

**MANUALE DI DESCRIZIONE DELLE METODOLOGIE
UTILI ALLA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI MAN-
CATO CONSEGUIMENTO DEGLI OBIETTIVI DI QUA-
LITÀ DEI CORSI D'ACQUA INTERESSATI DA PRO-
GETTI DI CAPTAZIONI/RITENZIONI IDRICHE (bacino
del fiume Po)**



MANUALE DI DESCRIZIONE DELLE METODOLOGIE UTILI ALLA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI MANCATO CONSEGUIMENTO DEGLI OBIETTIVI DI QUALITÀ DEI CORSI D'ACQUA INTERESSATI DA PROGETTI DI CAPTAZIONI E RITENZIONI IDRICHE (bacino del fiume Po)

A cura di: **Gilberto FORNERIS** (1);
Massimo PASCALE (2);
Gian Carlo PEROSINO (2);
Patrizia ZACCARA (2).

(1) Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia dell'**Università di Torino** (Grugliasco - To).
(2) **C.R.E.S.T.** - Centro Ricerche in Ecologia e Scienze del Territorio (Torino).

INDICE

1	- INTRODUZIONE	pag. 2
2	- ELEMENTI MORFOMETRICI	pag. 4
3	- PLUVIOMETRIA DEL BACINO SOTTESO	pag. 7
3.1	- Pluviometria dell'anno medio	pag. 8
3.2	- Pluviometria degli anni abbondante e scarso	pag. 8
4	- IDROLOGIA NATURALE	pag. 10
4.1	- Metodo della similitudine idrologica	pag. 11
4.2	- Metodo SIMPO	pag. 12
4.3	- Regimi idrologici	pag. 14
4.4	- Limiti nel calcolo dei volumi idrici disponibili	pag. 16
4.5	- Limiti nella caratterizzazione dell'anno idrologico scarso	pag. 18
4.6	- Portata media annua di durata pari a 182 giorni	pag. 20
4.7	- La validazione dell'analisi idrologica	pag. 20
5	- DEFLUSSO MINIMO VITALE	pag. 22
6	- IDROLOGIA IN FASE DI ESERCIZIO	pag. 27
6.1	- Regime idrologico e portata annua	pag. 28
6.2	- Curva di durata delle portate	pag. 29
6.3	- Indice di Alterazione del Regime Idrologico	pag. 30
7	- STAZIONI DI CAMPIONAMENTO	pag. 31
8	- QUALITÀ FISICO - CHIMICA DELLE ACQUE	pag. 32
8.1	- Livello Inquinamento Macrodescrittori (LIM)	pag. 32
8.2	- Livello di Inquinamento dei Macrodescrittori per lo stato ecologico	pag. 34
9	- QUALITÀ BIOLOGICA DELLE ACQUE	pag. 35
9.1	- Fattori condizionanti la composizione della biocenosi	pag. 36
9.2	- Criteri per la corretta applicazione degli indici biotici	pag. 38
9.3	- Indicazioni per i campionamenti	pag. 40
10	- FUNZIONALITÀ FLUVIALE	pag. 41
11	- ITTIOFAUNA	pag. 42
12	- VALUTAZIONE DEL RISCHIO	pag. 44
12.1	- Definizione dei livelli di rischio	pag. 44
12.2	- Valutazione del rischio	pag. 46
12.3	- Conclusioni	pag. 47
99	- BIBLIOGRAFIA (AUTORI CITATI)	pag. 49

Torino, aprile 2012

1 - INTRODUZIONE

Le Regioni hanno adottato i **Piani di Tutela delle Acque (PTA**, ai sensi del D. Lgs. 152/99). Essi, sulla base della classificazione dello stato di qualità ambientale dei reticoli idrografici regionali descrivono le azioni di gestione, programmazione e tutela delle acque utili al conseguimento degli **obiettivi di qualità** indicati all'art. 4 del succitato D.Lgs. 152/99 ed in particolare uno **Stato Ambientale del Corso d'Acqua (SACA)** = buono entro il 31 dicembre 2016 (o sia mantenuto, ove già esistente, il SACA = elevato) per i corpi idrici significativi superficiali e sotterranei. Si tratta di un obiettivo analogo a quello previsto dal Testo Unico sull'Ambiente (D. Lgs. 152 del 3 aprile 2006; in recepimento della Direttiva Europea 2000/60/CE) che prevede anch'esso il mantenimento o il raggiungimento dello stato "buono" per i corpi idrici significativi superficiali o sia mantenuto, ove già esistente, lo stato "elevato", entro il 22 dicembre 2015. Analogamente al precedente D. Lgs. 152/99, al fine di rendere concretamente possibile l'obiettivo del 2015, anche il D. Lgs 152/06 prevede che, entro il 31 dicembre 2008, ogni corpo idrico superficiale deve conseguire almeno i requisiti dello stato di "sufficiente".

La verifica del conseguimento degli obiettivi di qualità va effettuata sulla base degli esiti dei campionamenti relativi alla qualità fisico-chimica delle acque ed agli **Elementi di Qualità Biologica (EQB)** "*macrobenthos*", "*diatomee*", "*macrofita*" e "*Pesci*" sulle stazioni delle reti di monitoraggio regionali e secondo metodologie descritte dal Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 260 dell'8 novembre 2010. I siti di campionamento delle reti di monitoraggio sono ubicati in nodi idrologici strategici, rappresentativi dei bacini sottesi e dei corrispondenti reticoli idrografici ed individuati secondo precisi criteri ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, del D. Lgs 152/06 e del succitato D.M. 260/10. Pertanto la qualificazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua risultante dai monitoraggi è significativamente rappresentativa degli interi reticoli idrografici regionali. In altri termini se gli obiettivi vengono conseguiti per quelle stazioni, la stessa qualità dovrebbe risultare anche per i corpi idrici (o loro segmenti) non monitorati. Ciò spiega il motivo per cui **le azioni previste per la tutela ed il recupero dei corsi d'acqua devono coinvolgere anche gli ambienti fluviali non direttamente monitorati e quindi anche quelli interessati da progetti di utilizzo delle risorse idriche, anche in assenza di stazioni delle reti di monitoraggio.**

Una delle sfide fondamentali per l'umanità di questo secolo è quella energetica. Aumenta l'interesse per tutte le fonti possibili, soprattutto quelle che permettono una minore dipendenza dai combustibili fossili, che utilizzano risorse rinnovabili e che non contribuiscono all'incremento di CO₂ in atmosfera. Tra queste l'acqua viene considerata con interesse crescente, anche se, nel settore idroelettrico, non sono possibili produzioni molto superiori rispetto allo sfruttamento attuale. Contemporaneamente in agricoltura l'uso irriguo è ritenuto essenziale per garantire il mantenimento di un settore economico/produttivo fondamentale.

Gli usi idroelettrici ed irrigui sono i più importanti nella gestione delle risorse idriche, in quanto sono quelli che comportano le maggiori sottrazioni d'acqua dagli ecosistemi acquatici superficiali naturali, con effetti spesso devastanti. Si può affermare che le captazioni/ritenzioni idriche costituiscono una delle principali cause di alterazione dei corsi d'acqua. Eppure, per le ragioni sopra ricordate e nonostante l'intenso attuale sfruttamento, numerosi sono ancora i progetti relativi ad opere di captazioni/ritenzioni idriche per fini irrigui e soprattutto per fini idroelettrici.

In relazione ai problemi succitati, le domande di concessione di derivazione di acqua pubblica devono comprendere diversi allegati tecnici comprendenti, ove richiesto, *lo studio di compatibilità ambientale*. In alcuni casi, date le caratteristiche dell'opera prevista, diventa necessaria la procedura di valutazione di impatto ambientale (VIA) che, nella regione Piemonte, per esempio, va redatta ai sensi della L.R. 40/ 1998 e s.m.i. In riferimento all'aspetto più importante, "*il progetto... deve essere redatto sulla base di una accurata ricostruzione del regime idrico alimentatore, al netto dei prelievi legittimamente in atto e tenendo conto delle portate che devono essere rilasciate in alveo a valle della presa per le esigenze di tutela della qualità ambientale del corpo idrico*".¹ Inoltre "*la valutazione della compatibilità ambientale del prelievo va basata sull'analisi delle interazioni che la derivazione, intesa sia come manufatti sia come modalità di esercizio del prelievo, può esercitare sul corso d'acqua e relative pertinenze (fasce fluviali) con particolare approfondimento relativamente all'ecosistema fluviale*".²

¹ Testo iniziale della Parte II dell'Allegato A del D.P.G.R. 10/R-2003.

