 2019b). Questo rende difficoltoso stabilire, in alcune aree, quale fosse la variabilità genetica originaria (es: Splendiani et al., 2020).
- L'ibridazione e l'introgresione con le trote atlantiche domestiche, seppur di diversa entità, sono fenomeni estremamente diffusi, anche all'interno delle aree protette (Splendiani et al., 2019b). In alcune aree, specialmente dove le condizioni ecologiche risultano instabili, la componente alloctona è persino preponderante o esclusiva. Viceversa, la stabilità ecologica sembrerebbe influire negativamente sul processo di diffusione e naturalizzazione delle trote atlantiche domestiche in natura (Splendiani et al., 2013).
- È stata evidenziata una relazione tra integrità genetica delle popolazioni e livello di accessibilità dei corsi d'acqua: le popolazioni di trota con i più bassi valori di introgresione con genoma alloctono sono tendenzialmente localizzate in aree remote e inaccessibili, poste a quote più elevate dove è più difficile che in passato si siano verificate immissioni di trote atlantiche (Berrebi et al., 2000; Lorenzoni et al., 2019c; Splendiani et al. 2016). Queste ultime, al contrario, sono avvenute preferenzialmente nei tratti fluviali più accessibili, dove la pressione di pesca è maggiore.
- Allo stato attuale, l'analisi della struttura genetica delle popolazioni naturali ha spesso evidenziato un elevato livello di frammentazione, deducibile dalle differenze nella composizione genetica (*pool* genico) tra popolazioni anche all'interno degli stessi bacini idrografici o, più in generale, su scala geografica locale (Zaccara et al., 2015; Fabiani et al., 2018; Rossi et al., 2019, 2022; Splendiani et al., 2019b). Tale pattern è imputabile a fenomeni di deriva genetica determinata dall'isolamento per la ridotta connettività tra le popolazioni con conseguente flusso genico limitato o assente, verosimilmente per l'effetto di barriere fisiche (dighe, sbarramenti), idrauliche (portata variabile nel corso dell'anno) o ecologiche (condizioni ambientali non idonee alla sopravvivenza e/o riproduzione). Inoltre, il surriscaldamento climatico che comporta uno spostamento degli areali verso quote maggiori, sembrerebbe aggravare il livello di isolamento e frammentazione delle popolazioni montane di trota (Almodóvar et al., 2012).
- Le popolazioni native tendono a mostrare una considerevole variabilità genetica inter-popolazione, contrapposta a una relativamente ridotta variabilità intra-popolazione (Rossi et al., 2019, 2022; Talarico et al., 2021), come esemplificato in Figura 2.5a. Questo livello di differenziamento e unicità è particolarmente marcato nelle popolazioni di Corsica e Sardegna (Zaccara et al., 2015; Berrebi et al., 2019; Segherloo et al., 2021). Un pattern opposto invece si osserva nelle popolazioni soggette a ibridazione con linee domestiche di *S. trutta*, poiché tale fenomeno comporta un incremento della variabilità genetica intra-popolazione (Rossi et al., 2022), potenzialmente deleterio per la vitalità (vedi "depressione da esoincrocio" nel glossario) delle popolazioni selvatiche (Talarico et al., 2021), e una riduzione del differenziamento tra popolazioni (Berrebi et al., 2019).
- L'elevato grado di isolamento delle popolazioni selvatiche le espone ai rischi connessi a severe oscillazioni demografiche, quali la perdita stocastica di variabilità per deriva genetica (con

conseguente riduzione del potenziale adattativo), l'incrocio tra "consanguinei" (*inbreeding*; Magris et al., 2022) e la riduzione sostanziale della dimensione effettiva delle popolazioni (Frankham et al., 2010). Quest'ultima è una stima, basata su parametri genetici, del numero di individui che effettivamente contribuiscono alla riproduzione all'interno di una popolazione, fornendo idealmente una stima più accurata della dimensione censita delle popolazioni. Le poche informazioni disponibili evidenziano una ridotta dimensione "genetica" effettiva delle popolazioni del Lazio (< 88; Rossi et al., 2022) e delle Marche (< 60; Splendiani et al., 2019b). Inoltre, in queste ultime, le stime sono ancor più esigue (< 50) se si considerano solamente gli esemplari nativi.

Figura 2.5.a - Distribuzione e frequenza degli aplotipi mitocondriali in alcune popolazioni selvatiche del Parco Nazionale dei Monti Sibillini caratterizzate nell'ambito del progetto LIFE STREAMS (a sinistra, abbreviazioni siti: Aso (AS), Fiastrone (FI), Folla (FO), Nera (NE1 e 2), Pescia (PE), Rio (RI), Rota (RT1 e 2), Sordo (SO) e Ussita (US)) e in diversi bacini del Lazio (a destra, abbreviazioni siti: Tronto (TRO), Simbrivio (SIM1 e 2), Carpello (CAR), Melfa (MEL), Rapido (RAP), Santa Croce (SCR); immagine tratta da Rossi et al., 2022). Si notino l'accentuata variabilità inter-popolazione e inter-bacino, spesso associata ad una ridotta variabilità intra-popolazione; la presenza di aplotipi geograficamente localizzati; la notevole diffusione di aplotipi alloctoni dell'aplogruppo Atlantico (AT).



2.6 Principali minacce alla biodiversità degli ambienti d'acqua dolce

Gli ecosistemi delle acque interne ospitano una enorme varietà di popolazioni che sono tra quelle più minacciate sul nostro pianeta (Allan & Flecker, 1993; Malmqvist & Rundle, 2002). Le minacce alla biodiversità di questi ambienti possono essere raggruppate in sei categorie principali, le quali interagiscono tra di loro (Dudgeon, 2006; Fochetti, 2012):

- modifica delle portate;
- sovra-sfruttamento delle risorse;
- diffusione di specie esotiche;
- inquinamento;
- distruzione o degradazione degli habitat;
- cambiamenti climatici.

Tra queste, la modifica del regime delle portate è sicuramente una delle cause principali della rarefazione e della scomparsa delle specie ittiche dulcacquicole. Nel corso dei secoli, infatti, l'uomo ha profondamente modificato i corpi idrici per diversi scopi, tra cui le derivazioni per l'irrigazione e quelle per le attività di produzione idroelettrica con la costruzione di dighe (Benejam et al., 2010; Fochetti, 2012; Hermoso & Clavero, 2011; Liermann et al., 2012), nonché quelle ad uso idropotabile, soprattutto con copiose captazioni realizzate direttamente negli acquiferi carbonatici. Tali modifiche sono talmente consistenti che spesso i ritmi degli ecosistemi acquatici non seguono più le dinamiche climatico-

stagionali, ma quelle dettate dalle attività di captazione e rilascio delle acque operate dall'uomo (Nonnis Marzano et al., 2014). In alcune aree, inoltre, i reticoli idrografici artificiali sono ormai diventati preponderanti rispetto a quelli naturali.

Per quanto riguarda lo sfruttamento delle risorse, oltre alla pesca sportiva, una forte pressione è data dal bracconaggio, che nei contesti montani è ancora in grado di incidere fortemente sui popolamenti a Salmonidi, mentre nelle zone planiziali, anche grazie alla scarsa capacità di controllo esercitata da parte degli enti deputati a tale attività, è un fenomeno in crescita e in grado di distruggere intere popolazioni (Nonnis Marzano et al., 2014). Legato alla pesca sportiva, vi è invece il problema delle pratiche di ripopolamento che, in passato, sono state effettuate sia da enti locali (province e regioni) sia da associazioni di pescatori senza un controllo diretto da parte delle pubbliche amministrazioni, creando enormi danni. Ad oggi la normativa sulle immissioni è molto più restrittiva, anche se quelle di specie alloctone sono ancora consentite e si prevedono ulteriori aggiornamenti legislativi (si veda par. 3.2).

Resta attuale invece il problema dei ripopolamenti illegali che sono responsabili della continua introduzione di specie e genotipi alloctoni spesso invasivi. L'introduzione di specie e genotipi esotici è considerata una delle pratiche che ha causato la più grave perdita di biodiversità in tutto il mondo (Gurevitch & Padilla, 2004; Leprieur et al., 2008), e questo impatto è particolarmente importante nei confronti dei pesci (Darwall & Freyhof, 2016). Una volta introdotte, le popolazioni non native possono determinare il declino delle popolazioni autoctone e talvolta anche la loro estinzione (Carosi, 2015; Castaldelli et al., 2013; Simberloff, 2010). In alcuni casi questa invasione è stata talmente massiccia che le specie invasive d'acqua dolce hanno superato in numero quelle autoctone, così come accaduto in Italia (Bianco & Ketmaier, 2001) e in altri paesi dell'area mediterranea come la Spagna (Hermoso & Clavero, 2011) e Israele (Roll et al., 2007).

Come accennato, le diverse tipologie di minacce possono interagire tra loro, e spesso queste interazioni si concatenano determinando un effetto negativo a cascata. Ad esempio, l'inquinamento e il prelievo di acqua per le attività umane interagiscono tra loro, diminuendo le portate e aumentando di conseguenza la concentrazione degli inquinanti nei corpi idrici, aggravando il loro impatto (Prat & Munné, 2000). A sua volta, l'inquinamento è in grado di favorire l'invasione delle specie aliene, le quali mostrano una maggiore capacità di insediamento in presenza di scarsa qualità ambientale (Bunn & Arthington, 2002; Cowx & Collares-Pereira, 2002; Dudgeon et al., 2006; Moyle & Light, 1996), al contrario di quelle autoctone che sono meno tolleranti e che necessitano di elevata qualità dell'acqua (Darwall, 2009; Mejía-Mojica, 2015). Allo stesso modo, l'aumento delle temperature e la riduzione delle precipitazioni dovute ai cambiamenti climatici, potrebbero determinare un'accentuazione delle alterazioni idromorfologiche già in atto (Blinda et al., 2007), con conseguente: i) ulteriore perdita di habitat, ii) riduzione del potere di diluizione degli inquinanti, iii) incremento della frammentazione fluviale e iv) incremento dell'insediamento di specie invasive (Carosi, 2015; Fenoglio et al., 2010; Nonnis Marzano et al., 2014). Ciò potrebbe portare a una inesorabile perdita di biodiversità nel corso del XXI secolo (Splendiani et al., 2016), che probabilmente coinvolgerà principalmente le specie d'acqua dolce (Pereira et al., 2010; Sala et al., 2000). Secondo le previsioni di Xenopoulos et al. (2005), a 70 anni dal loro studio i cambiamenti climatici globali causeranno la perdita di oltre il 75% della biodiversità ittica nei sistemi fluviali.

La perdita di biodiversità associata all'insieme di tutte queste problematiche è purtroppo in continuo aumento. I pesci d'acqua dolce costituiscono il 25% dei vertebrati presenti sulla terra e sono tra i *taxa* globalmente più minacciati (Darwall et al., 2009; Duncan & Lockwood, 2001). Tra questi, quelli dell'area mediterranea ed in particolare dell'Italia (Smith & Darwall, 2006), sono i più sensibili a causa dell'elevata presenza di endemismi (Abell et al., 2008; Myers et al., 2000a). Più del 70% di queste specie endemiche di pesci sono in pericolo di estinzione o sono già estinte (Smith & Darwall, 2006), e questo dato è tre volte più alto di quello degli altri gruppi tassonomici che vivono nella stessa area (Hermoso & Clavero, 2011). La speranza per il futuro mantenimento degli ecosistemi e delle specie ittiche d'acqua dolce è riposta nelle direttive europee indirizzate alla salvaguardia della risorsa idrica e alla qualità degli ambienti acquatici e nel nuovo Regolamento Europeo sul Ripristino della Natura. Tuttavia, mentre a livello europeo circa il 45% delle specie ittiche è tutelato da specifica normativa (Fochetti, 2012), in Italia, dove il numero di endemismi è talmente elevato da essere considerato uno dei paesi più importanti in Europa in quanto a biodiversità ittica (Meraner & Gandolfi, 2018; Smith & Darwall, 2006), questa percentuale è solo del

9,7% (Fochetti, 2012). Gli strumenti normativi per la salvaguardia degli ambienti d'acqua dolce e dei suoi popolamenti sono la Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (DQA), che ha lo scopo di proteggere e incrementare la qualità di tutti gli ecosistemi d'acqua dolce nell'Unione Europea e promuovere un uso sostenibile della risorsa; la Direttiva Habitat 92/43/CEE (DH), che mira a garantire la conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche (vedi "BOX: Monitoraggio e rendicontazione della Direttiva Habitat"); le integrazioni fra queste due Direttive relativamente agli obiettivi e alle misure di conservazione e al monitoraggio, che sono previste dalla DQA (vedi par. 3.1).

Inoltre tra gli obiettivi prioritari che l'Unione Europea ha individuato con la Strategia Europea della Biodiversità al 2030 e che gli Stati Membri si sono impegnati ad attuare entro il 2030, vi è quello volto al ripristino degli ecosistemi d'acqua dolce mediante azioni che possano ristabilire lo scorrimento libero di almeno 25.000 km di fiumi, eliminando le barriere obsolete e ripristinando le pianure alluvionali per riconnettere gli alvei, in coerenza con la pianificazione di bacino e con i documenti di indirizzo europei.

Questa azione rientra anche tra le misure specifiche richieste dal nuovo Regolamento sul Ripristino della Natura secondo cui gli Stati membri dovranno identificare e rimuovere le barriere artificiali che ostacolano la connessione delle acque superficiali, in conformità appunto con quanto richiesto dalla Strategia Europea della Biodiversità al 2030.

2.7 Stato di conservazione, trend e fattori di minaccia alla sopravvivenza della trota mediterranea

Originariamente la trota mediterranea è stata inserita con il nome scientifico di *Salmo macrostigma* nell'Allegato II della Direttiva Habitat (92/43/CEE) tra le specie animali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di Zone Speciali di Conservazione (Genovesi et al., 2014). A seguito delle revisioni tassonomiche della checklist art. 17 proposte dopo ogni ciclo di rendicontazione dagli Stati Membri e concordate con l'European Topic Centre on Biological Diversity (ETC/BD), la specie è stata denominata e rendicontata nel III Rapporto ex art. 17 come *Salmo cettii* (codice 5349). Tale denominazione è stata mantenuta anche nel IV Rapporto (2013-2018) raggruppando, ai fini della rendicontazione, le due specie *S. cettii* (*sensu stricto*), trota siciliana, e *S. ghigii*, trota mediterranea, che tuttavia vengono considerati due *taxa* distinti dalla maggioranza della comunità scientifica e dal 2025 anche dalla IUCN (par. 2.1).

La mappa di distribuzione della trota mediterranea e della trota siciliana nelle tre regioni biogeografiche italiane è illustrata in Figura 2.7.a. Le valutazioni dello stato di conservazione realizzate per il IV Report (periodo 2013-2018) risultano "sfavorevole cattivo" (U2) nelle tre regioni biogeografiche, con un andamento in decremento (D) nelle regioni alpina e continentale, e in incremento (I) nella sola regione mediterranea (vedi "BOX: Monitoraggio e rendicontazione della Direttiva Habitat"). Rispetto al ciclo precedente di reporting nazionale (III report, periodo 2007-2012), si è registrato un miglioramento nel trend complessivo connesso alla regione biogeografica mediterranea (da "decremento" a "incremento"), mentre lo stato di conservazione complessivo è rimasto invariato in tutte le regioni biogeografiche.

I principali fattori di minaccia e di pressione emersi nel IV Report (Tabella 2.7.a) sono legati all'estrazione e alla coltivazione di risorse biologiche viventi diverse dall'agricoltura e dalla selvicoltura (categoria G), alla presenza di specie alloctone e problematiche (categoria I), alle variazioni dei regimi idrici di origine antropica (categoria K) e ai processi naturali ad esclusione di quelli legati alle catastrofi e i processi indotti da attività umane o cambiamenti climatici (categoria L). A questi fattori seguono, esclusivamente nella regione biogeografica continentale, le pressioni legate ai cambiamenti climatici (categoria N).

BOX: Monitoraggio e rendicontazione prevista dalla Direttiva Habitat

La Direttiva Habitat stabilisce, tra le altre cose, che ciascuno Stato membro avvii attività di sorveglianza dello stato di conservazione delle specie di interesse comunitario elencate nei suoi allegati presenti nel territorio nazionale (art. 11) all'interno e all'esterno della Rete Natura 2000. I risultati derivanti dalle attività di monitoraggio, così come disciplinate dall'art. 7 del DPR 357/97, devono essere trasmessi alla Commissione Europea ogni sei anni attraverso un report nazionale (art. 17), in modo da valutare l'efficacia delle misure di gestione e conservazione messe in atto, e di verificare i progressi compiuti nel mantenimento/ripristino dello stato di conservazione favorevole delle specie.

Il sistema di reporting della Direttiva prevede l'elaborazione di una mappa di distribuzione della specie (griglia standard a maglia quadrata di 10 km di lato) e la compilazione di un format con dati relativi a quattro parametri (range, popolazione, habitat, prospettive future) in ciascuna regione biogeografica (alpina, continentale, mediterranea) di presenza della specie, oltre a fornire informazioni su pressioni, minacce e misure di conservazione. Lo stato di conservazione ottenuto combinando le valutazioni dei quattro parametri ed espresso attraverso le seguenti categorie: "favorevole" (FV), se la specie è in grado di prosperare senza alcun cambiamento della gestione e delle strategie attualmente in atto; "sfavorevole-inadeguato" (U1), per le specie che richiedono un cambiamento delle politiche di gestione, ma non a rischio di estinzione; "sfavorevole-cattivo" (U2), se la specie è in serio pericolo di estinzione; "sconosciuto" (XX) se i dati non sono sufficienti per la valutazione. La tendenza complessiva per una specie in una data regione biogeografica si basa invece sui trend, nel periodo di riferimento, dei parametri "range", "popolazione" e "habitat per la specie", ed è espresso in quattro categorie: "incremento" (I), "stabile" (S), "decremento" (D) e "sconosciuto" (Unk).

La rendicontazione prevista ai sensi dell'art.17 della Direttiva Habitat prevede inoltre l'individuazione, a livello biogeografico, delle principali pressioni e minacce che possono avere un'azione diretta sul declino delle dimensioni e della distribuzione delle popolazioni o del suo habitat, o un'azione indiretta che impedisce il ripristino di uno stato di conservazione favorevole della popolazione. Con questi termini si intendono tutte le azioni e i fattori che possono avere un impatto sulla conservazione e la sopravvivenza a lungo termine di una specie di interesse comunitario (o del suo habitat), e si distinguono in:

- "Pressioni" se le azioni o i fattori hanno agito in passato (negli ultimi sei anni), e/o sono tuttora in atto. I dati rendicontati nel IV Report fanno riferimento quindi ai sei anni compresi nel relativo ciclo di reporting (2013-2018).
- "Minacce" se le azioni o i fattori possono agire in futuro minacciando la sopravvivenza della specie. I dati rendicontati nel IV Report fanno riferimento quindi ai 12 anni successivi, ovvero a due cicli di reporting futuri (2019-2030).

È tuttavia possibile che lo stesso impatto sia contemporaneamente una pressione e una minaccia, se tale impatto è attuale e si ritiene possa continuare in futuro.

Per ciascuna specie in ogni regione biogeografica di presenza, nel IV Report si possono riportare fino a dieci pressioni e dieci minacce, sulla base della lista ufficiale europea (circa 210 tipologie organizzate in 14 categorie di 1° livello gerarchico). Per la rendicontazione è inoltre previsto che ad ogni pressione venga associato una classe di importanza (*ranking*) del loro impatto (H = High, elevato; M = Medium, medio).

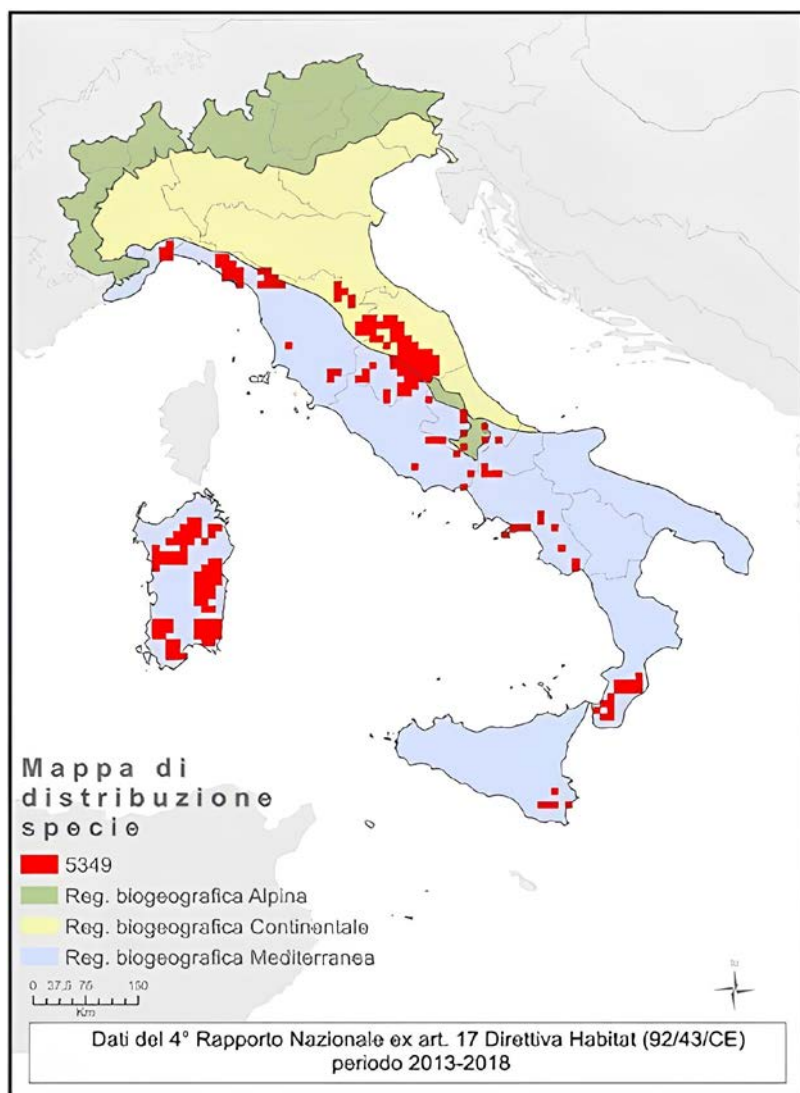


Figura 2.7.a - Distribuzione di *Salmo cettii* nelle tre regioni biogeografiche Italiane ai sensi della Direttiva Habitat ex art. 17 (2013-2018). Si noti che per il IV Rapporto è stato realizzato una mappa che include sia *Salmo cettii* (sensu stricto) che *S. ghigii* e pertanto di seguito è indica in rosso la distribuzione di entrambi i taxa.

Tabella 2.7.a - Pressioni e minacce, e relative classi di impatto (A = alto; M = medio), che influiscono sullo stato di conservazione della trota mediterranea in ciascuna regione biogeografica (ALP = alpina; CON = continentale; MED = mediterranea). Elenco tratto dal IV Report della Direttiva Habitat (periodo 2013-2018).

Pressione o minaccia		Classe di impatto in regioni biogeografiche di presenza		
Descrizione delle categorie settoriali	Codici	ALP	CON	MED
Raccolta (pesca sportiva) di pesci e molluschi d'acqua dolce	G06	A	M	A
Gestione degli stock ittici e della selvaggina	G08	M	M	A
Caccia illegale, uccisioni illegali	G10	A	A	A
Introduzione e diffusione di specie (incluse le specie aliene e OGM) nell'acquacoltura d'acqua dolce	G24	-	M	M
Specie alloctone invasive (diverse da specie di interesse per UE)	I02	A	M	A
Inquinamento delle acque di superficie e freatiche (limniche e terrestri) da fonti miste	J01	M	M	M
Prelievo di acque superficiali, freatiche e miste	K01	A	M	M
Costruzione e operatività di dighe	K03	M	M	M
Relazioni interspecifiche (competizione, predazione, parassitismo, agenti patogeni)	L06	A	A	M
Variazioni di temperatura (es. innalzamento delle temperature e dei valori estremi) dovute a cambiamenti climatici	N01	-	A	-

A ciascuna di queste pressioni è associato un grado (*ranking*) di impatto che può essere alto (A) o medio (M). Sulla base della classe di impatto, per la trota mediterranea il fattore di pressione/minaccia più elevato risulta essere il prelievo illegale di specie (G10) nelle tre regioni biogeografiche e, nella regione alpina e mediterranea, dalla raccolta (sportiva) di pesci e molluschi d'acqua dolce (G06), e nella fattispecie dalla pesca sportiva della specie stessa, nonché da pressioni legate a competizione e parassitismo (L06).

Tra tutte quelle elencate tuttavia, riteniamo meritevole di ulteriore approfondimento l'introduzione di specie aliene. La maggior parte degli autori, infatti, concorda nel considerare in particolare l'introduzione della trota fario di origine atlantica, una delle maggiori cause della rarefazione della trota mediterranea. La trota fario atlantica (*Salmo trutta*) è considerata una delle 100 specie più invasive al mondo (Jonsson & Jonsson, 2011; Lowe et al., 2000), e esemplari d'allevamento di questa specie sono stati per molti anni massicciamente introdotti nel reticolo idrografico italiano per fini alieutici (Lobón-Cerviá et al., 2019; Rossi et al., 2019; Zaccara et al., 2015). Queste introduzioni hanno determinato un vero e proprio sconvolgimento nelle popolazioni naturali di trota mediterranea, ibridandosi con esse, soppiantandole, o relegandole nelle zone alte dei corsi di fiumi e torrenti. Le cause che hanno determinato questo predominio di un ceppo sull'altro sono molteplici: la competizione per l'habitat e le risorse trofiche, la predazione, la diffusione di patologie, e in particolar modo l'introggressione genetica che ha profondamente alterato le caratteristiche delle popolazioni naturali (Berrebi et al., 2000; Lorenzoni et al., 2019c; Rossi et al., 2019; Splendiani et al., 2016; Splendiani et al., 2019). L'introggressione genetica dovuta a ibridazione è nota come una delle cause che possono determinare l'estinzione di specie autoctone (Rhymer & Simberloff, 1996). Questo è particolarmente vero per i Salmonidi che si ibridano facilmente tra di loro (Lorenzoni et al., 2019c) e che vengono massicciamente impiegati in Italia ai fini di pesca sportiva (Pedicillo et al., 2010; Splendiani et al., 2016b). Nel caso della trota mediterranea l'ibridazione con esemplari d'allevamento di ceppo atlantico altera la diversità ed elimina gli adattamenti delle popolazioni native alle condizioni locali (Sanz, 2018). Nonostante l'isolamento geografico, la scarsa accessibilità di molti torrenti montani e le caratteristiche idrologiche degli Appennini, che in Italia hanno contribuito a preservare inalterate le caratteristiche genetiche di alcune popolazioni native di trota (Duchi, 2018; Lorenzoni et al., 2019c; Splendiani et al., 2013, 2019), ad oggi la maggior parte di queste sono costituite da trote di origine atlantica o da ibridi tra quest'ultima e quella nativa (Lobón-Cerviá et al., 2019; Splendiani et al., 2016). Basti pensare che meno del 3% delle popolazioni appenniniche di trota mediterranea sono considerate pure e prive di introggressione genetica causata da trote atlantiche di origine domestica (Splendiani et al., 2016). Pertanto, la trota mediterranea è stata inserita come specie "a rischio critico di estinzione" (CR) nella Lista Rossa dei Vertebrati Italiani (Rondinini et al., 2013, 2022). Tale status conservazionistico è conferito poiché *"la consistenza delle popolazioni native risulta essere minima a causa dei ripopolamenti con esemplari d'allevamento di origine atlantica, con effetti di ibridazione e introggressione"*, ed è stimato un declino delle popolazioni pari all'80% nel prossimo futuro. Va inoltre considerato che minacce alle popolazioni autoctone di trota mediterranea possono derivare anche da immissioni di esemplari di trota mediterranea nativi di altre aree, per esempio altri bacini idrografici, e pertanto geneticamente differenziati (cap. 2.5).

3 Quadro normativo di riferimento

3.1 Normativa sulla conservazione della specie

La trota mediterranea, come indicato nel precedente paragrafo, è tutelata dalla Direttiva Habitat 92/43/CEE e, essendo inserita nell'Allegato II, per la sua tutela devono essere designati Siti di Interesse Comunitario/Zone Speciali di Conservazione (SIC/ZSC) all'interno dei quali devono essere stabiliti specifici obiettivi e misure di conservazione sito-specifiche che ne garantiscano il mantenimento o il raggiungimento in uno Stato di Conservazione Favorevole (SCF) (vedi "BOX: Monitoraggio e rendicontazione prevista dalla Direttiva Habitat" e par. 2.7).

L'art. 6.2 della Direttiva Habitat prevede che a livello del singolo sito devono essere adottate le opportune misure di conservazione (che possono essere inserite in Piani di gestione o nelle Misure di Conservazione definite anche a livello regionale/provinciale) al fine di evitare il degrado degli habitat nonché la perturbazione delle specie per la cui tutela tale sito è stato designato.

La Direttiva Quadro Acque (Dir. 2000/60/CE, DQA), recepita integralmente nella parte terza del D. Lgs. 152/06 (Testo Unico Ambientale, TUA), costituisce la norma principale per la gestione e la tutela dei corpi idrici e degli ecosistemi associati, sia per le acque interne che per le marine-costiere. A tal fine, essa impone, quale obiettivo per tutti i corpi idrici, il raggiungimento del buono stato ambientale (art. 4 DQA; art. 76-79 TUA), attraverso un Piano di Gestione del Distretto Idrografico (PGDI), più comunemente detto Piano di gestione delle Acque (PGA) (art. 13 DQA; art. 117 TUA).

Fra gli obiettivi della DQA, vi è quello di concorrere al raggiungimento degli obiettivi di tutela di altre Direttive in campo ambientale, fra cui le Direttive "Uccelli" e "Habitat". L'integrazione degli obiettivi e delle misure di tutela e del monitoraggio va attuata in particolare nei Siti Natura 2000 (SIC/ZSC e ZPS) e nelle aree protette (EUAP, 2010)³ in cui sono presenti specie ed habitat di interesse comunitario per le quali il mantenimento o il miglioramento dello stato ecologico delle acque è un fattore importante per la loro sopravvivenza. La DQA prevede che in queste aree si debbano:

1. raggiungere gli obiettivi di tutela fissati dalle tre Direttive (Direttiva Quadro Acque, Direttiva "Habitat" e Direttiva "Uccelli" - art. 4.1.c DQA), ovvero lo stato di conservazione "soddisfacente" per specie e habitat (art. 1, HD) e lo stato ecologico "buono" dei corpi idrici (DQA), considerando l'obiettivo di tutela più restrittivo;
2. effettuare attività di monitoraggio integrate secondo quanto previsto dalle suddette tre direttive (art. 8.1 DQA);
3. integrare e coordinare le misure di gestione necessarie al raggiungimento degli obiettivi di cui al punto 1, incluse nel Piano di Gestione di Distretto Idrografico (art. 13 DQA) e nei Piani di gestione dei Siti Natura 2000 e di aree protette o nelle Misure di Conservazione definite a livello di sito o a livello regionale/provinciale.

L'integrazione fra le Direttive "Acque", "Habitat" e "Uccelli" rientra nel quadro introdotto dalla DQA che ha, tra l'altro, l'obiettivo di assicurare che gli strumenti adottati con la pianificazione a scala di distretto idrografico contribuiscano e non siano in contrasto al raggiungimento degli obiettivi posti da altre normative comunitarie in materia ambientale o dai corrispondenti strumenti di pianificazione definiti a scala di sito. Pertanto, nel caso in cui una specie tutelata dalla Direttiva Habitat sia presente in una ZSC/ZPS, il Piano di Gestione di Distretto Idrografico (PGDI) dovrebbe prevedere delle misure per il raggiungimento degli obiettivi di conservazione della specie nel sito, integrate con le misure di conservazione definite a scala locale dai Piani di Gestione o dalle Misure di conservazione (Rapporti ISPRA 107/2010 e 153/2011⁴).

³ Queste aree protette che presentano corpi idrici o specie e habitat dipendenti dagli ecosistemi acquatici (la cui lista è stata pubblicata nel Rapporto ISPRA 107/2010 e nel documento delle Linee guida del MATTM - vedi testo) sono incluse in un "Registro aree protette" del Piano di Gestione di Distretto Idrografico (art. 6 - DQA).

⁴ Le indicazioni sull'integrazione delle tre Direttive (Direttiva Quadro "Acque", Direttiva "Habitat" e Direttiva "Uccelli") per gli aspetti relativi alla pianificazione e al monitoraggio sono descritte nel Rapporto tecnico ISPRA n. 153/2011 che è stato considerato dal Comitato paritetico per la Strategia Nazionale sulla Biodiversità un documento di indirizzo per le Regioni e le Autorità di distretto idrografico.

Le Linee guida per l'indicazione di obiettivi specifici per i corpi idrici ricadenti nelle aree protette naturali e Siti Natura 2000 (<https://www.mase.gov.it/portale/web/guest/linee-guida-per-l-indicazione-di-obiettivi-specifici-per-i-corpi-idrici-ricadenti-nelle-aree-protette-naturali>) sono state definite nel 2018 dall'ex MATTM col supporto di ISPRA e con la collaborazione di esperti delle specie e habitat tutelati dalle Direttive Habitat e Uccelli. Queste forniscono indicazioni su come integrare gli obiettivi di tutela delle tre Direttive nelle Aree protette e nei Siti Natura 2000 incluse nei Registri delle Aree protette dei Piani di Gestione del Distretto Idrografico (PGDI). Tali Linee guida tengono conto anche del documento della Commissione Europea relativo a "Links between the Water Framework Directive (Wfd 2000/60/CE) and Nature Directives (Birds Directive 2009/147/EC and Habitats Directive 92/43/EEC)" che fornisce un indirizzo generale per gli Stati Membri per l'integrazione degli obiettivi ambientali della DQA con quelli definiti per le Aree protette/Siti Natura 2000. Secondo tale documento occorre identificare ogni aspetto dello stato delle acque ricadenti nell'Area protetta/Sito Natura 2000, che ha un'influenza diretta o indiretta sul raggiungimento o sul mantenimento dello Stato di Conservazione Favorevole (SCF) degli habitat e delle specie di interesse comunitario che dipendono dall'ambiente acquatico.

La DQA fornisce un quadro di riferimento, come descritto nelle Linee guida proposte dall'ex MATTM, per l'individuazione degli obiettivi da raggiungere e delle misure di tutela da applicare, nel caso di eventuali obiettivi specifici: ad esempio, se in un Sito Natura 2000 vi sono una o più specie o habitat che per raggiungere lo SCF necessitano di condizioni ecologiche migliori per il raggiungimento dello stato ecologico "buono", anche solo per un parametro degli Elementi di Qualità (EQ) del corpo idrico, occorre definire misure supplementari affinché tali EQ raggiungano lo stato "elevato".

Nel caso specifico di *Salmo ghigii* (ex *Salmo cetti*), gli **Elementi di Qualità** definiti dalla DQA che dovrebbero raggiungere lo stato "elevato" ai fini del mantenimento o raggiungimento dello "Stato di Conservazione Favorevole" sono i seguenti:

- ✓ **EQ Fauna Ittica**
- ✓ **EQ Idromorfologici:** regime idrologico; continuità fluviale; morfologia;
- ✓ **EQ Fisico-chimici:** ossigenazione; nutrienti; acidificazione; condizioni termiche; conducibilità;
- ✓ **EQ Chimici:** sostanze inquinanti di cui alle tabelle dell'allegato 1, parte III, D.lgs. 152/2006 e s.m.i.; sostanze inquinanti non ricomprese nelle tabelle dell'allegato 1, parte III, D.lgs. 152/2006 e s.m.i.

Le Linee guida dell'ex MATTM sull'integrazione delle Direttive DQA e Habitat riportano la tabella 2A nella quale vengono fornite le indicazioni sui valori di riferimento dei parametri fisico-chimici per i Salmonidi e i Ciprinidi ripresi dal DM 260/2010. Per maggiori informazioni si rimanda al documento pubblicato sul sito del MATTM (https://www.mase.gov.it/portale/documents/d/guest/linee_guida-pdf-1).

3.2 Normativa sulle immissioni

Le immissioni di specie autoctone e alloctone in natura sul territorio nazionale sono regolamentate dal DPR 357/1997 e successive modifiche "Regolamento recante attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e semi-naturali, nonché della flora e della fauna selvatiche", nonché, per quanto concerne gli aspetti sanitari, dal D.lgs. 136/2022 (a cui si rimanda) di "Attuazione dell'articolo 14, comma 2, lettere a), b), e), f), h), i), l), n), o) e p), della legge 22 aprile 2021, n. 53 per adeguare e raccordare la normativa nazionale in materia di prevenzione e controllo delle malattie animali che sono trasmissibili agli animali o all'uomo, alle disposizioni del regolamento (UE) 2016/429 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 9 marzo 2016".

In particolare, l'art.12 del DPR 357/1997 disciplina le reintroduzioni di specie in allegato D (specie autoctone che richiedono una protezione rigorosa, che corrispondono a quelle inserite nell'Allegato IV della Direttiva Habitat) e le introduzioni di specie "non locali". Tale decreto è stato oggetto di diverse modifiche nel corso degli anni. La modifica più recente, che definisce il quadro normativo attualmente in vigore, è stata introdotta dal DPR 102 del 5 Luglio 2019 "Regolamento recante ulteriori modifiche dell'articolo 12 del decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n.357, concernente attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione di habitat naturali e semi-naturali, nonché della flora e fauna selvatica". La trota mediterranea non rientra nelle specie elencate in allegato D.

Per quanto concerne le specie non autoctone, il DPR 102/2019 conferma il generale divieto di immissione in natura di specie e di popolazioni non autoctone (già previsto dal DPR 120/2003 e ribadito all'art. 2

comma 1), ma introduce la possibilità di deroga a tale divieto (art. 2, comma 4). Il decreto precisa, inoltre, che il divieto si applica anche nei confronti di specie e popolazioni autoctone in Italia, quando la loro introduzione è prevista in territori esterni all'area di distribuzione naturale. Tale passaggio risulta particolarmente importante nel caso di specie ittiche la cui autoctonia è spesso definita a livello di bacino. L'istanza per richiedere al Ministero dell'Ambiente e Sicurezza Energetica l'autorizzazione in deroga per l'immissione in natura di specie non autoctone deve essere presentata da Regioni, Province autonome o Enti gestori delle aree protette nazionale e può essere concessa per motivate ragioni di rilevante interesse pubblico, connesse a esigenze ambientali, economiche, sociali e culturali, e comunque in modo che non sia arrecato alcun pregiudizio agli habitat naturali nella loro area di ripartizione naturale né alla fauna e alla flora selvatiche locali (art.2, comma 4).

Si sottolinea come la formulazione adottata dal DPR 102/2019 risulti totalmente aderente alla formulazione della Direttiva europea 92/43/CEE di riferimento che all'art.22 dispone che "l'introduzione intenzionale nell'ambiente naturale di una specie non locale del proprio territorio sia disciplinata in modo da non arrecare alcun pregiudizio agli habitat naturali nella loro area di ripartizione naturale né alla fauna e alla flora selvatiche locali".

L'autorizzazione all'immissione è rilasciata dal Ministero dell'Ambiente e Sicurezza Energetica (MASE, ex MiTE), sentiti il Ministero dell'Agricoltura, della Sovranità Alimentare e delle Foreste (MASAF) e il Ministero della Salute previo parere dell'SNPA e sulla base della valutazione di uno studio del rischio che l'immissione comporta per la conservazione delle specie e degli habitat naturali e di criteri definiti dal Ministero dell'Ambiente in un apposito decreto: il DM 2 aprile 2020 "Criteri per la reintroduzione e il ripopolamento delle specie autoctone di cui all'allegato D del decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357, e per l'immissione di specie e di popolazioni non autoctone".

Nel DM 2 aprile 2020 ("Decreto criteri") sono definiti nel dettaglio i contenuti dello studio del rischio da presentare per la richiesta di deroga, in particolare l'allegato 3 è dedicato alle richieste di immissione di specie non autoctone per motivazioni diverse dal controllo biologico. In sintesi, lo studio del rischio, oltre a fornire i limiti spaziali e temporali per cui si richiede l'immissione, deve analizzare in dettaglio i possibili impatti negativi arrecati dall'immissione della specie non autoctona su flora, fauna e habitat naturali locali (non solo le specie e gli habitat protetti ai sensi della Direttiva Habitat) nell'area interessata dall'immissione e nelle aree di possibile espansione della specie non autoctona. Lo studio deve quindi mettere in evidenza i possibili benefici che l'immissione può comportare (unicamente dal punto di vista ambientale ed ecologico, non economico).

Per determinare se l'immissione della specie alloctona arrechi un pregiudizio a specie e habitat locali, il comma 4 dell'art. 3 del DM 2 aprile 2020 precisa, infatti, che deve essere svolta una valutazione complessiva dei possibili rischi e benefici ambientali ed ecologici legati all'immissione della specie non autoctona. Lo stesso decreto all'art. 3 comma 6 specifica che il divieto di immissione di specie non autoctone si applica anche ad ambienti artificiali o alle strutture di contenimento da cui non è possibile escludere il rischio di fuga. Il decreto fa esplicito riferimento ai laghetti di pesca sportiva.

Infine, lo studio del rischio deve contenere un dettagliato piano di monitoraggio post-rilascio di durata adeguata a valutare eventuali effetti negativi causati dall'immissione e un altrettanto dettagliato piano di interventi nel caso di impatti negativi imprevisti.

Con la L. N. 234 del 30 dicembre 2021 (art. 1, comma 835) è stata stabilita l'istituzione di un Nucleo di ricerca e valutazione finalizzato ad analizzare le condizioni che determinano il divieto di immissione di specie ittiche non autoctone ai sensi della normativa precedentemente descritta. Tale Nucleo, istituito presso il MASE con Decreto N. 307 del 19 ottobre 2022, era composto da rappresentanti del MASE, del MASAF, di ISPRA, delle Regioni e delle Province autonome e ha concluso i propri lavori il 30 settembre 2024. La medesima legge sopra citata (comma 837) prevedeva – tenuto conto dei lavori del Nucleo di ricerca e valutazione e sentiti la Conferenza permanente per i rapporti tra lo stato, le regioni e le Province autonome di Trento e di Bolzano e L'ISPRA – l'adozione da parte del MASE di un Decreto recante "Definizione di specie ittiche di acqua dolce di interesse alieutico riconosciute come autoctone per regioni o bacini". In attesa dell'adozione di tale decreto, rimangono vigenti per la disciplina delle immissioni in natura di specie non autoctone, il DPR 357/97 come modificato dal DPR 102/2019 e il D.M. 2 aprile 2020. In caso di immissione di specie alloctone non autorizzate, sulla base della normativa che disciplina il danno ambientale (vedi BOX: "La normativa sul danno ambientale come strumento di tutela della trota mediterranea") privati cittadini, associazioni o enti (anche pubblici) possono effettuare una denuncia ai

sensi dell'articolo 309 del D. Lgs. 152/2006 per segnalare un possibile danno alle popolazioni di Trota mediterranea causato direttamente o indirettamente dall'immissione. A seguito della segnalazione, il Ministero dell'Ambiente avvia una procedura amministrativa finalizzata all'accertamento del danno. In presenza di un danno e di una responsabilità per dolo o colpa di un soggetto, lo stesso è tenuto ad effettuare misure di riparazione attraverso interventi in concreto.

BOX: La normativa sul danno ambientale come strumento di tutela della trota mediterranea

La direttiva 2004/35/CE ha realizzato, per la prima volta, un quadro comune europeo in materia di danno ambientale, intendendo per "danno ambientale" non un generico impatto su una componente dell'ambiente, ma un peggioramento dello stato di determinate risorse naturali che deve rispondere a precisi criteri. Questa direttiva è trasversale ad altre norme a tutela dell'ambiente (direttive 92/43/CEE "Habitat", 2009/147/CE "Uccelli", 2000/60/CE "Direttiva Quadro Acque", 2008/56/CE "Strategia Marina"), con la conseguenza che la gestione dei casi di danno ambientale deve svolgersi in coerenza con le logiche e con le finalità di tali norme.

Tale direttiva è stata recepita con la parte sesta del Decreto Legislativo 152/2006 che individua il Ministero dell'Ambiente come autorità competente su tutto il territorio nazionale. Per l'attuazione della parte sesta il Ministero si avvale del supporto tecnico del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) (legge 132/2016).

Il "danno ambientale" (articolo 300) è definito dalla norma come un «*qualsiasi deterioramento significativo e misurabile, diretto o indiretto, di una risorsa naturale o dell'utilità assicurata da quest'ultima*»; le "risorse naturali" sono rappresentate da specie protette, habitat naturali protetti, acqua e terreno; le "utilità" sono i servizi materiali e immateriali generati dalla risorsa. Le specie e gli habitat oggetto di danno sono quelli tutelati dalla legge 157/1992 (recepimento della Direttiva Uccelli), dal DPR 357/1997 (recepimento della Direttiva Habitat) e da norme regionali. La trota mediterranea, specie protetta ai sensi del DPR 357/97, può pertanto essere oggetto di un danno ambientale conseguente a qualsiasi azione illecita (per la quale siano dimostrate una responsabilità soggettiva o oggettiva) che incida negativamente, in modo significativo e misurabile, sui seguenti parametri:

- stato di conservazione *sensu* DPR 357/1997 delle sue popolazioni o dei loro habitat, oppure
- stato ecologico dei corsi d'acqua *sensu* Direttiva Quadro Acque e recepimento nazionale qualora rientri, ai sensi dell'allegato 1 alla parte terza del D. Lgs. 152/2006 e s.m.i., nella comunità ittica attesa della zona zoogeografico-ecologica fluviale interessata.

La Linea guida SNPA 33/2021 (<https://www.snpambiente.it/wp-content/uploads/2021/10/LG-SNPA-33-2021-Danno-ambientale.pdf>) riporta i criteri per l'accertamento del danno finalizzati a determinare l'eventuale significatività di un danno alle popolazioni delle specie protette o di un deterioramento dello stato dell'elemento di qualità biologica "fauna ittica" e dei servizi delle relative risorse naturali.

La riparazione di un danno accertato è a carico del responsabile, avviene attraverso interventi in concreto (non è prevista la compensazione monetaria) e prevede sia una riparazione "primaria" delle popolazioni nel sito danneggiato o in un sito alternativo, sia una riparazione "compensativa" che tenga conto del tempo intercorso tra il momento del danno e il completo recupero della risorsa. Esempi di interventi di riparazione primaria e/o di riparazione compensativa sono l'eradicazione di *taxa* alloctoni qualora il danno sia stato causato dalla loro immissione, il ripopolamento o la reintroduzione di individui, il ripristino della continuità e della funzionalità del corso d'acqua, il ripristino della vegetazione ripariale, la creazione di nuovi incubatoi e la fornitura di alimenti o di strumentazione per gli incubatoi già esistenti. Ogni intervento di riparazione deve essere monitorato per un periodo adeguato, in cui, se necessario, si devono attuare azioni correttive secondo la logica della gestione adattativa.

3.3 I soggetti coinvolti nella gestione di specie ittiche e habitat acquatici

Nelle Aree protette (*sensu* Legge Quadro 394/91) e nei Siti Natura 2000 (istituiti in base alle Direttive Habitat e Uccelli), la gestione delle popolazioni di trota mediterranea è di competenza dei rispettivi enti gestori. Tali enti esercitano questa attività attraverso le azioni di conservazione previste nelle rispettive normative e strumenti di gestione (Piani di gestione, Misure di Conservazione, procedimenti di VINCA dei SIC/ZSC, Piani del Parco, Regolamenti e controllo attraverso i Nulla Osta e la vigilanza).

Alle Regioni e alle Province autonome compete anche la gestione delle popolazioni ittiche per scopi alieutici, secondo quanto previsto dalla normativa descritta nel capitolo precedente (3.2). Le associazioni di pescatori sono in genere coinvolte nelle operazioni di rilascio di pesci finalizzate al ripopolamento per scopi alieutici in base a quanto stabilito dalla normativa di riferimento di cui al paragrafo 3.2.

La tutela e gestione dei corpi idrici compete alle Autorità di Distretto Idrografico, alle Regioni e alle Province autonome in cui ricadono, secondo quanto definito nel Piano di Gestione di Distretto Idrografico, in modo integrato con quanto indicato dai Piani di gestione e dalle Misure di conservazione definite a livello di sito o regionale/provinciale. Il loro monitoraggio viene effettuato dalle Regioni o dalle Agenzie Regionali/Provinciali per l'Ambiente (ARPA/APPA). I consorzi di Bonifica hanno competenze relative all'esecuzione, la gestione, la manutenzione e l'esercizio di opere pubbliche di bonifica.

Altri organismi pubblici e privati che possono essere coinvolti a livelli più generali nella gestione e conservazione della specie possono essere le associazioni ambientaliste, di pescatori, ma anche semplici cittadini e appassionati coinvolti attraverso attività di *citizen science*; da segnalare anche il contributo di Università, Centri di ricerca, Musei, Fondazioni, per i loro contributi sulla conoscenza delle caratteristiche ecologiche, stato, minacce che interessano le popolazioni a livello locale e di privati e imprese impegnate nella realizzazione di opere e attività sul territorio, come ad esempio quelle per la produzione di energia elettrica o di laghetti da pesca.

4 Le indicazioni delle Linee Guida

4.1 Obiettivi delle Linee Guida

L'**obiettivo generale** delle presenti Linee Guida è quello di fornire indicazioni agli enti coinvolti nella conservazione della biodiversità, in particolare della trota mediterranea, e alla gestione dei corpi idrici (di cui al par. 3.3), al fine del **raggiungimento dello Stato di Conservazione Favorevole della specie e degli habitat** a cui è legata, attraverso l'attuazione degli strumenti di pianificazione, gestione e monitoraggio stabiliti dalla Direttiva Habitat e dalla Direttiva Quadro Acque, dalla normativa nazionale di recepimento e dalle Strategie Europea e Nazionale sulla Biodiversità al 2030.

Quindi, gli obiettivi specifici delle Linee Guida sono di fornire indicazioni e riferimenti agli Enti e ai soggetti di cui al paragrafo 3.3 finalizzati a:

1. **mantenere o ripristinare la qualità e la quantità degli habitat idonei per la trota mediterranea**, in base ai requisiti ecologici indicati al par. 2.3, attraverso l'eliminazione o la mitigazione delle pressioni che causano impatti su di essi, quali le captazioni idriche, la frammentazione longitudinale e laterale dei corpi idrici, l'artificializzazione degli alvei, l'inquinamento chimico e biologico e la riduzione delle portate, anche al fine di mitigare l'effetto dei cambiamenti climatici sulla specie; **attivare una gestione ecosostenibile dei corpi idrici in cui la specie è presente attraverso l'integrazione degli obiettivi e delle misure di conservazione** definiti negli strumenti di pianificazione dalla scala di bacino a quella di sito (Area protetta/Sito N2000), ed il monitoraggio integrato per la verifica dell'efficacia di tali misure per la conservazione della specie;
2. **eliminare o minimizzare gli effetti dell'introduzione della trota fario di origine atlantica a scopo alieutico** sulle popolazioni autoctone di trota mediterranea e, più in generale, di qualsiasi entità faunistica non autoctona, ivi comprese trote mediterranee originarie di popolazioni non autoctone (es: provenienti da popolazioni geneticamente differenti e/o di altri bacini idrografici);
3. **eliminare il bracconaggio e la pesca non sostenibile**;
4. **tutelare le aree importanti per le popolazioni di trota mediterranea** da sottoporre a stretta tutela e/o da includere nel perimetro di aree protette e/o di Siti Natura 2000;
5. **salvaguardare le popolazioni autoctone di trota mediterranea a livello di bacino idrografico** attraverso strategie gestionali che prevedano interventi di ripopolamento o reintroduzione della trota mediterranea secondo criteri scientifici (riportati nel par 4.4) che garantiscano la semina di uova embrionate e di avannotti di elevata qualità (morfologica, genetica, sanitaria provenienti da riproduttori opportunamente selezionati) ed il successo duraturo dell'intervento.

4.2 Analisi delle minacce da scala di bacino a corpo idrico che ricade nell'Area Protetta o Sito Natura 2000

La tutela degli ecosistemi acquatici costituisce uno degli obiettivi più critici per la conservazione della biodiversità, in quanto tali ecosistemi sono esposti ad una moltitudine di pressioni antropiche che possono agire su di essi a differenti scale. Ad esempio, le pressioni che operano a scala globale sono i cambiamenti climatici, quelle a scala regionale/di bacino sono la frammentazione e la trasformazione territoriale (come bonifiche, urbanizzazione, produzione di energia elettrica, prelievi idrici e di sedimento, alterazione della morfologia di corpi idrici), mentre quelle a scala locale sono costituite da numerosi fattori e processi quali la captazione di acqua per scopi agricoli, l'introduzione di specie alloctone, l'inquinamento, lo stress idrico, l'interramento, il pascolo, l'abbandono di pratiche colturali e di allevamento tradizionali (D'Antoni et al., 2011; Dudgeon et al., 2006; UNEP/CBD/EM-RAIW/1/2).

Pertanto, come indicato nel Rapporto tecnico ISPRA n. 153/2011 (riconosciuto dal Comitato Paritetico per la Biodiversità come documento di indirizzo per le Regioni e le Autorità di Bacino) la definizione di misure di conservazione per la tutela di specie ed habitat legate agli ambienti acquatici in Aree protette/Siti Natura 2000 in ambito fluviale, lacustre e/o costiero necessita di una valutazione delle pressioni che

interessano non solo l'Area protetta, ma anche il bacino idrografico a monte e a valle (D'Antoni & Natalia, 2010; D'Antoni et al. 2011; Saunders et al., 2002; Arillo, 2007).

Tale analisi può essere effettuata prendendo in considerazione i dati e le informazioni desumibili dai diversi strumenti di pianificazione, quali il Piano di Gestione del Distretto Idrografico (PGDI), il Piano di Tutela delle Acque (PTA), il Piano di gestione del rischio di alluvioni (PGRA), i Piani di Assetto Idrogeologico (PAI), il Piano Paesaggistico, scendendo di scala fino al Piano di Gestione del Sito Natura 2000/Area protetta e ai Piani Regolatori Generali dei Comuni (D'Antoni & Natalia, 2010). Tuttavia, il Piano di Gestione di Distretto Idrografico (PGDI) è quello gerarchicamente sovraordinato agli altri strumenti di pianificazione e contiene indicazioni più specifiche riguardo alle pressioni e agli impatti che possono influire sui corpi idrici e quindi sullo stato di conservazione delle specie e degli habitat legati agli ambienti acquatici (D'Antoni & Natalia, 2010). I PGDI previsti dalla Direttiva Quadro Acque definiscono le misure necessarie alla tutela dei corpi idrici e degli ecosistemi collegati e contengono un'analisi delle pressioni e degli impatti sui bacini e sui corpi idrici (art. 5 e Allegato VII punto A.2 della DQA), inclusi quelli che attraversano le Aree protette inserite nel "Registro delle Aree protette" (fra cui le Aree naturali protette e i Siti Natura 2000) definito nel PGDI. L'analisi delle informazioni contenute nei PGDI, disponibili nel WISE (Water Information System Europe) e sui siti web delle Autorità di bacino Distrettuale, permette di identificare un'ampia gamma di pressioni e impatti a diverse scale.

Le principali minacce che mettono in pericolo questa specie, indicate dalla letteratura scientifica e dai risultati del Report ex art. 17 della Direttiva Habitat (par. 2.7), sono considerate: la pesca non sostenibile, il bracconaggio, le captazioni idriche per uso industriale, agricolo, idropotabile e per la produzione di energia idroelettrica che riducono la disponibilità idrica e quindi l'habitat idoneo alla specie, l'interruzione e l'artificializzazione degli alvei fluviali, il prelievo di ghiaia (che causa la distruzione delle aree di frega), l'uso di prodotti fitosanitari (EFSA, 2013; ISPRA, 2015; Van Wijngarden et al., 2005) e l'introduzione di specie esotiche con conseguenti fenomeni di introgressione genetica, competizione interspecifica e diffusione di patogeni (Aparicio et al., 2005; Araguas et al., 2017; Berrebi et al., 2000; Clavero et al., 2010; Dudgeon et al., 2006). La perdita e la frammentazione dell'habitat, causata dalla presenza di barriere fisiche (dighe, sbarramenti) e idrauliche (eccessiva estrazione di acqua e conseguente riduzione della portata dei fiumi) che impediscono i normali spostamenti lungo le aste fluviali, sono minacce di particolare rilievo per la trota mediterranea che determinano la frammentazione e l'isolamento delle popolazioni (cfr. par. 2.5), la riduzione numerica della popolazione con conseguente perdita di variabilità genetica e incremento del livello di inbreeding (Frankham et al., 2010). La frammentazione degli habitat acquatici comporta, inoltre, la riduzione della capacità della trota di rispondere ai cambiamenti climatici per i quali, soprattutto in ambito mediterraneo, si prevede un forte aumento di temperatura dell'acqua e una riduzione sia della concentrazione di ossigeno, sia delle precipitazioni (Almodovar et al., 2012; Ayllón et al., 2019; Buisson et al., 2008; Ficke et al., 2007; Jonsson & Jonsson, 2011). Tra tutte quelle elencate l'introduzione della trota fario di origine atlantica costituisce una delle maggiori cause della rarefazione della trota mediterranea, anche in base a quanto indicato dal comitato Italiano dell'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN) che ha conferito alla specie lo stato "a rischio critico di estinzione" (CR) principalmente a causa dei ripopolamenti con esemplari d'allevamento di origine atlantica, con effetti di ibridazione e introgressione, con un declino stimato delle popolazioni pari all'80% nel prossimo futuro (Rondinini et al., 2013, 2022).

