

Monitoraggio della qualità ambientale degli ecosistemi acquatici,
valutazione delle criticità e predisposizione di modello di gestione
per l'utilizzo sostenibile delle risorse idriche del Parco dell'Adamello

MODELLO DI GESTIONE PER LE ACQUE DEL PARCO DELL'ADAMELLO



INDICE

1	PREMESSA.....	2
2	VALUTAZIONE DEI DEFLUSSI MINIMI VITALI (DMV)	3
2.1	Elementi concettuali	3
2.2	I principali prelievi idrici nel territorio del parco	4
2.3	Valutazione dell'efficacia dei rilasci in atto	6
2.4	Definizione dei dmv da applicare alle derivazioni esistenti.....	8
2.5	Controllo dei deflussi	11
2.6	Dinamiche stagionali	11
2.7	Verifica dell'efficacia idraulica.....	12
2.8	Valutazione degli effetti ecologici	13
2.9	Elementi di valutazione di nuove domande di derivazione.....	13
2.10	Gli ambienti ad elevata integrità dove vietare prelievi idrici.....	14
3	INDICAZIONI METODOLOGICHE PER LA GESTIONE DEGLI SVASI	15
3.1	Effetti delle operazioni di svaso sull'ecosistema acquatico	17
3.2	Determinazione dei limiti ecologicamente compatibili durante lo svaso.....	19
3.3	Misure di controllo durante le operazioni	21
3.4	Valutazione dei danni	22
3.5	Misure di mitigazione raccomandate	24
3.6	Riepilogo delle attività e soggetti coinvolti	25
3.7	Bibliografia.....	26
4	I SISTEMI NATURALI DI DEPURAZIONE DELLE ACQUE	27
4.1	I meccanismi di rimozione degli inquinanti	28
4.2	Tipologie esistenti.....	31
4.3	Criteri di progettazione	47
4.4	Bibliografia.....	54
5	CLASSIFICAZIONE DEGLI AMBIENTI ACQUATICI AI FINI DEI PESCI E DELLA PESCA... 55	
5.1	Definizione della vocazionalità ittica reale delle acque del Parco	56
6	STUDIO DI FATTIBILITÀ DELLA REINTRODUZIONE DI SPECIE ITTICHE AUTOCTONE.. 60	
6.1	Le specie ittiche autoctone delle acque del Parco dell'Adamello da reintrodurre.....	62
6.2	Gli incubatoi ittici.....	73
6.3	Bibliografia.....	77

1 PREMESSA

Questo documento contiene le indicazioni per attuare la gestione degli ambienti acquatici all'interno del Parco dell'Adamello, con particolare riferimento alle regole e alle opere per la mitigazione degli impatti causati dalle attività antropiche, alla classificazione degli ambienti acquatici ai fini della pesca e alla possibilità di reintrodurre specie ittiche autoctone. Per quanto riguarda le regole e le opere per la mitigazione degli impatti sono presi in esame gli aspetti relativi al deflusso minimo vitale (DMV), gli svassi dei serbatoi artificiali e la fitodepurazione, mentre le tematiche relative ai passaggi artificiali per i pesci e le opere di ingegneria naturalistica saranno trattate in ulteriori appositi documenti.

2 VALUTAZIONE DEI DEFLUSSI MINIMI VITALI (DMV)

Questo capitolo prende in esame i deflussi minimi vitali come misura di mitigazione per l'impatto delle derivazioni idriche sui corsi d'acqua, valutando le situazioni specifiche all'interno del Parco e suggerendo le misure più appropriate da adottare.

2.1 ELEMENTI CONCETTUALI

Il prelievo di una parte consistente delle portate disponibili in un corso d'acqua provoca, una serie di impatti negativi sull'ecosistema fluviale, che possono assumere un differente livello di gravità in funzione delle caratteristiche specifiche di ciascun tratto interessato da captazione.

Poiché il complesso della normativa vigente che tratta la tematica dei prelievi idrici prevede sempre la presenza di un deflusso minimo vitale, e considerato le attuali conoscenze sugli impatti che queste provocano, è indubbio il fatto che sia necessario definire, a valle di ciascuna derivazione idrica, un valore di DMV.

I corpi idrici del Parco dell'Adamello, pur appartenendo quasi tutti al medesimo bacino imbrifero (quello del Fiume Oglio), sia per l'estensione dell'area sia per la variabilità delle caratteristiche geografiche, altitudinali, idrologiche e morfologiche, presentano problematiche specifiche nei diversi tratti fluviali interessati da captazioni idriche. Tali caratteristiche devono quindi essere sempre analizzate e valutate nella definizione di un DMV che sia idoneo per ciascun tratto derivato, così come nella valutazione dell'efficacia dei rilasci già in atto.

Si ricorda in particolare che i parametri maggiormente rilevanti del determinare l'efficacia o meno di un deflusso minimo, oltre ovviamente alla sua entità in termini assoluti, sono riassumibili come segue:

- la morfologia fluviale, poiché ad essa è legata la distribuzione della portata nell'alveo e quindi le condizioni idrauliche che determinano la qualità dell'habitat;
- l'altitudine, poiché in alta quota nella stagione invernale si verificano condizioni di particolare criticità, che possono portare sino al completo congelamento del corso d'acqua ed anche perché in alta quota possono talvolta naturalmente mancare specie che richiedono la presenza di deflussi consistenti e duraturi (come i pesci);
- le specie animali e vegetali presenti, poiché le differenti specie hanno esigenze diverse;
- la qualità delle acque che, se non ottimale, può anch'essa condizionare l'ecosistema;
- la lunghezza del tratto interessato;
- gli effetti del deflusso sul corpo idrico principale in cui il corso d'acqua recapita; questo aspetto è particolarmente significativo per le prese che captano gli affluenti del Fiume Oglio nella loro parte terminale.

2.2 I PRINCIPALI PRELIEVI IDRICI NEL TERRITORIO DEL PARCO

La produzione idroelettrica nel Gruppo dell'Adamello ha una storia lunga ed articolata e costituisce un elemento ormai caratteristico di quasi tutte le valli. Lo sfruttamento delle acque ha avuto inizio fin dai primi anni del Novecento con la costruzione, da parte della Società Generale Elettrica dell'Adamello, della diga del Lago d'Arno, destinata ad alimentare la centrale di Isola, ora sottesa dalla centrale di S. Fiorano; successivamente sono state costruite le dighe dell'Avio, del Salarno e del Baitone, ultimate negli anni 1928-1930. In una fase successiva, durata fino alla fine degli anni Cinquanta, sono state costruite la diga del Lago Benedetto e quindi quelle del Pantano e del Venerocolo. Alla Società Generale Elettrica dell'Adamello, con il passare degli anni, sono subentrate la Società Cisalpina, l'Edison e successivamente l'ENEL. Lo sfruttamento massiccio delle risorse idriche si è sviluppato soprattutto nel dopoguerra, grazie ad una serie di condizioni favorevoli allo sviluppo di nuovi siti produttivi, quali il basso costo della manodopera, dovuto alle poche disponibilità di posti di lavoro in valle, e le garanzie di alto profitto, dovute alle idonee caratteristiche ambientali. Ad oggi sono sempre numerosi gli impianti idroelettrici ubicati in Val Camonica all'interno del Parco dell'Adamello. Essi appartengono in gran parte all'ENEL, anche se si ritrovano parecchi impianti dell'Edison e di altri piccoli autoproduttori. Alcuni di essi risalgono ai primi anni del 1900, mentre altri di più recente costruzione hanno sotteso impianti preesistenti, utilizzando in maniera più efficiente le risorse idriche disponibili dei serbatoi dell'asta dell'Avio e dell'Arno, arrivando ad una potenza complessiva elevata di circa 1500 MW, ottenuta grazie a condizioni idrauliche, morfologiche e topografiche favorevoli, da considerarsi rilevante anche a livello regionale. Nello specifico si possono distinguere due grandi sistemi idroelettrici d'alta quota, il Sistema Avio ed il Sistema Poggia (di proprietà dell'Enel), ed un canale di gronda in valle (di proprietà dell'Edison), che nel complesso sfruttano circa l'80% delle acque derivate a scopo idroelettrico. I due sistemi, ubicati sotto il gruppo dell'Adamello, utilizzano i deflussi regolati da una serie di serbatoi ad accumulo stagionale, compresi fra la quota di 2400 m e 1800 m s.l.m., della capacità complessiva di circa 115 milioni di m³. Nelle tabelle che seguono sono riassunte, distinte per concessionario, e sono elencati i principali dati ad esse riferiti.

Tabella 1: elenco delle captazioni presenti nel Parco gestite dall'Enel

Proprietà Enel	Superficie bacino imbrifero (Km ²)	Altitudine (m s.l.m.)	Rilascio previsto (l/s)
Sistema Avio			
Lago d'Avio	24.9	1908	0
Lago Venerocolo	2.4	2535	0
Lago Pantano	5	2378	0
Lago d'Aviolo	7	1928	20
Torrente Narcanello	11.2	1955	0
Val Seria	2.9	1840	0
Valle di Salimmo	2.1	1950	0
Vedretta dei Frati	3	2550	10
Valli Incavate	1	2050	0
Valli Incavate	1	2077	0
Valle dei Buoi	0.4	1950	0
Sistema Poggia			
Lago Baitone	7.9	2281	0
Laghetto Miller	9.9	2168	20
Lago Salarno	14.9	2071	0
Torrente Adame' a Lissone	22.5	2010	0

Lago d'Arno	14.5	1801	0
Sistema Poggia "Basso"			
Torrente Salerno a Fresine	34.9	870	80
Torrente Adame' a Isola	44.5	890	130
T. Piz d'Arno a Isola	18	880	0

Tabella 2: elenco delle captazioni presenti nel Parco gestite dall'Edison

Proprietà Edison	Superficie bacino imbrifero (Km ²)	Altitudine (m s.l.m.)	Rilascio previsto (l/s)
Traversa di Temù	185	1094	330
Torrente Vallaro	7	1087	0
Torrente Val Paghera	17	1084	0
Torrente Val Moriana	3.1	1082	0
Torrente Val Finale	4.3	1082	0
Torrente Rabbia	12.4	641	0
Torrente Remulo	44	637	0
Torrente Zazza	5.5	635	0
Diga del Poggia	112	630	0
Traversa di Cedegolo	683	400	1093
Torrente San Fiorano	4	396	0
Lago della Vacca	1.6	2358	0
Torrente Palobbia	38.5	392	0

Tabella 3: elenco delle captazioni presenti nel Parco gestite da Enel Greenpower

Proprietà: Enel Greenpower	Superficie bacino imbrifero (Km ²)	Altitudine (m s.l.m.)	Rilascio previsto (l/s)
Torrente Tredenus (T. Re)	13.5	980	30
Torrente Palobbia	22.6	970	50
Torrente Palobbia di Braone	8.7	990	0
Torrente Re di Niardo	6	1080	0

Tabella 4: elenco delle captazioni presenti nel Parco gestite da altri soggetti

Proprietà	Superficie bacino imbrifero (Km ²)	Altitudine (m s.l.m.)	Rilascio previsto (l/s)
Franzoni filati: Torrente Remulo (Ponte Faet)	33.5	1120	70
Ecocamuna spa: Torrente Salerno (Fabrezza)	25	1525	134.4
Tassara spa: Torrente Degna	8.4	1020	36

2.3 VALUTAZIONE DELL'EFFICACIA DEI RILASCI IN ATTO

Alla luce delle considerazioni esposte viene di seguito preso in esame lo stato di fatto, inteso come stato ambientale dei corsi d'acqua del Parco interessati da derivazioni, con l'obiettivo di verificare se l'ecosistema evidenzia squilibri o alterazioni particolarmente significative.

Nel complesso, purtroppo, è stato evidenziato uno stato di notevole alterazione degli ecosistemi delle acque correnti posti a valle delle derivazioni idriche, ciò principalmente per il fatto che la maggior parte dei prelievi idrici nel Parco presentano un DMV nullo o molto basso, quindi con alvei praticamente asciutti.

Nel complesso è possibile schematizzare le differenti situazioni rilevate nelle tre categorie di seguito descritte.

- 1. Derivazioni che provocano una completa alterazione dell'ecosistema acquatico a valle:** a questa categoria appartengono sostanzialmente tutte le derivazioni, riassunte nella tabella che segue, che hanno DMV nullo; l'entità del tratto in stato di totale alterazione è solitamente legata alla localizzazione degli apporti laterali che solo in pochi casi fortunati (es. Diga di Salerno) sono relativamente vicini all'opera di presa; la mitigazione degli effetti di queste alterazioni si può ottenere, nella maggior parte dei casi, innanzi tutto con il rilascio di un corretto DMV.

Tabella 5: derivazioni che provocano una completa alterazione dell'ecosistema acquatico a valle

Derivazioni	Superficie bacino imbrifero (Km ²)	Altitudine (m s.l.m.)	Rilascio previsto (l/s)
Lago d'Avio	24.9	1908	0
Lago Venerocolo	2.4	2535	0
Lago Pantano	5	2378	0
Torrente Narcanello	17.6	1955	0
Rii minori alta valle Avio	-	1950	0
Lago Baitone	7.9	2260	0
Lago Salerno	14.9	2050	0
Torrente Poja a Lissone	22.5	2010	0
Torrente Piz d'Arno a Isola	18	880	0
Torrente Vallaro	7	1087	0
Torrente Val Paghera	17	1084	0
Torrente Val Moriana	3.1	1082	0
Torrente Val Finale	4.3	1082	0
Torrente Rabbia	12.4	641	0
Torrente Remulo	44	637	0
Torrente Zazza	5.5	635	0
Diga del Poggia	112	630	0
Torrente Palobbia	38.5	392	0
Lago della Vacca	1.6	2358	0
Torrente Palobbia di Braone	8.7	990	0
Torrente Re di Niardo	6	1080	0

2. **Derivazioni che provocano una consistente alterazione dell'ecosistema acquatico a valle dell'opera di presa per insufficienza del DMV** che, pur presente, non garantisce condizioni di sufficiente diversità idraulica e quindi l'ecosistema non può svilupparsi in modo sufficientemente equilibrato; anche in questo caso l'alterazione risulta via via attenuata dagli apporti laterali; la mitigazione degli effetti di queste alterazioni si può ottenere incrementando in modo sostanziale il rilascio già in atto sino ad un corretto valore di DMV.

Tabella 6: derivazioni che provocano una consistente alterazione dell'ecosistema acquatico a valle dell'opera di presa per insufficienza del DMV

Derivazioni	Superficie bacino imbrifero (Km ²)	Altitudine (m s.l.m.)	Rilascio previsto (l/s)
Lago d'Aviolo	7	1928	20
Vedretta dei Frati	3	2550	10
Laghetto Miller	9.9	2168	20
Fiume Oglio a Temù	185	1094	340
Fiume Oglio a Cedegolo	683	400	1093
Torrente Remulo (Ponte Faeto)	33.5	1120	70
Torrente Tredenus (T. Re)	13.5	980	30
Torrente Palobbia	22.6	970	50
Torrente Degna	8.4	1020	36

3. **Derivazioni che provocano una parziale alterazione dell'ecosistema acquatico a valle dell'opera di presa per insufficienza del DMV anche in funzione delle esigenze delle specie ospitate, a cominciare dai pesci, e del grado di fruizione degli ambienti interessati;** la mitigazione degli effetti di queste alterazioni, in taluni casi, si può ottenere incrementando il rilascio già in atto.

Derivazioni	Superficie bacino imbrifero (Km ²)	Altitudine (m s.l.m.)	Rilascio previsto (l/s)
Lago d'Arno	14.5	1801	30
Torrente Salarno a Fresine	34.9	870	80
Torrente Poja a Isola	44.5	890	130
Torrente Salarno (Fabrezza)	25	1525	134.4

È bene ricordare che al di là degli aspetti strettamente ambientali, l'entità di un deflusso minimo dovrebbe anche tenere in considerazione altri aspetti, che hanno soprattutto ricadute di tipo "sociale", quali ad esempio la presenza di tratti di particolare interesse turistico-fruizionale, oppure di tratti ad elevata valenza paesaggistica (es. cascate).

2.4 DEFINIZIONE DEI DMV DA APPLICARE ALLE DERIVAZIONI ESISTENTI

L'approccio utilizzato per la quantificazione dei DMV alle prese nel Parco, in considerazione dell'impossibilità di utilizzare un metodo sperimentale sitospecifico per ognuna delle captazioni, è il seguente:

- si parte dalla recente evoluzione normativa del DMV in ed in particolare, Regione Lombardia, l' Atto di Indirizzo (DCR 28 luglio 2004, n. 71048) e la Proposta di Programma di Tutela e Usi delle Acque (DGR 12 novembre 2004, n. 7/ 19359) che stabiliscono che il DMV sia rappresentato da una componente idrologica, quantificata nella misura del 10% della portata media, integrato nelle aree protette sino ad un massimo del 20%;
- si analizzano quindi i principali parametri ambientali, ritenuti importanti nei singoli casi, per determinare il DMV;
- la valutazione di questi parametri porta alla definizione di un coefficiente moltiplicativo che potrà avere il valore compreso fra 1 e 2 e sarà proporzionalmente più basso quando sono presenti fattori che consentono di limitare il deflusso rilasciato;
- stabilito il coefficiente di natura ambientale, il DMV è calcolato sulla base del contributo (10% della portata media) e della dimensione del bacino imbrifero sotteso alla singola presa.

Riassumendo quindi il DMV viene calcolato con la seguente formula:

$$DMV = 10\% Q_{med} * coeff. amb. (N) * S.$$

Il DMV è espresso in l/s

Il coefficiente ambientale (N) è un valore compreso 1 e 2, in relazione alle condizioni del corso d'acqua

La superficie (S) è espressa in km² di bacino imbrifero a monte dell'opera di presa.

Per quanto riguarda la determinazione della portata media annua, ai fini della determinazione della componente idrologica del deflusso minimo, si prospettano due approcci metodologici:

- in bacini in cui sono disponibili serie di misure storiche di portata la portata media annua si calcola attraverso l'elaborazione statistica dei dati disponibili;
- in bacini sprovvisti di serie di misure di portata la portata media annua dovrà essere calcolata attraverso formule teoriche regionalizzate.

Il prelievo di tutta l'acqua presente in un corso d'acqua, quindi con un DMV uguale a 0, non è compatibile con il mantenimento di condizioni minime per l'ecosistema; il Parco potrà valutare richieste di eccezioni a questa regola solo nel caso di motivazioni tecniche oggettive e comprovate e prevedendo comunque la completa compensazione della portata in altri punti di captazione, preferibilmente all'interno del medesimo bacino imbrifero. La compensazione non dovrà comportare benefici economici al concessionario stesso rispetto alla potenza prodotta.

Nella tabella che segue vengono riassunti i coefficienti per il calcolo del DMV alle singole prese. Vengono presi in considerazione **tutti i prelievi più rilevanti, quelli cioè che sottendono bacini imbriferi di almeno 7 kmq.**

Derivazione	Superficie Km ²	Coefficiente amb. (N)	Note
Torrente Narcanello	11.2	2	Alveo alluvionato, tratto finale artificializzato
Lago Avio – Torrente Avio	24.9	2	Pendenza iniziale elevata, poi rilevante contributo rii minori
Lago Aviolo - Torrente Paghera	7	2	Elevata naturalità, notevole fruizione
Torrente Paghera	17	2	Elevata naturalità, contributo Fiume Oglio
Torrente Rabbia	12.4	2	Ultimo tratto artificializzato, contributo Fiume Oglio
Lago Baitone – Torrente Baitone	7.9	2	Pendenza elevata, contributo a T. Remulo
Lago Miller - Torrente Remulo	9.9	2	Elevata naturalità
Torrente Remulo (Ponte Faeto)	17.7	2	Elevata naturalità
Torrente Remulo a Rino	44	2	Contributo Fiume Oglio
Torrente Poja a Lissone	22.5	2	Pendenza elevata, alterazioni morfologiche
Lago Salarno – T. Poja di Salarno	14.9	2	Elevata naturalità, abbondanti contributi laterali
Lago Arno – T. Piz d'Arno	14.5	2	Elevata pendenza, brevità del tratto
Torrente Poja di Salarno a Fabrezza	25	2	Elevata naturalità
Torrente Poja di Salarno a Fresine	34.9	2	Contributo a T. Poja
Torrente Poja a Isola	44.5	2	Elevata naturalità
Torrente Piz d'Arno a Isola	18	2	Contributo a T. Poja
Torrente Tredenus (T. Re)	13.5	2	Contributo a Fiume Oglio
Torrente Palobbia di Ceto	22.6	2	Elevata naturalità
Torrente Palobbia di Braone	8.7	2	Elevata naturalità
Torrente Palobbia	38.5	2	Contributo a Fiume Oglio

Per le tre prese Edison di Temù, del Bacino del Poggia e di Cedegolo, che sottendono i tre bacini più grandi all'interno del Parco, il DMV è stato calcolato utilizzando la formula indicata sulla base di serie storiche di portata relative all'Oglio a Temù ed a Capo di Ponte; l'applicazione è riassunta nella tabella seguente. **Si sottolinea che di tale formula, è stata utilizzata, al momento solamente la parte idrologica senza l'integrazione dei fattori correttivi ambientali che, quando applicati, aumenteranno ulteriormente i deflussi prospettati.**

Derivazione	Superficie (Km ²)	Contributo (l/s/Km ²)	Portata media (l/s)	DMV Calcolato (l/s)	DMV attualmente previsto (l/s)
F. Oglio a Temù	185	42.35	7835	783	330
Diga del Poggia	112	40.72	4561	456	0
F. Oglio a Cedegolo	683.5	36.39	24873	2.487	1093

Ai fini della salvaguardia dei corsi d'acqua minori o dei tratti superiori dei corsi d'acqua principali si prospetta la necessità che il singolo DMV sia di entità almeno uguale a 50 l/s come prospettato dalla recente normativa regionale e come emerso dalla Ricerca effettuata dal Politecnico di Milano nell'ambito della sperimentazione della Legge 102/90.

Derivazione	Contributo (l/s/Km ²)	Portata media (l/s)	10% Portata media (l/s)	Coefficiente N	DMV Calcolato (l/s)	DMV attualmente previsto (l/s)
Torrente Narcanello	44.06	493	49.3	2	98,60	0
Lago Avio	40.92	1019	101.9	2	203,80	0
Lago Aviolo	28.35	198	19.8	2	40	20
Torrente Paghera	28.35	482	48.2	2	96,40	0
Torrente Rabbia	28.99	359	35.9	2	71,80	0
Lago Baitone	39.05	308	30.8	2	61,60	0
Lago Miller	39.15	388	38.8	2	78	20
Torrente Remulo (Ponte Faeto)	39.15	693	69.3	2	139	70
Torrente Remulo a Rino	39.15	1723	172.3	2	345	0
Torrente Poja a Lissone	42.03	946	94.6	2	189,20	0
Lago Salarno	40.79	608	60.8	2	122	0
Lago Arno	44.89	651	65.1	2	130,20	30
Torrente Poja di Salarno a Fresine	40.79	1424	142.4	2	285	80
Torrente Poja di Salarno a Fabrezza	40.79	1020	102.0	2	204	134.4
Torrente Poja a Isola	40.72	1812	181.2	2	362	130
Torrente Piz d'Arno a Isola	44.89	808	80.8	2	162	0
Torrente Tredenus (T. Re)	28.35	383	38.3	2	77	0
Torrente Palobbia di Ceto	29.79	673	67.3	2	135	50
Torrente Palobbia di Braone	21.74	189	18.9	2	38	0
Torrente Palobbia	22.19	854	85.4	2	171	0

Tutte le rimanenti captazioni nel parco, non espressamente citate nella tabella sopra riportata, si riferiscono a corsi d'acqua o tratti di piccole dimensioni per i quali il DMV calcolato porterebbe a valori di pochi litri al secondo e per i quali si raccomanda comunque il rispetto della normativa regionale secondo la quale ogni singolo DMV non dovrebbe essere inferiore a 50 l/s.

2.5 CONTROLLO DEI DEFLUSSI

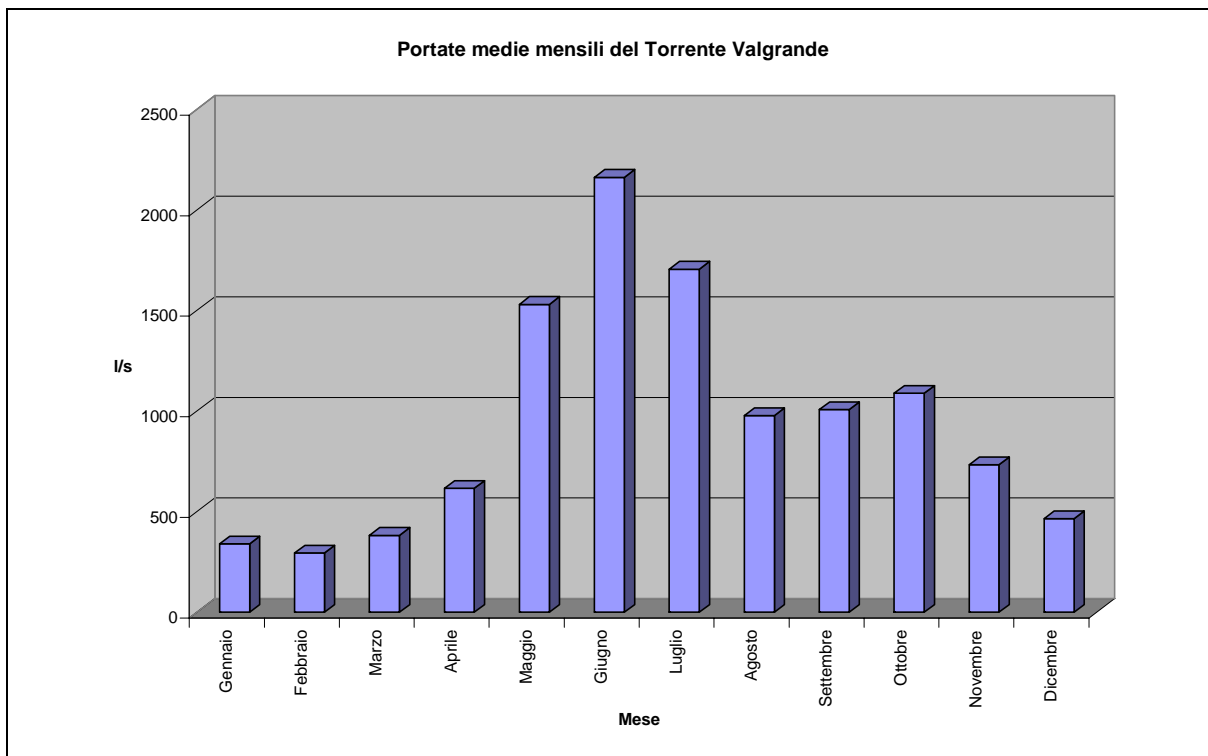
Il DMV deve essere rilasciato immediatamente all'opera di presa, al fine di evitare tratti di alveo asciutto, e le quantità devono essere certe, costanti e facilmente controllabili attraverso dispositivi concordati con il soggetto titolare della captazione. A titolo di esempio potrebbe essere calcolata l'altezza della "luce" della paratoia da cui viene rilasciato il DMV, corrispondente al quantitativo da rilasciare, evidenziando tale altezza con una tacca facilmente verificabile dal personale di controllo.