² Punto A10 della Parte II dell'Allegato A del D.P.G.R. 10/R-2003.

In sostanza alla domanda occorre allegare uno studio dettagliato delle caratteristiche ambientali del corpo idrico interessato dalla derivazione, con particolare riferimento all'analisi delle possibili conseguenze sull'ecosistema fluviale ed in riferimento alle necessità di tutela e di conseguimento degli obiettivi di qualità sopra descritti. Ma l'ambiente fluviale è un sistema assai complesso, risultato dall'interazione di molteplici fattori ambientali, molti dei quali anche di difficile analisi ed interpretazione. Per tale motivo la letteratura idrobiologica raccomanda un esame integrato almeno delle componenti naturali principali, pur avvertendo che comunque il quadro complessivo *ante-operam* che si può ottenere è inevitabilmente approssimato. Ma le incertezze risultano ancora più evidenti quando si cerca di valutare (o addirittura quantificare) le conseguenze della realizzazione di un qualunque progetto. Allo stato attuale i modelli ecologici (soprattutto predittivi) fanno ancora parte di un ambito di ricerca che non ha trovato sufficiente (e convincente) conforto dall'applicazione pratica.

Nei primi anni 2000 il Settore Risorse Idriche della Provincia di Torino, in collaborazione con il Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia dell'Università di Torino e con il C.R.E.S.T. (Centro Ricerche in Ecologia e Scienze del Territorio - Torino), allo scopo di fornire un contributo tecnico scientifico sui sistemi di valutazione dei progetti, avviò una complessa ricerca che si concluse con una proposta metodologica operativa (PROVINCIA DI TORINO, 2006). Essa derivava dall'esperienza acquisita grazie agli studi di numerosi progetti negli anni precedenti; successivamente è stata applicata in numerose occasioni.

In sintesi lo schema metodologico che proponiamo con questo contributo (FORNERIS *et al.*, 2011), con modifiche e adattamenti successivi, dipende da quanto acquisito in oltre un decennio di esperienze, principalmente sui seguenti corsi d'acqua: Arlens, Arneirone, Bersella, Chisone, Chiusella, Dora Baltea, Dora Riparia, Galambra, Gerardo, Gravio di Villarfocchiardo, Malesina, Malone, Orco, Pellice, Piova, Ribordone, Sangone, Scaglione, Stura di Lanzo, Stura di Valgrande, Vercellina (Provincia di Torino), Acque Striate (Provincia di Alessandria), Bedale, Corsaglia, Maira, Melle, Stura di Demonte (Provincia di Cuneo), Mastallone, Sesia (Provincia di Vercelli), Oropa, Sessera (Provincia di Biella) e Boesio (Provincia di Varese).

Lo schema metodologico che proponiamo si può considerare valido ed applicabile per il bacino del Po. Esso fornisce indicazioni sul rischio di mancato conseguimento degli obiettivi di qualità (ai sensi del D. Lgs. 152/06) nei tratti fluviali interessati da progetti di captazioni/ritenzioni idriche e si basa su alcuni elementi fondamentali per la caratterizzazione *ante-operam* dell'ecosistema fluviale interessato che, secondo la nostra esperienza, sono i seguenti:

- A. idrologia
- B. qualità biologica delle acque
- C. qualità fisico/chimica delle acque
- D. funzionalità fluviale
- E. ittiofauna

Tenuto conto che l'alterazione del regime idrologico a seguito di prelievi idrici costituisce la causa principale dell'insieme degli impatti, le componenti ambientali o meglio i capitoli di studio più significativi per l'analisi di un ecosistema fluviale sono quelli sotto elencati che, nell'ambito del presente testo, sono singolarmente esaminati:

- **elementi morfometrici dell'asta fluviale e del bacino sotteso** - analisi funzionale al successivo punto 3 (particolare riferimento ai parametri di particolare significato idroclimatico);
- **pluviometria del bacino sotteso** - analisi funzionale al successivo punto 3 (valutazione dei dati principali relativi agli afflussi meteorici, con riferimento a serie di osservazioni significative e/o derivanti dalla letteratura di settore);
- **idrologia naturale** - caratterizzazione idrologica dell'asta fluviale interessata dal prelievo in condizioni naturali (in assenza di prelievi di qualunque tipo ed entità);
- **idrologia attuale (*ante-operam*)** - caratterizzazione idrologica dell'asta fluviale interessata dal prelievo nelle condizioni "reali" (al netto di eventuali prelievi che sottraggono risorse alla sezione ove è prevista l'opera di presa); è un capitolo che può essere ignorato (coincidente con il punto precedente) in assenza di derivazioni a monte o in presenza di prelievi dello stesso ordine di grandezza dei limiti di significatività dei risultati delle elaborazioni idrologiche utilizzate;
- **deflusso minimo vitale (DMV)** - quantificazione "...secondo le norme vigenti..." della "...portata minima che dovrà essere lasciata fluire in alveo a valle dell'opera di presa...";

- **idrologia prevista** (*post-operam*) - caratterizzazione idrologica dell'asta fluviale interessata dal prelievo nella situazione di esercizio (sulla base delle analisi di cui ai precedenti punti 3, 4 e 5 e delle portate di prelievo previste dal progetto, con particolare riferimento a quella massima);
- **qualità fisico/chimica delle acque** - caratterizzazione della qualità fisico/chimica delle acque dell'ambiente fluviale a monte dell'opera di presa (stazione di riferimento) e del tratto fluviale sotteso dalla derivazione;
- **qualità biologica delle acque** - caratterizzazione della qualità biologica delle acque dell'ambiente fluviale a monte dell'opera di presa (stazione di riferimento) e del tratto fluviale sotteso dalla derivazione;
- **funzionalità fluviale** - analisi delle funzionalità fluviale sul tratto di asta fluviale interessato dalla derivazione;
- **ittiofauna** - analisi dello stato della comunità ittica, anche mediante campionamenti quantitativi, ove le condizioni ambientali lo permettano.

2 - ELEMENTI MORFOMETRICI

Lo studio di un ecosistema fluviale, soprattutto quando finalizzato alla redazione degli allegati tecnici ad una domanda di concessione di derivazione idrica, come accennato in introduzione, deve fare riferimento a diverse componenti ambientali. Fra esse di primaria importanza è la caratterizzazione idrologica del tratto di corso d'acqua interessato dal progetto, sia naturale, sia indotta dall'esercizio della derivazione stessa.