Si fa presente che le minacce da considerare per valutare i possibili impatti sulle popolazioni della trota mediterranea sono quelle indicate nel IV Report ex art. 17 della Direttiva Habitat, descritte nel par. 2.7 desumibili dagli strumenti di pianificazione (PGDI e Piano di gestione del sito) o dai dati di cui dispongono le ARPA/APPA competenti per territorio, gli enti gestori del Sito Natura 2000/Area protetta, o tratti da report di studi svolti a livello locale e/o da pubblicazioni scientifiche. La conoscenza delle minacce per la conservazione della specie, della loro intensità e della scala alla quale agiscono, permette di applicare l'analisi delle minacce, descritta da Battisti et al. (2011) nel Rapporto ISPRA 153/2011 (definita sulla base del metodo proposto da Salafsky et al., 2002, 2003 e 2008), in modo da definire adeguati obiettivi e misure di tutela per i corpi idrici e per la specie nelle aree protette/Siti Natura 2000 in cui è presente, stabilendo le priorità della loro attuazione e le opportune integrazioni (D'Antoni & Causarano, 2013).

4.3 Azioni per la conservazione degli habitat

In questo paragrafo vengono descritte le possibili azioni sull'ambiente fisico (regime idrologico, dinamica dei sedimenti, morfologia dell'alveo) e sulla vegetazione riparia, adeguate a ripristinare buone condizioni per gli habitat della trota mediterranea. In generale, le azioni da attuare possono essere definite solo a seguito dell'analisi delle pressioni e delle minacce e sul bacino che contiene l'area protetta e/o il sito Natura 2000 considerato, di cui nel precedente par. 4.2.

Le azioni di seguito descritte sono sintetizzate nelle Misure di Conservazione indicate nel paragrafo 4.5. Tali misure dovrebbero essere previste nei Piani dei parchi/Piani di gestione o in decreti definiti a livello locale o regionale in relazione ai siti di presenza della trota mediterranea, e nelle Misure previste dai Piani di Gestione di Distretto Idrografico e nei Piani di Tutela.

Le azioni che possono compromettere la qualità dell'habitat di altre specie (rispetto alla trota mediterranea) tutelate dalle Direttiva Habitat e Uccelli o habitat inseriti in allegato I della Dir. Habitat, devono essere sottoposte ad un'apposita Valutazione di Incidenza, in base all'art. 6 della stessa Direttiva secondo quanto indicato nelle relative Linee guida del MASE (<https://www.mite.gov.it/pagina/linee-guida-nazionali-la-valutazione-di-incidenza-vinca-direttiva-92-43-cee-habitat-articolo>) pubblicate sulla Gazzetta Ufficiale della Repubblica italiana n. 303 del 28.12.2019 (19A07968) (GU Serie Generale n° 303 del 28-12-2019).

4.3.1 Interventi di ripristino dell'habitat

La formazione degli habitat fluviali è guidata dall'interazione tra acqua, sedimenti e vegetazione dalla scala di bacino a quella del tratto da riqualificare. Qualunque alterazione di tali variabili nel bacino, ad esempio prelievi idrici e di sedimenti, opere idrauliche, variazioni del tracciato dell'alveo, provoca una risposta nel corso d'acqua alla scala di tratto (Wohl, 2015). Pertanto, se si vogliono migliorare le condizioni di habitat alla scala di tratto (vedasi "BOX: Processi fluviali e habitat: le unità spaziali"), occorre effettuare un'analisi del bacino a monte, individuando quali sono i fattori limitanti e i vincoli su tali variabili (acqua e sedimenti) e procedendo a un'analisi idromorfologica alle diverse scale spazio-temporali (ISPRA, 2016a).

A valle dell'analisi sarà possibile stimare la possibilità di poter agire sul rilascio di acqua e sedimenti (deflussi ecologici cfr. par. 4.3.2) e di rimozione di strutture in alveo, inducendo un naturale recupero di funzionalità (Bussettin & Vezza, 2019; García De Jalón et al., 2017), ossia le cosiddette azioni di "riconnessione", ovvero accelerare o indurre un recupero "limitato" attraverso interventi *ad hoc* sulla morfologia del tratto in esame, c.d. azioni di "riconfigurazione" (cfr. par. 4.3.1 - "Azioni di "ripristino": riconnessione e riconfigurazione"). In ambedue le tipologie di azioni di riqualificazione, gli interventi dovranno essere preceduti da un accurato studio del contesto idromorfologico, per verificare che gli effetti attesi nel tratto in esame non si traducano in impatti su altri elementi biologici o sulla dinamica del corso d'acqua fuori dall'area/sito di conservazione.

BOX: Processi fluviali e habitat: le unità spaziali

I corsi d'acqua sono costituiti da numerose componenti, che interagiscono in un complesso sistema di interrelazioni a diverse scale spaziali e temporali. Per comprendere il loro funzionamento, essi possono venire considerati come un insieme di sottosistemi gerarchicamente organizzati in modo che i livelli (spaziali e temporali) inferiori siano contenuti in quelli immediatamente superiori (Figura b1). Ciascun livello gerarchico è controllato da fattori e processi specifici, ove i livelli superiori controllano via via i processi, i fattori e le condizioni dei livelli gerarchicamente inferiori (ad esempio i processi a scala di tratto possono essere influenzati dai fattori agenti alla scala del bacino; Brierley et al., 2013).

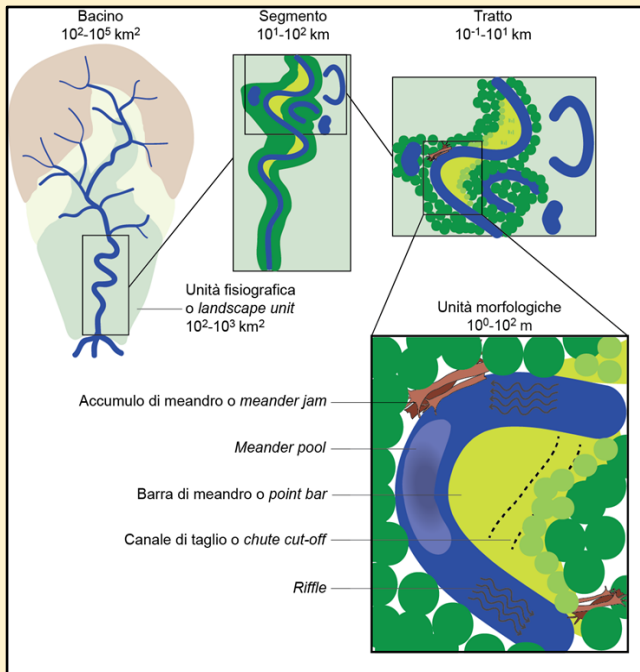


Figura b1 - Schema dell'approccio gerarchico dalla scala del bacino fino alla scala delle unità morfologiche (in basso sono riportate come esempio alcune unità morfologiche). Fonte: ISPRA (2016b).

Per analizzare i processi fluviali con un approccio multiscala, in Italia ISPRA ha proposto il sistema IDRAIM (ISPRA, 2016a). Il sistema include diversi tool di caratterizzazione e di classificazione, tra i quali l'indice di qualità morfologica IQM, metodo adottato in Italia per la classificazione e il monitoraggio idromorfologico dei corpi idrici attraverso il Decreto del Ministero dell'Ambiente n. 260/2010, in attuazione della DQA. L'IQM valuta le condizioni idromorfologiche del corso d'acqua alla scala di *tratto*, ossia per una porzione di corso d'acqua nell'ambito della quale le variabili guida (portate liquide e solide) e le condizioni al contorno sono sufficientemente uniformi da determinare una certa omogeneità in termini di processi morfologici

e relative forme. Un tratto di corso d'acqua viene caratterizzato sulla base di vari aspetti, a partire dalla morfologia dell'alveo (ad es. sinuoso, meandriforme, a canali intrecciati) nel contesto delle sue condizioni di confinamento naturale (tratti confinati, non confinati), che determina le interazioni laterali con versanti e/o pianure.

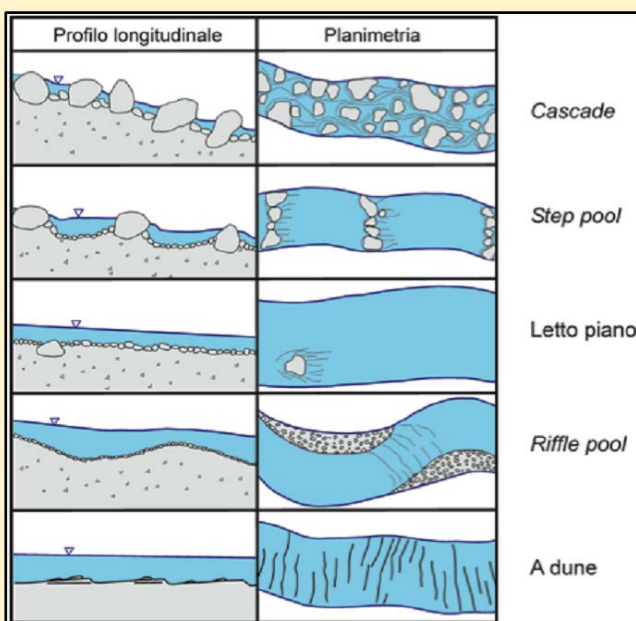


Figura b2 - Morfologie di alvei alluvionali a scala di tratto. Fonte: ISPRA (2016b).

Scendendo a un livello spaziale inferiore si definiscono le *unità morfologiche*, le quali vanno a determinare l'assemblaggio tipico di forme che caratterizzano una certa morfologia fluviale (ad es. sinuosa, meandriforme, a canali intrecciati). Tratti di una stessa tipologia morfologica (ad es. meandriforme), cioè, governati da processi simili, in genere presentano un insieme simile di unità morfologiche (ad es. barre di meandro, *pozza*, *raschio*).

Per quanto riguarda i corsi d'acqua alluvionali (a fondo mobile) a canale singolo, una classificazione ampiamente utilizzata delle morfologie alla scala di tratto e delle rispettive unità morfologiche caratteristiche (configurazioni di fondo) è quella di Montgomery & Buffington (1997) (Figura b2). Una trattazione estensiva sulla classificazione delle unità morfologiche è fornita nel manuale ISPRA 132/2016 (ISPRA, 2016b). Procedendo da monte verso valle lungo un corso d'acqua, si può osservare una teorica successione di unità morfologiche in funzione della variabilità delle condizioni al contorno, quali pendenza della valle e dell'alveo, portata, tipo (ovvero la dimensione) e quantità di sedimento (Figura b3).

Nei tratti montani confinati dai versanti, a energia e pendenza elevate, prevalgono unità di tipo erosivo, scolpite all'interno del substrato roccioso (ad es. *plunge pool*, *rock step*) e/o unità costituite da sedimento di grosse dimensioni quali massi e blocchi (ad es. *cascade*, *rapide*). Procedendo verso valle, nei tratti parzialmente confinati a energia e pendenza medie, si osservano unità deposizionali quali le barre centrali e le isole; cominciano a comparire la pianura alluvionale e le unità ad essa associate (ad es. piana inondabile, zone umide). Nei tratti non confinati, a energia da medio-bassa a bassa, basse pendenze e sedimento fine, la pianura alluvionale acquisisce dimensioni sempre più rilevanti. In tali tratti in genere dominano configurazioni del fondo a *raschio*, *glide* e *pozza*, unità deposizionali situate lateralmente all'alveo (o *bank-attached*), quali barre di meandro e barre laterali. Le unità di pianura alluvionale (ad es. canali secondari, meandri abbandonati, argini naturali) e vegetazione associata occupano una porzione significativa del corridoio fluviale.

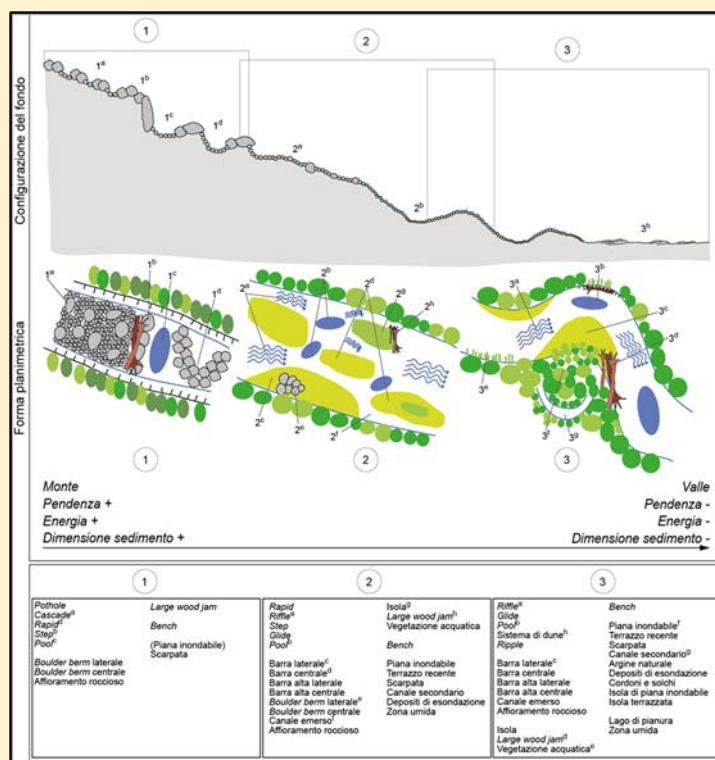


Figura b3 - Schema della successione di unità morfologiche lungo un corso d'acqua, da monte a valle, al variare delle condizioni al contorno. Fonte: ISPRA (2016b).

La scala spaziale delle unità morfologiche (e inferiori) è la più appropriata ai fini della valutazione degli habitat, poiché determina la presenza e diversità degli habitat fisici intesi in senso lato (ovvero non riferiti alla presenza di determinati organismi, specie, popolazione o individuo ma a sostegno di tutto l'ecosistema tipo-specifico) e tale scala è strettamente legata al ciclo di vita di svariate comunità, come ad esempio la fauna ittica (Gosselin et al., 2012; Wilkes et al., 2015). Pertanto, questa scala è la più utile per stabilire le relazioni tra elementi fisici e biologici.

Le unità morfologiche e le unità idrauliche (porzioni di corso d'acqua caratterizzate da condizioni di flusso di superficie e da substrato omogenei, ISPRA, 2016b) in esse incluse, corrispondono generalmente per dimensioni ed estensione alla scala del mesohabitat (circa 10^{-1} - 10^3 m; e.g. Parasiewicz et al., 2013; Zavadil & Stewardson, 2013). Le unità spaziali ancora più piccole (unità sedimentarie e/o vegetazionali o elementi fluviali), come per esempio delle piccole zone di sedimento fine (ad es. sabbia) in mezzo a clasti di grandi dimensioni (ad es. massi), corrispondono invece alla scala del microhabitat (in media 10 cm).

Nei corsi d'acqua naturali, i mesohabitat hanno una dimensione longitudinale dello stesso ordine di grandezza della larghezza dell'alveo in corsi d'acqua a canale singolo, mentre in corsi d'acqua a morfologia transizionale (*wandering*) o a canali intrecciati, essa è dell'ordine di grandezza della larghezza del canale di magra (ISPRA, 2016b).

Azioni di "ripristino": riconnessione e riconfigurazione

L'obiettivo di un completo ripristino degli habitat fluviali è di norma poco realistico. Un tratto fluviale, infatti, nel tempo, assume una determinata morfologia in risposta alle pressioni che agiscono su esso e sul bacino a monte e il recupero delle condizioni passate richiederebbe, oltre alla riduzione delle pressioni, anche la sussistenza di condizioni al contorno equiparabili (ad es. regime idrologico, portate solide, ecc.).

Lo scopo del recupero deve essere più concretamente quello di ricreare habitat ecologicamente funzionanti e funzionali e ristabilire la connettività tra essi. Per ottenere risultati tangibili e duraturi è necessario un approccio a scala di bacino e un recupero quanto più avanzato delle dinamiche fluviali spazio-temporali. In generale, stanti le specifiche caratteristiche fisiografiche e lo sviluppo antropico, nei tratti montani occorre considerare soprattutto gli aspetti relativi all'uso del suolo e alla gestione delle risorse idriche, mentre nei tratti più a valle possono diventare importanti la gestione della piana alluvionale e il controllo degli scarichi puntuali.

Le azioni di riqualificazione fluviale si basano sul recupero di funzioni e di processi caratteristici, in primis il recupero di connettività per acqua, sedimenti e biota nelle diverse dimensioni. In tal senso, è utile menzionare la recente pubblicazione delle Linee guida europee recanti criteri sull'identificazione dei Free-Flowing River sensu SEB 2030 (van de Bund et al., 2024).

Tra le azioni a scopo riqualificativo, si possono citare (Cowx & Welcomme, 1998):

- mantenimento o il recupero a livelli adeguati della connettività longitudinale rimuovendo le barriere artificiali, laddove possibile, o ricorrendo ai passaggi per pesci (previa verifica del rischio per eventuali popolazioni rimaste geneticamente pure proprio grazie all'isolamento);
- gestione della qualità dell'acqua dei tratti montani prendendo in considerazione anche fasce di territorio circostante di adeguata estensione (e le eventuali zone umide e corpi idrici in esse ricadenti);
- ripristino di un adeguato deflusso ecologico a valle di dighe, opere di presa o tratti interessati da diffuso prelievo idrico (par. 4.3.2).

È inoltre fondamentale ristabilire un adeguato livello di connessione laterale.

Relativamente al ripristino delle unità spaziali ecologicamente funzionali ai diversi stadi di sviluppo della trota mediterranea, sulla base di quanto descritto nel par. 2.3, è opportuno valutare:

- L'idoneità alla riproduzione:
 - ✓ Idoneità ambientale delle aree di frega (profondità e velocità dell'acqua, granulometria e stabilità substrato, parametri chimico-fisici: temperatura, concentrazione di ossigeno, ecc.).
 - ✓ Accessibilità alle aree di frega (assenza di barriere fisiche o ecologiche).
 - ✓ Competizione per le aree di frega con altre specie o ibridi.
 - ✓ Tollerabilità pressione su riproduttori, uova e larve (pesca, bracconaggio, predazione, ecc.).
 - ✓ Presenza di specie alloctone ibridabili.
- Adeguata disponibilità di risorse trofiche nel corso dell'anno per le diverse classi di età:
 - ✓ Abbondanza di materiale organico.
 - ✓ Abbondanza di vegetazione spondale e acquatica.
 - ✓ Substrato e altre condizioni idonee alla produzione di invertebrati.
 - ✓ Adeguata copertura e ombreggiamento.
 - ✓ Diversità dei tipi di flusso.
 - ✓ Adeguata sequenza *pozze/raschi* e relative superfici.
 - ✓ Temperature stagionalmente adeguate.
 - ✓ Competizione con altre componenti della ittiocenosi.
- Adeguata disponibilità di ripari e opportunità di auto protezione per le diverse classi di età:
 - ✓ Abbondanza di ripari e opportunità di isolamento.
 - ✓ Competizione per i ripari con altre componenti della ittiocenosi.
 - ✓ Rischio di predazione da parte di altre componenti della zoocenosi.
 - ✓ Pressione alieutica e bracconaggio.

La stima del massimo possibile miglioramento delle condizioni di habitat nel corpo idrico da riqualificare, ovvero del suo potenziale idromorfologico, si fonda su un'analisi del corpo idrico e del bacino sotteso.

Occorre anzitutto identificare le unità spaziali di riferimento per l'analisi (tratti morfologicamente omogenei che compongono un corpo idrico) e caratterizzarle in termini di morfologia dell'alveo, confinamento, portate transitanti, solide e liquide, pressioni su ciascun tratto e sul bacino a monte (prelievi, *hydropeaking*, restituzioni, opere idrauliche quali ad esempio dighe, traverse, briglie, soglie, ecc.). Successivamente, occorre valutare le condizioni attuali sulla base delle pressioni e dell'evoluzione passata. Più precisamente, occorre valutare: 1) l'entità delle alterazioni idrologiche in termini di scostamento rispetto alle condizioni che si avrebbero nel tratto in esame in assenza di prelievi a monte e nel tratto, per capire quali aspetti dello spettro delle portate sono alterati (ad es. durata, frequenza o timing di determinate portate medie o estreme - ISPRA, 2011); 2) le alterazioni sul trasporto solido, attraverso la stima del bilancio di sedimenti; 3) le alterazioni morfologiche attraverso l'approccio sintetizzato dall'Indice di Qualità morfologica, che attraverso una serie di indicatori restituisce una diagnosi sullo stato del tratto che evidenzia gli specifici aspetti che occorre migliorare per ristabilire un buon funzionamento e quindi buone condizioni di habitat fisico; 3) le condizioni di integrità dello specifico habitat, ricorrendo a modelli di habitat alla mesoscala, quali ad esempio il MesoHabsim (ISPRA, 2016b; Vezza et al., 2017; par. 4.3.2).

Le valutazioni suddette consentiranno di capire se è possibile ristabilire buoni processi Idromorfologici che favoriscano il ripristino degli habitat idonei al tratto considerato, attraverso c.d. azioni di riconnessione (ad es. rimozione di barriere; by-pass di sedimenti; rilascio di piene modellanti; rilascio di deflussi ecologici - par. 4.3.3). Ove ciò non sia possibile, a causa dei vincoli sul sistema fluviale, si implementeranno azioni di riconfigurazione (ad es. imposizione di forme attraverso strutture in alveo, vedasi par. 4.3.4).

Nel valutare le possibili azioni di recupero, occorre anche considerare se sono in fase di implementazione specifiche misure di miglioramento all'interno dei Piani di gestione delle Acque (PGA) o di mitigazione del rischio di alluvione nel Piano di Gestione del Rischio di Alluvioni (PGRA) di cui alla Direttiva 2007/60/CE, poiché esse andrebbero ad interferire con le azioni di conservazione.

Interventi di riconfigurazione sono generalmente utilizzati per creare o migliorare gli habitat nei piccoli corsi d'acqua nei tratti iniziali ed intermedi, laddove non sia possibile modificare il regime dei deflussi per esigenze socioeconomiche. In tali contesti fortemente alterati e caratterizzati da una banalizzazione delle forme in alveo e da eccessiva uniformità del flusso nel tratto interessato dalla popolazione in esame, non è possibile garantire un'adeguata funzionalità per tutte le fasi del ciclo biologico della specie e occorre diversificare il regime idraulico.

Nel caso di una eccessiva predominanza di flusso laminare, laddove non sia possibile restituire una dinamica dei deflussi pseudo-naturale (e.g. Poff et al., 1997), possono essere create delle rapide tramite il ricorso a diversi tipi di strutture (Figura 4.3.1.a). Le rapide possono essere create in modo da assomigliare a *raschi* naturali, utilizzando legno o massi e ghiaia. A seconda delle situazioni e dei risultati da conseguire i materiali possono essere posizionati su tutta la larghezza dell'alveo o in una parte, nonché a differenti angolature rispetto alla corrente; può essere data forma rettilinea o a "V" rivolta verso monte oppure verso valle, eventualmente rendendo irregolari i margini superiori. Le strutture possono infine essere collocate completamente sotto il livello dell'acqua oppure in modo da risultare parzialmente emerse a seconda del contesto e dei risultati da conseguire.

In generale i benefici ottenuti tramite le barriere di basso profilo sono:

- incremento della profondità delle pozze esistenti;
- creazione di superfici d'acqua a bassa velocità di scorrimento a monte e nuove pozze a valle delle strutture;
- realizzazione e mantenimento di aree ghiaiose idonee alla deposizione a monte della barriera;
- incremento delle barre di ghiaia utili alla deposizione a valle della struttura;
- aumento della profondità dell'acqua;
- trattenimento dei sedimenti quando collocate sui tributari, con conseguente riduzione delle quantità trasferite nel canale principale;
- maggiore ossigenazione dell'acqua;

- rallentamento della corrente e, quindi, maggiore deposito di detriti organici utili all'insediamento e all'incremento della produzione di invertebrati;
- produzione di substrato utile agli invertebrati.

Nella pratica:

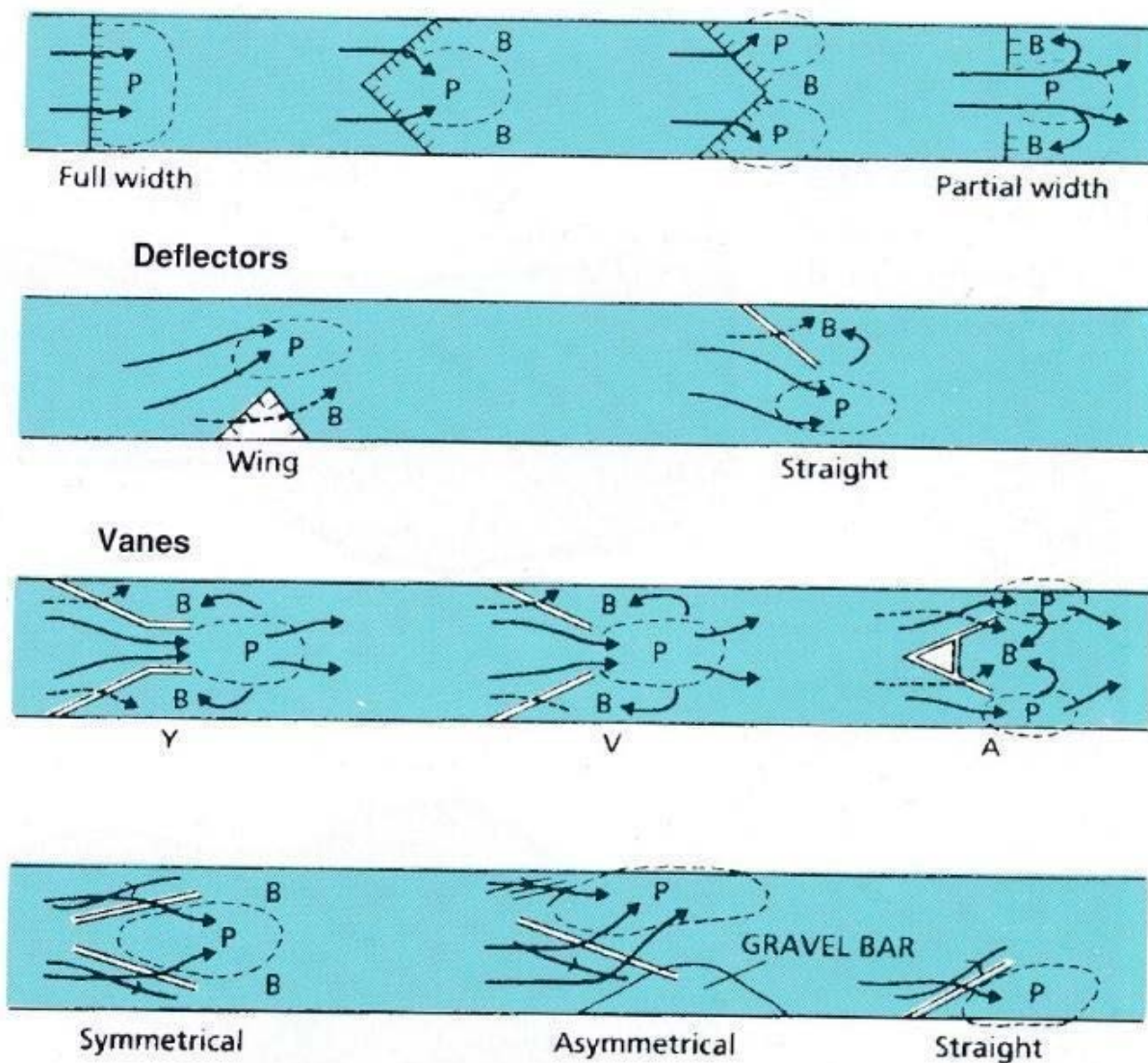
- gli ammassi di rami e ramaglie o grandi massi opportunamente localizzati, possono influenzare la forma del canale favorendo la diversificazione della velocità della corrente, la formazione di meso-habitat, l'incremento di ripari, lo sviluppo di habitat naturali, l'incremento delle popolazioni di invertebrati, ecc.;
- Il posizionamento in prossimità delle rive di massi, singoli o in gruppo, risulta particolarmente favorevole agli stadi giovanili dei Salmonidi;
- grandi pietre ricoperte con ghiaia di granulometria appena più grande della ghiaia presente localmente in alveo possono creare nuovi *raschi*;
- favorire la crescita naturale degli alberi lungo le sponde, o provvedendo a piantumazione con specie autoctone e locali, oltre ai vantaggi derivanti dal maggiore ombreggiamento, favorisce la creazione di sponde sottoscavate con conseguente incremento di rifugi;
- le strutture in tronchi (Figura 4.3.1.b) o in blocchi di pietra naturale (di origine locale; Figura 4.3.1.c) possono creare aree ad acque lentiche, diversificando anche la profondità dell'acqua con un aumento a valle della barriera e una riduzione a monte per maggior accumulo di sedimenti. La presenza di sfioratori o di irregolarità nel bordo superiore possono rendere più agevoli gli spostamenti degli animali acquatici verso monte nelle fasi di magra.
- le strutture in grado di deflettere la corrente sono state storicamente la soluzione maggiormente utilizzata per creare o migliorare gli habitat per i pesci. I deflettori sono strutture che limitano l'ampiezza del canale e accelerano la velocità della corrente attraverso il varco da essi lasciato.

Questo causa lo sviluppo di barre e di depressioni che consentono:

- o direzione della corrente verso zone chiave dove è richiesta una maggiore ossigenazione o rimozione dei sedimenti più sottili;
- o incremento della profondità o il restringimento dei canali;
- o creazione di pozze;
- o diversificazione della velocità dell'acqua;
- o rimozione del limo dei letti di ghiaia idonei alla deposizione;
- o mantenimento di una più bassa temperatura dell'acqua;
- o incremento del rapporto *pozze-raschi*;
- o formazione di substrato idoneo alla produzione di invertebrati;
- o formazione di habitat idonei all'accrescimento delle fasi giovanili;
- o formazione di ripari.

I deflettori sono di solito fissati a una sponda ma possono essere anche collocati al centro del canale (Figura 4.3.1.a e 4.3.1.c). Tipicamente sono angolati verso valle a 45° circa dalla corrente e dovrebbero restringere il corso d'acqua di almeno il 70-80% della larghezza. I deflettori devono essere posti uno dall'altro ad una distanza di 5-7 volte la larghezza del canale. Deflettori alternati tra sponda destra e sinistra possono essere efficaci per ristabilire la sequenza *pozze-raschi* nei tratti fluviali rettificati, mentre quelli sommersi hanno lo scopo di favorire lo scavo del fondale tramite lo sviluppo di una circolazione di corrente secondaria. La messa in posa di deflettori deve essere accuratamente valutata da personale tecnico perché possono causare un incremento dell'erosione della sponda opposta. Le azioni suddette costituiscono a tutti gli effetti interventi di ingegneria idraulica (naturalistica), pertanto vanno progettati da professionisti nel campo dell'idraulica fluviale.

Figura 4.3.1.a - Schemi delle strutture di miglioramento degli habitat (tratto da Cowx & Welcomme, 1998).



P, Pool; B, Bar; —→ Main/surface flow; → Near bed flow; ---→ Over topping flow.

È importante rimarcare come qualsiasi intervento richieda una valutazione sito-specifica che prenda in considerazione non solo il contesto ambientale e le esigenze della trota mediterranea (cfr. par. 2.2 e 2.3), ma anche i potenziali effetti su tutta la biocenosi e in generale sulla dinamica morfologica. Quando si ravvisano possibili rischi per altre componenti della comunità è preferibile optare per interventi alternativi o evitare ogni azione. Solo nel caso in cui l'intervento risulti, da riscontri oggettivi, effettivamente indispensabile, sarà necessario effettuare tutti gli approfondimenti tecnico-scientifici tesi a verificare i rischi e individuare ogni provvedimento utile per neutralizzarli tramite Valutazione di Incidenza (VINCA).

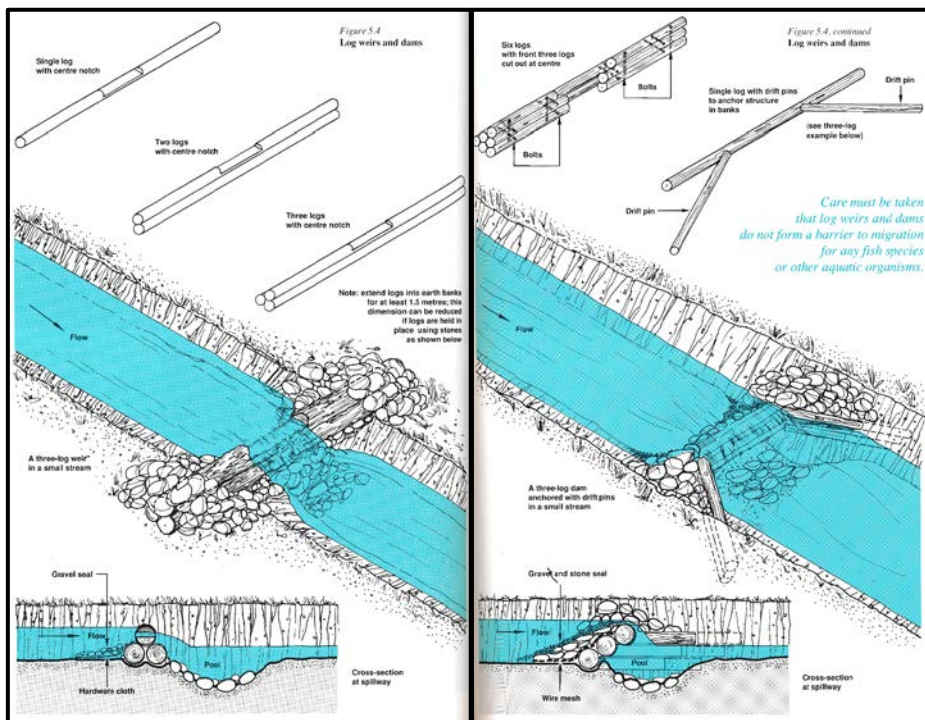


Figura 4.3.1.b - Soglie di tronchi (tratto da Cowx & Welcomme, 1998).

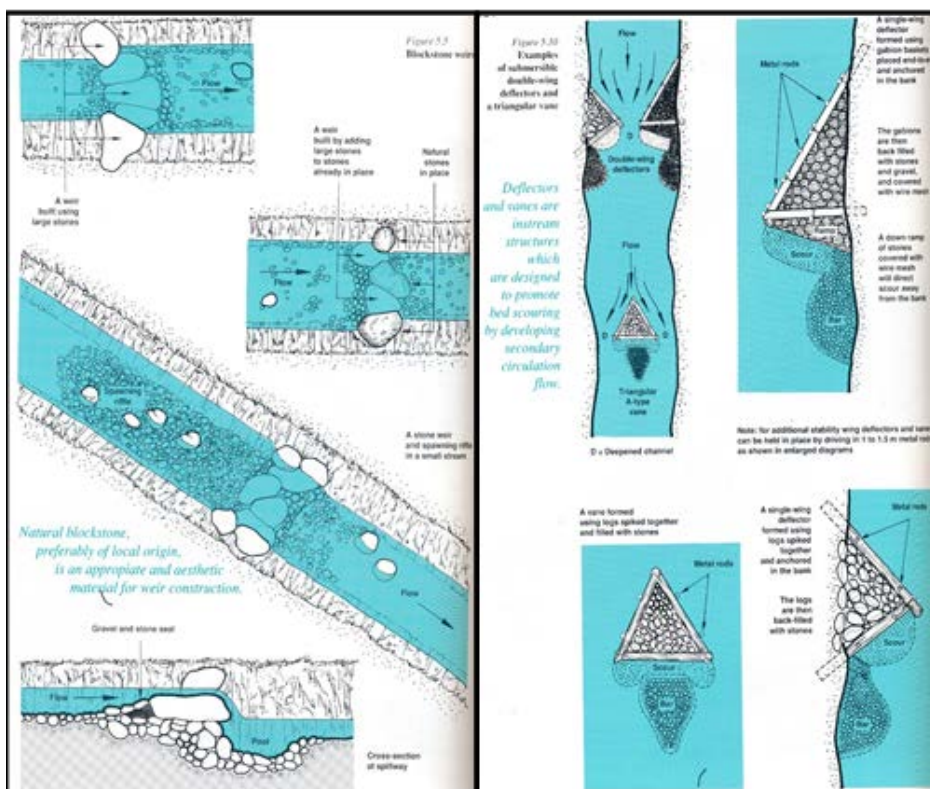


Figura 4.3.1.c - Soglie di pietre e deflettori (tratto da Cowx & Welcomme, 1998).

4.3.2 Stima e rilascio dei deflussi ecologici

Il deflusso ecologico è definito, ai sensi della DQA, come il regime delle portate che occorre rilasciare in alveo per consentire il buono stato ecologico dei corpi idrici (European Commission, 2015), e con esso il buono stato delle comunità e delle specie attese per un certo corpo idrico.

In un'accezione più vasta, i deflussi ecologici sono definiti come il regime delle portate necessarie a sostenere gli ecosistemi fluviali e le vite umane e il benessere che dipendono da tali ecosistemi (Brisbane Declaration, 2007). È infatti noto che la qualità, quantità, frequenza, durata, timing e tasso di variazione

delle portate sono tutte parimenti importanti per mantenere la funzionalità, i processi e i servizi dell'ecosistema fluviale, dai quali dipendono i sistemi ecologici e antropici, incluse le opportunità economiche (Poff et al., 1997). Assieme al regime idrologico, il regime dei sedimenti e la morfologia dell'alveo giocano un ruolo determinante nel garantire i servizi ecosistemici (Wohl et al., 2015). I deflussi di base, mediati dalla geometria dell'alveo, sostengono la disponibilità minima di habitat per le specie acquatiche e l'umidità del suolo per la vegetazione riparia, mentre le portate di piena ricaricano gli acquiferi, mobilitano i sedimenti, il legno e il materiale organico e mantengono la diversità degli habitat. È pertanto cruciale considerare ambedue le componenti, acqua e sedimenti, nel definire i deflussi ecologici, se si vogliono garantire buone condizioni di habitat e in generale dei servizi ecosistemici.

Vi sono diversi approcci per la stima dei deflussi ecologici. I metodi c.d. idrologici, che sono i più semplici, definiscono i deflussi ecologici come prodotto di opportuni coefficienti, che sintetizzano gli aspetti ambientali, con le portate medie transitive. Deflussi così determinati non tengono conto delle geometrie che caratterizzano gli habitat e quindi non risultano molto adatti allo scopo che ci si prefigge. Tuttavia, per la loro semplicità, gli approcci di tipo idrologico sono ancora i più diffusi.

Gli approcci c.d. ecoidraulici o di habitat (c.d. idraulico-habitat) alla meso-scala ("BOX: Processi fluviali e habitat: le unità spaziali") riconoscono che le comunità biologiche si sono evolute per sfruttare al massimo l'intero range degli habitat fluviali e che la variabilità dei deflussi determina quando e per quanto tempo gli habitat sono disponibili per le diverse specie lungo un corso d'acqua (Petts, 2009). I metodi idraulico/habitat definiscono i deflussi ecologici valutando le condizioni idromorfologiche necessarie per soddisfare specifici requisiti di habitat per il biota (e.g. Bovee et al., 1998; Dunbar et al., 2012; Heggenes & Wollebæk, 2013). In particolare, le caratteristiche dell'habitat (in termini di tirante idrico, velocità dei deflussi, composizione del substrato, morfologia dell'alveo, ombreggiatura e loro disponibilità) sono usate per stimare la distribuzione e abbondanza di una certa specie. Le condizioni di habitat sono dunque determinate in relazione alla portata e alle caratteristiche morfologiche del canale. Per tali motivi, i metodi idraulico/habitat sono i più adatti a definire un regime dei rilasci che garantisca buone condizioni di habitat per una determinata specie (European Commission, 2015; Parasiewicz et al., 2013; Vezza et al., 2017). Fa parte di essi il metodo nazionale MesoHABSIM (Vezza et al., 2017), che le Linee guida europee riconoscono tra gli strumenti per valutare la variabilità spazio-temporale degli habitat fluviali disponibili per la fauna in funzione della portata defluente e della morfologia del corso d'acqua.

La normativa nazionale (in particolare i DD 29/STA e 30/STA del MATTM del 2017) impone il rilascio di deflussi ecologici per mitigare gli effetti di derivazioni idriche e prevede una transizione da cosiddetti metodi idrologici ai metodi ecoidraulici /di habitat (MesoHABSIM).

La modellazione dell'habitat prevista dall'approccio del MesoHABSIM è applicata a partire dalla mappatura delle unità morfologiche di alveo e dalla descrizione di parametri idro-morfologici e idraulici, quali la velocità di deflusso, profondità dell'acqua, il substrato. La variazione nello spazio di tali parametri dell'idro-morfologia locale (o habitat fisico; "BOX: Processi fluviali e habitat: le unità spaziali") viene quantificata nel tempo al variare della portata defluente. Alla descrizione del sistema fisico vengono associati dei criteri di preferenza di habitat (o modelli di distribuzione di specie) per la comunità/specie che si vuole analizzare (ad es. la fauna ittica/trota mediterranea) e quantificata la disponibilità spazio-temporale dell'habitat. Si rimanda allo specifico manuale ISPRA, il MLG 154/2017 (Vezza et al., 2017) la trattazione estesa del metodo.

L'approccio MesoHABSIM può essere utilizzato per valutare l'efficacia "ecologica" di un certo regime di rilasci sia in forma diagnostica (monitoraggio dello stato attuale) che predittiva (previsione quantitativa del cambiamento della disponibilità di habitat in scenari gestionali di interesse).

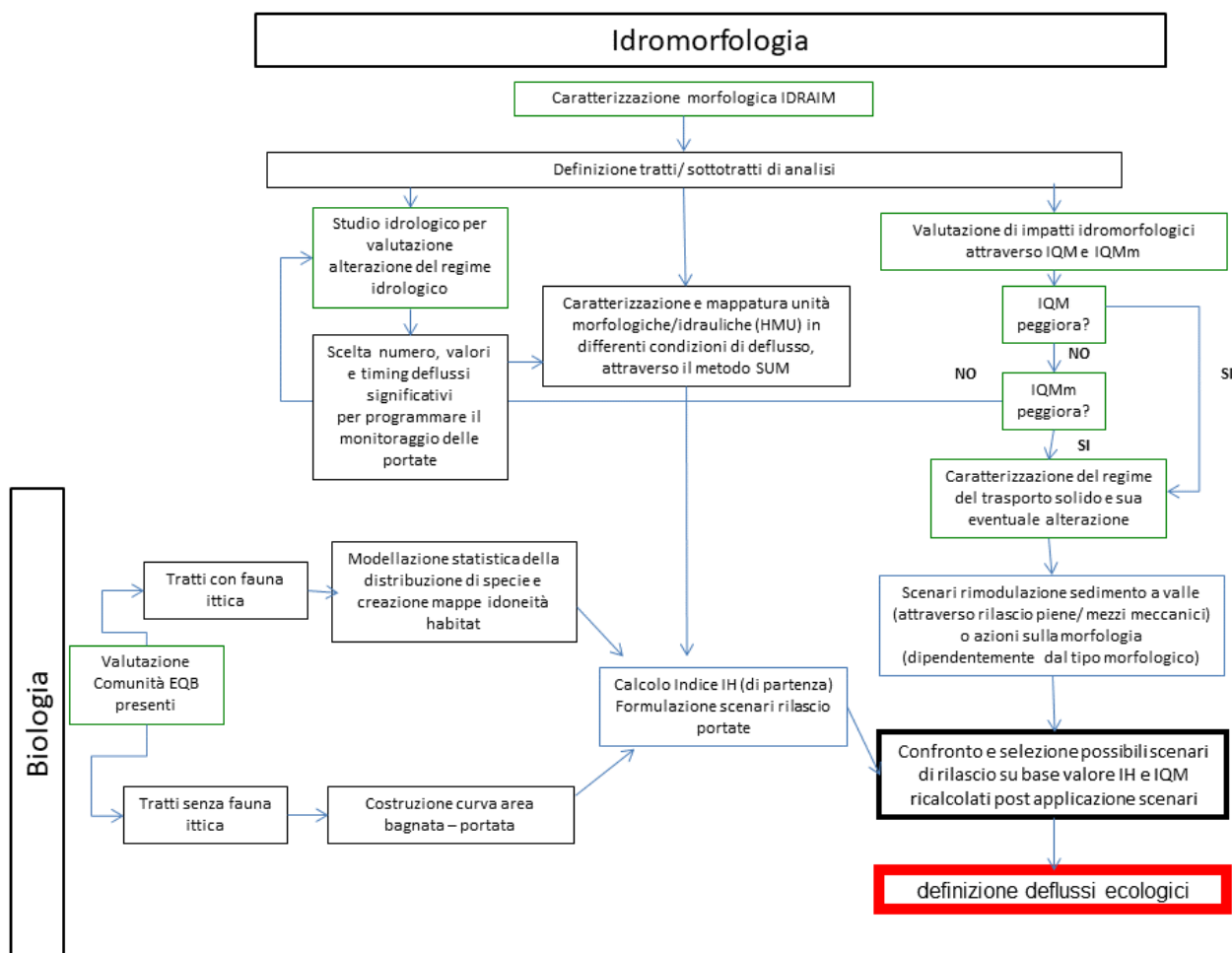
La possibilità effettiva di rilasciare un regime di deflussi ecologici a valle dell'opera di presa dipende dal contesto specifico del regime dei prelievi nella sezione di derivazione, dall'equilibrio di bilancio dei sedimenti e dalle condizioni morfologiche. Ai sensi della DQA, laddove i prelievi costituiscano il fattore di compromissione del buono stato dei corpi idrici, il rilascio dei deflussi ecologici è obbligatorio (DQA, DD 29/STA del 2017). Solo nel caso in cui ricorrano determinate specifiche condizioni, rigorosamente comprovate e motivate, possono essere richieste delle deroghe (art. 4.4, 4.5, 4.6, 4.7 DQA). È pertanto fondamentale conoscere entità e andamento dei prelievi e delle eventuali restituzioni nel tempo per

valutare, attraverso un bilancio idrico, se il regime dei rilasci a valle dell'opera di presa sia ancora sufficiente per garantire buone condizioni di habitat.

Le informazioni relative ai prelievi dovrebbero essere disponibili presso l'ente concedente (sia in termini di massime portate prelevabili di cui al disciplinare di concessione, sia in termini di monitoraggio dei prelievi). Tali informazioni sono richieste anche dall'art. 11.3.e DQA (registro dei prelievi) e devono essere contenute nei Piani di gestione delle Acque (PGA).

Le informazioni relative alla dinamica e al bilancio di sedimenti dovrebbero essere incluse nel Programma di bilancio dei sedimenti di bacino distrettuale, incluso, dal 2015 quale misura all'interno dei PGA dall'articolo 117 comma 2-quater del TUA.

Il processo per stimare i deflussi ecologici ottimali, in termini di portate liquide e apporti di sedimento, è sintetizzato nello schema sottostante (DD STA-MATTM 30/2017).



Si fa presente che a partire dal 2016, sotto il coordinamento del MASE, sono stati costituiti gli Osservatori distrettuali permanenti per gli utilizzi idrici https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/idro.html#osservatori, al fine di fornire indirizzi per la regolamentazione dei prelievi, degli usi e delle possibili compensazioni, a partire dal rilascio dei deflussi ecologici, in particolar modo in occasione di eventi di siccità e/o di scarsità idrica, nel rispetto degli obiettivi del Piano di Gestione del Distretto Idrografico e del controllo dell'equilibrio del Bilancio Idrico, di cui all'art. 95 del TUA, tenendo altresì in considerazione la Strategia Nazionale di Adattamento ai Cambiamenti Climatici (SNACC, 2014).

4.3.3 Mitigazione degli effetti delle azioni di "manutenzione" degli alvei

Il prelievo di sedimenti dagli alvei è vietato dalla normativa nazionale, tranne in casi specifici legati alla gestione e c.d. manutenzione degli alvei per scopi di mitigazione del rischio di alluvione o alla fase post-evento di piena. Si riconosce, infatti, che il prelievo di sedimenti induce dei fenomeni di erosione progressiva degli alvei, sia nello spazio che nel tempo (Kondolf, 1994, 1997) con effetti significativi sia in termini di deterioramento degli habitat che di instabilità dei corridoi fluviali, compromettendo la stabilità delle infrastrutture che vi poggiano. In Italia, i prelievi intensivi per l'edilizia operati negli anni '50 sono stati determinanti nell'instaurare fenomeni di incisione e restringimento degli alvei (Surian et al., 2009) e conseguente passaggio da configurazioni morfologiche complesse a configurazioni più semplici (ad es. da canali intrecciati a canale singolo), fino a situazioni parossistiche di emersione totale del substrato roccioso (ad es. fiume Secchia).

Pertanto, azioni di "manutenzione" che implicino la rimozione di sedimenti vanno accuratamente progettate, tenendo conto di una serie di fattori, sostanzialmente legati a considerazioni sull'evoluzione dell'alveo e sul bilancio di sedimenti nel tratto di interesse (ISPRA, 2016; Kondolf, 1997; Rinaldi et al., 2005, 2009), nonché delle esigenze ecologiche delle specie autoctone presenti e della biocenosi in generale, dovendo prendere tutte le precauzioni possibili per mantenere o ricostituire gli habitat idonei.

Vanno prese tutte le precauzioni e rispettate le norme di tutela delle specie autoctone presenti nei corpi idrici interessati dai suddetti interventi: nel caso in cui tali interventi siano effettuati in Siti Natura 2000 occorre effettuare una specifica VINCA (in base all'art. 6 DPR 397/92 e s.m.i.) mentre nel caso debbano essere effettuati in un'area protetta occorre richiedere il nulla osta all'ente gestore.

Nei corsi d'acqua naturali i progetti di realizzazione e manutenzione straordinaria di opere di sistemazione idraulica, derivazione o sbarramento delle acque, devono di norma consentire la libera circolazione della fauna ittica da monte verso valle e viceversa, attraverso la realizzazione di passaggi per pesci o l'adozione di soluzioni tecniche adeguate all'obiettivo della salvaguardia della fauna ittica e nel rispetto delle caratteristiche e della funzionalità tecnica delle opere e della sicurezza idraulica del sito.

Analoga considerazione vale per la manutenzione (o meglio, per la gestione) della vegetazione riparia e in alveo. La vegetazione è infatti un agente importante nei processi idromorfologici (ad es. genesi di barre e di altre unità morfologiche) e la sua rimozione insensata, oltre a mettere a rischio la stabilità delle sponde, contribuisce al deterioramento progressivo degli habitat. Pertanto, è necessario adottare pratiche sostenibili, previste nei piani di gestione della vegetazione fluviale (Trentini & Fossi, 2016).

4.3.4 Riduzione delle fonti di inquinamento

L'inquinamento delle acque è uno dei principali fattori di compromissione delle condizioni degli ecosistemi. Le principali azioni di miglioramento sono volte a ridurre progressivamente le fonti inquinanti, come prescritto nella DQA e adeguatamente implementato nel contesto del programma delle misure del PGA. Per ridurre l'apporto da fonti diffuse, come ad esempio i carichi organici di origine agricola, che più specificatamente incidono sulle condizioni degli habitat, la normativa già prevede delle azioni (ad es. Direttiva Nitrati, Direttiva Uso sostenibile Fitosanitari 2009/128/CE). Tuttavia, a scala locale, laddove l'apporto residuale di carico organico da fonte diffusa costituisca comunque un fattore limitante, si può ricorrere a misure quali le cosiddette fasce tampone, come indicato nelle Linee guida del Piano d'Azione Nazionale sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari - DM 22/1/2014 e DM 10/3/2015 (Misure 1, 3 e 4). Con tale termine si identificano le formazioni lineari di vegetazione erbacea, arborea o arbustiva frapposte fra le coltivazioni ed i corsi d'acqua quando sono in grado di filtrare gli inquinanti veicolati dai deflussi superficiali o sub-superficiali diretti dalla fonte diffusa di inquinamento al corpo idrico recettore. Ciò avviene solamente se le formazioni lineari di vegetazione riescono a intercettare i deflussi superficiali e sub-superficiali dalla fonte di inquinamento verso il corpo idrico recettore (Gumiero, 2015). Vi sono numerose trattazioni sulla progettazione e creazione di tali fasce (ad esempio: Regione Piemonte, IPLA s.p.a., 2023).

4.3.5 Misure di adattamento ai cambiamenti climatici

I cambiamenti climatici sono destinati a peggiorare le particolari condizioni (temperature elevate, instabilità idrologica, intensa aridità estiva, variabilità delle condizioni ecologiche) che caratterizzano i corsi d'acqua del Mediterraneo, un'area particolarmente vulnerabile alle variazioni climatiche e alla ridotta disponibilità di acqua (Giorgi & Lionello, 2008). I corsi d'acqua di quest'area risultano particolarmente sensibili a causa delle limitate dimensioni dei bacini imbriferi che li alimentano e della forte dipendenza dalle precipitazioni, con dirette ripercussioni sulle caratteristiche termiche e chimiche delle acque, già compromesse dalle pratiche di sfruttamento della risorsa idrica e dai fenomeni di inquinamento (Carosi et al., 2019). La tendenza alla diminuzione delle precipitazioni e l'aumento della temperatura media previste dai modelli climatici per l'Italia deve essere ragionevolmente correlata a una diminuzione delle piogge efficaci e, pertanto, alla portata media dei sistemi idrici superficiali e sotterranei (Cambi & Dragoni, 2000; Cambi et al., 2003). Di conseguenza, si attende l'esacerbazione delle caratteristiche torrentizie dei corsi d'acqua, l'intensificazione dei fenomeni estremi, una forte riduzione estiva delle portate, un aumento della temperatura dell'acqua, una riduzione della velocità di corrente, una diminuzione della concentrazione di ossigeno e un maggior degrado della qualità dell'acqua, conseguente alla minore diluizione dei carichi inquinanti (Lorenzoni et al., 2014). Assieme alle mutate condizioni idrologiche, variano anche le condizioni morfologiche degli alvei, anche per una maggiore produzione di sedimenti, a causa dell'aumento di temperatura e agli effetti sul permafrost.

Le specie di acqua dolce sono particolarmente sensibili agli effetti del cambiamento climatico (Maitland & Latzka, 2022) perché adattate al regime idrologico e alla temperatura dell'acqua storicamente presenti nei biotopi in cui vivono e sui quali hanno sincronizzato tutte le fasi del proprio ciclo biologico. Le risposte alle conseguenze dei cambiamenti climatici nei pesci includono lo spostamento verso monte dell'habitat termico e la riduzione dell'habitat fisico causato dalla diminuzione estiva delle portate (Isaac et al., 2012): è presumibile che dei cambiamenti climatici risentiranno soprattutto le specie frigidostenoterme (Root et al., 2003) che vivono ai limiti del proprio areale (Almodovar et al., 2012), con popolazioni frammentate e quelle circoscritte a rifugi limitati (Isaac et al., 2012). Fra le specie maggiormente vulnerabili, quindi, bisogna annoverare la trota mediterranea, a rischio anche a causa dell'elevata frammentazione che caratterizza le sue popolazioni (Splendiani et al., 2013): la ridotta possibilità di scambio degli individui fra i vari demi (vedi glossario) tramite immigrazione ed emigrazione, aumenta infatti le probabilità di estinzione locale. I cambiamenti climatici stanno già modificando la distribuzione e l'abbondanza delle popolazioni di trota (Root et al., 2003): in Spagna le catture da parte dei pescatori sportivi sono diminuite del 20% annuo dal 1992 al 2003 e questa riduzione è stata messa in relazione alle modifiche dei fattori climatici (Almodovar et al., 2012).

Come risposta più immediata ai cambiamenti climatici, le specie possono inseguire le condizioni ambientali più appropriate nello spazio (Bellard et al., 2012), spostandosi verso latitudini più settentrionali e a quote più elevate. La dispersione avviene, però, nei corsi d'acqua con maggiori difficoltà (Compte & Olden, 2018) e con modalità peculiari rispetto agli ambienti terrestri, a causa della natura dendritica del reticolo idrografico, per la presenza della corrente e per l'isolamento che limita gli spostamenti dei pesci all'interno del proprio bacino imbrifero (McFadden et al., 2022). Nelle specie ittiche primarie (Myers, 1949) e primario-simili, infatti, il mare rappresenta una barriera invalicabile e, anche se i Salmonidi non rientrano in queste categorie, attualmente il Mediterraneo è troppo caldo e salato per poter essere utilizzato come mezzo per la propria dispersione (Lobon-Cervia et al., 2019). Nella fauna ittica, quindi, gli spostamenti conseguenti all'innalzamento termico dovuto ai cambiamenti climatici avverranno privilegiando l'asse longitudinale, ma tali movimenti verso monte potrebbero essere impediti dall'assenza di condizioni idonee in grado di permetterli. L'inseguimento delle condizioni ottimali da parte dei pesci in un ambiente sottoposto a un progressivo riscaldamento può essere fortemente ostacolato dalla presenza di manufatti (briglie, traverse, dighe, ecc.) che frammentano la continuità fluviale, moltiplicando le probabilità di estinzione delle popolazioni. Anche una limitata disponibilità di acqua, ulteriormente diminuita a causa della diminuzione delle precipitazioni e dell'aumentata evapotraspirazione, potrà ridurre le capacità di spostamento dei pesci verso monte. In Spagna alcune proiezioni, prevedono che entro il 2040 sarà perso la metà dell'habitat idoneo dal punto di vista termico per la trota, mentre nel 2100 la specie sarà estinta (Almodovar et al., 2012).