Le indagini sperimentali svolte nell'ambito della caratterizzazione degli ambienti acquatici del Parco hanno rilevato che in diversi casi il DMV realmente rilasciato a valle delle derivazioni è risultato essere, dalle misure, sensibilmente inferiore a quello previsto.

2.6 DINAMICHE STAGIONALI

Le portate naturali dei corsi d'acqua montani subiscono evidenti variazioni legate all'andamento stagionale. Tale andamento vede, in ambito alpino, le portate di magra collocate nella stagione invernale, in particolare nei mesi di gennaio e febbraio, mentre le portate medie mensili più elevate si rilevano solitamente all'inizio dell'estate; questo fenomeno è da mettere in relazione con l'aumento delle temperature in alta quota ed il conseguente scioglimento delle nevi, che determina un notevole aumento delle portate. A scopo esemplificativo, nel grafico che segue viene rappresentato l'andamento delle portate medie mensili del torrente della Val Grande, che pur fuori dal Parco, può essere considerato rappresentativo dei corsi d'acqua del Parco.

Figura 1: andamento delle portate medie mensili del T. Valgrande

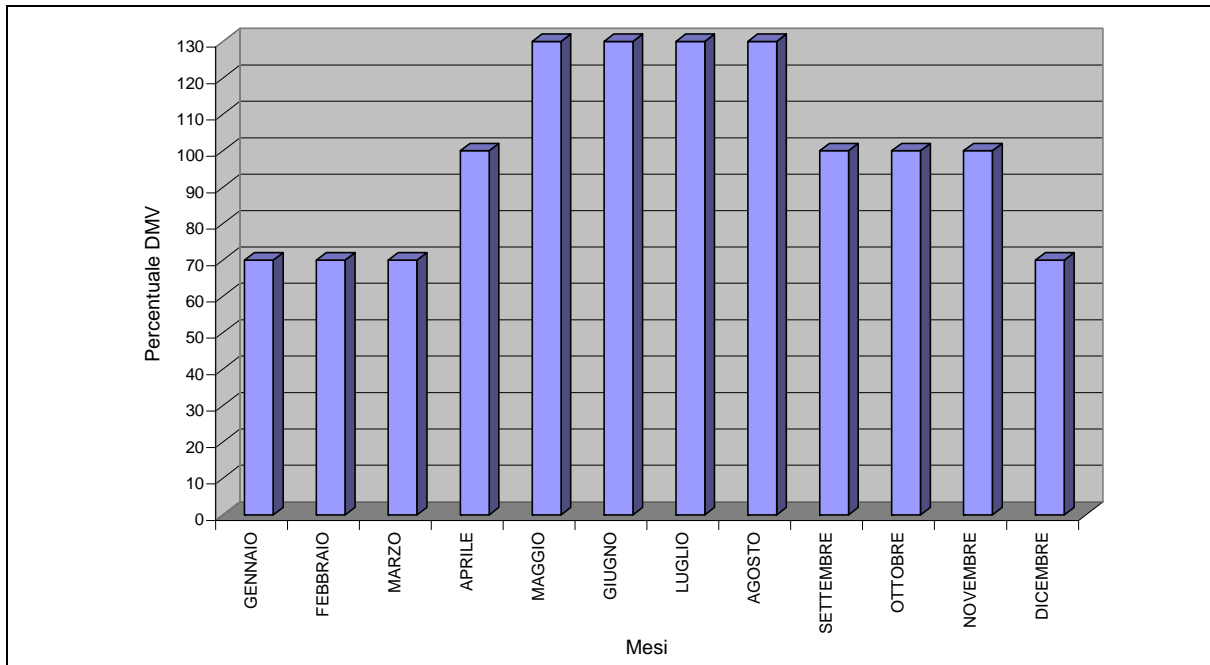


Per quanto sopra indicato, sarebbe opportuno prendere in considerazione la possibilità di modulare stagionalmente il DMV al fine di ricostruire una dinamica delle portate che sia più simile al naturale, in particolare in quei tratti dove i contributi laterali sono trascurabili e quindi la portata in alveo, ad esclusione dei momenti di pioggia, rischia di essere uguale per gran parte dell'anno.

In termini operativi, ove le opere di rilascio lo consentano, sarebbe opportuno concordare con i titolari delle derivazioni uno schema di rilascio, schematizzato in seguito dalla tabella e dal grafico.

Mesi	Percentuale del DMV concordato
gennaio, febbraio, marzo e dicembre	70 %
aprile, settembre, ottobre e novembre	100%
maggio, giugno, luglio ed agosto	130%

Figura 2: andamento stagionale del DMV



Occorre sottolineare che tale andamento, quando applicato ai piccoli rilasci (50 l/s), potrebbe portare per alcuni mesi l'anno al rischio di scendere sotto valori che corrispondono alla soglia minima vitale.

2.7 VERIFICA DELL'EFFICACIA IDRAULICA

Nei casi in cui attualmente non è presente un deflusso minimo dalle prese e il tratto fluviale sottostante è asciutto, non è valutabile a priori come si comporterà il deflusso rilasciato; esso potrebbe infatti scomparire in subalveo o espandersi in larghezza con un ridottissimo tirante idraulico, vanificando così i benefici ecologici attesi. Per queste situazioni si propone quindi di attuare dei rilasci sperimentali di durata limitata al periodo necessario a monitorare le condizioni idrauliche che si vengono a creare nell'alveo in presenza del deflusso. I risultati delle osservazioni sperimentali consentiranno di adeguare i deflussi alle effettive condizioni idrauliche – morfologiche.

Lo stesso principio della efficacia del DMV, pur in diverse condizioni, può essere applicato ai rilasci in alta quota dove esiste il rischio che un deflusso contenuto possa completamente ghiacciare; anche per questo aspetto un approfondimento sperimentale consentirà di valutare la coerenza di quanto prescritto.

Un terzo elemento che merita una breve verifica sperimentale è quello dell'applicazione della dinamica stagionale del deflusso, in particolare per i piccoli deflussi, dove occorre verificare che la riduzione invernale non sia incompatibile con le condizioni minime di mantenimento dell'ecosistema.

2.8 VALUTAZIONE DEGLI EFFETTI ECOLOGICI

Dal momento che il calcolo del DMV si è basato su formulazioni teoriche, anche se ben sostenute da un punto di vista tecnico e normativo, è in corso attualmente una fase di sperimentazione dei deflussi così stabiliti durante la quale potrà essere monitorata la loro reale efficacia e quindi appropriatezza. I risultati di queste attività sperimentali, svolte su tre bacini campione particolarmente rappresentativi, consentiranno di confermare i DMV calcolati o eventualmente di ricalibrarli in funzione delle situazioni reali riscontrate.

2.9 ELEMENTI DI VALUTAZIONE DI NUOVE DOMANDE DI DERIVAZIONE

Nuove domande di derivazione che perverranno alla valutazione del Parco dovranno tenere in considerazione quanto definito nel presente Piano, a cominciare dal fatto che non potranno essere captate le acque comprese nell'elenco degli ambienti, citati nel capitolo 7, individuati ai sensi dell'Art. 25 della "Legge Galli".

Per le nuove derivazioni, la cui concessione sarà compatibile con i vincoli fissati, dovranno essere previste le seguenti misure di mitigazione:

- rilascio di un deflusso minimo vitale definito con criteri idrologici ed ecologici sitospecifici per il tratto a valle della captazione ipotizzata; il deflusso dovrà essere modulato in accordo con le variazioni di portata naturale stagionali e dovrà salvaguardare anche la capacità di omeostasi termica del corso d'acqua;
- realizzazione di un passaggio artificiale per pesci in grado di consentire la risalita delle specie ittiche vocazionali nei periodi in cui compiono le migrazioni;
- le eventuali operazioni di sghiaio dovranno avvenire sotto uno stretto monitoraggio e dovranno essere pianificate in modo da limitare le alterazioni del tratto fluviale sottostante la presa;
- il rilascio delle acque captate dovrà avvenire nel medesimo corpo idrico in cui sono state prelevate; non potrà essere consentita la diversione di acque ad un sottobacino imbrifero differente.

2.10 GLI AMBIENTI AD ELEVATA INTEGRITÀ DOVE VIETARE PRELIEVI IDRICI

Il PTC del Parco, in attuazione dell'art 25 della Legge 5 gennaio 1994 n°36, prescrive che il Piano di settore Acque individui gli ambienti acquatici che non possono essere captati.

In tali ambienti ad elevata integrità dove sarà necessario astenersi in maniera assoluta da qualsiasi tipo di intervento di captazione. Per la scelta degli stessi sono stati identificati i seguenti requisiti:

- **Elevato pregio naturalistico:** elevata integrità dell'alveo, delle sponde e del bacino imbrifero; presenza di elementi faunistici o floristici endemici o autoctoni che possano risentire pesantemente della riduzione di portata.
- **Elevato valore paesaggistico,** anche in relazione ai livelli di fruizione in atto.
- **Forte sensibilità alla riduzione di portata:** ad esempio tratti a bassa pendenza che sono notevolmente penalizzati da un minor deflusso.
- **Indicazioni normative sull'esigenza di una loro tutela;** i "torrenti alpini a dinamica naturale o seminaturale la cui qualità dell'acqua non presenta alterazioni significative" rientrano nelle tipologie di habitat naturali di interesse comunitario citati dalla DIRETTIVA 92/43/CEE, relativa alla "conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche".
- **Lunghezza significativa.**

Sulla base dei requisiti elencati si propongono quali acque da tutelare integralmente in cui devono essere vietati i prelievi idrici i seguenti torrenti:

- ***Torrente Paghera (Aviolo) dalle sorgenti sino al Lago Aviolo***
- ***Torrente Poja (Adamè) dalle sorgenti sino alla captazione Enel di Lissone***
- ***Torrente Poja di Salarno dalle sorgenti al bacino di Dosazzo***
- ***Torrente Poja di Salarno da Macesso alla captazione di Enel di Fabrezza***
- ***Torrente Palobbia (compreso il ramo della Valle di Dois), dalle sorgenti sino alla captazione di Enel Green Power***
- ***Torrente Palobbia di Braone (Foppe di Braone), dalle sorgenti sino alla captazione di Enel Green Power***
- ***Fiume Caffaro dalle sorgenti sino al confine del Parco***
- ***Torrente Tredenus dalle sorgenti sino alla captazione di Enel Green Power sul T. Re***
- ***Torrente Degna (Val di Stabio) dalle sorgenti sino alla captazione di Tassara***

3 INDICAZIONI METODOLOGICHE PER LA GESTIONE DEGLI SVASI

I bacini artificiali e le opere di presa sono sovente soggetti ad interrimento ad opera dei sedimenti sospesi che vi afferiscono e quindi sedimentano; per questo motivo e per motivi di manutenzione delle paratoie essi necessitano di operazioni periodiche di svuotamento, con cadenze generalmente pluriennali. Queste operazioni possono avere pesanti ripercussioni sull'ecosistema acquatico a valle, in quanto il sedimento che si è progressivamente depositato sul fondo del bacino viene riversato nelle acque scaricate. In considerazione del grande numero di invasi artificiali presenti al suo interno, è evidente che si tratta di un problema di grande interesse per il Parco dell'Adamello. Ad esempio, nell'estate 2004 sono stati svuotati i bacini del L. Salarno e del L. Miller, che hanno interessato rispettivamente gli ecosistemi acquatici dei torrenti Poja di Salarno e Remulo.

Tecnicamente occorre distinguere due tipi di manovre di svuotamento degli invasi, che possono avere impatti di diversa entità:

- Lo **svaso**, che comporta lo svuotamento dell'acqua del lago per consentire le operazioni di manutenzione della diga e degli organi di fondo; in questi caso il rilascio di sedimento verso valle è accidentale ed è possibile effettuare degli interventi per limitare la concentrazione dei sedimenti sospesi verso valle.
- Lo **spurgo** (con operazioni di **sghiaimento** e **sfangamento**), che comporta lo svuotamento del lago finalizzato proprio alla rimozione del sedimento accumulatosi sul fondo del bacino riversandolo a valle attraverso lo scarico di fondo; questa manovra è particolarmente impattante sull'ecosistema fluviale in quanto comporta una sorta di piena artificiale caratterizzata da elevatissime concentrazioni di sedimenti sospesi.

Nel presente documento i termini "svaso" e "spurgo" saranno utilizzati come sinonimi per indicare operazioni che comportino il rilascio di sedimento, accidentale o voluto; la distinzione tecnica tra le due operazioni sarà sottolineata nei casi in cui si riterrà necessario dettagliarne con precisione gli effetti.

L'attività di manutenzione da eseguire sull'impianto, le misure di prevenzione e tutela del corpo ricettore, dell'ecosistema acquatico, delle attività di pesca e delle risorse idriche invasate e rilasciate a valle dello sbarramento durante le operazioni stesse sono disciplinate dal Decreto Legislativo 11 maggio 1999 n 152 " Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole" all'articolo 40 (dighe), prevede, fra l'altro, quanto segue:

- *comma 2. "Al fine di assicurare il mantenimento della capacità di invaso e la salvaguardia sia della qualità dell'acqua invasata, sia del corpo ricettore, le operazioni di svaso, sghiaimento e sfangamento delle dighe sono effettuate sulla base di **un progetto di gestione di ciascun impianto**. Il progetto di gestione è finalizzato a definire sia il quadro previsionale di dette operazioni connesse con le attività di manutenzione da eseguire sull'impianto sia le misure di prevenzione e tutela del corpo ricettore, dell'ecosistema acquatico, delle attività di pesca e delle risorse idriche invasate e rilasciate a valle dello sbarramento durante le operazioni stesse."*
- *comma 3. "Il progetto di gestione individua altresì eventuali modalità di manovra degli organi di scarico, anche al fine di assicurare la tutela del corpo ricettore. Restano valide in ogni caso le disposizioni fissate dal decreto del Presidente della Repubblica 1 novembre 1959, n. 1363 (1), volte a garantire la sicurezza di persone e cose."*
- *comma 4. "Il progetto di gestione di cui al comma 2, è predisposto dal gestore sulla base dei criteri fissati con decreto del Ministro dei lavori pubblici e del Ministro dell'ambiente di concerto con i Ministri dell'industria, del commercio e dell'artigianato, per le politiche agricole e il Ministro delegato della Protezione civile, previa intesa con la Conferenza permanente per i rapporti tra*

lo Stato, le regioni e le province autonome di Trento e di Bolzano, da emanarsi entro 90 giorni dalla data di entrata in vigore del presente decreto.”

- *comma 6 “Con l’approvazione del progetto il gestore è autorizzato ad eseguire le operazioni di svaso, sghiaimento e sfangamento in conformità dei limiti indicati dal progetto stesso e alle relative prescrizioni”.*

A tutt’oggi tali progetti di gestione non sono stati ancora approvati.

Riprendendo quanto disposto dall’art. 22 (Asciutta di corpi idrici) della L.R. 26.5.1982 e succ.mod., anche la L.R. 30 luglio 2001 n. 12 “Norme per l’incremento e la tutela del patrimonio ittico e l’esercizio della pesca nelle acque della Regione Lombardia” all’art. 12 (Derivazioni di acque in concessione e interventi sui corpi idrici), quinto comma, prevede *che chi intende svuotare o interrompere corsi d’acqua o bacini che non siano soggetti ad asciutte per cause naturali, compresi quelli privati in comunicazione con acque pubbliche, è obbligato, salvo che nei casi di urgenza, a darne comunicazione alla provincia competente per territorio almeno trenta giorni prima dell’inizio dei lavori.*

3.1 EFFETTI DELLE OPERAZIONI DI SVASO SULL'ECOSISTEMA ACQUATICO

L'incremento anomalo di sedimenti sospesi che si verifica durante uno svaso a seguito del rilascio a valle del sedimento di fondo comporta i seguenti effetti nocivi sull'ecosistema fluviale sottostante (Newcombe & MacDonald, 1991; Calow & Petts, 1992; Newcombe, 1994):

- un'azione meccanica (abrasione e occlusione) sugli apparati respiratori e alimentari dei pesci e degli invertebrati e sulla componente vegetale acquatica;
- un'alterazione del comportamento degli organismi che utilizzano la vista come percezione sensoriale, le cui capacità di individuare le prede e stabilire relazioni sociali sono limitate dalla scarsa o nulla visibilità dovuta alla torbidità;
- la distruzione dei *microhabitat* interstiziali di fondo, indispensabili alla vita sia degli invertebrati che dei primi stadi vitali dei pesci (uova e larve dei Salmonidi), che vengono occlusi dal sedimento fine che si deposita sul fondo;
- alterazioni a livello di *mesohabitat*, quando l'apporto di sedimento a valle è tale da determinare il riempimento delle pozze e la formazione di barre e isole di ghiaia nei raschi;
- infine, se al bacino svasato afferiscono scarichi inquinanti, lo sversamento dei sedimenti pone anche problemi di deficit di ossigeno e di tossicità diretta (per esempio per la presenza di ammoniacale e di metalli pesanti).

Gli effetti nocivi dei sedimenti sospesi sugli organismi acquatici possono essere raggruppati in tre categorie principali (Newcombe & MacDonald, 1991):

1. Effetti comportamentali: vengono modificati i modelli comportamentali caratteristici di un organismo in ambiente non perturbato.
2. Effetti subletali: alterano i tessuti o la fisiologia degli organismi ma in modo non abbastanza grave da causarne la morte.
3. Effetti letali: causano la morte di singoli individui, riducono la consistenza numerica della popolazione o ne danneggiano la capacità di autosostentamento.

L'entità dell'effetto dei sedimenti sospesi sugli organismi non è unicamente funzione della concentrazione degli stessi, ma dipende anche dalla durata dell'esposizione; da tale constatazione nasce il concetto di "dose", definito come il prodotto della concentrazione dei sedimenti sospesi per il tempo di esposizione, e ad esso si fa riferimento per la valutazione dei rischi potenziali per la vita acquatica indotti dai sedimenti sospesi (Newcombe & MacDonald, 1991). Una rassegna vasta e completa degli effetti dei sedimenti sospesi sugli organismi acquatici è stata compilata da Newcombe (1994; 1996), sulla base di numerosi dati bibliografici; tale autore ha redatto una scala di severità degli effetti (SE) in base alla loro gravità, secondo una classe di punteggio da 0 (nessun effetto) a 14 (effetto più grave), che possono essere riassunti dalla Tabella 7.

Tabella 7: classi di severità degli effetti (SE) dei sedimenti sospesi sui pesci (Newcombe, 1996)

Classe di severità dell'effetto (SE)	Descrizione dell'effetto
EFFETTI COMPORAMENTALI	
0	Nessun effetto deleterio osservato.
1	Reazione di allarme; aumento della frequenza dei colpi di tosse per eliminare i sedimenti ingeriti dalla cavità boccale.
2	Abbandono delle zone di rifugio.
3	Si innesca una risposta di evitamento ai sedimenti sospesi; intervengono modificazioni nel comportamento di nuoto.
4	Diminuisce la frequenza di alimentazione (p. e. si verificano interferenze nella predazione a vista a causa della torbidità dell'acqua).
EFFETTI SUBLETALI	
5	Leggero stress fisiologico; aumento della frequenza dei colpi di tosse o della respirazione, o entrambi.
6	Moderato stress fisiologico.
7	Moderata degradazione dell'habitat; alterazione del comportamento migratorio e dell'orientamento.
8	Severi stress fisiologici e lesioni istologiche (abrasioni epiteliali); modifiche del comportamento tipiche di situazioni ad elevato stress; i comportamenti manifestano cambiamenti avvenuti a livello fisiologico.
9	Tasso di crescita ridotto, interferenze nello sviluppo di uova (p.e. ricopertura delle stesse) ed embrioni.
EFFETTI LETALI	
10	Mortalità compresa tra lo 0 e il 20%; aumenta il tasso di mortalità dovuto alla predazione.
11	Mortalità compresa tra il 20% e il 40%; riduzione nelle dimensioni della popolazione o danni all'habitat o entrambi.
12	Mortalità compresa tra il 40% e il 60%.
13	Mortalità compresa tra il 60% e il 80%
14	Mortalità compresa tra il 80% e il 100%
EFFETTI SOVRALETALI	
>14	Danni catastrofici all'habitat per i pesci

Il tempo di recupero spontaneo dell'ecosistema fluviale dipenderà, oltre che dall'entità dell'effetto subito, dal verificarsi di piene naturali in grado di ripulire l'alveo dal sedimento fine e dalla possibilità di ricolonizzazione spontanea da parte della fauna acquatica proveniente da ambienti laterali rimasti integri.

Per quanto riguarda invece l'ecosistema lacustre, nel caso di invasi interamente artificiali esso scomparirà completamente in seguito allo svuotamento; nel caso di laghi naturali ampliati si avrà invece la riduzione del bacino al preesistente specchio lacustre, che potrà garantire la sopravvivenza almeno di una parte della biocenosi lacustre, sia pure quantitativamente ridotta per il minor spazio vitale disponibile. E' evidente che in questo secondo caso il tempo di recupero sarà più breve rispetto alla situazione di un invaso completamente artificiale, nel quale invece il ripristino della biocenosi potrà avvenire solo in un periodo lungo e, per quanto riguarda i pesci, richiederà con tutta probabilità interventi di supporto.

3.2 DETERMINAZIONE DEI LIMITI ECOLOGICAMENTE COMPATIBILI DURANTE LO SVASO

In questo capitolo si forniscono le indicazioni sui limiti per i sedimenti sospesi e i parametri chimico – fisici che non devono essere superati per non danneggiare l'ecosistema fluviale durante lo svaso.

3.2.1 SEDIMENTI SOSPESI

Newcombe e MacDonald (1991) hanno sviluppato un modello, lo *Stress Index*, con l'intento di associare a degli intervalli di valori di dosi di sedimenti sospesi le tre categorie di effetti sui pesci: comportamentali, subletali e letali (vedi il capitolo precedente per la loro descrizione).

Lo *Stress Index* (SI) si calcola come logaritmo naturale del prodotto tra concentrazione (C, mg/l) e durata dell'esposizione (D, ore):

$$\text{STRESS INDEX: SI} = \ln (C \cdot D) \text{ o anche } \text{SI} = \ln (\text{DOSE})$$

L'applicazione di tale modello ai risultati di numerosi studi sugli effetti dei sedimenti sospesi sui pesci ha permesso di definire l'intervallo di *Stress Index* cui corrispondono le tre categorie di effetti, come descritto dalla seguente tabella (Newcombe, 1994):

Stress Index (SI) (mg/l*h)	INCIDENZA PERCENTUALE PER CATEGORIA DI EFFETTO		
	Effetto comportamentale	Effetto subletale	Effetto letale
SI < 6	87 %	13 %	0 %
6 = SI = 12	7 %	42 %	51 %
SI > 12	3 %	22 %	75 %

Da tale applicazione è possibile ottenere delle linee guida per la valutazione dell'impatto di sedimenti sospesi sui pesci; se lo SI è minore di 6 è probabile che si abbiano solo lievi effetti sulla comunità ittica; valori tra 6 e 12 indicano la possibilità di moderati effetti dannosi, mentre SI maggiori di 12 indicano la possibilità di gravi effetti sui pesci. All'interno dell'intervallo intermedio (6-12) c'è il rischio di una sottostima degli effetti, così come bisogna valutare accuratamente i risultati forniti dall'applicazione del modello fuori dai valori limite per i quali è stato sviluppato (concentrazioni da 7 a 300.000 mg/l e durate da 1 minuto ad 1 anno); ulteriori interferenze possono essere determinate poi dalle condizioni ambientali, dallo stato di salute dei pesci e dalle specie (Gregory *et al.*, 1993; Newcombe & MacDonald, 1993). Questo modello predittivo permette quindi una valutazione preliminare, sulla cui base può emergere la necessità di uno studio più accurato della natura e della portata dell'impatto qualora dalla sua applicazione risultino effetti di tipo subletale o letale.

3.2.2 PARAMETRI CHIMICO - FISICI

Nel caso in cui esista il rischio che i sedimenti siano inquinati è inoltre necessario verificare che durante lo svasso non siano superati i valori soglia dei principali parametri chimico – fisici importanti per la vita della fauna ittica; tali limiti sono stabiliti dal D.L.vo 18 agosto 2000, n. 258 (vedi Tabella 8).

Tabella 8: qualità delle acque idonee alla vita dei pesci Salmonidi e Ciprinidi secondo il D.L.vo 18 agosto 2000, n. 258

Parametro	Unità di misura	Acque per Salmonidi		Acque per Ciprinidi	
		Valore guida	Valore imperativo	Valore guida	Valore imperativo
Temperatura (aumento)	Δ °C	-	1.5	-	3
Temperatura (massima)	°C	-	21.5 [^]	-	28 [^]
Temperatura (periodi di riproduzione)	°C	-	10 [^]	-	-
Ossigeno	mg/l O2	≥9	≥9	≥8	≥7
pH	u	6-9 [^]	-	6-9 [^]	-
Materiali in sospensione	mg/l	25 [^]	60 [^]	25 [^]	80 [^]
BOD5	mg/l O2	3	5	6	9
Fosforo totale	mg/l P	0.07	-	0.14	-
Nitriti	mg/l NO2	0.01	0.88	0.03	1.77
Confini fenolici	mg/l C6H5OH	0.01	-	0.01	-
Idrocarburi di origine petrolifera	mg/l	0.2	-	0.2	-
Ammoniaca non ionizzata	mg/l NH3	0.005	0.025	0.005	0.025
Cloro residuo totale	mg/l come HOCl	-	0.004	-	0.004
Zinco totale	μg/l Zn	-	300	-	400
Rame	μg/l Cu	-	40	-	40
Tensioattivi (anionici)	mg/l	0.2	-	0.2	-
Arsenico	μg/l As	-	50	-	50
Cadmio totale	μg/l Cd	0.2	2.5	0.2	2.5
Cromo	μg/l Cr	-	20	-	100
Mercurio totale	μg/l Hg	0.05	0.5	0.05	0.5
Nichel	μg/l Ni	-	75	-	75
Piombo	μg/l Pb	-	10	-	50

[^] sono possibili deroghe in base all'Art. 13

3.3 MISURE DI CONTROLLO DURANTE LE OPERAZIONI

Una volta determinati i limiti accettabili dei parametri chimico – fisici e dei sedimenti sospesi per l'ecosistema acquatico, è determinante monitorare l'andamento dei valori durante lo svaso, per intraprendere le necessarie manovre di mitigazione in caso di superamento di tali limiti.