Il regime dei deflussi, nei valori medi mensili ed annuo, in quelli caratteristici di durata ed in quelli estremi, sono condizionati da un insieme complesso di fattori (tra loro interagenti) che, nell'insieme, possono essere sintetizzati dal bilancio idrologico del bacino che alimenta il corso d'acqua in esame. Esso è definito dal rapporto fra deflussi (D) e afflussi (A). Il rapporto **D/A**, per una determinata sezione fluviale, di cui è tributario un certo bacino, rappresentativo di un determinato periodo di osservazione, su scala di tempo mensile o annua, prende il nome di **coefficiente di deflusso** ed è condizionato da:

- **Fattori meteorologici.** Le precipitazioni, per dar luogo a deflussi, devono essere superiori ad almeno pochi millimetri; altrimenti l'acqua verrebbe assorbita dal terreno e non più disponibile al ruscellamento; essa potrebbe poi evapotraspirare prima dell'apporto di piogge successive; se le precipitazioni fossero nell'anno frazionate in modo che ciascuna risulti di pochi millimetri, in teoria, non avverrebbe deflusso. Quindi esso dipende sia dalla quantità delle precipitazioni, sia dalla loro concentrazione nel tempo. Importante è la temperatura dell'aria; in pianura è più cospicua l'evapotraspirazione che sottrae acqua ai deflussi. Alcuni bacini montani, caratterizzati da climi freddi e da precipitazioni concentrate in brevi periodi, i deflussi risultano pari agli afflussi; addirittura in certe situazioni caratterizzate dalla presenza di estesi ghiacciai in fase di ritiro i primi possono risultare superiori ai secondi.
- **Fattori geografici.** La collocazione geografica (vicina o distante dal mare, latitudine, altitudini mediana ed estreme, ecc....) determina le caratteristiche del clima (regimi termico e pluviometrico, intensità e direzione dei venti che aumentano i processi evapotraspirativi,...). I caratteri morfometrici influiscono sui deflussi; una maggiore pendenza dei versanti comporta un più veloce scorrimento delle acque e una minore evapotraspirazione. Importante è la distribuzione delle fasce altimetriche del bacino; nelle regioni montuose con creste elevate e sottili (Alpi) prevalgono le aree di minori altitudini. Questi aspetti sono importanti, in quanto la temperatura dell'aria diminuisce con la quota e quindi diminuisce l'evapotraspirazione ed aumenta il coefficiente di deflusso. Importante è anche l'orientamento del bacino e dei suoi versanti; questi, se esposti alle correnti (sopravvento), vengono "bagnati" da abbondanti precipitazioni, mentre i versanti sottovento sono più aridi.
- **Fattori geologici.** Nei bacini composti interamente o prevalentemente da rocce impermeabili i fattori geologici hanno scarsa influenza sul regime dei deflussi. Situazione opposta presentano i bacini con preponderanza di rocce permeabili. Una porzione più o meno grande di acqua può essere sottratta ai deflussi a causa di perdite sotterranee o, al contrario, incrementata da apporti della stessa natura; inoltre la funzione idrogeologica delle formazioni permeabili si esplica con la formazione di una riserva sotterranea che passa con ritardo al deflusso. Gli afflussi vengono così ad essere smaltiti in due fasi: la prima come immediato deflusso superficiale, la seconda come deflusso ritardato delle acque di circolazione sotterranea.
- **Fattori biologici.** La copertura vegetale condiziona lo scorrimento superficiale ostacolando; lo sviluppo radicale e l'arricchimento del suolo di sostanza organica rendono igroscopico il terreno che acquista maggiore capacità di trattenere l'acqua a disposizione della stessa vegetazione. La traspirazione, per i bacini

caratterizzati da una elevata copertura forestale, può costituire una voce importante nel bilancio idrologico. Fra i fattori biologici sono anche quelli antropici: disboscamenti e rimboschimenti e soprattutto opere di ritenzione (dighe) e di derivazione (per fini diversi).

L'analisi dei fattori succitati (che sono quelli più importanti) è sicuramente molto complessa e non esistono, allo stato attuale delle ricerche nel settore dell'idrologia, modelli efficaci capaci di comprenderli tutti o anche in parte. Ma è almeno possibile individuare relazioni, più o meno evidenti, seppure non sempre rappresentabili mediante modelli quantitativi, tra i regimi idrologici ed i caratteri morfometrici delle aste fluviali e soprattutto dei bacini sottesi. Tali relazioni forniscono contributi interessanti per l'interpretazione dei fenomeni idrometeorologici ed in alcuni casi forniscono dati comunque essenziali per la ricostruzione dei bilanci idrici. Scopo del presente capitolo è l'**individuazione dei parametri morfometrici essenziali alla caratterizzazione dei regimi idrologici**.

Allo studio morfometrico deve essere allegata una **carta topografica di dettaglio** nella quale viene evidenziata, con precisione, la sezione sul corso d'acqua ove è prevista l'opera di presa (**S1**) ed eventualmente quella di restituzione dell'acqua (**S2**).³ La scala di rappresentazione dipende dalle dimensioni del bacino sotteso e dall'ingombro cartaceo, ma deve essere sufficiente a ben rappresentare i limiti del bacino stesso (spartiacque), la sua altitudine massima, l'origine dell'asta fluviale principale e soprattutto tale da permettere le misure morfometriche necessarie e nel seguito elencate:

- **altitudine massima del bacino sotteso (H_{max})**; è l'altitudine [m s.l.m.] più elevata lungo il perimetro del bacino idrografico o all'interno di esso; va evidenziata nella carta topografica di dettaglio;
- **altitudine media (H_{med})**; è l'altitudine [m s.l.m.] che si ricava dalla curva ipsografica del bacino;⁴
- **altitudine alla sezione di presa (H_{sez})**; è l'altitudine [m s.l.m.] sull'asta fluviale in corrispondenza della sezione ove è prevista l'opera di presa (o *altitudine minima del bacino*)⁵; va evidenziata nella carta topografica di dettaglio;
- **altitudine delle sorgenti (H_{sorg})**; è l'altitudine [m s.l.m.] dell'origine del corso d'acqua principale; va evidenziata nella carta topografica di dettaglio;
- **superfici delle fasce altimetriche più significative** sotto il profilo climatico ed idrologico;
- **superficie totale del bacino sotteso alla sezione di presa (S)**; pari alla somma delle precedenti [km²];
- **lunghezza dell'asta fluviale principale (L)** dalle origini alla sezione di presa [km], il cui valore è determinante ai fini della classificazione del tipo fluviale in funzione delle metodologie di analisi dello stato del macrobenthos;
- **lunghezza dell'asta fluviale sottesa (L_{1-2})** misurata [km] dalla sezione ove è prevista l'opera di presa (**S1**) a quella ove è prevista la restituzione (**S2**), il cui valore è determinante ai fini dell'applicazione del metodo di valutazione del rischio illustrato più avanti;
- **pendenza media asta fluviale (P_i)** del tratto **S1 ÷ S2** sotteso dalla derivazione [%], il cui valore è utile per la descrizione dell'ambiente fluviale.

Il regime dei deflussi dipende, in modo importante, dalle modalità di quello degli afflussi. Quantità e modalità delle precipitazioni si possono utilmente analizzare mediante i valori medi mensili ed annui delle precipitazioni alle stazioni meteorologiche disposte entro o nelle zone limitrofe del bacino in studio. Ma la risposta idrologica alle piogge è mediata dalle caratteristiche ambientali del bacino stesso, fra le quali, come sopra anticipato, quelle morfometriche. Molto importante è anche il clima ed in particolare i regimi pluviometrico e termico. Elevate temperature determinano più cospicui processi evapotraspirativi che

³ La sezione di restituzione dell'acqua è, in certi casi, facilmente individuabile (es. utilizzazioni idroelettriche). In altri casi (irriguo) occorre individuare, con criteri illustrati successivamente, una sezione a valle per la quale si ritiene che la sottrazione d'acqua costituisca un'alterazione idrologica poco significativa.

⁴ L'altitudine media (H_{med}) si ricava dalla curva ipsografica del bacino (STRAHLER, 1952, 1968); ciò richiede la planimetrazione delle fasce altimetriche, con equidistanza di 50, 100 o 200 m, una procedura piuttosto lunga ed onerosa. In alternativa, seppure con minore precisione (ma sufficiente rispetto agli obiettivi previsti), si può applicare la seguente formula (REGIONE PIEMONTE, 1992):

$$H_{med} = \frac{0,9 \cdot H_{max} + H_{sez}}{2}$$

Dove H_{max} e H_{sez} sono rispettivamente l'altitudine massima del bacino sotteso e quella della sezione in studio (**S2**), entrambe espresse in [m s.l.m.].