I cambiamenti spaziali nella distribuzione della fauna ittica come risposta ai cambiamenti climatici non sono comunque esclusivamente limitati a quelli longitudinali: sono rilevanti anche gli adattamenti di tipo fisiologico e i mutamenti nelle preferenze di habitat a livello locale e di microhabitat (Bellard et al., 2012). In tutti i casi gli individui cercano di rimanere in equilibrio con le condizioni climatiche alle quali sono adattati, ma per far ciò devono essere anche in grado di rispondere alla presenza di altre variazioni ambientali che caratterizzano gli habitat di nuova colonizzazione o a prepararsi a nuove interazioni biotiche (Visser, 2008).

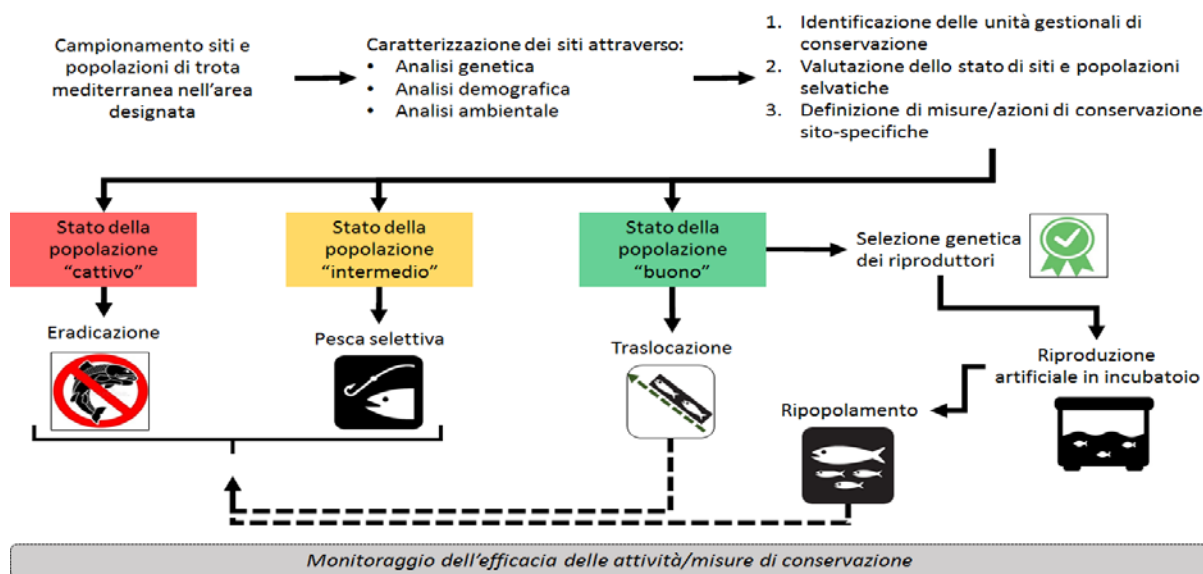
L'adozione di politiche di razionalizzazione delle risorse idriche e il controllo dei prelievi di acqua, la riduzione dell'inquinamento, il ripristino della continuità fluviale attraverso la rimozione degli ostacoli che impediscono gli spostamenti della fauna ittica e il controllo delle specie invasive rappresentano alcune delle azioni indispensabili per mitigare gli effetti del cambiamento climatico sulle popolazioni di trota mediterranea (Lorenzoni et al., 2014). Gli effetti negativi che le piene tardo invernali e primaverili hanno sul reclutamento dei Salmonidi possono essere mitigate attraverso azioni che aumentino la permeabilità del terreno e i tempi di corrivazione delle precipitazioni (Maitland & Latzka, 2022). Particolare attenzione deve essere anche posta all'intreccio delle relazioni tra cambiamenti climatici e specie aliene invasive: il progressivo aumento della temperatura dell'acqua può favorire la colonizzazione da parte di queste ultime. Molte specie aliene possono essere, infatti, più resilienti delle specie native rispetto agli effetti indiretti del cambiamento climatico, in quanto più termofile e tolleranti (ad es. nei confronti dell'inquinamento e della riduzione dell'ossigeno disciolto come conseguenza della diminuzione delle portate e dell'aumento delle temperature) (Carosi et al., 2021).

I risultati di una ricerca condotta negli USA rivelano, inoltre, che molti effetti dei cambiamenti climatici sui Salmonidi dipendono fortemente dal contesto ambientale, il che sottolinea la necessità di strategie di adattamento climatico specifiche per località, in concomitanza con l'adozione di programmi di monitoraggio di lungo periodo per aumentare le nostre conoscenze sul fenomeno (Maitland & Latzka, 2022). Nella stessa ricerca si suggerisce anche che altre azioni di mitigazione potrebbero essere più specificatamente di carattere locale, concentrandosi maggiormente nelle aree in cui i fattori ambientali inibiscono la resilienza delle popolazioni di trote. Ad esempio, l'innalzamento della temperatura dell'acqua può essere ridotto attraverso il miglioramento della gestione delle acque sotterranee e degli scambi iporreici, nonché l'aumento dell'ombreggiatura ripariale e la mancata rimozione dei cumuli di tronchi e legno sulle rive (Fuller et al., 2022). Nelle aree rurali, inoltre, dove prevale una produzione agricola mirata soprattutto al consumo domestico, la raccolta dell'acqua piovana in cisterne potrebbe limitare sensibilmente i prelievi idrici a carico dei tratti vocati ai Salmonidi.

4.4 Azioni di conservazione della specie

In questa sezione vengono descritte le azioni di conservazione per la trota mediterranea, dalla conoscenza della distribuzione delle popolazioni selvatiche, alla raccolta di dati demografici e campioni biologici, alla caratterizzazione genetica finalizzata alla definizione delle Unità Gestionali di Conservazione, per finire con la realizzazione di centri di riproduzione destinati al *supportive breeding* e alle tecniche di rilascio del materiale ivi prodotto. Le azioni di seguito descritte sono sintetizzate nelle Misure di Conservazione indicate nel par. 4.5 e illustrate nella figura sottostante (Figura 4.4.a) che dovrebbero essere previste nei Piani dei parchi/Piani di gestione o nelle Misure di conservazione definite a livello regionale o dei siti N2000 di presenza della trota mediterranea.

Figura 4.4.a - Schema riassuntivo della successione delle azioni finalizzate alla conservazione della trota mediterranea, descritte nel par. 4.4.



4.4.1 Campionamento delle popolazioni selvatiche

Il primo passo per l'attuazione di appropriate misure di conservazione (Figura 4.4.a) consiste nel raccogliere i dati necessari alla valutazione d'insieme dello status conservazionistico delle popolazioni selvatiche di trota nelle aree candidate ai potenziali interventi gestionali, e l'identificazione delle unità gestionali di conservazione. Sarà quindi essenziale realizzare dei campionamenti finalizzati a:

- stimare densità, struttura genetica e demografica, e condizioni fisiche medie delle popolazioni di trota con accettabile precisione e confidenza;
- definire struttura spaziale, qualità ed eterogeneità e livello di frammentazione dell'habitat;
- raccogliere campioni biologici per le analisi genetiche;
- caratterizzare la comunità ittica in cui sono inserite le popolazioni di trota (mediterranea), laddove questa non rappresenti l'unico *taxon*.

I dati così ottenuti serviranno inoltre da riferimento per operare confronti *ante-post* sugli interventi gestionali messi in atto e valutarne l'efficacia (cfr. par 5.2).

Allo stato delle conoscenze attuali, il campionamento può essere effettuato tramite elettropesca, preferibilmente senza l'uso delle reti di sbarramento, con attrezzatura conformi agli standard CENELEC e IEC, alla legislazione vigente e in maniera esplicita allo Standard internazionale Europeo sulla IEC 60335-2-86. Questo dovrà realizzarsi quando le portate idrologiche sono di magra-morbida e permettono l'accesso in sicurezza alle stazioni di campionamento, ed evitando di interferire con la riproduzione delle specie. Preferenzialmente inoltre devono essere individuati periodi che permettano di verificare le capacità riproduttive delle popolazioni accertando l'eventuale presenza dei giovani del primo anno (0+) che abbiano raggiunto al momento del campionamento una taglia tale da farli risultare sensibili alla corrente elettrica (Zanetti, 2016).

Queste condizioni si presentano generalmente tra la tarda primavera e l'inizio dell'autunno, nei corsi a regime idrologico pluviale mentre per i corsi le cui portate siano influenzate sia dalle piogge che dallo scioglimento delle nevi il periodo dovrà essere individuato sulla base delle caratteristiche idrologiche specifiche. Escludendo tassativamente gli eventi piovosi per questioni di sicurezza degli operatori, quando possibile i campionamenti devono comunque avvenire a sufficiente distanza da essi ed in assenza di vento per garantire una buona visibilità e la trasparenza delle acque (Zanetti, 2016). Si fa presente che, nel caso di popolazioni particolarmente delicate/a rischio e laddove non sia necessaria la raccolta di campioni o dati morfometrici individuali, sono in fase di sperimentazione procedure di campionamento alternative non invasive basate su conte con *action camera* e da sponda (Castañeda et al., 2020; Palmas et al., 2023;

Casula et al., 2024). Inoltre, lo sviluppo di modelli di distribuzione delle specie basati su tecniche di machine learning rappresenta un utile strumento per individuare corsi d'acqua potenzialmente idonei alla presenza di taxa di valore conservazionistico, come le specie autoctone del genere *Salmo*, e per prioritizzare i tratti fluviali da indagare o tutelare (Talarico et al. 2025a).

A seconda delle finalità dei dati da raccogliere, possiamo distinguere due strategie di campionamento:

- “Qualitativo”, se costituito da un singolo passaggio con elettrostorditore. Questo è normalmente finalizzato alla raccolta di campioni biologici per le analisi genetiche e/o alla caratterizzazione dell'ittiofauna del sito/stazione esaminato.
- “Quantitativo”, se costituito da passaggi multipli (tipicamente 2-4) con elettrostorditore, eventualmente prevedendo repliche spaziali e/o temporali, mantenendo per ciascuno lo stesso sforzo di cattura (metodo delle passate successive) e le stesse finestre temporali. Questo schema di campionamento è funzionale alla caratterizzazione della struttura demografica attraverso la stima di parametri standard (abbondanza, densità di individui, ripartizione in classi di taglia o di età, modelli di accrescimento, relazione lunghezza-peso, peso relativo, ecc.).

Per la caratterizzazione quali-quantitativa di habitat e popolazioni, l'unità territoriale di riferimento è il “sito”, inteso come un tratto di corso d'acqua in grado di contenere un intero *home range*. Benché l'*home range* sia mutabile in funzione di una moltitudine di variabili, la lunghezza standard dei siti può essere ragionevolmente fissata a 500 m. Nell'ambito di ogni sito si possono individuare “stazioni” della lunghezza di 100 m, il cui inizio e termine non deve cadere a cavallo di uno stesso mesohabitat. Inoltre, a seconda delle esigenze e degli obiettivi del campionamento o per ottenere un maggior livello di informazione, le stazioni possono essere ulteriormente suddivise in “incrementi” di circa 25 m ciascuno (per ulteriori dettagli si veda <https://www.lifestreams.eu/download/d4-life-streams-user-manual/>).

Per tutte le informazioni relative alle tecniche di campionamento, raccolta di dati morfometrici e campioni biologici, manipolazione e stabulazione dei pesci durante le attività di campo, corretto utilizzo dell'attrezzatura da pesca, nonché alle norme di sicurezza che gli operatori devono rispettare, si rimanda agli appositi trattati (Scardi et al., 2007; Stoch & Genovesi, 2006; normativa EN 14011:2003; manuale LIFE STREAMS e relative Schede di campionamento <https://www.lifestreams.eu/download/d4-life-streams-user-manual/>).

4.4.2 Caratterizzazione genetica delle popolazioni naturali e identificazione delle unità di conservazione

Attraverso l'analisi di specifici marcatori molecolari, ossia porzioni variabili e informative del DNA, è possibile descrivere la diversità genetica, l'origine e la composizione genetica delle unità esaminate (siti di campionamento, popolazioni, bacini, specie) e dei singoli individui che le compongono. Nello specifico, le analisi biomolecolari condotte sulle popolazioni selvatiche di trota mediterranea in Italia hanno permesso di ottenere molteplici informazioni, spesso di rilevanza conservazionistica e gestionale, tra cui: caratterizzare la struttura e la diversità genetica delle popolazioni a diverse scale biogeografiche (Berrebi et al., 2019; Fabiani et al., 2018; Giuffra et al., 1996; Gratton et al., 2014; Magris et al., 2022; Rossi et al., 2019, 2022; Splendiani et al., 2006, 2020); ricostruire la composizione genetica dei popolamenti antichi mediante l'analisi di campioni museali (Splendiani et al., 2017); ricostruire la filogeografia e la filogenesi del *taxon* (Gratton et al., 2013), eventualmente tentando di chiarirne la tassonomia (Segherloo et al., 2021); stabilire l'autoctonia/alloctonia di popolazioni selvatiche di origine incerta (Splendiani et al., 2020; Talarico et al., 2023); rilevare la diffusione e la consistenza di ripopolamenti effettuati con esemplari alloctoni in epoca storica o nel recente passato ed esaminare gli effetti di questi sull'integrità genetica delle popolazioni native (Nonnis-Marzano et al., 2003; Rossi et al., 2019, 2022; Splendiani et al., 2013, 2016, 2019a, 2019b; Talarico et al., 2021, 2023). Recentemente, è stata riportata l'efficacia dell'analisi del DNA ambientale (eDNA) nel ricostruire la diversità mitocondriale (aplogruppi e frequenze relative) in modo non invasivo in diverse popolazioni del genere *Salmo*, fornendo uno strumento prezioso per una rapida caratterizzazione del sito e il monitoraggio genetico di popolazioni selvatiche (Talarico et al. 2025b).

Per raggiungere questi scopi, è possibile utilizzare diversi marcatori molecolari, ciascuno con peculiari proprietà, tra quelli disponibili nell'ampia bibliografia relativa ai Salmonidi. Si riporta di seguito una

panoramica relativa ai marcatori maggiormente utilizzati per i *taxa* del genere *Salmo* e i principali impieghi in ambito di ricerca/monitoraggio, con particolare riguardo agli studi condotti in Italia.

- **Regione di Controllo (*D-loop*).** È una regione non codificante e altamente variabile del DNA mitocondriale; quest'ultimo si trova nei mitocondri, come singola molecola circolare (stato aploide) ed è ereditabile solo per via materna. Le varianti di sequenza vengono definite aplotipi, e possono essere raggruppate in cluster filogenetici omogenei (monofiletici) definiti aplogruppi. L'elevato tasso di mutazione della regione di controllo, unitamente alla ridotta connettività tra le popolazioni, fa sì che la distribuzione naturale di molti aplotipi, e in minor misura degli aplogruppi, sia geograficamente limitata, talvolta ristretta a singoli corpi idrici (es: l'aplotipo "AD-pfb" è esclusivo delle popolazioni di *Salmo fibreni* e trota mediterranea del Lago di Posta Fibreno, del fiume Fibreno e in alcuni suoi affluenti; Gratton et al., 2013; Rossi et al., 2022; Querci et al., 2013). L'utilizzo della regione di controllo in studi filogenetici e filogeografici (Bernatchèz, 2001; Berrebi et al., 2019; Cortey & García-Marín, 2002; Cortey et al., 2004, 2009; Fabiani et al., 2018) ha permesso di identificare finora molteplici aplotipi, circoscrivere la loro distribuzione geografica naturale e attribuire la specie/linea evolutiva (aplogruppo) di appartenenza – si veda Lobón-Cerviá e Sanz (2017) per una trattazione completa in merito. Per tali motivi la regione di controllo rappresenta un ottimo marcatore per lo screening della diversità genetica mitocondriale intra/inter-popolazione e, in alcuni casi, per l'identificazione di massima delle unità gestionali. Tuttavia, a causa dell'ereditarietà unicamente per via materna, la regione di controllo non può essere utilizzata per identificare l'ibridazione del singolo individuo, ma può fornire informazioni sul livello di introgressione nelle popolazioni naturali con esemplari alloctoni. In particolare, poiché i rilasci nelle popolazioni selvatiche dell'area mediterranea sono stati effettuati di norma con esemplari di trota fario atlantica, è possibile stabilirne l'occorrenza laddove vengano riscontrati aplotipi appartenenti alla linea evolutiva atlantica (aplogruppo AT; si veda il capitolo 2.1). Va tuttavia riconosciuto che l'utilizzo della sola regione di controllo può fornire stime quantitative di introgressione inaccurate nel caso di accoppiamento non casuale tra linee domestiche atlantiche e linee selvatiche native (Hansen et al., 2000; Lobón-Cerviá & Sanz, 2017; Rossi et al., 2022; Splendiani et al., 2019a).
- **Gene C1 della Lattato Deidrogenasi (LDH-C1).** Il gene nucleare LDH, presente in duplice copia (diploide), codifica per la proteina lattato deidrogenasi, implicata nel processo di respirazione cellulare. Tale marcatore molecolare è abitualmente impiegato per verificare la presenza (e il livello di introgressione) di linee domestiche di origine atlantica nelle popolazioni selvatiche di trota dell'Europa meridionale (Lobón-Cerviá & Sanz, 2017), poiché le prime sono caratterizzate dalla variante (allele) LDH-C1*90, mentre le seconde si distinguono per la presenza della variante LDH-C1*100 (McMeel et al., 2001). Diversamente dal *D-loop*, la genotipizzazione di questo marcatore consente di stabilire se un esemplare è omozigote mediterraneo (genotipo *100/*100), omozigote domestico atlantico (genotipo *90/*90) o eterozigote (genotipo *90/*100 ossia ibrido mediterraneo-domestico atlantico).
- **Loci microsatellite (STR).** Sono marcatori nucleari costituiti da un numero variabile di piccole sequenze ripetute in tandem. Sono solitamente presenti in duplice copia (stato diploide) e caratterizzati da un considerevole livello di variabilità, potendo contare fino a decine di varianti (alleli) per locus. Considerato tale polimorfismo e combinando l'informazione ottenuta da più marcatori microsatellite (genotipi multi-locus), è possibile delineare accuratamente il grado di somiglianza/differenza tra individui e popolazioni, per esempio basandosi sulla presenza di alleli esclusivi caratterizzanti (alleli privati), o sulla diversa frequenza degli stessi alleli all'interno delle popolazioni esaminate (Allendorf, 2017; Chistiakov et al., 2006). Queste informazioni possono essere utilizzate per: 1) caratterizzare la diversità e la struttura genetica di popolazione (Berrebi et al., 2019) e, conseguentemente, definire le unità gestionali anche su scala locale (Palombo et al., 2022; Rossi et al., 2021); 2) quantificare il livello di mescolamento genetico (*Admixture*) tra popolazioni o di introgressione tra specie/linee evolutive (Fabiani et al., 2018; Gratton et al., 2013; Splendiani et al., 2019a, 2019b); 3) selezionare individui che presentino un profilo genetico idoneo a un dato scopo (es: ripopolamento con esemplari puri nativi); 4) indagare la storia demografica delle popolazioni, per esempio stimando la dimensione effettiva (dimensione genetica) e/o testando l'occorrenza di recenti contrazioni demografiche (Rossi et al., 2022; Splendiani et al.,

2019b). La principale restrizione all'utilizzo di questi marcatori risiede nella comparabilità tra risultati ottenuti in condizioni di laboratorio differenti (es: utilizzo di reagenti o strumenti differenti), che può limitare i confronti con studi pregressi, seppur basati sui medesimi marcatori – per ovviare questo potenziale problema, si può ricorrere all'analisi *ex-novo* dei campioni analizzati in precedenza o di una parte di essi, se disponibili, in modo da ricalibrare i risultati ottenuti in condizioni di laboratorio differenti laddove questo fosse necessario.

- **Polimorfismo a singolo nucleotide (SNP).** Sono singole posizioni polimorfiche sparse nell'intero genoma e identificate grazie alle tecniche di sequenziamento di nuova generazione (NGS). Una volta identificato un pannello di SNP adeguato allo studio (da pochi a diverse centinaia di migliaia di SNP in funzione della caratterizzazione diagnostica che si deve effettuare), il suo utilizzo rappresenta un potente strumento d'indagine della diversità genetica, sia a livello individuale che popolazionistico. Gli SNP forniscono un'informazione comparabile a quella ottenuta dall'analisi degli STR anche se, rispetto a questi ultimi, possono garantire un maggiore livello di accuratezza e di potere informativo, una superiore capacità comparativa/replicativa tra studi e costi complessivamente più ridotti. Ad oggi, gli SNP sono stati impiegati al fine di identificare *loci* con capacità discriminante per le linee atlantico-mediterranee (Casanova et al., 2022; Salvatore et al., 2022), approfondire la struttura genetica di popolazioni Italiane del genere *Salmo* in Italia (Magris et al., 2022; Palombo et al., 2021) e tentare di chiarire la tassonomia all'interno di *Salmo trutta* complex (Segherloo et al., 2021). La definizione di uno o più pannelli di SNP diagnostici per studi di genetica di popolazione e per la rilevazione dell'ibridazione o introgressione con trote atlantiche potrebbe rappresentare, nei prossimi anni, lo strumento d'elezione non solo per la caratterizzazione genetica delle popolazioni del genere *Salmo* ma anche per l'identificazione di SNP associati ad adattamenti funzionali o a particolari condizioni ecologiche e climatiche.

La caratterizzazione di una o più popolazioni o siti esaminati, specialmente in mancanza di informazioni pregresse, deve quindi prevedere l'utilizzo combinato dei suddetti marcatori, come descritto successivamente, al fine di fornire un quadro quanto più possibile esaustivo dello status genetico e conservazionistico del campione stesso, per arrivare infine a definire le unità gestionali di conservazione ("*Management Units*" o MU), ossia popolazioni conspecifiche tra le quali il grado di connettività è sufficientemente ridotto da giustificare il monitoraggio e gestione separata di ciascuna popolazione (Taylor & Dizon, 1999). Tale approccio costituisce uno dei cardini della moderna genetica di conservazione (Frankham et al., 2010) e prevede un'indagine demografico-genetica delle unità (Palsbøll et al., 2007), specialmente laddove è atteso un considerevole differenziamento genetico tra le popolazioni selvatiche, come riscontrato anche su scala locale o di sottobacino per la trota mediterranea (Rossi et al., 2022; Splendiani et al., 2019b, 2019c; Zaccara et al., 2015). Questo implica che la definizione delle MU di trota mediterranea non può prescindere dall'analisi genetico-demografica delle popolazioni selvatiche, mentre il criterio del "differenziamento tra bacini idrografici" può rappresentare solo un punto di partenza precauzionale in momentanea assenza di dati genetici di supporto (Splendiani et al., 2019c).

Un'analisi completa dovrebbe pertanto articolarsi su due livelli, ed interessare un numero di campioni sufficiente ad ottenere stime statisticamente affidabili (almeno 25-30 esemplari per sito di campionamento). Si precisa inoltre che, per scongiurare eventuali contaminazioni durante il processo analitico, è necessario inserire dei controlli negativi in ogni tipologia di analisi al fine di garantire la massima affidabilità dei risultati.

1. Un primo livello di indagine, **analisi preliminari**, dovrebbe prevedere la genotipizzazione con i marcatori diagnostici *D-loop* e LDH-C1, in modo da fornire una caratterizzazione genetica d'insieme del campione esaminato: composizione in classi genetiche, potendo assegnare i singoli individui alle classi "mediterraneo", "atlantico" o "ibrido/introgresso" secondo i criteri definiti in Tabella 4.4.2.a; grado di introgressione basato sui due marcatori presi singolarmente e/o in combinazione (Figura 4.4.2.a); distribuzione spaziale della diversità mitocondriale (Figura 4.4.2.b). Questi dati sono sufficienti per una distinzione "preliminare" tra unità di potenziale interesse conservazionistico e unità geneticamente compromesse, costituite perlopiù da esemplari domestici atlantici o ibridi. A livello tecnico, per la tipizzazione del gene LDH-C1 si consiglia di applicare la procedura di analisi dei frammenti descritta in Padula et al. (2023), che rappresenta

un miglioramento del protocollo originario proposto da McMeel et al. (2001), modificato in modo tale da rendere il processo automatizzabile, più sensibile e quindi più affidabile. Relativamente al marcatore mitocondriale *D-loop*, esistono molteplici coppie di primer in grado di amplificare frammenti di varia lunghezza della regione di controllo e con diverso potere informativo per le varie linee evolutive. L'approccio adottato nell'ambito del progetto LIFE STREAMS e già applicato in studi pregressi (es: Rossi et al., 2019, 2022) è stato quello di amplificare mediante PCR l'intera regione di controllo (circa 1000-1100 paia di basi) impiegando la coppia di primer PST e FST (Cortey & García-Marín, 2002), e sequenziarne un frammento informativo (circa 530-550 paia di basi) utilizzando il solo primer forward FST nella reazione di sequenziamento. Le sequenze così ottenute risultano confrontabili con molte tra quelle disponibili in letteratura e depositate nelle banche dati, specialmente in relazione alle popolazioni italiane di trota mediterranea (Berrebi et al., 2019; Fabiani et al., 2018; Gratton et al., 2013, 2014; Rossi et al., 2019; Splendiani et al., 2020). Va tuttavia precisato che l'utilizzo di questo frammento del *D-loop* risulta efficace per la distinzione degli aplotipi dell'aplogruppo AD, mentre tende a sottostimare la diversità relativa all'aplogruppo ME poiché le sue varianti spesso si differenziano in porzioni di sequenza esterne al frammento sequenziato (comunicazioni personali di A. Splendiani e L. Talarico).

Tabella 4.4.2.a - Criteri di attribuzione della classe genetica individuale ottenuta integrando il genotipo del gene nucleare LDH-C1 (con i rispettivi alleli *90 e *100) e l'aplogruppo del gene mitocondriale *D-loop* (AT = Atlantico, AD = Adriatico, MA = Marmoratus, ME = Mediterraneo). Si precisa che le classi "Mediterraneo" o "Atlantico" indicano rispettivamente un profilo genetico riconducibile a quello della trota mediterranea (*Salmo ghigii*) o a trota fario atlantica (*Salmo trutta*), seppur parziale essendo basato su soli due marcatori molecolari. Analogamente, la classe "Ibrido/introgresso" indica genericamente esemplari con profilo genetico misto, riconducibile ad un incrocio più o meno recente tra i due *taxa*.

Genotipo LDH-C1	Aplogruppo <i>D-loop</i> (sensu Bernatchèz, 2001)	Classe genetica
*90/*90	AT	Atlantico (<i>Salmo trutta</i>)
*90/*100	AT, AD, ME, MA o dato mancante	Ibrido/introgresso
*90/*90	AD, ME o MA	Ibrido/introgresso
*100/*100	AT	Ibrido/introgresso
*100/*100	AD, ME o MA	Mediterraneo (<i>Salmo ghigii</i>)
Dato mancante	AT, AD, ME, MA o dato mancante	Non applicabile

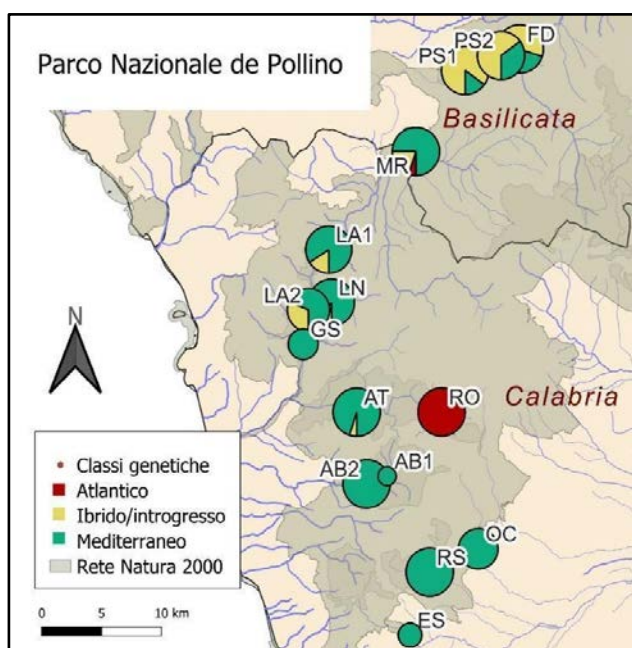


Figura 4.4.2.a - Distribuzione e frequenza delle tre classi genetiche, definite secondo i criteri riportati in Tabella 4.4.2.a, nei siti del Parco Nazionale del Pollino analizzati nell'ambito del progetto LIFE STREAMS. Codici siti: Abatemarco (AB01 e AB02), Argentino (AT01), Esaro (ES01), Frido (FD02), Grassa (GS01), Lao (LA01 e LA02), Canale San Nocaio (LN01), Mercure (MR01), Peschiera (PS01 e PS02), Fiumarella di Rossale (RO01) e Rosa (RS01).

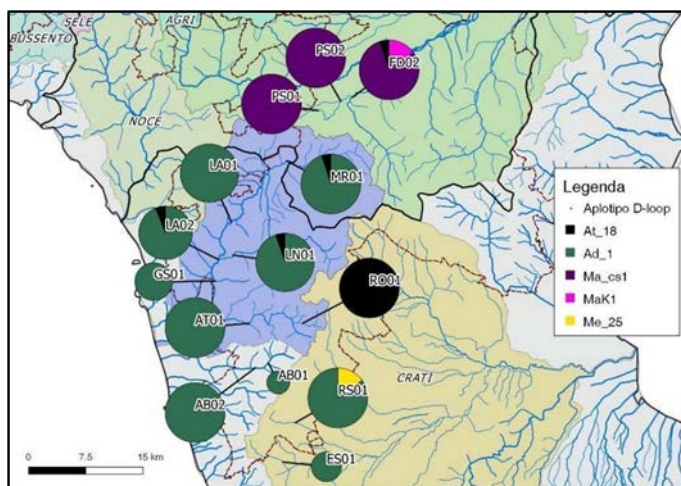
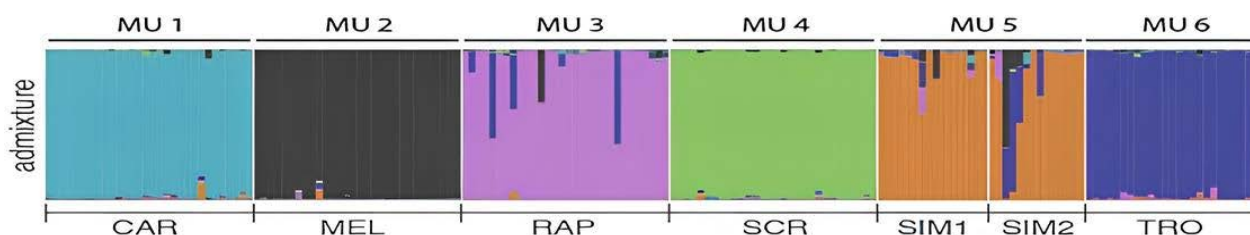


Figura 4.4.2.b - Distribuzione e frequenza degli aplotipi *D-loop* nei siti del Parco Nazionale del Pollino analizzati nell'ambito del progetto LIFE-STREAMS. Si osservi la composizione aplotipica distintiva riscontrata nei tre siti esaminati del bacino idrografico del Sinni (area verde in alto nella mappa). Codici siti: Abatemarco (AB01 e AB02), Argentino (AT01), Esaro (ES01), Frido (FD02), Grassa (GS01), Lao (LA01 e LA02), Canale San Nocaio (LN01), Mercure (MR01), Peschiera (PS01 e PS02), Fiumarella di Rossale (RO01) e Rosa (RS01).

2. L'indagine di secondo livello, **analisi avanzate**, dovrebbe invece prevedere l'utilizzo di genotipi multi-locus (STR e/o SNP). Questa permette di rilevare accuratamente la struttura genetica del campione, evidenziando le unità simili/differenti – è potenzialmente possibile stabilire anche l'origine di singoli esemplari, mettendo in luce eventuali casi di rilasci o traslocazioni da popolazioni/stock non nativi dell'area – e il livello di omogeneità intra-gruppo attraverso tecniche di ordinamento statistico e clustering, quali l'analisi delle componenti principali, il *clustering Bayesiano* (Figura 4.4.2.c), il *Multi-dimensional Scaling* non metrico (Figura 4.4.2.d), l'analisi DAPC. I gruppi così definiti, incrociando anche i dati ottenuti dal *D-loop* e dalle analisi demografiche, costituiscono le unità gestionali che andranno auspicabilmente trattate in modo distinto al fine di preservarne le peculiarità genetiche. Per le analisi di secondo livello nell'ambito del progetto LIFE STREAMS, è stato allestito un pannello di 15 *loci* STR (le cui principali specifiche tecniche sono riportate in Tabella 4.4.2.b; per i protocolli di laboratorio dettagliati si veda Talarico et al., 2023) scelti tra quelli più idonei secondo i seguenti criteri e sulla base delle informazioni disponibili in letteratura e dell'esperienza diretta di ricercatori (comunicazioni personali di A.R. Rossi, A. Splendiani e L. Talarico): capacità diagnostica nel discriminare tra linee native e domestiche, requisito per una quanto più possibile corretta stima del livello di *Admixture*; polimorfismo tale da rilevare accuratamente le unità gestionali anche su scala locale; affidabilità dal punto di vista interpretativo e tecnico (efficacia di amplificazione e genotipizzazione). L'utilizzo di questo pannello di *loci* STR è risultato efficace ed è quindi consigliato per condurre le suddette analisi in relazione a popolazioni selvatiche italiane di trota mediterranea. Ai fini dell'identificazione di ibridi fra trote mediterranee e atlantiche (trattata nel paragrafo 4.4.5) è bene sottolineare che è sempre necessaria l'analisi contestuale di individui di riferimento di entrambi i *taxa*, scegliendo preferibilmente fra popolazioni native geneticamente affini a quelle sottoposte a caratterizzazione e fra stock di trote domestiche da allevamenti locali. Le due tipologie di indagini, insieme alle tipologie di marcatori molecolari illustrate, sono riassunte nell'Allegato A.

Figura 4.4.2.c - Analisi della struttura genetica di sette popolazioni selvatiche di trota mediterranea del Lazio (modificato da Rossi et al., 2022). L'analisi, basata sui genotipi di 11 *loci* STR, è stata condotta con il software di *clustering Bayesiano* STRUCTURE (Pritchard et al., 2000) che ha evidenziato l'esistenza di sei cluster genetici con moderato livello di commistione (*Admixture*) e corrispondenti ad altrettante unità gestionali (MU). Nel barplot, ogni individuo è rappresentato da una barra verticale i cui colori indicano la frazione di genoma individuale assegnata a ciascuno dei sei cluster.



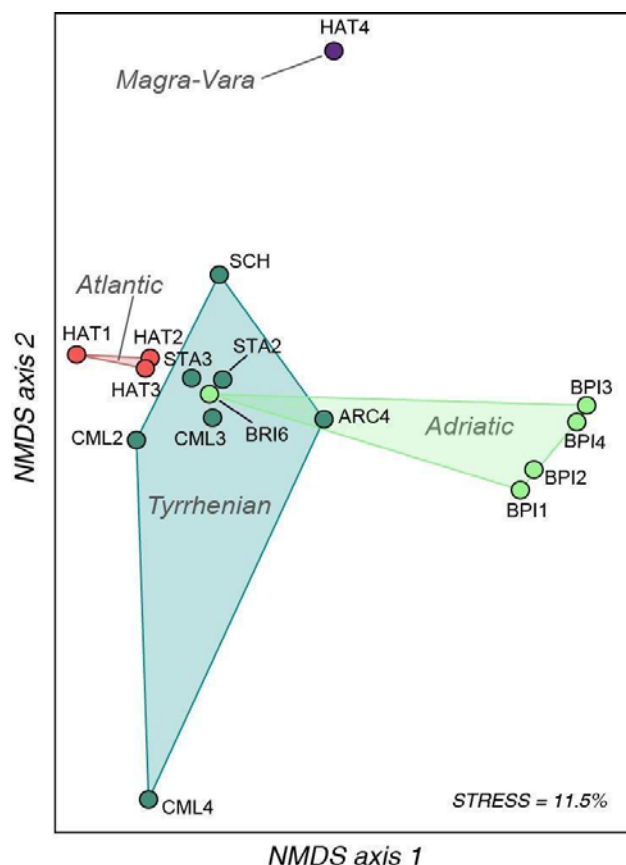


Figura 4.4.2.d - Ordinamento statistico (*Multi-dimensional Scaling* non metrico o NMDS) raffigurante le relazioni genetiche tra popolazioni selvatiche di trota mediterranea del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi (provenienti sia dal versante appenninico adriatico che da quello tirrenico) e stock di trote domestiche di varia origine (immagine tratta da Talarico et al., 2023).

Tabella 4.4.2.b - I 15 loci STR utilizzati per la caratterizzazione genetica delle trote mediterranee nel contesto del progetto LIFE STREAMS (Allegato A). I dati relativi al polimorfismo per locus (numero di alleli e range allelico) sono ricavati dall'analisi di circa 800 trote atlantiche, mediterranee e ibridi, provenienti da popolazioni selvatiche dell'Italia peninsulare e stock d'allevamento esaminati nell'ambito del progetto.

Locus	Repeat	Primer	Riferimento bibliografico	Range allelico	N° alleli
Str60INRA	Di	For: CGGTGTGCTTGTCAAGTTTC Rev: GTCAAGTCAGCAAGCCTCAC	Estoup et al. (1993)	92-105	6
SsaD190	Tetra	For: GGCATTGGAGGTAAGGACAC Rev: CCAGACCACTGAACTTCTCATC	King et al. (2005)	115- 163	12
Ssa197	Di-Tetra	For: GGGTTGAGTAGGGAGGCTTG Rev: TGGCAGGGAITTGACATAAC	O'Reilly et al. (1996)	128-208	17
Ssa85	Di	For: AGGTGGGTCTCCAAGCTAC Rev: ACCCGCTCCTCACTTAATC	O'Reilly et al. (1996)	102-114	7
Ssa410Uos	Tetra	For: GGAAATAATCAATGCTGCTGGTT Rev: CTACAATCTGGACTATCTTCTCA	Cairney et al. (2000)	152-372	45
Omm1064	Tetra	For: AGAATGCTACTGGTGGCTGTATTGTGA Rev: TCTGAAAGACAGGTGGATGGTTCC	Rexroad et al. (2002)	165-298	47
Str73INRA	Di	For: CCTGGAGATCCTCCAGCAGGA Rev: CTATTCTGCTTGTAACCTAGACCTA	Estoup et al. (1993)	136-160	7
SSsp2213	Tetra	For: ATGTGGAGGTCAACTAACCAGCGTG Rev: CATCAATCACAGAGTGAGGCACTCG	Paterson et al. (2004)	162-230	18
SsaD71	Tetra	For: AACGTGAAACATAAATCGATGG Rev: TTAAGAATGGGTTGCCTATGAG	King et al. (2005)	184-298	31
MST543	Di	For: ATTCTTCGGCTTCTCTTGC Rev: ATCTGGTCAGTTCTTTATG	Presa & Guyomard (1996)	122-247	26
SSa103NVH	Di	For: GCTGTGATTCTCTCTGCG Rev: AAAGGTGGGTCCAAGGAC	Thorsen et al. (2005)	88-198	40
SsoSL417	Di	For: TTGTTCAAGTGATATGTGTCCCAT Rev: GATCTTCACTGCCACCTTATGACC	Slettan et al. (1995)	158-201	20
MST591	Di	For: CTGGTGGCAGGATTTGA Rev: CACTGTCTTTCGTTCTT	Presa & Guyomard (1996)	152-200	19
MST85	Di	For: GGAAGGAAGGGAGAAAGGT Rev: GGAAATCAATACTAACA	Presa & Guyomard (1996)	148-192	13
Ssa408Uos	Tetra	For: AATGGATTACGGGTACGTTAGACA Rev: CTCTTGTGCAGGTTCTTCATCTGT	Cairney et al. (2000)	204-306	42

4.4.3 Realizzazione di centri di riproduzione della trota mediterranea

Sulla base dell'esperienza acquisita nel progetto LIFE STREAMS, sono state definite le indicazioni di carattere generale, relative alla realizzazione e al funzionamento di impianti fissi e mobili finalizzati alla riproduzione artificiale della trota mediterranea. Pertanto, per maggiori approfondimenti tecnici si rimanda a specifici trattati (Borghesan & Bilò, 2010).

Occorre premettere che gli impianti di riproduzione sono da considerarsi come uno strumento per conseguire interventi di conservazione attentamente pianificati, da realizzare alla scala spaziale in funzione delle unità gestionali rilevate. Pertanto, la realizzazione e/o l'utilizzo di un impianto vanno considerati solo temporaneamente e se effettivamente necessari, per: i) supportare le popolazioni selvatiche di trota mediterranea che non siano in grado di auto-sostentarsi (per esempio a causa di eccessivo prelievo dovuto a bracconaggio o cattiva regolamentazione delle quote di pesca sostenibili, o in seguito ad eventi eccezionali che abbiano drasticamente ridotto la consistenza di popolazioni/demi); ii) ripristinare popolazioni estinte (dopo aver identificato e rimosso le cause di estinzione) o rimpiazzare le popolazioni di trota alloctona precedentemente eradicate; iii) migliorare dal punto di vista genetico le popolazioni naturali che mostrino un moderato livello di introgressione con trote alloctone, attraverso il rilascio di esemplari selezionati geneticamente compatibili. In ogni caso, gli esemplari da destinare alla riproduzione dovranno essere marcati, caratterizzati geneticamente e quindi selezionati secondo criteri stringenti, come descritto nel par. 4.4.5. Un impianto di riproduzione è una struttura dotata della strumentazione necessaria per permettere la stabulazione dei riproduttori (tenuti separati per unità gestionali), la fecondazione artificiale e l'incubazione delle loro uova e il primo allevamento degli stadi giovanili fino al riassorbimento del sacco vitellino. Nel caso degli impianti fissi, l'allevamento degli stadi giovanili può proseguire con lo svezzamento e l'alimentazione artificiale nelle vasche, fino al raggiungimento dello stadio adulto e alla riproduzione.

Un incubatoio "base", in cui operare la fecondazione artificiale e l'incubazione delle uova ed effettuare le fasi di primo allevamento, dovrebbe essere così costituito: a) un box prefabbricato o una struttura preesistente riadattata di almeno 50 m² di superficie interna ed esterna; b) una vasca in vetroresina della capacità di 100-200 L in cui ospitare temporaneamente i riproduttori durante le operazioni di spremitura; c) un tavolo per la fecondazione; d) una serie di vasche in vetroresina rettangolari (truogoli) con misure indicative di cm 200 x 40 x 20, costituenti ciascuna un completo modulo di incubazione e primo allevamento degli avannotti e delle trotelle, o in alternativa un sistema che permette di risparmiare spazio ed acqua come quello delle cassette tipo "California" che sono impilate una sopra l'altra o degli incubatori di uova verticali; e) una serie di vasche circolari esterne in vetroresina (minimo due, una per gli esemplari maturi e una per gli esemplari già riprodotti, prima della re-immissione nei corsi d'acqua di provenienza) per la stabulazione dei riproduttori e l'allevamento delle trotelle; f) uno o più schiuditoi per ottenere l'alimento vivo che è costituito dai nauplii del Crostaceo *Artemia salina*, da utilizzare per il corretto svezzamento degli avannotti fino allo stadio di trotelle.

Per la realizzazione ottimale di un impianto, è di fondamentale importanza l'ubicazione dello stesso. Il luogo scelto dev'essere in prossimità di una buona fonte di approvvigionamento dell'acqua, possibilmente in vicinanza del corpo idrico da cui sono prelevati i riproduttori e ben collegato, per facilitare le operazioni di trasporto dei riproduttori e del materiale prodotto. Nella realizzazione del fabbricato che dovrà ospitare gli apparati d'incubazione occorre utilizzare materiali resistenti all'elevato tasso di umidità presente. È necessaria la presenza di un buon impianto d'illuminazione per consentire, in qualsiasi ora, le operazioni di controllo e pulizia delle uova, ed è anche importante prevedere l'oscuramento delle finestre, per impedire alle radiazioni solari di arrecare danni al materiale in incubazione e disturbare gli avannotti e le trotelle che non gradiscono la luce diretta. In caso di posizionamento all'aperto delle vasche di allevamento delle trotelle, è raccomandabile collocare sulle vasche reti ombreggianti in grado di ridurre a non più del 20% l'incidenza della luce solare e reti anti-uccello per evitare la predazione da parte di uccelli ittiofagi, o l'utilizzo di reti in grado di garantire entrambe queste funzioni.

Per la buona riuscita di un incubatoio è essenziale la disponibilità di acqua, che dovrà essere qualitativamente idonea e quantitativamente sufficiente per garantire almeno un ricambio completo delle

vasche ogni ora. In particolare, le caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua (temperatura e ossigeno disciolto in primis) sono tra gli elementi maggiormente determinanti per la capacità produttiva dell'impianto, e vanno pertanto considerate preliminarmente. L'ossigeno (O₂) rappresenta l'elemento limitante per eccellenza nell'allevamento dei Salmonidi, date le elevate richieste che questi pesci hanno nei confronti di tale elemento: il consumo di ossigeno è massimo per gli avannotti e diminuisce, a parità di biomassa, negli adulti e negli embrioni. La concentrazione di O₂ nell'acqua diminuisce all'aumentare della temperatura: in un litro d'acqua a 0°C sono presenti 14 mg di O₂, ma se la temperatura sale a 10°C, a parità di pressione atmosferica, l'ossigeno scende a 11 mg. Essendo i Salmonidi, specialmente quelli appartenenti al genere *Salmo*, particolarmente sensibili alla carenza di ossigeno, è consigliabile mantenere il livello di O₂ disciolto prossimo al 100% di saturazione. La temperatura regola anche la velocità di sviluppo delle uova e questo fattore va anche attentamente considerato per evitare di produrre materiale che sia in uno stadio di crescita molto diverso da quello degli individui selvatici presenti nell'ambiente naturale. Per questo motivo, è essenziale che la temperatura dell'acqua di completa maturazione dei riproduttori e, soprattutto di quelle in cui si svolgono le fasi di incubazione delle uova, riassorbimento del sacco vitellino e delle eventuali successive fasi di accrescimento del novellame siano quanto più possibile simili a quelle del corpo idrico destinato all'immissione del materiale prodotto: ciò per evitare di seminare avannotti troppo cresciuti rispetto alla capacità dell'ambiente di fornire cibo adatto o, al contrario, più piccoli rispetto ai coetanei selvatici e quindi meno competitivi.

Anche dal punto di vista chimico l'acqua utilizzata per il funzionamento dell'impianto deve avere caratteristiche quanto più simili ai corpi idrici di destinazione, per consentire al novellame di adattarsi perfettamente all'ambiente in cui verrà immesso. I parametri chimici raccomandati per le acque di alimentazione di una troticoltura sono indicati in Tabella 4.4.3.a.

Tabella 4.4.3.a - Caratteristiche qualitative delle acque di alimentazione di una troticoltura secondo Templeton (1995), Barbina (2007) e Borromi (2007).

BOD	pH	Conducibilità	Solidi sospesi	Durezza totale come CaCO ₃	Alcalinità	Nitriti	Ammoniaca	Fosfati	Cloro
<2 mg/l	6,5-8,5	450 µS/cm	<5 mg/l	> 100 mg/l	50-300 mg/l CaCO ₃	< 0,03 mg/l NO ₂ ⁻	< 0,2 mg/l NH ₄ ⁺	0,01-3 mg/l P	<0,003 mg/l

L'acqua di fornitura può essere di superficie, di sorgente o di pozzo. Se il dislivello tra la captazione e l'impianto è tale da assicurare una pressione sufficiente al funzionamento degli apparati d'incubazione (>3 metri), l'alimentazione idrica può essere attuata anche per caduta; nel caso di prelievo da pozzi o da acque superficiali con dislivello insufficiente, si dovranno utilizzare sistemi di pompaggio. Se necessario, può essere opportuno dotare l'impianto di una vasca d'accumulo per garantire la continuità dell'alimentazione idrica in caso di malfunzionamento del sistema di captazione.

Utilizzando acqua prelevata da corpi idrici superficiali, è buona norma filtrarla prima dell'ingresso nell'incubatoio. Questi accorgimenti tendono a ridurre il materiale in sospensione che potrebbe danneggiare i pesci in allevamento. È altresì necessario scongiurare il rischio di inquinamento, evitando corsi d'acqua che ricevono effluenti provenienti da zone urbanizzate o cave, o che ricevano drenaggi dalla rete principale stradale. Nel caso di captazione da falde profonde, le acque possono contenere elevate concentrazioni di azoto (N₂) o anidride carbonica (CO₂), entrambi i gas sono molto pericolosi per i pesci. Nel primo caso, l'azoto in concentrazioni di sovrasaturazione (> 103%) genera sofferenza e lesioni all'apparato branchiale e altri organi (*Gas Bubble disease*) causando importanti mortalità soprattutto in avannotteria. Nel caso dell'anidride carbonica invece, concentrazioni superiori ai 20 ppm (mg/l) possono ridurre l'efficienza respiratoria e causare ipercapnia, quindi acque con quantitativi superiori a 10 ppm di CO₂ sono da ritenere non idonee per l'allevamento di avannotti e trotelle. In entrambi i casi i gas in eccesso possono essere rimossi (strippati) attraverso l'adozione di opportuni sistemi di degassazione dell'acqua. L'acqua di falda, inoltre, può possedere più spesso di altre fonti di approvvigionamento, caratteristiche termiche tali da comportare quella disomogeneità nello sviluppo delle uova rispetto all'ambiente naturale, che andrebbe evitata per i motivi già descritti in precedenza.

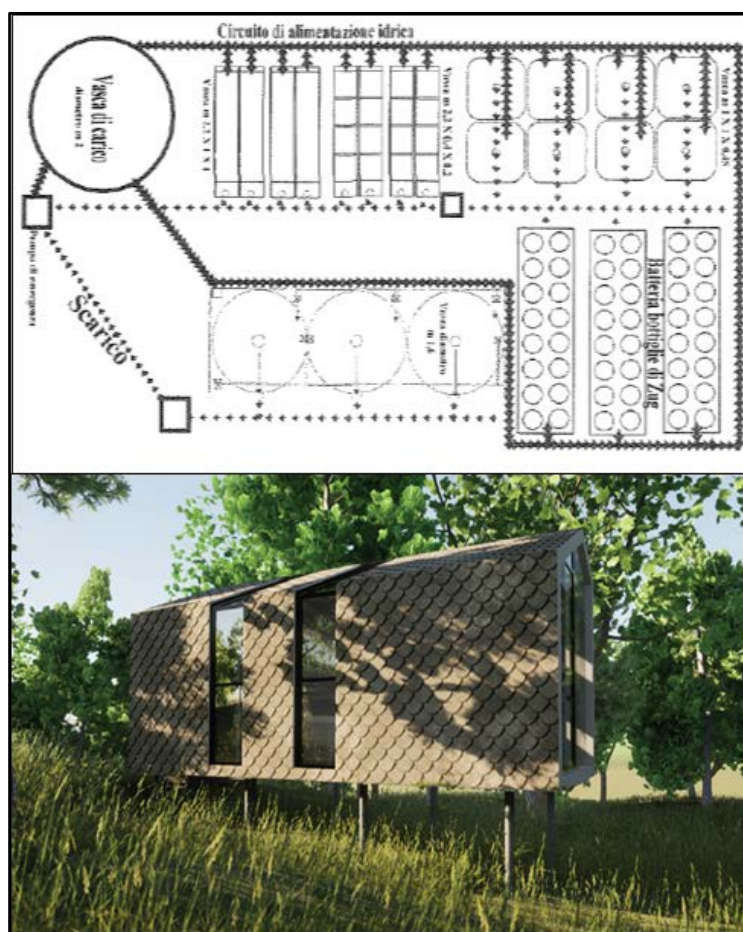
I fabbisogni idrici dell'impianto variano in modo notevole in rapporto ai vari stadi di sviluppo della trota e a parità di biomassa: sono minimi durante l'accrescimento dell'embrione, aumentano passando dagli

avannotti alle trotelle, per poi diminuire negli adulti. Per l'incubazione, effettuata nelle classiche vasche rettangolari (cm 200 x 40 x 20), in grado di contenere circa 30.000 uova di trota, è sufficiente un flusso d'acqua di 10-15 l/min a 10°C. Trattandosi di pesci non domesticati e allevati a fini conservazionistici è consigliabile abbassare le densità, limitandosi a circa 10.000 uova/mq. Nelle stesse vasche è poi possibile allevare gli avannotti fino a completo riassorbimento del sacco vitellino, aumentando la portata d'acqua a 20 l/min. Nella fase immediatamente successiva, definibile come periodo di svezzamento, più che aumentare il flusso idrico, conviene dimezzare la densità degli avannotti, per poi ridurla ancora progressivamente durante il successivo accrescimento. Per quanto riguarda l'allevamento delle trotelle, in vasche circolari di 2 m di diametro la densità consigliata è di 10.000-15.000 soggetti, con un flusso d'acqua di almeno 60 l/min. Generalizzando si consiglia di non superare la densità di 6 kg/mc ogni 2 cm di taglia. Le vasche circolari risultano essere le migliori in quanto lo spazio, grazie alla corrente rotatoria dell'acqua, permette una migliore distribuzione dei pesci nel volume d'acqua. Il moto circolare concentra deiezioni e mangime non consumato al centro della vasca, dove è posto lo scarico, impedendo la formazione di zone di ipossia nelle quali i residui potrebbero fermentare (vasche autopulenti), inoltre, la corrente obbliga gli animali a nuotare attivamente preadattandoli all'ambiente naturale.

In linea generale, gli impianti possono essere strutturalmente e funzionalmente distinti in "fissi" e "mobili". I primi sono strutture o complessi di varia estensione, stabilmente attivi e produttivi (le uova/novellame vengono prodotti con cadenza annuale; Figura 4.4.3.a). In queste strutture i riproduttori sono stabulati perennemente, unitamente a parte della loro progenie che solitamente contribuisce al mantenimento del parco riproduttori. Gli impianti fissi, a seconda delle loro dimensioni, possono arrivare ad ospitare anche un elevato numero di riproduttori e stadi giovanili. Viceversa, gli impianti mobili sono strutture prefabbricate di dimensioni contenute, pensate per essere posizionate transitoriamente nei pressi di corsi fluviali, all'occorrenza collocabili su piattaforme rialzate in modo da compensare l'andamento del declivio naturale esistente (Figura 4.4.3.a). Le strutture in commercio sono dotate di tutta la strumentazione necessaria per un loro razionale funzionamento.

La scelta del tipo di impianto deve necessariamente essere valutata, caso per caso, in funzione del contesto d'azione, delle finalità e delle esigenze. L'utilizzo degli impianti mobili è preferibile in molti casi rispetto all'utilizzo degli impianti fissi, poiché i primi offrono alcuni sostanziali vantaggi: 1) i riproduttori sono mantenuti in cattività per il tempo strettamente necessario alla spremitura, riducendo le difficoltà connesse all'allevamento di esemplari selvatici e, soprattutto, minimizzando il processo di domesticazione che avviene con l'involontaria selezione degli individui selvatici che sopravvivono alle condizioni di cattività (tale selezione si estende inevitabilmente anche alla progenie prodotta e allevata in impianto, portando avanti il processo di domesticazione col susseguirsi delle generazioni); 2) il parco riproduttori viene rinnovato ad ogni stagione riproduttiva, contrastando l'*inbreeding* e la perdita di variabilità genetica che avvengono necessariamente negli stock d'allevamento (par. 4.4.5); 3) presentano costi di mantenimento (inclusi i costi del personale addetto) ridotti, trattandosi di piccole strutture attive ad intermittenza, e sono quindi funzionali anche per progetti conservazionistici con durata e fondi limitati; 4) sono installabili in zone scarsamente accessibili e trasferibili a seconda delle necessità; 5) hanno un minor impatto ecologico (reflui contenuti). Da contro, gli impianti mobili offrono un ridotto potenziale produttivo (possono ospitare un numero limitato di riproduttori e, conseguentemente, produrre minor quantità di uova) e il loro utilizzo è subordinato alla raccolta e alla selezione di nuovi riproduttori ad ogni stagione riproduttiva, al netto della mortalità associata alla cattura dei selvatici. Inoltre, possono presentare difficoltà logistiche tipiche delle strutture temporanee (organizzazione delle attività non perfettamente ottimizzata, accessibilità limitata, ridotta capacità di rispondere ad imprevisti e inconvenienti tecnici), oltre ad essere meno "protette" (è infatti raccomandabile dotare l'impianto di un sistema di videosorveglianza e di una recinzione esterna).

Figura 4.4.3.a - Schema di un generico incubatoio da ripopolamento fisso (sopra; Gelosi & Colombari, 2004) e foto di un incubatoio mobile (sotto).