3.3.1 MONITORAGGIO DEI PRINCIPALI PARAMETRI CHIMICO-FISICI

I parametri chimico – fisici da monitorare dovranno essere selezionati in base alla possibilità che il sedimento del bacino sia inquinato da apporti organici o industriali. Per questo sarà necessario accertare la presenza di scarichi o di fonti di inquinamento diffuso che afferiscono al bacino e, nel caso siano presenti, si dovrà procedere ad un'analisi dei sedimenti per la ricerca di sostanze tossiche; gli inquinanti individuati nel sedimento dovranno essere monitorati nelle acque rilasciate durante lo svaso per verificare che non siano superati i limiti critici.

Nel caso possano essere esclusi fenomeni di inquinamento nel bacino lacustre, il monitoraggio durante lo svaso potrà essere limitato ai parametri fondamentali rilevabili con semplici sonde da campo quali la temperatura, l'ossigeno disciolto ed il pH.

3.3.2 MONITORAGGIO DEI SEDIMENTI SOSPESI

Il monitoraggio dei sedimenti sospesi dovrà essere svolto durante la manovra di svaso e per tutto il tempo in cui le paratoie della diga rimarranno aperte con conseguente dilavamento di sedimento dal bacino verso valle. E' importante sottolineare che con il termine "sedimenti sospesi" si intendono quelli propriamente detti ai fini analitici come "solidi totali"; la loro misura, espressa in mg/l, può essere effettuata direttamente tramite filtrazione di un campione d'acqua e peso del residuo essiccato sul filtro, oppure può avvenire in modo indiretto misurando la torbidità dell'acqua tramite torbidimetro. In questo secondo caso sarà comunque indispensabile avere predisposto una curva di calibrazione per convertire la torbidità in concentrazione di solidi totali.

3.4 VALUTAZIONE DEI DANNI

In questo capitolo sono presi in esame gli aspetti relativi alla valutazione dei danni ecologici e frizionali (relativamente alla pesca) causati dallo svaso e la quantificazione economica degli stessi.

3.4.1 VALUTAZIONI SULL'ECOSISTEMA E SULLE COMUNITÀ BIOLOGICHE

La valutazione degli effetti dello svaso sull'ecosistema fluviale deve prendere in considerazione almeno tre principali indicatori:

- la **struttura dell'habitat fisico dell'alveo e delle sponde**, inteso in particolare come valutazione degli eventuali accumuli di sedimento lungo l'alveo;
- i **macroinvertebrati**, intesi sia come indicatori della qualità biologica che come cibo per i pesci;
- i **pesci**, che rappresentano l'anello finale della catena trofica fluviale e rivestono un interesse diretto dal punto di vista fruizionale ed economico.

Dal punto di vista metodologico le tecniche da impiegare sono da mettere in relazione al livello di dettaglio necessario per le indagini ed anche alla tipologie ambientali e faunistiche interessate dall'evento studiato.

Per quanto riguarda la quantificazione degli effetti occorre valutarne entità, estensione e durata degli stessi.

✓ L'**entità** può essere determinata, oltre che con il monitoraggio dei sedimenti sospesi, attraverso caratterizzazione dell'habitat, campionamenti di macroinvertebrati e pesci prima e dopo lo svaso. L'entità del danno prodotto sarà ovviamente rappresentato dalla differenza fra i campionamenti nei due diversi momenti in termini di:

- qualità dell'habitat, valutato mediante appositi protocolli (Indice di Funzionalità Fluviale e *Habitat Assessment*).
- Stato della comunità macrobentonica, valutato tramite l'Indice Biotico Esteso e con campionamenti quantitativi per stabilire densità e indici di diversità (per esempio Shannon).
- Stato della comunità ittica, valutato tramite campionamenti quantitativi per stabile composizione specifica, struttura delle popolazioni, densità e biomassa.

✓ L'**estensione** dell'effetto, intesa come lunghezza del tratto interessato dal fenomeno, può essere misurata attraverso il posizionamento di più stazioni di misura (solitamente tre o quattro), di cui una a monte come riferimento, per valutare eventuali variazioni naturali stagionali, e due o tre a valle a differenti distanze dalla diga.

✓ La **durata** degli effetti può essere stimata ripetendo le indagini nel tempo. Dal punto di vista della tempistica si infatti può immaginare un primo campionamento nei due mesi precedenti l'evento, un secondo nel primo mese seguente il termine delle operazione ed infine un terzo campionamento 6 mesi dopo. Nel caso in cui nell'ultimo campionamento sia rilevato il perdurare di alterazioni, lo stesso dovrà essere ripetuto a distanza di 3-6 mesi per verificare il ritorno alla normalità.

3.4.2 SPECIE ITTICHE DI PARTICOLARE PREGIO FAUNISTICO IN AMBITO MONTANO

La Regione Lombardia con Deliberazione di Giunta Regionale 20 Aprile 2001 n.7/4345, nell'ambito della Programmazione degli interventi nelle aree protette, ha approvato una lista di priorità relative alla conservazione dei diversi gruppi faunistici fra cui i pesci. Da questo provvedimento emerge un livello di priorità che è molto utile nello stabilire un pregio per le diverse specie.

Tabella 9: Priorità di intervento per le principali specie ittiche autoctone montane (da Bollettino Ufficiale della regione Lombardia – 1° Suppl. Straordinario al n. 23 del 5 giugno 2001)

Specie	Nome scientifico	Livello di priorità
Trota fario (ceppo mediterraneo)	<i>Salmo (trutta) trutta</i>	9
Trota fario (ceppo atlantico)	<i>Salmo (trutta) trutta</i>	7
Scazzone	<i>Cottus gobio</i>	10
Trota marmorata	<i>Salmo (trutta) marmoratus</i>	12
Temolo	<i>Thymallus thymallus</i>	10
Trota lacustre	<i>Salmo (trutta) trutta</i>	13
Salmerino alpino	<i>Salvelinus alpinus</i>	11
Sanguinerola	<i>Phoxinus phoxinus</i>	4
Barbo canino	<i>Barbus meridionalis</i>	12
Vairone	<i>Leuciscus souffia</i>	7

Tra le specie a maggior priorità che possono essere colpite da uno svaso vi sono la trota marmorata e il barbo canino per quanto riguarda la fauna ittica dei corsi d'acqua, mentre il salmerino alpino è la specie a maggior priorità potenzialmente presente nei laghi.

Specie alloctone quali la trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*) ed il salmerino di fonte (*Salvelinus fontinalis*) hanno una rilevanza esclusivamente alieutica e non faunistica.

3.4.3 VALUTAZIONE ECONOMICA DEL DANNO ECOLOGICO

La valutazione economica del danno causato dalla svaso è certamente uno degli elementi più complessi e controversi che i tecnici si trovano ad affrontare in queste situazioni. Nello specifico, come precedentemente descritto, il danno può riguardare sia l'habitat fisico che la fauna macrobentonica che i pesci. Solitamente, in funzione della reversibilità dei primi due, l'effetto che viene monetizzato riguarda la moria provocata alle specie ittiche.

Tale valutazione economica può partire da due differenti presupposti, entrambi legittimi:

- dare un valore al pesce morto (o comunque mancante dopo lo svaso), distinto per specie e per taglia, secondo le quotazioni di mercato;
- valutare il costo delle operazioni di ripopolamento necessarie a riequilibrare la diminuzione provocata, per un periodo di almeno tre anni così da arrivare a colmare la lacuna delle diverse classi di età.

Questi approcci sono ovviamente possibili per le specie presenti sul mercato, mentre diventa praticamente impossibile per le specie non allevate. Occorre inoltre tenere conto del fatto che i pesci della popolazione selvatica persa con lo svaso hanno una pregio faunistico, e quindi un valore, enormemente superiore agli individui, pur della stessa specie, che originano da allevamento.

In sostanza quindi sarebbe corretto impiegare i fondi corrispondenti al danno provocato in iniziative di recupero delle popolazioni autoctone piuttosto che di acquisto di materiale commerciale; qualora il popolamento interessato dallo svaso fosse stato eccessivamente depauperato, potrebbe essere necessario ricorrere anche a materiale selvatico di bacini vicini.

3.4.4 VALUTAZIONE ECONOMICA DELLA MANCATA FRUIZIONE

Un altro aspetto, per certi versi non meno rilevante, almeno dal punto di vista della fruizione pubblica, è rappresentato dalla mancata o parziale fruizione alieutica che il bacino ed il tratto fluviale interessato da uno svaso solitamente subiscono. Questo aspetto può assumere particolare rilevanza se viene interessata un'area ad elevata valenza turistica o qualche tratto a "pesca speciale" con vendita di permessi e conseguente danno economico..

3.5 MISURE DI MITIGAZIONE RACCOMANDATE

In questo capitolo sono illustrate le misure di mitigazione raccomandate per ridurre i danni ambientali causati da uno svaso.

3.5.1 HABITAT FLUVIALE

Per minimizzare l'impatto sull'habitat fluviale è necessario che durante lo svaso il sedimento sia rilasciato nel minor quantitativo possibile e con il massimo potere di diluizione. Gli accorgimenti possibili sono:

- **Rimozione meccanica del sedimento dal bacino prima dello svaso.**
- **Diluizione dell'acqua ricca di sedimenti** in uscita dallo scarico di fondo con acqua pulita.
- **Esecuzione dello svaso nel periodo del disgelo**, quando la portata liquida è naturalmente elevata e consente quindi una migliore diluizione del sedimento.
- **Nel caso in cui il bacino debba restare vuoto a lungo, realizzazione di opere di bypass** degli immissari per evitare il ruscellamento di acqua sul fondo e il conseguente dilavamento del sedimento.

3.5.2 FAUNA ITTICA

Per ridurre l'impatto sulla fauna ittica si potranno adottare degli accorgimenti sia per quanto riguarda i pesci nel bacino, sia per quelli nel corso d'acqua.

Prima dello svaso

Ai fini di ridurre l'impatto sulle comunità ittiche sono da prevedere alcune attività di mitigazione preventive:

- ✓ **recupero fauna ittica** nel bacino, quando questo è interamente artificiale e pertanto soggetto ad asciutta completa, attraverso un tentativo di recupero del materiale ittico presente anche con l'ausilio di reti;
- ✓ **recupero fauna ittica** nel tratto fluviale a valle della diga sino a dove lo consentono le possibilità operative.

Durante lo svaso

Nel corso dello svaso sarà necessario un monitoraggio continuo della qualità delle acque per verificare l'andamento dei parametri chimico-fisici e interrompere o modificare lo svolgimento delle operazioni in caso di superamento dei limiti per i sedimenti sospesi ricavati dallo Stress Index o per i parametri chimici indicati nella

Tabella 8.

Dopo lo svaso

Per sostenere il recupero delle popolazioni ittiche che hanno subito lo svaso è opportuno mettere in atto ulteriori iniziative quali:

- ✓ **determinazione delle immissioni** necessarie a reintegrare la fauna ittica eventualmente mancante attraverso campionamenti finalizzati ;
- ✓ **eventuali modifiche del regolamento di pesca.**

Si rammenta inoltre che in base all'Art.4 della L.R. 27 luglio 1977 n.33, *“Coloro i quali abbiano direttamente o indirettamente determinato morie di pesci, accertate dai competenti uffici provinciali, sono tenuti a provvedere alla raccolta delle spoglie, alla loro eliminazione ed al ripopolamento delle acque danneggiate secondo le modalità tecniche fissate dalle province stesse.”*.

3.6 RIEPILOGO DELLE ATTIVITÀ E SOGGETTI COINVOLTI

Nella tabella che segue sono riportate le attività che sono implicate nella gestione di uno svaso e i soggetti che ne sono coinvolti a diverso titolo.

Tabella 10: Riepilogo delle attività e dei soggetti coinvolti:

Pianificazione attività	Parco, Provincia, Genio Civile, ARPA, A.S.L. e Azienda derivatrice
Campionamento fauna ittica	Parco, Provincia, Azienda derivatrice
Recupero fauna ittica	Azienda derivatrice
Monitoraggi durante le operazioni di svaso	Azienda elettrica, ARPA
Stima e valutazione degli effetti	Parco, Provincia, Genio Civile, ARPA, A.S.L. e Azienda derivatrice
Ripopolamento ittico	Parco, Provincia, Azienda derivatrice

3.7 BIBLIOGRAFIA

- Barbour M.T. & Stribling J.B., 1996.** Use of Habitat Assessment in Evaluating the Biological Integrity of Stream Communities. *Proceedings of symposium "Biological Criteria: Research and Regulation"*. EPA-440/5-91-005. Office of Water (WH-586), Washington, DC 20460, pp 25-38.
- Barbour M.T., Gerritsen B.D., Snyder B.D. & Stribling J.B., 1999.** *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition*. EPA-841-B-99-02. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, DC.
- Calows P. & Petts G., 1992.** *The Rivers Handbook. Hydrological and Ecological Principles, Vol.1*, Blackwell Scientific Publications, Oxford. 526 pp.
- Cummins K.W. & Klug M.J., 1979.** Feeding ecology of stream invertebrates, in *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **10**: 147-172.
- Cummins K.W. & Wilzbach M.A., 1985.** *Field procedures for analysis of functional feedings groups of stream macroinvertebrates*. Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburgh, Linesville, Pennsylvania, 18 pp.
- Ghetti P.F., 1986.** *Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Indice Biotico E.B.I., modif. Ghetti*. Ed. Provincia Autonoma di Trento - Stazione Sperimentale Agraria Forestale - Servizio Protezione Ambiente, Trento, 111 pp.
- Ghetti P.F., 1995.** Indice Biotico Esteso (I.B.E.), in *Notiziario dei Metodi Analitici*. IRSA -CNR. Supplemento a Quaderni, **100**: 1-24.
- Ghetti P.F., 1997.** *Indice Biotico Esteso I.B.E.. Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua..* Ed. Provincia Autonoma di Trento - Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Trento, 221 pp.
- Gregory R.S., Servizi J.A. & Martens D.W., 1993.** Comment: Utility of the Stress Index for predicting suspended sediment effects. *North American Journal of Fisheries Management* **13(4)**: 868-873.
- Hayslip G., 1993.** *EPA Region 10 In-stream biological Monitoring Handbook*. U.S. Environmental Protection Agency - Region 10 Environmental Services Division. EPA 910/9-92-013. 75 pp.
- Newcombe C.P. & MacDonald D.D., 1991.** Effects of suspended sediments on Aquatic Ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management* **11**: 72-82.
- Newcombe C.P., 1994.** *Suspended Sediment in Aquatic Ecosystem: Ill Effects as a Function of Concentration and Duration of Exposure*.Habitat Protection Branch. British Columbia Ministry of Environment, Land and Parks. Victoria, British columbia, Canada, 298 pp.
- Newcombe C.P., 1996.** *Channel Sediment Pollution: A Provisional Fisheries Field Guide for Assessment of Risk and Impact*. Habitat Protection Branch. British Columbia Ministry of Environment, Land and Parks. Victoria, British columbia, Canada, 59 pp.
- Plafkin J. L., Michael T. Barbour, Kimberly D. Porter, Sharon K. Gross, Robert M. Hughes, 1989.** *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers. Benthic Macroinvertebrates and Fish*. E.P.A./444/4-89-001. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water (WH-553); Washington, DC.

4 I SISTEMI NATURALI DI DEPURAZIONE DELLE ACQUE

Il Testo Unico sulle Acque (D. Lgs n° 152/99) disciplina il trattamento e lo scarico di acque reflue nel sistema idrico superficiale o sotterraneo.

La norma non pone vincoli specifici sulla tecnologia da adottare, ma si limita a fissare i limiti di concentrazione degli inquinanti a valle del trattamento e a fornire alcune indicazioni. Nello specifico, tra le indicazioni generali riportate nell'Allegato 5 del Testo Unico si legge: "*per tutti gli insediamenti con popolazione equivalente compresa tra 50 e 2.000 abitanti equivalenti, si ritiene auspicabile il ricorso a tecnologie di depurazione naturale quali il lagunaggio o la fitodepurazione, ...*"

La fitodepurazione è un naturale processo di depurazione che avviene nelle aree umide naturali dove, ad opera di organismi animali e vegetali presenti nel suolo e nelle acque, si attuano meccanismi di depurazione attraverso processi fisici, chimici e biologici (filtrazione, assorbimento, assimilazione da parte degli organismi vegetali e degradazione batterica).

L'impiego dei sistemi naturali si basa, quindi, sulla capacità autodepurativa degli ambienti umidi. Il refluo, già sottoposto ad un trattamento primario (vasche di decantazione o vasche Imhoff), viene distribuito, mediante una tubazione disperdente all'interno dei bacini fitoassorbenti.

Le aree più idonee per l'impiego di tali tecniche sono quelle agricole, quelle marginali e quelle seminaturali. In tali zone è infatti possibile attuare una buona integrazione con le funzioni autodepurative dell'ambiente naturale. Inoltre, la realizzazione di tali impianti costituisce anche un'importante occasione per la riqualificazione e il ripristino di zone umide degradate o per il recupero di zone abbandonate. Quest'ultimo aspetto diventa rilevante soprattutto nel momento in cui si opera in ambiti territoriali particolari, in cui le problematiche ambientali sono particolarmente sentite e rivestono un ruolo fondamentale nella programmazione dei diversi interventi sul territorio.

Il **suolo**, oltre a costituire il supporto della vegetazione, svolge attivamente un'azione di filtrazione meccanica e chimica. Esso rappresenta un complesso sistema di competizione biologica nei confronti delle cariche batteriche presenti nei reflui; inoltre componenti quali le argille hanno una grande capacità di assorbimento di alcuni composti quali il fosforo e l'azoto ammoniacale.

La **microfauna** del terreno degrada il carico organico presente nel refluo (processi quali rimozione del carbonio, nitrificazione dell'azoto ammoniacale, denitrificazione dell'azoto nitrico) trasformandolo in nutrienti disponibili per le specie vegetali del sistema.

La **vegetazione**, attraverso l'apparato radicale, apporta ossigeno in profondità (permettendo lo svolgersi dei processi degradativi ossidativi), assorbe nutrienti dal terreno, riducendone la concentrazione nelle acque in uscita, e, attraverso i meccanismi di evapotraspirazione, riduce il quantitativo totale delle acque che comunque vengono scaricate nell'ambiente esterno.

Gli inquinanti vengono quindi trasformati in nutrienti e infine in biomassa vegetale. Lo scopo è quello di ottenere la stabilizzazione della sostanza organica e la rimozione dei nutrienti per condurre il refluo depurato verso riutilizzazioni secondarie.

Il campo d'impiego riguarda principalmente:

Reflui di origine civile: è il trattamento ideale per piccole comunità aventi potenzialità inferiore a 2000 Abitanti equivalenti e con carichi fluttuanti stagionalmente;

Aziende zootecniche: trattamento adatto per i reflui di lettiera e sala mungitura;

Utenze con reflui assimilabili ai civili (di natura organica) ubicate in aree non servite da pubblica fognatura: bar, ristoranti, agriturismi, campeggi, sale da ballo, aree commerciali.

Nel rispetto della normativa di riferimento e nel valutare la soluzione ottimale, vengono presi in esame i diversi sistemi naturali che prevedono il trattamento naturale delle acque reflue e che comportano, per piccole utenze con carichi inquinati fluttuanti nel tempo, una serie di vantaggi riassumibili in:

Elevata capacità depurativa della parte organica biodegradabile e affinamento complessivo del refluo.

Costi di realizzazione contenuti.

Costi di gestione estremamente contenuti e limitati allo sfalcio periodico delle macrofite acquatiche (ove necessario) oltre alla manutenzione dei sistemi di trattamento primario.

Facilità con cui le macrofite attecchiscono e si adattano ai climi temperati (per es. nelle nostre zone colonizzano abitualmente canali di scolo e di drenaggio).

Impatto ambientale ridotto: i bacini di fitodepurazione possono costituire parte integrante di un ecosistema.

Flessibilità alle fluttuazioni stagionali di carico inquinante.

4.1 I MECCANISMI DI RIMOZIONE DEGLI INQUINANTI

I processi depurativi attivi nei trattamenti di fitodepurazione nei confronti delle diverse forme di inquinamento sono spesso complessi e variegati.

Essi avvengono attraverso una varietà di processi biologici, chimici e fisici che concorrono in diversa misura sul destino di ogni inquinante. Ogni processo, non solo costituisce il principale metodo di depurazione di un particolare inquinante, ma può svolgere un effetto secondario o incrementale su altri. Un esempio è la sedimentazione che ha un effetto primario sui solidi sedimentabili, uno secondario sui solidi sospesi ed uno incrementale sul BOD, sull'azoto, sul fosforo, sui metalli pesanti, sulle sostanze organiche refrattarie, sui batteri e virus (

Tabella 11).

Tabella 11: meccanismi di rimozione degli inquinanti nelle zone umide delle acque reflue

Meccanismi di rimozione	Solidi sedimentabili	Solidi sospesi	BOD	Azoto	Fosforo	Metalli pesanti	Organiche refrattarie	Batteri e virus	Descrizione
FISICI									
Sedimentazione	P	S	I	I	I	I	I	I	Sedimentazione gravitazionale di solidi in stagni/paludi di sedimentazione
Filtrazione	S	S							Particolato rimosso meccanicamente dal passaggio dell'acqua attraverso il substrato, gli apparati radicali o i pesci
Adsorbimento		S							Forze d'attrazione interparticellare (forze di Van der Waals)
CHIMICI									
Precipitazione				P	P				Formazione di composti insolubili o coprecipitazione
Adsorbimento				P	P	S			Adsorbimento su substrato e sulla superficie radicale
Decomposizione						P		P	Decomposizione o alterazione de composti più stabili per ossidazione e riduzione
BIOLOGICI									
Metabolismo batterico		P	P	P				P	Rimozione di solidi colloidali e organici solubili da parte di batteri sospesi, bentici e aggregati alle piante. Nitrificazione e denitrificazione batterica
Matabolismo delle piante							S	S	Assunzione e metabolizzazione di composti organici da parte delle piante. La secrezione della radici può essere tossica per microrganismi di derivazione enterica
Assorbimento della pianta				S	S	S	S		In particolari condizioni, significative quantità di questi contaminanti saranno rimossi dalle piante
Decadimento naturale								P	Decadimento naturale di organismi in condizioni ambientali sfavorevoli

Legenda tabella: P = effetto primario; S = effetto secondario; I = effetto incrementale causato dalla rimozione di un altro inquinante

4.1.1 SOLIDI SOSPESI

I solidi sospesi nell'acqua che raggiungono il bacino di fitodepurazione sono quelli che hanno un diametro compreso tra 100µm e 1µm poiché solo le particelle di queste dimensioni possono passare attraverso i pori dei filtri in fibra di vetro. I solidi in entrata si possono distinguere in solubili e insolubili o in organici ed inorganici. Essi comprendono prevalentemente sostanza fecale e carta. Inoltre è possibile avere una certa quantità di solidi in uscita che sono rappresentati da cellule di alghe.

I meccanismi che influenzano il destino dei solidi sospesi sono la sedimentazione, la flocculazione, la filtrazione e l'adsorbimento.

La sedimentazione dipende prevalentemente dalla gravità ma anche dalla viscosità nel fluido che li trasporta; essa è favorita da lunghi tempi di ritenzione idraulica, da bassi carichi idraulici e dalla riduzione degli effetti del vento sull'acqua e sui solidi accumulati sul fondo del bacino.

La flocculazione avviene quando particelle con una carica elettrica diversa coagulano e raggiungendo dimensioni tali da avere una massa sufficiente grande, precipitano lungo la colonna d'acqua.

La filtrazione avviene grazie al passaggio del liquame tra i fusti e gli apparati radicali delle idrofite galleggianti o emergenti. Le particelle, intercettando i fusti delle idrofite durante il loro passaggio, possono aderire alle piante stesse.

L'adsorbimento può essere di due tipi, chimico o fisico; il primo è il meccanismo che fa precipitare i solidi disciolti, mentre il secondo i solidi colloidali.

BOD e COD

La modalità di rimozione della sostanza organica è misurata in BOD e COD. Il destino della sostanza organica è determinato dalla sedimentazione, filtrazione ed adsorbimento della frazione sospesa e dalla degradazione biologica per la frazione disciolta.

La degradazione si distingue in:

- Aerobica: avviene nella porzione ossigenata della colonna d'acqua e della rizosfera.
- Anossica: si verifica nelle zone prossime a quelle ossigenate dove all'assenza di ossigeno molecolare è associata la presenza di una fonte di ossigeno combinato.
- Anaerobica: si ha nelle zone prive di ossigeno libero e combinato ed in particolare nei sedimenti.

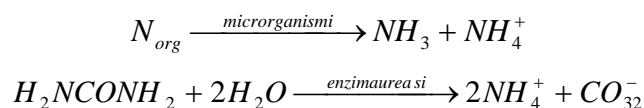
La quantità di materia organica presente nel bacino di fitodepurazione non solo dipende dalla quantità di sostanza in ingresso ma è influenzata anche dalla perdita di materiale organico dalle piante presenti.

4.1.2 AZOTO

Il processo di rimozione dell'azoto consiste nell'ammonificazione seguita dalla nitrificazione e dalla denitrificazione.

L'ammonificazione, che avviene prevalentemente in condizioni aerobiche e più difficilmente in quelle anaerobiche, dipende dal Ph e dalla temperatura. Questa reazione si verifica in parte all'esterno del sistema depurativo e in parte nel bacino di fitodepurazione in una molteplicità di siti e condizioni.

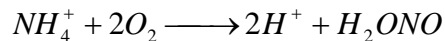
Durante questo processo l'azoto organico è trasformato in azoto ammoniacale durante la degradazione della materia organica catalizzata dai microrganismi.



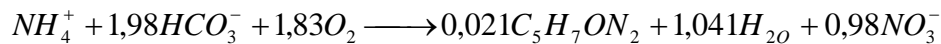
La nitrificazione dipende dalla temperatura e avviene in ambiente aerobico nella colonna d'acqua mediante l'azione dei batteri.

Durante la nitrificazione l'azoto ammoniacale e l'ossigeno libero reagiscono fra loro originando nitriti e nitrati grazie alle popolazioni di microrganismi presenti nella colonna d'acqua che

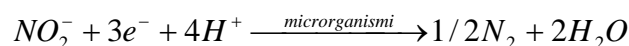
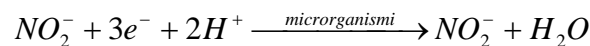
velocizzano la trasformazione. I prodotti che si formano possono rimanere nella colonna d'acqua oppure nelle porosità del sedimento rimanendo così disponibili per nuove reazioni chimiche.



Dato che parte dell'azoto è anche richiesto per la sintesi batterica allora la reazione sarà la seguente:

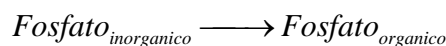


La denitrificazione richiede un substrato carbonioso che funziona da donatore di elettroni (generalmente sottoforma di detrito vegetale prodotto durante la degradazione dalle piante del bacino), popolazioni di microrganismi che catalizzano la reazione e particolari condizioni di temperatura e Ph. Durante la reazione, i nitrati e i nitriti liberi nella colonna d'acqua o nel sedimento sono trasformati in N_2 e N_2O i quali, essendo gassosi, subiscono il fenomeno della volatilizzazione e lasciano così il bacino di fitodepurazione.