⁵ Mentre le altitudini massima (H_{max}) e media (H_{med}) sono utili per ottenere indicazioni di carattere generale sulla distribuzione delle fasce altimetriche e quindi climatiche, del bacino sotteso, l'altitudine della sezione è indicativa delle condizioni climatiche delle fasce riparie presso l'ambiente rappresentato dalla sezione stessa.

sottraggono acqua ai deflussi. Basse temperature (medie inferiori a 0 °C) “congelano” l’acqua (accumulo di neve al suolo) nuovamente con l’effetto di sottrarre acqua al reticolo idrografico superficiale, ma per restituirla, insieme a quella meteorica, alla fine della stagione fredda, come in una sorta di “volano idrologico”. In linea di massima esiste una forma di correlazione, di tipo empirico, tra clima e morfometria o meglio tra temperatura e fasce altimetriche, che si esprime attraverso il gradiente termico verticale.

Per le Alpi occidentali il **gradiente termico verticale medio annuo**, cioè la diminuzione della temperatura media annua dell’aria con l’altitudine, vale - **0,51 °C/100 m** (MENNELLA, 1967). Tale valore è una media; in estate il gradiente è maggiore (0,6 ÷ 0,7 °C/100 m) che in inverno (0,3 ÷ 0,4 °C/100 m). Inoltre tali gradienti sono leggermente diversi a seconda delle porzioni dei territori alpini e appenninici. I gradienti termici sono utili per l’individuazione di alcuni limiti altitudinali di particolare significato climatico (DURIO *et al.*, 1982; BOANO *et al.*, 2003):

LC0j - Limite Climatico dello zero termico medio mensile di gennaio; altitudine alla quale la temperatura media mensile di gennaio (il mese invernale più freddo⁶) è pari a 0 °C; al di sotto di quella quota non vi sono condizioni termiche per l’accumulo di neve al suolo; l’eventuale manto nevoso (salvo annate particolari, nei versanti meno esposti) fonde nel giro di pochi giorni e comunque entro il mese; la fascia altimetrica inferiore a tale limite concorre all’alimentazione di regimi idrologici francamente pluviali (deflussi quali risposta diretta degli afflussi) e con coefficienti di deflusso prossimi ad uno per assenza (o quasi) di evapotraspirazione, come tipico dell’inverno; oltre tale limite l’acqua di origine meteorica di gennaio inizia ad essere disponibile, come deflussi, nel mese successivo, ancora nell’inverno; alle quote superiori si fa più evidente l’effetto del “ritardo” nella formazione dei deflussi rispetto alle precipitazioni, senza tuttavia diventare determinante nel condizionare i regimi idrologici.

LC0w - Limite Climatico dello zero termico medio del trimestre invernale; altitudine alla quale la temperatura media mensile dei tre mesi invernali (dicembre, gennaio e febbraio) è pari o inferiore a 0 °C;⁷ la fusione delle nevi accumulate nell’inverno si manifesta, in modo apprezzabile, in marzo, e diventa significativo in aprile, con residui ancora all’inizio di maggio nei versanti meno esposti; al di sopra di tale limite le fasce altimetriche contribuiscono all’alimentazione di regimi nivopluviali.

LC0y - Limite Climatico dello zero termico medio annuo; è l’altitudine alla quale la temperatura media annua è pari a 0 °C; grosso modo vi sono le condizioni per accumulo di neve per metà anno, che solitamente si scioglie del tutto nel successivo semestre “caldo”; la fascia climatica compresa tra tale limite e quello precedente concorre all’alimentazione di regimi nivopluviali; la presenza, nelle testate dei bacini, di fasce altimetriche superiori comporta una significativa alimentazione dei deflussi con l’ablazione, ancora in luglio e, seppure in modo meno evidente, anche in agosto.

LCsp - Limite Climatico delle nevi persistenti; è l’altitudine al di sopra della quale, in estate, la neve accumulata nella stagione fredda non fonde completamente, accumulandosi ai residui dell’anno precedente; nelle fasce altimetriche superiori vi sono le condizioni per la formazione e/o persistenza di isole glaciali, nevai perenni ed anche veri e propri ghiacciai, soprattutto quando tali aree sono sufficientemente estese per altitudini crescenti; le fasce altimetriche superiori al LCnp, in un bacino, concorrono, con l’ablazione dei ghiacci, all’alimentazione di regimi idrologici nivoglaciali.

I limiti altitudinali climatici (LC) sopra descritti sono diversi nelle aree e sub-aree definite da Forneris *et al.* (2007, 2011) e rappresentate in **fig. 1**. Il limite climatico delle nevi persistenti (LCsp) è leggermente inferiore nel versante francese delle Alpi rispetto a quello interno, a causa delle più abbondanti precipitazioni scaricate dai fronti perturbati di origine Nord-occidentale. Nelle Alpi orientali è più basso grazie alla più diretta esposizione alle correnti orientali e Nord-orientali. Nell’Italia centrale (area Z3 e sub-area Z2.2) l’applicazione dei gradienti termici medi annui e stagionali sui valori delle temperature medie delle pianure, di circa 1 °C superiori di quelle delle regioni settentrionali, portano alla determinazione dei limiti LC un poco superiori, soprattutto sul versante tirrenico, sottovento rispetto alle correnti orientali. La **tab. 1** riporta i valori di LC caratteristici delle diverse aree e sub-aree “Z”.

⁶ È la situazione più frequente. Merita precisare che, nei climi marittimi (la costa italiana) il mese più freddo è febbraio, per l’effetto di volano termico indotto dalla massa d’acqua marina. Ma è un aspetto poco rilevante; infatti per individuare un mese con temperatura media mensile inferiore a 0 °C, occorre salire “almeno” di 500 m verso l’entro-terra dove, si assiste al passaggio a climi di tipo continentale, con minimo termico in gennaio.

⁷ Tenuto conto che febbraio è mediamente il meno freddo del trimestre invernale, in pratica il LC0i è l’altitudine corrispondente alla temperatura media mensile pari a 0 °C del febbraio stesso.

Non esistono regole matematiche precise che mettono in relazione la distribuzione delle fasce altimetriche con la classificazione dei regimi idrologici; quindi le considerazioni sopra espresse hanno valore indicativo, utili per una migliore interpretazione dei parametri idrologici relativi ad un determinato tratto fluviale, soprattutto quando ottenuti mediante stime da modelli regionali.

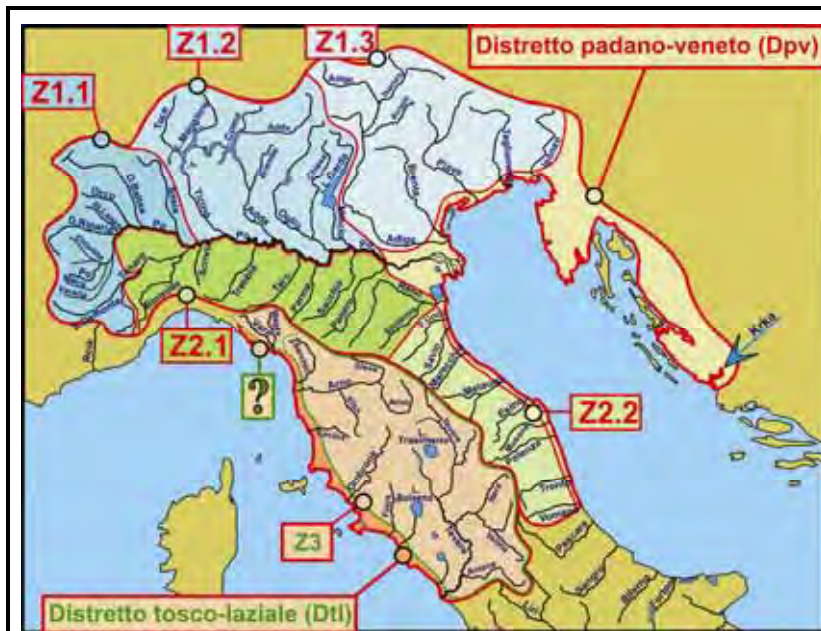


Fig. 1 - Schema classificativo dei distretti **distretti padano - veneto (Dpv)** e **tosco - laziale (Dtl)** individuati da BIANCO (1987, 1996) e loro suddivisione in aree e sub-aree omogenee (**Z**) in funzione delle caratteristiche ambientali fisiografiche dei reticoli idrografici superficiali naturali e delle comunità ittiche di riferimento.