Si ricorda infine che, affinché gli impianti possano entrare regolarmente in funzione, è necessario che gli Enti gestori effettuino tutte le procedure amministrative richieste, ottenendo in particolare le autorizzazioni prescritte dal quadro normativo nazionale e comunitario in materia di impianti di allevamento dei Salmonidi. Tra la documentazione necessaria, menzioniamo: l'autorizzazione da parte della Regione; la registrazione nell'anagrafe degli stabilimenti di acquacoltura (REG UE 2016/429, Reg delegato UE 2020/691); la concessione idraulica (R.D. 523/1904) per captazione idrica necessaria ad alimentare gli impianti con acque di torrente; il parere conforme per la valutazione dell'incidenza ambientale (VINCA) (art. 6 del D.lgs. 12 marzo 2003, n. 120), se l'impianto è situato all'interno di aree protette della Rete Natura 2000; l'autorizzazione paesaggistica (D.lgs. n. 42 del 22 gennaio 2004 "Codice dei beni culturali e del paesaggio"); il riconoscimento sanitario da parte dell'Autorità competente sul (Reg UE 2016/429), riconoscimento che l'Autorità stessa può derogare per quegli stabilimenti in cui i pesci sono detenuti esclusivamente ai fini del rilascio in natura nello stesso bacino idrografico (es. incubatoio di valle), in base alla tipologia e alla valutazione dei rischi (Reg UE 2020/691); il riconoscimento comunitario di "Compartimento Indenne da Setticemia Emorragica Virale (SEV) e Necrosi Ematopoietica Infettiva (NEI)" in ottemperanza dell'art. 16, comma 5 del D.lgs. n. 136/2022 se necessario. Per ottenere quest'ultima certificazione sanitaria, ai sensi del Regolamento Delegato (UE) 2020/689 e del regolamento di esecuzione (UE) 2020/2002, la Autorità Competente preleverà materiale biologico (liquidi ovarici e spermatici di tutti i riproduttori ed eventualmente di un campione di trotelle), in accordo con l'Ente proponente e secondo un programma di campionamento (definito "programma di eradicazione") della durata di due o quattro anni, al fine di appurare l'assenza di patologie notificabili (SEV e NEI). Una volta rilasciata la certificazione di "Compartimento indenne-Categoria 1", questa dovrà essere mantenuta, con cadenza prestabilita in funzione della categoria di rischio, attraverso l'analisi di ulteriore materiale biologico.

A tal proposito, si deve richiamare la nota del Ministero della Salute - Direzione Generale della Sanità Animale e dei Farmaci Veterinari n° 016167-31/07/2014 "Regolamentazione attività impianti ittigenici" (alla quale si rimanda) che trasmette "Le linee guida per la gestione di attività connesse agli impianti ittigenici" con lo scopo ultimo di favorire la conservazione delle specie autoctone. Ai sensi di tale nota, si deve specificare che sono individuate due tipologie di gestione degli impianti, che possono entrambi entrare in programmi di "campagne ittigeniche", e ne sono indicati i relativi adempimenti amministrativi per la messa in attività degli stessi non dipendenti dalla mobilità o meno della struttura, in particolare:

- "Impianti ittigenici a ciclo completo", anche con stabulazione permanente dei riproduttori e indipendentemente dalla mancanza di finalità commerciale, devono essere riconosciuti da parte dell'Autorità Competente ai sensi dell'art. 176, paragrafo 1 del Regolamento (UE) 206/429, rispettando tutte le condizioni necessarie riportate nel Regolamento Delegato (UE) 2020/691; tali stabilimenti per poter produrre salmonidi a scopo di rilascio in natura devono essere dichiarati indenni per SEV e NEI;
- "Incubatoi di valle", in virtù dell'attività limitata temporalmente e geograficamente, sono derogati dall'obbligo di riconoscimento comunitario di indennità da malattia, purché in presenza di particolari e stringenti condizioni per le quali si rimanda alle stesse linee guida trasmesse con la suddetta nota del Ministero della Salute (n° 016167-31/07/2014):
 - o Lo sviluppo delle uova derivanti dall'attività di spremitura dei pesci selvatici deve avvenire in impianti ubicati nella stessa area del corso d'acqua da cui vengono prelevati i riproduttori ed in cui devono defluire le acque di scarico dello stesso. Non è quindi consentito in questi impianti l'introduzione di pesci, uova o gameti provenienti da altre zone.
 - o L'immissione in acqua dei prodotti ittici derivati dalle uova così incubate deve avvenire nella stessa area del corso d'acqua da cui sono stati prelevati i riproduttori utilizzati per la spremitura;
 - o Trattandosi di animali di stato sanitario indeterminato, la semina potrà avvenire sia a monte che a valle dell'incubatoio se non sono presenti impianti indenni. Diversamente, in caso di presenza di impianti indenni a monte dell'incubatoio la semina potrà avvenire solo nel tratto di bacino posto a valle dello stesso incubatoio.
 - o Nell'impianto non devono essere presenti permanentemente riproduttori e la stabulazione degli stessi non può essere superiore a sei mesi;
 - o Per particolari esigenze potrà essere permesso, da parte dell'amministrazione competente (Provincia o Regione) e previo parere favorevole del Servizio Veterinario dell'ASL territorialmente competente, il mantenimento dei riproduttori per più anni. In tale caso gli esemplari che rimangono nell'incubatoio dovranno essere identificati correttamente, ad esempio mediante microchip.
 - o Liquido ovarico e avannotti prodotti devono essere testati annualmente per SEV e NEI.

4.4.4 Interventi di rimozione di specie alloctone

Come abbiamo visto nei capitoli precedenti, una delle principali minacce alla conservazione delle popolazioni native di trota mediterranea è dovuta alle semine a fini alieutici delle trote domestiche di origine atlantica (alloctone). Le popolazioni di trota fario atlantica hanno dimostrato una buona capacità di adattamento nel nostro paese diffondendosi quasi ovunque all'interno del reticolo idrografico, soppiantando quasi completamente le popolazioni native (Lobón-Cervía et al., 2019; Rossi et al., 2019) a causa della competizione interspecifica (Araguas et al., 2017; Clavero et al., 2010), ma soprattutto a causa dell'interfertilità tra le due specie che ha determinato il fenomeno dell'introgresione genetica, responsabile di profonde alterazioni nelle caratteristiche tipiche delle popolazioni naturali (Lorenzoni et al., 2019c; Rossi et al., 2019, 2022; Splendiani et al., 2019b).

Oggigiorno *Salmo trutta* è considerata una delle 100 specie più invasive al mondo e che necessita di opportuni accorgimenti gestionali (Global Invasive Species Database – IUCN ISSG, 2013: bit.ly/48ZzL51).

Per la gestione delle specie ittiche alloctone invasive possono essere utilizzati diversi approcci, il cui utilizzo deve essere valutato caso per caso; si può scegliere di non intervenire affatto, di procedere

eradicandone le popolazioni laddove possibile, oppure di mettere in atto azioni di contenimento con lo scopo di impedirne ulteriormente la diffusione, o azioni di controllo al fine di ridurre l'abbondanza (Britton et al., 2011b; Finnoff et al., 2007; Rytwinski et al., 2019). Nel caso della trota mediterranea, gli interventi di controllo (per esempio la rimozione selettiva degli esemplari ibridi o alloctoni atlantici) devono essere considerati come uno strumento integrativo laddove le popolazioni siano mediamente compromesse. Infatti, fino a un certo livello di introgressione, il recupero delle popolazioni native è possibile selezionando e facendo riprodurre esemplari puri per poi reimmettere la loro progenie in queste popolazioni. Tuttavia, qualora il livello di introgressione sia troppo elevato, sarà necessario eradicare tutta la popolazione per sostituirla mediante reintroduzioni effettuate utilizzando materiale puro proveniente da popolazioni locali geneticamente idonee (prodotto artificialmente o mediante traslocazioni).

I programmi di eradicazione di specie aliene sono ormai globalmente riconosciuti come strumenti gestionali utili a mitigare gli impatti da esse prodotti (Genovesi, 2005), e consistono nella totale eliminazione dell'intera popolazione di una data specie da un particolare habitat o, nel caso dei pesci, da un bacino/corso d'acqua o da parte di esso (Britton et al., 2008; Gresswell, 1991). A livello internazionale l'eradicazione di una specie ittica può essere ottenuta con diversi metodi, alcuni dei quali fortemente sconsigliati o inattuabili nel nostro paese. Nello scegliere il metodo di eradicazione, infatti, andranno tenuti in considerazione diversi aspetti: esso dovrà essere condivisibile da tutti gli stakeholders (Britton et al., 2011a), tenere in considerazione il benessere dei pesci ed essere eticamente accettabile (Huntingford et al., 2006), ma soprattutto essere efficace e selettivo nei confronti della specie bersaglio senza provocare impatti sull'ambiente e ad altre specie di animali (Koel et al., 2010; Myers et al., 2000b; Zavaleta, 2002).

Si fa presente che l'utilizzo di prodotti chimici (ad es. rotenone, antimicina), seppur riportato in letteratura, è un metodo pericoloso e discutibile, sia perché l'efficacia di queste sostanze varia in base alle condizioni ambientali (temperatura e profondità dell'acqua, portata, pH, composizione del fondo, ecc.) (Finlayson et al., 2000), sia perché ha effetti negativi sulle specie ittiche (comprese quelle non target; Britton et al., 2011b; Simberloff, 2008) e su altri organismi acquatici, in particolare gli invertebrati (Britton et al., 2011b; Vinson et al., 2010). A questi si aggiungono i potenziali effetti tossici di queste sostanze sulla salute umana (Carboni et al., 2004; Greenamyre & Hastings, 2004). Inoltre, il loro utilizzo non è ammissibile, nelle aree protette italiane in base alla L. n° 394 del 6 Dicembre 1991 (art. 11 c.3). Mentre nei Siti Natura 2000, sebbene questo tipo di interventi siano da evitare, non c'è un divieto a priori sul loro utilizzo ma, come per tutti i piani, programmi, progetti ed interventi o attività che possano avere incidenze significative su un sito della rete Natura 2000, è prevista un'apposita VINCA finalizzata a valutare gli effetti dell'utilizzo di tali sostanze sullo stato di conservazione di specie e habitat di interesse comunitario (art. 6 Direttiva Habitat <https://www.mase.gov.it/pagina/la-valutazione-di-incidenza-vinca>).

In generale, si specifica che l'utilizzo di metodi di controllo biologico, basati sull'introduzione di un predatore o di un patogeno nativo per limitare la crescita della popolazione bersaglio (Secord, 2003), sono da escludersi allo stato attuale delle conoscenze. Tali introduzioni, infatti, potrebbero avere impatti negativi e/o imprevedibili sulle specie native non target (Simberloff, 2008) e sulle biocenosi in generale.

La rimozione fisica delle popolazioni alloctone appare quindi come la scelta più fattibile ed efficace. Questa può essere potenzialmente effettuata con strumenti non selettivi (es: nasse, reti), che tuttavia sono sconsigliabili in quanto possono provocare l'involontaria cattura di specie non target, laddove presenti. Il metodo più largamente utilizzato per la rimozione dei pesci, e specificamente dei Salmonidi, consiste nell'elettropesca (Cucherousset et al., 2006; Rytwinski et al., 2019). Questo metodo, infatti, è generalmente applicabile agli ambienti tipici dei Salmonidi (ruscelli e fiumi guadabili a carattere torrentizio), consentendo inoltre di salvaguardare il resto della fauna presente nei tratti interessati da eradicazione.

In aggiunta, la rimozione di popolazioni alloctone di trota atlantica potrebbe essere realizzata incrementando la pesca sportiva (*over-fishing*) o aprendola dove non prevista, in settori fluviali prescelti per l'eradicazione. Va precisato che, per via della sua limitata efficacia, l'*over-fishing* è perlopiù considerato un metodo di controllo anziché di rimozione (Britton et al., 2011b; Neilson et al., 2004; Paul et al., 2003), pertanto andrebbe valutato come uno strumento di supporto all'eradicazione mediante elettropesca.

Per la buona riuscita degli interventi, sarà opportuno effettuare un'attenta selezione dei tratti fluviali, preferendo quelli non troppo lunghi (non più di 3 km), di modeste dimensioni in termini di larghezza (4-

5 metri), profondità e portata idrica (inferiori a 1 m³/s). I tratti selezionati dovranno essere facilmente accessibili con gli automezzi per il trasporto degli esemplari da trasferire e idonei (guadabili) all'uso degli elettrostorditori (Carosi et al., 2020). Possibilmente, inoltre, i settori fluviali scelti dovranno ospitare comunità mono o paucispecifiche e con densità delle popolazioni contenute, al fine di limitare al massimo il disturbo nei confronti di altre specie (Lorenzoni et al., 2018).

Per garantire il successo dell'eradicazione è fondamentale prevenire la ricolonizzazione dei tratti fluviali in cui si è operato da parte di individui provenienti dai siti limitrofi (Zavaleta, 2002). Per questo motivo è importante selezionare i settori in cui operare considerando con cura anche questo aspetto. Il tratto da eradicare deve essere quindi isolato a valle dalla presenza di un ostacolo naturale (cascata) o artificiale (diga, briglia, ecc.) insormontabile per la fauna ittica. La presenza di un ostacolo non è sufficiente ad impedire la discesa da monte degli esemplari alloctoni, per cui è preferibile individuare il tratto prescelto subito a ridosso della sorgente o di un'area priva di fauna ittica. La selezione di un tratto collocato al di sotto di un'area popolata da trote autoctone è comunque da evitare nel caso della trota mediterranea, a causa del difficile riconoscimento degli esemplari alloctoni da asportare rispetto agli eventuali autoctoni discesi dal tratto limitrofo.

L'eradicazione di tutti gli esemplari di trota atlantica aliena dovrà essere perseguita mediante azioni ripetute di elettropesca procedendo da valle verso monte, in numero variabile in base al successo degli interventi (Rytwinski et al., 2019). In considerazione della lunghezza del tratto da eradicare gli operatori dovranno suddividersi in squadre ciascuna composta da almeno tre persone e dotata di un elettrostorditore, ogni squadra dovrà operare per un tratto non più lungo di 500-700 m. Compatibilmente con la portata dei fiumi, il periodo ottimale per procedere all'eradicazione è quello che precede la riproduzione della specie bersaglio, in quanto la pesca elettrica è molto selettiva nei confronti degli esemplari di grosse dimensioni, mentre gli stadi giovanili possono sfuggire con più facilità, inoltre l'efficacia di cattura nella pesca elettrica si riduce all'aumentare della densità della popolazione. Effettuare l'eradicazione in questo periodo, quindi, consentirà di operare in una fase in cui gli esemplari giovanili hanno raggiunto le loro dimensioni massime e, nel contempo, i fattori di mortalità naturale ne hanno ridotto il numero. Interventi di eradicazione effettuati in periodi non adatti possono semplicemente portare a un cambiamento della struttura della popolazione della specie bersaglio ma non alla sua completa rimozione (Rytwinski et al., 2019; Saunders et al., 2015); inoltre la mancanza di competizione e di predazione da parte degli stadi adulti nei confronti di quelli giovanili sfuggiti alla cattura potrebbe determinare una maggiore sopravvivenza di questi ultimi con conseguente compensazione densità-dipendente della porzione di popolazione rimossa (Einum & Nislow, 2005; Lobón-Cerviá et al., 2011; Carosi et al., 2020).

Al fine di evitare l'utilizzo di metodi cruenti nelle fasi di rimozione, si consiglia di trasferire le trote atlantiche catturate in laghi da pesca facendo ben attenzione che siano isolati dal resto della rete fluviale naturale, mentre gli esemplari delle altre specie autoctone eventualmente presenti, saranno rilasciati in acqua dopo aver atteso che si siano ben ripresi.

Al termine delle fasi di eradicazione le popolazioni native verranno ripristinate mediante attività di re-introduzione effettuate grazie alla traslocazione di individui provenienti da popolazioni pure selvatiche o utilizzando esemplari puri ottenuti in allevamento mediante le tecniche di seguito descritte.

Esperienze di eradicazione di trota atlantica sono state già condotte in Italia nel corso del progetto Life+TROTA per la conservazione della trota mediterranea in ambito appenninico (Carosi et al., 2020; Lorenzoni et al., 2018), alle quali si rimanda per ulteriori e più dettagliate informazioni.

4.4.5 Interventi di ripopolamento/reintroduzione a scopo conservazionistico

Criteri per il ripopolamento a scopo conservazionistico

Il ripopolamento e la reintroduzione con esemplari idonei di allevamento possono rappresentare utili strumenti per sostenere o ripristinare le popolazioni selvatiche di specie minacciate, soggette a declino o estinzione locale (Frankham et al., 2010; Hess et al., 2012). Essendo mirati alla tutela delle specie ittiche autoctone, questi interventi devono essere programmati, gestiti ed eseguiti secondo criteri scientifici che garantiscano l'immissione di larve e avannotti di elevata qualità. Pesci provenienti da allevamenti commerciali, caratterizzati da elevate densità di allevamento e dall'utilizzo di mangimi e metodi di somministrazione standardizzati, sono infatti privati degli stimoli ambientali e soggetti a fenomeni di domesticazione che determinano una scarsa *fitness* e bassi tassi di sopravvivenza dopo il rilascio. Pertanto, la selezione degli esemplari da destinare alla riproduzione e i metodi di produzione della loro progenie sono passaggi cruciali che devono rispettare rigorosi criteri (FAO, 1995; AA.VV., 2007):

- Caratterizzazione genetica dei riproduttori e utilizzo di un numero idoneo degli stessi al fine di garantire una adeguata diversità genetica;
- Certificazione sanitaria dei riproduttori e degli esemplari da ripopolamento al fine di evitare la diffusione di organismi patogeni nelle popolazioni naturali;
- Valutazione delle caratteristiche morfologiche di uova e giovanili al fine di selezionare lotti destinati alla semina quanto più simili al fenotipo selvatico;
- Pre-condizionamento alla preda viva e al nuoto, nel caso di utilizzo per la semina di stadi giovanili, e non di uova o avannotti con sacco vitellino non completamente riassorbito. Ovvero nel caso di utilizzo di soggetti già parzialmente domesticati (stadi giovanili), essi dovrebbero essere, prima della semina, abituati ad alimentarsi su preda viva e a nuotare in condizioni di turbolenza come avviene in natura.

Il comprovato differenziamento genetico delle popolazioni della trota mediterranea (Rossi et al., 2022) si traduce nell'esistenza di molteplici unità evolutive (ESU) e gestionali (MU) (Crandall et al., 2000; Moritz, 1994; Palsbøll et al., 2007), ciascuna da trattare separatamente al fine di mantenere per quanto possibile tali differenze, che hanno potenzialmente valore adattativo. Pertanto, i programmi di *supportive breeding* devono prevedere, in mancanza di informazioni pregresse accurate e recenti, un'indagine genetica e demografica preliminare dei popolamenti presenti nell'area di interesse al fine di identificare le popolazioni sorgente e le unità gestionali su scala locale (par. 4.4.2). I siti/popolazioni sorgente dovranno essere scelti preferibilmente tra quelli che: 1) mostrano un popolamento consistente e demograficamente ben strutturato, in grado di sostenere il prelievo di un adeguato numero di individui adulti senza comprometterne la stabilità; 2) rivelano un livello relativamente elevato di integrità genetica, idealmente almeno l'80% di individui appartenenti alla classe "mediterraneo" secondo i criteri definiti in Tabella 4.4.2.a; 3) non appaiono frutto di traslocazioni/immissioni, avvenute in epoca recente, con esemplari di trota mediterranea chiaramente provenienti da altri bacini dell'areale (l'analisi degli aplotipi *D-loop* può fornire indicazioni in tal senso).

Per il recupero delle specie minacciate va data priorità agli interventi *in situ* (AA.VV., 2007), tuttavia nel caso della trota mediterranea, così come in altre specie con popolazioni fortemente introgresse, la necessità di caratterizzare geneticamente i riproduttori prima della riproduzione, comporta obbligatoriamente la loro cattura e il loro mantenimento in cattività per il tempo necessario ad effettuare le analisi genetiche e in caso di idoneità, la riproduzione *ex situ*. Si suggerisce di massimizzare il prelievo di individui adulti, compatibilmente con la dimensione della popolazione sorgente, e di avere cura di prelevare gli esemplari da più popolazioni/siti afferenti alla medesima unità gestionale. Questi accorgimenti sono diretti a mantenere un *pool* genetico quanto più possibile rappresentativo della variabilità della popolazione di origine, minimizzando l'inevitabile perdita di diversità genetica.

Cattura, manipolazione, mantenimento e selezione genetica dei riproduttori in cattività

La cattura dei riproduttori selvatici nei siti prescelti ed il loro trasferimento negli incubatoi devono essere realizzati in autunno, poco prima della stagione riproduttiva. Per la riuscita dell'azione sarà fondamentale proprio l'adozione di una corretta tempistica: in effetti, una cattura delle femmine troppo anticipata potrebbe avere un impatto negativo sull'ovulazione, arrestando lo sviluppo delle uova; d'altra parte, i

riproduttori selvatici devono essere catturati e portati negli incubatoi in anticipo rispetto alla riproduzione il tempo necessario (20-30 gg. circa) affinché siano pronte le analisi genetiche che ne confermino la purezza. Unitamente al prelievo del campione di pinna necessario ad effettuare le analisi genetiche, tutti i potenziali riproduttori prelevati in natura dovranno essere marcati in modo da essere successivamente riconosciuti (Figura 4.4.5.a). Entrambe queste operazioni saranno effettuate sul campo al momento della cattura previa anestesia (per dettagli sulle tecniche di marcatura e di anestesia si rimanda al Manuale del progetto LIFE STREAMS disponibile al link <https://www.lifestreams.eu/download/d4-life-streams-user-manual/>). Solo successivamente gli esemplari saranno trasportati con idonei mezzi muniti di vasche (previa autorizzazione sia del mezzo, sia del recipiente in cui vengono trasportati gli individui, ai sensi del Regolamento CE n. 1/2005 del Consiglio, del 22 dicembre 2004) opportunamente ossigenate presso i rispettivi incubatoi di destinazione, dove saranno stabulati in attesa dei risultati delle analisi genetiche.

Occorre precisare che il trasporto dall'ambiente selvatico delle trote all'impianto designato, per poter garantire la possibilità di rilascio del prodotto in acque pubbliche, deve essere sempre svolto in contesti di stato sanitario omogeneo con riferimento alle malattie infettive trasmissibili. In particolare, la normativa sanitaria attuale afferente al Reg 429/2016, vieta il trasferimento di pesci selvatici da una zona non dichiarata indenne dalle malattie dei Salmonidi (SEV e NEI) in un compartimento o in una zona dichiarati indenne da tali malattie o comunque di categoria superiore (cat. I e II); il trasferimento dei pesci è dunque consentito solo tra zone e compartimenti di pari categoria sanitaria. Di conseguenza, il trasferimento di un esemplare prelevato da una zona naturale non dichiarata indenne dalle suddette malattie setticemiche in uno stabilimento indenne, comporterebbe la perdita automatica dell'indennità dello stesso.

Il trasporto dovrà comunque avvenire nel minor tempo e nelle migliori condizioni possibili, evitando di esporre gli animali a condizioni di stress acuto (scarsa qualità dell'acqua, affollamento, manipolazione, ecc.) che possono incidere negativamente sulla riproduzione (Tort, 2011) inibendo la steroidogenesi e di conseguenza la maturazione delle uova (Pankhurst et al., 2000), o comunque riducendo la qualità e la fecondità delle stesse (Campbell, 1992; Schreck, 2001, 2010). Anche negli incubatoi le condizioni dei riproduttori dovranno essere mantenute ottimali tentando di limitare al massimo tutti i fattori di stress legati alla cattività in modo da favorire la produzione di uova di elevata qualità (Campbell et al., 1994; Reading et al., 2018). In particolare, all'interno delle vasche di stabulazione, sarà necessario garantire un appropriato ricambio di acqua di idonee caratteristiche chimico-fisiche (che dovranno essere quanto più simili ai corpi idrici di provenienza) e basse densità di stoccaggio (10 kg/m³ secondo Pontalti et al., 2010). Queste, dovranno essere ricoperte con un telo ombreggiante sia per evitare un eccessivo disturbo ai riproduttori, sia per scongiurare il rischio che essi possano balzare fuori dall'acqua.



Figura 4.4.5.a - Verifica del marchietto PIT Tag dei riproduttori tramite apposito lettore durante le spemiture presso l'incubatoio di Premilcuore nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi (Foto di Andrea Bonavita).

L'elaborazione dei dati genetici dovrà essere finalizzata primariamente a stimare il livello di purezza di ciascun esemplare, i parametri standard di genetica di popolazione e la dimensione effettiva della popolazione (N_e). Gli esemplari catturati dovranno essere genotipizzati per molteplici marcatori molecolari diagnostici o parzialmente diagnostici (es: LDH-C1 + *D-loop* + almeno 10 *loci* microsatelliti e/o decine di SNP). In particolare, la tipizzazione basata sui profili multi-*locus* (come il pannello di 15 *loci* microsatellite indicato in Tabella 4.4.2.b e utilizzato nell'ambito del progetto LIFE STREAMS) permette un'analisi accurata del livello di purezza/introgressione dei singoli esemplari rispetto ad uno o più riferimenti. A tale scopo, preme sottolineare l'importanza dei campioni di "riferimento", ossia individui puri appartenenti alle specie/popolazioni di origine da includere nelle analisi di assegnazione statistica affinché appositi software (quale ad esempio STRUCTURE v 2.3; Pritchard et al., 2000) riescano a stimare con affidabilità le componenti dei rispettivi riferimenti all'interno dei singoli individui oggetto di studio. Pertanto, occorre allestire un set di riferimento quanto più rappresentativo della diversità delle trote domestiche atlantiche – considerato che un recente studio ha rivelato una notevole variabilità genetica negli stock di allevamento di *Salmo trutta* in Europa (Berrebi et al., 2021) – e della diversità delle trote native (Hansen, 2002), laddove l'integrità genetica di queste ultime sia stata confermata attraverso ricostruzioni e analisi preliminari. Una volta ottenuto un valore di *admixture* individuale (q), questo potrà essere considerato un'approssimazione del grado di introgressione dell'individuo rispetto a due o più cluster genetici (es: trote mediterranee native vs trote domestiche atlantiche), come illustrato nell'esempio in Figura 4.4.5.b. Pur non esistendo un'indicazione univoca sul valore raccomandabile di purezza, per la selezione dei riproduttori da destinare al *supportive breeding* si raccomanda la scelta di individui con elevati valori di purezza, per esempio con q pari almeno al 98%. I criteri di selezione dei riproduttori idonei adottati nell'ambito del progetto LIFE STREAMS e qui fortemente raccomandati sono esemplificati nello schema riportato in Tabella 4.4.5.a.

Solo gli esemplari che riveleranno un livello di introgressione nullo o trascurabile con linee esotiche (atlantiche) potranno essere utilizzati per la riproduzione artificiale e la conseguente semina di uova, avannotti e/o trotelle nei bacini fluviali prescelti.

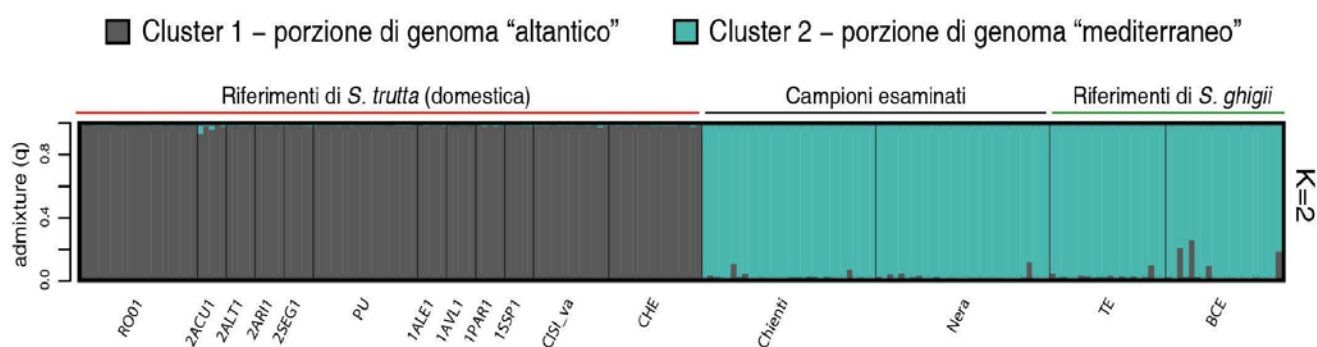


Figura 4.4.5.b - Analisi di introgressione per gli individui di due popolazioni oggetto di studio (Chienti e Nera) e i campioni di riferimento: stock domestici di *Salmo trutta* di linea atlantica e popolazioni native locali di trota mediterranea (*Salmo ghigii*). L'analisi è stata condotta con il software di *clustering Bayesiano* STRUCTURE (Pritchard et al., 2000) ed è basata sui genotipi di 15 *loci* STR. Nel barplot, ogni individuo è rappresentato da una barra verticale i cui colori indicano la frazione di genoma individuale assegnata a ciascuno dei due cluster (= «atlantico» e «mediterraneo»).

Tabella 4.4.5.a - Criteri di valutazione dell'idoneità genetica raccomandati per la selezione di riproduttori di trota mediterranea. L'idoneità è stabilita attraverso l'analisi combinata dell'informazione genetica ottenuta da tre classi di marcatori molecolari: genotipo del gene nucleare LDH-C1 (con i rispettivi alleli *90 e *100); aplotipo e aplogrupo del gene mitocondriale *D-loop* (AT = Atlantico, AD = Adriatico, MA = Marmoratus, ME = Mediterraneo); livello di rimescolamento (q) derivato dall'analisi di assegnazione condotta con STRUCTURE (Pritchard et al., 2000) e basata sui genotipi multi-locus (15 loci STR, in questo caso). Si fa presente che l'attribuzione alla classe "Ibrido/introgresso" indica genericamente esemplari con profilo genetico misto, riconducibile ad incrocio più o meno recente tra trota mediterranea (*S. ghigii*), *S. trutta* o ibridi tra i due *taxa*.

Genotipo LDH-C1	Aplogrupo <i>D-loop</i> (sensu Bernatchèz, 2001)	Genotipi 15 loci microsatellite	Attribuzione	Valutazione
*100/*100	AD, ME o MA (aplotipi compatibili con quelli rilevati nell'area di rilascio)	Genoma mediterraneo (q) ≥ 98 %	Trota mediterranea (<i>S. ghigii</i>)	IDONEO
Tutte le altre combinazioni			Trota atlantica (<i>S. trutta</i>) o ibrido/introgresso	NON IDONEO

Riproduzione artificiale e incubazione delle uova

Per la riproduzione artificiale si utilizza il metodo della fecondazione "a secco", che prevede la spremitura delle uova in recipienti senza acqua dove le uova vengono fecondate direttamente con lo sperma. Questa operazione può essere effettuata sia al chiuso che all'esterno facendo attenzione che la temperatura non scenda sotto gli 0°C, e che i gameti non siano esposti alla luce diretta del sole il che potrebbe danneggiarli (Borghesan & Bilò, 2010). I riproduttori dovranno essere separati in base al sesso cercando di selezionare solo quelli che risultano perfettamente maturi e pronti alla deposizione. La prima operazione da effettuare consiste nell'anestesia, questa verrà effettuata allo scopo di evitare stress dovuti alla manipolazione durante la spremitura dei gameti e per facilitare l'emissione di uova e sperma grazie alla rilassatezza dei muscoli addominali (per informazioni dettagliate si rimanda al Manuale del progetto LIFE STREAMS disponibile a <https://www.lifestreams.eu/download/d4-life-streams-user-manual/>). Una volta ottenuta la sedazione, l'operatore procederà alla spremitura di una femmina, e tenendola appoggiata sull'avambraccio destro col capo rivolto verso l'alto, mentre la mano sinistra afferra il lobo caudale porta l'apertura genitale al di sopra di un catino e con la mano destra le spremerà delicatamente l'addome mediante movimenti ripetuti dall'alto verso il basso, fino a che le uova saranno uscite quasi completamente. A questo punto, seguendo la stessa procedura utilizzata per la femmina, si aggiungerà lo sperma di almeno due maschi e immediatamente si dovrà rimescolare il tutto con una penna d'oca precedentemente lavata (Figura 4.4.5.c). Si lascerà quindi riposare per 5 minuti (se le condizioni ambientali lo consentono), dopo di che occorrerà aggiungere acqua limpida fino a sommergere completamente le uova. L'acqua consente l'attivazione dello sperma che così penetra nell'uovo, attraverso un foro chiamato micropilo, fecondandolo. L'uovo, idratandosi, si indurisce e questa apertura va man mano riducendosi fino a chiudersi del tutto nel giro di qualche minuto. Trascorsi altri 15-20 minuti le uova dovranno essere accuratamente lavate con acqua corrente, fino a che questa fuoriesca completamente limpida. A questo punto le uova sono pronte per essere poste sui telai di incubazione (Borghesan & Bilò, 2010; Pontalti, 2009, 2010). Tutti i contenitori utilizzati per queste operazioni dovranno essere stati precedentemente puliti e asciugati, e gli operatori dovranno essere provvisti di guanti per la manipolazione dei riproduttori e abbigliamento pulito e idoneo (Borghesan & Bilò, 2010; Pontalti, 2009, 2010). In genere una femmina di trota mediterranea è in grado di produrre 2500/3000 uova per ogni chilogrammo del proprio peso. Considerando che 10-11 uova pesano mediamente un grammo, per avere un'idea del numero di uova prodotte sarà sufficiente pesarle e moltiplicare il peso per il numero indicato. I riproduttori una volta spremuti dovrebbero essere sottoposti a un opportuno protocollo di misure che consentano di prevenire l'insorgenza dell'infezione fungina Saprolegnosi. Dopo ogni evento riproduttivo gli esemplari selvatici selezionati e ospitati negli incubatoi devono essere restituiti all'ambiente naturale, ove possibile in ambienti confinati dove sia facilitato un loro successivo recupero. Negli impianti fissi dove la riproduzione artificiale viene effettuata regolarmente con esemplari stabulati perennemente e in quelli mobili dove è previsto l'utilizzo degli stessi riproduttori e/o della loro progenie in più stagioni, è estremamente importante: 1) mantenere inalterate, per quanto possibile, la variabilità e le caratteristiche genetiche delle popolazioni "sorgente" selvatiche; 2) evitare processi involontari di domesticazione, che si verificano al succedersi della riproduzione tra esemplari mantenuti in condizioni di cattività (Ford, 2002); 3) contrastare

la perdita di variabilità genetica e i fenomeni di depressione genetica (depressione da *inbreeding*) dovuti all'incrocio reiterato tra consanguinei (Frankham et al., 2010). Per tali ragioni è fondamentale rinnovare e diversificare regolarmente lo stock dei riproduttori, ad esempio attraverso la cattura di nuovi esemplari selvatici in differenti località tra i siti identificati come idonei (Witzenberger & Hochkirch, 2011). È inoltre consigliabile pianificare gli incroci in modo da massimizzare la diversità genetica della progenie, per esempio favorendo gli incroci tra riproduttori con un elevato livello di eterozigosi e/o incrociando esemplari con genotipi tra loro maggiormente diversi. È conseguentemente raccomandabile effettuare annualmente uno screening genetico di ciascun lotto di produzione, prelevando biopsie da un campione di almeno 25-30 avannotti, al fine di monitorare la dimensione effettiva (N_e) e la variabilità genetica dello stock.

Figura 4.4.5.c - Spremitura, durante la fecondazione a secco, di maschi selezionati di trota mediterranea, finalizzata alle attività di riproduzione artificiale nel Parco Nazionale della Maiella nell'ambito del progetto LIFE STREAMS (incubatoio della Regione Abruzzo; foto di Marco Carafa).



Dopo la fecondazione, le uova verranno poste in embrionatori a flusso verticale, dove saranno mantenute al buio con un flusso d'acqua ininterrotto e costante. Durante l'incubazione l'ossigeno disciolto deve mantenersi sempre su valori ottimali (>70 - 80% saturazione di ossigeno); valori insufficienti di questo parametro anche per brevi periodi, possono causare anomalie nell'embrione. Circa 72 ore dopo la fecondazione (in funzione della temperatura dell'acqua) avranno inizio le divisioni cellulari che daranno luogo alle diverse fasi dello sviluppo dell'embrione (morula, blastula e gastrula) fino all'embrione formato (stadio di uova embrionate), identificabile facilmente grazie alla comparsa degli occhi che appaiono come due piccole macchie nere (Figura 4.4.5.d). Durante questa fase le uova sono estremamente delicate e devono essere lasciate immobili senza essere sottoposte a scosse o urti e le operazioni di rimozione di quelle non vitali o infette da *Saprolegnia*, devono avvenire preferibilmente per aspirazione oppure con delle pinzette senza smuovere le altre uova (AA.VV., 2003; Borghesan & Bilò, 2010; Ghittino, 1983; Pontalti, 2009, 2010; Specchi et al., 2010). Solo al raggiungimento dello stadio di uova embrionate, queste potranno essere con delicatezza manipolate per la pulizia, la selezione, il conteggio o per essere trasferite o trasportate. Prima della schiusa, le uova verranno trasferite in vaschette rettangolari all'interno di contenitori (telai) muniti di griglia forata, in modo che le larve cadano sul fondo della vasca una volta schiuse. Oltre all'ossigeno, un altro parametro da tenere in forte considerazione è la temperatura, in quanto la velocità di sviluppo degli embrioni è direttamente proporzionale alla temperatura dell'acqua. Affinché la schiusa avvenga occorrono circa 400-440 gradi/giorno, di conseguenza a $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ di temperatura saranno necessari circa 40-44 giorni, mentre tale tempo raddoppierà a $5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Tuttavia, una temperatura troppo elevata durante l'embriogenesi, oltre a ridurre i tempi di schiusa, potrà essere causa di un incremento della mortalità e dell'incidenza di anomalie negli esemplari allevati, oltre a influenzarne i futuri tratti ecologico comportamentali (Wagner et al., 2005; Jonsson & Jonsson, 2014; Jonsson & Greenberg,

2022). Pertanto, sarebbe opportuno che l'acqua di alimentazione degli incubatoi non superi mai 13 °C, meglio se più bassa (Borghesan & Bilò, 2010; Ghittino, 1983; Pontalti, 2009, 2010; Specchi et al., 2010).



Figura 4.4.5.d - Uova embrionate di trota mediterranea prodotte nell'incubatoio di Chiusola nell'ambito del progetto LIFE STREAMS (foto di Antonio Perfetti).

Allevamento e alimentazione delle larve e dei giovanili

Una volta che le uova si sono schiuse, i telai dovranno essere rimossi insieme ai gusci. La percentuale di schiusa potrà essere ottenuta raccogliendo tutte le uova non schiuse, pesandole e contandone un campione per calcolarne poi il numero, che sottratto al numero di uova iniziali ci darà il numero di uova schiuse da cui ricavare

la percentuale. Durante la fase del riassorbimento del sacco vitellino l'altezza dell'acqua in vasca dovrà variare fra i 10-15 cm, il flusso dovrà essere ridotto al minimo; dovranno essere tolti gli avannotti non vitali e annotata la presenza di avannotti che non riassorbono e di quelli con eventuali deformazioni morfologiche (Borghesan & Bilò, 2010; Ghittino, 1983; Pontalti, 2009, 2010). Una settimana prima del completo riassorbimento del sacco vitellino, dovrà essere avviata la prima alimentazione (svezzamento), che potrà essere condotta con le tipologie di alimento sinteticamente di seguito elencate:

- alimento vivo (*Artemia salina*, *Daphnia* spp., insetti, crostacei, vermi, pesci, ecc.);
- alimento naturale umido surgelato (larve di Chironomidi, Dafnie, Artemie, copepodi, pesce, ecc.);
- alimento secco artificiale (mangime commerciale) o naturale (tuorlo d'uovo liofilizzato, krill e gamberetti essiccati).

Al fine di stimolare un corretto comportamento alimentare (predazione) e produrre esemplari in grado di adattarsi e sopravvivere nell'ambiente naturale, sarà preferibile utilizzare l'alimento vivo o comunque di tipo naturale. La taglia dell'alimento dovrà essere rapportata alla dimensione della bocca, per questo il primo alimento che dovrà essere somministrato è costituito da naupli di *Artemia salina* (o simili) e solo successivamente organismi di dimensioni maggiori quali larve di insetto, vermi, o *Daphnia*. In questa fase i pesci si alimenteranno spesso pur non compiendo ampi spostamenti; pertanto, la somministrazione dovrà essere effettuata più volte al giorno in modo da cercare di mantenere una concentrazione di prede di circa 5000-10000 naupli/litro di acqua (Borghesan & Bilò, 2010; Pontalti, 2009, 2010). Dopo che il sacco vitellino sarà stato riassorbito, gli avannotti cominceranno a staccarsi dal fondo (Figura 4.4.5.e) e a portarsi a mezz'acqua, distribuendosi omogeneamente e contro corrente in attesa di alimento (AA.VV., 2003; Borghesan & Bilò, 2010; Ghittino, 1983; Pontalti, 2009, 2010). L'alimentazione delle larve con i soli naupli durerà solo alcune settimane dopo il completo riassorbimento del sacco vitellino. Nel caso sia necessario prolungare la permanenza degli esemplari in allevamento bisognerà procedere con lo svezzamento. Questo, rappresenta sempre una fase cruciale, poiché il cambio di dieta può concorrere a un aumento sia di soggetti inappetenti, sia di residui alimentari, sia di patologie, e ciò si traduce in un rischio di aumento della mortalità. È molto importante attuare ogni variazione alimentare in maniera molto graduale per

assicurare l'opportuno adattamento. Durante lo svezzamento quindi, la somministrazione dei naupli non dovrà essere abolita ma se ne dovrà distribuire una quantità progressivamente minore, somministrando contestualmente l'alimento scelto per procedere allo svezzamento. Questa tecnica, detta "co-feeding", si basa sul fatto che, inizialmente, le larve confuse dalla contemporanea presenza di alimento vivo e inerte saranno indotte a predare anche quest'ultimo abituandosi così gradualmente ad ingerirlo (AA.VV., 2003; Borghesan & Bilò, 2010; Ghittino, 1983; Pontalti, 2009, 2010; Specchi et al., 2010).



Figura 4.4.5.e - Avannotti prodotti presso l'incubatoio della Regione Abruzzo. Foto di Marco Carafa. LIFE STREAMS – Parco Nazionale della Maiella.

Strategie di semina del materiale prodotto

La semina costituisce l'ultima fase nella gestione dei prodotti degli incubatoi. Si ricorda che il ripopolamento o la reintroduzione potranno avvenire solo a seguito di una accurata valutazione delle caratteristiche genetiche delle popolazioni presenti nei siti di rilascio, per esempio siti caratterizzati da

popolazioni con un livello moderato di inquinamento genetico afferenti alla stessa unità gestionale. Laddove non esistano popolazioni locali sufficientemente integre che possano fornire individui riproduttori, come messo in luce in alcuni casi dai risultati del progetto LIFE STREAMS, è consigliabile stabilire un programma pluriennale di recupero della diversità genetica (pool genico) nativa locale. Questo può realizzarsi attraverso programmi di incroci/re-incroci avendo cura di utilizzare gli esemplari con minor livello di introgressione. Vale quanto già detto in precedenza relativamente al mantenimento delle diversità genetica attraverso molteplici generazioni di incroci.

Gli esemplari al fine prodotti potranno essere seminati ai seguenti stadi di sviluppo: uova embrionate, avannotti, trotelle.

Indipendentemente dallo stadio di sviluppo utilizzato, per garantirne il massimo successo in termini di sopravvivenza e capacità di adattamento alle condizioni naturali, l'immissione del materiale ittico dovrà coincidere il più possibile con il ciclo biologico naturale della popolazione indigena che varia da luogo a luogo. Uova embrionate, avannotti e trotelle andranno quindi immessi nel momento in cui si trovino allo stesso stadio di sviluppo dei conspecifici esemplari selvatici deposti naturalmente nella stagione in corso nei rispettivi luoghi d'immissione. In generale per i ripopolamenti a scopo conservazionistico sarà preferibile utilizzare uova embrionate e avannotti, infatti come anticipato, la rusticità caratteristica delle forme selvatiche è indice di capacità di adattamento alle condizioni dell'ambiente naturale e questo consentirà anche di ottenere sopravvivenze più elevate dopo il rilascio (Aprahamian et al., 2003). Dato che maggiore è il tempo trascorso in impianto e minore è il livello di rusticità di un esemplare, la giovane trotella nata e cresciuta in allevamento avrà lo svantaggio di essere un pesce più o meno addomesticato e quindi meno idoneo al ripopolamento (Lunelli et al., 2013; Pontalti, 2009, 2010; Unfer & Pinter, 2019).

Da questo punto di vista, le uova sono le più adatte ai fini conservazionistici, queste infatti, schiudendo direttamente nel sito di ripopolamento, consentiranno agli esemplari di adattarsi all'ambiente naturale fin dai primi stadi vitali (Lunelli et al., 2013; Unfer & Pinter, 2019). Le uova potranno essere utilizzate per la semina non prima di aver raggiunto lo stadio di uova embrionate, e ciò avverrà circa una settimana prima della schiusa. Per la scelta dei lotti di uova da seminare non sarà possibile utilizzare indici

macroscopici di qualità, tuttavia alcuni parametri gestionali quali la percentuale di fecondazione e di vitalità, la percentuale di mortalità durante la fase embrionale ed altri rilevabili facilmente esaminando un sub-campione di uova per mezzo di uno stereo microscopio quali il diametro delle uova e la qualità morfologica dell'embrione, potranno essere considerati buoni indicatori per la loro selezione (Bobe, 2015; Brooks et al., 1997; Cardona et al., 2021; Jastrebski & Morbey, 2009; Lahnsteiner et al., 1999; Valdabenito et al., 2013). Una volta individuati i lotti più idonei, per la semina si procederà utilizzando degli appositi contenitori o creando in loco dei nidi artificiali. I contenitori più comunemente utilizzati, sono le scatole Vibert (disponibili anche in modelli biodegradabili), queste presentano sulle facciate delle aperture rettangolari che consentono la fuoriuscita degli avannotti una volta che le uova si sono schiuse. Si consiglia di riempire le Vibert con circa 700-800 uova, lasciando libero circa il 50% dello spazio. Una volta riempite, le scatole Vibert potranno essere trasportate dall'incubatoio al corso d'acqua con varie modalità: avvolte in uno straccio bagnato, in scatole di polistirolo, in secchi riempiti d'acqua pulita e ben ossigenata chiusi ermeticamente da un coperchio. Qualsiasi sistema di trasporto venga scelto, è importante non sottoporre le uova a sbalzi di temperatura ed evitare accuratamente l'esposizione alla luce diretta del sole (Lunelli et al., 2013; Unfer & Pinter, 2019). Giunti al sito di semina, le uova dovranno essere collocate in una zona dell'alveo con fondo in ghiaia di 2-6 cm di granulometria e con profondità dell'acqua di circa 30-40 cm. Con l'aiuto di un piccone, dovrà essere preparato un cumulo di ghiaia smossa del diametro di circa mezzo metro all'interno del quale posizionare la scatola. Gli avannotti, alla schiusa dovranno trovare rifugio tra gli interstizi del cumulo di ghiaia il tempo necessario affinché il sacco vitellino venga riassorbito (Pontalti, 2009). Un metodo alternativo per la semina delle uova embrionate prevede la realizzazione di nidi artificiali (*artificial nests*) e di un nido artificiale di controllo (*cocoon*) per la verifica del successo di schiusa (Holzer et al., 2011; Unfer & Pinter, 2019). Il sito idoneo per l'utilizzo di questa tecnica di semina dovrà poter essere raggiungibile con mezzi di trasporto, essere caratterizzato da una corrente abbastanza forte da non far creare ristagni d'acqua ma non così tanto da riuscire a spostare la ghiaia, e per poter lavorare adeguatamente, una profondità dell'acqua non superiore ai 35-40 cm. La prima cosa da fare una volta identificato il sito, sarà quella di preparare un letto di frega artificiale che dovrà avere una dimensione di circa 3 metri x 4, ed essere costituito da ghiaia e ciottoli puliti del diametro di circa 3-7 cm e dello spessore di almeno 20 cm. Nel letto artificiale andranno scavate delle piccole buche di almeno 20-30 cm distanziate tra loro di 35-50 cm all'interno delle quali saranno inserite mediante un comune tubo di plastica, circa 500-1000 uova embrionate in modo tale da non raggiungere una densità eccessiva e che si possano disperdere negli interstizi del materiale ghiaioso. Quando le uova si saranno depositate sul fondo del nido (circa 10 secondi), sarà sufficiente estrarre lentamente il tubo e ricoprire con la ghiaia la buchetta. Per evitare le problematiche di shock termico, prima della semina le uova dovranno rimanere almeno 30 minuti in stabulazione nell'acqua del fiume in modo da adattarsi lentamente alla sua temperatura. Questo metodo consentirà di avvicinarsi il più possibile ad un ciclo riproduttivo naturale e produrre materiale totalmente rustico. Inoltre, rispetto alle scatole Vibert, le uova non saranno a stretto contatto fra loro ma libere nel substrato ghiaioso e ciò consentirà di ridurre al minimo il rischio di contagio per contatto con l'oomicete patogeno responsabile della Saprolegnosi. Per poter verificare il successo di schiusa dei nidi artificiali tuttavia, sarà necessario, parallelamente alla realizzazione di questi, l'utilizzo del cosiddetto *cocoon*. Questo è un box cilindrico in acciaio forato, alto circa 30 cm e avente un diametro di circa 25 cm, chiuso da una rete a maglia fine (1 mm per le trote) in cui andrà inserita una quantità nota di uova (da 500 fino ad un massimo di 2000) e che verrà poi chiuso e sepolto nel letto di frega artificiale in una buca profonda circa 40 cm. Il box si compone di due camere, una superiore ed una inferiore, separate da un piattino intermedio bucherellato. Nella parte superiore si realizza la camera d'incubazione delle uova inserendovi della ghiaia, mentre la camera sottostante deve essere mantenuta vuota. Gli avannotti una volta usciti dall'uovo attraverseranno il piattino centrale e si porteranno nella camera inferiore. A schiusa avvenuta, si tratterà solamente di recuperare il *cocoon* (precedentemente assicurato mediante una catenella a un picchetto recante un cartello di segnalazione) e contare gli avannotti presenti nella camera inferiore verificando la percentuale di schiusa nel *cocoon*. Questa percentuale sarà utilizzata per calcolare il successo della schiusa in tutti i nidi artificiali creati in quel particolare letto. La verifica permetterà sia di valutare l'effettiva idoneità del sito prescelto (e quindi l'opportunità di un suo futuro utilizzo), sia di quantificare la numerosità degli avannotti effettivamente rilasciati nel corso d'acqua.

Anche nel caso in cui per le semine siano utilizzati avannotti con sacco vitellino parzialmente riassorbito, la valutazione qualitativa sarà particolarmente difficile a causa delle loro piccole dimensioni e per il fatto

che a questo stadio, gli avannotti non hanno ancora ben completato il proprio sviluppo interno (stomaco, intestino, branchie) ed esterno (pinne, pigmentazione) e non sono ancora in grado di alimentarsi (Lunelli et al., 2013). Una prima valutazione qualitativa del lotto potrà essere effettuata oltre che tenendo in considerazione i parametri già descritti per le uova, anche analizzando la percentuale di schiusa (Valdabenito et al., 2013). In seconda battuta sarà utile riconoscere la presenza di possibili deformità scheletriche e eventualmente la loro frequenza. In presenza di bassi tassi di deformità, il lotto potrà essere comunque destinato alla semina ma gli avannotti che ne sono affetti dovranno essere rimossi sia perché in ambiente naturale sarebbero comunque molto probabilmente destinati alla morte, sia perché in caso di sopravvivenza e successo riproduttivo potrebbero trasmettere caratteri aberranti alla propria progenie. Di particolare utilità sarà inoltre l'osservazione della motilità degli avannotti e della forma del loro sacco vitellino; infatti, qualora gli avannotti appaiano letargici, di colorazione molto chiara e caratterizzati da un sacco vitellino estremamente rigonfio e rotondeggiante, potrebbero essere affetti da una patologia denominata "idropo del sacco vitellino" o ISV causata dal batterio *Flavobacterium psychrophilum* e destinati pertanto alla morte (Lunelli et al., 2013). Almeno il giorno prima della semina, gli avannotti dovranno essere posti in un'apposita vaschetta alimentata con acqua corrente, dalla quale dovranno essere rimossi residui organici e eventuali avannotti morti. Di fondamentale importanza è che gli avannotti non subiscano traumi nello spostamento, pertanto, il confezionamento dovrà essere effettuato con la massima delicatezza e facendo attenzione a utilizzare la stessa acqua dell'incubatoio evitando qualsiasi sbalzo termico (Lunelli et al., 2013). Gli avannotti potranno essere trasportati all'interno di appositi contenitori dotati di sistema di areazione o di ossigenazione dell'acqua, o confezionati all'interno di buste di nylon contenenti ossigeno insufflato. Nel primo caso il sistema di areazione o ossigenazione dovrà essere regolato in modo da non creare turbolenze ed evitare che la concentrazione dell'ossigeno disciolto vada in sovrassaturazione, ciò potrebbe causare la formazione di bolle gassose a livello delle lamelle branchiali con possibilità di embolie gassose e morte. Allo scopo sarebbe utile durante il tragitto misurare periodicamente con un ossimetro che la percentuale di saturazione si mantenga tra il 90 e il 100%, a non meno di 7-8 mg/l O₂, e che la temperatura non superi mai 10 °C. La quantità d'acqua da utilizzare dovrebbe essere tale da riempire il recipiente quanto basta ad evitare che gli avannotti siano sbattuti da una parete all'altra durante il percorso. Per la densità di stoccaggio all'interno delle vasche di trasporto, occorrerà tenere presente che il metabolismo delle trote, e quindi l'eliminazione dei cataboliti e il consumo di ossigeno, aumentano non solo con l'aumentare della temperatura dell'acqua, ma variano anche a seconda dello stadio di sviluppo. Nel caso degli avannotti, si consigliano densità di stoccaggio durante il trasporto di 50 massimo 100 individui/L (vedi Tabella 4.4.5.b). Qualora invece gli avannotti siano trasportati in sacchetti di nylon, l'acqua da mettere dovrà essere quanto basta per coprire abbondantemente gli avannotti (5-10 cm), il resto dello spazio dovrà essere destinato ad ospitare l'ossigeno che sarà insufflato fino al completo riempimento del sacchetto. Normalmente, i sacchi vengono riempiti per 1/3 del volume totale con acqua e insufflati per i rimanenti 2/3 con ossigeno. In questo modo sarà garantita la saturazione di ossigeno nell'acqua per parecchie ore. Particolare cura andrà posta alla chiusura ermetica dei sacchetti, in modo da evitare ogni perdita di ossigeno, in questo modo in un sacco di media misura (cm 80x40) potranno essere trasportati per 1-2 h circa 10-15.000 avannotti. Per il mantenimento della temperatura invece, il sacchetto dovrà essere collocato in un contenitore di polistirolo, eventualmente in presenza di cubetti di ghiaccio qualora la temperatura ambientale sia così elevata da rischiare che l'acqua si riscaldi oltre i 10 °C. Indipendentemente dal metodo utilizzato e dalla densità utilizzata, si raccomanda di effettuare il trasporto nel minor tempo possibile (Lunelli et al., 2013). Una volta raggiunto il sito di semina sarà necessario misurare la temperatura dell'acqua della vasca di trasporto e quella del corpo idrico. Qualora la differenza di temperatura dell'acqua sia di oltre un grado sarà necessario equilibrare la temperatura scaricando parte dell'acqua della vasca di trasporto e aggiungendo gradualmente quella del torrente o del fiume. Nel caso gli avannotti siano contenuti in sacchetti di nylon, sarà sufficiente immergere i sacchetti nel corso d'acqua finché non si sia ottenuto l'equilibrio termico, facendo ben attenzione che questi non siano trascinati via dalla corrente. Un'attenta acclimatazione consentirà di ridurre considerevolmente le perdite del materiale ittico durante la semina. Una volta acclimatati, gli avannotti dovranno essere rilasciati a piccoli gruppi di qualche decina di individui ogni due o tre metri, non essendo ancora in grado di nuotare attivamente e essendo totalmente indifesi, dovranno essere liberati in prossimità delle rive in zone a corrente quasi ferma, su fondali bassi, e ricchi di nascondigli e con vegetazione spondale e di fondo molto fitta (Lunelli et al., 2013; Pontalti, 2009).

Tabella 4.4.5.b - Densità di trasporto consigliate per avannotti e trotelle. Tratta da Forneris (1989).