4.1.3 FOSFORO

Il fosfato organico si accumula nel bacino a causa di processi biologici o del tipo di scarico che spesso presenta residui di cibo. Il fosfato organico disciolto e quello insolubile di solito non sono disponibili alle piante finché non sono trasformati in forma inorganica. Questa trasformazione può avvenire nella colonna d'acqua.



Il fosforo inorganico può derivare da acque di scarico che spesso presentano varie forme colloidali di soluzioni di pulizia personali, commerciali e da caldaie. Il fosforo inorganico reagisce con gli idrossidi di ferro e alluminio originando fosfati insolubili di ferro trivalente e di alluminio con una successiva produzione di torba sul fondo del bacino.

Il fosforo può essere rimosso dalla colonna d'acqua mediante precipitazione oppure per assorbimento diretto da parte dei rizomi delle idrofite. Il processo di assorbimento del fosforo avviene durante la fase di crescita della pianta mentre il suo rilascio durante la senescenza, la morte e la decomposizione. Si tratta di meccanismi lenti che, con il passare del tempo, portano all'accrezione del substrato e quindi al suo innalzamento.

Quando il fosforo aumenta notevolmente sottoforma di sedimento, una parte di esso può addirittura essere rilasciata nel flusso in uscita del bacino di fitodepurazione. Esso può anche essere rimosso per via chimica in ambienti dove sono presenti substrati acidi.

4.1.4 METALLI PESANTI

Se da un lato i metalli sono richiesti in quantità di traccia da animali e piante per il loro accrescimento (esempio: bario, berillio, boro, cromo, cobalto rame, iodio, ferro, magnesio, manganese, molibdeno, nichel, selenio, zolfo e zinco), dall'altro, gli stessi possono essere tossici ad alte concentrazioni. Altri metalli dei quali non è conosciuto alcun ruolo biologico sono letali anche a basse concentrazioni (esempio: arsenico, cadmio, mercurio e argento). Le acque in ingresso in un sistema di fitodepurazione possono portare all'accumulo di diverse specie di metalli solubili e insolubili.

I metalli entrano nel bacino come solidi sospesi insolubili e mediante la precipitazione e l'adsorbimento si separano dall'acqua. Essi sono assimilati direttamente dalle piante e rilasciati nel sedimento in seguito alla morte e alla lenta decomposizione delle idrofite (stoccaggio biologico) e ai processi di adsorbimento, precipitazione a scambio ionico nei sedimenti (stoccaggio chimico). Il processo dipende dal Ph e dal potenziale redox, infatti queste specie di metalli possono risolubilizzarsi e ritornare alla fase liquida. Importanti processi per la rimozione dei metalli includono lo scambio cationico e la chelazione con i sedimenti del bacino, il legame con l'humus, la

precipitazione sottoforma di sali sulfidrici, carbonati, idrossidi e l'assimilazione da parte delle piante, delle alghe e dei batteri.

L'efficacia di rimozione è generalmente migliore nei bacini di fitodepurazione a flusso subsuperficiale rispetto quelli a flusso superficiale poiché le opportunità di contatto tra il liquame e il sedimento sono più frequenti nel primo caso. Inoltre, i cationi bivalenti si legano in modo molto stabile ai composti umici che costituiscono i sedimenti.

4.1.5 SOSTANZE ORGANICHE REFRATTARIE

Alcuni composti organici sono caratterizzati da una molecola molto complessa e ramificata che è difficilmente biodegradabile in tempi brevi.

Questo tipo di molecole non sono trasformate in composti inorganici facilmente, ma necessitano di popolazioni di microrganismi che, funzionando da catalizzatori specifici, velocizzano la reazione di mineralizzazione. A loro volta i microrganismi sfruttano la sostanza organica come fonte di energia per svolgere le loro funzioni vitali e la riproduzione. Le reazioni tipiche mediante le quali essi operano questa trasformazione sono i processi di ossidazione e riduzione, l'idrolisi e la fotolisi.

Durante il metabolismo aerobico, la trasformazione della sostanza organica in organica richiede ossigeno disciolto e porta alla formazione di prodotti mineralizzati, gas e biomassa. La reazione richiede, invece, i nitrati, i carbonati o i solfati come accettori terminali di elettroni i quali sono poi ridotti a ossidi di azoto, azoto libero, solfuri, tiosolfuri ecc. Nel caso in cui si ha un metabolismo di tipo anaerobico, la materia organica funziona sia come accettore sia da donatore terminale di elettroni.

Un secondo meccanismo di rimozione delle sostanze organiche refrattarie consiste nell'adsorbimento degli inquinanti stessi da parte delle particelle argillose. Questo processo è successivamente seguito dalla precipitazione dei prodotti originatisi.

4.1.6 BATTERI E VIRUS

I batteri patogeni ed i virus sono rimossi attraverso meccanismi aspecifici (come la sedimentazione, filtrazione ed adsorbimento) oppure per morte naturale dovuta alla prolungata esposizione a fattori fisici, chimici e biologici ostili, meccanismi quindi per nulla diversi da quelli tipici degli stagni biologici.

La radiazione ultravioletta ha un effetto significativo nei sistemi a superficie idrica scoperta. Un altro effetto significativo è il rilascio da parte degli apparati radicali delle piante di metabolici (biocidi) che esercitano un effetto antibiotico sui batteri.

4.2 TIPOLOGIE ESISTENTI

L'adozione della fitodepurazione trova applicazione tramite diverse tipologie di realizzazione, in cui vengono ricreati artificialmente habitat naturali.

In base alla modalità ed alla direzione di scorrimento dell'acqua esse si possono suddividere in:

- sistemi a flusso superficiale (SF, *Surface Flow*);
- sistemi a flusso sub-superficiale orizzontale (H-SSF, *Horizontal Sub-Surface Flow*);
- sistemi a flusso sub-superficiale verticale (V-SSF, *Vertical Sub-Surface Flow*);
- sistemi integrati che prevedono l'impiego dei delle diverse tipologie combinate.

Un'altra e ulteriore suddivisione riguarda le diverse idrofite utilizzate:

- sistemi a macrofite galleggianti;
- sistemi a macrofite radicate sommerse;
- sistemi a macrofite radicate emergenti;
- sistemi a microalghe;

Nei paragrafi seguenti si è proceduto ad una breve descrizione delle diverse tipologie esistenti, alcune delle quali sono state adottate al caso specifico.

4.2.1 SISTEMI A FLUSSO SUPERFICIALE (SF, SURFACE FLOW)

I sistemi a flusso superficiale rappresentano la tipologia prevalente, maggiormente applicata in ambito internazionale. Sono costituiti da un sistema di lagune (bacini, di canali a bassa profondità) ad estensione variabile, in cui vengono coltivate idrofite galleggianti (ad esempio *Lemna* spp.), o sommerse (come *Potamogeton* spp.). I bacini vengono colonizzati da una grande varietà di organismi, originando un sistema di comunità con un discreto grado di efficienza autodepurativa, e allo stesso tempo, operando una riqualificazione dell'ambiente, mediante la formazione di una zona umida con caratteristiche ecologiche attraenti (Foto 1).

È certamente il sistema di depurazione naturale più diffuso in ambito mondiale e viene impiegato sia come trattamento secondario, che come sistema di affinamento/stoccaggio di impianti convenzionali.

Tali sistemi hanno come scopo principale quello di migliorare la qualità globale degli effluenti biologici; in particolare, nonostante per quanto concerne BOD₅ e COD è possibile non si ottengano sempre ottimi rendimenti (specialmente per effluenti già in partenza di buona qualità), sono sempre garantiti ottimi risultati nella rimozione dei solidi sospesi e della carica microbologica (disinfezione). Il lagunaggio è, infatti, una pratica comunemente adottata per l'affinamento di acque reflue da utilizzare in agricoltura, in quanto è in grado di garantire elevate efficienze di abbattimento della carica microbica, al fine di ridurre al minimo il rischio igienico-sanitario associato al consumo delle colture irrigate.

A tal proposito è fondamentale il dimensionamento del bacino, sia in termini di superficie adibita a lagunaggio (superficie richiesta per abitante equivalente), che per quanto concerne il tempo di ritenzione dei reflui nello stagno.

Queste tecniche di depurazione, di carattere estensivo, hanno alcuni vantaggi ma anche delle limitazioni di seguito elencate:

Vantaggi:

- costi ridotti;
- affinamento complessivo del refluo, oltre alla disinfezione;
- particolarmente adatti per inquinanti fluttuanti nel tempo;
- impatto ambientale ridotto.

Svantaggi:

- necessità di superfici vaste soprattutto nel caso in cui il lagunaggio assolva il compito di trattamento secondario dei reflui;
- importanza del tempo di residenza dei reflui nei bacini;
- possibile necessità di impermeabilizzazione del fondo con costosi teli artificiali (per es. manti in HDPE e PVC);
- rendimenti depurativi variabili nell'arco dell'anno.

Foto 1: impianto di affinamento dell'impianto convenzionale di Cadrezzate (VA) – Sistema integrato fitodepurazione – lagunaggio



4.2.2 SISTEMI A FLUSSO SUB-SUPERFICIALE (SSF, SUB-SURFACE FLOW O WETLANDS);

Sono i sistemi maggiormente impiegati per i trattamenti secondari. Rispetto ai precedenti occupano uno spazio più limitato e realizzano un'efficienza depurativa nettamente superiore.

Consistono in bacini opportunamente impermeabilizzati, dove il pelo libero dell'acqua è mantenuto sempre al di sotto della superficie del terreno in modo che il *medium*, materiale inerte a diversa granulometria (pietrisco, ghiaia, sabbia), sia saturo d'acqua. Mantenendo l'acqua sotto il livello del letto si riducono notevolmente i cattivi odori, i rischi igienici e lo sviluppo di colonie di insetti. Nel substrato poroso vengono coltivate le **idrofitte radicate emergenti** appartenenti essenzialmente ai generi *Phragmites*, *Scirpus* e *Typha*. La messa a dimora delle piante viene effettuata tramite segmenti di rizomi, piantine in zolla o cespi di piante mature. Tali specie svolgono la fondamentale funzione di trasferimento dell'ossigeno atmosferico attraverso le foglie e gli steli, fino alle radici, creando delle zone aerobiche necessarie ai batteri durante i processi ossidativi (Figura 5).

A livello progettuale occorre tener conto dei seguenti aspetti:

- carico idraulico in ingresso;
- caratteristiche del reflu (concentrazione inquinanti e temperatura del reflu);
- superfici disponibili;
- condizioni climatiche.

4.2.2.1 Sistemi a flusso sub-superficiale orizzontale (H-SSF, Horizontal Sub-Surface Flow)

Nei trattamenti a flusso sub-superficiale orizzontale il reflu scorre costantemente nel *medium*. Affinché tale flusso sia uniforme è necessario che l'influente venga distribuito su tutta la larghezza del letto al fine di utilizzare pienamente l'intero sistema depurativo, con l'accortezza di non originare uno scorrimento superficiale. L'influente percorre tutta l'altezza del letto, scorrendo in senso orizzontale attraverso il substrato.

L'evacuazione del reflu depurato avviene tramite una tubazione drenante posta sul fondo, all'estremità opposta del letto (Figura 3 e Foto 2).

Il *medium*, costituito da sabbia, ghiaia e pietrisco, svolge un'importante azione di filtrazione meccanica, oltre a rappresentare, insieme agli apparati radicali delle idrofitte, il substrato di adesione delle colonie batteriche, funghi e protozoi, fattori della depurazione biologica.

L'applicazione di questo trattamento, sia su scala internazionale che nazionale, ha dato dei risultati molto positivi,:

- Impatto ambientale e igienico-sanitario nullo (non si ha scorrimento superficiale);
- Richiesta di superficie inferiore ai sistemi SF (soprattutto per l'azione filtrante del *medium*);
- Richiesta di gestione e manutenzione dell'impianto estremamente ridotte;
- Efficienza depurativa durante tutto l'arco dell'anno soprattutto per quanto riguarda l'abbattimento della componente organica.

Entrando nello specifico del processo depurativo, l'abbattimento degli inquinanti avviene nel modo seguente:

INQUINANTE	ABBATTIMENTO / RIMOZIONE
BOD₅	- Processi di filtrazione attraverso il medium - Degradazione organica da parte dei microrganismi
SST	- Processi di filtrazione attraverso il medium (soprattutto in prossimità dell'immissione dello scarico)
N	- Assunzione da parte delle piante (in minima parte) - Nitrificazione (microrganismi aerobici) - Denitrificazione (microrganismi anaerobici)
P	- Adsorbimento e precipitazione a carico del medium - Assunzione da parte delle piante (in minima parte)

L'efficienza di abbattimento e rimozione degli inquinanti si mostra particolarmente importante nei riguardi del **BOD₅**. Esemplicando, con 3-4 m² per A.E. si realizza un abbattimento di BOD₅ del 90%, del 60 - 70% durante il periodo invernale. Anche la rimozione dei **solidi sospesi** è ottima, superiore al 90% con concentrazioni negli effluenti da 25 mgSS / l fino a valori inferiori a 10 mgSS/l. La rimozione dell'**azoto** è invece contenuta: il processo di nitrificazione del refluo è limitato dalla carenza di ossigeno (soprattutto con BOD₅ molto elevato) e inoltre il tempo di ritenzione idraulica del refluo non è sufficientemente prolungato rispetto al tempo necessario alla reazione di nitrificazione che avviene con velocità ridotta (mentre la denitrificazione è sempre abbastanza veloce). Nei riguardi del **fosforo**, tale sistema non risulta particolarmente efficace, dato che questo elemento precipita sottoforma di particolato.

Figura 3: sistema a flusso sub-superficiale orizzontale - schema di funzionamento

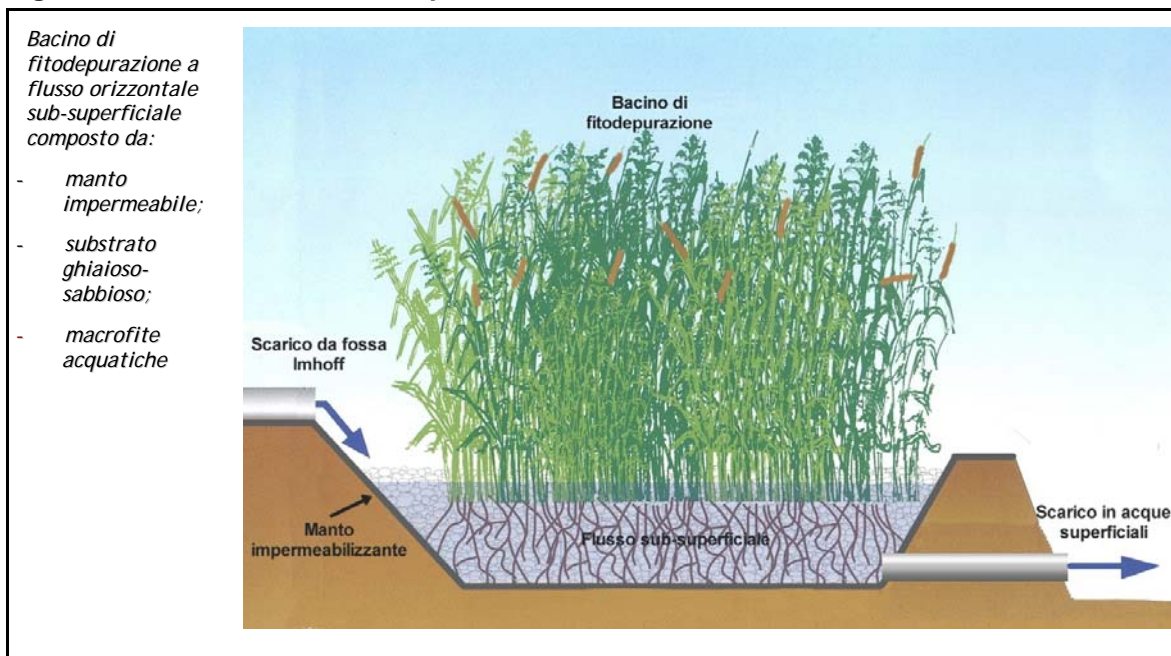


Foto 2: impianto di fitodepurazione di Lugo di Romagna (RE) – Sistema a flusso sub-superficiale orizzontale

I due letti a macrofite posti in parallelo



Particolare del sistema di distribuzione



4.2.2.2 Sistemi a flusso sub-superficiale verticale (*V-SSF, Vertical Sub-Surface Flow*)

Rispetto al precedente, i sistemi a flusso sub-superficiale verticale sono caratterizzati da un flusso intermittente, alternando nel letto, periodi di saturazione con periodi di esposizione all'atmosfera che favoriscono l'aerazione del medium. Il refluo, distribuito sull'intera superficie del letto tramite una rete di tubazioni disperdenti, filtra gradatamente lungo il substrato verso il fondo dove viene raccolto da un sistema di tubi drenanti che poi ne operano l'evacuazione (Figura 4 e

Figura 5).

La periodica aerazione del substrato consente un'elevata ossidazione e degradazione della sostanza organica anche durante il periodo di riposo vegetativo e soprattutto incrementa notevolmente la capacità nitrificante.

L'abbattimento e la rimozione degli inquinanti sono elevati. Questi sistemi sono particolarmente utilizzati per l'ottima efficienza nella rimozione dell'azoto ammoniacale e pertanto possono essere combinati con:

- sistemi a flusso sub-superficiale orizzontale (posti a monte);
- sistemi a flusso superficiale denitrificanti (posti a valle).

In particolare i 3 sistemi posti in serie permettono, oltre che l'elevata rimozione della sostanza organica, anche la rimozione di parte dell'azoto presente, grazie al processo di nitrificazione e denitrificazione.

Figura 4: sistema a flusso sub-superficiale verticale - schema di funzionamento

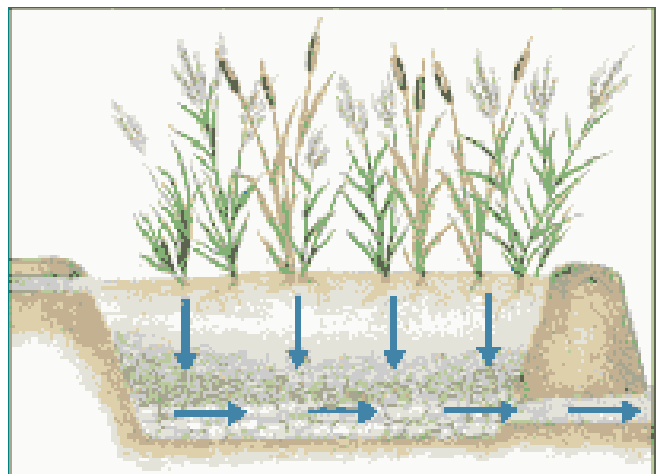
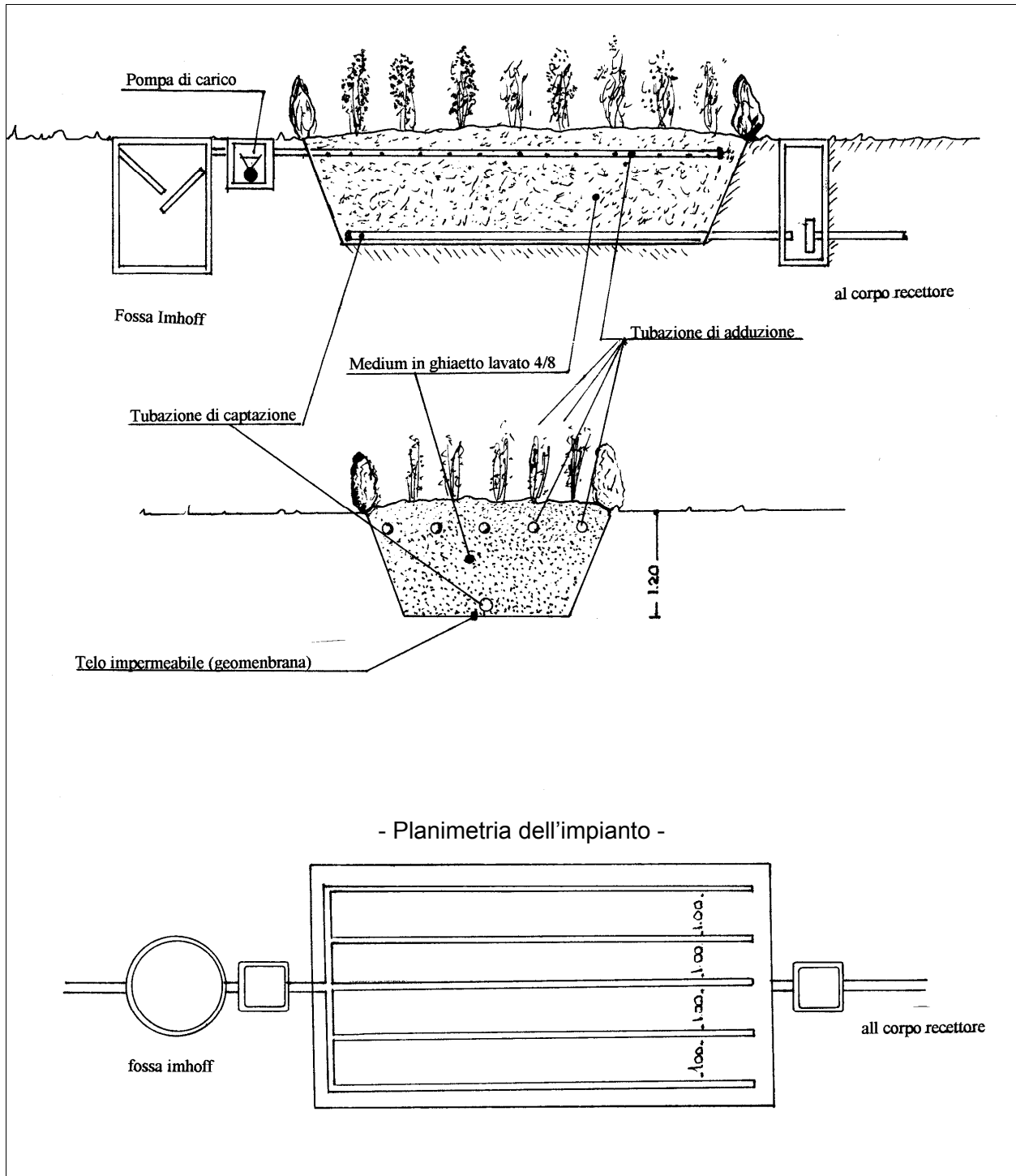


Figura 5: schema di funzionamento dei sistemi a flusso sub-superficiale (verticale)



4.2.3 LE IDROFITE IMPIEGATE

Una caratteristica comune tra le idrofite è quella di essere spesso ridotte a popolamenti monospecifici. Questo tipo di vegetazione si sviluppa in ambienti dove non ci sono molte variazioni durante il corso dell'anno. Questo comportamento è connesso alle precarie condizioni in cui esse si trovano, infatti vivono spesso in ambienti acquatici con inquinamento talvolta abbondante. Per tale motivo, alcune di loro sono sfruttate in impianti di fitodepurazione perché non solo sono in grado di resistere all'inquinamento ma utilizzano i nutrienti come l'azoto e il fosforo per il loro sviluppo.

Nell'ambito dei trattamenti di fitodepurazione, i criteri da utilizzare per selezionare le piante più adatte al sistema depurativo sono: adattabilità al clima locale, elevata attività fotosintetica, elevata capacità di trasporto dell'ossigeno, resistenza a concentrazioni elevate di inquinanti, capacità di assimilazione degli inquinanti, resistenza a condizioni climatiche avverse, resistenza alle malattie, semplicità di gestione (piantumazione, propagazione, raccolta, ecc.).

Queste piante hanno caratteristiche ecologiche e fisiologiche che dipendono non solo dall'ambiente di vita, ma anche dalla loro morfologia. Le morfologie si possono classificare in emergente, galleggiante o sommersa.

Idrofite emergenti: sono piante perenni che vivono su substrati saturi di acqua o completamente sommersi di acqua. Solitamente posseggono gambi, foglie e organi riproduttivi aerei, ma non mancano i casi di piante con foglie sommerse o galleggianti. I rizomi e le radici si sviluppano in senso orizzontale e verticale.

Queste piante derivano per evoluzione dalle pteridofite e conservano peculiari caratteristiche adatte ad ambienti terrestri. Esse presentano un sistema di vuoti pari a circa il 50-70% dell'intera pianta attraverso i quali avviene il trasporto dell'ossigeno atmosferico fino all'apparato radicale e ai rizomi. Inoltre, come le piante terrestri, sono in grado di trasformare il carbonio atmosferico e i nutrienti assunti mediante il loro apparato radicale. Per questo motivo, nella rizosfera avvengono reazioni aerobiche come la trasformazione di sostanze organiche e la denitrificazione.

Le tipiche piante emergenti più comuni sono: *Butomos* (fam. Butomaceae, angiosperme monocotiledoni), *Eleocharis* e *Schoenoplectus* (fam. Cyperaceae, angiosperme monocotiledoni), *Glyceria*, *Phragmites* e *Zizania* (fam. Graminaceae, angiosperme monocotiledoni), e *Typha* (fam. Typhaceae, angiosperme monocotiledoni). *Phragmites*, *Typha* e *Scirpus* sono i generi più comunemente utilizzati negli impianti di fitodepurazione.

Idrofite galleggianti: sono piante che vivono radicate nel terreno di bacini idrici la cui altezza è compresa tra 25 e 350 cm, sono inoltre caratterizzate da foglie galleggianti ed organi riproduttivi aerei o galleggianti. Alcune sono rizomatose/cormose mentre altre sono stolonifere. Non mancano casi di piante, come quelle che solitamente vivono in ambienti particolarmente popolati, che sono caratterizzate da foglie sommerse od emergenti.

Anche queste piante sintetizzano il carbonio atmosferico e i nutrienti assorbiti dall'apparato radicale. Lo sviluppo dell'apparato radicale, essendo in funzione dei nutrienti, può essere controllato dalla quantità di liquame immesso nel bacino di fitodepurazione.

Esse, tendendo a coprire la superficie del bacino idrico, impediscono la filtrazione della luce solare e quindi riducono indirettamente lo sviluppo di numerose alghe. Inoltre, impedendo il trasferimento di gas tra la superficie idrica e l'atmosfera, favoriscono l'instaurarsi di condizioni anaerobiche all'interno della colonna d'acqua; d'altra parte trasferiscono l'ossigeno dalla superficie fogliare fino alle radici, determinando condizioni di aerobiosi a livello della rizosfera. Questa alternanza di condizioni ambientali caratterizzati dalla differente concentrazione di ossigeno, permette l'instaurarsi delle reazioni di nitrificazione e denitrificazione, fondamentali processi ai fini dello smaltimento dell'azoto in eccesso.