Distretto padano - veneto (Dpv)	Z1 - Area di pertinenza alpina	Z1.1	Sub-area di pertinenza alpina occidentale sul versante padano.
		Z1.2	Sub-area di pertinenza alpina centrale sul versante padano.
		Z1.3	Sub-area di pertinenza alpina orientale sul versante Adriatico.
	Z2 - Area di pertinenza appenninica	Z2.1	Sub-area di pertinenza appenninica sul versante padano.
		Z2.2	Subarea di pertinenza appenninica sul versante adriatico.
Distretto tosco - laziale (Dtl) - Z3.			

Tab. 1 - Valori termici dei diversi limiti altitudinali climatici (LC) in funzione delle aree e sub-aree (Z).						
	Z1.1	Z1.2	Z1.3	Z2.1	Z2.2	Z3
LCsp	3.000 ÷ 3.200	2.900 ÷ 3.300	2.700 ÷ 3.000	-	-	-
LC0y	2.600 ÷ 2.800	2.500 ÷ 2.800	2.400 ÷ 2.600	-	≥ 2.700 (*)	≥ 2.800 (*)
LC0w	1.600 ÷ 1.800	1.500 ÷ 1.800	1.400 ÷ 1.600	1.700 ÷ 1.900	1.700 ÷ 1.900	1.800 ÷ 2.000
LC0j	500 ÷ 700	500 ÷ 700	400 ÷ 600	600 ÷ 800	600 ÷ 800	700 ÷ 900
LCsp	Limite Climatico delle nevi persistenti.					
LC0y	Limite Climatico dello zero termico medio annuo.					
LC0w	Limite Climatico dello zero termico medio del trimestre invernale (dicembre ÷ febbraio).					
LC0j	Limite Climatico dello zero termico medio mensile di gennaio.					
(*) Poco rilevante; presente nel massiccio del Gran Sasso (spartiacque tra Z2.2 e Z3).						

3 - PLUVIOMETRIA DEL BACINO SOTTESO

I deflussi dipendono in modo evidente dall'entità e distribuzione degli afflussi meteorici sul bacino che alimenta un determinato corso d'acqua in studio. Nel territorio del bacino del Po hanno operato numerose stazioni idrometriche per periodi di osservazione sufficienti ad ottenere risultati utili alla caratterizzazione idrologica. Per tali bacini sono noti sia i principali parametri relativi alle portate, sia i valori medi mensili ed

annui delle precipitazioni; risulta pertanto possibile effettuare delle buone analisi sui bilanci idrologici afflussi/deflussi. Tuttavia, nella maggior parte dei casi, non sono disponibili dati di rilevazioni idrometriche continue e per periodi sufficienti, almeno 25 ÷ 30 anni secondo quanto raccomandato dalla letteratura idrologica (BRUCE, CLARK, 1966 ; SOKOLOV, CHAPMAN, 1974)⁸.

È quindi importante effettuare un'analisi pluviometrica sufficiente almeno alla determinazione dei valori medi mensili ed annuo degli afflussi meteorici sul bacino sotteso alla sezione di interesse, cioè quella ove è prevista la realizzazione di una derivazione idrica. L'analisi pluviometrica va effettuata sulla base delle rilevazioni delle stazioni meteorologiche (pluviometriche) che hanno funzionato per periodi di osservazione significativi, entro il bacino in studio e/o nelle aree limitrofe.

3.1 - Pluviometria dell'anno medio

I totali annui costituiscono la popolazione di dati utili alla costruzione della **carta delle isoiete medie annue** generalmente disponibile in varie versioni per le diverse regioni dell'Italia settentrionale e talora anche su scala provinciale. Tale carta costituisce il riferimento fondamentale per la determinazione del valore dell'**afflusso meteorico medio annuo** "A_{med}" [mm] rappresentativo del bacino sotteso alla sezione ove è prevista l'opera di derivazione idrica su un qualunque corso d'acqua. Sulla base dei dati mensili disponibili grazie alle stazioni pluviometriche entro il bacino (o nei suoi dintorni o comunque entro la stessa regione climatica) è possibile ricavare il regime pluviometrico (degli afflussi meteorici mensili) e quindi la sua classificazione secondo il seguente schema:

RPpc - Regime Pluviometrico continentale; massimi nelle stagioni intermedie, ma con minimo secondario estivo interposto di poco inferiore; minimo principale invernale piuttosto evidente; caratterizza la sub-area Z1.3 e le testate dei bacini della Z1.2.

RPps - Regime Pluviometrico sublitoraneo; massimi nelle stagioni intermedie, con evidente minimo secondario estivo e minimo invernale ancora più accentuato; interessa le fasce altimetriche medie e inferiori dei rilievi fino a comprendere gran parte della pianura nella sub-area Z1.2 e costituisce la tipologia dominante in Z1.1.

RPap - Regime Pluviometrico appennico-padano; massimi nelle stagioni intermedie, con evidente minimo secondario invernale e minimo estivo ancora più evidente; costituisce la tipologia dominante nella sub-area Z2.1.

RPac - Regime Pluviometrico appenninico centrale; un solo massimo dal tardo autunno ad inizio inverno da Nord a Sud ed un solo minimo estivo; caratterizza le sub-aree Z2.2 e Z3.

3.1 - Pluviometria degli anni abbondante e scarso

Stabilito il valore dell'afflusso meteorico annuo "A_{med}" e la distribuzione nell'anno su scala temporale mensile per l'anno pluviometrico medio (rappresentativo di un periodo di osservazione significativo) occorre valutare gli afflussi rappresentativi degli anni pluviometrici abbondante (*caratterizzato dalla frequenza di superamento del 20 % - F = 0,2*) e scarso (*caratterizzato dalla frequenza di superamento dell'80 % - F = 0,8*).

Nel caso (molto fortunato) in cui è disponibile una serie significativa di osservazioni idrometriche (sezione in studio prossima ad una stazione idrometrica), gli anni idrologici abbondante e scarso sono descrivibili sulla base dell'analisi statistica della popolazione di dati ottenuti dai rilievi. Negli altri casi (quasi sempre), occorre procedere a modelli idrologici per la determinazione delle portate facendo riferimento essenzialmente alle caratteristiche morfometriche e pluviometriche del bacino.

⁸ ZINNIE (in REMENIERAS, 1972) prendendo in considerazione lunghe effemeridi di 53 località del globo e confrontando le medie dell'intero periodo con quelle corrispondenti ad intervalli parziali, ha stabilito che le differenze tra questi parametri statistici è trascurabile qualora si considerino periodi di almeno 25 ÷ 30 anni, come anche anticipato e poi confermato dai succitati Autori. Per esempio la precipitazione media annua di Torino rappresentativa del periodo di osservazione 1921 ÷ 1970 è pari a **804 mm** (REGIONE PIEMONTE, 1980); è pari a **817 mm** per l'intervallo 1931 ÷ 1972 (PEROSINO, 1987); **869 mm** nel periodo 1921 ÷ 1986 (REGIONE PIEMONTE, 1998). In questi tre casi risultano periodi di osservazione rispettivamente di 50, 42 e 66 anni. Merita anche citare il dato relativo all'intervallo 1866 ÷ 1915 (50 anni), di **875 mm**, citato da EREDIA (1920), ma da considerare con cautela, in quanto relativo all'Osservatorio Astronomico, in un sito non coincidente con quello ove ha funzionato la stazione meteorologica del Servizio Idrografico. DI NAPOLI e PERCALLI (2008) hanno proposto il valore **892 mm** per l'intera serie 1803 ÷ 2007 (205 anni), valore poco diverso da quelli succitati.