Quantità e stadio di sviluppo dei pesci	Acqua a 10-12°C
1000 avannotti	10-20 l
1000 trotelle di 5-10 cm di lunghezza	300-400 l
1000 trotelle di 10-15 cm di lunghezza	1000-1500 l
Rapporto pesci/acqua in vasche con erogatori di O ₂	
Avannotti	1:7
Trotelle	1:6
Trote < 100 g	1:6

L'utilizzo di trotelle nelle semine a scopo conservazionistico dovrebbe essere evitato per le motivazioni precedentemente spiegate, tuttavia, nel caso ci si trovi a doverle impiegare per sopraggiunti problemi ambientali o gestionali, occorrerà procedere seguendo specifici accorgimenti. In primo luogo, occorrerà effettuare un'attenta analisi del materiale destinato alla semina; un campione rappresentativo per ogni lotto di pesci, dovrà quindi essere anestetizzato e sottoposto a osservazione visiva morfologica (Lunelli et al., 2013). Durante questo screening, particolare attenzione dovrà essere rivolta all'integrità delle parti anatomiche esterne (pinne, apertura boccale, ventre) e all'eventuale presenza di malformazioni scheletriche. In particolare, andranno attentamente osservate malformazioni a carico di: opercolo, archi branchiali e colonna vertebrale, il grado di gravità e l'incidenza della malformazione nel lotto esaminato saranno gli indici utilizzati per stabilire l'idoneità del lotto ad essere seminato (Lunelli et al., 2013). Per l'identificazione delle malformazioni scheletriche, oltre all'osservazione visiva, un campione degli esemplari destinati alla semina potrebbe essere sacrificato e sottoposto a colorazione specifica (Bogliione et al., 2009, 2013). Durante l'osservazione visiva potranno inoltre essere osservate tutta un'altra serie di caratteristiche quali: la colorazione delle branchie (che in condizioni ottimali deve avvicinarsi al rosso bordeaux), la colorazione stessa degli esemplari (che non deve essere scura/nerastra), la presenza di esoftalmo, la presenza di un eccessivo rigonfiamento dell'addome, la mancanza di integrità delle pinne, ecc., tutti sintomi di probabili patologie in corso (Lunelli et al., 2013) che dovranno portare all'esclusione del lotto dalla semina in ambiente naturale. Gli esemplari prescelti inoltre, dovrebbero subire un periodo di pre-condizionamento al fine di aumentarne la *fitness* e di conseguenza la sopravvivenza in ambiente naturale (Cresswell & Williams, 1983). Oltre alla preda viva, le trotelle dovrebbero essere progressivamente "allenate" a nuotare in acque correnti, consentendogli di sviluppare la muscolatura necessaria a sopravvivere in questo ambiente (Cresswell & Williams, 1983; Wendt & Ericson, 1972). Prima di procedere alla semina i pesci dovranno essere sottoposti a un periodo di digiuno variabile da tre giorni a sei-sette giorni, a seconda della temperatura dell'acqua utilizzata nell'allevamento (Lunelli et al., 2013), l'ingestione di cibo infatti, oltre a determinare il rilascio di cataboliti con conseguente inquinamento dell'acqua di trasporto, causa anche un maggiore consumo di ossigeno da parte degli esemplari trasportati dovuto ai processi digestivi. Per il trasporto, le trotelle dovranno essere trasferite in apposite vasche di trasporto riempite con l'acqua dell'allevamento in modo che non vi siano differenze di temperatura, e attrezzate con sistemi di areazione o ossigenazione facendo attenzione che i parametri si mantengano in un range di tolleranza così come descritto in precedenza per gli avannotti. In questo caso la biomassa caricata non dovrà superare i 90 kg/mc (Lunelli et al., 2013) o 0,3-0,6 individui/L così come indicato da Forneris (1989) (vedi Tabella 4.4.5.b). Per il trasporto delle trotelle, così come per gli avannotti, si potrà ricorrere anche all'utilizzo di sacchetti di nylon. Il loro utilizzo sarà consigliato in caso di brevi tragitti in presenza di tratti non percorribili con mezzi di trasporto, in ragione del loro ridotto peso e dal minimo ingombro. I sacchi di polietilene saranno riempiti così come descritto per gli avannotti, avendo cura di sceglierne quelli con spessore e taglia maggiore in considerazioni delle dimensioni più elevate dei pesci. In un sacco di misura media (cm 80x40) potranno essere trasportate per 1-2 ore circa 600-700 trotelle. Analogamente a quanto descritto per gli avannotti, una volta raggiunto il sito di semina bisognerà effettuare l'acclimatazione delle trotelle. La semina dovrà avvenire in zone con molti rifugi spondali, ricchi di vegetazione sommersa, possibilmente con corrente lenta e acqua poco profonda. Ove possibile, è

opportuno trasportare avannotti o trotelle direttamente con le vaschette di accrescimento, evitando le catture con guadino e gli spostamenti nelle vasche di trasporto. Quando si arriva nei luoghi di semina è consigliabile aspirare le stesse con tubi di gomma per frazionare le quantità da immettere nel corso d'acqua. Questa tecnica offre risultati eccellenti, sia in caso di spostamenti interni agli impianti sia in caso di semine, evitando stress che comporterebbe un elevato aumento del tasso di mortalità (considerata l'elevata sensibilità di questa specie agli spostamenti).

In generale, le attività necessarie alla corretta gestione dell'incubatoio, nonché di quelle connesse con le semine nei corsi d'acqua, devono essere coordinate ed effettuate da personale tecnico appositamente formato che può avvalersi delle associazioni ed organizzazioni legate alle attività alieutiche, in grado di offrire supporto e conoscenza dei corsi d'acqua, spesso di valido ausilio per l'esito positivo delle azioni.

4.4.6 Traslocazioni

La traslocazione è una strategia che consiste nella cattura e nel trasferimento di trote mediterranee selvatiche (giovani, individui adulti o sub-adulti) da siti fluviali geneticamente e demograficamente idonei, verso siti:

- che mostrano un livello moderato di introgressione genetica (es: percentuale di geni alieni compresa tra il 30 e il 60%) con lo scopo di migliorare la composizione genetica della popolazione ricevente;
- privi di trote, anche a seguito dell'eradicazione di popolazioni alloctone (vedi par. 4.4.4) con lo scopo di ripristinare una popolazione vitale autoctona;
- demograficamente compromessi, con lo scopo di ristabilire una struttura demografica (classi di taglia, abbondanza di individui) funzionale alla persistenza della popolazione stessa.

Le popolazioni donatrici devono essere caratterizzate da buone abbondanze, da livelli molto bassi o nulli di introgressione genetica (frequenza di geni alloctoni minore del 5-10%) ed essere geneticamente affini alle popolazioni riceventi (stessa unità gestionale, possibilmente nel medesimo bacino idrografico), come verificato mediante apposite analisi genetiche (vedi par. 4.4.2). Le popolazioni donatrici dovranno inoltre essere caratterizzate demograficamente, in modo da stimare il numero di trote autoctone selvatiche e gli stadi di sviluppo più adatti da prelevare, senza rischiare di compromettere eccessivamente l'abbondanza e la struttura per età delle stesse popolazioni donatrici.

Le catture dovranno essere effettuate mediante elettropesca, secondo le metodiche di campionamento "qualitativo" già descritte (par. 4.4.1 e 4.4.5). I pesci catturati, saranno trasportati all'interno di vasche/contenitori ossigenati nei segmenti fluviali adatti al rilascio. Se la distanza tra il sito sorgente e quello di rilascio non è eccessiva, si possono effettuare tutte le operazioni durante l'arco della stessa giornata, altrimenti si dovrà prevedere la stabulazione degli esemplari in strutture adatte ad ospitarli per il tempo strettamente necessario.

La liberazione nei siti di rilascio dovrà essere effettuata distanziando opportunamente gli esemplari, trasportandoli con un secchio a piccoli gruppi di 3-5 individui, previa graduale acclimatazione alla temperatura del corso d'acqua che li riceverà e selezionando i luoghi a debole velocità di corrente e ricchi di rifugi. Laddove possibile, il trasferimento di individui giovani (0+) è tendenzialmente preferibile rispetto a quello di individui adulti o sub-adulti, in quanto il prelievo può essere almeno parzialmente compensato da una riduzione della mortalità densità-dipendente nelle popolazioni donatrici. Il periodo migliore per la cattura degli esemplari è compreso fra settembre e ottobre. Si rammenta infine che, per evitare il trasferimento accidentale di eventuali patologie da un sito ad un altro, tutta l'attrezzatura e l'abbigliamento che entra in contatto con l'ambiente acquatico o con i pesci deve essere opportunamente disinfettata (si veda il Manuale LIFE STREAMS a <https://www.lifestreams.eu/download/d4-life-streams-user-manual/>).

4.4.7 Contrasto al bracconaggio e regolamentazione della pesca sportiva

Le immissioni illegali di trote alloctone e il bracconaggio, inteso come cattura con mezzi non consentiti o in violazione delle normative, costituiscono gravi fattori di minaccia per le popolazioni native di trota mediterranea. L'entità reale di tali fenomeni, anche in aree protette, è tuttavia poco conosciuta, e le conseguenze possono variare in base ai contesti ambientali (Nonnis-Marzano et al., 2014).

È pertanto essenziale garantire un'efficace sorveglianza dei corpi idrici, in particolare di quelli di maggiore valore conservazionistico, attraverso il coordinamento tra personale dei Parchi, Carabinieri del Comando per la tutela della Biodiversità e per la tutela forestale e Guardie Ecologiche Volontarie (GEV) adeguatamente formate. L'uso di sistemi di videosorveglianza come fototrappole e dispositivi di controllo remoto rappresenta un utile supporto operativo e di deterrenza.

La definizione di aree a tutela differenziata per la pesca sportiva può favorire un equilibrio tra fruizione ricreativa e conservazione della specie. Inoltre, il coinvolgimento attivo di pescatori sportivi e volontari nel monitoraggio e nella prevenzione delle immissioni illegali può rafforzare le azioni di contrasto al bracconaggio. Infine, la sensibilizzazione ambientale e la promozione dei benefici ecologici della conservazione rappresentano strumenti fondamentali per la tutela duratura della biodiversità acquatica.

4.5 Misure di conservazione della specie

4.5.1 Misure di conservazione in aree protette e siti Natura 2000

Le Linee guida per la gestione dei siti Natura 2000 (GU Serie Generale n.224 del 24-09-2002) indicano la procedura per la definizione delle misure di conservazione nei siti stessi. Mentre per le aree protette istituite in base alla Legge n. 394/1991, le misure di conservazione vanno definite sia nel Regolamento del Parco (di cui all'art. 11 che prevede che nei parchi siano vietate le attività e le opere che possano compromettere la salvaguardia del paesaggio e degli ambienti naturali tutelati con particolare riguardo alla flora e alla fauna protette e ai rispettivi habitat), sia nel Piano del Parco (di cui all'art. 12) che stabilisce le attività e le opere che possono essere svolte nelle aree a diverso grado di protezione, purché non compromettano la salvaguardia del paesaggio, degli ambienti naturali e della flora e fauna protette, dei rispettivi habitat e che siano compatibili con le finalità istitutive dell'area protetta.

In base alle indicazioni del Manuale per la gestione dei Siti Natura 2000 dell'ex MATTM, le tipologie di azioni da prevedere nei Piani di gestione o nelle Misure di conservazione sono: interventi attivi (IA), regolamentazioni (RE), incentivazioni (IN), programmi monitoraggio e/o ricerca (MR), programmi didattici (PD) (https://www.mase.gov.it/portale/documents/d/guest/manuale_gestione_siti_natura2000-pdf).

Le misure di conservazione proposte nelle presenti Linee Guida sono finalizzate a ripristinare uno stato di conservazione soddisfacente delle popolazioni di trota mediterranea presenti in Siti Natura 2000 e in aree protette, mitigando o eliminando le minacce per la specie riportate qui di seguito, in attuazione anche dalle Strategie per la Biodiversità Nazionale ed Europea al 2030.

Si sottolinea in questo contesto l'importanza del lavoro in corso di svolgimento da parte del MASE che, con il supporto del progetto "Mettiamoci in RIGA", ha elaborato uno specifico format per la definizione di obiettivi di conservazione a livello di sito e di misure specie ed habitat specifiche da utilizzare per tutte le ZSC (<https://download.mase.gov.it/Natura2000/Format%20Obiettivi%20e%20Misure/>), al fine di identificare obiettivi e misure coerenti con gli indirizzi della Commissione Europea. Il format è accompagnato da linee guida alla compilazione, che sono il punto di riferimento per gli obiettivi e le misure di conservazione per tutte le ZSC italiane. Gli obiettivi e le misure descritte più avanti nel presente documento devono quindi servire come riferimenti generali, da declinare a livello di sito Natura 2000 secondo le linee guida e il format sopra menzionati.

Le principali tipologie di minacce alla conservazione della specie descritte in maniera dettagliata nel paragrafo 4.2 possono essere sintetizzate nei seguenti tre gruppi:

- 1) alterazione dell'habitat a causa di:
 - a. **riduzione delle portate** dei corsi d'acqua e conseguenti a cambiamenti climatici, captazioni e derivazioni idriche;
 - b. **modificazione e frammentazione degli habitat fluviali e perifluviali** derivanti da artificializzazione degli alvei, realizzazione di barriere ecologiche (briglie, dighe e simili), prelievo di sedimenti, eliminazione della vegetazione spondale e ripariale;
 - c. **inquinamento delle acque** da reflui urbani, zootecnici, utilizzo di prodotti fitosanitari e fertilizzanti, ecc.;
 - d. **dissesto idrogeologico, urbanizzazione e impermeabilizzazione delle aree golenali;**
 - e. **cambiamenti climatici**
- 2) **inquinamento genetico** per ibridazione con trota fario atlantica o altre trote non autoctone introdotte a scopo alieutico e **competizione** con la trota fario atlantica o con altre specie aliene (*Salvelinus fontinalis*, *Oncorhynchus mykiss*, ecc.) comunque introdotte a scopo alieutico;
- 3) **bracconaggio** e pesca non sostenibile.

Pertanto, sulla base delle suddette tipologie di minacce, l'obiettivo generale delle misure di conservazione sarà quello di mantenere o ripristinare uno stato di conservazione favorevole delle popolazioni di trota mediterranea anche attraverso l'eradicazione delle specie alloctone e il ripristino del patrimonio genetico e dei processi ecologici che lo mantengono e generano, l'incremento numerico degli individui delle popolazioni in contrazione, proporzionale alla capacità portante locale, e l'ampliamento dell'areale attuale con l'insediamento di nuovi nuclei di individui in aree in cui la specie era un tempo presente, tramite campagne di reintroduzione mirate con trote autoctone provenienti dallo stesso bacino idrografico interessato dall'intervento, a seguito della rimozione delle cause della contrazione.

Gli obiettivi specifici andranno definiti per ciascun sito in base alle pressioni e minacce più rilevanti fra quelle presenti ed alla valutazione dell'idoneità degli habitat in base alle esigenze ecologiche della specie (descritte nel par. 3.2), nella prospettiva di assicurare la conservazione della trota mediterranea, come previsto dalla Direttiva Habitat.

Le misure di conservazione definite in base alle tre tipologie di minacce, sono state definite anche a seguito di un'analisi degli strumenti di pianificazione dei Siti Natura 2000 e dei Parchi che ricadono nell'area di studio del LIFE STREAMS e sulla base delle azioni di conservazione sperimentate nel corso del progetto. Tali misure di conservazione sono riportate in sintesi nella seguente tabella Tab. 4.5.1.a e dettagliate nel testo.

È necessario sottolineare che, affinché le azioni non risultino vane, è importante che esse siano associate (se del caso) ad interventi di risanamento ambientale che implicano il miglioramento della qualità e della quantità della risorsa idrica, della morfologia e della continuità fluviale, descritte nel paragrafo precedente (par. 4.2.1) e la mitigazione o eliminazione delle minacce alla conservazione della specie rilevate nel sito, inclusa la rimozione di trote alloctone o ibride.

Si ricorda che, in base anche agli obiettivi definiti dalla SEB 2030 relativi alle aree protette/Siti Natura 2000, ripresi anche dalla Strategia Nazionale Biodiversità, queste devono essere gestite in modo efficace attraverso la definizione di appropriati obiettivi e adeguate misure di conservazione, misurando i risultati della loro attuazione attraverso il monitoraggio periodico. Inoltre, visto che la SEB prevede il raggiungimento entro il 2030 del 30% della superficie protetta del territorio nazionale e del 10% di quella strettamente protetta, le seguenti Misure di conservazione prevedono indagini mirate ad individuare le aree importanti per il ciclo fenologico della specie (ad es. aree di alimentazione o di frega) che devono essere strettamente protette o che richiedono l'ampliamento dei confini dell'area protetta o del Sito Natura 2000 in cui la specie è presente. Infine, visto l'obiettivo della SEB 2030 di ripristinare le connessioni longitudinali e laterali dei corpi idrici, occorre valutare quali barriere presenti lungo i corpi idrici possono essere rimosse o dotate di passaggi per pesci, privilegiando nella rimozione quelle obsolete o non utili agli scopi per i quali sono state realizzate, come ad es. dighe poco efficienti nella produzione di energia elettrica.

Le misure proposte sono suddivise per tipologia di minaccia in base alle quali sono stati definiti gli obiettivi di conservazione; sono riportate in sintesi nella tabella 4.5.1.a. che indica la scala alla quale devono essere attuate e l'eventuale necessità di integrazione con le misure del Piano di Gestione di Distretto Idrografico e la priorità. Le misure sono state descritte in modo più approfondito nel testo del presente paragrafo.

Tabella 4.5.1.a - Schema riassuntivo delle misure per la conservazione della trota mediterranea. Per ogni misura sono riportati: tipologia di azioni (TIPO): IA = interventi attivi, RE = regolamentazioni, IN = incentivazioni, MR = programmi di monitoraggio e/o ricerca, PD = programmi didattici; scala a cui si riferisce l'azione (SCALA): LOC = locale (sito N2000 o area protetta), GEN = generale (sottobacino/bacino idrografico); livello di priorità: A = alta, M = media, B = bassa; INTEGRAZIONE PDGI: SI = occorre definire misure supplementari nel Piano di Gestione di Distretto Idrografico che integrino la misura di conservazione; NO = non sono necessarie misure supplementari.

Obiettivo di conservazione	Misura di conservazione	Tipo	Descrizione della misura di conservazione	Scala	Priorità	Integrazione PDGI
ELIMINAZIONE/ RIDUZIONE DELLE CAUSE DI DEGRADO QUALITÀ DELL'HABITAT DELLA TROTA MEDITERRANEA	1.1. Monitoraggio e valutazione dello stato di qualità chimico fisica, idromorfologica ed ecologica dei corpi idrici	MR	Raccolta dei dati di monitoraggio delle ARPA (e dei Centri Funzionali Regionali di Protezione Civile) dei corsi d'acqua in cui è presente la specie; individuazione di una o più stazioni di campionamento periodico dei parametri di qualità chimico-fisica, idromorfologica ed ecologica, incluse le portate, nelle aree più significative per la trota mediterranea; monitoraggio periodico della presenza di prodotti fitosanitari nei tratti del corso d'acqua in cui è presente una popolazione autoctona e che attraversano aree agricole	Gen	A	SI
	1.2. Realizzazione di un catasto delle opere e attività che riducono le caratteristiche idromorfologiche idonee alla specie	MR	Raccolta e informatizzazione dei dati in un Geodatabase delle captazioni idriche, derivazioni, attingimenti, scarichi civili e industriali, opere idrauliche (ad es. di sbarramento, di artificializzazione e di interruzione della continuità fluviale).	Gen	A	Si
	1.3. Eliminazione delle barriere obsolete e la realizzazione delle scale di risalita	IA	Gli interventi sono da pianificare in base ai dati del catasto di cui sopra, alle condizioni idromorfologiche, e sulla base delle conoscenze delle caratteristiche genetiche delle popolazioni di trota mediterranea, al fine di non mettere a contatto le popolazioni autoctone con quelle ibride o aliene.	Loc	A	Si
	1.4. Divieto di realizzare interventi di artificializzazione e modifica dell'assetto morfologico all'interno dei corpi idrici	RE	Divieto di realizzare interventi di artificializzazione e modifica dell'assetto morfologico all'interno dei corpi idrici, fatti salvi gli interventi a scopo di difesa idraulica quando ricorrano determinate condizioni	Loc	A	Si
	1.5. Eliminazione delle fonti di inquinamento derivanti da scarichi civili o di attività produttive	IA	Eliminazione delle fonti di inquinamento derivanti da scarichi civili o di attività produttive (ad es. caseifici, allevamenti, produzioni artigianali) che non trattano in modo adeguato i reflui, individuati in base ai dati del catasto di cui sopra, attraverso un'attività di controllo e di applicazione della normativa ambientale, recepita nel Piano e nel Regolamento del Parco e nelle misure di conservazione dei siti N2000	Loc	A	Si

Obiettivo di conservazione	Misura di conservazione	Tip o	Descrizione della misura di conservazione	Scala	Priorità	Integrazione PGDI
ELIMINAZIONE/RIDUZIONE DELLE CAUSE DI DEGRADO QUALITÀ DELL' HABITAT DELLA TROTA MEDITERRANEA	1.6. Regolamentazione del pascolo nelle aree golenali e nei greti fluviali	RE	Nelle aree golenali e nei greti fluviali relativi ai corpi idrici in cui è presente la trota mediterranea, il pascolo non dovrebbe superare il carico di 0,3 UBA/ha.	Loc	A	No
	1.7. Divieto di uso dei prodotti fitosanitari in attuazione PAN	RE	Divieto di uso dei prodotti fitosanitari che presentano le frasi di precauzione per l'ambiente SPe2 e SPe4 e di quelle con la frase di rischio H400 e H410, coerentemente con quanto indicato nelle Linee guida per l'attuazione del Piano d'Azione Nazionale sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari (PAN - DM 22/10/2014 e DM 10/3/2015)	Loc	A	Si
	1.8. Sostegno alla conversione delle aziende agricole al metodo biologico	IN	Sostegno alla conversione delle aziende agricole al metodo biologico anche attraverso l'utilizzo dei fondi della PAC	Loc	M	No
	1.9. Mantenimento della vegetazione periferuale nei corridoi o almeno entro 10 m dalle sponde	RE	La vegetazione periferuale nel corridoio o almeno entro 10 m da tutti i corsi d'acqua, sia temporanei che perenni in cui è presente la specie (o potenzialmente presente), deve essere integralmente protetta, ad eccezione della rimozione di specie vegetali esotiche nonché per motivi di pubblica sicurezza definiti dalla normativa	Loc	A	No
	1.10. Regolamentazione delle attività di captazione e derivazione	RE	Prescrizioni per le opere e le attività di prelievo idrico, soggette a preventivo nulla osta dell'Ente Parco e procedura per la Valutazione d'Incidenza se interessano i siti della Rete Natura 2000	Loc	A	Si
ELIMINARE O MINIMIZZARE GLI EFFETTI DELL' INTRODUZIONE DELLA TROTA FARO ATLANTICA	2.1. Caratterizzazione genetica delle popolazioni di trota presenti nel parco	MR	Caratterizzazione genetica delle popolazioni di trota presenti nell'area protetta/sito N2000, per individuare le popolazioni autoctone, quelle aliene e/o con elevato tasso di ibridazione e individuazione delle Unità Gestionali di Conservazione (cfr. in base a quanto par. 4.2.2	Loc	A	No
	2.2. Monitoraggio biennale della popolazione di trota mediterranea	MR	Monitoraggio biennale della popolazione di trota mediterranea finalizzato alla conoscenza della distribuzione della specie e raccolta dati demografici delle popolazioni presenti nel sito.	Loc	A	No
	2.3. Realizzazione di incubatoi di bacino per l'allevamento di trota mediterranea	IA	Realizzazione di incubatoi di bacino per l'allevamento di trota mediterranea per effettuare interventi di ripristino della qualità genetica delle popolazioni presenti e di reintroduzione nei siti idonei dove la specie era presente secondo quanto riportato nella Misura 2.5.	Gen	M	No
	2.4. Controllo della presenza di salmonidi alloctoni	IA	Realizzazione di interventi di eradicazione e/o contenimento delle specie aliene invasive, con particolare riguardo alle trote alloctone e ibride, presenti nel Sito/Area protetta e/o in aree a esso limitrofe con il coinvolgimento dei pescatori sportivi opportunamente formati.	Loc	M	No
	2.5. Reintroduzioni, ripopolamenti a scopo conservazionistico delle popolazioni di trota mediterranea	IA	Le attività di reintroduzione/ripopolamento a scopo conservazionistico possono essere consentite nel rispetto della normativa vigente e delle linee guida di ISPRA, nei tratti fluviali individuati dall'Ente Parco/Ente gestore Sito Natura 2000 sulla base dei risultati ottenuti da monitoraggi specifici, su trota mediterranea (come per le altre specie di pesci), caratterizzazione ambientale e in osservanza delle prescrizioni sopra indicate.	Loc	M	No

Obiettivo di conservazione	Misura di conservazione	Tipo	Descrizione della misura di conservazione	Scala	Priorità	Integrazione PGDI
ELIMINAZIONE DEL BRACCONAGGIO E DELLA PESCA NON SOSTENIBILE	3.1. Regolamentazione dell'attività di pesca sportiva	RE	L'attività di pesca può essere consentita secondo zone a grado di tutela differenziato che tenga conto, nelle aree protette, degli obiettivi di tutela delle diverse zone definite dal Piano del Parco (o se assente, dal decreto istitutivo), che comprenda anche zone di tutela integrale e zone <i>no kill</i> per favorire il ripristino naturale delle consistenze delle popolazioni ittiche, tenendo anche conto degli esiti dei monitoraggi biennali. In generale, la pesca consentita nelle aree protette deve essere effettuata in osservanza delle prescrizioni indicate nei Regolamenti (art. 11 L. 394/1991) e/o sulla base dei risultati dei monitoraggi, valutazione dello stock e stato di conservazione delle popolazioni.	Loc	M	No
	3.2. Attività di formazione e contrasto delle immissioni illegali e del bracconaggio.	PD	Formazione dei pescatori sugli aspetti ecologici del fiume e della fauna ittica, sull'importanza della tutela dei <i>taxa</i> autoctoni e dei processi evolutivi e degli equilibri all'interno degli ecosistemi acquatici, anche attraverso un loro diretto coinvolgimento nelle attività di monitoraggio ambientale e delle popolazioni di trota mediterranea e nella gestione degli incubatoi.	Loc	A	No
	3.3. Programmi di educazione e di sensibilizzazione della popolazione locale	PD	Programmi di educazione e di sensibilizzazione della popolazione locale, in particolare di pescatori, sull'impatto delle specie aliene sulla trota mediterranea, su altre specie, sugli ecosistemi acquatici e sui servizi ecosistemici da questi forniti, causati da una cattiva gestione della pesca nei corsi d'acqua.	Loc	A	No
AMPLIARE LA TUTELA DI AREE IMPORTANTI PER LA CONSERVAZIONE DELLA SPECIE	4.1. Individuazione delle aree da sottoporre a tutela e/o a stretta tutela in quanto importanti per il ciclo fenologico della trota mediterranea.	MR	Individuazione di aree da sottoporre a tutela e/o a stretta tutela in quanto importanti per il ciclo fenologico della trota mediterranea. A seguito della mappatura di barriere e fonti di inquinamento (di cui alla Misura 1.2) e del monitoraggio delle popolazioni autoctone di trota mediterranea (Mis. 3.1), vanno identificate aree di frega, di sviluppo e di alimentazione delle popolazioni autoctone presenti nel AP/RN2000 e valutata la necessità di sottoporle a stretta tutela attraverso la definizione di zone di riserva integrale temporanea o permanente; inoltre vanno individuate eventuali aree da sottoporre a tutela che ricadono al di fuori del confine della AP/RN2000 in tal caso occorre valutarne la ripermimetrazione per l'inclusione	Loc/ Gen	M	No
	4.2. Adozione di strumenti di amministrazione partecipativa ("contratti di fiume")	IA	Adozione di strumenti di amministrazione partecipativa ("contratti di fiume"), come descritto nel par. 7.4.	Gen	M	Si

1. Obiettivo: Eliminare/mitigare il degrado della qualità dell'habitat per la trota mediterranea in base ai suoi requisiti ecologici (cfr. par. 2.3) e mitigare l'effetto dei cambiamenti climatici.

1.1 Monitoraggio ex-ante ed ex-post dei parametri ambientali e valutazione dello stato di qualità chimico-fisico, idromorfologico ed ecologico delle acque, incluso il monitoraggio continuativo delle portate, anche attraverso l'utilizzo di dati di monitoraggio delle ARPA/APPA di riferimento e/o dei Centri Funzionali Regionali di Protezione Civile, che hanno competenza nel monitoraggio idrologico. Nei corsi d'acqua in cui è presente la specie devono essere individuate una o più stazioni di campionamento la cui localizzazione è dettata dalle caratteristiche fisiche dei fiumi e dalla posizione delle aree più significative per la trota mediterranea. All'interno di un corpo idrico dovranno essere infatti individuati i tratti morfologicamente omogenei su cui effettuare le valutazioni idromorfologiche e di habitat. Nelle stazioni saranno effettuate le seguenti analisi periodiche (cadenza almeno biennale): valutazione dello stato chimico, idromorfologico ed ecologico in base alla DQA; fra gli elementi chimici, verranno inclusi i prodotti fitosanitari; inoltre verranno periodicamente verificate le portate nelle sezioni fluviali nei tratti di interesse, anche al fine di individuare le condizioni dei regimi di magra. Nei tratti fluviali andranno monitorate le condizioni morfologiche attraverso l'IQM e di habitat attraverso l'approccio MesoHABSIM (ISPRA, 2016b) per i diversi periodi dell'anno idrologico al fine di stimare la disponibilità spazio-temporale di habitat e la sua integrità. Nei corpi idrici interessati dalla presenza di aree agricole limitrofe, è raccomandato l'uso di campionatori passivi di sostanze chimiche da posizionare nella parte a monte e in quella a valle delle aree idonee alla presenza della specie e in quelle dove è stata rilevata la presenza della specie, in relazione alle fasi di monitoraggio ittico e di maggior utilizzo dei prodotti fitosanitari.

1.2. Realizzazione di un catasto delle opere e attività presenti nell'area protetta/Sito Natura 2000 che riducono la qualità del corpo idrico e l'entità delle portate idonee alla specie. Raccolta e informatizzazione dei dati in un database geo-riferito delle captazioni idriche, derivazioni, attingimenti, scarichi civili e industriali, opere di sbarramento, di artificializzazione e di interruzione della continuità fluviale. Il catasto va realizzato attraverso una ricognizione preliminare dei dati in possesso dell'Autorità di Distretto Idrografico in cui ricade il corpo idrico o di altri enti (ARPA/APPA, Consorzi di Bonifica, ecc.), con integrazione dei dati rilevati sul campo al fine di: individuare tutte le barriere, in particolare quelle obsolete che dovrebbero essere rimosse per il ripristino della connessione fluviale (come previsto dalla Strategia Europea per la Biodiversità 2030) e valutando, in alternativa, la realizzazione di strutture per la risalita della fauna ittica; individuare gli scarichi civili e delle attività produttive (caseifici, allevamenti, produzioni artigianali, ecc.) valutando gli effetti diretti e indiretti delle relative acque reflue sulla qualità dell'habitat della specie; valutare qualità e quantità della risorsa idrica al fine di attuare una gestione sostenibile rispetto alle esigenze ecologiche della specie, in modo che sia garantito un idoneo deflusso ecologico.

1.3. Eliminazione di barriere e realizzazione di passaggi per i pesci (ad es. scale di risalita, rampe) da pianificare in base ai dati del catasto di cui sopra, alle condizioni idromorfologiche e sulla base delle conoscenze delle caratteristiche genetiche delle popolazioni di trota mediterranea. È importante sottolineare come una rimozione delle barriere che interrompono la continuità fluviale o la realizzazione di opere per consentire la migrazione della fauna ittica non possano essere effettuate senza valutazione delle popolazioni che si vanno a mettere in contatto, specialmente nei tratti più alti delle aste fluviali, dove la trota vive. Infatti, se si venissero a ricongiungere popolazioni che presentano caratteristiche genetiche completamente diverse (popolazioni autoctone e popolazioni della specie atlantica introdotta o loro ibridi) separate da barriere invalicabili costruite artificialmente, occorre considerare che il danno per la specie sarebbe notevolmente superiore al beneficio introdotto dall'intervento. È opportuno, pertanto, procedere prima con accurate indagini per valutare attentamente l'adeguamento e la gestione delle opere longitudinali e trasversali per la tutela della specie. Nel caso in cui non sia possibile rimuovere le barriere, occorre identificare la necessità di realizzazione di strutture per la risalita della fauna ittica. La rimozione delle barriere e la realizzazione delle scale di risalita per pesci vanno effettuate in coordinamento con l'Autorità di distretto idrografico e con il Consorzio dei Bacini montani o di Bonifica di riferimento.

1.4. **Divieto di realizzare interventi di artificializzazione e modifica dell'assetto morfologico** all'interno dei corpi idrici, fatti salvi gli interventi a scopo di difesa idraulica quando non vi siano alternative ambientalmente migliori (art. 4.7 DQA; art. 9 Direttiva 2007/60/CE).

1.5. **Eliminazione delle fonti di inquinamento derivanti da scarichi civili o di attività produttive** (ad es. caseifici, allevamenti, produzioni artigianali, ecc.) che non trattano in modo adeguato i reflui, individuati in base ai dati del catasto di cui sopra, secondo la normativa vigente.

1.6. **Regolamentazione del pascolo nelle aree golenali e nei greti fluviali** relativi ai corpi idrici in cui è presente la trota mediterranea; il pascolo non dovrebbe superare il carico di 0,3 UBA/ha.

1.7. **Divieto di uso dei prodotti fitosanitari** che presentano le frasi di precauzione per l'ambiente SPe2 e SPe4 (definite dalla Direttiva 2003/82/CE) e di quelle con le frasi di rischio H400, H410, H4011, H412, H413 (che indicano elevata tossicità per gli ambienti acquatici – Reg. CE n. 1272/2008), coerentemente con quanto indicato nelle Linee guida per l'attuazione del Piano d'Azione Nazionale (PAN) sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari (DM 22/10/2014, attualmente in revisione, e nelle relative Linee guida allegate al DM 10/3/2015). In base ai dati dei monitoraggi delle ARPA/APPA-Regioni occorre effettuare una valutazione dei prodotti fitosanitari che provengono dalle aree agricole esterne all'Area protetta/Sito Natura 2000 in modo da regolamentare l'uso di tali sostanze anche nei Piani di Distretto Idrografico e nelle misure definite dalle Regioni in attuazione del PAN. Al fine di campionare i prodotti fitosanitari presenti nei tratti di corpi idrici interni all'area protetta/Sito Natura 2000 derivanti dall'attività agricola in essa presenti, è opportuno utilizzare dei campionatori passivi in prossimità dei punti di entrata e di uscita dal perimetro del corpo idrico.

1.8. **Sostegno alla conversione delle aziende agricole ai metodi dell'agricoltura biologica** anche attraverso l'uso dei fondi della Politica Agricola Comune (PAC) definite dai Complementi regionali per lo sviluppo rurale del PSP 2023-2027 (CSR).

1.9. **Mantenimento e ripristino della vegetazione perifluviale nel corridoio fluviale o almeno entro 10 m dalle sponde per tutti i corsi d'acqua, sia temporanei che perenni:** la vegetazione perifluviale in dette aree è integralmente protetta, ad eccezione che per la rimozione di specie vegetali esotiche nonché per la messa in atto di azioni, da parte dell'ente gestore dei Siti Natura 2000 e/o dell'area protetta, finalizzate ad interventi di pubblica sicurezza. L'Ente gestore dovrà garantire, attraverso l'attuazione della procedura di Valutazione d'Incidenza (VINCA), che eventuali interventi (realizzati solo se strettamente necessari, ai sensi dell'art. 4.7 DQA e attraverso l'applicazione di tecniche di ingegneria soft - ad es. l'ingegneria naturalistica), anche indispensabili per la sicurezza idraulica, assicurino un sufficiente mantenimento degli habitat acquatici e di quelli collegati (ripari) e le loro connessioni funzionali. Dovrà essere prestata particolare attenzione, in sede di VINCA, alle ipotesi di intervento nei primi 50 metri di fascia riparia.

In particolare, in presenza degli habitat Natura 2000 legati agli ambienti perifluviali (come ad esempio il 91E0* - *Foreste alluvionali di Alnus glutinosa e Fraxinus excelsior* e 92D0 - *Gallerie e forteti ripari meridionali*) si raccomanda la salvaguardia di tutte le superfici occupate e il loro ripristino nelle rimanenti superfici di pertinenza e di effettuare interventi mirati a favorire la loro riespansione e degli ambiti fluviali e torrentizi garantendo la naturalità del regime idrologico e l'azione morfogenetica delle acque.

1.10. **Regolamentazione dell'attività di captazione e derivazione idrica:** le opere e le attività di prelievo idrico, soggette a preventivo nulla osta dell'Ente Parco e a procedura per la VINCA se interessano i siti della Rete Natura 2000, possono essere realizzate nel rispetto delle seguenti prescrizioni:

- recuperare i dati pregressi delle portate nella presunta sezione di derivazione, altrimenti effettuare un monitoraggio *ex-ante* di almeno cinque anni, e un monitoraggio continuativo *ex-post*;
- effettuare l'installazione di misurazioni di portata in continuo;
- effettuare il monitoraggio, della durata di almeno un anno, dei parametri chimico-fisici del corso idrico interessato;
- rispettare il Deflusso Ecologico stimato secondo quanto indicato nel par. 4.3.2, e prevedere nel disciplinare di concessione, eventuali periodi di inattività qualora il prelievo anche minimo possa avere incidenza significativa sull'ambiente fluviale;

-
- l'Ente Parco si riserva la facoltà di modificare/interrompere/revocare quanto autorizzato con apposito nulla osta qualora venissero riscontrate alterazioni alle specie animali e vegetali, in particolare allo stato delle popolazioni autoctone di trota mediterranea, o agli habitat, connessi con la funzionalità ecologica del corso idrico.

2. Obiettivo: Eliminare o minimizzare gli effetti dell'introduzione di salmonidi alloctoni a scopo alieutico sulle popolazioni autoctone di trota mediterranea

2.1. **Caratterizzazione genetica delle popolazioni di trota presenti nel parco per individuare le popolazioni autoctone**, quelle aliene e/o con elevato tasso di ibridazione e individuazione delle Unità Gestionali di Conservazione, secondo quanto indicato nel par. 4.2.2.

2.2. **Monitoraggio biennale della popolazione di trota mediterranea** finalizzato alla conoscenza della distribuzione della specie e raccolta dati demografici delle popolazioni presenti nel sito, anche con il coinvolgimento dei pescatori sportivi. Le popolazioni oggetto di monitoraggio sono quelle indicate dai risultati della caratterizzazione genetica delle popolazioni, come indicato nel par. 4.4.2. Il monitoraggio deve essere non invasivo e finalizzato a individuare le aree importanti per il compimento del ciclo fenologico della specie e le eventuali variazioni della distribuzione spaziale delle popolazioni come adattamento all'effetto dei cambiamenti climatici.

2.3. **Realizzazione di incubatoi e costituzione (temporanea) di un nucleo di riproduttori selezionati di trota mediterranea locale** per il miglioramento genetico, l'incremento numerico di popolazioni native locali e programmi di reintroduzione, secondo quanto riportato nella misura 2.5. È opportuno che la gestione degli incubatoi, realizzata secondo le indicazioni del par. 4.4.4 coinvolga, quando possibile, i vari stakeholders (associazioni di pescatori locali, associazioni ambientaliste, volontari di associazioni di categoria).

2.4. **Controllo delle popolazioni di salmonidi alloctoni.** Realizzazione di interventi di eradicazione e/o contenimento delle specie aliene invasive, con particolare riguardo alle trote alloctone e ibride, presenti nel Sito/Area protetta e/o in aree a esso limitrofe con il coinvolgimento dei pescatori sportivi opportunamente formati (cfr. cap. 6).

2.5. **Reintroduzioni e ripopolamento a scopo conservazionistico delle popolazioni di trota mediterranea:** ai sensi della legge 6 dicembre 1991, n. 394, è vietata l'immissione di specie alloctone (art.11, comma 3 lett. a). Per le reintroduzioni/ripopolamenti di specie faunistiche d'importanza comunitaria e/o conservazionistica si deve fare riferimento alle procedure di cui alle "Linee guida per l'immissione di specie faunistiche" dell'ISPRA (https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/quaderni/conservazonenatura/files/6767_27_qcn_specie_faunistiche.pdf). Le attività di reintroduzione/ripopolamento a scopo conservazionistico, possono essere consentite nel rispetto della normativa vigente, nei tratti fluviali individuati dall'Ente Parco sulla base dei risultati ottenuti da monitoraggi specifici, sulla trota mediterranea (come per le altre specie di pesci), sulla caratterizzazione ambientale e a seguito di interventi di eliminazione o mitigazione delle cause che hanno determinato la contrazione della popolazione o la sua scomparsa a livello locale.

Si indicano di seguito le prescrizioni della misura:

- Divieto di ripopolare con *taxa* alloctoni. Le attività di ripopolamento a scopo conservazionistico, per iniziativa dell'Ente Parco/Ente gestore del Sito Natura 2000, devono essere effettuate con materiale ittico autoctono il cui stato sanitario deve rispondere a quanto previsto dal Decreto legislativo 5 agosto 2022, n. 136, (Attuazione dell'articolo 14, comma 2, lettere a), b), e), f), h), i), l), n), o) e p), della legge 22 aprile 2021, n. 53 per adeguare e raccordare la normativa nazionale in materia di prevenzione e controllo delle malattie animali che sono trasmissibili agli animali o all'uomo, alle disposizioni del regolamento (UE) 2016/429 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 9 marzo 2016) e prodotto negli incubatoi di bacino di cui alla misura 2.4.
- La richiesta di immissione a scopo conservazionistico di individui di trota mediterranea, per iniziativa dell'Ente Parco/ente gestore del Sito Natura 2000, deve essere corredata di uno studio ecologico-faunistico che contenga:

- ✓ un monitoraggio delle condizioni ecologiche generali del corso d'acqua, rapportato alle esigenze auto-ecologiche della trota mediterranea e delle eventuali specie di interesse conservazionistico e/o comunitario legate agli ecosistemi acquatici (vedi Rapporto ISPRA 107/2010) ivi presenti, con cui la specie ha rapporti di competizione o di predazione, che specifichi in che modo i quantitativi da immettere sono stati dimensionati rispetto alle abbondanze della fauna ittica già presente e alla capacità portante del corpo idrico interessato dalla proposta di immissione.
- ✓ Il materiale utilizzato per i ripopolamenti ittici deve essere testato geneticamente secondo i più approfonditi e aggiornati protocolli (cfr. par. 4.4.2 e 4.4.5) e prelevato direttamente o derivato da riproduttori dello stesso tratto fluviale o sottobacino idrografico dei corsi d'acqua in cui sarà immesso (par. 4.4.5.) e/o provenire da incubatoi di bacino di cui alla misura 2.4.
- Solo gli esemplari che riveleranno un livello di introgressione nullo o trascurabile con linee alloctone atlantiche, sulla base dei risultati delle analisi genetiche indicate nel par. 4.4.5, potranno essere utilizzati per la riproduzione artificiale e la conseguente semina di uova, avannotti e/o trotelle nei bacini fluviali preposti.
- Nei tratti soggetti a ripopolamento, l'attività di pesca sportiva è sospesa per un periodo da stabilire in base alle caratteristiche del corpo idrico e allo stato demografico della popolazione. L'Ente Parco provvederà a informare (attraverso il sito web ufficiale, i social network e tramite apposizione di cartelli informativi) circa i tratti interessati dai ripopolamenti e i periodi di sospensione dell'attività di prelievo ittico.

3. **Obiettivo: Eliminazione del bracconaggio e della pesca non sostenibile**

3.1. **Regolamentazione dell'attività di pesca sportiva.** L'attività di pesca sportiva, consentita nelle aree protette ai sensi dell'art. 12 della Legge 394 del 6 dicembre 1991, e nei Siti Natura 2000, può essere esercitata nei tratti fluviali individuati dall'Ente Parco/Ente gestore del Sito Natura 2000 sulla base dei risultati ottenuti da monitoraggi specifici sulla fauna ittica e sulla caratterizzazione ambientale. L'attività di pesca può essere consentita secondo zone a differente grado di tutela che tengano conto degli obiettivi di tutela delle diverse zone definite dal Piano del Parco/Piano di gestione della ZSC (o se assente, dal decreto istitutivo), che comprenda anche zone di tutela integrale e zone *no kill* (= *Catch and Release*) per favorire il ripristino naturale delle consistenze delle popolazioni ittiche, tenendo anche conto degli esiti dei monitoraggi biennali e dei monitoraggi genetici. In generale, dove si rilevano elevati livelli di purezza di trota mediterranea si dovrebbe considerare la possibilità di vietarne il prelievo, istituendo "Santuari Genetici" per la loro tutela integrale o, dove le condizioni lo consentono, creare aree dove sia permessa solo la pesca secondo la pratica del *Catch and Release*. Nelle zone *no kill*, la pesca deve essere effettuata in osservanza delle seguenti prescrizioni:

- È comunque vietata nei primi 500 metri dei corsi d'acqua, a partire dalla sorgente, per tutelare le attività riproduttive delle specie e i siti stessi.
- La lenza dovrà essere munita di una sola esca artificiale, escludendo le esche siliconiche o gombose, con amo privo di ardiglione (o con lo stesso adeguatamente schiacciato prima dell'utilizzo).
- Per il recupero del prelevato è obbligatorio l'uso del guadino siliconico ed è vietato il contatto a mani asciutte.
- È vietato abbandonare lenze o altro materiale utilizzato nell'esercizio della pesca.
- È vietato istituire campi gara temporanei o permanenti.

3.2. **Attività di formazione e contrasto delle immissioni illegali e del bracconaggio.** Formazione dei pescatori e delle guardie giurate volontarie sugli aspetti ecologici del fiume e della fauna ittica (soprattutto dell'importanza del ruolo svolto dalle entità autoctone e delle alterazioni ecologiche che rivestono quelle alloctone), dell'importanza della tutela dei *taxa* autoctoni e dei processi evolutivi e degli equilibri all'interno degli ecosistemi acquatici, ma anche il loro diretto coinvolgimento nelle attività di monitoraggio ambientale e delle popolazioni di trota mediterranea, in quelle finalizzate al ripristino del carattere autoctono delle popolazioni ittiche e nelle azioni di gestione degli incubatoi.

3.3. **Programmi di educazione e di sensibilizzazione della popolazione locale**, con particolare riferimento ai **pescatori**, sull'impatto dei *taxa* alieni sulla trota mediterranea, su altre specie, sugli ecosistemi acquatici e sui servizi ecosistemici da questi forniti, causati da una cattiva gestione della pesca nei corsi d'acqua.

4. Obiettivo: tutelare le aree importanti per le popolazioni di trota mediterranea da sottoporre a stretta tutela e/o includere nel perimetro dell'area protetta/Sito Natura 2000

4.1. **Individuazione delle aree da sottoporre a tutela e/o a stretta tutela in quanto importanti per il ciclo fenologico della trota mediterranea.** A seguito della mappatura delle barriere e delle fonti di inquinamento (di cui alla Misura 1.2) e dell'individuazione delle aree di frega, di sviluppo e di alimentazione delle popolazioni autoctone presenti nell'area protetta/Sito Natura 2000, attraverso il monitoraggio effettuato in base alla Misura 2.2, vanno identificate le aree importanti per la conservazione della specie da sottoporre a stretta tutela, laddove già non lo siano, attraverso la definizione di zone di riserva integrale. Inoltre, qualora tali aree ricadano al di fuori del perimetro dell'Area protetta/sito N2000, dovrebbero essere avviate le procedure per l'ampliamento del perimetro del territorio protetto per la loro inclusione, per concorrere al raggiungimento degli obiettivi della SEB 2030.

4.2. **Adozione di strumenti di amministrazione partecipativa ("contratti di fiume")**, che prevedono la realizzazione di un coordinamento fra gli enti pubblici, le associazioni e gli attori privati coinvolti nella tutela, gestione e fruizione delle risorse idriche, naturali, paesaggistiche e culturali del territorio del bacino fluviale quali: enti gestori di aree protette, di Siti Natura 2000, Regioni, Province Autonome, Province, Comuni, Autorità di Distretto Idrografico, Ambiti Territoriali Ottimali – ATO, i Consorzi di Bonifica, ARPA/APPA, associazioni di categoria (ambientaliste, piscatorie, scientifiche, ecc.). Tale coordinamento può avvenire attraverso un contratto di fiume o territoriale (cfr. par. 7.4).

4.5.2 Misure di tutela a scala di bacino idrografico e loro integrazione con misure di conservazione nei siti Natura 2000 e aree protette in cui la specie è presente o potenzialmente presente

Le misure indicate sono state definite sulla base delle Linee guida definite dall'ex MATTM col supporto di ISPRA, che forniscono indicazioni su come integrare gli obiettivi di tutela (da cui discendono le relative misure) delle tre Direttive nelle Aree protette e nei Siti Natura 2000 incluse nei Registri delle Aree protette dei Piani di Gestione di Distretto Idrografico (PGDI) (MASE, 2018), che sono in linea con il documento della Commissione Europea relativo a "*Links between the Water Framework Directive (Wfd 2000/60/CE) and Nature Directives (Birds Directive 2009/147/EC and Habitats Directive 92/43/EEC)*". Secondo tale documento occorre identificare ogni aspetto dello stato delle acque ricadenti nell'AP/RN2000, che ha un'influenza diretta o indiretta sul raggiungimento o sul mantenimento dello Stato di Conservazione Favorevole degli habitat e delle specie di interesse comunitario che dipendono dall'ambiente acquatico. In base a tale analisi, sono state identificate alcune misure per il mantenimento dello stato chimico-fisico, ecologico e idromorfologico corrispondente ai requisiti ecologici delle specie e degli habitat tutelati dalle Direttive Habitat e Uccelli.

Le misure supplementari che dovrebbero essere incluse nei PGDI per integrare le misure di conservazione definite per i Siti Natura 2000 e le Aree protette per il mantenimento dello stato chimico-fisico, ecologico e idromorfologico degli habitat in cui sono presenti popolazioni di trota mediterranea, sono descritte nella seguente tabella 4.5.2.a.

Tabella 4.5.2.a - Tabella riassuntiva delle misure di tutela a scala di bacino idrografico e loro integrazione con misure di conservazione nei Siti Rete Natura 2000 e Aree Protette in cui la specie è presente o potenzialmente presente.

Misura a scala di area protetta/Sito RN2000	Azioni previste dalla DQA (obblighi o misure ex art. 11 DQA)	Descrizione/Paragrafi di riferimento (nel testo delle Linee Guida) o misura da inserire nel PGDI
1.1 Riqualficazione della qualità di EQ che non soddisfano i requisiti ecologici della specie, in base ai dati dei monitoraggi secondo DQA	Riqualficazione del corpo idrico (Misura supplementare All. VI - Parte B)	Riqualficazione del corpo idrico per il raggiungimento dei livelli di qualità degli EQ compatibili con i requisiti ecologici della trota mediterranea (cfr. par. 2.3)
1.2 Realizzazione di un catasto delle opere e attività che riducono la qualità del corpo idrico e le caratteristiche idromorfologiche idonee alla specie	Realizzazione di un catasto delle opere e attività che riducono la qualità del corpo idrico e le caratteristiche idromorfologiche del corpo idrico	
1.3 Eliminazione delle barriere obsolete e realizzazione di passaggi per pesci	Eliminazione delle barriere obsolete e realizzazione di passaggi per pesci	Azioni di "ripristino": riconnessione e riconfigurazione, (par. 4.3.1)
1.4 Divieto di realizzare opere idrauliche e prelievi di acque e/o sedimenti dei corpi idrici	Divieto di realizzare opere idrauliche e prelievi di acque e/o sedimenti dei corpi idrici. (art. 4.7) (par. 4.3.3)	Manutenzione degli alvei, (par. 4.3.3)
1.5 Eliminazione delle fonti di inquinamento derivanti da scarichi civili o di attività produttive	Eliminazione delle fonti di inquinamento derivanti da scarichi civili o di attività produttive (art. 1 e 11)	
1.7 Divieto di uso dei prodotti fitosanitari pericolosi per gli ecosistemi acquatici in attuazione PAN	Divieto di uso dei prodotti fitosanitari pericolosi per gli ecosistemi acquatici in attuazione PAN (art. 11)	Divieto di uso dei prodotti fitosanitari che presentano le frasi di precauzione per l'ambiente SPe2 e SPe4 e di quelle con la frase di rischio H400 e H410, sulla base di quanto indicato nelle Linee guida per l'attuazione del Piano d'Azione Nazionale sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari (PAN - DM 22/10/2014 e DM 10/3/2015)
1.10 Regolamentazione dell'attività di captazione e derivazione idrica	Regolamentazione dell'attività di captazione e derivazione idrica	Prescrizioni per opere e attività di prelievo idrico, soggette a preventivo nulla osta dell'Ente Parco e a procedura per la Valutazione d'Incidenza se interessano siti RN2000/AP
	Azioni sui sedimenti solo se coerenti con il Programma di gestione dei sedimenti di bacino (art. 117 comma 2-quater TUA)	Prescrizioni per le attività di prelievo di sedimenti, solo se coerenti con il Programma gestione sedimenti, se giustificate per le finalità di mitigazione del rischio di alluvione. Preventivo nulla osta dell'Ente Parco nonché a procedura per la Valutazione d'Incidenza se interessano i siti della Rete Natura 2000/AP (cfr. par. 4.3.3)
	Rilascio del regime dei deflussi ecologici	Verifica dell'idoneità del regime dei deflussi ecologici, di cui al PGA, con i requisiti ecologici della specie (cfr. par. 4.3.2)

4.5.3 Misure di tutela di aree importanti per la conservazione della specie, esterne a siti Natura 2000 e Aree protette e loro eventuale inclusione

Per la conservazione della trota mediterranea al di fuori di AP e RN2000, date le minacce descritte nel par. 2.7 e sulla base della strategia di conservazione definita nel progetto LIFE STREAMS (par. 1.1), di esperienze in altri progetti tra cui LIFE+ TROTA, e di quanto indicato in documenti di indirizzo a livello nazionale (Zerunian & De Ruosi, 2002) ed europeo (European Commission, 2020), si riportano le seguenti misure per la conservazione della biodiversità e gestione della pesca, da inserire, qualora non ancora definite, nella pianificazione a livello regionale e provinciale:

- Individuazione delle popolazioni autoctone di trota mediterranea per ciascun bacino idrografico o sottobacino, sulla base dei dati delle Carte Ittiche Regionali e loro caratterizzazione genetica secondo le indicazioni riportate nel paragrafo 4.4.2.
- Realizzazione di interventi di miglioramento e riqualificazione degli habitat (in linea con quanto indicato nel paragrafo 4.3), in particolare attraverso l'eliminazione delle principali fonti di inquinamento, e attuando le misure previste nei Piani di Gestione di Distretto Idrografico riguardo il prelievo di sabbie e ghiaia, delle captazioni idriche effettuate in modo compatibile con la conservazione della specie.
- Individuazione delle barriere che impediscono il normale spostamento delle trote mediterranee lungo i fiumi e negli habitat idonei alla specie ed il mantenimento del deflusso ecologico dei corpi idrici, individuando quelle obsolete da rimuovere e valutando l'impatto delle dighe per la produzione idroelettrica sulla specie anche nell'ottica della realizzazione di nuovi impianti per l'incremento delle richieste energetiche da fonti rinnovabili (Barbarossa et al., 2020), anche per concorrere al raggiungimento degli obiettivi della SEB 2030 (European Commission, 2020).
- Realizzazione di passaggi artificiali per pesci. Per indicazioni tecniche si può fare riferimento a Pini Prato, 2009; Regione Emilia-Romagna, 1984; O'Connor et al., 2017; OPV, 2021.
- Realizzazione di incubatoi fissi e mobili per la riproduzione artificiale con individui autoctoni e geneticamente selezionati nell'ambito del bacino di riferimento (descritti nel paragrafo 4.4.4).
- Attuazione di interventi di ripopolamento o reintroduzione di popolazioni autoctone di trota mediterranea, attraverso la traslocazione di esemplari provenienti da siti geneticamente affini dello stesso bacino e/o con il rilascio di materiale (uova embrionate, avannotti) prodotto negli impianti da riproduttori ad elevata affinità genetica.
- Eliminazione delle principali fonti di introgressione tramite eradicazione di popolazioni selvatiche compromesse (costituite in larga misura da esemplari alloctoni e/o ibridi), contrasto alle immissioni illegali di trote alloctone, attuazione di campagne di "pesca selettiva" (cfr. 6.2) finalizzata alla rimozione delle sole trote alloctone con il coinvolgimento di pescatori adeguatamente formati, il contrasto al bracconaggio attraverso il posizionamento di sistemi di controllo da remoto nonché attività indispensabili di informazione, sensibilizzazione e formazione del personale addetto all'attività di vigilanza e prevenzione di illeciti (Carabinieri Forestali, guardiaparco, guardie zoofile e ecologiche, ecc.).
- Individuazione di tratti di corsi d'acqua caratterizzati da habitat idonei alla specie, con particolare riguardo a zone dove non sono compromessi gli elementi morfologici e fisici necessari alla riproduzione e loro tutela attraverso l'istituzione di aree protette/Siti Natura 2000 o loro ampliamento, come indicato dalla SEB 2030 (European Commission, 2020).
- Riduzione della pressione della pesca mediante opportuna regolamentazione ad esempio santuari genetici, taglia legale, limite alle catture, ecc. o nel caso di popolazioni con una buona consistenza numerica creando tratti di pesca "no kill" da gestire insieme ad associazioni ambientaliste o di pescatori e l'attuazione delle misure indicate nel paragrafo 7.3.
- Forme coordinate di gestione e conservazione delle popolazioni di trota mediterranea attraverso la collaborazione fra enti, associazioni, attori privati e stakeholders descritta nel paragrafo 7.4, prevedendo la definizione di "Contratti di fiume" o di torrente nei corsi d'acqua in cui è presente la specie.
- Attività periodiche di monitoraggio per verificare l'efficacia delle azioni realizzate, come indicato nel capitolo 5.

5 Monitoraggio e verifica periodica dei risultati

5.1 Programmi di monitoraggio in linea con la Direttiva Habitat e la Direttiva Quadro Acque

Al fine di valutare l'efficacia delle misure di conservazione attuate e descritte nel precedente capitolo, sia per mitigare o annullare le minacce allo stato di conservazione delle popolazioni di trota mediterranea e al suo habitat, si propone l'integrazione delle attività e dei dati di monitoraggio dello stato dei corpi idrici secondo la DQA e dei parametri considerati dalla Direttiva Habitat, come previsto dall'art. 8 della DQA.