Tra i generi e famiglie più conosciute si ricordano:

- **Idrofite galleggianti radicate rizomatose/cormose:** *Aponogeton distachyos* (fam. Aponogetonaceae, angiosperme monocotiledoni), *Nymphaea* e *Nuphar* (fam. Nymphaeaceae, angiosperme dicotiledoni).
- **Idrofite galleggianti stolonifere:** *Brasenia* (fam. Nymphaeaceae, angiosperme dicotiledoni), *Luronium* (fam. Alismaceae, angiosperme monocotiledoni), *Nymphoides* (fam.

Menyanthaceae, angiosperme dicotiledoni), e *Potamogeton natans* (fam. Potamogetonaceae, angiosperme monocotiledoni).

- Idrofite liberamente galleggianti con abbondante apparato radicale: *Ceratopteris cornuta* (Ceratopteridaceae, pteridofite), *Eichhornia crassipes* (fam. Pontederiaceae, angiosperme monocotiledoni), *Hydrocharis* e *Limnobium* (fam. Hydrocharitaceae, angiosperme monocotiledoni), *Pistia* (fam. Fam. Araceae, angiosperme monocotiledoni)
- Idrofite liberamente galleggianti con un apparato radicale scarsamente sviluppato: *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia* e *Wolffiella* (fam. Lemnaceae, angiosperme monocotiledoni).

Le specie più comuni sono: *Nymphae alba*, *Potamogeton graminues*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Eichhornia crassipes* e *Lemna minor*.

Idrofite sommerse: sono piante che vivono in bacini idrici sommersi la cui altezza può raggiungere 10-11 m, sono caratterizzate principalmente da foglie interamente sommerse e organi riproduttivi aerei, galleggianti o sommersi. Esse si presentano in tre diverse morfologie:

- Presenza di un rizoma e di un lungo e flessuoso fusto foglioso radicato a partire dai nodi.
- Apparato radicale stolonifero con foglie radicali che si staccano da compatti apparati radicali tuberosi e rizomatosi.
- Corpo ridotto ad un tallo a crescita verticale e ramificata.

Esse sintetizzano il carbonio e i nutrienti che sono direttamente assorbiti dalla colonna d'acqua. Dato che i loro tessuti fotosintetici sono completamente sommersi, la crescita avviene solo in acque limpide.

Le specie più comuni appartenenti a questa morfologia si possono classificare in tre categorie:



- Idrofite dotate di fusto: *Elodea*, *Hydrilla*, *Lagarosiphon* (fam. Hydrocharitaceae, angiosperme monocotiledoni), *Najas* (fam. Najadaceae, angiosperme monocotiledoni) e *Potamogeton pectinatus* (fam. Potamogetonaceae, angiosperme monocotiledoni).
- Idrofite con rosette: *Aponogeton fenestralis* (fam. Aponogetonaceae, angiosperme monocotiledoni), *Cryptocoryne affinis* (fam. Araceae, angiosperme monocotiledoni), *Isoetes* (fam. Isoetaceae, peridofite), *Littorella* (fam. Plantaginaceae, angiosperme monocotiledoni), *Sagittaria subulata* (fam. Alismaceae, angiosperme monocotiledoni), e *Vallisneria* (fam. Hydrocharitaceae, angiosperme monocotiledoni).
- Idrofite sommerse dotate di talli: *Hydrobryum*, *Podostemum*, *Terniola*, *Tristicha* e *Zeylanidium* (Podostemaceae, angiosperme dicotiledoni).



Di seguito sono riportate le descrizioni delle idrofite che sono state scelte per il sistema di fitodepurazione in progetto. Per ognuna di loro sono evidenziate le caratteristiche ecologiche, fisiologiche, morfologiche e l'impiego nell'ambito della fitodepurazione delle acque reflue.

CANNUCCIA O CANNA DI PALUDE (<i>Phragmites</i> sp.)	
<p><i>Caratteristiche ecologiche e fisiologiche</i></p> <p>Graminacea acquatica annuale che vive a diverse altitudini, è comune lungo la riva di bacini idrici, in presenza di battenti idrici massimi di 1,50 m. anche se perde competitività in acque poco profonde dove prevalgono altre specie acquatiche.</p> <p>Costituisce popolamenti più o meno estesi e rigogliosi, raggiungendo una crescita ottimale con temperature comprese tra 12 e 23°C.</p> <p>Riguardo i popolamenti impiegati in impianti di fitodepurazione sono riportati i seguenti dati: densità superficiali di 600-3500 gSS m⁻², produttività annue di 10-60 tSS ha⁻¹ anno⁻¹ e contenuti di azoto e fosforo rispettivamente pari a 18-21 gN (kgSS)⁻¹ e 2-3 gP (kgSS)⁻¹.</p>	
<p><i>Caratteristiche morfologiche</i></p> <p>Ogni singola pianta possiede un esteso rizoma stolonifero molto ramificate, con fusti eretti robusti e consistenti, cavi negli internodi. Gli steli possono raggiungere anche i 6 metri.</p> <p>L'infiorescenza posta alla sommità del fusto è costituita dalla pannocchia color verde violaceo che spesso assume una configurazione a bandiera.</p> <p>L'infiorescenza è verticillata, di consistenza pelosa in corrispondenza delle estremità. Le foglie sono lineari, taglienti con margine ruvido a causa della presenza di aculei.</p> <p>La fioritura avviene tra giugno e ottobre, ma la pannocchia resiste sulla pianta fino alla successiva primavera, assumendo una colorazione argentea caratteristica. Le spighe sono costituite da sette fiori e all'interno del glume vi sono molti peli chiari che li circondano.</p>	
<p><i>Impiego nell'ambito dei processi naturali di depurazione delle acque reflue</i></p>	
<p>VANTAGGI: le cannuccie di palude hanno una crescita rapida; l'apparato radicale è rizomatoso e si sviluppa non solo in orizzontale ma penetra anche nel terreno a profondità non inferiori a 0,60 cm. Grazie all'ampia superficie esplorabile dalle radici, esse raggiungono un'ottima efficienza depurativa in un'area limitata. Risultano perciò tra le specie maggiormente impiegate negli impianti di fitodepurazione. Inoltre non vengono predate da parte di topi muschiati o dalle nutrie.</p> <p>PIANTUMAZIONE: può essere effettuata mediante segmenti di rizomi con almeno due nodi e uno o due germogli, o in zolle di terra contenenti la pianta matura o pianticelle cresciute in serra. I rizomi devono essere piantumati nel periodo maggio-giugno ad ottobre ad una profondità di 20-30 cm in numero di 4-5 segmenti m⁻² con allineamenti di 45° rispetto alle linee di flusso del liquame.</p>	

MAZZASORDE (<i>Typha</i> sp.)	
<p><i>Caratteristiche ecologiche e fisiologiche</i></p> <p>Sono idrofite emergenti cosmopolite d'acqua dolce o di discarica, molto resistenti all'inquinamento, in grado di adattarsi in situazioni ecologiche molto varie e semplici da propagare mediante rizomi. Vegetano in modo ottimale con temperature comprese tra 10-30°C.</p> <p>Ai fini di un loro impiego in un impianto di fitodepurazione la specie ha riportato i seguenti dati: densità superficiali di 430-2250 gSS m⁻², produttività annue di 8-61 tSS ha⁻¹ anno⁻¹ e contenuti di azoto e potassio rispettivamente di 5-24 gN (kgSS)⁻¹ e 0,5-0,4 gP (kgSS)⁻¹.</p>	
<p><i>Caratteristiche morfologiche</i></p> <p>La singola pianta possiede un rizoma squamoso, fusti eretti che raggiungono altezze variabili tra 1 e 3 metri, circondati da guaine fogliari.</p> <p>L'infiorescenza è costituita da due spighe sovrapposte: quella superiore è conformata a pennacchio e porta i fiori maschili i cui stami sono saldati a due o tre e circondati da lunghi peli bianchi; quella inferiore, invece, è cilindrica e con fiori femminili caratterizzati da uno stilo molto allungato e da uno stigma nella parte terminale. La spiga femminile è verde, ma cambia in bruno dopo l'impollinazione. È comune la presenza di fiori sterili con ovari poco o per nulla sviluppati.</p>	
<p><i>Impiego nell'ambito dei processi naturali di depurazione delle acque reflue</i></p>	
<p>VANTAGGI: le mazzasorde hanno apparati radicali rizomatosi che non solo si sviluppano in senso orizzontale, ma affondano nel substrato fino ad una profondità di almeno 0,30 m al di sotto del piano campagna. Nonostante la radice non sia molto lunga, la loro capacità fitodepurativa è particolarmente efficace per quanto riguarda la rimozione del BOD, dell'azoto e del fosforo. Sono piante adatte in sistemi fitodepurativi che si estendono su superfici limitate.</p> <p>PIANTUMAZIONE: Le mazzasorde sono semplici da propagare partendo da rizomi distanziati di 1 metro o impiegando cespugli in zolle di terra oppure mediante pianticelle sviluppatesi in apposite serre.</p>	

GIUNCHI DI PALUDE (<i>Scirpus</i> sp.)	
<p><i>Caratteristiche ecologiche e fisiologiche</i></p> <p>Sono idrofite emergenti perenni che vivono bene in ambienti umidi in presenza di battenti idrici compresi tra 0,05 e 0,25 m. Esse costituiscono spesso praterie sulle bassure inondate, talvolta isolate in grossi cespi o in cortine più o meno continue.</p> <p>Vegetano in modo ottimale in un intervallo di temperatura atmosferica compreso tra 16-27 °C.</p> <p>In impianti di fitodepurazione, i giunchi di palude hanno dato i seguenti risultati medi: contenuti di azoto e di fosforo rispettivamente di 8-27 gN (kgSS)⁻¹ e 1-3 gP(kgSS)⁻¹.</p>	
<p><i>Caratteristiche morfologiche</i></p> <p>La singola pianta presenta un fusto cilindrico di altezza variabile tra i 0,1 e 1 m.</p> <p>Le foglie possono essere ridotte a guaine basali, ordinate sul fusto con disposizione alterna o derivare dalla base del fusto stesso. Il lembo fogliare è lineare, solitamente cilindrico e in alcuni casi appiattito.</p> <p>I fiori sono piccoli disposti su infiorescenze laterali o terminali e hanno un perigonio di sei pezzi con alla base due bratteole.</p> <p>All'interno vi sono sei stami corti e un ovario, la cui maturazione produce una capsula. Il frutto è portato all'interno del perigonio.</p>	
<p><i>Impiego nell'ambito dei processi naturali di depurazione delle acque reflue</i></p>	
<p>VANTAGGI: I giunchi di palude posseggono un apparato radicale che non solo si sviluppa sul piano orizzontale, ma penetra fino ad una profondità di circa 70 cm al di sotto del piano campagna, realizzando un'ampia superficie assorbente. Per tale motivo, questa specie trova ampio impiego nell'ambito della fitodepurazione.</p> <p>PIANTUMAZIONE: La piantumazione può essere effettuata con rizomi, zolle di terra con cespugli o con piantine allevate in serra.</p>	

LENTICCHIE D'ACQUA (<i>Lemna</i> sp.)	
<p><i>Caratteristiche ecologiche e fisiologiche</i></p> <p>Si tratta di piante cosmopolite che si sviluppano in acque stagnanti o a debole flusso. Esse danno origine a colonie molto estese e a rapido sviluppo soprattutto in acque molto inquinate.</p> <p>Esse crescono bene a valori ottimali di Ph variabili tra 4,5 e 7,5 e fino a temperature minime del liquame di 5-7 C° e a temperature minime atmosferiche di 1-3 C°. Al di sotto di questi valori sopravvivono sul fondo del bacino allo stadio latente in attesa di condizioni climatiche migliori.</p> <p>Impiegate in impianti di fitodepurazione, si sono osservati i seguenti valori: densità superficiali di 130 gSS m⁻², produttività annue di 6-26 tSS ha⁻¹ anno⁻¹ e contenuti di azoto e fosforo rispettivamente pari a 25-50 gN (kgSS)⁻¹ e 4,0-15,0 gP (kgSS)⁻¹.</p>	
<p><i>Caratteristiche morfologiche</i></p> <p>La Lemna è costituita da un <i>tallo</i> (foglie e gambo delle piante superiori) che rappresenta l'intero corpo della pianta attraverso cui essa assorbe i nutrienti; hanno un margine ovale e dimensioni variabili tra 0,5 e 1,5 cm. In ogni tallo sono presenti una o più regioni meristematiche che danno origine a nuovi talli. Al di sotto della superficie idrica si sviluppano dei brevi filamenti radicali con funzione di zavorra, oltre che costituire un eccellente medium per la filtrazione e l'adsorbimento dei solidi sospesi e per la crescita batterica. Le singole piante si organizzano poi tra loro originando aggregati di pianticelle e formare un denso e uniforme tappeto.</p>	
<p><i>Impiego nell'ambito dei processi naturali di depurazione delle acque reflue</i></p>	
<p>VANTAGGI: Le lenticchie d'acqua hanno una capacità assorbente dell'azoto paragonabile a quella delle cannuccie di palude mentre per il fosforo risulta più efficiente. La fitodepurazione operata da questa famiglia di piante risultata efficace pure su aree ristrette. Di conseguenza è adatta sia per entrambi gli impianti di depurazione a flusso orizzontale e verticale.</p> <p>INTRODUZIONE: Le lenticchie d'acqua crescono molto spesso spontaneamente. All'interno dei bacini fitoassorbenti, una volta introdotte, si propagano in modo vegetativo.</p>	

GIAGGIOLO ACQUATICO (<i>Iris pseudoacorus</i>)	
<p><i>Caratteristiche ecologiche e fisiologiche</i></p> <p>Il giaggiolo acquatico cresce nei canali, fossi, paludi e in zone boscate umide, generalmente ad altitudini comprese tra 0 e 300 metri. La vistosa fioritura avviene durante il mese di Maggio o a Giugno;</p> <p>Sono piante rizomatose, perenni, tipiche delle regioni temperate settentrionali. Vengono anche coltivate in numerose varietà.</p> <p>Recentemente è stata accertata la capacità di questa pianta di assorbire ed accumulare nei propri rizomi i metalli pesanti presenti in acque inquinate. Per tale motivo si rende molto utile a fini depurativi.</p>	
<p><i>Caratteristiche morfologiche</i></p> <p>i fiori sono gialli, grandi e profumati con 6 tepali colorati disposti in due verticilli; 3 stami nascosti dallo stimma. Hanno un fusto semplice che raggiunge un'altezza da 60 a 100 cm, o scarsamente ramificato, interamente ricoperto da foglie, distiche, guainanti e parallelinervie. Gli steli fioriferi e le foglie si sviluppano da un rizoma robusto ed ingrossato che è situato tra 0 e 20 cm in profondità.</p> <p>Le foglie basali formano uno stretto ventaglio e sono leggermente ispessite al centro.</p> <p>Il frutto è una capsula.</p>	
<p><i>Impiego nell'ambito dei processi naturali di depurazione delle acque reflue</i></p>	
<p>VANTAGGI: il giaggiolo d'acqua è utilizzato nell'ambito della fitodepurazione vista la sua capacità di assorbire metalli pesanti.</p> <p>PIANTUMAZIONE: la prima piantumazione può avvenire mediante semina, poi negli anni successivi i rizomi originano nuovi getti che permettono alla pianta di colonizzare l'ambiente.</p>	

Nei sistemi di fitodepurazione la piantumazione viene generalmente effettuata a mano mediante l'utilizzo di propaguli dormenti. L'apparato radicale o il rizoma è solitamente posto ad una profondità di circa 20 cm per individui giovani e 30 cm per quelli adulti. Circa 2-5 cm di stelo devono essere lasciati fuoriuscire dal substrato affinché la pianta possa ottenere ossigeno anche durante le prime inondazioni dell'impianto.

Secondo diverse esperienze europee, occorrono circa tre anni per permettere alle radici di adattarsi al substrato e crescere fino a raggiungere la massima lunghezza.

A piantumazione avvenuta, è indispensabile un controllo regolare delle piante in modo da rimuovere le eventuali erbe infestanti o evitare la fuoriuscita delle stesse dall'impianto nell'ambiente terrestre.

4.2.4 LA VALENZA NATURALISTICA

Nella gestione e nella programmazione degli interventi sul territorio, soprattutto in quegli ambiti territoriali di particolare pregio naturalistico, una premessa di primaria importanza nello stabilire le modalità progettuali e operative d'intervento, riguarda la tutela e la salvaguardia delle biocenosi naturali, oltre che la riqualificazione ambientale delle aree degradate e delle aree oggetto di trasformazione, in quest'ultimo caso riducendo l'impatto ambientale, visivo e di ecosistema naturale nel suo complesso.

L'impiego delle tecniche e dei processi di fitodepurazione per il trattamento secondario dei reflui, prevede anche l'impiego combinato di diversi sistemi, realizzando un articolato ambiente umido che soprattutto a livello di affinamento finale delle acque, può assumere anche l'aspetto, oltre che la funzionalità, di un bacino naturaliforme.

Tale bacino, che prende la fisionomia di un laghetto naturale, svolge una duplice funzione: sia depurativa che paesaggistica. Si possono infatti piantumare specie igrofile e idrofile, reperite tra le specie autoctone della vegetazione tipica lacustre, perilacustre e perifluviale che si ritrova comunemente nelle aree umide limitrofe, selezionando tra quelle che presentano fioriture vistose e variopinte (Foto 3).

L'impiego di diverse specie vegetali permette una diversificazione dell'ambiente acquatico favorendo la naturale colonizzazione anche da parte della fauna acquatica locale. L'ecosistema che si viene a creare risulta perciò completo e ricco dal punto di vista della biodiversità (Figura 6).

Un ambiente di questo tipo può costituire un gradevole elemento paesaggistico diventando anche un piacevole luogo fruibile da visitatori.

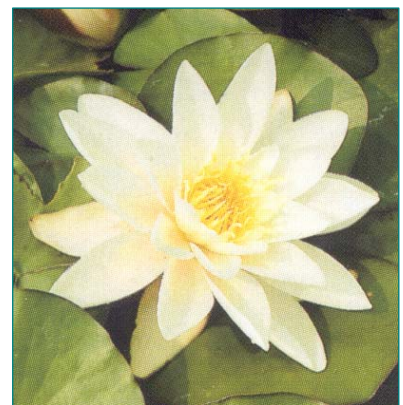
Foto 3: alcune specie idrofile lacustri con funzione depurativa e paesaggistica



✓ Sagittaria (*Sagittaria latifolia*)



✓ Ranuncolo (*Ranunculus fluitans*)



✓ Ninfea bianca (*Ninfea alba*)

Figura 6: rappresentazione a mano libera di un laghetto naturaliforme



4.3 CRITERI DI PROGETTAZIONE

I trattamenti di fitodepurazione mediante idrofite emergenti vengono realizzati in habitat artificiali mediante bacini naturalmente o artificialmente impermeabilizzati, riempiti con un idoneo *medium* (substrato) per la crescita delle piante che svolge inoltre, un'importante azione di filtrazione meccanica e chimica del refluo.

Ai fini del corretto dimensionamento dei bacini fitoassorbenti nell'abbattimento e nella rimozione degli inquinanti presenti nei reflui, risulta di fondamentale importanza disporre di specifiche conoscenze riguardo le **funzioni idrauliche e biologiche** coinvolte, considerando anche **modalità e tempistica** necessarie al corretto svolgimento dei processi fitodepurativi.

Questi aspetti progettuali dovranno poi, essere integrati con il contesto territoriale specifico dell'ambito d'intervento, quali la disponibilità di superficie, il tipo di suolo presente, meteorologia e clima locale, idrofite acquatiche autoctone, ecc.

Nella Tabella 2 vengono riportate le caratteristiche fondamentali dei tre principali sistemi di fitodepurazione (sistemi a flusso superficiale (SF), sistemi a flusso sub-superficiale orizzontale (HSSF) e sistemi a flusso sub-superficiale verticale (VSSF)), spesso impiegati in modo combinato al fine di ottimizzare la capacità depurativa di ciascuno di essi.

Dall'osservazione delle tabella si possono avanzare le seguenti considerazioni:

- ✓ Tali impianti devono essere alimentati con reflui da cui sono state rimosse le sostanze particolate più grossolane che pregiudicherebbero il corretto funzionamento idraulico dei letti, intasandoli in breve tempo. I letti fitoassorbenti svolgono quindi un trattamento

secondario dei reflui, che vengono precedentemente sottoposti a pre-trattamenti (es. vasche Imhoff) aventi la funzione di abbattimento dei solidi sedimentabili.

- ✓ L'impiego di idrofite acquatiche tra quelle maggiormente efficienti nei processi fitodepurativi, quali *Phragmites* sp. e *Typha* sp., e un'adeguata profondità del medium, consentono di adottare una superficie specifica entro un range compreso tra 2 e 5 m² ad A.E per il trattamento secondario nei sistemi HSSF e VSSF.
- ✓ La necessità di impermeabilizzazione del substrato dipende dal tipo di suolo presente; in linea generale è consigliabile l'impermeabilizzazione dei letti, onde evitare il rischio di inquinamento della falda per infiltrazione del liquame negli strati profondi.
- ✓ Le operazioni di manutenzione previste a scadenza quindicinale prevedono:
 - Controllo del sistema di distribuzione;
 - Controllo del sistema di raccolta e scarico;
 - Controllo del livello idrico nei bacini (nei sistemi HSSF);
 - Verifica di funzionalità delle eventuali apparecchiature elettromeccaniche;
 - Controllo della corretta funzionalità dei pre-trattamenti

Le operazioni di manutenzione previste a scadenza annuale prevedono:

- Eventuale taglio della vegetazione.

Tabella 12: schematizzazione delle caratteristiche dei principali tipi di bacini fitoassorbenti

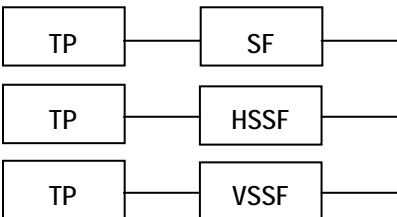
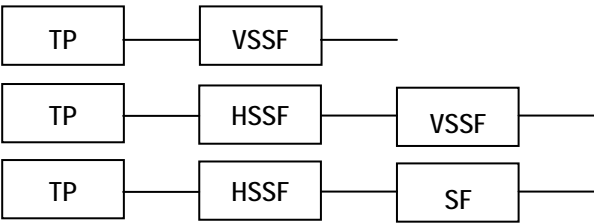
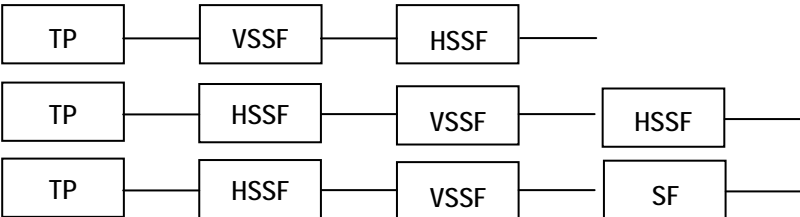
Tipologia	principale impiego	necessità di pretrattamenti	superficie specifica richiesta	profondità dei letti e granulometria	peculiarità di funzionamento	altezza battente idrico	principali macrofite impiegate	impermeabilizzazione	manutenzione
HSSF	trattamento secondario	sedimentatore (es. vasca Imhoff)	da 3 a 5 m ² / A.E.	60 - 70 cm con ghiaia	alimentazione in continuum del refluo	flusso sub-superficiale	<i>Phragmites australis, Typha latifolia</i>	- in terreni con $k_f > 10^{-7}$ m/s → 60 cm di argilla, manto in HDPE, PVC o geocomposito bentonico	quindicinale
VSSF	trattamento secondario	sedimentatore (es. vasca Imhoff)	circa 2 m ² / A.E.	70 - 90 cm con medium a granulometria decrescente dalla superficie del letto	alimentazione in intermittenza 15 - 20 cicli/g	flusso sub-superficiale	<i>Phragmites australis, Typha latifolia</i>	- in terreni con $k_f > 10^{-7}$ m/s → 60 cm di argilla, manto in HDPE, PVC o geocomposito bentonico	quindicinale
SF	affinamento	trattamenti primari e secondari	variabile da 1 a 4 m ² / A.E.	fondo ricoperto da 40-50 cm di ghiaia o sabbia	alimentazione in continuum del refluo	flusso superficiale	<i>Phragmites australis, Typha latifolia</i>	- in terreni con $k_f > 10^{-7}$ m/s → 60 cm di argilla, manto in HDPE, PVC o geocomposito bentonico	annuale

Come accennato precedentemente, le diverse tipologie d'impianto, possono essere adottate in modo combinato, realizzando un sistema articolato di bacini fitoassorbenti tra loro collegati.

La corretta successione delle diverse tipologie permette di sfruttare in modo ottimale le singole capacità depurative di ciascun tipo di bacino di fitoderazione ottenendo, alla fine del processo, un effluente con buone caratteristiche di qualità chimico-fisiche. In Tabella 13 vengono combinate e raggruppate le diverse tipologie d'impianto in relazione all'abbattimento e rimozione dei tipi di inquinanti.

Dall'analisi della Tabella seguente, si intende subito sottolineare che in ogni combinazione, è presente un trattamento primario (pre-trattamento), indispensabile fase in cui vengono rimossi i solidi sedimentabili che intaserebbero i bacini fitoassorbenti nelle fasi successive di trattamento secondario del refluo.