La formazione dei deflussi è il risultato dell'interazione di numerosi fattori e la realtà è più complessa rispetto ad una semplice relazione diretta tra entità delle precipitazioni e portate. Tuttavia gli attuali modelli idrologici sono essenzialmente basati su tale relazione. Occorre riconoscere che essi sono derivati dall'elaborazione dei dati ottenuti alle stazioni idrometriche e quindi, in qualche modo, rappresentativi delle situazioni reali. In ogni caso risulta importante una valutazione dei valori medi mensili ed annui degli afflussi meteorici degli anni abbondante e scarso, presupponendo, per esempio, che le situazioni idrologiche di magra siano dovute, come generalmente riconosciuto, essenzialmente alla scarsità delle precipitazioni.

Considerando una serie di totali annui (**P**) relativi ad una data stazione pluviometrica (la **fig. 2** rappresenta, a titolo di esempio, quella di Torino), la frequenza "**F**" di un determinato valore, valutata con la formulazione di Weibul (in CHOW, 1964), viene così espressa:

$$F = \frac{m}{n + 1}$$

dove "**m**" è il numero corrispondente alla posizione di ciascun dato nella serie di valori ordinati in senso decrescente ed "**n**" il numero dei dati della serie. In questo caso, con $n = 50$ dati, per $F = 0,2$ risulta $m = 10,2$ (cioè il decimo posto nella serie di "**n**" dati disposta in ordine decrescente), mentre per $F = 0,8$ risulta $m = 40,8$ (cioè il quarantunesimo posto nella serie di "**n**" dati disposta in ordine decrescente). Il tempo di ritorno "**Tr**" (anni) è l'intervallo di tempo che, in media, intercorre tra due eventi che uguagliano o superano un determinato valore; esso può essere definito come l'inverso della frequenza. In questo caso risulta $Tr = 5$ anni per l'anno abbondante e $Tr = 1,25$ per quello scarso, cioè un valore di precipitazione annua che viene superato quasi tutti gli anni.

Considerando l'esempio di Torino succitato i dati relativi ai totali annui dei 50 anni osservati sono stati disposti in ordine decrescente e correlati con le relative frequenze (**fig. 3**); quindi è stato individuato il cosiddetto "*anno idrologico abbondante*", cioè quello caratterizzato da precipitazione con frequenza di superamento del 20 %. È risultato un valore annuo pari a $PF_{0,2} = 1.007$ mm, il 25 % in più rispetto alla media del periodo di osservazione (cioè $PF_{0,2} = 1,252 \cdot P_{med}$). Con un ragionamento analogo è stata determinata la precipitazione dell'anno idrologico scarso, con frequenza di superamento dell'80 %, risultata $PF_{0,8} = 602$ mm ($PF_{0,8} = 0,745 \cdot P_{med}$).

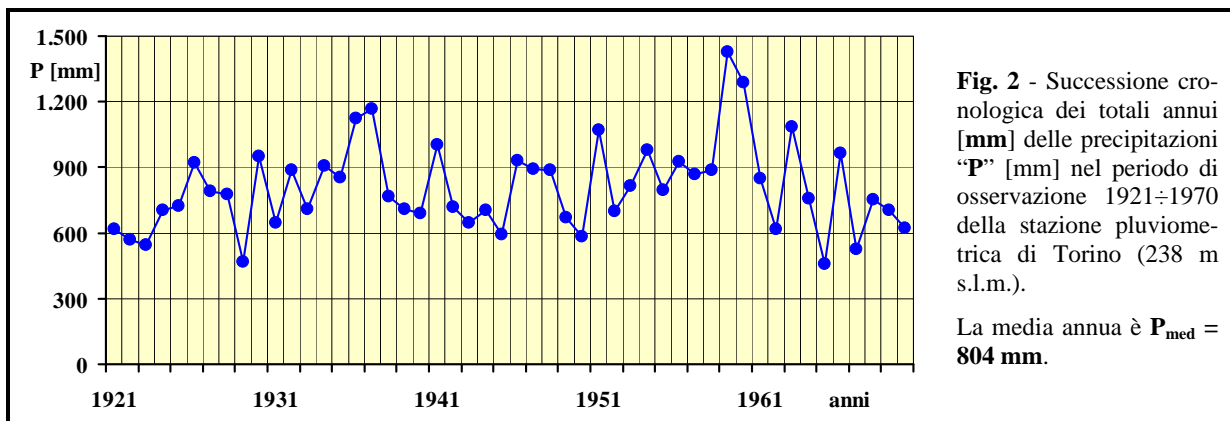


Fig. 2 - Successione cronologica dei totali annui [mm] delle precipitazioni "**P**" [mm] nel periodo di osservazione 1921÷1970 della stazione pluviometrica di Torino (238 m s.l.m.).

La media annua è $P_{med} = 804$ mm.

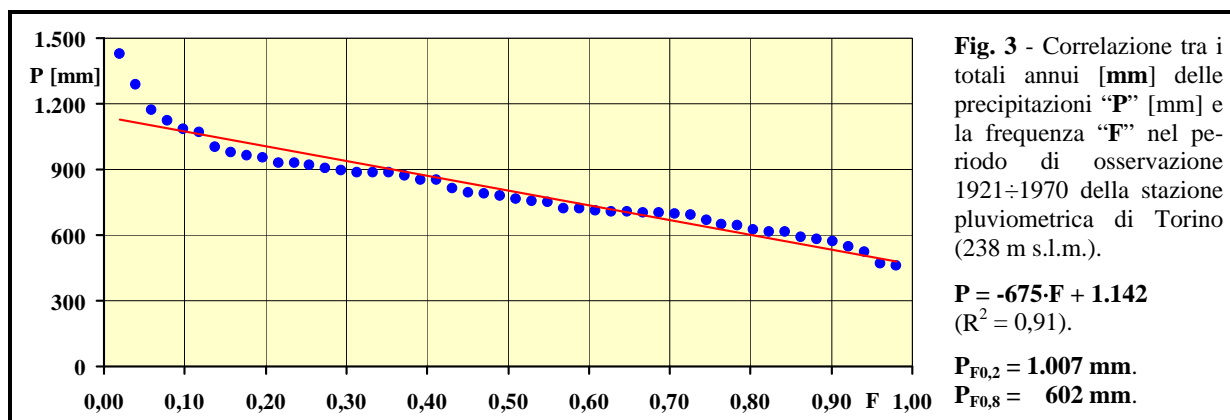


Fig. 3 - Correlazione tra i totali annui [mm] delle precipitazioni "**P**" [mm] e la frequenza "**F**" nel periodo di osservazione 1921÷1970 della stazione pluviometrica di Torino (238 m s.l.m.).

$P = -675 \cdot F + 1.142$
($R^2 = 0,91$).

$P_{F0,2} = 1.007$ mm.
 $P_{F0,8} = 602$ mm.

Una simile elaborazione va effettuata per la stazione pluviometrica più rappresentativa del bacino in studio al fine di ottenere, analogamente a quanto visto con il succitato esempio di Torino, i coefficienti che risultano dal confronto tra i valori annui delle precipitazioni dell'anno abbondante/anno medio e dell'anno scarso/anno medio. Tali coefficienti quindi si applicano sul valore medio annuo dell'afflusso meteorico (A_{med}) per ottenere quelli degli anni abbondante (AF0,2) e scarso (AF0,8). Tali valori annui possono quindi essere ripartiti nei valori mensili nelle stesse proporzioni dell'anno medio al fine di ottenere i rispettivi regimi pluviometrici.

4 - IDROLOGIA NATURALE

L'analisi idrologica del tratto fluviale interessato da un progetto di derivazione/ritenzione idrica e con particolare riferimento alla sezione ove è prevista l'opera di presa andrebbe effettuata attraverso tre fasi:

1. **caratterizzazione del regime idrologico naturale** (in condizioni identiche o molto simili all'assenza di derivazioni a monte della sezione ove è prevista la presa e nel tratto sotteso dall'impianto in progetto);
2. **caratterizzazione del regime idrologico attuale** (in condizioni reali attuali, coincidenti con quelle di cui al punto precedente o al netto delle eventuali derivazioni esistenti; stato "*ante-operam*");
3. **caratterizzazione del regime idrologico previsto** (in condizioni indotte dall'impianto in progetto; stato "*post-operam*" o "fase di esercizio").