Le indicazioni per il monitoraggio delle specie di interesse comunitario, tutelate ai sensi della Direttiva Habitat, sono contenute nel Manuale e linee guida ISPRA 141/2016 (Stoch & Genovesi, 2016). Per la trota mediterranea, Zanetti (in: Stoch & Genovesi, 2016) indica, come tecnica di campionamento l'uso della pesca elettrica sia nei corsi d'acqua guadabili che in quelli in cui sia necessario l'uso di un'imbarcazione, in accordo con il protocollo APAT (2007) relativo alla fauna ittica degli ambienti lotici e alla normativa EN 14011:2003. Il protocollo prevede il campionamento conservativo, ovvero gli individui catturati vanno rilasciati nei medesimi siti di cattura, in un'area rappresentata da un tratto fluviale la cui estensione in senso longitudinale (monte-valle) deve essere proporzionale all'ampiezza dell'alveo. Gli esemplari vengono conteggiati e per ognuno di essi viene rilevata la lunghezza totale (mm) ed il peso (g); in molti casi vengono anche effettuati prelievi minimamente invasivi per la caratterizzazione genetica degli stessi.

Per la stima della popolazione, si considera l'abbondanza relativa o assoluta. Per la stima di quest'ultima si effettuano campionamenti ripetuti, con lo stesso sforzo di pesca (Zippin, 1958). Lo studio della distribuzione della frequenza delle lunghezze degli individui (rilevata direttamente o con foto di campo), eventualmente integrata con l'osservazione delle scaglie, permette l'analisi della struttura demografica (classi di età). I campionamenti devono essere effettuati nel periodo in cui vi sono portate regolari, lontani dai picchi di morbida e magra, con condizioni di trasparenza dell'acqua adeguata evitando di interferire con il periodo riproduttivo della specie. I periodi più idonei per i campionamenti delle popolazioni di trota mediterranea vanno da aprile a novembre; tuttavia, si raccomanda di circoscrivere la finestra temporale prevista per i campionamenti per ciascun sito, al fine di consentire confronti tra annate diverse, evitando così la variabilità naturale demografica che si ha nell'arco dell'intero suddetto periodo.

In contesti particolari, caratterizzati da pozze di ridotte dimensioni, pressoché isolate e contenenti un limitato numero di animali, soprattutto se in luoghi disagiati da raggiungere con attrezzature ingombranti e pesanti, è possibile standardizzare il monitoraggio con metodi a basso impatto alternativi all'elettropesca (Casula et al., 2024). Il metodo alternativo applicato deve comunque sempre garantire la massima indipendenza dalle capacità individuali (tecniche e fisiche) degli operatori, tra gli approcci considerati in Casula et al. il metodo UCS ("*Underwater Camera Survey*") appare quello caratterizzato da maggiore oggettività. Il metodo deve comunque essere applicato con uno schema di campionamento che deve sempre assicurare un'adeguata precisione delle stime, tale da consentire il rilevamento di differenze di popolazione tra periodi diversi anche se relativamente contenute.

I principali elementi da considerare per definire la qualità dell'habitat della specie (Zanetti, 2016), descritti con maggiore dettaglio nei paragrafi 2.2 e 2.3, sono:

- substrato adeguato (ciottoloso e ghiaioso);
- buona copertura macrofita;
- buche e piane intervallate da rapide e correnti;
- buona ossigenazione delle acque;
- assenza alterazioni morfologiche degli alvei (con particolare riguardo alle aree di frega),
- assenza modificazioni antropiche regime idrologico e di fenomeni di inquinamento delle acque;
- assenza di nuclei di trota fario atlantica.

Indicazioni per l'integrazione dei dati di monitoraggio effettuati secondo la Direttiva Habitat e la Direttiva Quadro Acque

La DQA prevede il monitoraggio in una rete di stazioni di campionamento relativamente statiche, nell'ambito delle quali vengono rilevati anche dati di supporto idromorfologici, chimici e fisico-chimici importanti per la stima di alcune pressioni e di aspetti macroscopici del biotopo. Questi ultimi dati, però, non sono verosimilmente del tutto sufficienti nel livello di dettaglio e nella gamma di variabili ambientali considerate ai fini della valutazione dell'idoneità ambientale specifica per specie e classe d'età. Relativamente agli habitat funzionali e ad altre condizioni ambientali di maggior dettaglio, il protocollo nazionale di campionamento ai sensi della DQA prevede il rilevamento speditivo di dati stazionali oggettivi (ISPRA, 2014). L'analisi di tali dati può fornire un valido ausilio per la valutazione dell'idoneità ambientale anche a livello di classi di età e fasi fenologiche della trota mediterranea.

Pertanto, i dati utili a valutare lo stato dell'habitat della specie, dove disponibili, possono essere integrati con i dati di monitoraggio effettuati secondo la DQA relativi, in particolare, alle macrofite, al contenuto di ossigeno e all'idromorfologia. Tuttavia, anche gli altri dati rilevati nei monitoraggi dello stato chimico-fisico e ecologico delle acque sono utili per valutare lo stato dei corpi idrici in cui è presente la specie, come la presenza di sostanze prioritarie, di residui di prodotti fitosanitari o di altri inquinanti. Occorre considerare però che i dati rilevati nei monitoraggi effettuati dalle due direttive presentano scale spaziali e temporali diverse, quindi, è necessario selezionare opportunamente i metadati reperibili presso le ARPA/APPA di riferimento.

I dati ittologici richiesti dalla DQA hanno finalità di bioindicazione e non di conservazione delle specie oggetto di monitoraggio (benché la direttiva arrivi comunque ad agire indirettamente anche in favore delle biocenosi fluviali) ossia, tramite le condizioni biologiche di più specie rappresentative (nell'insieme costituenti le "comunità di riferimento"), viene valutato lo stato ecologico dei corpi idrici utilizzando un medesimo protocollo di campionamento per tutte le diverse specie ittiche e un indice sintetico di classificazione del corpo idrico. La bioindicazione si basa soprattutto su specie comuni ma nelle comunità di riferimento possono rientrare anche specie di interesse comunitario, per le quali l'insieme delle condizioni biologiche di tutte le altre specie costituisce, unitamente allo stato del biotopo, un fattore di idoneità ambientale di grande importanza. Tuttavia, i dati ittologici rilevati dalla DQA, sebbene abbiano una differente finalità, possono essere utili per trarre informazioni relative alla presenza di specie ittiche alloctone che costituiscono una minaccia per la conservazione della trota mediterranea.

Indicazioni per un'adeguata pianificazione e realizzazione del campionamento ittico con elettropesca

La possibilità di utilizzo dei dati derivanti dall'elettropesca è molto spesso inficiata da una insufficiente pianificazione preventiva delle attività sul campo (Temple & Pearson, 2007). La maggior parte degli errori importanti di stima delle popolazioni ittiche tramite elettropesca sono dovuti alla scarsa rappresentatività dei campioni che impedisce la corretta estrapolazione dei risultati all'intero corpo idrico; ciò essendo dovuto anche al fatto che le diverse specie e classi di età sono caratterizzate da contattabilità molto differenti e diversamente variabili in funzione di parametri ambientali ai quali possono risultare specificatamente sensibili (nel breve, medio o lungo periodo).

Una volta reperiti i dati e le informazioni derivanti da indagini condotte ai sensi delle due direttive o nell'ambito di progetti relativi all'ittiofauna e agli ambienti fluviali del territorio di competenza, la programmazione dei monitoraggi tramite elettropesca può essere organizzata su tre fasi successive:

1. Una prima fase esplorativa mirata a raccogliere solo dati di presenza della specie e dati ambientali stazionali su tutti i corsi d'acqua potenzialmente vocati; qualora i siti idonei fossero relativamente pochi, è possibile passare direttamente alla fase successiva.
2. Nei siti di accertata presenza e/o potenzialmente vocati si può procedere al monitoraggio semi-quantitativo con il calcolo di un indice di abbondanza tipo CPUE (*Catch Per Unit Effort*) e rilievo dei dati ambientali stazionali. Nel caso in cui i siti fossero relativamente pochi è possibile passare direttamente alla fase successiva.
3. Stabilito un ordine di priorità tra i siti sulla base delle azioni conoscitive delle fasi precedenti, si può procedere con monitoraggio quantitativo tramite elettropesca con passaggi multipli nei siti guadabili a maggiore priorità oppure, preferibilmente, su tutti i siti guadabili. I campionamenti

ittologici devono sempre essere accompagnati dai dati ambientali, meteo e da quelli relativi allo sforzo di campionamento. Una singola campagna di monitoraggio deve prevedere più repliche o pseudorepliche (possibilmente almeno tre) e le campagne devono essere ripetute dopo un limitato numero di anni (con maggiore frequenza nei contesti a maggiore dinamicità di condizioni ambientali e pressioni antropiche, oppure sottoposti a interventi di miglioramento dei quali è necessario seguire l'evoluzione).

Il monitoraggio implica, nella sua accezione più generale, un ripetuto accertamento dello stato di una qualche quantità o attributo all'interno di una definita area e nell'ambito di un determinato periodo; comprendendo in questa definizione l'obiettivo di individuare modificazioni importanti nello status dell'elemento di interesse oggetto dell'indagine (Thompson et al., 1998). Le suddette variazioni possono essere verificate tramite confronto statistico tra i dati rilevati in due istanti diversi, oppure conducendo l'analisi della serie temporale delle osservazioni tesa ad individuare una variazione graduale ed orientata ("trend") della quantità considerata.

Naturalmente i protocolli di campionamento che consentono stime poco o per nulla distorte sono più dispendiosi, potendo essere applicati, a parità di sforzo, su superfici e/o intervalli di tempo più ridotti, ed è necessario quindi trovare il giusto compromesso in base agli obiettivi.

Il campione raccolto dovrebbe sempre essere pienamente rappresentativo, ovvero le singole specie (e le diverse classi di età per ciascuna specie) dovrebbero essere presenti in proporzione simile a quella con la quale compaiono nel corpo idrico considerato (Simon & Sanders, 1999).

Nelle Norme UNI EN 14996 (2006) "Linee guida per assicurare la qualità delle valutazioni biologiche ed ecologiche nell'ambiente acquatico", al capitolo 5, "Design of biological and ecological studies", si rimarca l'importanza di disporre di campioni in grado di garantire un'adeguata potenza statistica dei test che si prevede di applicare. Si afferma, inoltre, che le analisi biologiche ed ecologiche degli ambienti acquatici dovrebbero essere condotte nell'ambito di programmi in grado di riconoscere la complessità dei sistemi ecologici, predisponendo un disegno e un protocollo di campionamento tali da minimizzare gli impatti che la naturale variazione spazio-temporale delle popolazioni può avere sui campioni e sulle estrapolazioni fatte da questi. Il campionamento, infatti, comporta per definizione errori casuali e sistematici che possono far deviare, in maniera più o meno consistente, i risultati ottenuti rispetto alla comunità reale.

Coerentemente con le Norme UNI EN 14996, il DM 260/2010, al paragrafo A.3.10 dell'Allegato 1 "Precisione e attendibilità dei risultati del monitoraggio", riconosce che la precisione e il livello di confidenza associato al piano di monitoraggio dipendono dalla variabilità spaziale e temporale associate ai processi naturali e dalla frequenza di campionamento prevista dal piano di monitoraggio stesso. Stabilisce, di conseguenza, che il monitoraggio sia programmato nell'ottica di fornire risultati con un adeguato livello di precisione e di "attendibilità", e che una stima di tale livello deve essere esplicitamente indicata nel piano di monitoraggio stesso, ponendo attenzione, tra l'altro, alla frequenza dei campionamenti.

I principali attributi oggetto di monitoraggio per una data specie possono essere:

1. Dinamica di popolazione
 - Abbondanza delle diverse classi di età/sviluppo
 - Reclutamento
 - Tasso di accrescimento
 - Mortalità
 - Genetica (composizione genetica tramite campioni di tessuto o di sangue)
2. Abbondanza, densità e distribuzione
 - Abbondanza assoluta
 - Abbondanza relativa (indici del tipo CPUE)
 - Densità
 - Distribuzione
3. Struttura della popolazione
 - Lunghezza media

-
- Distribuzione di frequenza per classi di taglia
 - Età media
 - Composizione per classi di età del campione
 - Lunghezza per classe di età
 - Rapporto giovani/adulti
 - Rapporto tra i sessi
 - Età alla maturità sessuale
 - Peso alla maturità sessuale
4. Contaminanti e malattie
- Percentuale di popolazione con anomalie
 - Percentuale di popolazione con parassiti
 - Presenza di sostanze tossiche, inquinanti o metalli pesanti nei tessuti
 - Stato o carica virale e batterica

I singoli tratti fluviali da monitorare dovrebbero essere rappresentativi di superfici adeguate alla conservazione di una popolazione, ossia aree in grado di garantire alla popolazione stessa una prolungata permanenza (per almeno alcuni decenni), in buone condizioni biologiche nell'ambito dei propri naturali intervalli di variabilità e con un'adeguata capacità di rispondere a modificazioni ambientali naturali o create dall'uomo.

L'unità spaziale di monitoraggio di una popolazione (deme) dovrebbe quindi corrispondere quanto più possibile all'areale della stessa. Salvo i casi in cui si possa procedere a censimento assoluto, tale areale dovrebbe essere campionato con approccio probabilistico, individuando un adeguato numero di stazioni rappresentative in corrispondenza delle quali procedere al campionamento tramite elettropesca con approccio di tipo "*removal*". L'areale può essere variabile a seconda del contesto geografico, ambientale e stagionale, ed è possibile valutarne i limiti esaminando la distribuzione delle barriere fisiche o ecologiche oppure tramite cattura, marcaggio e ricattura (o *radiotracking*) di un adeguato numero di individui.

Le finestre temporali entro le quali ripetere i campionamenti nel corso degli anni dovrebbero essere scelte in modo tale da corrispondere alle medesime fasi fenologiche ed essere abbastanza circoscritte da poter ragionevolmente considerare trascurabili le quote di nascite/morti e immigrazioni/emigrazioni ("popolazione chiusa").

La dimensione di un campione necessaria agli obiettivi del monitoraggio programmato, cioè la frequenza di campionamento di un'area (Gerstman, 2003), può essere espressa a seconda dei casi in termini di repliche (numero di stazioni) o pseudorepliche (numero di volte che si campiona una medesima stazione). Esistono sostanzialmente due approcci per calcolarla:

- A. approccio basato sulla precisione delle stime, tramite il quale la dimensione del campione è calcolata in funzione del margine di errore della stima stabilito come accettabile a priori (più piccolo è l'errore che si è disposti a rischiare e maggiore sarà lo sforzo di campionamento necessario);
- B. approccio basato sulla potenza del test statistico che si presume di utilizzare per verificare la significatività di un trend o la differenza tra due momenti diversi. In questo caso la dimensione del campione è stabilita in funzione della differenza minima che si ritiene necessario rilevare con il relativo livello di fiducia stabilito a priori (più sottile è la differenza che si vuole testare statisticamente maggiore è lo sforzo di campionamento necessario per procedere correttamente al test).

Relativamente alla precisione delle stime, Robson & Regier (1964) suggeriscono differenti soglie di accettabilità in funzione del tipo di indagine condotta:

- $\pm 50\%$ per i survey preliminari;
- $\pm 25\%$ per il monitoraggio a fini gestionali;
- $\pm 10\%$ per le ricerche scientifiche.

Il campionamento quantitativo dei pesci tramite elettropesca si basa sull'approccio detto "*removal*", altrimenti detto "*depletion*" o campionamento per esaurimento, che prevede due o più passaggi con temporanea stabulazione dei pesci progressivamente catturati. È un approccio auto-calibrante in quanto i sub-campioni derivanti dai passaggi successivi possono essere utilizzati per calcolare la probabilità di cattura per specie e taglie diverse, consentendo così di stimare la quota dei falsi negativi (AA.VV., 2007b). Il metodo assume che la probabilità di cattura sia uguale per ogni individuo e che non cambi tra i passaggi successivi (Temple & Pearson, 2007). Soddisfare perfettamente tale assunto è in realtà poco realistico, anche procedendo a trattamento separato del campione per classi di taglia, di conseguenza le stime ottenute sono sempre più o meno distorte; procedendo però con almeno tre passaggi è possibile verificare se la deviazione dall'assunto è statisticamente trascurabile o meno (Temple & Pearson, 2007).

Una stima grossolana dell'abbondanza di una popolazione può essere rappresentata dal numero massimo di individui effettivamente osservati durante il campionamento, ovvero la popolazione minima accertata. Poiché la sottostima che ne deriva può essere consistente, ed è variabile in funzione delle diverse specie, taglie e contesti ambientali, sono stati sviluppati metodi probabilistici ed algoritmi finalizzati a prevedere stime più realistiche e meno distorte, quale il metodo Moran-Zippin (Moran, 1951; Zippin, 1956, 1958).

Affinché le stime ottenute con tale metodo siano effettivamente più affidabili e meno distorte del dato della popolazione minima accertata, ad ogni passaggio di elettropesca deve essere rimossa una quota costante e significativa di popolazione (AA.VV., 2007b). Se la probabilità di cattura tra i diversi passaggi è eccessivamente diversa o la proporzione di popolazione rimossa troppo piccola, il metodo non produce alcuna stima o fornisce stime con coefficiente di variazione eccessivamente elevato. In tal caso è necessario procedere a più passate (tre o più) al fine di ridurre il coefficiente di variazione e produrre una stima di popolazione affidabile (Bohlin et al., 1989; Humpl & Lusk, 2006; Temple & Pearson, 2007). La European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) stabilisce un numero minimo di tre passaggi, provvedendo ad eventuali passaggi aggiuntivi (compatibilmente con la necessità prioritaria di limitare lo stress sulla biocenosi) se non si è ragionevolmente sicuri di aver rimosso almeno il 30-50% della popolazione di ogni singola specie di interesse.

Il metodo CMR: Cattura-Marcatura-Ricattura

Un altro approccio generale per stimare le dimensioni di una popolazione è quello di marcare un'adeguata quota di individui della popolazione, procedendo poi a successivi campionamenti per verificare il rapporto tra individui marcati e non (CMR *methods*). Tale approccio può essere applicato sia su popolazioni chiuse (con trascurabili livelli di immigrazioni/emigrazioni, nascite/morti) che su popolazioni aperte.

L'approccio della popolazione minima accertata quale stima di una popolazione ittica reale, nella sua versione più semplice ad un solo passaggio, può condurre, se mediata per una specifica unità di sforzo (temporale, spaziale lineare o per superficie) ad un indice di abbondanza del tipo CPUE ("*Catch Per Unit Effort*"). Gli indici di abbondanza presuppongono una relazione lineare con la reale abbondanza delle diverse componenti di una popolazione. Quest'ultimo approccio assume, poco realisticamente, un'efficienza di cattura uguale tra le differenti classi di età e sesso, indipendentemente dalla diversità delle condizioni idrologiche/ambientali o sforzo di campionamento (numero ed esperienza degli operatori, strumenti utilizzati) che possono caratterizzare le singole sessioni di campionamento.

Il principale vantaggio di questi metodi è il notevole risparmio di tempo rispetto ai metodi quantitativi. I metodi semi-quantitativi, però, non sono in grado di fornire una stima dell'abbondanza, ma solo un indice relativo di questa. Qualora l'obiettivo del monitoraggio sia solo una prima approssimativa valutazione dell'ordine di grandezza di una popolazione oppure quello di individuare eventuali trend di abbondanza, allora l'approccio semi-quantitativo potrebbe risultare sufficiente. Nel caso in cui sia invece richiesta una valutazione relativamente precisa (densità, *standing crop*) le limitazioni di tale approccio diventano un ostacolo considerevole, rendendo necessario sviluppare un metodo di calibrazione alquanto gravoso e dai risultati potenzialmente incerti, in grado di convertire in modo sufficientemente affidabile i valori dell'indice relativo di abbondanza in stime di popolazione con un adeguato livello di precisione. La precisione dei risultati ottenuti rimane comunque il punto più debole dei metodi semi-quantitativi, per i

quali qualsiasi fonte di variabilità estemporanea che vada ad influire sull'efficienza di cattura tra siti o momenti diversi da mettere a confronto aumenta la variabilità dei risultati ottenuti che, data l'impostazione stessa di questi metodi, non è possibile calcolare.

Essendo la potenza dei metodi semi-quantitativi drasticamente inferiore a quelli di tipo quantitativo, ne consegue che essi possono essere in grado di rilevare solamente differenze di abbondanza di notevole entità.

Parametri e variabili ambientali da rilevare in concomitanza dei campionamenti

Nell'ambito di un monitoraggio ittico devono sempre essere rilevate tutte le componenti relative allo sforzo di campionamento e quelle variabili ambientali che possono influire in maniera sensibile sui risultati dei campionamenti, quali:

- Condizioni meteo ed idrologiche in corrispondenza del giorno di campionamento, registrando possibilmente la data e la consistenza delle precipitazioni e di eventi alluvionali più recenti;
- Componenti dello sforzo di campionamento:
- Composizione della squadra adibita al campionamento (numero di persone per ruolo);
- Modello di elettrostorditore usato;
- Numero e durata delle singole passate;
- Lunghezza e larghezza media della stazione di campionamento;
- Dati stazionali (substrato, ombreggiatura, tipi di flusso, ecc.).

Il "giudizio esperto"

In generale, ogni stima di grandezza di qualsiasi variabile che si intenda monitorare deve essere basata su criteri rigorosamente oggettivi e adeguatamente formalizzati, evitando sempre, salvo casi molto particolari, il ricorso al giudizio soggettivo privo di un criterio esplicito dichiarato. I rischi di distorsione insiti in tale approccio nascono da:

- Soggettività derivante dall'insieme delle convinzioni ed esperienze personali sulle quali l'esperto basa il proprio giudizio;
- Distorsioni strutturali derivanti dal livello di dettaglio o dalla scelta delle scale adottate per la quantificazione;
- Distorsioni motivazionali, che possono insorgere (anche inconsciamente) quando l'esperto detiene una personale opinione o interesse sui risultati del responso;
- Distorsioni cognitive:
- Eccessiva fiducia nel proprio giudizio che si manifesta in una stima dell'incertezza eccessivamente ridotta;
- "*Anchoring*", termine che indica la tendenza (più o meno inconscia) di ogni esperto a rimanere ancorato ai giudizi precedentemente espressi;
- Tendenza ad esprimere più spesso (sovrastimandolo) il giudizio più semplice da richiamare.

Il ricorso al "giudizio esperto" (che, in realtà, non è costituito dall'espressione di opinione personale di un singolo esperto, quantunque accreditato, ma prevede un protocollo preciso e rigoroso e un gruppo di esperti (Cooke & Goossens, 2004) deve essere al più circoscritto solo a quelle situazioni di estrema urgenza dove:

- la rarità dell'oggetto o evento considerato è tale da non consentire un'adeguata disponibilità di dati nei termini temporali entro i quali è richiesto il responso;
- i soli dati a disposizione non sono stati originariamente raccolti per lo scopo considerato e, quindi, non sono pienamente corrispondenti ai requisiti delle analisi da effettuare;
- le disponibilità economiche e di tempo sono troppo limitate per creare una base di dati *ad hoc*.

5.2 Monitoraggio genetico

Le azioni di conservazione che prevedono la caratterizzazione genetica dei popolamenti di trota mediterranea, richiedono conseguentemente la verifica della loro efficacia mediante uno screening genetico periodico, affinché tali azioni risultino effettive.

A seconda delle finalità del monitoraggio, le analisi genetiche potranno essere preliminari o avanzate, con le modalità descritte in precedenza nel paragrafo 4.4.2 "Caratterizzazione genetica delle popolazioni naturali e identificazione delle unità di conservazione" e in Allegato A.

- Il monitoraggio genetico preliminare prevede l'analisi combinata dei marcatori diagnostici LDH-C1 e *D-loop*. Questo risulta appropriato laddove l'obiettivo primario è verificare l'efficacia di misure volte a ridurre l'introggressione con linee domestiche di trota atlantica e/o valutare l'effettivo ripristino della componente nativa nelle popolazioni selvatiche. È questo il caso di interventi di: incremento demografico (ripopolamenti con materiale di incubatoio e/o traslocazioni da siti geneticamente affini), eventualmente coadiuvati dalla rimozione selettiva degli esemplari alloctoni/ibridi, in siti con livello medio di introggressione; re-introduzione in seguito ad eradicazione delle trote alloctone in siti geneticamente compromessi.
- Il monitoraggio genetico di "livello avanzato" – ossia l'analisi combinata del gene LDH-C1, della sequenza del *D-loop* e di genotipi multi-locus (STR e/o SNP) – è uno strumento di controllo, oltre per quanto detto relativamente al monitoraggio preliminare, della diversità genetica e della dimensione effettiva delle popolazioni in natura ripristinate ex novo con materiale d'allevamento e/o traslocato, o soggette a incremento demografico con uova/avannotti/subadulti prodotti negli incubatoi: il materiale prodotto in impianto, per via dell'incrocio tra un numero limitato di riproduttori con elevata familiarità, presenta una variabilità genetica contenuta che può contribuire a ridurre la diversità e la dimensione effettiva (N_e) della popolazione ricevente (Aho et al., 2006; Christie et al., 2012; Ryman & Laikre, 1991). Occorre precisare che questo monitoraggio non sostituisce lo screening genetico da effettuare in impianto sui riproduttori e sulla loro progenie (descritto nel paragrafo 4.4.5).

In tutti i casi, il monitoraggio dovrà prevedere l'analisi genetica di un numero adeguato di individui (almeno 20-30 esemplari), campionati casualmente nei siti soggetti ad azioni di conservazione una volta portati a termine gli interventi programmati, o perlomeno dopo un tempo sufficiente per apprezzarne i cambiamenti attesi. Eventualmente, ed auspicabilmente, i monitoraggi potranno essere reiterati con cadenza regolare (es: annuale, biennale). Le analisi precedenti e successive all'attuazione delle misure e degli interventi di conservazione dovranno essere tra loro confrontabili. Si suggerisce pertanto di esaminare, ad ogni screening, lo stesso numero di individui e utilizzare i medesimi marcatori genetici e protocolli di tipizzazione.

Infine, il monitoraggio genetico offre anche un'azione di sorveglianza, permettendo di identificare eventuali rilasci non autorizzati con materiale non nativo o ibrido (spesso fenotipicamente indistinguibile) nelle aree interessate dalle azioni di conservazione, con la possibilità di avviare tempestivamente misure di contenimento degli impatti negativi a questi associati.

6 Buone pratiche di comunicazione e sensibilizzazione

Per ottenere il coinvolgimento e la sensibilizzazione del pubblico sui temi della salvaguardia della trota mediterranea e del suo habitat, bisogna adoperarsi per una comunicazione sinergica e integrata, che tenga conto non solo delle azioni messe in atto per eliminare o attenuare le minacce che determinano la vulnerabilità della specie, ma anche dei servizi ecosistemici che tale tutela può generare. Vanno dunque focalizzati e sottolineati i benefici, il valore e le opportunità con un impegno comunicativo sia locale che nazionale.

La formazione basata sul trasferimento *top down* di conoscenze o valori ha scarsa possibilità di incidere sulla conservazione e sul cambiamento dei comportamenti. Molto più efficaci sono gli approcci partecipativi alla conoscenza (Ruiz-Mallén et al., 2016; Bela et al., 2016).

6.1 Esperienze acquisite nel comunicare LIFE STREAMS nei territori

Sin dalla fase iniziale di gestione del progetto, il partenariato ha provveduto a mettere in atto molteplici azioni di comunicazione, per veicolare nella maniera più capillare possibile non solo le problematiche legate alla tutela di una specie vulnerabile come la trota mediterranea, ma anche la vasta gamma di possibili soluzioni e benefici che ne possono derivare.

Dalle varie esperienze condotte nei territori sono state acquisite alcune buone pratiche per la gestione delle opportunità, delle sfide e delle problematiche legate alla comunicazione e al coinvolgimento dei vari target nella conservazione degli habitat e delle specie autoctone in pericolo di estinzione.

Il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, per esempio, ha da subito adottato una strategia di ampio coinvolgimento di tutti gli stakeholders interessati dalle tematiche di progetto. Questo ha permesso innanzitutto una rapida diffusione degli obiettivi e aperto un dialogo per una condivisione dei risultati.

Le associazioni di pesca sportiva afferenti al territorio dell'area protetta erano già coinvolte da precedenti attività sulle stesse tematiche portate avanti dall'Ente. Attraverso il progetto LIFE STREAMS si è ampliata la platea, che è stata resa partecipe non solo ad eventi divulgativi e formativi, ma anche in modo pratico e diretto con attività concrete sul campo. Infatti, tutte le attività di indagini e monitoraggio delle popolazioni di trota mediterranea sono sempre state seguite anche da rappresentanti delle associazioni di pesca locali che si sono lasciati coinvolgere in modo estremamente pratico, affiancando i tecnici del progetto. Ulteriore aspetto che ha permesso di rafforzare i legami e gli intenti tra il mondo della conservazione e il mondo alieutico è stato certamente il coinvolgimento dei pescatori nell'azione concreta di eradicazione della specie alloctona attraverso l'ausilio diretto delle loro abilità nel catturare pesci con la canna da pesca. Questo ha dato loro ulteriore stimolo e ha permesso di unire utilità pratica con un evento ricreativo e ludico.

I Parchi coinvolti nel progetto LIFE STREAMS, al fine di coinvolgere e sensibilizzare i pescatori sportivi, che sono gli stakeholders più importanti per il raggiungimento degli obiettivi del progetto, hanno organizzato alcune giornate di volontariato sulla pesca selettiva, per verificare la capacità di discriminazione dei fenotipi atlantici, ibridi o mediterranei, privilegiando la formazione sul campo effettuata da ittiologi a quella in aula, illustrando le finalità di questo tipo di pesca ai fini della conservazione della trota mediterranea e gli impatti sulle popolazioni autoctone determinati dalla presenza di trote alloctone o di ibridi.

Inoltre, si è ritenuto opportuno affidare le azioni di sorveglianza delle aree protette ad alcuni membri delle associazioni di pescatori: la loro sensibilità verso la tutela di popolazioni autoctone di trota mediterranea, infatti, è stata soltanto stimolata e accresciuta dal progetto, perché già fortemente presente. Allo stesso modo, il coinvolgimento diretto dei Carabinieri Forestali è stato molto importante. Sia il reparto Parchi che quello Biodiversità sono stati coinvolti sin da subito, sia nelle azioni di monitoraggio che in specifici incontri di formazione e sensibilizzazione sulle tematiche del progetto.

Oltre al coinvolgimento dei diretti portatori d'interesse nelle azioni sul campo, un altro prezioso strumento di diffusione e sensibilizzazione utilizzato dagli Enti Parco partner del progetto è stata

l'organizzazione di eventi che hanno coinvolto la comunità più vasta del territorio, come i residenti, i rappresentanti delle attività commerciali, le amministrazioni comunali, le scuole e gli studenti. È la comunità nel suo insieme, infatti, a beneficiare dei servizi ecosistemici derivanti da azioni di tutela e custodia della biodiversità. Sono stati promossi sin da subito eventi divulgativi aperti al pubblico per informare le realtà locali su intenti e obiettivi e per comunicare i risultati: si è contribuito così a creare un clima di fiducia tra cittadini, mondo piscatorio e mondo della conservazione ambientale e a stimolare la partecipazione alle soluzioni.

Le buone prassi seguite dall' Agenzia FO.RE.S.T.A.S. in Sardegna sono riconducibili a ricerche collaborative (Caudron et al., 2012) e attività di *citizen science* (Brownscombe et al., 2019; Conrad & Hilchey, 2010; McKinley et al., 2017) condotte simultaneamente da tecnici, ricercatori e pescatori sportivi nell'ambito di workshop (prove di pesca selettiva) e attività di monitoraggio (censimenti visivi e con pesca sportiva) (Casula et al., 2024).

6.2 Campagne di informazione e sensibilizzazione

Ad oggi si è giunti finalmente ad un buon grado di consapevolezza che gli interessi legati alla conservazione della natura non sono necessariamente in conflitto con lo sviluppo economico di un territorio. Occorre però un maggiore impegno al fine di aumentare la conoscenza e la sensibilizzazione sui motivi per i quali gli habitat e le specie presenti, trota autoctona in particolare, siano così importanti, quali siano le loro principali minacce e quali azioni siano necessarie per mantenerli o ripristinarli.

A tal fine sono molto utili le campagne di informazione e/o sensibilizzazione attuate attraverso specifici canali a seconda del target di riferimento. Per esempio, per il mondo alieutico le campagne di informazione di maggior successo hanno evidenziato come occorra lavorare a stretto contatto con le associazioni piscatorie, passando attraverso i loro circuiti, organizzando modalità di comunicazione che utilizzino canali consueti a questo tipo di target (TV e riviste di settore), proponendo iniziative nell'ambito di manifestazioni proprie del mondo della pesca. Il coinvolgimento dei pescatori, e di tutti gli stakeholders in generale, è a maggior ragione ancor più fondamentale nel caso in cui vi siano delle conflittualità più o meno latenti da risolvere: comprendere senza riserve la fonte dei conflitti e i reali bisogni è il punto di partenza per un'efficace campagna di comunicazione.

Il successo delle campagne di comunicazione dipende dunque, nella maggior parte dei casi, dalla capacità di coinvolgere gli attori più direttamente interessati all'obiettivo che si vuole ottenere. Ci sono però altri fattori che contribuiscono alla buona riuscita della comunicazione e uno di questi è sicuramente rappresentato dalle modalità e dai mezzi scelti: bisogna usare vari mezzi e canali e soprattutto capire quali siano quelli in maggior sintonia con il territorio.

Tra gli strumenti di maggior utilizzo ricordiamo gadget, brochure e materiali didattici, da veicolare nei punti informativi, convegni, visite guidate ai siti di interesse. Di recente il Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna ha partecipato a Vicenza a "Pescare Show" presenziando con uno stand allestito con materiali LIFE STREAMS (roll-up, brochure e gadget).

I Media tradizionali (quotidiani, riviste e programmi radio e tv) sono sicuramente utili, così come sono indispensabili oggi i New Media (siti web e piattaforme social). È raccomandabile un utilizzo coordinato dei vari strumenti a disposizione basato su una continua ed efficace interazione tra media tradizionali e il web. Quest'ultimo, tra l'altro, permette a costi veramente contenuti l'attivazione di campagne pubblicitarie, nonché un'efficace gestione dei feedback.

6.3 Esempi positivi di gestione della specie e dell'habitat da parte di enti pubblici o associazioni

Gli obiettivi globali ed europei al 2030 (Strategia Europea per la Biodiversità, Green Deal, Accordo di Parigi, Sustainable Development Goals) puntano a rafforzare l'adozione di soluzioni di economia circolare per proteggere la natura e la biodiversità, garantendo un sistema equo, sano e rispettoso dell'ambiente. Gli ecosistemi acquatici e le zone umide sono decisivi per raggiungere questi obiettivi, in quanto ambiti

territoriali dove la sfida climatica è ancora più urgente: territori fragili ma ricchi di biodiversità la cui perdita è strettamente connessa ai cambiamenti climatici. La tutela della trota mediterranea è uno degli esempi di buone pratiche riguardanti specie che, tramite quello che possiamo definire come "effetto ombrello", si ripercuotono positivamente sulla tutela delle zone umide interne in generale. Molte di queste *best practices* vengono puntualmente esaltate e messe in evidenza durante la Giornata Mondiale delle Zone Umide (*World Wetlands Day*), ricorrenza che si celebra il 2 febbraio di ogni anno per ricordare l'anniversario della "Convenzione sulle zone umide di importanza internazionale" firmata a Ramsar (Iran) nel 1971, sottoscritta finora da 170 Paesi e comprendente una lista di circa 2435 zone di importanza strategica internazionale, di cui 66 si trovano in Italia.

Tra le buone pratiche di tutela e gestione, oltre ai progetti LIFE (e non solo) attivi e passati impegnati sul tema, si possono citare:

Il tratto *no kill* del Fiume Nera. La gestione delle Zone a regolamento specifico "*no kill*" della Valnerina è stata affidata a Legambiente Umbria che si prende cura da anni del patrimonio ittico e degli ecosistemi acquatici di oltre 70 km dei fiumi Nera e Corno e affluenti. Oltre a questi, fiore all'occhiello di questa esperienza gestionale sono i 19 km di tratti a regolamento specifico tra Nera e Corno dove è in vigore la pesca sportiva a numero chiuso e con accesso solo su prenotazione, con un regolamento che obbliga il pescatore ad usare solo esche artificiali, amo senza ardiglione e al rilascio immediato del pesce senza arrecare alcun danno. Anche grazie al sostegno di una parte importante e autorevole del mondo della pesca e degli operatori economici della Valnerina, la gestione sta proseguendo con grande attenzione per la conservazione e la valorizzazione degli ecosistemi acquatici della zona. Al centro della gestione ci sono la vigilanza ittica e ambientale, i monitoraggi della fauna ittica e della qualità delle acque, gli interventi di ripristino e miglioramento ambientale e delle attività del progetto promosso dalla Regione Umbria per il recupero e la salvaguardia della trota mediterranea, la specie nativa del bacino idrografico del fiume Nera.

Il Tagliamento patrimonio Unesco a furor di popolo. Anche la Regione Autonoma del Friuli-Venezia Giulia alla fine ha deciso di sostenere la petizione popolare che, a gran voce, chiede la candidatura Unesco dell'Area del Tagliamento, il più grande fiume del Friuli che scorre per 170 km dalle Alpi Carniche fino a Lignano Sabbiadoro. Il Tagliamento, denominato Re dei fiumi Alpini, è considerato l'unico corridoio fluviale "intatto" d'Italia e uno dei pochi in Europa a mantenere l'originaria morfologia a canali intrecciati, senza modifiche attuate dall'uomo. Proprio per queste ragioni, una petizione popolare firmata da 15.000 persone ha "convinto" la maggioranza del Consiglio Regionale, che in prima istanza aveva bocciato la proposta della minoranza, a sostenere la proposta che il Tagliamento sia patrimonio dell'umanità Unesco. La mobilitazione popolare ha così convinto la Giunta regionale a garantire il proprio impegno, anche finanziario, per iscriversi alla *Tentative List* dei beni Unesco tra le riserve MAB (*Man And Biosphere*).

Patto di corridoio ecologico fluviale dell'Olona. Siglato nel 2018 dal Comune di Rho e di Pregnana Milanese, dal distretto agricolo Valle Olona, da ERSAF e da Legambiente Lombardia con il sostegno di Fondazione Cariplo, ha permesso di realizzare il ripristino della connettività dell'ambiente fluviale e perifluviale legando la sicurezza idrologica alla fruizione del territorio. Il percorso è stato facilitato ed in parte reso possibile grazie al Contratto di Fiume Olona, che ha favorito un forte protagonismo locale e un approccio interdisciplinare e multisistemico alla tematica della riqualificazione degli ecosistemi acquatici e territoriali in un quadro complessivo di bacino.

Il ripopolamento di trota mediterranea nel bacino dell'Orba nel Parco regionale del Beigua. La Provincia di Alessandria, l'Ente Parco regionale del Beigua e il Comune di Sassello (SV) hanno firmato una convenzione per la gestione coordinata delle risorse naturali del comparto acqua del bacino del torrente Orba. Il progetto prevede la re-immissione in natura di trotelle e avannotti di trota mediterranea al fine di mantenere il valore ambientale del torrente e di migliorare il livello di biodiversità. In collaborazione con l'Ente Parco, il Comune sta attivando l'incubatoio comunale di Palo per la riproduzione e l'accrescimento della trota mediterranea, specie indigena presente nel torrente Baracca, mentre la Provincia di Alessandria supporterà l'attività di selezione genetica e di costituzione del parco produttori, oltre alle successive fasi di autoproduzione delle trote, mettendo a disposizione competenze e parte del materiale ittico prodotto negli incubatoi provinciali di Molare e Predosa. Oltre alla tutela delle risorse naturali, gli Enti firmatari hanno assunto impegni comuni per la promozione della fruizione sostenibile

sociale e didattica del bacino dell'Orta, stimolando anche la partecipazione dei cittadini attraverso forme associative e di volontariato coerenti con le finalità dell'accordo.

Il sentiero didattico del lago di Poggio Baldi. Si trova nel bacino idrografico del fiume Bidente nel Comune di Santa Sofia (FC) un lago particolare e unico, esteso 3,8 ettari, che si è formato da uno sbarramento naturale in seguito ad un rilevante evento franoso avvenuto nel 2009. La sua formazione ha portato alla sommersione dei soprassuoli più prossimi al torrente, costituendo ad oggi un ambiente unico e caratteristico, con alberi morti che sbucano dall'acqua, case parzialmente sommerse e rive ombreggiate, rappresentando inoltre l'unico specchio d'acqua di una certa entità in tutta la vallata del Bidente di Corniolo. L'Unione dei Comuni della Romagna Forlivese, con il contributo del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, ha realizzato di recente un intervento volto a migliorare la conoscenza e la fruizione pubblica delle aree forestali ubicate attorno al lago. È stato realizzato un sentiero natura di oltre 4 km con allestimenti didattici e turistico-ricreativi, inaugurato nel 2019, che aggiunge così un nuovo tassello al già ricco mosaico di ambienti del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi costituendo, insieme al vicino Giardino Botanico di Valbonella, una ulteriore opportunità per i visitatori di questa porzione di Appennino.

7 Criticità e proposte

7.1 Divieto/regolamentazione di pesca e commercializzazione di esemplari vivi di trota per l'immissione in natura, regolamentazione della vendita e allevamento di specie alloctone

La pesca nelle acque interne in Europa nasce come mezzo di sussistenza, diventando poi anche attività ricreativa già a partire dal tardo Medioevo (Cambray et al., 2003; Polgar et al., 2022). Nei secoli avvenire la pesca si afferma sempre più come attività sportiva negli ambienti dulcacquicoli (Cambray et al., 2003) ma è nel XIX secolo che essa si diffonde maggiormente, e acquisisce valore culturale, economico e ricreativo, in particolare le tecniche della pesca ai Salmonidi quali la pesca a mosca (Brown et al., 2019). È solo nella seconda metà di questo secolo però, che grazie allo sviluppo e alla diffusione delle tecniche di allevamento e riproduzione artificiale è aumentata la disponibilità di esemplari di specie ittiche, comprese quelle esotiche, per l'allevamento ma anche per le introduzioni in ambiente naturale a scopo alieutico. La diffusione degli impianti di riproduzione e allevamento comportò in Italia, così come nel resto d'Europa, l'introduzione e la traslocazione di numerose specie ittiche e in particolare di salmonidi, determinando un significativo cambiamento nella composizione delle comunità faunistiche delle acque interne (Cambray et al., 2003; Sicuro et al., 2016; Nocita, et al., 2017; Bani et al., 2021; Polgar et al., 2022).

Il primo stabilimento italiano per la riproduzione di specie ittiche d'acqua dolce fu costruito in Piemonte nel 1859 (Vinciguerra, 1895), al quale seguirono quello di Brescia nel 1893 e quello di Roma nel 1895 (Bianco, 1994, 1998). Già tra la fine del 1800 e i primi anni del 1900, numerose furono le introduzioni di specie non native o le traslocazioni di specie autoctone al di fuori dei loro areale originario. Come testimoniato dal Bollettino di Notizie Agrarie diramato all'epoca dalla Direzione dell'agricoltura del Ministero di Agricoltura, Industria e Commercio; trote iridee, trote fario, coregoni, salmerini, ecc. furono diffusamente seminati e in molti casi si acclimatarono nel nuovo ambiente. Questa opera fu talmente imponente che già all'epoca alcuni autori evidenziarono il rischio per le popolazioni native e in particolare per quelle di trota. Al riguardo Vinciguerra (1902) descrivendo la livrea e l'ambiente in cui vivevano le popolazioni di trota macrostigma della pianura pontina, riporta le seguenti parole: *"Io non oso affermare che il macrostigma debba effettivamente considerarsi come specie distinta del fario, tanto più sapendo che alcuni ittiologi, come per esempio lo Smitt, non vorrebbero neppure ammettere la differenza specifica fra trota e salmone. Ho ritenuto però non scevro di interesse il segnalare la presenza di una forma così notevole come il S. macrostigma in una località che sembrerebbe così poco atta alla vita delle trote come le paludi Pontine. Questo fatto viene inoltre a costituire una analogia faunistica tra la zona marittima del Lazio e la Sardegna. Aggiungerò da ultimo che lo studio delle forme di trote italiane, per il quale vado da lungo tempo radunando materiale, è reso quasi necessario dal diffondersi delle operazioni di ripopolamento dei nostri corsi d'acque con trote, generalmente importate da regioni alpine, talché fra qualche tempo sarebbe impossibile riconoscere le forme realmente indigene"*. Queste parole furono quanto meno profetiche tanto più che nella seconda metà del 1900 la crescente domanda da parte della pesca sportiva, divenuta nel frattempo settore di carattere economico/turistico oltre che ricreativo (Sicuro et al., 2016), ha determinato un ulteriore incremento delle semine di trote domestiche, e di altre specie ittiche, quasi sempre di origine alloctona, effettuate da associazioni piscatorie ma anche da organismi regionali e provinciali (Bianco, 1995). Queste introduzioni hanno causato nel nostro paese un disastro ecologico in termini di inquinamento biogeografico, genetico e faunistico e la locale estinzione di specie autoctone (Bianco, 1990b). Inoltre, hanno causato un processo di omogeneizzazione della fauna ittica dovuto principalmente alle pratiche di immissione operate da un unico grande centro di produzione situato in nord Italia, che diffondeva esemplari provenienti da popolazioni dei bacini del Po e dell'Adige in tutti gli altri bacini dell'Italia centro-meridionale (Bianco, 1995). Nel caso della trota mediterranea la continua immissione di trote fario di origine atlantica ne ha comportato la quasi completa scomparsa, sostituendola o ibridandosi con essa (Lobón-Cerviá et al., 2019; Rossi et al., 2019).

Attualmente in adempimento alla Direttiva europea 92/43/CEE, la legislazione italiana (per i cui dettagli si rimanda al paragrafo 3.2) prevede un generale divieto di immissione di specie alloctone, a cui tuttavia è possibile derogare presentando istanza al Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, corredata da specifico studio del rischio che attesti motivate ragioni di interesse pubblico connesse ad esigenze

ambientali, economiche, sociali e culturali, e che l'immissione non arrechi alcun pregiudizio né agli habitat naturali né alla fauna e alla flora selvatiche locali. Nonostante tale regolamentazione, le problematiche connesse all'immissione di specie ittiche a scopo alieutico permangono e sono tuttora alimentate da motivazioni prettamente economiche e sociali, ma anche da carenze di tipo normativo che andiamo di seguito ad esaminare:

- Il DPR 357/1997 e successive modifiche attualmente in vigore pur regolamentando in maniera stringente le immissioni di specie alloctone, non prevede specifiche sanzioni per i trasgressori, tanto che non solo le associazioni piscatorie, ma anche numerose amministrazioni hanno continuato per anni, e alcune continuano tuttora, ad operare come prima dell'entrata in vigore del decreto.
- Seppur vietate, le immissioni illegali continuano ad essere effettuate sia a causa della difficoltà di controllo del territorio da parte del Comando Unità Forestali, Ambientali e Agroalimentari dei Carabinieri e di vigilanza ambientale, sia per un inefficiente sistema di tracciamento della vendita di esemplari vivi di specie ittiche, che dovrebbe essere consentita solo a personale abilitato alle pratiche di immissioni, ai proprietari dei laghetti sportivi e ad altri allevatori.
- I Regolamenti (CE) n. 708/2007, 506/2008, 535/2008 e il Regolamento (UE) n. 304/2011 istituiscono un quadro normativo volto a disciplinare l'impiego in acquacoltura di specie esotiche e di specie localmente assenti. L'uso di specie non indigene in acquacoltura viene così regolamentato per prevenire e controllare le loro introduzioni, e in modo da impedirne la diffusione e favorirne l'eradicazione in caso di fuga. In Italia un Comitato di esperti (<http://www.registro-asa.it/it/comitato>) coadiuva il Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali nell'autorizzare o negare le richieste di introduzioni di specie aliene e le traslocazioni di specie localmente assenti ai fini d'acquacoltura, nonché nello stabilire i criteri che ne consentano il loro allevamento in sicurezza, ovvero che permettano di escludere ogni possibilità di fuga dall'impianto e insediamento nell'ambiente naturale, e la trasmissione di organismi patogeni alle popolazioni naturali. Questi sono infatti i due principali possibili impatti che possono essere causati dall'introduzione involontaria di specie alloctone in seguito alla fuoriuscita accidentale da impianti di acquacoltura (Krkošek et al., 2007; Sicuro et al., 2016). Dalla richiesta di autorizzazione, sono tuttavia esenti le introduzioni delle specie incluse nell'allegato IV del suddetto regolamento. Tra le specie presenti in tale allegato, che possono quindi essere importate e allevate anche al di fuori del loro areale di distribuzione troviamo, tra le altre, anche alcuni salmonidi quali: la trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*), il salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*) e il salmerino di fonte (*Salvelinus fontinalis*), che in caso di fuga dagli impianti di allevamento potrebbero comportare pericolo per le popolazioni selvatiche di trota mediterranea. Il vero problema, tuttavia, è rappresentato dal fatto che lo stesso allegato non riporti nell'elenco delle specie la trota fario atlantica (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758 *stricto sensu* o *Salmo trutta* s.s.) e di conseguenza questa specie dovrebbe essere assoggettata alle norme previste dal regolamento. Al contrario, ad oggi non risulta che nei confronti degli allevamenti di trota domestica di ceppo atlantico sia applicata nessuna limitazione né sia richiesta una particolare autorizzazione. Nonostante la distinzione tra le varie specie di trote endemiche della nostra penisola (*Salmo carpio*, *Salmo ghigii*, *Salmo cettii*, *Salmo fibreni*, *Salmo marmoratus*) e la trota fario di origine atlantica (*Salmo trutta* s.s.) sia ormai riconosciuta a livello nazionale e internazionale (Rondini et al., 2013, 2022), sia in ambito scientifico che gestionale (prot. MiTE n. 55247 del 24/05/2021), né il regolamento 708/2007 né le sue più recenti modifiche (D.M. 04.04.2017, Reg. CE 516/2022) menzionano alcuna specie del genere *Salmo* sp. per assunto ritenendole tutte autoctone. Tale lacuna normativa riveste un grave problema visti gli ormai noti impatti della trota atlantica sulle popolazioni residue di trota mediterranea e considerato il fatto che l'acquacoltura in generale è uno dei principali vettori di introduzione di specie alloctone (Gherardi et al., 2008) e le troticoltura in particolare non sono dei sistemi chiusi dai quali si possano escludere fughe di materiale ittico (Parisi et al., 2014; Splendiani et al., 2019b) a vari stadi di sviluppo.
- Il DPR 357/1997 e s.m.i., regola le immissioni di specie autoctone e alloctone in natura sul territorio nazionale. In particolare, la reintroduzione e il ripopolamento di specie autoctone è normata ai sensi dell'articolo 2 del Decreto 02/04/2020 che ne stabilisce i criteri. Tale regolamentazione è tuttavia limitata a quelle specie animali e vegetali di interesse comunitario che richiedono una

protezione rigorosa di cui all'allegato D del DPR 357/1997. Tra queste non è tuttavia presente la trota mediterranea, di conseguenza la sua reintroduzione o il ripopolamento non sono soggetti alla preventiva stesura e valutazione da parte degli organismi competenti, di uno studio di fattibilità redatto secondo le disposizioni indicate nell'allegato 1 del Decreto 2/04/2020. Tale studio deve considerare *"l'opportunità dell'intervento, la realizzabilità, la probabilità di successo e il contributo al miglioramento dello stato di conservazione della specie; inoltre vanno valutati i possibili rischi e impatti ambientali, sanitari e socio-economici nell'area di prelievo e nell'area in cui viene effettuata la reintroduzione o il ripopolamento, nonché le misure di contenimento dei possibili rischi"*.

L'assenza della trota mediterranea nell'allegato D del DPR 357/1997 e s.m.i., ma anche quella di tante altre specie ittiche fortemente minacciate, è un'evidente lacuna legislativa che dovrebbe al più presto essere sanata. Ripopolamenti e reintroduzioni eseguite senza osservare i rigidi criteri scientifici indicati in allegato 1 del Decreto 2/04/2020 possono infatti generare più danni che benefici.

In particolare, riportiamo di seguito i punti d) ed e) dell'allegato 1 del Decreto 2/04/2020, la cui mancata osservanza nel corso di un intervento di ripopolamento a scopo conservazionistico, potrebbe determinare effetti deleteri per la salvaguardia della trota mediterranea.

d) Indagine storica finalizzata alla definizione dei seguenti parametri relativi all'entità faunistica oggetto dell'intervento:

1. posizione sistematico-tassonomica dell'entità faunistica o floristica originariamente presente;
2. principali caratteristiche biologiche ed ecologiche del *taxon*;
3. distribuzione pregressa;
4. struttura genetica di popolazione;
5. caratteristiche ambientali presenti nell'area in cui si intende operare l'intervento nel periodo precedente l'estinzione e il declino locale dell'entità di interesse;
6. cause e periodo di declino o estinzione.

e) Verifica della disponibilità di fondatori o di materiale vegetale di propagazione, con i seguenti requisiti:

1. appartenenza allo stesso *taxon* della popolazione originariamente presente, ove possibile a livello sottospecifico;
2. compatibilità genetica con la struttura genetica di popolazione della specie oggetto di recupero;
3. appartenenza ad una popolazione per la quale il prelievo dei fondatori non costituisca un fattore di rischio;
4. provenienza da aree con condizioni ecologiche il più possibile simili a quelle dell'area di intervento.

Tra i principali effetti negativi di una simile condotta riportiamo: 1) l'insuccesso dell'intervento di ripopolamento o reintroduzione; 2) l'introduzione della trota mediterranea all'interno di bacini imbriferi, corsi d'acqua o porzioni di bacini in cui essa non era originariamente presente; 3) l'introduzione di aplotipi mediterranei in bacini imbriferi, corsi d'acqua o porzioni di bacini senza tenere in considerazione le unità evolutive (ESU) e gestionali (MU) (Crandall et al., 2000; Moritz, 1994; Palsbøll et al., 2007), che invece dovrebbero essere trattate separatamente al fine di mantenere il più possibile le differenze generate naturalmente in seguito all'isolamento prolungato delle popolazioni e/o per evoluzione adattativa; 4) l'immissione di esemplari non geneticamente puri di trota mediterranea, ciò avviene perché nel tentativo di poter disporre di lotti di "presunte" trote mediterranee da poter liberamente immettere a scopo alieutico, alcuni allevatori hanno provato a produrre lotti di questa specie, che tuttavia, sottoposte ad analisi genetiche, sono risultate poi essere in realtà ibridi tra trote mediterranee e trote atlantiche (Splendiani et al., 2019b; Polgar et al., 2022) o incroci di fario mediterranee provenienti da diversi distretti geografici. Dall'esame di tutti questi fattori appare evidente come la vigente normativa presenti delle

evidenti falle che andrebbero sanate mediante l'estensione delle specie presenti in allegato D, con l'inclusione anche di tutte quelle specie di salmonidi incluse alle categorie EN e CR della Lista Rossa dei Vertebrati Italiani (Rondinini et al., 2022) e che possono essere messe in pericolo da fenomeni di introgressione genetica con specie alloctone, ma anche dall'introduzione della stessa specie autoctona appartenente ad una diversa unità evolutive (ESU) e gestionali (MU). Preme infine ricordare come la presenza della trota atlantica all'interno delle acque italiane, renda estremamente complicata qualsiasi tipo di regolamentazione differenziata della pesca nei confronti delle due specie. Qualsiasi tentativo di protezione della prima rispetto alla seconda in ambito alieutico, si scontra infatti con la difficoltà di riconoscimento a livello fenotipico delle due specie (Lorenzoni et al., 2019b) da parte dei pescatori.

7.2 Strategie di contrasto alle Immissioni illegali e lotta al bracconaggio

Le immissioni illegali di trote alloctone e il bracconaggio, inteso come prelievo di individui con strumenti e metodi illegali (veleni, storditori artigianali, reti da pesca, nasse, fiocine, pesca con le mani, ecc.) e/o al di fuori dei limiti stabiliti (taglia minima, quota massima, periodi consentiti), rappresentano fenomeni estremamente diffusi e importanti fattori di minaccia alla sopravvivenza delle popolazioni native di trota mediterranea (si veda capitolo 2.7). Ciononostante, l'effettiva ampiezza del fenomeno, anche all'interno di aree protette, rimane scarsamente conosciuta e la gravità delle conseguenze può variare a seconda dei contesti ambientali (Nonnis-Marzano et al., 2014).

Per tali ragioni è fondamentale la sorveglianza ambientale e dei corpi idrici, in particolare quelli di maggior rilievo ai fini conservazionistici: acque ospitanti popolazioni pure di trota autoctona, tratti fluviali di importanza strategica (es: aree di frega), zone all'interno di aree protette, o siti dove si svolgono azioni concrete di conservazione. I controlli possono essere realizzati dal personale preposto (es: personale dei Parchi, Carabinieri Forestali), eventualmente coadiuvato da guardie volontarie debitamente addestrate e istruite. La videosorveglianza, infine, può offrire un valido ausilio, soprattutto in virtù della sua funzione deterrente. Questa può essere realizzata con l'utilizzo di fototrappole o altri dispositivi che permettano il controllo da remoto, installati previa autorizzazione e opportunamente segnalati mediante apposita cartellonistica per la tutela della privacy.

Le suddette strategie di contrasto basate sull'approccio *top down* "controllo e sanzione", possono tuttavia risultare insufficienti, inefficaci o scarsamente realizzabili, per via della difficoltà a sorvegliare vasti territori, peraltro solitamente impervi e scarsamente accessibili, disponendo di risorse economiche e umane inevitabilmente limitate. A questo si aggiunge che i ripopolamenti non autorizzati con esemplari di trote alloctone, sebbene vietati dalla normativa attuale (cap. 3.2 "Quadro normativo sulle immissioni"), non prevedono sanzioni ai contravventori.