Tabella 13: rimozione degli inquinanti in relazione al tipo di impianto adottato

Tipologie d'impianto	Rimozione inquinanti
	BOD ₅ , COD e MST
	BOD ₅ , COD, MST e nitrificazione
	BOD ₅ , COD e MST, nitrificazione e denitrificazione

Legenda tabella: MST = materiali in sospensione totali, TP = trattamento primario

4.3.1 IMPIANTO MODELLO

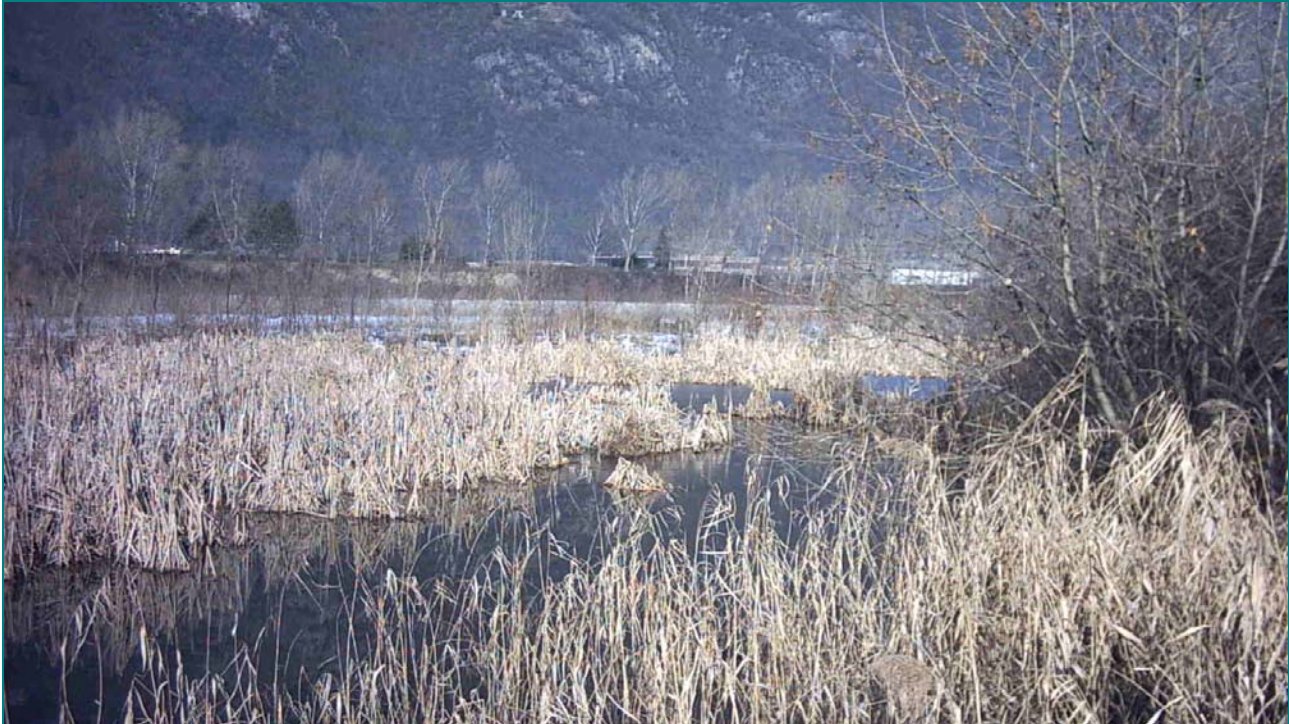
A titolo di esempio viene riportata la progettazione e il dimensionamento di un impianto di fitodepurazione, per lo smaltimento dei reflui di un piccolo centro abitato di **300 A.E.**

Si intende sottolineare l'impiego di tale tecniche, da D. Lgs n° 152/99, si presta per piccoli centri abitati con popolazione equivalente compresa tra **50 e 2.000 abitanti equivalenti**. Inoltre, l'efficienza depurativa dell'intervento che segue, raggiunge un livello ottimale nelle condizioni più favorevoli allo sviluppo delle macrofite acquatiche, che si ricorda raggiungano una produttività massima con **temperature esterne** comprese **tra 10 e 30 C°**. Tale intervallo termico consente anche un adeguato sviluppo delle colonie microbiche adese agli apparati radicali, le quali collaborano in modo determinante, alla depurazione del refluo anche durante il periodo invernale, momento in cui le macrofite acquatiche annuali cessano l'attività vegetativa.

Per le ragioni appena ricordate, l'impiego di tali sistemi naturali rappresenta una soluzione ottimale particolarmente adatta nelle regioni pianiziali, dal fondovalle (Foto 4) e fino ai primi rilievi, a quote inferiori ai 700 - 800 m s.l.m..

Per quote superiori, si dovrà considerare una superficie specifica per A.E. che, rispetto ai parametri riportati in Tabella 12, aumenterà proporzionalmente in funzione dell'altitudine; sarà inoltre necessario svolgere una ricerca oculata del luogo d'intervento, privilegiando le stazioni più termofile, con esposizione preferibilmente a sud, assolate e con morfologia da pianeggiante a sub-pianeggiante.

Foto 4: area umida di fondovalle colonizzata naturalmente dal canneto (*Phragmites australis*)



Le caratteristiche di tale impianto prevedono una prima fase di **trattamento primario** con funzione di abbattimento dei solidi sedimentabili, costituito da:

- una grigliatura;
- una vasca Imhoff dimensionata per 300 A.E. di diametro interno 500 cm ed h = 330 cm.

I reflui vengono quindi immessi nei bacini fitoassorbenti, per il **trattamento secondario**:

- 2 letti di fitodepurazione a flusso sub-superficiale orizzontale funzionanti in parallelo formati da:
4. pozzetti di ingresso ed uscita del liquame;
 5. sistemi di distribuzione;
 6. impermeabilizzazione del fondo con manto in PVC o HDPE ($K_s < 10^{-8}$ cm/s) per evitare rischi di contaminazione dell'acquifero superficiale;
 7. materiale di riempimento dei letti (ghiaia, ciottoli e sabbia);
 8. specie vegetali: *Phragmites*, *Typha*.

Viene infine prevista un'ultima fase di **affinamento finale delle acque** che prevede la realizzazione:

- lago di finissaggio (Figura 6 e Foto 3) posto a valle dei letti di fitodepurazione (superficie di circa 300 m² e profondità di 1,5 – 2 metri);
- pozzetto finale di controllo;
- recapito finale in un corpo idrico.

Nella tabella seguente sono indicati i parametri impiegati per il dimensionamento del sistema di fitodepurazione ed i risultati del dimensionamento. Per il dimensionamento, si è tenuto conto delle

condizioni più limitanti ossia la stagione invernale in cui le temperature dei reflui sono più basse e i processi di degradazione biologica sono rallentati.

Tabella 14: dati di progetto e caratteristiche di un singolo letto (ne sono previsti due posti in parallelo)

Parametri	Unità di misura	Caratteristiche di un singolo letto
Numero di abitanti equivalenti serviti	n° A.E.	150
Apporto procapite di refluo	m ³ /(A.E.*d)	0.25
Carico procapite di BOD ₅	g/(A.E.*d)	60
Concentrazione di BOD ₅ in uscita dalla vasca Imhoff (abbattimento del 30 %)	mg/l	168
Portata da trattare	m ³ /giorno	37,5
Area superficiale richiesta	m ²	385
Profondità del letto	m	0.7
Larghezza letto	m	11
Lunghezza letto	m	35

4.3.1.1 Ipotesi d'impianto in Valle dei Molini

L'area d'intervento è situata nella Valle dei Molini, solcata dal Torrente Poja, affluente di sinistra del Fiume Oglio. Da un punto di vista morfologico, la valle presenta versanti a moderata pendenza.

L'intervento ha lo scopo di abbattere e rimuovere le sostanze inquinanti contenute negli scarichi dei centri abitati di Savione dell'Adamello, per lo smaltimento dei reflui per una popolazione equivalente di **500 A.E.**, a monte della loro immissione nei corpi idrici recettori, il Torrente Poja e successivamente il Fiume Oglio.

La zona potenzialmente più favorevole per la localizzazione dell'impianto è quella compresa tra i due centri abitati di Cevo e Savione dove, in corrispondenza della strada di collegamento tra i due paesi, in località *Canneto*, il versante presenta un'acclività minore.

La zona si trova ad una quota media di circa 1100 m s.l.m., in corrispondenza di un'area umida attualmente già colonizzata dal canneto; il pendio è esposto a sud ma con assolazione limitata dai rilievi che si elevano sul versante opposto della valle, quali Monte Colombé (2152 m s.l.m.) e Cima Barbignaga (2367 m s.l.m.).

Le condizioni stagionali sono quindi piuttosto limitanti, e l'efficienza dell'impianto, in particolare riguardo i trattamenti secondari, non potrà raggiungere dei livelli ottimali.

Data la preesistenza della zona a canneto, che naturalmente svolge un'azione di affinamento delle acque che vi transitano, la soluzione progettuale potrebbe mantenere tale area umida per la fase finale di affinamento delle acque, prima del loro recapito finale nei corpi idrici di valle.

Il tipo d'impianto adottabile, con riferimento agli schemi in Tabella 13, corrisponde alla seguente **tipologia combinata**:



che si mostra molto efficiente nella rimozione e abbattimento di BOD₅, COD e MST, dell'azoto (nitrificazione e denitrificazione) e del fosforo anche se in misura minore.

La prima fase di **trattamento primario** con funzione di abbattimento dei solidi sedimentabili, prevede:

una grigliatura grossolana a pulizia manuale;

due vasche Imhoff, ciascuna dimensionata per 250 A.E. di diametro interno pari a 350 cm ed h = 450 cm.

I reflui vengono quindi immessi nei bacini fitoassorbenti, per il **trattamento secondario**, che prevede un primo stadio nei letti a flusso sub-superficiale orizzontale e un secondo nei letti a flusso sub-superficiale verticale.

Il dimensionamento dei letti viene calcolato impiegando una superficie specifica complessiva, distribuita tra 1° e 2° stadio pari a **3,3 m² / A.E** (Tabella 12). Le caratteristiche dei bacini riguardano:

2 letti di fitodepurazione a flusso sub-superficiale orizzontale e 2 letti di fitodepurazione a flusso sub-superficiale verticale funzionanti in parallelo formati da:

9. pozzetti di ingresso ed uscita del liquame;
10. sistemi di distribuzione;
11. impermeabilizzazione del fondo con manto in PVC o HDPE ($K_s < 10^{-8}$ cm/s) per evitare rischi di contaminazione dell'acquifero superficiale;
12. materiale di riempimento dei letti (ghiaia, ciottoli e sabbia);
13. specie vegetali: *Phragmites*, *Typha*.

Le caratteristiche dimensionali dei letti vengono di seguito riassunte:

Tabella 15: dati di progetto delle caratteristiche dei letti fitoassorbenti

Parametri	Unità di misura	1° stadio	2° stadio
		HSSF	VSSF
n. letti		2	2
Lunghezza singolo letto	m	46,9	34,2
Larghezza singolo letto	m	10,2	10,2
Superficie singolo letto	m ²	478,2	349,1
Superficie complessiva stadio	m ²	956,5	698,2
Superficie specifica	m ² / AE	1,9	1,40

I reflui depurati vengono quindi immessi nell'area umida naturale. La superficie specifica utile per l'affinamento finale viene stabilita in circa **1000 m²**; le acque verranno omogeneamente distribuite nell'area, al fine di sfruttare in modo ottimale tutta la superficie disponibile.

Date le condizioni dell'area d'intervento si intende infine sottolineare che tale impianto non porterà a valori di efficienza ottimali, quali si potrebbero ottenere in zone di pianura o di fondovalle.

Risulta comunque importante ribadire che l'adozione di tali sistemi rappresenta una soluzione valida per molte ragioni. Innanzitutto i costi di realizzazione e di manutenzione sono estremamente contenuti rispetto agli impianti tradizionali; inoltre, nel caso specifico, l'impiego di tipologie combinate, consente una rimozione e un abbattimento superiore delle sostanze inquinanti rispetto all'impiego di un solo tipo di bacino; e infine si inserisce in modo ecologicamente compatibile nel contesto territoriale del luogo, con la possibilità di attuare anche una riqualificazione dell'area umida presente.

4.4 BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2001.** *Sistemi di fognatura – Manuale di progettazione.* Hoepli
- Bonomo L. & Pastorelli G., 1996.** Processi di fitodepurazione: richiami teorici e rassegna delle principali applicazioni, in *Recenti tendenze nella depurazione delle acque reflue: innovazioni tecnologiche e di processo*, Vol.1, cap. XVII pp 1-78.
- Consorzio Parco Ticino, 1983.** La flora acquatica del Parco Ticino. Gruppo Editoriale Fabbri.
- Zeh H., 1993. *Tecniche di ingegneria naturalistica.* Il Verde Editoriale.
- Ghezzi P. F., Bonazzi G., 1981.** *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua.* Consiglio Nazionale delle Ricerche.
- Giunta del Regione Lombardia - settore Ecologia e Ambiente, 1985.** *Piano Regionale di risanamento delle acque.*
- Provincia di Perugia - Centro Studi, International Association on Water Quality, 1995.** *International Seminary: Natural and constructed wetlands for waste water treatment and reuse.*
- Regione Emilia-Romagna – Assessorato all’Ambiente, Regione del Veneto- Assessorato Agricoltura e Foreste, 1993.** *Manuale tecnico di ingegneria naturalistica.*
- U.S. EPA, 1988.** *Design manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater treatment.*
- U.S. EPA, 1993.** *Handbook: Urban Runoff Pollution Prevention and Control Planning.*
- U.S. EPA, 1993.** *Seminar Publication: National Conference On Urban Runoff Management: Enhancing Urban Watershed Management at the Local, Country, and State Levels.*
- U.S. EPA, 1993.** *Guidance Specifying Management Measures For Sources Of Nonpoint Pollution In Coastal Waters.*
- U.S. EPA, 1993.** *Subsurface Flow Constructed Wetlands For Wastewater Treatment: A Technology Assessment.*
- U.S. EPA, 2000.** *Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater.*EPA/625/R-99/010, 154 pp.
- Vismara R., 1982.** *Depurazione biologica – Teoria e processi.* Hoepli, 468 pp.
- Vismara R., Egaddi F., Garuti G., Pergetti M., Pagliughi A, 2000.** Linee guida per il dimensionamento degli impianti di fitodepurazione a macrofite radicate emergenti: gli esempi internazionali ed una proposta. *IA Ingegneria ambientale vol. XXIX*, pp 168-176.

5 CLASSIFICAZIONE DEGLI AMBIENTI ACQUATICI AI FINI DEI PESCICOLI E DELLA PESCA

Ciascun corso d'acqua del Parco dell'Adamello, sulla base di valutazioni normative, scientifiche, biologiche e conservazionistiche, sarà classificato in una delle seguenti categorie:

- corsi d'acqua in cui evitare una gestione ittica; ad esempio quelli in cui non sussistono le condizioni ambientali per sostenere una popolazione ittica in modo stabile, per motivi climatici, per portata naturale insufficiente o alte cause, nonché quelli in cui la fauna ittica risulterebbe alloctona e la sua immissione sarebbe in contrasto con le esigenze di tutela di altre specie, quali per esempio gli anfibi.
- corsi d'acqua a protezione integrale del popolamento ittico, in particolare scelti tra zone di elevato pregio ambientale e naturalistico, dove sia possibile garantire la presenza stabile di popolazioni ittiche di specie autoctone pregiate in grado di autosostenersi, eventualmente dopo un'iniziale intervento di reintroduzione o di supporto degli esemplari superstiti.
- corsi d'acqua in cui può essere consentita la fruizione alieutica; per tali ambienti sarà definito un apposita proposta di regolamento che tenga conto degli interventi gestionali necessari e dei limiti che il prelievo deve avere in funzione della conservazione di popolamenti stabili.

Ciascun lago alpino del Parco dell'Adamello, sulla base di valutazioni normative, scientifiche, biologiche e conservazionistiche, sarà classificato in una delle seguenti categorie:

- laghi alpini in cui evitare una gestione ittica, in quanto non vocazionali alla presenza stabile di fauna ittica (per via di asciutte stagionali, congelamento completo in inverno, insufficienti disponibilità trofiche ecc.) oppure in quanto ospitanti fauna e flora autoctona che risulterebbe danneggiata dalla presenza di pesci (per esempio anfibi, zooplancton ecc.).
- laghi alpini destinati a protezione integrale del popolamento ittico, scelti tra quelli con le maggiori caratteristiche di naturalità e di vocazionalità ittica, in cui mantenere popolazioni ittiche di specie pregiate autoctone in grado di automantenersi, eventualmente dopo un'iniziale intervento di reintroduzione o di supporto degli esemplari superstiti.
- laghi alpini in cui può essere consentita la fruizione alieutica, in quanto privi di elementi di rilievo dal punto di vista naturalistico e non ospitanti elementi peculiari dal punto di vista della fauna e della vegetazione; in questa categoria rientrano per esempio i bacini artificiali usati a fini idroelettrici, le cui modalità di gestione alterano pesantemente la naturalità dell'ecosistema acquatico e spondale. Saranno inoltre indicate le modalità con cui sarà possibile conciliare l'attività alieutica con le esigenze di conservazione di un'area protetta, per esempio imponendo l'obbligo del rilascio dei pesci catturati o limitando fortemente il prelievo e restringendo l'uso di attrezzature e tecniche a quelle di cui sia dimostrato scientificamente il minor impatto sui pesci (per esempio ami privi di ardiglione ecc.).

In considerazione delle finalità del Parco stesso, la gestione dei popolamenti ittici al suo interno dovrà essere in primo luogo indirizzata alla conservazione e al recupero delle specie ittiche di elevato pregio naturalistico, pur consentendone un oculato "sfruttamento" in termini di risorse rinnovabili; le modalità di pesca e d'immissione di pesci dovranno quindi essere rispettose di tale indirizzo e non dovranno entrare in conflitto con le esigenze di tutela di altre entità faunistiche, come per esempio gli anfibi. Il quadro normativo che regola la materia è rappresentato dalla L.R. n. 86 del 30 novembre 1983 "Piano generale delle aree regionali protette. Norme per l'istituzione e la gestione delle riserve, dei parchi e dei monumenti naturali nonché delle aree di particolare rilevanza naturale e ambientale" e succ. mod., dalla L.R. n. 12 del 30 Luglio 2001 "Norme per l'incremento e la tutela del patrimonio ittico e l'esercizio della pesca nelle acque della Regione Lombardia" e dal PTC del Parco. In particolare la Legge 86 e succ. mod. prevede che il Parco individui al suo interno le Riserve Naturali e determini per le stesse delle limitazioni alle attività antropiche; Legge 12, all'art. 9 comma 8, invece prevede che: "...la provincia competente per territorio esercita le funzioni amministrative ...disponendo anche divieti o limitazioni particolari all'esercizio della pesca, allo scopo di conservare l'ambiente delle aree regionali protette, in coerenza con le finalità di protezione, conservazione e valorizzazione del patrimonio ittico autoctono e di riqualificazione degli ambienti acquatici espresse dagli atti programmatori propri

degli enti gestori delle aree protette. In relazione a quanto previsto dalla citate Leggi Regionali il PTC del Parco, all'art. 18, comma 4, prevede che **nelle riserve naturali è vietata la pesca e l'immissione di ittiofauna è consentita previo parere preventivo, obbligatorio e vincolante dell'Ente gestore**; inoltre l'art. 38 norma l'attività piscatoria, rimandando al piano di settore fauna, la definizione degli interventi di gestione. Per questo motivo in questo capitolo vengono analizzati i principali aspetti della gestione della pesca come elemento di interazione con le comunità ittiche che il presente piano intende incrementare e proteggere; rimandando invece la definizione tecnico-amministrativa dell'argomento al successivo piano di settore faunistico.

5.1 DEFINIZIONE DELLA VOCAZIONALITÀ ITTICA REALE DELLE ACQUE DEL PARCO

La definizione della vocazionalità ittica reale delle acque del Parco è propedeutica a tutte le altre attività gestionali; è necessario infatti sapere quali sono le acque che possono effettivamente ospitare pesci e, per queste ultime, quali sono le specie ittiche autoctone e naturalmente idonee a costituirvi dei popolamenti stabili. Nell'ambito della vocazione ittica teorica in cui possono essere inserite le acque del Parco possono infatti sussistere elementi naturali o artificiali limitanti la capacità di ospitare determinate specie ittiche o popolazioni numericamente adeguate delle stesse.

5.1.1 VOCAZIONALITÀ DELLE ACQUE CORRENTI

I corsi d'acqua all'interno del Parco sono tutti riconducibili a tipologie torrentizie naturalmente vocate alla trota fario (*Salmo trutta trutta*), ad eccezione dei tratti più d'alta quota, con portata insufficiente o troppo scoscesi. Le caratteristiche principali di un corso d'acqua torrentizio che possono influire sulla vocazionalità ittica sono di seguito analizzate.

Portata: il deflusso idrico deve essere tale da garantire in modo continuativo condizioni idrauliche idonee alla sopravvivenza delle trote e al compimento di tutte le fasi del loro ciclo vitale. Corsi d'acqua soggetti ad asciutte di origine naturale o artificiale o con portata troppo esigua per garantire una profondità dell'acqua adeguata alla presenza di trote non sono da considerarsi vocazionali.

Struttura dell'alveo: la presenza di acqua in alveo non è un fattore di per sé sufficiente a garantirne la vocazionalità ittica; è fondamentale invece come questa si distribuisce in funzione della sua struttura. Ad esempio un corso d'acqua a bassa pendenza con un alveo particolarmente ampio e basso potrebbe non garantire una profondità sufficiente per ospitare le trote; un corso d'acqua con pendenza molto elevata potrà mantenere pesci al suo interno solo se composto da pozze alternate a cascate, mentre non sarà vocazionale se l'acqua scorre a salti su un alveo sconnesso, con substrato grossolano e privo di zone idraulicamente tranquille.

Struttura delle rive: un ambiente ripario stabile con vegetazione arbustiva e arborea in buone condizioni garantisce una idoneità maggiore ad ospitare trote rispetto ad un corso d'acqua con rive in erosione e vegetazione riparia gravemente alterata o assente. La vegetazione riparia infatti svolge numerose funzioni utili all'ecosistema fluviale e alla fauna ittica quali: rifugio grazie ai rami e alle radici sporgenti, filtro nei confronti degli inquinanti provenienti dal bacino, ombreggiatura, sostanza organica in forma di foglie e rami che alimentano la catena trofica, stabilizzazione delle rive e quindi della conformazione dell'alveo.

Qualità chimico – fisica delle acque: la trota fario è piuttosto esigente in termini qualitativi, prediligendo acque fredde con elevato tenore di ossigeno disciolto. Nei corsi d'acqua montani è generalmente difficile che siano presenti situazioni di scadimento della qualità chimico – fisica delle acque tali da limitare la presenza dei Salmonidi, sia per la scarsa presenza di fonti d'inquinamento sia per l'elevata turbolenza delle acque che ne favorisce la riareazione. La trota fario predilige temperature comprese tra 12-19 °C e tollera valori tra 0-27°C, mentre per quanto riguarda l'ossigeno disciolto necessita di almeno 5 mg/l.

5.1.1.1 Individuazione dei corsi d'acqua in cui evitare una gestione ittica

I corsi d'acqua che richiedono una totale assenza di intervento (inteso sia come ripopolamento ittico che come gestione alieutica) sono rappresentati da quel reticolo minore di alta quota in cui non sussistono le condizioni ambientali per sostenere anche in inverno una popolazione ittica, ed in estate divengono siti di riproduzione degli anfibi. L'eventuale immissione dei pesci da una lato sarebbe improduttiva, dall'altro comporterebbe la progressiva scomparsa degli anfibi stessi.

5.1.1.2 Individuazione dei corsi d'acqua fruibili dal punto di vista alieutico

Corsi d'acqua a protezione integrale del popolamento ittico; si tratta di ambienti di elevato pregio naturalistico e integrità ambientale in cui la pesca è vietata ed i ripopolamenti sono finalizzati esclusivamente ad iniziative di ricostituzione di popolazioni stabili. La loro funzione è quella di fungere da "oasi" di conservazione per popolazioni di specie ittiche autoctone pregiate e di consentire lo studio della dinamica di comunità ittiche naturali in assenza di interferenze antropiche. Questi ambienti potranno divenire così dei siti di riferimento per la valutazione dello stato ambientale degli altri corpi idrici d'alta quota; essi garantiranno la disponibilità di materiale ittico cui attingere per eventuali programmi di riproduzione artificiale finalizzata alla reintroduzione delle specie autoctone pregiate nelle restanti acque del parco. La scelta di questi ambienti dovrà tener conto, oltre che dei requisiti ambientali, anche della possibilità di garantire un'efficace sorveglianza.

Corsi d'acqua in cui può essere consentita la fruizione alieutica, in cui la pesca e i ripopolamenti sono consentiti e finalizzati a conciliare le esigenze di conservazione con quelle di utilizzo della risorsa.

5.1.2 VOCAZIONALITÀ DEI LAGHI ALPINI

L'ubicazione dei laghi alpini in zone remote caratterizzate da climi particolarmente rigidi e le dimensioni spesso ridotte, fanno sì che alcuni laghi alpini non siano in grado di ospitare stabilmente i pesci. E' inoltre presumibile che anche quelli idonei ad essere popolati da fauna ittica fossero in origine privi di pesci, che vi sono successivamente stati introdotti a scopo di pesca. Queste premesse indicano quanto sia cruciale la definizione della vocazionalità ittica di questi ambienti per una loro corretta gestione. Benché infatti l'immissione di pesci nei laghi lungo l'arco alpino risalga almeno all'inizio del '900 e sia avvenuta in modo capillare, l'esperienza ha dimostrato però che in molti casi tali introduzioni si sono rivelate del tutto infruttuose o hanno generato popolazioni con ridottissimi accrescimenti, o peggio ancora hanno determinato la scomparsa delle specie anfibe presenti per l'eccessiva predazione su di esse. Le immissioni indiscriminate si traducono spesso quindi in uno spreco di tempo e risorse nel caso migliore, con il rischio aggiuntivo di causare danni ad altre componenti faunistiche di elevato pregio. Tutto ciò premesso **si ritiene comunque che le specie più idonee ai fini del ripopolamento dei laghi alpini siano il salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*) e la trota fario (*Salmo trutta trutta*).**

Per identificare i laghi idonei ad ospitare stabilmente una popolazione ittica di dimensioni e struttura tali da permetterne la fruizione alieutica, è necessario valutare i fattori di seguito elencati.

Rischio di asciutta stagionale: per ovvi motivi i laghetti in cui la presenza di acqua non è costante lungo tutto l'anno non consentono una colonizzazione stabile da parte dei pesci.

Estensione verticale della copertura di ghiaccio invernale: lo strato ghiacciato, nei bacini di profondità modesta, può raggiungere il fondo del lago provocando il congelamento dell'intera massa d'acqua uccidendo i pesci. Per questo motivo l'immissione di pesci dovrà essere evitata in tutti i laghi in cui la profondità e il volume sono insufficienti a garantire la presenza di uno strato di acque di fondo libere dai ghiacci. In linea di massima si può stabilire in 3 m la profondità minima che un lago deve avere per garantire la sopravvivenza in inverno dei pesci.

Livello trofico: i laghi che hanno acque ultraoligotrofe, cioè estremamente povere di nutrienti normalmente apportati in questi bacini dall'attività zootecnica o dalla presenza di rifugi, potrebbero non risultare in grado di fornire una base alimentare adeguata alla fauna ittica, con rischio di fenomeni di malnutrizione, nanismo e cannibalismo.

Temperatura delle acque: nei laghi d'alta quota la temperatura può essere limitante solo nei suoi estremi inferiori; anche se i Salmonidi possono tollerare valori prossimi a 0°C, regimi termici particolarmente rigidi possono determinare un notevole rallentamento del tasso di accrescimento dei pesci e influire indirettamente anche sulla maturazione sessuale che può essere ritardata per l'impossibilità di accumulare sufficienti riserve a causa delle ridotte disponibilità trofiche di tali ambienti.

Acidificazione delle acque: questo fenomeno rende i laghi che ne sono oggetto non vocazionali alla presenza di fauna ittica; prima di poter immettere pesci in tali ambienti sarà quindi necessario intervenire con operazioni di "liming" per tamponare l'acidità eccessiva e fornire una riserva di carbonati per incrementare l'alcalinità delle acque. Devono essere considerati non vocazionali per la fauna ittica i laghi il cui pH è inferiore a 5.5.

Solo i laghi che soddisfano i requisiti citati per la vocazionalità ittica potranno essere presi in esame per l'immissione di pesci; tra questi è necessario però distinguere quelli in cui la presenza di altre componenti naturalistiche endemiche e di elevato pregio possono essere danneggiate severamente dalla presenza di fauna ittica e quelli in cui è invece possibile una gestione ittica ecocompatibile.