Le situazioni idrologiche relative ai tre punti succitati devono fare riferimento ai principali parametri idrologici. Questi, ai fini di una corretta descrizione del bilancio idrico, vanno confrontati con le disponibilità delle risorse meteoriche sulla base della valutazione degli afflussi meteorici negli anni pluviometrici abbondante (AF0,2), medio (A_{med}) e scarso (AF0,8) come descritto nel capitolo precedente. I parametri idrologici fondamentali di riferimento sono i seguenti:

Q_{med}	- portata media annua; anno idrologico medio [m^3/s ; L/s];
Q_m	- portate medie mensili; anno idrologico medio [m^3/s ; L/s];
$Q_{F0,2}$	- portata annua dell'anno idrologico abbondante [m^3/s ; L/s];
$Q_{mF0,2}$	- portate medie mensili dell'anno idrologico abbondante [m^3/s ; L/s];
$Q_{F0,8}$	- portata annua dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; L/s];
$Q_{mF0,8}$	- portate medie mensili dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; L/s];
D	- deflusso medio annuo; anno idrologico medio [mm];
D_m	- deflussi medi mensili; anno idrologico medio [mm];
$D_{F0,2}$	- deflusso annuo dell'anno idrologico abbondante [mm];
$D_{mF0,2}$	- deflussi mensili dell'anno idrologico abbondante [mm];
$D_{F0,8}$	- deflusso annuo dell'anno idrologico scarso [mm];
$D_{mF0,8}$	- deflussi mensili dell'anno idrologico scarso [mm];
D/A	- coefficiente di deflusso medio annuo; anno idrologico medio;
D_m/A_m	- coefficienti di deflusso medi mensili; anno idrologico medio;
Q_{10}	- portata media annua di durata 10 giorni; anno idrologico medio [m^3/s ; L/s];
$Q_{10F0,2}$	- portata annua di durata di 10 giorni dell'anno idrologico abbondante [m^3/s ; L/s];
$Q_{10F0,8}$	- portata annua di durata di 10 giorni dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; L/s];
Q_{91}	- portata media annua di durata 91 giorni; anno idrologico medio [m^3/s ; L/s];
$Q_{91F0,2}$	- portata annua di durata di 91 giorni dell'anno idrologico abbondante [m^3/s ; L/s];
$Q_{91F0,8}$	- portata annua di durata di 91 giorni dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; L/s];
Q_{182}	- portata media annua di durata 182 giorni; anno idrologico medio [m^3/s ; l/s];
$Q_{182F0,2}$	- portata annua di durata di 182 giorni dell'anno idrologico abbondante [m^3/s ; L/s];
$Q_{182F0,8}$	- portata annua di durata di 182 giorni dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; L/s];
Q_{274}	- portata media annua di durata 274 giorni; anno idrologico medio [m^3/s ; L/s];
$Q_{274F0,2}$	- portata annua di durata di 274 giorni dell'anno idrologico abbondante [m^3/s ; L/s];
$Q_{274F0,8}$	- portata annua di durata di 274 giorni dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; L/s];
Q_{355}	- portata media annua di durata 355 giorni; anno idrologico medio [m^3/s ; L/s];
$Q_{355F0,2}$	- portata annua di durata 355 giorni dell'anno idrologico abbondante [L/s];
$Q_{355F0,8}$	- portata annua di durata 355 giorni dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; L/s];
Q_{minTrx}	- portata minima annuale; tempo di ritorno $Tr = x$ superiore a 5 anni [m^3/s ; L/s]. ⁹

⁹ La $Q_{355F0,8}$ è assimilabile alla portata minima annuale con tempo di ritorno di 5 anni

4.1 - Metodo della similitudine idrologica

Per la determinazione dei parametri idrologici la soluzione migliore è basata sull'elaborazione di dati ottenuti da misure idrometriche in corrispondenza della sezione ove è prevista l'opera di presa. Ma occorrerebbe predisporre tale sezione con una vera e propria stazione idrometrica in grado di effettuare misure "in continuo" (per ottenere quindi i valori delle portate giornaliere, oltre a quelle massime e minime istantanee annuali) per un periodo di osservazione sufficiente, almeno 25 ÷ 30 anni per ottenere risultati significativi dalle elaborazioni statistiche (BRUCE, CLARK, 1966; SOKOLOV, CHAPMAN, 1974). Ciò ovviamente non è possibile ed è questa la ragione, per cui, quasi sempre, è necessario ricorrere a metodi di regionalizzazione.

In qualche caso è possibile ricorrere al metodo della similitudine idrologica basato sul confronto tra gli areali sottesi alla sezione di interesse (S_x) ed a quella "nota" (S_n) ove ha funzionato una stazione idrometrica per un intervallo di tempo significativo. Ciò è possibile nel caso in cui le due sezioni si trovino nello stesso bacino principale e presentino analogie morfometriche per quanto riguarda principalmente le altitudini mediane, la distribuzione delle fasce altimetriche ed il regime degli afflussi meteorici; ma tali condizioni fondamentali potrebbero non bastare. A questo proposito utile è il commento dei dati della **tab. 2** per il confronto dei principali parametri idrologici di alcune stazioni idrometriche che hanno operato negli stessi bacini principali.

Tab. 2 - Parametri morfometrici ed idrologici di alcune stazioni idrometriche del reticolo idrografico del bacino occidentale del Po (Servizio Idrografico Italiano, 1980) che hanno funzionato sugli stessi bacini principali.										
Altitudine massima bacino sotteso (H_{max}). Altitudine mediana bacino sotteso (H_{med}). Altitudine sezione (H_{sez}). Superficie bacino sotteso (S). Coefficiente di deflusso medio annuo (D/A). Classificazione regime idrologico (Clr). Portata specifiche media annua (Q_{s-med}) e medie annue di durata pari a 182 giorni (Q_{s-182}) ed a 355 giorni (Q_{s-355}).										
Clr Classificazione regime idrologico	103101	<i>acque correnti a regime nivoglaciale permanenti</i>								
	103201	<i>acque correnti a regime nivopluviale permanenti</i>								
	103311	<i>acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo occidentale</i>								
	103321	<i>acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo padano permanenti</i>								
Fiume	Sezione	m s.l.m.			S km ²	D/A	Clr	Q _s [L/s/km ²]		
		H _{max}	H _{med}	H _{sez}				med	182	355
Mastallone	Ponte Folle	2.458	1.350	440	149	0,83	103201	51,0	23,8	4,6
Sesia	Campertogno	4.559	1.120	802	170	0,89	103101	40,6	24,6	4,1
Sesia	P.te Aranco	4.559	1.480	336	695	0,82	103201	45,3	22,9	5,9
Sesia	Vercelli	4.559	925	177	2.274	0,57	103311	29,4	-	-
Cervo	Passobreve	2.556	1.495	580	74	0,81	103201	45,9	23,0	6,8
D.Bardonecchia	Beaulard	3.505	2.150	1.140	203	0,90	103201	26,6	18,7	8,7
D.Riparia	Oulx	3.304	2.169	1.071	262	0,78	103201	21,0	12,9	6,5
D.Riparia	S.Antonino	3.538	1.613	385	1.049	0,70	103201	18,7	14,0	8,2
Chisone	Souch.Basses	3.280	2.233	1.460	94	0,85	103201	25,9	15,1	5,4
Chisone	Fenestrelle	3.280	2.169	1.137	152	0,73	103201	20,7	12,2	4,5
Chisone	S. Martino	3.280	1.751	400	580	0,66	103201	22,1	12,7	4,9
Tanaro	Ponte Nava	2.651	1.623	804	148	0,80	103201	32,4	16,3	2,8
Tanaro	Nucetto	2.651	1.227	444	375	0,73	103201	28,5	15,0	3,6
Tanaro	Farigliano	2.651	938	235	1.522	0,69	103201	24,6	14,9	3,7
Tanaro	Montecastel.	3.297	663	79	7.985	0,50	103321	15,9	10,0	1,4