Una possibile contromisura alle immissioni illegali è rappresentata dall'introduzione del divieto assoluto di allevamento della trota fario di origine atlantica, consentendo eventualmente e unicamente quello della trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*). Tale provvedimento, già adottato in Sardegna con Delibera della Giunta Regionale n. 3/26 del 22.01.2020, limita fortemente la possibilità di acquisto e immissione non autorizzata del ceppo Atlantico, per esempio da parte di privati, riducendo conseguentemente il rischio di ibridazione con le popolazioni native.

Un approccio promettente potrebbe essere quello basato su strategie "*bottom-up*" (Brownscombe et al., 2019) che prevedano il coinvolgimento e la sensibilizzazione dei pescatori sportivi locali verso la tutela e uno sfruttamento sostenibile della risorsa. Le azioni di comunicazione e il co-controllo della risorsa (le popolazioni di trota autoctona) possono, infatti, funzionare con efficacia quando c'è un interesse comune a mantenere la risorsa e, quindi, alla fruizione effettiva e sostenibile della stessa. Questo compromesso potrebbe realizzarsi mediante l'attuazione di regolamenti di pesca sviluppati *ad hoc* che prevedano una zonazione dell'attività di prelievo subordinata alle condizioni di popolazioni e dei loro habitat a livello locale (conservazione, presenza e invasività di specie alloctone, capacità produttive e di resilienza degli ecosistemi). Un modello tipo potrebbe prevedere zone di divieto assoluto di pesca (R0), di pesca sostenibile (es: "*catch and release*") delle trote autoctone (R1) e di pesca senza limiti di taglie e quote di popolazioni alloctone o fortemente introgresse (R2). In questo contesto normativo, le zone R0 sarebbero percepite come "popolazioni sorgente" da salvaguardare per assicurare il mantenimento di livelli di

fruizione soddisfacenti della trota in contesti limitrofi (R1), aumentando la probabilità di co-controllo e autolimitazione nell'uso della risorsa. Al contempo, il prelievo in aree compromesse (R2) promuoverebbe il ruolo del pescatore sportivo nel determinare i livelli di naturalità delle popolazioni, per esempio controllando/riducendo i livelli di introgressione attraverso la pesca selettiva degli esemplari ibridi/atlantici o contribuendo all'eradicazione delle popolazioni alloctone. Chiaramente, la zonazione sarebbe "dinamica", e dovrebbe presupporre una ricalibrazione periodica basata sui risultati di monitoraggi obbligatori.

Preme infine ricordare che la buona riuscita e l'efficacia delle strategie di contrasto ad azioni illecite non può prescindere dal coinvolgimento e dalla partecipazione del pubblico e delle realtà locali (es: associazioni di pescatori, scuole, fruitori a vario titolo delle aree protette), con l'obiettivo di radicare la cultura della legalità e della consapevolezza ambientale. Questo può realizzarsi attraverso iniziative di formazione/informazione, sensibilizzazione, divulgazione e condivisione degli obiettivi e dei risultati delle azioni di conservazione (es: corsi, conferenze, dépliant, cartellonistica), o alla compartecipazione diretta alle attività stesse di conservazione (es: pesca selettiva, vigilanza volontaria) (cfr. par. 6.2).

7.3 Azioni per una pesca sostenibile, gestione sostenibile del prelievo della specie, regolamentazione delle immissioni a scopo alieutico

Fermo restando che le immissioni di specie alloctone a fini alieutici sono una pratica critica dal punto di vista conservazionistico ed ecologico, se attentamente programmate e nel rispetto delle normative vigenti, in alcune circostanze queste possono costituire un compromesso tra esigenze di salvaguardia della trota mediterranea e gli interessi socio/economici connessi all'attività di pesca sportiva e agonistica.

Ai fini di una corretta programmazione, ogni intervento di immissione di specie ittiche alloctone deve essere preceduto da uno studio del rischio, come previsto dal DPR 102 del 5 Luglio 2019, la cui valutazione deve prendere in considerazione sia gli impatti provocati dalle specie alloctone immesse su tutte le componenti dell'ecosistema (e le relative misure di mitigazione proposte), sia le azioni di recupero e salvaguardia delle specie minacciate direttamente o indirettamente dalle specie alloctone.

La maggior parte delle immissioni a scopo alieutico vengono effettuate con salmonidi non autoctoni, pertanto in un'ottica di minimizzazione degli impatti, si ritiene vadano escluse da questa pratica le aree di autoctonia della trota mediterranea, così come quelle di tutte le altre specie autoctone del genere *Salmo* (*Salmo marmoratus*, *Salmo carpio*, *Salmo fibreni*, *Salmo cettii*) in quanto valutate tutte a rischio critico di estinzione (CR) nell'ambito della Lista rossa italiana dell'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN – Rondinini et al., 2022) e minacciate da questo tipo di interventi (cfr. par. 2.7). Tale precauzione dovrebbe essere rispettata anche nelle aree in cui dette specie sono presenti con popolazioni parzialmente ibridate. Nelle aree caratterizzate dall'assenza di salmonidi autoctoni ma ritenute ecologicamente idonee, la possibilità di immissione di salmonidi alloctoni andrà valutata caso per caso. Più in generale, le immissioni dovrebbero essere evitate anche in tutte quelle aree in cui sono presenti specie autoctone (pesci, anfibi, rettili e invertebrati) valutate alle categorie EN o CR nell'ambito della Lista rossa italiana, con cui la specie alloctona immessa possa avere interazioni negative quali predazione, competizione trofica, ecc. Nella programmazione delle immissioni di specie alloctone, inoltre, bisognerà tenere conto anche della eventuale presenza di altre specie potenzialmente vulnerabili riportate negli allegati II, IV e V della Direttiva Habitat e di quelle elencate alla categoria VU della Lista rossa italiana, valutando lo stato di conservazione delle popolazioni.

Per quanto concerne in particolare le immissioni operate con trota fario atlantica di allevamento, considerato che la maggiore minaccia alla conservazione della trota mediterranea è stata identificata nell'ibridazione e introgressione conseguente ad immissioni operate con esemplari di *Salmo trutta* (Rondinini et al., 2022; par. 2.7), si ritiene che queste immissioni vadano interrotte anche al di fuori delle aree di presenza di tutte le specie autoctone del genere *Salmo*. In tali contesti, potrà eventualmente essere valutata la possibilità di utilizzo di esemplari di *Oncorhynchus mykiss* sterili, specie per la quale non sussiste il pericolo di introgressione genetica, sempre prevedendo un rigoroso studio del rischio.

Al fine di limitare al massimo la diffusione delle specie alloctone nel reticolo idrografico nazionale, la scelta dei tratti di immissione di specie alloctone dovrà ricadere su quelli isolati dal resto dell'asta fluviale

per effetto di barriere invalicabili preesistenti poste sia a monte che a valle. Laddove queste non siano presenti, l'immissione di alloctoni è sempre sconsigliata, salvo non sia compresa nell'ambito di una più ampia politica gestionale di ripristino e valorizzazione del patrimonio naturale del territorio. In quest'ultimo caso si raccomanda di mantenere distanze minime di sicurezza dalle aree di presenza e possibile espansione della trota mediterranea o di altre specie minacciate secondo i criteri precedentemente esposti, di almeno 7 km a monte e 10 km a valle del tratto di immissione. Inoltre, si ritiene tecnicamente accettabile esclusivamente l'utilizzo di lotti di trote iridee alloctone costituiti da esemplari adulti sterili di sesso femminile caratterizzati da una percentuale di triploidia non inferiore al 95%, certificata da idonee analisi di laboratorio. Tale accorgimento riduce in modo consistente sia il rischio di riproduzione e di naturalizzazione sul territorio, sia la possibilità di diffusione della specie alloctona al di fuori dell'area di immissione. Va sempre esclusa l'immissione di uova e avannotti di specie alloctone, in quanto l'utilizzo di stadi precoci di sviluppo ne consente un più efficace adattamento all'ambiente naturale, incrementandone la capacità di insediamento e diffusione nonché l'impatto sulle componenti autoctone presenti. Tale strategia deve pertanto essere destinata unicamente alle immissioni effettuate a scopo conservazionistico e non per quelle a fini agonistici o di pesca facilitata.

Infine, si ritiene che vadano escluse le immissioni di specie ittiche alloctone in tutte le aree a vario titolo protette (aree protette nazionali e regionali, siti Natura 2000, ecc.), indipendentemente dalla presenza di specie potenzialmente a rischio di impatto. Tali aree, coerentemente con i principi fondativi e il ruolo ad esse conferito dalle normative vigenti, devono rappresentare i luoghi d'elezione dove promuovere una gestione alieutica improntata sulla sostenibilità del prelievo delle risorse ittiche, avviando un cambiamento culturale, ormai non più rinviabile, in termini di sostenibilità dello sfruttamento di questa risorsa naturale. Le immissioni di specie alloctone, in assenza di sbarramenti invalicabili, dovrebbero essere effettuate a non meno di 10 km a monte e 7 km a valle dal perimetro delle aree protette, al fine di evitare diffusioni indesiderate di esemplari.

Per quanto concerne le attività di mitigazione che si devono prevedere per bilanciare gli impatti negativi sempre provocati dalle immissioni di specie alloctone, si evidenzia l'importanza di definire e attuare delle politiche attive di recupero e conservazione delle specie ittiche autoctone. Per questo motivo i programmi che prevedono l'immissione di individui appartenenti a specie alloctone dovrebbero essere inseriti all'interno di più ampi progetti di recupero e conservazione delle specie ittiche autoctone, trovando giustificazione nella necessità di indirizzare alcune attività più impattanti legate alla pesca sportiva (gare di pesca, pesca facilitata, ecc.) in aree a bassa vocazione naturalistica e prevedendo altrove misure per migliorare lo stato di conservazione degli habitat e delle specie native presenti, con particolare riguardo per i *taxa* tutelati dalla Direttiva Habitat, endemici e inserite nelle Liste rosse.

Si evidenzia infine che l'autorizzazione in deroga è prevista anche per le popolazioni di specie autoctone, immesse al di fuori della propria area di distribuzione naturale; pertanto anche l'immissione di trota mediterranea in area diverse dal suo areale di autoctonia è vietata dall'attuale normativa e richiede autorizzazione in deroga dal MASE, condizionata alla valutazione di uno studio del rischio, con tutte le indicazioni già illustrate per le specie alloctone (alle quali a tutti gli effetti andrà equiparata in quanto si tratta di transfaunazioni).

7.4 Coordinamento fra enti pubblici riguardo le azioni sulle popolazioni di trota mediterranea o sul loro habitat

Come risulta evidente anche dall'analisi delle minacce alla conservazione della trota mediterranea, le azioni per la sua conservazione non possono limitarsi ai confini di un'area protetta o di un Sito Natura 2000. Al fine di attuare in modo appropriato le indicazioni contenute nelle presenti Linee Guida e, più in generale, per un'adeguata gestione e conservazione degli ecosistemi acquatici e dei corpi idrici in cui è presente la trota mediterranea, è necessario istituire un coordinamento fra gli enti pubblici, le associazioni e gli attori privati coinvolti nella tutela, gestione e fruizione delle risorse idriche, naturali, paesaggistiche e culturali del territorio del bacino fluviale. Tale coordinamento dovrebbe includere: gli enti gestori di Parchi Nazionali e dei Siti Natura 2000, Regioni, Province Autonome, Province, Comuni, Autorità di Distretto Idrografico, Ambiti Territoriali Ottimali – ATO, i Consorzi di Bonifica, ARPA/APPA, associazioni di categoria (ambientaliste, piscatorie, scientifiche, ecc.).

Una buona pratica da adottare per attuare il suddetto coordinamento potrebbe essere l'adozione di un Contratto di fiume (<https://www.contrattidifiume.it/it/>) fra i diversi enti e associazioni e privati presenti nel territorio di un bacino o sotto-bacino idrografico, previsto dall'articolo 68 bis del D.lgs. del 3 aprile 2006, n. 152, a seguito della modifica apportata dal Collegato Ambientale L. 28 dicembre 2015, n. 221 (per approfondimenti si rimanda a ISPRA, 2019).

Un contratto di fiume è uno strumento volontario di programmazione strategica e negoziata che persegue la tutela, la corretta gestione delle risorse idriche di un fiume, degli ecosistemi acquatici e terrestri ad esso collegati, la valorizzazione del territorio unitamente alla salvaguardia dal rischio idraulico, contribuendo allo sviluppo locale sostenibile. In generale i contratti di fiume hanno la finalità di raggiungere gli obiettivi della Direttiva Quadro sulle Acque, della Direttiva Alluvioni, che dovrebbero essere integrati con quelli delle Direttive Habitat e Uccelli e della Strategia Europea sulla Biodiversità 2030 e di quella nazionale (in corso di approvazione). In quest'ottica tali contratti promuovono politiche e iniziative volte a mitigare le pressioni antropiche sui corpi idrici e alla riqualificazione dei bacini, attraverso una gestione responsabile e partecipata delle risorse idriche, degli ecosistemi associati e del territorio attraverso un approccio *bottom-up*. Infatti, l'importanza di questi tipi di strumenti di *governance* risiede nel fatto che, attraverso di essi, si vengono a stabilire reali interazioni e sinergie tra pianificatori, amministratori e comunità locali, aumentando il senso di responsabilità nei confronti del patrimonio comune. Pertanto, il Contratto di fiume (oppure di bacino, sottobacino o di torrente), mira alla riduzione dell'inquinamento delle acque, del rischio idrogeologico, alla riqualificazione dei sistemi ambientali, paesaggistici, insediativi, agricoli e urbani, alla tutela della biodiversità e dei servizi ecosistemici attraverso la partecipazione alla pianificazione, alla gestione e ad azioni di sensibilizzazione e condivisione delle informazioni e diffusione della cultura della sostenibilità. In particolare, per la finalità relativa alla prevenzione e mitigazione del dissesto idrogeologico, questi accordi possono reperire fondi per l'attuazione del DPCM 20 febbraio 2019 "Proteggi Italia" oppure in caso fossero mirati maggiormente a rendere ecosostenibile l'attività agricola e zootecnica, possono accedere alle specifiche misure dei Piani di Sviluppo Rurale.

In questi accordi può rientrare anche la conservazione di specie legate agli ecosistemi acquatici come la trota mediterranea, attraverso l'attuazione delle presenti Linee Guida. Un tale percorso, se adeguatamente sviluppato, potrebbe favorire la risoluzione delle conflittualità e la convergenza degli interessi tra i vari stakeholders, attraverso le sinergie e la condivisione degli obiettivi. Sulla base dei dati dei monitoraggi delle popolazioni di trota mediterranea, del suo habitat, delle minacce alla sua conservazione presenti nel territorio, il Contratto di fiume definirà una *road map* condivisa per la definizione e l'attuazione delle misure di conservazione previste nel paragrafo 4.5 nel Piano di Distretto Idrografico, nei Piani di gestione delle aree protette e dei Siti Natura 2000 in cui è presente la specie, oltre che alla gestione delle popolazioni esterne alle aree protette e ai Siti Natura 2000. Nel caso in cui i monitoraggi periodici non mostrino miglioramenti nello stato di conservazione delle popolazioni della specie oppure nella mitigazione o annullamento delle minacce alla sua conservazione, il coordinamento dovrà definire una variazione della suddetta *road map*, al fine di attuare una gestione adattativa e responsabile del fiume o corpo idrico e della biodiversità ad esso legata.

8 Glossario

Adattamento: qualsiasi caratteristica ereditabile di un organismo che accresce la sua capacità di sopravvivere e riprodursi nel proprio ambiente.

Alieutico: tutto ciò che è relativo alle attività di pesca.

Allele: una delle varianti alternative che un gene può assumere nel medesimo sito (*locus*).

Anadroma: specie di pesci che dal mare risale i fiumi per compiere la riproduzione.

Aplogruppo: in riferimento al DNA mitocondriale, è un gruppo di aplotipi filogeneticamente affini.

Aplotipo: in riferimento al DNA mitocondriale, è una variante di un gene (es: *D-loop*) presente in singola copia in un organismo ed ereditata per via matrilineare.

Area di frega: tratto di un corso d'acqua con caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche tali da risultare idoneo alla riproduzione di una determinata specie ittica. Fanno parte di queste caratteristiche anche la portata e la velocità delle correnti, la tipologia e la granulometria del fondo, la copertura macrofitica dell'alveo e la composizione della componente vegetale acquatica.

Areale: area geografica di distribuzione di una specie. È il risultato di fattori storici, geografici e climatici presenti e passati, delle necessità ecologiche della specie e delle sue interazioni con le altre specie.

Alevin: larva di salmonide schiusa dall'uovo ma con il sacco del tuorlo non del tutto assorbito.

Avannotto: nei Salmonidi è lo stadio di sviluppo che va dalla schiusa all'inizio dell'alimentazione esogena.

Biodiversità: varietà e variabilità di organismi viventi e dei sistemi ecologici in cui essi vivono. Può essere intesa a livello genetico (diversità genetica intraspecifica), di specie (ricchezza e abbondanza di specie) e di ecosistema (numero e abbondanza di habitat, comunità viventi ed ecosistemi).

Blu di metilene: composto organico della classe degli eterociclici aromatici. Di colore verde scuro, dissolto in soluzione acquosa assume intensa colorazione blu scuro. Utilizzato per vari scopi, in acquacoltura e acquariofilia viene impiegato diluito a diverse concentrazioni e utilizzato come disinfettante per le sue proprietà antisettiche.

BOD (domanda biochimica di ossigeno): è la quantità di ossigeno consumato durante un tempo determinato (per esempio, cinque giorni per il BOD5) a una data temperatura, per decomporre le sostanze organiche presenti nell'acqua attraverso l'azione dei batteri.

Catch & Release: (letteralmente "cattura e rilascio") è una pratica della pesca sportiva per la quale il pesce pescato non viene trattenuto e ucciso ma immediatamente rilasciato in acqua. Tale pratica viene attuata attraverso tecniche di pesca ritenute più etiche, quali quella "a mosca" e lo "spinning", cercando di causare il minor danno possibile ai pesci catturati, allo scopo si utilizzano: ami privi di ardiglione, guadini con rete in gomma e si procede al rilascio nel più breve tempo possibile evitando di manipolare il pesce o avendo l'accortezza di bagnarsi le mani prima di farlo.

Catodroma: specie di pesci che dai fiumi, e dalle acque interne in genere, si reca in mare per riprodursi.

Cocoon: box cilindrico in acciaio forato, in cui si inserisce una quantità nota di uova; viene chiuso e sepolto nel letto di frega dove si trovano i nidi artificiali, a schiusa avvenuta si recupera e si contano gli avannotti presenti in modo da calcolare la percentuale di schiusa anche dei nidi circostanti.

Co-feeding: vedi svezzamento.

Competizione interspecifica: interazione tra individui di specie differenti che condividono lo stesso habitat e che per sopravvivere necessitano di una stessa risorsa che trovano nell'ambiente in quantità limitata.

Connettività laterale: la connessione di un corso d'acqua con gli habitat terrestri della zona rivierasca compresi gli habitat golenali. È di fondamentale importanza di numerosi gruppi di organismi che passano almeno parte del loro ciclo vitale in acqua quali: anfibi, artropodi o insetti acquatici, ma anche per la sopravvivenza di numerose specie di pesci che in questo habitat trovano rifugio durante i primi stadi di sviluppo.

Connettività longitudinale: la connessione fra la porzione a monte e a valle di un corso d'acqua all'interno dello stesso bacino imbrifero nonché fra il corso d'acqua principale i suoi affluenti. È di fondamentale importanza per tutti quei pesci che effettuano migrazioni durante il loro ciclo vitale e in particolare per quelle specie che effettuano migrazioni riproduttive.

Controllo biologico o lotta biologica: è una tecnica che sfrutta i rapporti di antagonismo (competizione, predazione, parassitismo) fra organismi viventi, e si basa sulla introduzione nell'ambiente di un antagonista naturale di un organismo dannoso per contenerne le popolazioni.

Conservazione *ex situ*: protezione di una specie minacciata o a rischio di estinzione, effettuata al di fuori del suo habitat naturale applicando programmi di gestione in cattività quali ad esempio l'allevamento a fini di rilascio, reintroduzione o ripopolamento.

Conservazione *in situ*: protezione di una specie a rischio di estinzione effettuata nel suo habitat naturale, eventualmente favorendone l'espansione.

Deme: popolazione locale (o sottopopolazione) di organismi conspecifici che appartengono alla stessa unità riproduttiva (i.e. che si incrociano effettivamente tra di loro) e che condividono un distinto *pool* genico rispetto ad altri individui della stessa specie.

Depressione da incrocio (*inbreeding depression*): insieme di effetti negativi che riducono la sopravvivenza/*fitness* di un organismo come conseguenza dell'incrocio tra consanguinei (vedi *inbreeding*), in particolare la riduzione di variazione genetica e l'accumulo/fissazione (e la conseguente espressione in condizione di omozigosi) di alleli deleteri altrimenti silenti.

Depressione da esocrocio (*outbreeding depression*): riduzione della *fitness* della progenie generata dall'incrocio tra individui geneticamente molto diversi (per esempio, appartenenti a popolazioni, sottospecie o anche specie geneticamente molto differenziate). Questa si ritiene sia dovuta all'alterazione di pattern adattativi (complessi geni evoluti per adattamento a condizioni ambientali locali diverse). Il perpetuarsi di esocroci in una popolazione può comprometterne i processi adattativi e, conseguentemente, comportarne la riduzione della *fitness*.

DNA mitocondriale (mtDNA): DNA a singola copia (aploide) localizzato all'interno dei mitocondri.

Embrionogenesi: detta anche ontogenesi o sviluppo embrionale, consiste nell'ordinata sequenza di eventi che, dall'uovo fecondato o zigote, conducono alla formazione di un individuo. Le prime segmentazioni dello zigote portano alla formazione dei blastomeri, le cellule embrionali che si dispongono in modo da formare caratteristici aggregati definiti in successione **morula, blastula e gastrula**.

Eradicazione: totale eliminazione dell'intera popolazione di una data specie da un ambiente circoscritto. Viene generalmente applicata nei confronti delle specie esotiche invasive allo scopo di mitigare o eliminare gli impatti da essa creati sul resto della biocenosi.

Esoftalmo: condizione in cui il bulbo oculare sporge dall'orbita. Nei pesci è generalmente sintomo di inadeguate condizioni di allevamento o di una patologia in corso.

Fecondazione a secco: tecnica di fecondazione artificiale eseguita generalmente nei Salmonidi spremendo direttamente il liquido seminale del maschio sulle uova raccolte in un contenitore privo di acqua; questa verrà aggiunta solo dopo alcuni minuti e dopo aver provveduto a mescolare il tutto con una penna tradizionalmente d'oca.

Fenotipo: L'insieme delle caratteristiche morfologiche e funzionali di un organismo risultanti dall'interazione tra l'espressione del suo genotipo e le influenze ambientali.

Filogenesi: lo studio delle relazioni ancestrali tra i *taxa*, spesso illustrate mediante il diagramma ramificato, noto come albero filogenetico.

Frammentazione dell'habitat: processo, solitamente di origine antropica, di suddivisione di un ambiente naturale in porzioni più o meno disgiunte tra loro (patch). Questo processo ha molteplici conseguenze, tra cui la scomparsa/riduzione della superficie degli habitat, l'isolamento delle patch (riduzione del passaggio degli organismi e quindi del flusso genico; riduzione del passaggio di materia organica e inorganica tra patch), l'aumento dei margini e conseguentemente dell'effetto margine, la riduzione delle popolazioni che vivono nell'ambiente frammentato in nuclei più piccoli, ecc. In ambiente fluviale, la frammentazione è solitamente dovuta a barriere fisiche (dighe, sbarramenti) e/o idrauliche che riducono o impediscono lo spostamento dell'ittiofauna tra frammenti fluviali, compromettendone le capacità di resilienza e sopravvivenza.

Fry: stadio larvale dei Salmonidi successivo all'"alevin" e caratterizzato da una lunghezza di 2-3 cm, completo assorbimento del sacco del tuorlo, acquisizione di una forma da pesce ed una bocca funzionante benché non si sia ancora formato uno stomaco funzionante.

Genotipo: in riferimento ad un singolo *locus* diploide, è la combinazione degli alleli di quel gene portati dall'individuo. Può essere omozigote o eterozigote, a seconda che gli alleli siano tra loro uguali o diversi.

Home range: area o spazio vitale o d'azione che viene utilizzata da un individuo durante la sua vita per compiere le proprie funzioni vitali.

Hotspot di biodiversità: Area geografica caratterizzata da elevati livelli di biodiversità, e pertanto individuata come prioritaria per la conservazione.

Ibridazione: incrocio tra individui appartenenti a specie o sottospecie diverse, o popolazioni geneticamente divergenti.

Idrope del sacco vitellino o ISV o flavobatteriosi: malattia causata dal batterio *Flavobacterium psychrophilum* che nei Salmonidi porta alla morte di più del 50% degli esemplari colpiti.

Immissione: trasferimento e rilascio, intenzionale o accidentale, di una specie (autoctona o alloctona) in ambiente naturale.

Introgresione o ibridazione introgressiva: passaggio di geni da un gruppo geneticamente distinto (specie, sottospecie, popolazione, varietà) ad un altro che ne determina la sua incorporazione permanente, attraverso una serie di incroci e re-incroci.

Inbreeding (inincrocio): è l'incrocio fra individui con un elevato livello di familiarità (strettamente imparentati o consanguinei), solitamente responsabile di fenomeni deleteri detti **depressione genetica da inbreeding** (vedi glossario).

Introduzione: immissione di esemplari di una specie in un'area posta al di fuori del suo areale di documentata presenza naturale in tempi storici nella quale risulti estinta.

Lentico: habitat tipico delle acque non correnti (laghi, stagni e pozze).

Linee domestiche di trota fario: esemplari di trota allevati da diverse generazioni e che hanno subito un processo di domesticazione per selezione artificiale che ne ha alterato sia le caratteristiche morfologiche sia quelle comportamentali. In linea di massima sono di origine atlantica.

Lotico: habitat tipico delle acque correnti (fiumi, torrenti e ruscelli).

Macchie parr: macchie caratteristiche presenti sui fianchi dei Salmonidi.

Morula, blastula e gastrula: vedi **embrionogenesi**.

Microsatelliti: sequenze di DNA non codificante costituite da unità ripetute molto corte (solitamente 1-5 paia di basi) disposte in tandem e sparse nel genoma. Considerato il livello di polimorfismo generalmente elevato, i microsatelliti risultano marcatori molecolari particolarmente informativi e utili soprattutto negli ambiti della genetica di popolazione e della genetica forense, dove vengono largamente impiegati da decenni.

Micropilo: è l'apertura che consente il passaggio dello spermatozoo attraverso la membrana dell'uovo e di fecondarlo. In seguito all'aggiunta dell'acqua e all'idratazione dell'uovo, il micropilo si chiude.

Nauplio: tipico stadio larvale comune nella maggior parte dei crostacei e in modo particolare quelli marini. In acquacoltura si utilizzano i naupli di *Artemia salina* spp. per la prima alimentazione dei degli stadi precoci di sviluppo dei pesci.

Nido artificiale: letto di frega artificiale utilizzato per il ripopolamento con uova embrionate; viene costruito con uno strato di ghiaia di opportune dimensioni in cui si scavano delle buche dove vengono inserite le uova.

Over-fishing: letteralmente "pesca eccessiva" o "sovrapesca", è la cattura di un numero di esemplari superiore alle capacità produttive dell'ambiente, tale da pregiudicare il recupero delle popolazioni.

Paucispecifica: comunità vegetale o animale caratterizzata da un numero esiguo di specie.

Popolazione: insieme di organismi, tra loro effettivamente interfecondi, che interagiscono in una data area nello stesso tempo.

Potamodroma: specie o popolazione di pesci che effettua migrazioni all'interno delle acque dolci.

Regioni biogeografiche: Aree geografiche tra loro distinte sulla base della fauna e della flora che vi risiedono. Nel territorio italiano si distinguono tre regioni biogeografiche: la regione Alpina, quella Continentale e quella Mediterranea.

Reintroduzione: immissione/traslocazione di individui finalizzata a ristabilire una popolazione di una specie autoctona in una parte del suo areale di documentata presenza naturale in tempi storici nella quale risulti estinta.

Ripopolamento: immissione di specie in un ambiente naturale dove sono già presenti, allo scopo di incrementare la consistenza e/o migliorare la composizione genetica delle popolazioni.

Riproduzione artificiale: in zootecnia è la tecnica con cui l'uomo pratica la fecondazione artificiale negli animali da allevamento.

Sacco vitellino o sacco del tuorlo: formazione anatomica che assolve alle funzioni nutrizionali nei primi stadi di sviluppo dell'organismo (nutrizione endogena). Negli stadi precoci di sviluppo dei teleostei è ben visibile e riconoscibile nei primissimi giorni dopo la schiusa, esso viene completamente riassorbito dopo l'inizio dell'alimentazione esogena.

Salmo trutta complex: si riferisce al complesso di specie che include la trota fario atlantica (*Salmo trutta*), e le altre forme affini dal punto di vista filogenetico, quali ad esempio il carpione del Garda (*Salmo carpio*), la trota mediterranea (*Salmo ghigii*) e numerose altre. Comprende le popolazioni autoctone di trote presenti in Europa e in Italia, che si sono differenziate nel tempo, e che le moderne conoscenze di biologia molecolare sono attualmente in grado di distinguere.

Saprolegnosi: infezione causata da oomiceti che attacca principalmente le uova ma può colpire anche i pesci adulti quando sono già debilitati da cattive condizioni di allevamento o indeboliti da altre malattie o parassiti.

Sovra-saturazione: fenomeno caratterizzato dalla presenza nell'acqua di concentrazioni di gas totali superiori al 100%; nei pesci è responsabile della Malattia da Gas (MG) o *Gas Bubble Disease* (GBD).

Scatola di Vibert: contenitore forato utilizzato per il ripopolamento con uova embrionate; tipicamente costruito in materiale plastico, è provvisto di fessure che consentano la fuoriuscita degli avannotti una volta schiusi.

Specie: categoria sistematica costituita da un insieme di organismi geneticamente e morfologicamente simili, in grado di incrociarsi fra loro dando origine a prole fertile. La specie è costituita dall'insieme delle popolazioni.

Specie autoctona (nativa o indigena): Specie naturalmente presente in una determinata area geografica nella quale si è originata o è giunta senza l'intervento diretto – intenzionale o accidentale - dell'uomo.

Specie alloctona (esotica, non indigena o aliena): Specie che non appartiene alla fauna o alla flora originaria di una determinata area geografica, ma che vi è giunta per l'intervento diretto - intenzionale o accidentale - dell'uomo.

Specie bersaglio (specie target): con questa definizione si indica qualsiasi specie oggetto di un'azione mirata e specifica, che può essere di carattere sperimentale, conservazionistico ma anche di rimozione controllo o contenimento.

Specie frigidoterme: Specie adattate a vivere a basse temperature e che mal sopportano eccessive escursioni termiche. Questi animali sono in grado di svolgere la propria attività metabolica a temperature molto basse, proibitive sia per le specie euriterme, in grado di sopportare ampie variazioni di temperatura, sia per quelle stenoterme calde, adattate a vivere soltanto in acque calde.

Spremitura: nella fecondazione artificiale dei pesci è il processo manuale mediante il quale si estraggono i gameti maschili e femminili (uova e spermatozoi) dei riproduttori. Si esegue applicando con le dita una leggera pressione sull'addome degli animali con movimenti ripetuti dall'alto verso il basso.

Stakeholders: (letteralmente portatori di interesse) qualsiasi individuo, gruppo di persone o organizzazione che nutra un qualche tipo di interesse verso un progetto, un obiettivo o un'attività anche di tipo commerciale.

Standing crop: è la biomassa totale degli organismi che vivono in un determinato ambiente; viene chiamata anche biomassa areale e si esprime in grammi per unità di superficie (g/m²).

STR: acronimo di "short tandem repeats". Si veda voce **microsatelliti** per la definizione.

Svezzamento: nell'allevamento dei pesci è la tipica fase di passaggio da un alimento di tipo naturale al cibo inerte sotto forma di granulati o pellets. Esso consta di una fase di sovrapposizione tra i due tipi di alimento (**co-feeding**) in modo da abituare gradualmente gli esemplari ad accettare quello nuovo.

Taxon (plurale **taxa**): categoria sistematica di qualsiasi grado.

Telai di incubazione o Truogoli: contenitori utilizzati durante la fase di incubazione e schiusa delle uova. In genere sono costituiti da piani di rete metallica o di lamiera forata (sovrapposti o allineati) sui quali si poggiano le uova fecondate in attesa della schiusa e che sono posti all'interno di vasche in materiale plastico o di metallo. La forma dei fori, stretta ed allungata, è tale da permettere il passaggio degli avannotti ma non delle uova nella parte sottostante della vasca.

Transfaunazione: trasferimento e rilascio intenzionale in ambiente naturale di una specie autoctona di una nazione o di un continente in un'area della stessa nazione o del continente in cui questa non era naturalmente presente.

Traslocazione: trasferimento e rilascio intenzionale di una specie (autoctona o alloctona) in ambiente naturale.

Trotella: stadio di sviluppo successivo all'avannotto fino a circa il raggiungimento dell'anno di età.

Uovo embrionato: stadio di sviluppo dell'uovo fecondato nel quale è visibile in trasparenza l'embrione, si distingue in particolare per la presenza degli occhi che appaiono come due punti neri ben visibili.

Unità gestionale (MU, Management Unit): popolazione (o gruppo di popolazioni) il cui differenziamento genetico, ecologico o morfologico rispetto alle altre è tale da giustificare la gestione separata.

Unità Evolutivamente Significativa (ESU, Evolutionary Significant Unit): una o più popolazioni parzialmente differenziate dal punto di vista genetico a seguito di una separazione evolutiva significativa.

9 Bibliografia

- AA.VV. (2003). *Troticoltura moderna*. Nuove arti grafiche, Trento. 321 pp. Monografie ESAT, Istituto Agrario di S. Michele all'Adige.
- AA.VV. (2007). *Linee guida per l'immissione di specie faunistiche*. Quad. Cons. Natura, 27. Ministero dell'Ambiente – Istituto Nazionale Fauna Selvatica.
- AA.VV. (2007b). *Fisheries Management SVQ Level 3: Manage electrofishing operations*. Scottish Fisheries Coordination Centre, Inverness College, 2007, pp.78.
- Ågren, A., Vainikka, A., Janhunen, M., Hyvärinen, P., Piironen, J., & Kortet, R. (2019). Experimental crossbreeding reveals strain-specific variation in mortality, growth and personality in the brown trout (*Salmo trutta*). *Scientific Reports*, 9(1), 2771.
- Ahmed, S. F., Kumar, P. S., Kabir, M., Zuhara, F. T., Mehjabin, A., Tasannum, N., et al. (2022). Threats, challenges and sustainable conservation strategies for freshwater biodiversity. *Environmental Research*, 214, 113808.
- Aho, T., Rönn, J., Piironen, J., & Björklund, M. (2006). Impacts of effective population size on genetic diversity in hatchery reared Brown trout (*Salmo trutta* L.) populations. *Aquaculture*, 253(1-4), 244-248.
- AIAD (2021). Principi guida riguardanti le immissioni di fauna ittica nelle acque interne italiane – Allegato 1 Check list ittiofauna italiana v. 3.0 (03/2021).
- Allan, J. D., & Flecker, A. S. (1993). Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*, 43(1), 32-43.
- Allendorf, F. W. (2017). Genetics and the conservation of natural populations: allozymes to genomes. *Molecular Ecology*, 26, 420-430.
- Allen, M. S., Ahrens, R. N. M., Hansen, M. J., & Arlinghaus, R. (2013). Dynamic angling effort influences the value of minimum-length limits to prevent recruitment overfishing. *Fisheries Management and Ecology*, 20(2-3), 247-257.
- Almodóvar, A., Nicola, G. G., Ayllón, D., & Elvira, B. (2012). Global warming threatens the persistence of Mediterranean brown trout. *Global Change Biology*, 18(5), 1549-1560.
- Anderson, R. O. (1996). Length, weight, and associated structural indices. *Fisheries techniques*.
- Antognazza, C. M., Palandačić, A., Delmastro, G. B., Crosa, G., & Zaccara, S. (2023). Current and historical genetic variability of native brown trout populations in a southern Alpine ecosystem: Implications for future management. *Fishes*, 8(8), 411.
- Aparicio, E., García-Berthou, E., Araguas, R. M., Martínez, P., & García-Marín, J. L. (2005). Body pigmentation pattern to assess introgression by hatchery stocks in native *Salmo trutta* from Mediterranean streams. *Journal of Fish Biology*, 67(4), 931-949.
- Aprahamian, M. W., Smith, K. M., McGinnity, P., McKelvey, S., & Taylor, J. (2003). Restocking of salmonids—opportunities and limitations. *Fisheries Research*, 62(2), 211-227.
- Araguas, R. M., Vera, M., Aparicio, E., Sanz, N., Fernández-Cebrián, R., Marchante, C., & García-Marín, J. L. (2017). Current status of the brown trout (*Salmo trutta*) populations within eastern Pyrenees genetic refuges. *Ecology of Freshwater Fish*, 26(1), 120-132.
- Arillo, A. (2007). Biodiversità fluviale in Italia e problematiche di conservazione. In *Aree protette fluviali in Italia. Biodiversità, gestione integrata e normative*. Edizioni ETS.
- Arlinghaus, R., Alós, J., Beardmore, B., Daedlow, K., Dorow, M., Fujitani, M., et al. (2017). Understanding and managing freshwater recreational fisheries as complex adaptive social-ecological systems. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 25(1), 1-41.
- Arlinghaus, R., Cooke, S. J., Sutton, S. G., Danylchuk, A. J., Potts, W., Freire, K. D. M., et al. (2016). Recommendations for the future of recreational fisheries to prepare the social-ecological system to cope with change. *Fisheries Management and Ecology*, 23(3-4), 177-186.

-
- Arlinghaus, R., Lorenzen, K., Johnson, B. M., Cooke, S. J., & Cowx, I. G. (2015). Management of freshwater fisheries: addressing habitat, people and fishes. *Freshwater fisheries ecology*, 557-579.
- Ayllón, D., Railsback, S. F., Harvey, B. C., Quirós, I. G., Nicola, G. G., Elvira, B., & Almodóvar, A. (2019). Mechanistic simulations predict that thermal and hydrological effects of climate change on Mediterranean trout cannot be offset by adaptive behaviour, evolution, and increased food production. *Science of the Total Environment*, 693, 133648.
- Bani, L., Orioli, V., Trasforini, S., Puzzi, C. M., Sibilia, A., Dondina, O., & Tirozzi, P. (2021). The spread of exotic fish species in Italian rivers and their effect on native fish fauna since 1990. *Biodiversity*, 22(1-2), 4-12.
- Barbarossa, V., Schmitt, R. J., Huijbregts, M. A., Zarfl, C., King, H., & Schipper, A. M. (2020). Impacts of current and future large dams on the geographic range connectivity of freshwater fish worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(7), 3648-3655.
- Barbina G. (2007). Qualità dell'acqua in trotticoltura ed inquinamenti. In: Tecniche di allevamento e trasformazione della trota, Baruchelli ed., pp 45-50.
- Battisti, C., Dodaro, G., & Teofili, C. (2011). Analisi delle minacce per la tutela delle zone umide. In *Contributi per la tutela della biodiversità delle zone umide*. Rapporto ISPRA 153/2011.
- Bela, G., Peltola, T., Young, J. C., Balázs, B., Arpin, I., Pataki, G., et al. (2016). Learning and the transformative potential of citizen science. *Conservation Biology*, 30(5), 990-999.
- Belica, L. (2007). Brown Trout (*Salmo trutta*): a technical conservation assessment. *USDA Forest Service, Rocky Mountain Region*.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters*, 15(4), 365-377.
- Benejam, L., Angermeier, P. L., Munne, A., & García-Berthou, E. M. I. L. I. (2010). Assessing effects of water abstraction on fish assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 55(3), 628-642.
- Bernatchez, L. (2001). The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution*, 55(2), 351-379.
- Berrebi, P., Caputo Barucchi, V., Splendiani, A., Muracciole, S., Sabatini, A., Palmas, F., et al. (2019). Brown trout (*Salmo trutta* L.) high genetic diversity around the Tyrrhenian Sea as revealed by nuclear and mitochondrial markers. *Hydrobiologia*, 826(1), 209-231.
- Berrebi, P., Horvath, Á., Splendiani, A., Palm, S., & Bernas, R. (2021). Genetic diversity of domestic brown trout stocks in Europe. *Aquaculture*, 544, 737043.
- Berrebi, P., Poteaux, C., Fissier, M., & Cattaneo-Berrebi, G. (2000). Stocking impact and allozyme diversity in brown trout from Mediterranean southern France. *Journal of Fish Biology*, 56(4), 949-960.
- Bianco, P. G. (1990a). Potential role of the palaeohistory of the Mediterranean and Paratethys basins on the early dispersal of Euro-Mediterranean freshwater fishes. *Ichthyological exploration of freshwaters. Munchen*, 1(2), 167-184.
- Bianco, P. G. (1990b). Vanishing freshwater fishes in Italy. *Journal of Fish Biology*, 37(A), 235-7.
- Bianco, P. G. (1994). L'ittiofauna continentale dell'Appennino umbro-marchigiano, barriera semipermeabile allo scambio di componenti primarie tra gli opposti versanti dell'Italia centrale. *Biogeographia—The Journal of Integrative Biogeography*, 17(1).
- Bianco, P. G. (1995). Mediterranean endemic freshwater fishes of Italy. *Biological conservation*, 72(2), 159-170.
- Bianco, P. G. (1998). Freshwater fish transfers in Italy: history, local modification of fish composition, and a prediction on the future of native populations. Stocking and introductions of fishes. *IG Cowx (Ed.). Fishing New Book, Blackwell, Oxford*, 165-197.

- Bianco, P. G., & Ketmaier, V. (2001). Anthropogenic changes in the freshwater fish fauna of Italy, with reference to the central region and *Barbus graellsii*, a newly established alien species of Iberian origin. *Journal of Fish Biology*, 59, 190-208.
- Bianco, P. G., & Ketmaier, V. (2015). Nature and status of freshwater and estuarine fisheries in Italy and Western Balkans. *Freshwater Fisheries Ecology*, 283-291.
- Blinda M., Boufarouna M., Carmi N., Davy T., Detoc S., et al. (2007). Technical report on water scarcity and drought management in the Mediterranean and the Water Framework Directive. Available at <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/d1e25d61-c6f0-4759-988f-447377f1315b>.
- Bobbe, J. (2015). Egg quality in fish: Present and future challenges. *Animal Frontiers*, 5(1), 66-72.
- Boglione, C., Marino, G., Giganti, M., Longobardi, A., De Marzi, P., & Cataudella, S. (2009). Skeletal anomalies in dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) juveniles reared with different methodologies and larval densities. *Aquaculture*, 291(1-2), 48-60.
- Boglione, C., Gisbert, E., Gavaia, P., E. Witten, P., Moren, M., Fontagné, S., & Koumoundouros, G. (2013). Skeletal anomalies in reared European fish larvae and juveniles. Part 2: main typologies, occurrences and causative factors. *Reviews in Aquaculture*, 5, S121-S167.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G., & Saltveit, S. J. (1989). Electrofishing—theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173(1), 9-43.
- Borghesan, F., & Bilò, F. (2010). Linee guida per la gestione degli impianti ad attività ittiogenica a salmonidi. Veneto Agricoltura, Legnaro (PD).
- Borroni I. (2007). Aspetti del ciclo di allevamento della trota. In: Tecniche di allevamento e trasformazione della trota, Baruchelli ed., pp 13-44.
- Bouza, C., Arias, J., Castro, J., Sanchez, L., & Martinez, P. (1999). Genetic structure of brown trout, *Salmo trutta* L., at the southern limit of the distribution range of the anadromous form. *Molecular Ecology*, 8(12).
- Bovee, K. D. (1982). *A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology* (Vol. 1). Western Energy and Land Use Team, Office of Biological Services, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior.
- Brierley, G., Fryirs, K., Cullum, C., Tadaki, M., Huang, H. Q., & Blue, B. (2013). Reading the landscape: Integrating the theory and practice of geomorphology to develop place-based understandings of river systems. *Progress in Physical Geography*, 37(5), 601-621.
- Brisbane Declaration (2007). "Environmental flows are essential for freshwater ecosystem health and human well-being," in 10th International river symposium and international environmental flows conference (Brisbane, QLD).
- Britton, J. R., Brazier, M., Davies, G. D., & Chare, S. I. (2008). Case studies on eradicating the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* from fishing lakes in England to prevent their riverine dispersal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(6), 867-876.
- Britton, J. R., Gozlan, R. E., & Copp, G. H. (2011a). Managing non-native fish in the environment. *Fish and fisheries*, 12(3), 256-274.
- Britton, J. R., Copp, G. H., Brazier, M., & Davies, G. D. (2011b). A modular assessment tool for managing introduced fishes according to risks of species and their populations, and impacts of management actions. *Biological Invasions*, 13(12), 2847-2860.
- Bromage, N., Porter, M., & Randall, C. (2001). The environmental regulation of maturation in farmed finfish with special reference to the role of photoperiod and melatonin. *Aquaculture*, 197(1), 63-98.
- Brooks, S., Tyler, C. R., & Sumpter, J. P. (1997). Egg quality in fish: what makes a good egg? *Reviews in Fish Biology and fisheries*, 7(4), 387-416.
- Brown, J. C., Lokensgard, K. H., Snyder, S., & Draper, M. (2019). The cultural currents and social values of trout. *Trout and char of the world*, 65-94.

-
- Brownscombe, J. W., Hyder, K., Potts, W., Wilson, K. L., Pope, K. L., Danylchuk, A. J., et al. (2019). The future of recreational fisheries: advances in science, monitoring, management, and practice. *Fisheries Research*, 211, 247-255.
- Buisson, L., Thuiller, W., Lek, S., Lim, P. U. Y., & Grenouillet, G. (2008). Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biology*, 14(10), 2232-2248.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*, 30(4), 492-507.
- Bussetini, M., & Vezza, P. (2019). Guidance on Environmental Flows-Integrating E-flow Science with Fluvial Geomorphology to Maintain Ecosystem Services; WMO-No. 1235. *World Meteorological Organization (WMO): Geneva, Switzerland*, 1-52.
- Caboni, P., Sherer, T. B., Zhang, N., Taylor, G., Na, H. M., Greenamyre, J. T., & Casida, J. E. (2004). Rotenone, deguelin, their metabolites, and the rat model of Parkinson's disease. *Chemical research in toxicology*, 17(11), 1540-1548.
- Cairney, M., Taggart, J. B., & Høyheim, B. (2000). Characterization of microsatellite and minisatellite loci in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and cross-species amplification in other salmonids. *Molecular Ecology*, 9(12), 2175-2178.
- Cambi, C., & Dragoni, W. (2000). Groundwater yield, climatic changes and recharge variability: considerations arising from the modelling of a spring in the Umbria-Marche Apennines. *Hydrogéologie (Orléans)*, (4), 11-25.
- Cambi, C., Dragoni, W., & Valigi, D. (2003). Water management in low permeability catchments and in times of climatic change: the case of the Nestore River (Western Central Italy). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts a/b/c*, 28(4-5), 201-208.
- Cambray, J. A. (2003). Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia*, 500(1), 217-230.
- Campbell, P. M., Pottinger, T. G., & Sumpter, J. P. (1992). Stress reduces the quality of gametes produced by rainbow trout. *Biology of reproduction*, 47(6), 1140-1150.
- Campbell, P. M., Pottinger, T. G., & Sumpter, J. P. (1994). Preliminary evidence that chronic confinement stress reduces the quality of gametes produced by brown and rainbow trout. *Aquaculture*, 120(1-2), 151-169.
- Caputo, V., Giovannotti, M., & Splendiani, A., (2010). Pattern of gonad maturation in a highly stocked population of brown trout (*Salmo trutta* L., 1758) from Central Italy. *Italian Journal of Zoology*, 77, 14-22.
- Cardona, E., Bugeon, J., Segret, E., & Bobe, J. (2021). VisEgg: a robust phenotyping tool to assess rainbow trout egg features and viability. *Fish Physiology and Biochemistry*, 47(3), 671-679.
- Carosi, A., Bonomo, G., & Lorenzoni, M. (2020). Effectiveness of alien brown trout *Salmo trutta* L. removal activities for the native trout conservation in Mediterranean streams. *Journal of Applied Ichthyology*, 36(4), 461-471.
- Carosi, A., Ghetti, L., Forconi, A., & Lorenzoni, M. (2015). Fish community of the river Tiber basin (Umbria-Italy): temporal changes and possible threats to native biodiversity. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (416), 22.
- Carosi, A., Ghetti, L., & Lorenzoni, M. (2021). The role of climate changes in the spread of freshwater fishes: Implications for alien cool and warm-water species in a Mediterranean basin. *Water*, 13(3), 347.
- Carosi, A., Ghetti, L., Soresina, A., & Lorenzoni, M. (2022). Catch and Release angling: Implications for the management and conservation of the Mediterranean trout in central Italy. *Fisheries Research*, 250, 106285.
- Carosi, A., Padula, R., Ghetti, L., & Lorenzoni, M. (2019). Endemic freshwater fish range shifts related to global climate changes: A long-term study provides some observational evidence for the Mediterranean area. *Water*, 11(11), 2349.

-
- Carosi, A., Talarico, L., Greco, C., Vecchiotti, A., D'Antoni, S., Longobardi, A., et al. (2025) The LIFE STREAMS Project for the Recovery of the Native Mediterranean Trout in Six Italian Pilot Areas: Planning and Adoption of Conservation Actions. *Biology*, 14, 573. <https://doi.org/10.3390/biology14050573>.
- Castaldelli, G., Pluchinotta, A., Milardi, M., Lanzoni, M., Giari, L., Rossi, R., & Fano, E. A. (2013). Introduction of exotic fish species and decline of native species in the lower Po basin, north-eastern Italy. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23(3), 405-417.
- Castañeda, R. A., Weyl, O. L., & Mandrak, N. E. (2020). Using occupancy models to assess the effectiveness of underwater cameras to detect rare stream fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(3), 565-576.
- Casula, P.; Palmas, F.; Curreli, F.; Sabatini, A. (2024). Selecting Monitoring Methods for Endangered Trout Populations. *Diversity*, 16, 442. <https://doi.org/10.3390/d16080442>.
- Caudron, A., Vigier, L., & Champigneulle, A. (2012). Developing collaborative research to improve effectiveness in biodiversity conservation practice. *Journal of Applied Ecology*, 49(4), 753-757.
- Chistiakov, D. A., Helleman, B., & Volckaert, F. A. (2006). Microsatellites and their genomic distribution, evolution, function and applications: a review with special reference fish genetics. *Aquaculture*, 255(1-4), 1-29.
- Christie, M. R., Marine, M. L., French, R. A., Waples, R. S., & Blouin, M. (2012). Effective size of a wild salmonid population is greatly reduced by hatchery supplementation. *Heredity*, 109(4), 254-260.
- Clavero, M., Hermoso, V., Levin, N., & Kark, S. (2010). Biodiversity research: geographical linkages between threats and imperilment in freshwater fish in the Mediterranean Basin. *Diversity and Distributions*, 16(5), 744-754.
- Cole, D. N. (1994). *The wilderness threats matrix: a framework for assessing impacts* (Vol. 475). US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station.
- Coles, T. E., Extence, C. A., Bates, A. J., Oglanby, G. T., & Mason, C. (1988). Surveying the entire river ecosystem. *Polskie Archiwum Hydrobiologii PAHYA* 2, 35(3/4).
- Comte, L., & Olden, J. D. (2018). Evidence for dispersal syndromes in freshwater fishes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1871), 20172214.
- Conover, D. O. (2007). Nets versus nature. *Nature*, 450(7167), 179-180.
- Conrad, C. C., & Hilchey, K. G. (2011). A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environmental monitoring and assessment*, 176(1), 273-291.
- Cooke, R. M., & Goossens, L. H. (2004). Expert judgement elicitation for risk assessments of critical infrastructures. *Journal of risk research*, 7(6), 643-656.
- Cortey, M., & García-Marín, J. L. (2002). Evidence for phylogeographically informative sequence variation in the mitochondrial control region of Atlantic brown trout. *Journal of Fish Biology*, 60(4), 1058-1063.
- Cortey, M., Pla, C., & García-Marín, J. L. (2004). Historical biogeography of Mediterranean trout. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 33(3), 831-844.
- Cortey, M., Vera, M., Pla, C., & Garcia-Marin, J. L. (2009). Northern and Southern expansions of Atlantic brown trout (*Salmo trutta*) populations during Pleistocene. *Biological Journal of the Linnean Society*, 97(4), 904-917.
- Cowx, I. G., & Welcomme, R. L. (Eds.). (1998). *Rehabilitation of rivers for fish: a study undertaken by the European Inland Fisheries Advisory Commission of FAO*. Food & Agriculture Org.
- Cowx I.G., Collares-Pereira M.J. (2002). Freshwater fish conservation: options for the future. In Fishing News Books: Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future, Collares-Pereira M.J., Cowx I.G., Coelho M.M. (eds). Blackwell Scientific: Oxford; 443-452.
- Crandall, K. A., Bininda-Emonds, O. R., Mace, G. M., & Wayne, R. K. (2000). Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in ecology & evolution*, 15(7), 290-295.
- Cresswell, R. C., & Williams, R. (1983). Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters—effect of prior acclimation to flow. *Journal of Fish Biology*, 23(3), 265-276.

- Cucherousset, J., Paillisson, J. M., & Carpentier, A. (2006). Is mass removal an efficient measure to regulate North American catfish *Ameiurus melas* outside of its native range? *Journal of Freshwater Ecology*, 21(4), 699-704.
- Cummins, K. W., Minshall, G. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E., & Petersen, R. C. (1984). Stream ecosystem theory: With 1 figure and 6 tables in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 22(3), 1818-1827.
- D'Antoni, S., Battisti, C., Cenni, M., & Rossi, G.L. (2011). Contributi per la tutela della biodiversità delle zone umide. Rapporti ISPRA 153/11.
- D'Antoni, S., & Causarano, F. (2013). Analisi delle minacce in Siti Natura 2000 e aree protette dalla scala di bacino idrografico: un caso di studio. In *'Biodiversità, disturbi, minacce*. Ed. Forum.
- D'Antoni, S., & Natalia, M.C. (2010). Sinergie fra la direttiva Quadro sulle Acque e le direttive "Habitat" e "Uccelli" per la tutela degli ecosistemi acquatici con particolare riferimento alle aree protette, Siti Natura 2000 e zone Ramsar. Aspetti relativi alla Pianificazione. Rapporti ISPRA 107/2010, 178 pp.
- Darwall W., & Freyhof J. (2016). Lost fishes, who is counting? The extent of the threat to freshwater fish biodiversity. In Closs G.P., Krkosek M., Olden J.D., (Eds.), *Conservation of Freshwater Fishes*, Cambridge University Press: 1-32.
- Darwall W., Smith K., Allen D., Seddon M., McGregor Reid G., Clausnitzer V. and Kalkman V. (2009). Freshwater biodiversity a hidden resource under threat. In: Vié J., Hilton Taylor C., Stuart S.N. (eds.), *Wildlife in a changing world: an analysis of 2008 IUCN Red List of Threatened species*. IUCN, Gland, pp.43-53.
- Desforges, J. E., Clarke, J., Harmsen, E. J., Jardine, A. M., Robichaud, J. A., Serré, S., et al. (2022). The alarming state of freshwater biodiversity in Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(2), 352-365.
- Dodson, J. J., Gibson, R. J., Cunjak, R. A., Friedland, K. D., Garcia de Leaniz, C., Gross, M. R., et al. (1998). Elements in the development of conservation plans for Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(S1), 312-323.
- Domingues, A., Alexandre, C. M., Mateus, C. S., Silva, S., Pereira, J., & Almeida, P. R. (2022). Into the wild: a new approach to the aquaculture production of brown trout (*Salmo trutta* L.) to enhance restocking success. In *Biology and Life Sciences Forum* (Vol. 13, No. 1, p. 115). Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Duchi, A. (2011). Fecundity, egg and alevin size in the River Irminio population of the threatened *Salmo cettii* Rafinesque-Schmaltz, 1810 (Sicily, Italy). *Journal of Applied Ichthyology*, 27(3), 868-872.
- Duchi, A. (2018). Flank spot number and its significance for systematics, taxonomy and conservation of the near-threatened Mediterranean trout *Salmo cettii*: evidence from a genetically pure population. *Journal of Fish Biology*, 92(1), 254-260.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status, conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.
- Dunbar, M. J., Alfredsen, K., & Harby, A. (2012). Hydraulic-habitat modelling for setting environmental river flow needs for salmonids. *Fisheries Management and Ecology*, 19(6), 500-517.
- Duncan, J. R., & Lockwood, J. L. (2001). Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world's freshwater fishes. *Biological conservation*, 102(1), 97-105.
- EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (PPR). (2013). Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *EFSA Journal*, 11(7), 3290.
- Einum, S., & Nislow, K. H. (2005). Local-scale density-dependent survival of mobile organisms in continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon. *Oecologia*, 143(2), 203-210.
- Estoup, A., Presa, P., Krieg, F., Vaiman, D., & Guyomard, R. (1993). n and (GT) n microsatellites: a new class of genetic markers for *Salmo trutta* L. (brown trout). *Heredity*, 71(5), 488-496.
- European Commission (2010). Links between the Water Framework Directive (WFD 2000/60/EC) and Nature Directives (Bird Directive 79/409/EEC & Habitat Directive 92/43/EEC) – FAQ. DG ENV, ENV.B.3 –

Natura 2000, ENVD.1 – Water, ENV A.1 – Enforcement, infringements coordination and legal issues, ENV A.2 – Compliance promotion, governance and legal issues.