5.1.2.1 Individuazione dei laghi alpini in cui evitare una gestione ittica

I laghi che richiedono una protezione integrale e quindi devono essere esclusi dalle immissioni di fauna ittica sono quelli di piccole dimensioni (superficie inferiore a 1000 m² e profondità inferiore a 3 m) che risultano essere sede di riproduzione di anfibi in zone prive di stagni e raccolte d'acqua non vocazionali ai pesci che possano fungere da alternativa a tal fine. In questi casi evidentemente l'immissione dei pesci comporterebbe la progressiva scomparsa degli anfibi nella zona; laddove ciò è già accaduto può essere presa in considerazione l'ipotesi di interventi per l'eradicazione della fauna ittica e la successiva reintroduzione delle specie anfibie.

5.1.2.2 Individuazione dei laghi alpini fruibili dal punto di vista alieutico

I laghi che soddisfano le condizioni necessarie alla vocazionalità ittica e che non ospitano organismi endemici o comunque di particolare valore naturalistico, potranno essere destinati ad una fruizione alieutica articolata su diversi livelli in funzione del loro pregio ambientale.

Possono essere individuate le seguenti categorie di destinazione:

Laghi destinati a protezione integrale del popolamento ittico; si tratta di ambienti di elevato pregio naturalistico e integrità ambientale in cui la pesca e i ripopolamenti sono vietati. La loro funzione è quella di fungere da "oasi" di conservazione per popolazioni di specie ittiche autoctone pregiate e di consentire lo studio della dinamica di comunità ittiche naturali in assenza di interferenze antropiche. Questi laghi potranno divenire così dei siti di riferimento per la valutazione dello stato ambientale degli altri corpi idrici d'alta quota; essi garantiranno la disponibilità di materiale ittico cui attingere per eventuali programmi di riproduzione artificiale finalizzata alla reintroduzione delle specie autoctone pregiate nelle restanti acque del parco. La scelta di questi ambienti dovrà tener conto, oltre che dei requisiti ambientali, anche della possibilità di garantire un'efficace sorveglianza.

Laghi in cui può essere consentita la fruizione alieutica, in cui la pesca e i ripopolamenti sono consentiti e finalizzati a conciliare le esigenze di conservazione con quelle di utilizzo della risorsa ittica. In questi ambienti, siano essi naturali o artificiali, la gestione ittica sarà indirizzata alla creazione di popolazioni di specie autoctone in grado di automantenersi che potranno essere oggetto di pesca debitamente regolamentata.

5.1.3 CONSIDERAZIONI RIEPILOGATIVE SULLA ATTIVITÀ PISCATORIA

La pianificazione di dettaglio della gestione dell'ittiofauna e dell'attività di pesca sono di competenza del piano di settore faunistico, comunque in considerazione delle attività effettuate sugli ambienti acquatici durante questo studio, dello stretto rapporto che lega la "salute degli ecosistemi acquatici" all'abbondanza dei popolamenti ittici, si riassumono di seguito alcune valutazioni di principio relative alla gestione ittica ed alla pesca.

- Le specie da prendere in considerazione per il ripopolamento degli ambienti acquatici sono le seguenti: salmerino alpino, trota fario di ceppo autoctono e sanguinerola per i laghi alpini; trota fario di ceppo autoctono e scazzone per i torrenti; trota fario di ceppo autoctono, la trota marmorata, il temolo, lo scazzone ed il vairone per il fiume Oglio. Resta inteso che le specie non citate, soprattutto quelle non autoctone, non dovrebbero essere immesse nelle acque del parco.
- Dovrebbero essere privilegiate le iniziative di mantenimento dei patrimoni genetici autoctoni, quindi i pesci per il ripopolamento dovrebbero provenire da incubatoi di valle finalizzati alla riproduzione delle popolazioni locali.
- La pesca "No Kill" è una tecnica che consente il mantenimento delle popolazioni naturali quindi è tecnicamente compatibile, anche in aree di riserva naturale dove la conservazione delle specie presenti è obiettivo prioritario.
- I bacini idroelettrici sono ambienti artificiali dove la presenza dei pesci è normalmente legata alle immissioni e spesso il corretto sviluppo del popolamento ittico è ostacolato dalle modalità di gestione del bacino stesso; per questo motivo la pesca non pare di per sé inconciliabile con questi ambienti.

6 STUDIO DI FATTIBILITÀ DELLA REINTRODUZIONE DI SPECIE ITTICHE AUTOCTONE

Dalla caratterizzazione dei corsi d'acqua del Parco emerge per la maggior parte dei tratti indagati una situazione che si discosta notevolmente non solo dalla vocazionalità ittica teorica, ma anche dalle potenzialità ittiogeniche effettive che lo stato degli habitat evidenzia. Ambienti con un elevato grado di integrità, come p.e. il T. Paghera immissario del Lago Aviolo, presentano popolazioni ittiche destrutturate, numericamente inconsistenti e spesso mancano delle specie tipiche che dovrebbero ospitare. Tale problema si presenta anche in molti tratti che, pur non essendo nel migliore stato di integrità ecologica possibile, offrono comunque condizioni di habitat per i pesci più che accettabili, come p.e. il T. Paghera a monte della presa Edison. Questo tipo di ambienti offre quindi il presupposto migliore non solo per i ripopolamenti a sostegno delle popolazioni ittiche residue, ma anche quello indispensabile per la pianificazione un'operazione di reintroduzione. Un intervento di reintroduzione richiede infatti che l'ambiente sia in condizioni tali da accogliere la specie ittica scomparsa e che quindi sia stato rimosso il fattore limitante che ne ha determinato l'estinzione. Per gli ambienti completamente naturali, la causa della sparizione delle specie autoctone può essere imputata all'eccessivo prelievo alieutica, tenuto conto dei regolamenti più permissivi del passato, oltre che ad eventuali errori nella gestione che hanno portato a ripopolamenti con individui non idonei alla sopravvivenza e alla riproduzione spontanea o addirittura con specie alloctone che sono entrate poi in competizione con quelle autoctone. In questi casi è quindi indispensabile che la gestione della pesca e dei ripopolamenti sia accuratamente pianificata per evitare di ripetere gli errori del passato.

Sulla base di queste premesse è opportuno ribadire che con il termine "reintroduzione" sarà considerato non solo l'intervento di immissione di una specie ittica negli ambienti in cui è scomparsa, che corrisponde alla definizione accademica di tale operazione, ma saranno comprese anche le immissioni a sostegno di popolazioni superstiti a rischio di estinzione, che normalmente rientrano nella definizione dei "ripopolamenti" propriamente detti.

Per quanto riguarda gli ambienti torrentizi, le specie ittiche autoctone che potrebbero essere oggetto di reintroduzione sono la trota fario (*Salmo trutta trutta*) e lo scazzone (*Cottus gobio*).

Le acque pedemontane dell'Oglio, a partire da Cedegolo verso valle, sono vocazionali alla reintroduzione della trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*) e del temolo (*Thymallus thymallus*), che seppure non propriamente estinte, sono ormai una presenza sporadica.

Per quanto riguarda i laghi d'alta quota, essi potranno essere oggetto di reintroduzione di trota fario (*Salmo trutta trutta*) e salmerino alpino (*Salvelinus alpinus*), tenuto conto delle premesse riportate nel Piano Tutela Acque relativamente alla effettiva vocazionalità ittiogenica di tali ambienti. La trota fario sarà da impiegarsi nei laghi con immissari o emissari idonei a consentirne la riproduzione naturale, mentre il salmerino potrà essere immesso nei laghi privi di tale possibilità, essendo in grado di riprodursi in acque ferme.

Di seguito si riporta l'elenco dei tratti di torrenti con le specie ittiche autoctone che potrebbero essere oggetto di reintroduzione, distinti tra quelli ad elevata integrità e quelli con presenza di impatti ma itticamente vocazionali. Con il simbolo * sono indicate le specie attualmente ancora presenti ma con popolazioni esigue e destrutturate.

Figura 7: Tratti di corsi d'acqua ad elevata integrità ecologica idonei al fine di reintroduzioni ittiche

Corso d'acqua	Tratto	Specie ittica da reintrodurre
T. Paghera	Immissario del L. Aviolo	Trota fario; scazzone
T. Rabbia	A monte della presa Edison	Trota fario; scazzone
T. Tredenus	Tutta l'asta fluviale itticamente vocazionale	Trota fario*; scazzone
T. Cobello	A monte della presa Edison	Scazzone
T. Val di Fa	A monte della presa Edison	Scazzone
T. Figna	A monte delle artificializzazioni di Nadro	Scazzone
T. Degna	A monte della presa Tassara	Trota fario; scazzone

Figura 8: Tratti di corsi d'acqua moderatamente impattati ma con potenzialità ittiogeniche residue tali da consentire reintroduzioni ittiche

Corso d'acqua	Tratto	Specie ittica da reintrodurre
T. Paghera	Immissario del L. Aviolo	Trota fario*; scazzone
T. Avio	Da ponte a quota 1590 a foce Oglio	Trota fario*; scazzone
T. Remulo	Dal Rifugio Premassoni alla presa Franzoni	Trota fario*; scazzone
T. Remulo	Dalla restituzione Franzoni alla presa Edison	Scazzone
T. Poja	Dalla località Forame all'invaso Edison	Scazzone
T. Poja di Salarno	Tutta l'asta fluviale itticamente vocazionale	Scazzone
T. Palobbia	Dalla foce del T. Dois alla presa Enel Greenpower	Trota fario*; scazzone
T. Re di Niardo	Da restituzione Enel a presa Edison	Scazzone
T. Degna	Valle derivazione Tassara	Scazzone
F. Caffaro	Piana del Gaver	Scazzone

Per quanto riguarda l'asta fluviale del F. Oglio, sono auspicabili interventi a sostegno delle residue popolazioni (o più propriamente di gruppi di individui superstiti) di trota marmorata pura e temolo nel tratto a valle di Cedegolo.

6.1 LE SPECIE ITTICHE AUTOCTONE DELLE ACQUE DEL PARCO DELL'ADAMELLO DA REINTRODURRE

Di seguito si riporta una descrizione sintetica dell'autoecologia delle specie autoctone del Parco dell'Adamello che potrebbero essere oggetto di interventi di reintroduzione, le possibilità di reperimento e le modalità di reintroduzione delle stesse.

6.1.1 TROTA FARIO (*SALMO TRUTTA TRUTTA*)



Sistematica: la trota fario è l'ecotipo di *Salmo (trutta) trutta* adattato alla vita nei torrenti (l'altro ecotipo è la trota lacustre, adattato a vivere nei grandi laghi prealpini), che a sua volta è una semispecie di *Salmo trutta*; è ora distinta in due ceppi, uno "atlantico" ed uno "mediterraneo", dei quali solo il secondo è autoctono per l'Italia.

Distribuzione geografica: diffusa in tutta Europa, è stata immessa con successo anche in altre parti del mondo, come Nord America e persino in Nuova Zelanda. In Italia la varietà "mediterranea" è indigena della regione alpina e degli Appennini settentrionali; i ripopolamenti ne hanno espanso notevolmente l'areale originario, sovrapponendolo a quello della trota marmorata nel bacino padano e a quello della trota macrostigma più a Sud e nelle isole, a scapito di tali sottospecie con cui si ibrida facilmente.

Aspetto del corpo: corpo affusolato coperto da scaglie minute, bocca grande. Presente la pinna adiposa tipica dei Salmonidi. Livrea assai variabile, anche in relazione all'ambiente in cui vive. Nei corsi d'acqua la fario assume generalmente una colorazione verde scuro, che si sfuma dal dorso fino al ventre giallognolo, con la caratteristica punteggiatura rossa lungo i fianchi e una macchia nera tondeggiante sull'opercolo. Nei laghi la varietà "lacustre" può assumere invece il tipico aspetto di specie pelagica, con corpo argenteo, ventre bianco e fianchi punteggiati di macchioline nere a forma di "X".

Dimensioni: può raggiungere lunghezze di oltre 60 cm.

Biologia riproduttiva: la maturità sessuale viene raggiunta al secondo anno di età per i maschi ed al terzo per le femmine. Il periodo riproduttivo va da novembre a febbraio; la presenza in natura di individui selezionati artificialmente in allevamento per essere maturi in un arco temporale il più lungo possibile, rende sempre più frequente il ritrovamento di esemplari in fase riproduttiva anche al di fuori del periodo indicato. Al momento della riproduzione la femmina si porta in acque poco profonde, a corrente vivace e fondo ghiaioso, nel quale scava una fossetta con la coda e vi depone le uova; queste sono fecondate dal maschio e successivamente ricoperte di ghiaia dalla femmina. Ogni femmina depone 1600-2700 uova per kg di peso corporeo.

Comportamento e abitudini alimentari: molto schiva e territoriale, la trota fario predilige tratti con abbondante presenza di tane e anfratti in cui potersi nascondere; gli adulti conducono vita solitaria, difendendo strenuamente il loro territorio dall'intrusione di altri individui. Si nutre di invertebrati e, al crescere delle dimensioni, anche di pesci.

Habitat: la trota fario predilige le acque fredde, ben ossigenate e turbolente dei torrenti e dei tratti superiori dei fiumi pedemontani. È ormai diffusa in tutte le acque correnti e lacustri adatte ad ospitare Salmonidi, in relazione alle massicce immissioni di cui è stata oggetto per incrementare la pesca.

6.1.1.1 Modalità di selezione e reperimento

La reintroduzione della trota fario dovrà avvenire con il ceppo autoctono, quindi con la varietà “mediterranea”; in attesa della disponibilità di marcatori genetici che consentano una certa e veloce identificazione, attualmente in corso di sviluppo, la selezione degli esemplari idonei potrà essere svolta basandosi sul grado di purezza fenotipica: innanzi tutto andranno scartati gli esemplari con tracce di ibridatura tra trota marmorata e la trota fario, evidenziati dalla presenza della marmoreggiatura di sfondo sui fianchi e sul dorso del pesce. Saranno inoltre selezionati i pesci con livrea “mediterranea”, caratterizzata da evidenti macchie *parr*, macchia preopercolare, punteggiatura rossa diffusa; saranno invece scartate le trote fario con la tipica livrea atlantica, cioè prive di macchie *parr* e macchia preopercolare e con punteggiatura rossa costituita da grossi bollini cerchiati di bianco o assente.

Il reperimento di tali esemplari è possibile, anche se difficoltoso, presso i migliori allevamenti commerciali. E' comunque auspicabile l'avvio di programmi di riproduzione artificiale e allevamento a partire dalle popolazioni residue della Valle Camonica attraverso gli incubatoi di valle.

Figura 9: Caratteristiche fenotipiche della trota fario di “ceppo atlantico”.

Assenza della macchia opercolare



Assenza, nello stadio adulto, di macchie *parr* lungo i fianchi



Punteggiatura rada sui fianchi, con macchie di grandi dimensioni circondate da un alone bianco ben evidente



Figura 10: Caratteristiche fenotipiche della trota fario di “ceppo mediterraneo”.

Macchia scura in posizione opercolare, ben evidente, generalmente circondata da piccole macchie nere



Macchie *parr* verdastre lungo i fianchi anche dei soggetti adulti



Punteggiatura fitta sui fianchi e sulle pinne dorsale e adiposa, con piccole macchie rosse o nere, contornate da alone chiaro poco esteso



6.1.1.2 Quantificazione e modalità degli interventi di reintroduzione

La quantità delle trote da immettere deve essere sufficiente a consentire la creazione di una popolazione ittica in grado di autosostenersi, senza eccedere le reali capacità di accoglienza del corso d'acqua, per evitare i problemi di sovrappollamento. Esistono diverse formule empiriche per valutare il quantitativo di trote da immettere sotto forma di uova, larve o novellame (Puzzi 1988; Arrignon 1991; Giussani 1997; Fusi 1998), che sono pressoché tutte riconducibili al lavoro originario di Leger (1910), e che pongono in relazione il quantitativo di trote da immettere con le dimensioni del corso d'acqua e le sue potenzialità ittiche espresse in termini di capacità biogenica; quest'ultima è intesa come un coefficiente numerico che esprime una valutazione empirica delle potenzialità del corso d'acqua ad ospitare Salmonidi in base alle sue caratteristiche di habitat fisico, termica, disponibilità trofica ecc. L'applicazione di tali metodologie fornisce come risultato un intervallo di valori compresi circa tra 0.1 – 0.2 estivali (trotelle 6- 9 cm) per m² di superficie di corso d'acqua. Per individuare con maggiore precisione il quantitativo da impiegare si ritiene utile impiegare informazioni sitospecifiche sugli habitat, in modo da ottenere delle valutazioni il più possibile corrispondenti alla realtà dei singoli corsi d'acqua. Innanzi tutto si è ritenuto essenziale prendere in considerazione la reale potenzialità di un corso d'acqua ad ospitare le trote; trattandosi di una specie fortemente territoriale e che utilizza ampiamente tane in cui fuggire in caso di pericolo, la densità di trote adulte che può essere raggiunta in un torrente è fortemente influenzata dalla quantità di rifugi di cui esso dispone (Wesche 1980). A parità di dimensioni un corso d'acqua più ricco di rifugi potrà ospitare un numero maggiore di trote di uno con pochi ripari. La valutazione della disponibilità di rifugi è stata effettuata nel monitoraggio dei corsi d'acqua e può ulteriormente essere affinata con ulteriori indagini di campo più specifiche. Come indicato nella Tabella 16, il numero di estivali per m² di corso d'acqua da immettere è stato diviso in 5 categorie, partendo da un valore minimo di 0.08 individui/m² dove i rifugi sono scarsi o pressoché assenti, fino ad un valore massimo di 0.2 individui/m² dove i rifugi sono molto abbondanti. In questo modo si è effettuata una calibrazione dei quantitativi di trotelle da immettere sulla base delle reali capacità ricettive dei corsi d'acqua.

Tabella 16: Modalità di calcolo dei quantitativi di trotelle per la reintroduzione

Indice di potenzialità dell'habitat	0	1	2	3	4
Numero di trote / m ² (taglia 6-9 cm)	0.08	0.11	0.14	0.17	0.2

Il numero di trote da immettere è stato indicato in termini di individui di taglia 6-9 cm (estivali); per determinare il quantitativo equivalente nel caso vengano impiegate taglie differenti, si può fare riferimento alla Tabella 2 (Puzzi 1988).

Tabella 17: Quantitativi equivalenti per le diverse taglie di trote da immettere

Numero di uova embrionate	Numero di larve (sacco riassorbito)	Numero di trote estivali (taglia 4-6 cm)	Numero di trote estivali (taglia 6-9 cm)	Numero di trote dell'anno (taglia 9-12 cm)
11.2	10	2	1	0.7

In termini generali per le immissioni di pesci allevati è preferibile utilizzare soggetti il più giovani possibile (avannotti) o direttamente le uova embrionate attraverso le scatole Vibert, poiché tali individui non hanno ancora subito il condizionamento dell'allevamento e quindi potranno meglio abituarsi all'ambiente naturale, in particolare nei torrenti. Per contro i soggetti di maggiori dimensioni (estivali) sono più robusti ed idonei al ripopolamento di corsi d'acqua di maggiori dimensioni. La reintroduzione dovrà basarsi su ripopolamenti svolti per almeno tre anni consecutivi, che saranno progressivamente ridotti e poi cesseranno una volta accertato l'insediamento di una popolazione con densità e struttura adeguati ad automantenersi.

Le modalità di reintroduzione nei laghi alpini sono identiche a quelle descritte nel paragrafo relativo al salmerino alpino.

6.1.2 TROTA MARMORATA (*SALMO TRUTTA MARMORATUS*)



Sistematica: come la trota fario, la trota marmorata è una semi-specie di *Salmo trutta*.

Distribuzione geografica: è una sottospecie endemica dei bacini fluviali che sboccano nell'Alto Adriatico, ed in particolare di quello del Fiume Po.

Aspetto del corpo: corpo affusolato coperto da scaglie minute, bocca grande. Presente la pinna adiposa tipica dei Salmonidi. Caratteristica tipica di questa semispecie è la marmoreggiatura grigio scuro-verdastra (da cui trae appunto il nome) su sfondo grigio-giallo; gli avannotti presentano puntini rossi sfumati, che scompaiono però negli adulti. Gli individui ibridi tra marmorata e fario hanno livree caratterizzate dalla contemporanea presenza sia della marmoreggiatura tipica della marmorata, sia dei puntini rossi e della macchia nera opercolare tipici della fario.

Dimensioni: può raggiungere dimensioni ragguardevoli, con lunghezze superiori al metro e un peso di oltre 20 kg.

Biologia riproduttiva: la maturità sessuale viene raggiunta al terzo anno di età. Il periodo riproduttivo è compreso tra novembre e dicembre. La riproduzione ha luogo con modalità analoghe a quelle della fario; le dimensioni corporee che caratterizzano la marmorata fanno sì che le tracce della frega lasciate dalle femmine durante lo scavo dei nidi possano riguardare aree di substrato ben più ampie della fario. Ogni femmina depone circa 2300 uova per kg di peso corporeo.

Comportamento e abitudini alimentari: ha una spiccata preferenza per i rifugi e predilige le acque profonde. I giovani si nutrono di invertebrati, mentre gli adulti si alimentano prevalentemente di pesci. L'accrescimento di questa specie è abbastanza rapido, anche grazie ad un precoce passaggio al regime alimentare ittiofago.

Habitat: la marmorata popola i tratti pedemontani dei corsi d'acqua, caratterizzati da portate d'acqua elevate e con acque fresche e ossigenate. È una specie endemica degli affluenti di sinistra del Fiume Po e dei corsi d'acqua che sfociano nell'Alto Adriatico; la sua diffusione ha subito una forte contrazione a causa del degrado ambientale (inquinamento, riduzione delle portate naturali, impedimento alla migrazione), ulteriormente aggravata dalle massicce immissioni di trota fario nel suo areale. L'eliminazione della naturale separazione spaziale delle due semispecie, in grado di ibridarsi tra loro, ha causato l'affermarsi di popolazioni ibride a scapito della marmorata anche negli ambienti fluviali caratteristici di quest'ultima. Si è peraltro osservato che, interrompendo i ripopolamenti di fario, con il ripristino della naturale evoluzione dei popolamenti ittici, si realizza un graduale riaffermarsi della trota marmorata.

6.1.2.1 Modalità di selezione e reperimento

In attesa della disponibilità di marcatori genetici che consentano una certa e veloce identificazione dall'ibrido con la trota fario, attualmente in corso di sviluppo, la selezione degli esemplari idonei potrà essere svolta basandosi sul grado di purezza fenotipica. Dovranno essere selezionati unicamente gli esemplari con livrea pura di trota marmorata, in cui la marmoreggiatura ricopre l'intero corpo, capo compreso, e in cui non vi sono segni di ibridatura con la trota fario. Gli ibridi sono caratterizzati dal possedere livree intermedie tra marmorata e fario, con tutta la possibile gamma di combinazioni che vanno dalla marmorata quasi pura alla fario quasi pura. In genere la

livrea degli ibridi più netti è data da una marmoreggiatura di sfondo sulla quale però spiccano le tipiche macchie rosse sui fianchi e la macchia nera preopercolare della fario.

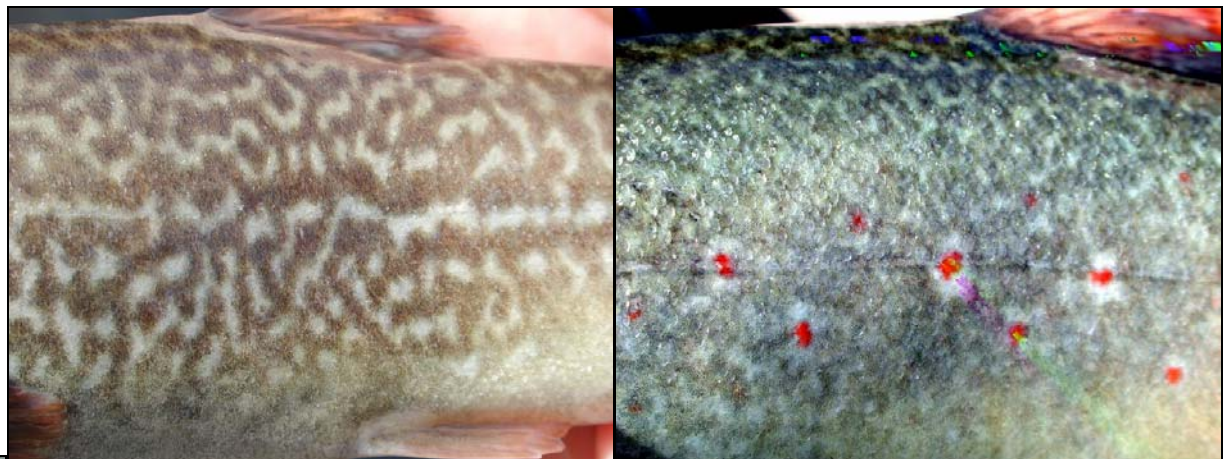
Figura 11: Esemplare maschio puro di trota marmorata



Figura 12: Esemplare ibrido tra trota marmorata e trota fario



Figura 13: Livrea di trota marmorata, a destra; livrea di ibrido tra trota marmorata e fario, a sinistra



Il reperimento di trote marmorate è possibile, anche se difficoltoso, presso i migliori allevamenti commerciali. E' comunque auspicabile, specialmente dal punto di vista faunistico, l'avvio di programmi di riproduzione artificiale e allevamento a partire dagli esemplari autoctoni superstiti del F. Oglio attraverso gli incubatoi di valle.

6.1.2.2 Quantificazione e modalità degli interventi di reintroduzione

Si utilizzano le medesime modalità descritte per la trota fario.

6.1.3 TEMOLO (*THYMALLUS THYMALLUS*)



Sistematica: la specie *Thymallus thymallus* è la sola rappresentante del genere *Thymallus* in Italia; è stata da poco accertata la distinzione su basi genetiche tra le popolazioni di temolo del bacino del Danubio e quelle del bacino “padano”.

Distribuzione: è presente in numerose regioni dell’Europa centrale e settentrionale, dal Nord Italia all’Inghilterra e dai Pirenei agli Urali, ed è stato introdotto e si è acclimatato anche fuori dal suo areale originario, per esempio in Spagna e in Scozia. In Italia è indigeno dei corsi d’acqua della Pianura Padana e in quelli che sfociano nell’alto Adriatico. Attualmente è stato introdotto con successo anche in alcuni corsi d’acqua appenninici.

Aspetto del corpo: il corpo è slanciato, il capo piccolo e la bocca minuta. Caratteristica della specie è l’ampia pinna dorsale, particolarmente prominente nei maschi; la pinna caudale è grande e biloba. Presente la pinna adiposa tipica dei Salmonidi. Il dorso e i fianchi sono grigiastri con riflessi argentei e scaglie ben evidenti, il ventre è bianco. La metà anteriore del corpo è ricoperta da una serie di macchioline nere disposte irregolarmente. L’ampia pinna dorsale, particolarmente sviluppata nei maschi, presenta sfumature rossastre e violacee. La pinna caudale è caratterizzata da sfumature di colore blu per i temoli originari del bacino padano, arancione per quelli di provenienza slovena ed austriaca.

Dimensioni: può raggiungere una lunghezza di 50-60 cm e circa 1.5 kg di peso.

Biologia riproduttiva: raggiungono la maturità sessuale al terzo anno di età. Si riproducono nel periodo di aprile-maggio. Durante l’accoppiamento il maschio avvolge la femmina con l’ampia pinna dorsale; le uova vengono deposte in una sorta di nido scavato nel fondo ghiaioso. Ogni femmina depone da 10000 a 20000 uova per kg di peso.

Comportamento e abitudini alimentari: è una specie spiccatamente gregaria; i maschi durante il periodo riproduttivo sono particolarmente territoriali. Il temolo si nutre di invertebrati, predati sia sul fondo sia sulla superficie dell’acqua. L’accrescimento, in particolare nei primi due anni di vita, è piuttosto veloce.

Habitat: il temolo popola i tratti pedemontani dei corsi d’acqua, spesso in associazione con la trota marmorata. Predilige le zone poco profonde e veloci ma non eccessivamente turbolente, con fondali ghiaiosi e vegetazione sommersa. Esso necessita di acque fresche e ben ossigenate. Il degrado ambientale ha ridotto sensibilmente la consistenza delle popolazioni di temolo in Italia.

6.1.3.1 Modalità di selezione e reperimento

Non sono disponibili marcatori genetici che consentano una certa e veloce identificazione tra il ceppo padano e quello danubiano, quindi la selezione degli esemplari idonei dovrà essere svolta basandosi sul grado di purezza fenotipica. Dovranno essere selezionati tra quelli che mostrano le caratteristiche fenotipiche del ceppo autoctono padano, cioè corpo complessivamente molto scuro e pinna caudale di colore azzurro. Gli esemplari con la livrea del temolo danubiano, alloctono, andranno invece scartati; le caratteristiche di tali pesci sono: pinna caudale di colore rosso-arancio, presenza di macchie nere subopercolari, presenza di un’ampia chiazza di colore vinaccia in posizione mediana su entrambi i fianchi.

I temoli di ceppo padano autoctone non sono attualmente disponibili presso allevamenti commerciali e quelli di ceppo danubiano sono reperibili solo all'estero (Austria o Slovenia) . E' pertanto necessario l'avvio di programmi di riproduzione artificiale e allevamento a partire dalle popolazioni residue del F. Oglio attraverso gli incubatoi di valle.

Figura 14: Particolari della coda: soggetto autoctono con coda di tonalità azzurra (a sinistra) e soggetto alloctono con coda di tonalità rossastre (a destra)

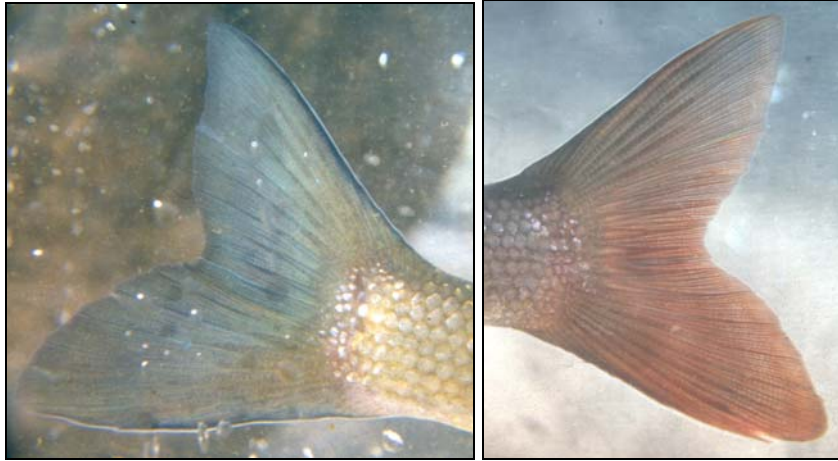


Figura 15: Temolo autoctono con coda di tonalità azzurra (sopra) e soggetto alloctono con coda di tonalità rossastre e macchia vinaccia sul fianco(sotto)



6.1.3.2 Quantificazione e modalità degli interventi di reintroduzione

In mancanza di indicazioni specifiche si utilizzano le medesime modalità descritte per la trota fario, senza valutare però il fattore "rifugi", in quanto il temolo ha un comportamento gregario e amante delle acque aperte e non necessita di tali elementi. Sarà piuttosto necessario selezionare tratti ricchi di tipologie "run", cioè acque veloci e poco turbolente, possibilmente alternate a pool, che sono gli habitat preferiti di questa specie.

6.1.4 SCAZZONE (COTTUS GOBIO)



Sistematica: *C. gobio* è l'unica specie presente in Italia tra le molte del genere *Cottus*.

Distribuzione geografica: lo scazzone è ampiamente diffuso in Europa; in Italia popola i torrenti dell'arco alpino, le risorgive della Pianura Padana a Nord del Po e alcuni corsi d'acqua appenninici.

Aspetto del corpo: la testa è grande, larga e appiattita, mentre il resto del corpo è affusolato; la bocca è ampia, la pelle è priva di scaglie. Le pinne pettorali sono ampie, quelle pelviche invece sono poco sviluppate e si inseriscono appena sotto quelle pettorali; presenta due pinne dorsali, la seconda delle quali è molto più sviluppata; anche la pinna anale è piuttosto lunga. Livrea di fondo bruno o grigiastro con ampie macchie scure su tutto il corpo, talvolta disposta a bande trasversali.

Dimensioni: modeste, al massimo raggiunge lunghezze di 15 cm.

Biologia riproduttiva: raggiunge la maturità sessuale tra il 2° e il 4° anno di vita in relazione all'ambiente in cui vive. Il periodo di frega cade intorno a fine febbraio-maggio. Il maschio prepara una sorta di nido in una cavità sotto massi o altri oggetti sommersi; la femmina entra nel nido e depone le uova a pancia in su, facendole aderire alla volta. Più femmine possono deporre le proprie uova in un unico nido; ognuna può produrre 200-585 uova, del diametro di 2.2-3 mm.

Comportamento e abitudini alimentari: vive nella vicinanza del fondo, è attivo in prevalenza di notte ed è territoriale; si nutre di invertebrati, ma all'occasione può ingerire anche piccoli pesci.

Habitat: predilige acque fredde, ben ossigenate e pulite, con fondali a ciottoli e massi; popola in prevalenza i torrenti, dove accompagna la trota fario anche nei tratti più impetuosi, e i tratti pedemontani dei corsi d'acqua maggiori. Si può rinvenire occasionalmente anche nei laghi alpini.

6.1.4.1 Modalità di reperimento

Si tratta di una specie non disponibile presso gli allevamenti commerciali. Per questo motivo il modo più facile di reperire gli scazzoni è quello di prelevarli da altri corsi d'acqua dove sono presenti abbondantemente. Purtroppo questa situazione non si verifica all'interno del Parco dell'Adamello e neppure estendendo il comprensorio all'intera Valle Canonica. In Provincia di Brescia la principale area dove tale specie è presente con abbondanza idonea a poterne trasferire una parte, senza creare scompensi sulle popolazioni d'origine, è costituita dai torrenti della Val Sabbia. Vi è poi la possibilità di spostare esemplari recuperati in seguito ad asciutte di corpi idrici, come nel caso del Naviglio Grande o di altri canali artificiali soggetti a manutenzioni periodiche.

6.1.4.2 Quantificazione e modalità degli interventi di reintroduzione

Non ci sono dati di letteratura in merito; si può comunque ipotizzare spostamenti di un centinaio di esemplari di taglia mista, compresa tra 5 – 10 cm di lunghezza, per ripopolare tratti campione di lunghezza pari a 50 – 100 m. Tali tratti andranno scelti in modo da garantire la massima possibilità di diffusione agli esemplari insediati, favorendo così la colonizzazione delle aree adiacenti per espansione delle popolazioni ricostruite ex-novo. Si dovrà quindi tenere in considerazione la presenza di ostacoli alla percorribilità di questa specie, poco mobile, prediligendo la reintroduzione dei tratti più a monte, visto la maggiore possibilità di migrazione spontanea verso valle.

6.1.5 SALMERINO ALPINO (*SALVELINUS ALPINUS*)



Sistematica: sebbene *S. alpinus* sia caratterizzato da una notevole variabilità tra popolazioni diverse, non esistono sino ad ora i presupposti che confermino l'esistenza di sottospecie.

Distribuzione geografica: è presente nelle regioni settentrionali di Europa, Nord America e Asia. In Italia probabilmente è autoctono in senso stretto solo in alcuni laghi alpini del trentino, ed è stato poi introdotto in altri laghi d'alta quota e nei grandi laghi prealpini, dove è comunque considerato ormai una specie naturalizzata e di grande pregio naturalistico.

Aspetto del corpo: corpo affusolato coperto da scaglie minute, bocca grande. Presente la pinna adiposa tipica dei Salmonidi. La colorazione del dorso, bruno-verdastro, si sfuma fino al ventre bianco; i fianchi sono punteggiati da macchioline bianche e le pinne pettorali, ventrali e anali sono giallo-arancio bordate di bianco. Nel periodo riproduttivo i maschi assumono una livrea assai spettacolare con il ventre di colore rosso acceso.

Dimensioni: la taglia è molto variabile in relazione agli ambienti in cui vive; può raggiungere una lunghezza massima di 50-60 cm.

Biologia riproduttiva: questa specie matura sessualmente tra il 2° e il 3° anno di età. Si può riprodurre da novembre a gennaio. Le uova vengono deposte su fondali ghiaiosi profondi almeno 4 m. Una femmina può avere fino a 5.000 uova per kg di peso corporeo.

Comportamento e abitudini alimentari: è una specie gregaria. L'alimentazione si basa sugli invertebrati e, al crescere della taglia, sui pesci. Le popolazioni di salmerino dei laghi alpini, in particolare dove è minore la disponibilità di alimento, possono essere soggette al fenomeno del "nanismo", cioè manifestare accrescimenti ridottissimi. Può anche accadere che nel medesimo lago si costituiscano due popolazioni di salmerino distinte nell'alimentazione: una che preda sugli invertebrati e una che si ciba di zooplancton (quest'ultima caratterizzata da un accrescimento inferiore alla prima).

Habitat: abita le acque fredde e ossigenate dei laghi alpini e gli strati profondi dei grandi laghi prealpini.

6.1.5.1 Modalità di reperimento

Il salmerino alpino è una specie reperibile, anche se con qualche difficoltà, presso i migliori allevamenti commerciali ed in particolare in Austria. Dal punto di vista faunistico la strategia migliore da percorrere sarebbe quella della realizzazione di incubatoi di valle per la riproduzione artificiale degli esemplari selvatici autoctoni tuttora presenti nelle acque della Provincia. In tal senso è possibile fare riferimento all'iniziativa già in atto da alcuni anni nella Provincia di Bergamo, che ha permesso di creare uno stock di riproduttori in cattività a partire da salmerini alpini del Lago d'Iseo e che ora è in grado di soddisfare tutte le esigenze di ripopolamento dei laghi alpini della Provincia.

6.1.5.2 Quantificazione e modalità degli interventi di reintroduzione

Le indicazioni che seguono sono state dedotte sulla base di un'accurata analisi bibliografica dello stato dell'arte (Rivier, 1996; Kerr & Lasenby, 2000; Kerr, 2000; Kerr & Lasenby, 2001; Lasenby & Kerr, 2001), opportunamente rivisitata in relazione alle caratteristiche sitospecifiche dei laghi alpini.

Le taglie ritenute più idonee a garantire il successo dei ripopolamenti sono preferibilmente quelle dell'estivale (6 cm) ed eventualmente del giovane 1+ (15 - 18 cm).

I quantitativi da utilizzare sono ovviamente legati alla dimensione del lago e da definire in un ordine compreso fra un minimo di 100, nei casi più sfavorevoli, ed un massimo di 500 estivali (corrispondenti ad un numero di giovani 1+ ridotto del 50 %) per ettaro di superficie lacustre nei casi ottimali, in funzione di diversi parametri; fra questi i principali sono:

- **la profondità del lago**, all'aumentare della quale possono aumentare i quantitativi immessi in quanto è maggiore lo spazio vitale disponibile.
- **Lo stato trofico**, che determina le disponibilità alimentari del lago e quindi la biomassa ittica sostenibile; come indice dello stato trofico si può assumere la concentrazione di fosforo totale, tenendo conto nel caso di ultraoligotrofia del ruolo che può avere l'alimento proveniente dall'esterno del lago. Per questo motivo i laghi ultraoligotrofici sono ulteriormente suddivisi sulla base della copertura vegetale delle sponde e del bacino, che costituisce un apporto di sostanza organica all'ecosistema acquatico e fornisce habitat agli invertebrati terrestri di cui i pesci di cibano. Nel caso in cui non fossero disponibili dati affidabili di concentrazione del fosforo è possibile stimare in alternativa la trofia sulla base di presenza e abbondanza nel bacino imbrifero di animali al pascolo nel periodo estivo, che con le loro deiezioni arricchiscono le acque di nutrienti.
- **L'esposizione al sole**, poiché risultano favoriti i laghi con una esposizione a sud, che godono di una maggiore insolazione;.

Sulla base di tali parametri è stata messa a punto una matrice (Tabella 18) che, attraverso tre appositi indici, uno per la profondità, uno per la concentrazione di fosforo totale e uno per l'esposizione al sole, consente di calcolare un indice sintetico di ripopolamento per quantificare le immissioni di estivali in modo sitospecifico (Tabella 19).

In ogni caso si ritiene utile non scendere, in valore assoluto, al di sotto di 100 estivali da immettere per lago, indipendentemente dal risultato finale del calcolo; valori inferiori a 100 devono comunque indurre a riflettere sull'effettiva vocazionalità ittica del lago e quindi sull'opportunità o meno di effettuare ripopolamenti.

Occorre infine tenere in considerazione il fatto che anche altri parametri possono condizionare l'esito di un'operazione di ripopolamento in un singolo lago alpino; tra questi, a titolo esemplificativo, ricordiamo:

- La forma del lago: un perimetro molto frastagliato offre maggiore disponibilità di habitat litorale a parità di area rispetto ad un lago dalla forma semplice.
- Le altre specie presenti (sia specie predatrici che preda), per gli ovvi motivi di competizione alimentare piuttosto che di predazione diretta.
- L'efficacia della riproduzione naturale, a cui i ripopolamenti andrebbero ad aggiungersi.
- La pressione di pesca, che ha un effetto diretto sugli adulti pescati e trattenuti ma anche sui giovani immessi, sui quali può incidere anche sensibilmente una mortalità post-rilascio per quelli allamati.

Per i motivi esposti è importante che le valutazioni teoriche prospettate vengano validate dai fatti, attraverso un periodo di monitoraggio dei risultati ottenuti ed eventuale taratura delle prescrizioni.

Tabella 18: Criteri di calcolo per i singoli indici componenti l'Indice sintetico di ripopolamento

Profondità massima		Stato Trofico - Concentrazione di fosforo totale (P tot)		Esposizione al sole	
(m)	Indice _{profondità}	(µgP/l)	indice _{trofico}	Orientamento	Indice _{insolazione}
<5	1	<5; sponde rocciose	1	N	1
5-10	2	<5; sponde vegetazione erbacea	2	NE - NO	2
11-25	3	<5; sponde vegetazione arborea	3	E - O	3
26-40	4	5-10	4	SE - SO	4
>40	5	>10	5	S	5

Tabella 19: Numero di estivali per ettaro sulla base dell'indice sintetico di ripopolamento

INDICE SINTETICO RIPOPOLAMENTO	Numero di estivali per ettaro
Indice _{profondità} + indice _{trofico} + indice _{insolazione}	
3	100
4	150
5	200
6	250
7	300
8	325
9	350
10	375
11	400
12	425
13	450
14	475
15	500

6.1.6 MODALITÀ DI TRASPORTO ED IMMISSIONE DEI PESCI

Il trasporto è opportuno che venga svolto nel tempo più rapido possibile, utilizzando preferibilmente l'elicottero laddove non è possibile arrivare con altri mezzi motorizzati.

L'immissione dei pesci dovrebbe essere fatta in modo che sia loro garantito il tempo di acclimatarsi termicamente con l'acqua del corpo idrico ricevente, sostituendo gradualmente con quest'ultima l'acqua del contenitore utilizzato per il trasporto.

Le immissioni di Salmonidi devono svolgersi all'inizio del periodo estivo, quando le risorse alimentari sono più abbondanti e vi è un intervallo temporale sufficiente a consentire l'adattamento dei pesci prima dell'inverno.

Come precisato per quanto riguarda le reintroduzioni nelle acque correnti, non bisogna mai immettere in un'unica soluzione un grande quantitativo di novellame, ma occorre dilazionare nel tempo le immissioni, rispettando i quantitativi indicati nelle tabelle precedentemente riportate; i ripopolamenti progressivi con quantitativi contenuti di novellame consentono di ricreare artificialmente una struttura di popolazione e di verificare che le capacità trofiche del bacino siano adeguate (Rivier, 1996).

6.2 GLI INCUBATOI ITTICI

La trota fario, la trota marmorata, il temolo ed il Salmerino alpino sono tre Salmonidi che rivestono notevole importanza sia dal punto di vista alieutico, sia da quello naturalistico, in quanto specie alloctone. Come descritto, si tratta di pesci estremamente sensibili al degrado ambientale, le cui popolazioni sono minacciate da vari fattori di perturbazione di origine antropica. La conservazione degli stock di queste specie pregiate laddove esse sono ancora presenti e la loro reintroduzione dove gli ambienti lo permettono, appare un obiettivo di primaria importanza per una corretta gestione del patrimonio faunistico. Visto lo stato di depauperamento, o addirittura in certi tratti l'estinzione vera e propria di queste specie, appare necessario intervenire con interventi di ripopolamento e reintroduzione. Si pone però il problema del reperimento di materiale idoneo; attualmente infatti i quantitativi di novellame reperibili sul mercato degli allevamenti ittici sono esigui, assai costosi e spesso di dubbia qualità genetica. Per questo motivo, ma anche per avere le massime garanzie in termini di purezza genetica, rusticità e sicurezza sanitaria, sarebbe auspicabile avviare un programma di riproduzione artificiale utilizzando i Salmonidi selvatici ancora presenti nelle acque della Valcamonica, avviando la realizzazione di appositi incubatoi di valle. Questo tipo di strutture opera già proficuamente da alcuni anni in realtà molto simili a quella Camuna (basti pensare alla Val Sesia, al Trentino o alla limitrofa Provincia di Bergamo), dove la gestione congiunta di pescatori dilettanti volontari ed enti pubblici hanno permesso di raggiungere importanti risultati nella conservazione delle specie ittiche pregiate. Gli incubatoi di valle non richiedono strutture di particolare complessità o di grandi dimensioni; è possibile utilizzare piccoli prefabbricati o riadattare edifici rurali, vecchi lavatoi ecc.; l'unico fattore critico è la disponibilità di un approvvigionamento idrico, non molto elevato, ma costante e con i requisiti qualitativi necessari alla sopravvivenza della fauna ittica che si intende allevare. A titolo di esempio, Huet (1970) suggerisce la necessità di portate pari a 0.5 l/minuto per 1000 uova, 1-3 l/minuto per 1000 avannotti da 0 a 3 mesi e 6-12 l/minuto per 1000 esemplari di trotelle da 6 a 12 mesi. Per l'incubazione delle uova di trota si utilizzano di norma delle "cassette a corrente ascendente" o "trugoli californiani". Questi consistono in vasche lunghe circa 3-4 m, larghe 40-50 cm e profonde 20 cm, che contengono una serie di cestelli rettangolari con il fondo e il lato posteriore forato con buchi; tali cestelli sono posizionati a breve distanza tra loro in modo da stare sollevati dal fondo di circa 3 cm e al loro interno sono collocate le uova, in singolo strato. L'acqua entra a monte della vasca e fluisce sotto il primo cestello (essendo la parete anteriore di questo chiusa), passando dal fondo perforato attraverso lo strato di uova e fuoriuscendo dalla parete posteriore (anch'essa perforata), per fluire con il medesimo meccanismo nel cestello successivo.

Le strutture per l'allevamento possono essere di diversi tipi in relazione alla forma e al materiale impiegato per la loro realizzazione.

I laghetti in terra sono economici da costruire ma richiedono più manutenzione rispetto alle vasche artificiali e non consentono una distribuzione ottimale del flusso d'acqua, causando condizioni subottimali per la crescita dei pesci; sono idonei al mantenimento di stock di riproduttori con ridotte densità e consentono la disponibilità di rifugi quali la vegetazione acquatica (Laird & Needham, 1988).

Le vasche rettangolari in cemento possono ospitare grandi quantità di pesci, ma hanno come principali svantaggi il fatto che sono utilizzate dai pesci per un terzo o metà del loro volume effettivo e che per via delle pareti di cemento i pesci possono subire danni ed essere più suscettibili ad infezioni (Laird & Needham, 1988).

I serbatoi rotondi in vetroresina o plastica sono particolarmente idonei per l'accrescimento degli avannotti; hanno come vantaggi: la possibilità di ospitare tutto il ciclo di crescita (si introducono gli avannotti con un ridotto flusso e livello dell'acqua e poi questi sono progressivamente aumentati durante lo sviluppo), una minore richiesta di acqua, un flusso più uniforme al loro interno, una migliore distribuzione dei pesci e un effetto autopulente grazie al movimento circolare dell'acqua e all'uscita al centro, dove si accumula lo sporco. Possono inoltre essere facilmente coperti per oscurarli o per impedire che i pesci saltino fuori. Il getto d'acqua in ingresso deve avere la forza necessaria ad imprimere un flusso rotatorio della massa d'acqua. In vasche di 2 m di diametro si possono ospitare 10.000 – 15.000 trotelle con un flusso d'acqua di 60 l/minuto (Forneris, 1989).

Per rendere più agevoli le operazioni di ripopolamento, minimizzando inoltre lo stress da trasporto degli animali, è opportuno che gli incubatoi siano posizionati il più vicino possibile ai corpi idrici oggetto di intervento.

Figura 16: vista esterna di un incubatoio di valle



Figura 17: schema interno di un incubatoio di valle

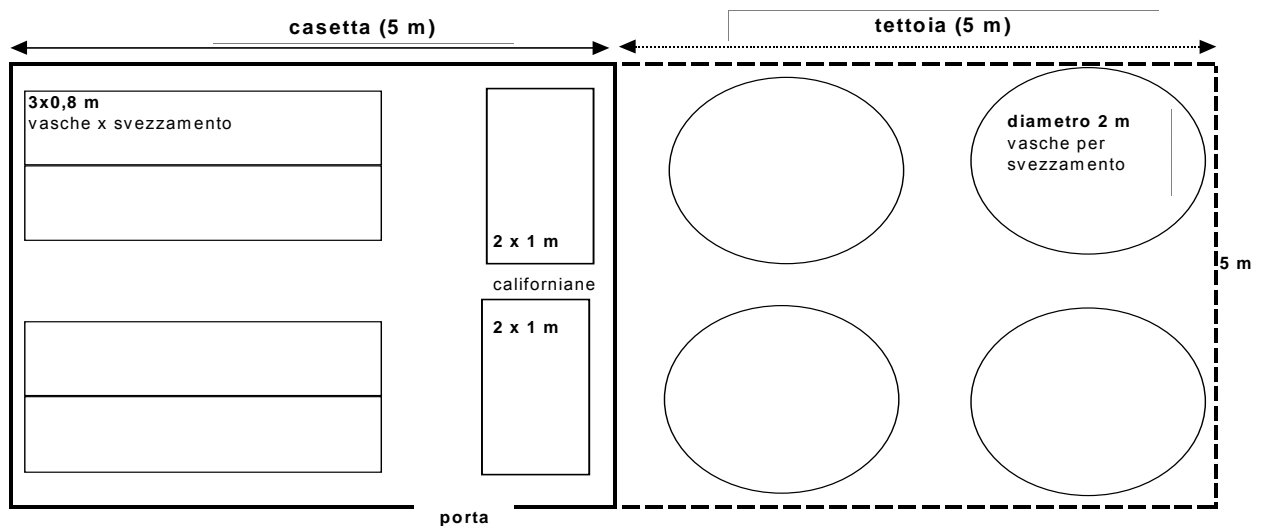


Figura 18: vasche tipo “californiano” per l’incubazione delle uova di Salmonidi



Figura 19: vasche circolari in vetroresina per l’accrescimento degli avannotti



Figura 20: vasche esterne in cemento**Figura 21: vasche esterne in terra**

6.3 BIBLIOGRAFIA

- Arrignon J., 1991.** *Amenagement piscicole des eaux douces*. 4^e edition, Technique & Documentation - Lavoisier, Paris, 631 pp.
- Forneris G., 1989.** *Gli incubatoi di valle*. Amministrazione Provinciale di Torino, 57 pp.
- Fusi E., 1998.** Ittiofauna e gestione della pesca in Provincia di Sondrio. Amministrazione Provinciale di Sondrio, Settore Ambiente e Sviluppo, Servizio Caccia e Pesca, 101 pp.
- Giussani G., 1997.** Appunti sulla fauna d'acqua dolce. *Documenta dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* **59**, 174 pp.
- Huet M., 1970.** *Traité de pisciculture*. Editions Ch. De Wyngaert, Bruxelles, 718 pp.
- Kerr S.J. & Lasenby T.A., 2000.** *Rainbow Trout Stocking in Inland Lakes and Streams: An Annotated Bibliography and Literature Review*. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario, 220 pp +appendices
- Kerr S.J. & Lasenby T.A., 2001.** *Lake Trout Stocking in Inland Lakes: An Annotated Bibliography and Literature Review*. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario, 178 pp +appendices
- Kerr S.J., 2000.** *Brook Trout Stocking: An Annotated Bibliography and Literature Review with an Emphasis on Ontario Waters*. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources.
- Laird L.M. & Needham T., 1988.** *Salmon and Trout farming*. Ellis Horwood Limited, John Wiley, 271 pp.
- Lasenby T.A. & Kerr S.J., 2001.** *Brown Trout Stocking: An Annotated Bibliography and Literature Review*. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario, 187 pp + appendices.
- Puzzi Cesare Mario, 1988.** *Stima della produttività dei corsi d'acqua a salmonidi della provincia di Como e conseguente valutazione della congruità delle pratiche di ripopolamento attualmente effettuate*. Tesi di laurea, Università degli Studi di Milano, Facoltà di Medicina Veterinaria. 95 pp.
- Rivier B., 1996.** *Lacs de haute altitude: méthodes d'échantillonnage ichtyologique, gestion piscicole*. Collection Études du CEMAGREF, série Gestion des milieux aquatiques **11**, 122 pp.
- Wesche T., 1980.** *The WRRRI Trout Cover Rating Method Development and Application*. Water Resources Series No. 78. Laramie, University of Wyoming, Water Research Institute, 45 pp.