European Commission (2015). Ecological flows in the implementation of the Water framework directive. Common Implementation Strategy (CIS), Guidance Document n 31.

European Commission (2020). Draft technical note on criteria and guidance for protected areas designations. Directorate D - Natural Capital. ENV.D.3 - Nature Protection.

Fabiani, A., Gratton, P., Zappes, I. A., Seminara, M., D'Orsi, A., Sbordoni, V., & Allegrucci, G. (2018). Investigating the genetic structure of trout from the Garden of Ninfa (central Italy): Suggestions for conservation and management. *Fisheries Management and Ecology*, 25(1), 1-11.

Fenoglio, S., Bo, T., Cucco, M., Mercalli, L., & Malacarne, G. (2010). Effects of global climate change on freshwater biota: A review with special emphasis on the Italian situation. *Italian Journal of Zoology*, 77(4), 374-383.

Ficke, A. D., Myrick, C. A., & Hansen, L. J. (2007). Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 17(4), 581-613.

Finlayson, B. J., Schnick, R. A., Cailteux, R. L., DeMong, L., Horton, W. D., McClay, W., et al. (2000). *Rotenone use in fisheries management: administrative and technical guidelines manual*. American Fisheries Society.

Finnoff, D., Shogren, J. F., Leung, B., & Lodge, D. (2007). Take a risk: preferring prevention over control of biological invaders. *Ecological Economics*, 62(2), 216-222.

Fochetti, R. (2012). Italian freshwater biodiversity: status, threats and hints for its conservation. *Italian Journal of Zoology*, 79(1), 2-8.

Fochetti, R., Amici, I., & Argano, R. (2003). Seasonal changes and selectivity in the diet of brown trout in the River Nera (Central Italy). *Journal of Freshwater Ecology*, 18(3), 437-444.

Fochetti, R., Argano, R., & Tierno De Figueroa, J. M. (2008). Feeding ecology of various age-classes of brown trout in River Nera, Central Italy.

Ford, M. J. (2002). Selection in captivity during supportive breeding may reduce fitness in the wild. *Conservation Biology*, 16(3), 815-825.

Forneris, G. (1989). Gli incubatoi di valle. Amministrazione Provinciale di Torino, 59 pp.

Frankham, R., Ballou, S. E. J. D., Briscoe, D. A., & Ballou, J. D. (2002). *Introduction to conservation genetics*. Cambridge university press.

Freyhof, J., & Brooks, E. (2011). European Red List of Freshwater Fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Fruciano, C., Pappalardo, A. M., Tigano, C., & Ferrito, V. (2014). Phylogeographical relationships of Sicilian brown trout and the effects of genetic introgression on morphospace occupation. *Biological Journal of the Linnean Society*, 112(3), 387-398.

Fuller, M. R., Leinenbach, P., Detenbeck, N. E., Labiosa, R., & Isaak, D. J. (2022). Riparian vegetation shade restoration and loss effects on recent and future stream temperatures. *Restoration Ecology*, e13626.

Gabelhouse Jr, D. W. (1984). A length-categorization system to assess fish stocks. *North American Journal of Fisheries Management*, 4(3), 273-285.

García-Marín, J. L., Sanz, N., & Pla, C. (1998). Proportions of native and introduced brown trout in adjacent fished and unfished Spanish rivers. *Conservation Biology*, 12(2), 313-319.

García-Marín, J. L., Sanz, N., & Pla, C. (1999). Erosion of the native genetic resources of brown trout in Spain. *Ecology of Freshwater fish*, 8(3), 151-158.

García De Jalón, D., Bussettini, M., Rinaldi, M., Grant, G., Friberg, N., Cowx, I. G., et al. (2017). Linking environmental flows to sediment dynamics. *Water Policy*, 19(2), 358-375.

-
- Gelosi, E., & Colombari, P.T. (2004). Manuale della pesca. Stabilimento Ittiogenico di Roma. Romana Editrice, Roma, 466 pp.
- Genovesi, P. (2005). Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological invasions*, 7(1), 127-133.
- Genovesi, P., Angelini, P., Bianchi, E., Dupré, E., Ercole, S., Giacanelli, V., et al. (2014). Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione, trend. *ISPRA, Serie Rapporti*, 194(2014), 330.
- Gerstman, B. B. (2003). *StatPrimer (Version 6.4)*. Technical report, San Jose State University, 2010. <http://www.sjsu.edu/faculty/gerstman/StatPrimer>.
- Gherardi, F., Bertolino, S., Bodon, M., Casellato, S., Cianfanelli, S., Ferraguti, M., et al. (2008). Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, pathways. *Biological Invasions*, 10(4), 435-454.
- Gibson, R. J. (1988). Mechanisms regulating species composition, population structure, and production of stream salmonids; A review. *Polskie Archiwum Hydrobiologii/Polish Archives of Hydrobiology*, 35(3), 469-495.
- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and planetary change*, 63(2-3), 90-104.
- Giuffra, E., Guyomard, R., & Forneris, G. (1996). Phylogenetic relationships and introgression patterns between incipient parapatric species of Italian brown trout (*Salmo trutta* L. complex). *Molecular ecology*, 5(2), 207-220.
- Global Invasive Species Database (2013). Available online: http://193.206.192.138/gisd/100_worst.php.
- Gosselin, M. P., Maddock, I., & Petts, G. (2012). Mesohabitat use by brown trout (*Salmo trutta*) in a small groundwater-dominated stream. *River Research and Applications*, 28(3), 390-401.
- Gortázar, J., García De Jalón, D., Alonso-González, C., Vizcaíno, P., Baeza, D., & Marchamalo, M. (2007). Spawning period of a southern brown trout population in a highly unpredictable stream. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(4), 515-527.
- Gratton, P., Allegrucci, G., Gandolfi, A., & Sbordoni, V. (2013). Genetic differentiation and hybridization in two naturally occurring sympatric trout *Salmo* spp. forms from a small karstic lake. *Journal of Fish Biology*, 82(2), 637-657.
- Gratton, P., Allegrucci, G., Sbordoni, V., & Gandolfi, A. (2014). The evolutionary jigsaw puzzle of the surviving trout (*Salmo trutta* L. complex) diversity in the Italian region. A multilocus Bayesian approach. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 79, 292-304.
- Greenamyre, J. T., & Hastings, T. G. (2004). Parkinson's--divergent causes, convergent mechanisms. *Science*, 304(5674), 1120-1122.
- Gresswell, R. E. (1991). Use of antimycin for removal of brook trout from a tributary of Yellowstone Lake. *North American Journal of Fisheries Management*, 11(1), 83-90.
- Gumiero B. (2015). Fasce e aree arboree tampone: caratteristiche, funzionalità e applicazioni nei sistemi agroforestali. Associazione Italiana AgroForestazione. <https://www.agroforestry.it/aree-arboree-tampone/>.
- Gurevitch, J., & Padilla, D. K. (2004). Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in ecology & evolution*, 19(9), 470-474.
- Hansen, M. M. (2002). Estimating the long-term effects of stocking domesticated trout into wild brown trout (*Salmo trutta*) populations: An approach using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. *Molecular Ecology*, 11(6), 1003-1015.
- Hansen, M. M., Meier, K., & Mensberg, K. L. D. (2010). Identifying footprints of selection in stocked brown trout populations: A spatio-temporal approach. *Molecular Ecology*, 19(9), 1787-1800.
- Hansen, M. M., Ruzzante, D. E., Nielsen, E. E., & Mensberg, K. L. D. (2000). Microsatellite and mitochondrial DNA polymorphism reveals life-history dependent interbreeding between hatchery and wild brown trout (*Salmo trutta* L.). *Molecular Ecology*, 9(5), 583-594.

-
- Heggenes, J., & Wollebæk, J. (2013). Habitat use and selection by brown trout in streams. In *Ecohydraulics*, 157-176, John Wiley & Sons, Ltd.
- Hermoso, V., & Clavero, M. (2011). Threatening processes and conservation management of endemic freshwater fish in the Mediterranean basin: a review. *Marine and Freshwater Research*, 62(3), 244-254.
- Hess, M. A., Rabe, C. D., Vogel, J. L., Stephenson, J. J., Nelson, D. D., & Narum, S. R. (2012). Supportive breeding boosts natural population abundance with minimal negative impacts on fitness of a wild population of C hinook salmon. *Molecular Ecology*, 21(21), 5236-5250.
- Holzer, G., Unfer, G., & Hinterhofer, M. (2011). Cocooning—eine alternative Methode zur fischereilichen Bewirtschaftung. *Österreichs Fischerei*, 64, 16-27.
- Humpl, M., & Lusk, S. (2006). Effect of multiple electro-fishing on determining the structure of fish communities in small streams. *Folia Zoologica Praha*, 55(3), 315.
- Huntingford, F. A., Adams, C., Braithwaite, V. A., Kadri, S., Pottinger, T. G., Sandøe, P., & Turnbull, J. F. (2006). Current issues in fish welfare. *Journal of fish biology*, 68(2), 332-372.
- Huusko, A., & Hyvärinen, P. (2005). A high harvest rate induces a tendency to generation cycling in a freshwater fish population. *Journal of Animal Ecology*, 74(3), 525-531.
- ISPRA (2007). Annuario dei dati ambientali (APAT), www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/stato-dellambiente/annuario-dei-dati-ambientali-edizione-2007.
- ISPRA (2011). Regime Idrologico. *Implementazione della Direttiva 2000/60/CE - Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici Versione 1.1*.
- ISPRA (2014). Metodi biologici per le acque superficiali interne. ISPRA, Manuali e linee guida 111/2014. https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/MLG_111_2014_Metodi_Biologici_acque.pdf.
- ISPRA (2015). Valutazione del rischio potenziale dei prodotti fitosanitari nelle Aree Natura 2000. Rapporti, 216/2015.
- ISPRA (2016a). IDRAIM – *Sistema di valutazione idromorfologica, analisi e monitoraggio dei corsi d'acqua. Versione aggiornata 2016*. ISPRA, Manuali e linee guida 131/2016. Roma, gennaio 2016.
- ISPRA (2016b). *Sistema di rilevamento e classificazione delle Unità Morfologiche dei corsi d'acqua (SUM). Versione aggiornata 2016*. ISPRA, Manuali e linee guida 132/2016. Roma, gennaio 2016.
- ISPRA (2019). Tutela ed implementazione della connettività ecologica nei contratti di fiume. Reticula. Reti ecologiche, greening e green infrastructure nella pianificazione del territorio e del paesaggio. 22/2019. https://www.isprambiente.gov.it/files2019/pubblicazioni/periodici-tecnici/reticula/RETICULA_22gen2020.pdf.
- Isaak, D. J., Muhlfeld, C. C., Todd, A. S., Al-Chokhachy, R., Roberts, J., Kershner, J. L., et al. (2012). The past as prelude to the future for understanding 21st-century climate effects on Rocky Mountain trout. *Fisheries*, 37(12), 542-556.
- Jastrebski, C. J., & Morbey, Y. E. (2009). Egg size variation in lake trout: phenotype-habitat correlations show an effect of rearing environment. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138(6), 1342-1351.
- Jonsson, B., & Greenberg, L. (2022). Egg incubation temperature influences the population-specific outmigration rate of juvenile brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 100(4), 909-917.
- Jonsson B., Jonsson N. (2011). Climatic effects on Atlantic salmon and brown trout. In: Ecology of Atlantic salmon and brown trout, Springer (Eds.) p. 473–515.
- Jonsson, B., & Jonsson, N. (2014). Early environment influences later performance in fishes. *Journal of Fish Biology*, 85(2), 151-188.
- Jonsson, B., & Jonsson, N. (2017). Habitat as template for life-histories. *Brown trout: Biology, ecology and management*, 229.
- Kara, C., & Alp, A. (2005). Feeding habits and diet composition of brown trout (*Salmo trutta*) in the upper streams of River Ceyhan and River Euphrates in Turkey. *Turkish Journal of Veterinary & Animal Sciences*, 29(2), 417-428.

- King, T. L., Eackles, M. S., & Letcher, B. H. (2005). Microsatellite DNA markers for the study of Atlantic salmon (*Salmo salar*) kinship, population structure, mixed-fishery analyses. *Molecular Ecology Notes*, 5(1), 130-132.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'connell, M. F., & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of freshwater fish*, 12(1), 1-59.
- Koel, T. M., Arnold, J. L., Bigelow, P. E., & Ruhl, M. E. (2010). Native fish conservation plan/environmental assessment. *Wyoming: National Park Service, Yellowstone National Park*.
- Kondolf, G. M. (1994). Geomorphic and environmental effects of instream gravel mining. *Landscape and Urban planning*, 28(2-3), 225-243.
- Kondolf, G. M. (1997). PROFILE: hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental management*, 21(4), 533-551.
- Kottelat, M., & Freyhof, J. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Cornol and Berlin: Publication Kottelat. pp. 646.
- Krkošek, M., Gottesfeld, A., Proctor, B., Rolston, D., Carr-Harris, C., & Lewis, M. A. (2007). Effects of host migration, diversity and aquaculture on sea lice threats to Pacific salmon populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1629), 3141-3149.
- Lahnsteiner, F., Weismann, T., & Patzner, R. A. (1999). Physiological and biochemical parameters for egg quality determination in lake trout, *Salmo trutta lacustris*. *Fish Physiology and Biochemistry*, 20(4), 375-388.
- Lakshminarayanan, S. (2007). Using citizens for science versus citizens as scientists. *Ecology and Society*, 12(2), 2.
- Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T., & Brosse, S. (2008). Correction: fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biology*, 6(12), e322.
- Liermann, C. R., Nilsson, C., Robertson, J., & Ng, R. Y. (2012). Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *BioScience*, 62(6), 539-548.
- Lobón-Cerviá, J., Gonzalez, G., & Budy, P. (2011). Factors driving spatial and temporal variation in production and production/biomass ratio of stream-resident brown trout (*Salmo trutta*) in Cantabrian streams. *Freshwater Biology*, 56(11), 2272-2287.
- Lobón-Cerviá, J., & Sanz, N. (Eds.). (2017). Brown trout: Biology, ecology and management.
- Lobón-Cerviá, J., Esteve, M., Berrebi, P., Duchi, A., Lorenzoni, M., & Young, K. A. (2019). Trout and char of central and southern Europe and northern Africa. *Trout and char of the world*, 379-410.
- Lollobrigidi, R., Procacciante, M., D'Orsi, A., & Seminara, M. (2017). Feeding habits of *Salmo cettii* (Rafinesque, 1810) in Central Italy: studying a residual population of an endangered species using non-invasive methods. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, 1(4), 25-34.
- Lorenzoni, M., Barocco, R., Carosi, A., Daniela, G., & Pompei, L. (2014). La fauna ittica dei corsi d'acqua appenninici in relazione alle variazioni del regime delle deposizioni umide. *Biologia Ambientale*, 28(2), 67-73.
- Lorenzoni, M., Borghesan, F., Carosi, A., Ciuffardi, L., De Curtis, O., Delmastro, G. B., et al. (2019a). Check-list dell'ittiofauna delle acque dolci italiane. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, 1(5), 239-254.
- Lorenzoni, M., Carosi, A., Giovannotti, M., La Porta, G., Splendiani, A., & Barucchi, V. C. (2018). Population status of the native *Cottus gobio* after removal of the alien *Salmo trutta*: a case-study in two Mediterranean streams (Italy). *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (419), 22.
- Lorenzoni, M., Carosi, A., Giovannotti, M., La Porta, G., Splendiani, A., & Barucchi, V. C. (2019b). Morphological survey as powerful detection tool of pure and local phenotypes in *Salmo trutta* complex. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (420), 48.
- Lorenzoni, M., Carosi, A., Giovannotti, M., La Porta, G., Splendiani, A., & Barucchi, V. C. (2019c). Ecology and conservation of the Mediterranean trout in the central Apennines (Italy). *Journal of Limnology*, 78(1).

- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2000). *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database* (Vol. 12). Auckland: Invasive Species Specialist Group.
- Lunelli, F., Faccenda, F., & Baruchelli, G. (2013). Protocollo per una corretta valutazione della qualità delle specie ittiche da semina in acque pubbliche. Fondazione Edmund Mach Istituto Agrario di San Michele All'Adige – Rapporto Tecnico, 46 pp.
- Magris, G., Marroni, F., D'Agaro, E., Vischi, M., Chiabà, C., Scaglione, D., Kijas, J., Messina, M., Tibaldi, E., & Morgante, M. (2022). ddRAD-seq reveals the genetic structure and detects signals of selection in Italian brown trout. *Genetics Selection Evolution*, 54, 8.
- Maitland, B. M., & Latzka, A. W. (2022). Shifting climate conditions affect recruitment in Midwestern stream trout, but depend on seasonal and spatial context. *Ecosphere*, 13(12), e4308.
- Malmqvist, B., & Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental conservation*, 29(2), 134-153.
- Mann, R. H., & Penczak (1986). Fish production in rivers: a review. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 33, 233-247.
- MASE (2018). *Linee guida per l'indicazione di obiettivi specifici per i corpi idrici ricadenti nelle aree protette*. Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica. <https://www.mase.gov.it/pagina/linee-guida-indicazione-di-obiettivi-specifici-i-corpi-idrici-ricadenti-nelle-aree-protette>.
- McFadden, I. R., Sendek, A., Brosse, M., Bach, P. M., Baity-Jesi, M., Bolliger, J., et al. (2022). Linking human impacts to community processes in terrestrial and freshwater ecosystems. *Ecology Letters*.
- McMeel, O. M., Hoey, E. M., & Ferguson, A. (2001). Partial nucleotide sequences, and routine typing by polymerase chain reaction–restriction fragment length polymorphism, of the brown trout (*Salmo trutta*) lactate dehydrogenase, LDH-C1* 90 and* 100 alleles. *Molecular Ecology*, 10(1), 29-34.
- McKinley, D. C., Miller-Rushing, A. J., Ballard, H. L., Bonney, R., Brown, H., Cook-Patton, S. C., et al. (2017). Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation*, 208, 15-28.
- Mejía-Mojica, H., Contreras-MacBeath, T., & Ruiz-Campos, G. (2015). Relationship between environmental and geographic factors and the distribution of exotic fishes in tributaries of the balsas river basin, Mexico. *Environmental Biology of Fishes*, 98(2), 611-621.
- Meraner, A., & Gandolfi, A. (2017). Genetics of the genus *Salmo* in Italy: Evolutionary history, population structure, molecular ecology and conservation. *Brown trout: Biology, ecology and management*, 65-102.
- Mezzerà, M., & Largiader, C. R. (2001). Evidence for selective angling of introduced trout and their hybrids in a stocked brown trout population. *Journal of Fish Biology*, 59(2), 287-301.
- Montgomery, D. R., & Buffington, J. M. (1997). Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geological Society of America Bulletin*, 109(5), 596-611.
- Montori, A., Tierno De Figueroa, J. M., & Santos, X. (2006). The diet of the brown trout *Salmo trutta* (L.) during the reproductive period: size-related and sexual effects. *International review of Hydrobiology*, 91(5), 438-450.
- Moran, P. A. P. (1951). A mathematical theory of animal trapping. *Biometrika*, 38(3/4), 307-311.
- Moritz, C. (1994). Defining 'evolutionarily significant units' for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 9(10), 373-375.
- Moyle, P. B., & Light, T. (1996). Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological conservation*, 78(1-2), 149-161.
- Myers, G. S. (1949). Salt-tolerance of fresh-water fish groups in relation to zoogeographical problems. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 28(1), 315-322.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000a). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

-
- Myers, J. H., Simberloff, D., Kuris, A. M., & Carey, J. R. (2000b). Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in ecology & evolution*, 15(8), 316-320.
- Neilson, K., Kelleher, R., Barnes, G., Speirs, D., & Kelly, J. (2004). Use of fine-mesh monofilament gill nets for the removal of rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) from a small lake complex in Waikato, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 38(3), 525-539.
- Nocita, A., Tricarico, E., & Bertolino, S. (2017). Fine-scale analysis of heavily invaded Italian freshwater fish assemblages. *Integrative zoology*, 12(6), 500-511.
- Nonnis Marzano F., Corradi, N., Papa, R., Tagliavini, J., & Gandolfi, G. (2003). Molecular evidence for introgression and loss of genetic variability in *Salmo (trutta) macrostigma* as a result of massive restocking of Apennine populations (Northern and Central Italy). *Environmental Biology of Fishes*, 68(4), 349-356.
- Nonnis Marzano F., Lorenzoni M., Tancioni L., (2014). Agnati e Osteitti. In: Genovesi P., Angelini P., Bianchi E., Dupré E., Ercole S., Giacanelli V., Ronchi F., Stoch F., Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend. ISPRA, Serie Rapporti, 194/2014.
- O'Connor, J., Stuart, I. and Campbell-Beschorner, R. (2017). Guidelines for fish passage at small structures. Arthur Rylah Institute for Environmental Research. Technical Report Series No. 276. Department of Environment, Land, Water and Planning, Heidelberg, Victoria.
- OPW (2021). Design guidance for fish passage on small barriers. Office of Public Works, Environment Section, Headford, Co. Galway, Ireland. https://www.ar.vic.gov.au/data/assets/pdf_file/0027/123399/ARI-Technical-Report-276-Guidelines-for-fish-passage-at-small-structures.pdf
- O'Reilly, P. T., Hamilton, L. C., McConnell, S. K., & Wright, J. M. (1996). Rapid analysis of genetic variation in Atlantic salmon (*Salmo salar*) by PCR multiplexing of dinucleotide and tetranucleotide microsatellites. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(10), 2292-2298.
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325(5939), 419-422.
- Padula, A., Greco, C., Talarico, L., Caniglia, R., Antognazza, C.M., D'Antoni, S., et al. (2023) A rapid and reliable detection procedure of Atlantic trout introgression at the diagnostic lactate dehydrogenase chain-1 gene Aquaculture, Fish and Fisheries, Vol. 3, Issue 4 p. 388-392. <https://doi.org/10.1002/aff2.124>.
- Palombo, V., Zio, E. De, Salvatore, G., Esposito, S., Iaffaldano, N., & Andrea, M. D. (2021). Genotyping of two Mediterranean trout populations in central-southern Italy for conservation purposes using a rainbow-trout-derived SNP array. *Animals*, 11, 1803.
- Palsbøll, P. J., Berube, M., & Allendorf, F. W. (2007). Identification of management units using population genetic data. *Trends in ecology & evolution*, 22(1), 11-16.
- Pankhurst, N. W., & Van Der Kraak, G. (2000). Evidence that acute stress inhibits ovarian steroidogenesis in rainbow trout in vivo, through the action of cortisol. *General and comparative endocrinology*, 117(2), 225-237.
- Parasiewicz, P., Rogers, J. N., Vezza, P., Gortázar, J., Seager, T., Pegg, M., et al. (2013). Applications of the MesoHABSIM simulation model. In *Ecohydraulics: an integrated approach* (I. Maddock, A. Harby, P. Kemp and P. Wood, eds.), 109–124. John Wiley & Sons, Ltd.
- Parisi, G., Terova, G., Gasco, L., Piccolo, G., Roncarati, A., Moretti, V. M., et al. (2014). Current status and future perspectives of Italian finfish aquaculture. *Reviews in fish biology and fisheries*, 24(1), 15-73.
- Pascale, M., Merati, F., Spairani, M., Perosino, G.C. (2023). Comunità ittiche di riferimento sito-specifiche dei fiumi piemontesi. *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, 44, 165-201.
- Pascale, M., Perosino, G.C. (2023). La trota mediterranea (*Salmo ghigii*) nelle Alpi occidentali, specie autoctona o introdotta? *Biologia Ambientale*, 37, 1-15.
- Paterson, S., Piertney, S. B., Knox, D., Gilbey, J., & Verspoor, E. (2004). Characterization and PCR multiplexing of novel highly variable tetranucleotide Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) microsatellites. *Molecular Ecology Notes*, 4(2), 160-162.

-
- Paul, A. J., Post, J. R., & Stelfox, J. D. (2003). Can anglers influence the abundance of native and nonnative salmonids in a stream from the Canadian Rocky Mountains ? *North American Journal of Fisheries Management*, 23(1), 109-119.
- Pedicillo, G., Carosi, A., Ghetti, L., & Lorenzoni, M. (2010). Population size structure indices and growth standards for *Salmo (trutta) trutta* Linnaeus, 1758 in Central Italy. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (399), 02.
- Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P., Fernandez-Manjarrés, J. F., et al. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330(6010), 1496-1501.
- Petts, G. E. (2009). Instream flow science for sustainable river management. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 45(5), 1071-1086.
- Pini Prato, E. (2009). Linee guida per la progettazione di impianti di risalita per pesci nelle derivazioni idriche. Università di Firenze, Dipartimento di Ingegneria Agraria e Forestale. https://www.venetoagricoltura.org/upload/File/acquacoltura/passaggi%20per%20pesci/LINEE_GUIDA%20RegioneToscana.pdf.
- Pinter, K., Epifanio, J., & Unfer, G. (2019). Release of hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta*) as a threat to wild populations? A case study from Austria. *Fisheries Research*, 219(October 2018), 105296.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., et al. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47(11), 769-784.
- Poff, N. L., & Zimmerman, J. K. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater biology*, 55(1), 194-205.
- Polgar, G., Iaia, M., Righi, T., & Volta, P. (2022). The Italian Alpine and Subalpine trouts: Taxonomy, Evolution, and Conservation. *Biology*, 11(4), 576.
- Pontalti, L. (2009). Protocollo di conduzione degli impianti ittiogenici gestiti dalle associazioni di pescatori per il ripopolamento delle acque libere. Centro Duplicazioni della Provincia Autonoma di Trento. 49 pp.
- Pontalti, L. (2010). Scelta dei criteri e dei parametri per un protocollo d'allevamento delle trote destinate all'immissione nelle acque libere. *Studi Trent. Sci. Nat.*, 87(2010), 39-46.
- Post, J. R. (2013). Resilient recreational fisheries or prone to collapse? A decade of research on the science and management of recreational fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 20 (2-3), 99-110.
- Prat, N., & Munné, A. (2000). Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. *Water research*, 34(15), 3876-3881.
- Presa, P., & Guyomard, R. (1996). Conservation of microsatellites in three species of salmonids. *Journal of Fish Biology*, 49(6), 1326-1329.
- Pritchard, J. K., Stephens, M., & Donnelly, P. (2000). Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155(2), 945-959.
- Querci, G., Pecchioli, E., Leonzio, C., Frati, F., & Nardi, F. (2013). Molecular characterization and hybridization in *Salmo (trutta) macrostigma* morphotypes from Central Italy. *Hydrobiologia*, 702(1), 191-200.
- Reading, B. J., Andersen, L. K., Ryu, Y. W., Mushirobira, Y., Todo, T., & Hiramatsu, N. (2018). Oogenesis and egg quality in finfish: yolk formation and other factors influencing female fertility. *Fishes*, 3(4), 45.
- Regione Emilia-Romagna (1984). Progettazione dei passaggi artificiali per la risalita dei pesci nei fiumi. <https://www.provincia.modena.it/wp-content/uploads/2019/05/Progettazione-passaggi-artificiali-per-pesci-Atti-seminario-1984.pdf>
- Regione Piemonte/IPLA s.p.a. (2023). Le fasce tampone vegetate riparie arbustive-arboree: Realizzazione e gestione. https://www.regione.piemonte.it/web/sites/default/files/media/documenti/2024-06/guida_fasce_tampone_arboree_rev2023_3.pdf.
- Rexroad, C. E., Coleman, R. L., Hershberger, W. K., & Killefer, J. (2002). Rapid communication: Thirty-eight polymorphic microsatellite markers for mapping in rainbow trout. *Journal of Animal Science*, 80, 541-542.

-
- Rhymer, J. M., & Simberloff, D. (1996). Extinction by hybridization and introgression. *Annual review of ecology and systematics*, 27, 83-109.
- Righi, T., Splendiani, A., Caputo Barucchi, V., & Gandolfi, A. (2024). Native or Overlooked Translocation ? Comment on Antognazza et al. Current and Historical Genetic Variability of Native Brown Trout Populations in a Southern Alpine Ecosystem: Implications for Future Management. *Fishes* 2023, 8, 411. *Fishes*, 9(11), 441.
- Rinaldi, M., Simoncini, C., & Piégay, H. (2009). Scientific design strategy for promoting sustainable sediment management: the case of the Magra River (Central-Northern Italy). *River research and applications*, 25(5), 607-625.
- Rinaldi, M., Wyzga, B., & Surian, N. (2005). Sediment mining in alluvial channels: physical effects and management perspectives. *River research and applications*, 21(7), 805-828.
- Roberts, B. C., & White, R. G. (1992). Effects of angler wading on survival of trout eggs and pre-emergent fry. *North American Journal of Fisheries Management*, 12(3), 450-459.
- Robson, D. S., & Regier, H. A. (1964). Sample size in Petersen mark-recapture experiments. *Transactions of the American Fisheries Society*, 93(3), 215-226.
- Roll, U., Dayan, T., Simberloff, D., & Goren, M. (2007). Characteristics of the introduced fish fauna of Israel. *Biological Invasions*, 9(7), 813-824.
- Rondinini, C., Battistoni, A., Peronace, V., & Teofili, C. (2013). Lista rossa IUCN dei vertebrati italiani. *Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio e del mare*, Roma, 56.
- Rondinini, C., Battistoni, A., & Teofili, C. (2022). Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani. *Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica*, Roma, 57.
- Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C., & Pounds, J. A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421(6918), 57-60.
- Rossi, A. R., Petrosino, G., Milana, V., Martinoli, M., Rakaj, A., & Tancioni, L. (2019). Genetic identification of native populations of Mediterranean brown trout *Salmo trutta* L. complex (Osteichthyes: Salmonidae) in central Italy. *The European Zoological Journal*, 86(1), 424-431.
- Rossi, A. R., Talarico, L., Petrosino, G., Crescenzo, S., & Tancioni, L. (2022). Conservation genetics of Mediterranean brown trout in Central Italy (Latium): A multi-marker approach. *Water*, 14(6), 937.
- Ruiz-Mallén, I., Riboli-Sasco, L., Ribault, C., Heras, M., Laguna, D., & Perié, L. (2016). Citizen science: Toward transformative learning. *Science Communication*, 38(4), 523-534.
- Ryman, N., & Laikre, L. (1991). Effects of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conservation Biology*, 5(3), 325-329.
- Rytwinski, T., Taylor, J. J., Donaldson, L. A., Britton, J. R., Browne, D. R., Gresswell, R. E., et al. (2019). The effectiveness of non-native fish removal techniques in freshwater ecosystems: a systematic review. *Environmental Reviews*, 27(1), 71-94.
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F. I. I., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., et al. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- Salafsky, N., Margoluis, R., Redford, K. H., & Robinson, J. G. (2002). Improving the practice of conservation: a conceptual framework and research agenda for conservation science. *Conservation biology*, 16(6), 1469-1479.
- Salafsky, N., Salzer, D., Ervin, J., Boucher, T., & Ostlie, W. (2003). Conventions for defining, naming, measuring, combining, and mapping threats in conservation. *An initial proposal for a standard system. Draft version*.
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A. J., Hilton-Taylor, C. R. A. I. G., Neugarten, R., Butchart, S. H., et al. (2008). A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology*, 22(4), 897-911.

-
- Salvatore, G., Palombo, V., Esposito, S., Iaffaldano, N., & D'Andrea, M. (2022). Mediterranean trout populations of Molise (Italy): A multi-methodological approach with machine learning. *Genes*, 13, 1351.
- Sánchez-Hernández, J., Shaw, S. L., Cobo, F., & Allen, M. S. (2016). Influence of a minimum-length limit regulation on wild brown trout: an example of recruitment and growth overfishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 36(5), 1024-1035.
- Sanz, N. (2018). Phylogeographic history of brown trout: a review. *Brown trout: Biology, ecology and management*, 15-63.
- Saunders, W. C., Budy, P., & Thiede, G. P. (2015). Demographic changes following mechanical removal of exotic brown trout in intermountain West (USA), high-elevation stream. *Ecology of Freshwater Fish*, 24(2), 252-263.
- Saunders, D. L., Meeuwig, J. J., & Vincent, A. C. (2002). Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16(1), 30-41.
- Scardi, M., Tancioni, L. & Martone, C. (2007). Protocollo di campionamento e analisi della fauna ittica dei sistemi lotici. APAT/MATTM 1–31.
- Schöffmann, J., Sušnik, S., & Snoj, A. (2007). Phylogenetic origin of *Salmo trutta* L 1758 from Sicily, based on mitochondrial and nuclear DNA analyses. *Hydrobiologia*, 575(1), 51-55.
- Schreck, C. B., Contreras-Sanchez, W., & Fitzpatrick, M. S. (2001). Effects of stress on fish reproduction, gamete quality, and progeny. In *Reproductive biotechnology in Finfish aquaculture* (pp. 3-24). Elsevier.
- Schreck, C. B. (2010). Stress and fish reproduction: the roles of allostasis and hormesis. *General and comparative endocrinology*, 165(3), 549-556.
- Secord, D. (2003). Biological control of marine invasive species: cautionary tales and land-based lessons. In *Marine bioinvasions: Patterns, processes and perspectives* (pp. 117-131). Springer, Dordrecht.
- Segherloo, I. H., Freyhof, J., Berrebi, P., Ferchaud, A. L., Geiger, M., Laroche, J., et al. (2021). A genomic perspective on an old question: *Salmo* trouts or *Salmo trutta* (Teleostei: Salmonidae)? *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 162, 107204.
- Shepard, B. B., Arismendi, I., David, B., Caudron, A., Dedual, M., Draper, M., & Young, K. A. (2019). Global perspectives on the management of trout and char. *Trout and char of the world. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland*, 605-644.
- Sicuro, B., Tarantola, M., & Valle, E. (2016). Italian aquaculture and the diffusion of alien species: costs and benefits. *Aquaculture Research*, 47(12), 3718-3728.
- Simberloff, D. (2008). We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. In *Ecological impacts of non-native invertebrates and fungi on terrestrial ecosystems* (pp. 149-157). Springer, Dordrecht.
- Simberloff D. (2010). Invasive species. In: *Conservation biology for all* (pp. 131–152). Oxford University, Oxford.
- Simon, T. P., & Sanders, R. E. (2020). Applying an index of biotic integrity based on Great-River fish communities: considerations in sampling and interpretation. In *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities* (pp. 475-505). CRC Press.
- Simpson, M., Stroud, D., McInnes, R., Galewski, T., Segura-Champagnon, L., Dinesen, L., et al. (2021). Global Wetland Outlook: Special Edition 2021. Secretariat of the Convention on Wetland.
- Slettan, A., Olsaker, I., & Lie, Ø. (1995). Atlantic salmon, *Salmo salar*, microsatellites at the SSOSL25, SSOSL85, SSOSL311, SSOSL417 loci. *Animal genetics (Print)*, 26(4), 281-282.
- SNACC (2014). Rapporto sullo stato delle conoscenze scientifiche su impatti, vulnerabilità ed adattamento ai cambiamenti climatici in Italia. Consiglio Nazionale delle Ricerche. http://www.vb.irsra.cnr.it/images/seminar/SNACC/snacc_2014_rapporto_stato_conoscenze.pdf.
- Snoj, A., Marić, S., Bajec, S. S., Berrebi, P., Janjani, S., & Schöffmann, J. (2011). Phylogeographic structure and demographic patterns of brown trout North-West Africa. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 61(1), 203-211.

-
- Smith, K. G., & Darwall, W. R. (Eds.). (2006). *The status and distribution of freshwater fish endemic to the Mediterranean Basin* (Vol. 1). IUCN.
- Specchi, M., Battistella, S., Amirante, G. A., Sigalotti, G. M., Tibaldi, E., & Pizzul, E. (2004). Il recupero della trota marmorata nel Friuli-Venezia Giulia: Sintesi di dieci anni di studi e ricerche. *Erte Tutela Pesca FVG, Udine*.
- Splendiani, A., Berrebi, P., Tougard, C., Righi, T., Reynaud, N., Fioravanti, T., et al. (2020). The role of the south-western Alps as a unidirectional corridor for Mediterranean brown trout (*Salmo trutta* complex) lineages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 131(4), 909-926.
- Splendiani, A., Fioravanti, T., Giovannotti, M., Olivieri, L., Ruggeri, P., Nisi Cerioni, P., et al. (2017). Museum samples could help to reconstruct the original distribution of *Salmo trutta* complex in Italy. *Journal of Fish Biology*, 90(6), 2443-2451.
- Splendiani, A., Fioravanti, T., Ruggeri, P., Giovannotti, M., Carosi, A., Marconi, M., et al. (2019a). Life history and genetic characterisation of sea trout *Salmo trutta* in the Adriatic Sea. *Freshwater Biology*, 65(3), 460-473.
- Splendiani, A., Giovannotti, M., Cerioni, P. N., Caniglia, M. L., & Caputo, V. (2006). Phylogeographic inferences on the native brown trout mtDNA variation in central Italy. *Italian Journal of Zoology*, 73(2), 179-189.
- Splendiani, A., Giovannotti, M., Righi, T., Fioravanti, T., Cerioni, P. N., Lorenzoni, M., et al. (2019b). Introgression despite protection: The case of native brown trout in Natura 2000 network in Italy. *Conservation Genetics*, 20(2), 343-356.
- Splendiani, A., Palmas, F., Sabatini, A., & Caputo Barucchi, V. (2019c). The name of the trout: considerations on the taxonomic status of the *Salmo trutta* L., 1758 complex (Osteichthyes: Salmonidae) in Italy. *The European Zoological Journal*, 86(1), 432-442.
- Splendiani, A., Ruggeri, P., Giovannotti, M., & Caputo Barucchi, V. (2013). Role of environmental factors in the spread of domestic trout in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 58(10), 2089-2101.
- Splendiani, A., Ruggeri, P., Giovannotti, M., Pesaresi, S., Occhipinti, G., Fioravanti, T., et al. (2016). Alien brown trout invasion of the Italian peninsula: the role of geological, climate and anthropogenic factors. *Biological invasions*, 18(7), 2029-2044.
- Splendiani, A., Righi, T., Fioravanti, T., Sabatini, A., Palmas, F., Tougard, C., Berrebi, P., Talarico, L. and Caputo Barucchi, V. (2024). Population genetics, demography and conservation of Mediterranean brown trout from Sardinia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 34(2): e4099.
- Stoch F., & Genovesi, P. (2016). Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Manuali e linee guida, 141/2016.
- Surian, N., Rinaldi, M., Pellegrini, L., Audisio, C., Maraga, F., Teruggi, L., et al. (2009). Channel adjustments in northern and central Italy over the last 200 years. Geological society of America, *Management and restoration of fluvial systems with broad historical changes and human impacts*, 451, 83-95.
- Talarico, L., Caniglia, R., Carosi, A., Lorenzoni, M., Greco, C., Padula, A., D'Antoni, S., Alberti, D., De Paoli, A., Casali, L., Ruocco, M., Tedaldi, G., Pedrazzoli, C., Mucci, N. (2023) Population structure, genetic diversity and demographic patterns unveil massive Mediterranean brown trout manipulations in a protected area of the northern Apennines (Italy). *The European Zoological Journal*, Volume 90, 2023 - Issue 1, <https://doi.org/10.1080/24750263.2023.2223222>.
- Talarico, L., Marta, S., Rossi, A. R., Crescenzo, S., Petrosino, G., Martinoli, M., & Tancioni, L. (2021). Balancing selection, genetic drift, and human-mediated introgression interplay to shape MHC (functional) diversity in Mediterranean brown trout. *Ecology and evolution*, 11(15), 10026-10041.
- Talarico, L., Catucci, E., Martinoli, M., Scardi, M., & Tancioni, L. (2025a). Modelling *Salmo trutta* Complex Spatial Distribution in Central Italy: A Random Forest Approach Revealing Underrepresented Lowland Populations Based on Spatially-Explicit Predictors. *Ecology and Evolution*, 15 (7).

-
- Talarico, L., Petrosino, G., Rossi, A. R., Franchini, P., Gratton, P., & Tancioni, L. (2025b). Efficient eDNA-based assessment of mitochondrial lineage diversity in wild brown trout populations. *Scientific Reports*, 16, 317 (2026).
- Taranger, G. L., Vikingstad, E., Klenke, U., Mayer, I., Stefansson, S. O., Norberg, B., et al. (2003). Effects of photoperiod, temperature and GnRHa treatment on the reproductive physiology of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) broodstock. *Fish Physiology and Biochemistry*, 28(1), 403-406.
- Taylor, B. L., & Dizon, A. E. (1999). First policy then science: why a management unit based solely on genetic criteria cannot work. *Molecular Ecology*, 8, S11-S16.
- Temple, G. M., & Pearsons, T. N. (2007). Electrofishing: backpack and drift boat. *Salmonid field protocols handbook: techniques for assessing status and trends in salmon and trout populations*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 95-132.
- Templeton, R. G. (1995). *Freshwater fisheries management*.
- Thompson, W. L., White, G. C., & Gowan, C. (1998). *Monitoring vertebrate populations*. Elsevier.
- Thorsen, J., Zhu, B., Frengen, E., Osoegawa, K., de Jong, P. J., Koop, B. F., et al. (2005). A highly redundant BAC library of Atlantic salmon (*Salmo salar*): an important tool for salmon projects. *BMC genomics*, 6(1), 1-8.
- Tort, L. (2011). Hormonal responses to stress| Impact of Stress in Health and Reproduction. In *Encyclopedia of fish physiology* (pp. 1541-1552).
- Tougard, C. (2022). Will genomics revolution finally solve the *Salmo* systematics? *Hydrobiologia*, 849, 2209-2224.
- Trentini, G., & Fossi, G. (2016). Linee guida per la gestione della vegetazione lungo i corsi d'acqua in Provincia di Trento. PROGETTO LIFE+T.E.N, Provincia di Trento.
- Unfer, G., & Pinter, K. (2019). Recreational fisheries: The need for sustainability in fisheries management of Alpine rivers. In *Riverine Ecosystem Management- Science for governing towards a sustainable future*. (pp. 253-270). Springer
- Valdebenito, I. I., Gallegos, P. C., & Effer, B. R. (2015). Gamete quality in fish: evaluation parameters and determining factors. *Zygote*, 23(2), 177-197.
- Van Wijngaarden, R., P. A., Brock, T., & Brink, P. J. (2005). Threshold levels for effects of insecticides in freshwater ecosystems: a review. *Ecotoxicology*, 14(3), 355-380.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
- Veza, P., Zanin, A., & Parasiewicz, P. (2017). Manuale tecnico-operativo per la modellazione e la valutazione dell'integrità dell'habitat fluviale. ISPRA, Manuali e linee guida, 154/2017.
- Vinciguerra, D. (1895). I coregoni e la loro introduzione in Italia. *L'eco Dei Campi E Dei Boschi*, 2(2).
- Vinciguerra, D. (1902). Sulla presenza di *Salmo macrostigma* Dum. nelle paludi Pontine. *Monit. Zool. Ital*, 13, 27-28.
- Vinson, M. R., Dinger, E. C., & Vinson, D. K. (2010). Piscicides and invertebrates: after 70 years, does anyone really know? *Fisheries*, 35(2), 61-71.
- Visser, M. E. (2008). Keeping up with a warming world; assessing the rate of adaptation to climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1635), 649-659.
- Wagner, E. J., Arndt, R. E., & Roubidoux, R. (2006). The effect of temperature changes and transport on cutthroat trout eggs soon after fertilization. *North American journal of aquaculture*, 68(3), 235-239.
- Walters, C. J. (1986). *Adaptive management of renewable resources*. Macmillan Publishers Ltd.
- Wendt, C. U. R. T., & Ericson, C. U. R. T. (1971). Blood glucose in hatchery reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) following exercise. *Rep Inst Freshwater Res Drottningholm*, 52, 204-215.

-
- Wilkes, M. A., Maddock, I., Link, O., & Habit, E. (2016). A community-level, mesoscale analysis of fish assemblage structure in shoreline habitats of a large river using multivariate regression trees. *River Research and Applications*, 32(4), 652-665.
- Witzenberger, K. A., & Hochkirch, A. (2011). Ex situ conservation genetics: a review of molecular studies on the genetic consequences of captive breeding programmes for endangered animal species. *Biodiversity and conservation*, 20(9), 1843-1861.
- Wohl, E., Bledsoe, B. P., Jacobson, R. B., Poff, N. L., Rathburn, S. L., Walters, D. M., & Wilcox, A. C. (2015). The natural sediment regime in rivers: Broadening the foundation for ecosystem management. *BioScience*, 65(4), 358-371.
- Xenopoulos, M. A., Lodge, D. M., Alcamo, J., Märker, M., Schulze, K., & Van Vuuren, D. P. (2005). Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Global change biology*, 11(10), 1557-1564.
- Zaccara, S., Trasforini, S., Antognazza, C. M., Puzzi, C., Britton, J. R., & Crosa, G. (2015). Morphological and genetic characterization of Sardinian trout *Salmo cettii* Rafinesque, 1810 and their conservation implications. *Hydrobiologia*, 760(1), 205-223.
- Zanetti, M. (2016). *Salmo cettii/S. ghigii*. In: Stoch F., Genovesi P. (ed.), Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: specie animali. ISPRA, Manuali e linee guida, 141/2016 <https://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/manuali-per-il-monitoraggio-di-specie-e-habitat-di-interesse-comunitario-direttiva-92-43-cee-in-italia-specie-animali>.
- Zavaleta, E. S. (2002). It's often better to eradicate, but can we eradicate better. *Turning the tide: the eradication of invasive species*, 393-403.
- Zavadil, E., & Stewardson, M. (2013). The role of geomorphology and hydrology in determining spatial-scale units for ecohydraulics. In *Ecohydraulics: an integrated approach* (I. Maddock, A. Harby, P. Kemp and P. Wood, eds.), chapter 7, 125-142. John Wiley & Sons, Ltd.
- Zerunian, S., & De Ruosi, T. (2002). *Iconografia dei Pesci delle Acque Interne d'Italia*. Istituto Nazionale Fauna Selvatica "Alessandro Ghigi".
- Zerunian, S., & Gandolfi, G. (1990). *Salmo fibreni* n. sp. (Osteichthyes, Salmonidae) endemica nel bacino del Fibreno (Italia centrale). *Rivista di Idrobiologia*, 29, 521-532.
- Zippin, C. (1956). An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics*, 12(2), 163-189.
- Zippin, C. (1958). The removal method of population estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 22(1), 82-90.

Allegato A.

Marcatori molecolari, protocolli e strategie adottati nel progetto LIFE STREAMS

L'analisi genetica preliminare permette di caratterizzare geneticamente il campione analizzato, attraverso la combinazione dei risultati ottenuti dai marcatori molecolari LDH-C1 e *D-loop*, e la successiva assegnazione degli esemplari esaminati alla corrispondente classe genetica. I due marcatori forniscono informazioni riguardo il grado di introgressione genetica e la diversità genetica mitocondriale degli esemplari analizzati.

Analisi genetiche preliminari: caratterizzazione genetica, stima del grado di introgressione genetica, diversità genetica mitocondriale.

Locus	Lenght	Primer	Riferimento bibliografico
LDH-C1	440 bp	LDHXON3F: 5' GGCAGCCTCTTCCTCAAAACGCCCAA 3' LDHXON4R: 5' CAACCTGCTCTCTCCCTCTGCTGACGAA 3'	McMeel et al. 2001
<i>D-loop</i>	535 bp	PST: 5' CCCAAAGCTAAAATTCTAAAT 3' FST: 5' GCTTTAGTTAAGCTACGC 3'	Cortey & García-Marín, 2002

L'analisi genetica avanzata consente, a seguito dello screening iniziale (LDH-C1 e *D-loop*), di utilizzare i genotipi multi-*locus* ottenuti dall'analisi di 15 *loci* microsatellite al fine di rilevare la struttura genetica del campione, il livello di omogeneità intra-gruppo e di definire i gruppi che vanno a costituire le unità gestionali. Tale analisi rende possibile la stima del livello di introgressione genetica individuale (*admixture*) ed è pertanto implicata nella selezione genetica dei riproduttori.

Analisi genetiche avanzate: caratterizzazione genetica e stima del livello di *admixture*.

Locus	Multiplex	T annealing	Dye	Repeat	Primer	Riferimento bibliografico
Str60INRA	A	60°C	HEX	Di	For: CGGTGTGCTTGTCAGGTTTC Rev: GTCAAGTCAGCAAGCCTCAC	Estoup et al. (1993)
SsaD190	A	60°C	FAM	Tetra	For: GGCATTGGAGGTAAGGACAC Rev: CCAGACCACTGAACCTCTCATC	King et al. (2005)
Ssa197	A	60°C	PET	Di-Tetra	For: GGGTTGAGTAGGGAGGCTTG Rev: TGGCAGGGATTGACATAAC	O'Reilly et al. (1996)
Ssa85	B	58°C	HEX	Di	For: AGGTGGGTCTCCAAGCTAC Rev: ACCCGTCTCCTCACTTAATC	O'Reilly et al. (1996)
Ssa410Uos	B	58°C	FAM	Tetra	For: GGAAAATAATCAATGCTGCTGGTT Rev: CTACAATCTGGACTATCTTCTCA	Cairney et al. (2000)
Omm1064	B	58°C	PET	Tetra	For: AGAATGCTACTGGTGGCTGATTGTGA Rev: TCTGAAAGACAGGTGGATGGTCC	Rexroad et al. (2002)
Str73INRA	C	55°C	HEX	Di	For: CCTGGAGATCCTCCAGCAGGA Rev: CTATTCTGCTTGAACCTAGACCTA	Estoup et al. (1993)
SSsp2213	C	55°C	PET	Tetra	For: ATGTGGAGGTCAACTAACCAGCGTG Rev: CATCAATCACAGAGTGAGGCACTCG	Paterson et al. (2004)
SsaD71	C	55°C	FAM	Tetra	For: AACGTGAAACATAAATCGATGG Rev: TTAAGAATGGGTTGCCTATGAG	King et al. (2005)
MST543	D	57°C	PET	Di	For: ATTCTTCGGCTTTCTCTTGC Rev: ATCTGGTCAGTTTCTTTATG	Presa & Guyomard (1996)
SSa103NVH	D	57°C	FAM	Di	For: GCTGTGATTCTCTCTGC Rev: AAAGGTGGGTCCAAGGAC	Thorsen et al. (2005)
SsoSL417	D	57°C	HEX	Di	For: TTGTTCACTGTATATGTGTCCCAT Rev: GATCTTCACTGCCACCTTATGACC	Slettan et al. (1995)
MST591	E	55°C	NED	Di	For: CTGGTGGCAGGATTTGA Rev: CACTGTCTTCTGTTCTT	Presa & Guyomard (1996)
MST85	E	55°C	FAM	Di	For: GGAAGGAAGGGAGAAAGGT Rev: GGAAAATCAATACTAACA	Presa & Guyomard (1996)
Ssa408Uos	E	55°C	HEX	Tetra	For: AATGGATTACGGGTACGTTAGACA Rev: CTCTGTGCAGGTTCTTCATCTGT	Cairney et al. (2000)

Valutazione dello stato della popolazione/corpo idrico (azione A3.3) e workflow del progetto LIFE STREAMS

La caratterizzazione genetica (azione A3.3) degli esemplari prelevati dai siti identificati permette di definire i siti idonei alla realizzazione delle azioni concrete di conservazione.

Si utilizzano le analisi genetiche preliminari

- Gene C1 della Lattato De-idrogenasi (LDH-C1)
- Regione di Controllo DNA mitocondriale (*D-loop*)

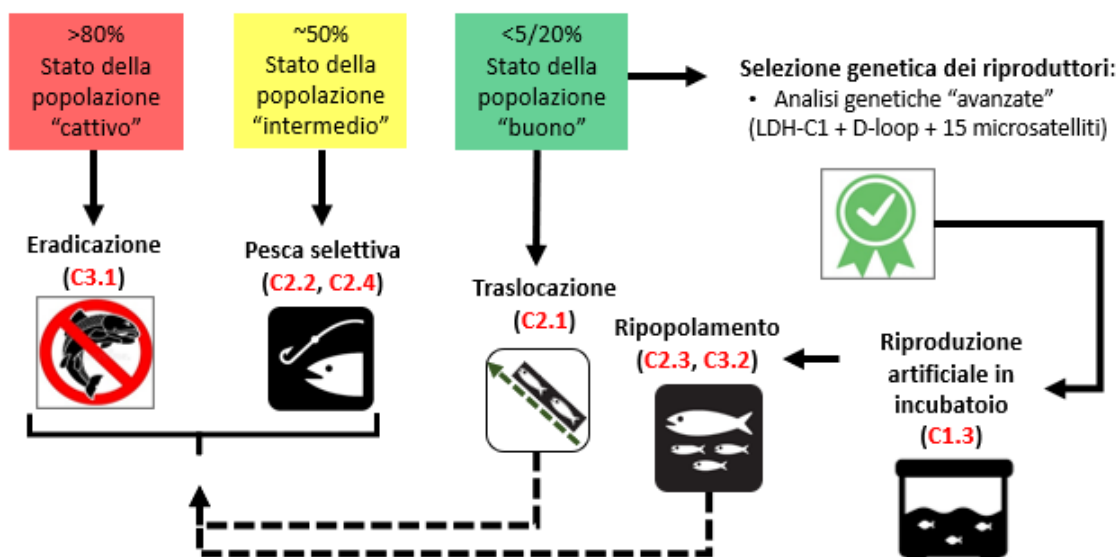
Interpretazione dei risultati

Gli esiti dell'azione preparatoria (A3.3) consentono di definire il piano operativo per l'attuazione delle azioni di conservazione attraverso la valutazione delle percentuali di componente genetica autoctona, alloctona e ibrida ottenute per ogni popolazione analizzata. Tali valori contribuiscono alla definizione dei siti idonei per la scelta dei riproduttori, ripopolamento, traslocazione, pesca selettiva ed eradicazione.

Workflow del progetto LIFE STREAMS

Caratterizzazione dei siti attraverso:

- Analisi demografica
- Analisi ambientale
- **Valutazione delle percentuali di componente genetica alloctona**



Analisi genetiche per l'identificazione dei riproduttori (azione C1.2)

Genotipo LDH-C1	Aplogruppo D-loop	Classe genetica	Valutazione
*90/*90	AT	Atlantico (<i>Salmo trutta</i>)	✗
*90/*100	AT, AD, ME, MA o dato mancante	Ibrido/introgresso	✗
*90/*90	AD, ME o MA	Ibrido/introgresso	✗
*100/*100	AT	Ibrido/introgresso	✗
*100/*100	AD, ME o MA	Mediterraneo (<i>Salmo ghigii</i>)	✓
Dato mancante	AT, AD, ME, MA o dato mancante	Non applicabile	✗

L'azione mira a produrre trote selvatiche pure da utilizzare per il ripopolamento e per il ripristino delle popolazioni di trota mediterranea. I potenziali riproduttori vengono analizzati preliminarmente ai marcatori molecolari *D-loop* e LDH-C1 e successivamente, se risultati idonei, vengono sottoposti all'analisi dei *loci* microsatellite.

Si utilizzano le analisi genetiche avanzate

- Gene C1 della Lattato De-idrogenasi (LDH-C1)
- Regione di Controllo DNA mitocondriale (*D-loop*)
- 15 *loci* microsatellite

Protocollo per la selezione genetica dei riproduttori (azione C1.2).

Genotipo LDH-C1	Aplogruppo D-loop (sensu Bernatchèz, 2001)	Genotipi 15 loci microsatellite	Attribuzione	Valutazione
*100/*100	AD, ME o MA (aplotipi compatibili con quelli rilevati nell'area di rilascio)	Genoma mediterraneo (q) ≥ 98 %	Trota mediterranea (<i>S. ghigii</i>)	✓
Tutte le altre combinazioni			Trota atlantica (<i>S. trutta</i>) o ibrido/introgresso	✗

Monitoraggio delle azioni di conservazione (azione D1.1)

Lo screening genetico periodico consente di valutare i risultati e, dunque, l'efficacia delle azioni di conservazione intraprese.

Si utilizzano le analisi genetiche preliminari

- Gene C1 della Lattato De-idrogenasi (LDH-C1)
- Regione di Controllo DNA mitocondriale (*D-loop*)

Azione di conservazione monitorata	Periodo
Riduzione dell'introggressione a seguito di traslocazioni (C2.1)	Fine progetto
Monitoraggio dell'efficacia della pesca selettiva (C2.2a)	Tre stagioni
Riduzione dell'introggressione a seguito solo della pesca selettiva (C2.2b)	Fine progetto
Riduzione dell'introggressione a seguito solo del ripopolamento (C2.3)	Fine progetto
Monitoraggio dell'efficacia della pesca selettiva + ripopolamento (C2.4a)	Tre stagioni

Replicabilità e trasferibilità orizzontale (azione E2.1)

Questa azione è volta a garantire la replicabilità e la trasferibilità dell'approccio utilizzato e consiste nel replicare l'azione di caratterizzazione genetica (A3.3) in siti non descritti geneticamente nell'ambito di tale azione.

Si utilizzano le analisi genetiche preliminari

- Gene C1 della Lattato De-idrogenasi (LDH-C1)
- Regione di Controllo DNA mitocondriale (*D-loop*)

Riepilogo dei marcatori molecolari utilizzati nelle azioni del progetto Life STREAMS.

Analisi genetica	Marcatori molecolari	Azione di progetto
Preliminari	✓ LDH-C1 ✓ <i>D-loop</i>	• Caratterizzazione genetica (A3.3) • Monitoraggio delle azioni di conservazione (D1.1) • Replicabilità e trasferibilità orizzontale (E2.1)
Avanzate	✓ LDH-C1 ✓ <i>D-loop</i> ✓ 15 <i>loci</i> STRs	• Selezione genetica dei riproduttori (C1.2)