Nel bacino del Toce si hanno due stazioni idrometriche, sullo stesso corso principale. Ma i dati disponibili mettono in luce differenze sostanziali, con il 12 % per la portata specifica media annua. Il divario è superiore se si considera la portata di durata di 182 giorni (più interessante ai fini biologici); infatti per la stazione di Candoglia (198 m s.l.m.) risulta un valore inferiore ai due terzi di quella relativa alla stazione a monte (729 m s.l.m.), presso Caderese. I due bacini sottesi presentano superfici molto diverse, ma ciò che condiziona i due regimi idrologici è la diversa distribuzione delle fasce altimetriche. L'areale sotteso alla stazione a valle comprende anche la fascia altimetrica < 600 m s.l.m. (per almeno il 10 %), completamente assente nel bacino sotteso a Caderese; quest'ultimo presenta un 76 % di superficie sopra i 1.700 m s.l.m. (limite delle zero termico medio del trimestre invernale), contro il 52 % del bacino sotteso alla sezione di Candoglia. Pur

trattandosi di due stazioni sullo stesso corso d'acqua i regimi idrologici sono classificati in modo diverso: nivoglaciale per la stazione a monte e nivopluviale per quella a valle.

Nel bacino del Sesia (**tab. 2**) hanno operato ben cinque stazioni idrometriche, di cui tre sul corso principale (Campertogno, Ponte Aranco e Vercelli) e due sui maggiori affluenti (Mastallone e Cervo). Per il Sesia risultano evidenti differenze da monte a valle con graduale passaggio da un regime di tipo nivoglaciale (con coefficiente di deflusso medio annuo prossimo a 0,9) a nivopluviale, fino a francamente pluviale in pianura (D/A inferiore a 0,6). Mastallone e Cervo sono idrologicamente più simili al Sesia intermedio di Ponte Aranco rispetto alle altre due stazioni sullo stesso corso d'acqua principale. In ogni caso si osserva una diminuzione delle potenzialità idriche dei bacini da monte a valle per l'inclusione progressiva di aree di minore altitudine, caratterizzate da più spiccati fenomeni evapotraspirativi che sottraggono acqua ai deflussi. Tale situazione risulta particolarmente evidente dall'osservazione dei dati relativi alle quattro stazioni sul Tanaro.

Le differenze più rilevanti in **tab. 2** sono per i bacini della Dora Riparia e del Chisone. Merita citare il valore medio annuo $Q_{s-med} = 26,6 \text{ L/s/km}^2$ per la Dora di Bardonechia a Beaulard (203 km^2) e $Q_{s-med} = 18,7 \text{ L/s/km}^2$ per la Dora Riparia a S. Antonino (1.049 km^2). Il primo bacino ha superficie molto più ridotta, ma non è tanto questo ciò che conta. Invece merita mettere in evidenza che l'area sottesa alla sezione a valle presenta un 5 % di fascia altimetrica < 600 m s.l.m. (limite climatico delle zero termico medio di gennaio), assente in quello sotteso a Beaulard, che invece presenta fasce altimetriche superiori più estese; infatti le altitudini mediane sono piuttosto diverse (2.150 e 1.613 m s.l.m. rispettivamente). Soprattutto gli afflussi meteorici sono più abbondanti nell'area sottesa a Beaulard (927 mm) rispetto a quella a valle (841 mm), per l'inclusione di zone caratterizzate dalle più basse precipitazioni in Piemonte. Tali situazioni portano a valori dei coefficienti di deflusso medi annui pari 0,90 per la Dora di Bardonechia ("quasi" un nivoglaciale) e a 0,70 per la Dora Riparia (poco sopra il limite di passaggio al pluviale).

Gli esempi succitati dimostrano che il metodo della similitudine idrologica va applicato con cautela. Occorre verificare che i due bacini "S_x" ed "S_n" abbiano gli stessi caratteri idrologici, oltre a trovarsi nello stesso bacino principale. Le dimensioni areali contano relativamente; più ancora occorre confrontare altri parametri, quali le altitudini mediane e la distribuzione percentuale delle fasce altimetriche, molto importanti nel condizionare le tipologie dei regimi idrologici. Non esistono regole sicure e/o facilmente applicabili, anche tenendo conto che pure importante è l'entità dell'afflusso annuo e la sua distribuzione nei diversi mesi (regime pluviometrico). **Il metodo della similitudine idrologica, nel territorio del bacino del Po, rispetto alle poche stazioni idrometriche disponibili, è raramente applicabile per ottenere risultati attendibili sulla caratterizzazione del regime di una qualunque sezione ove si prevede una derivazione idrica.**

4.2 - Metodo SIMPO

Come sopra esposto, sono rare le situazioni ove è possibile applicare correttamente il metodo della similitudine idrologica; più rare sono quelle per cui sono disponibili osservazioni idrometriche dirette per un periodo di osservazione significativo. Ciò dipende essenzialmente dallo scarso numero di stazioni idrometriche che hanno operato per intervalli sufficienti sul reticolo idrografico regionale e provinciale. Per tale ragione, nella maggior parte dei casi, conviene effettuare una specifica analisi idrologica riferita alla sezione ove è prevista l'opera di presa, sulla base di metodologie di regionalizzazione. Il metodo più ampiamente utilizzato e collaudato è il SIMPO (1980) che permette di determinare i parametri idrologici fondamentali per una data sezione su un corso d'acqua sulla base di quelli principali relativi al bacino sotteso, quali l'afflusso meteorico annuo "A_{med}" [mm], l'area del bacino "S" [km²] e l'altitudine media "H_{med}" [m s.l.m.]. Per il bacino del Po la formula SIMPO per ottenere la portata media annua specifica Q_{med-s} [L/s/km²] è la seguente:

$$Q_{med-s} = -24,5694 + 0,0086 \cdot H_{med} + 0,03416 \cdot A_{med} \quad (1)$$

Le portate specifiche medie mensili e di durate caratteristiche si ottengono da formule diverse in funzione di tre diverse aree geoidrologiche. Per il bacino del Po a monte della confluenza con il Pellice, per tutti i bacini tributari di sinistra del Po, di quelli a destra, ma a monte della confluenza con il Tanaro e per lo stesso bacino del Tanaro (ma esclusi i suoi tributari di destra a valle della confluenza con lo Stura di Demonte), le portate specifiche [L/s/km²] medie mensili e di durate caratteristiche si ottengono con le seguenti relazioni:

$$\begin{array}{ll} \text{gennaio} & Q_{m-s} = 14,16232 - 0,00683 \cdot H_{med} + 0,36918 \cdot Q_{med-s} \\ \text{febbraio} & Q_{m-s} = 16,49263 - 0,00824 \cdot H_{med} + 0,37478 \cdot Q_{med-s} \\ \text{marzo} & Q_{m-s} = 22,74646 - 0,01111 \cdot H_{med} + 0,46902 \cdot Q_{med-s} \end{array}$$

aprile	$Q_{m-s} = 13,85406 - 0,01101 \cdot H_{med} + 1,15662 \cdot Q_{med-s}$
maggio	$Q_{m-s} = -9,83665 + 0,00797 \cdot H_{med} + 1,63288 \cdot Q_{med-s}$
giugno	$Q_{m-s} = -34,9228 + 0,02826 \cdot H_{med} + 1,62190 \cdot Q_{med-s}$
luglio	$Q_{m-s} = -24,4942 + 0,02066 \cdot H_{med} + 1,04446 \cdot Q_{med-s}$
agosto	$Q_{m-s} = -16,0687 + 0,00955 \cdot H_{med} + 0,95881 \cdot Q_{med-s}$
settembre	$Q_{m-s} = -13,0179 + 0,00232 \cdot H_{med} + 1,21272 \cdot Q_{med-s}$
ottobre	$Q_{m-s} = -4,54832 + 0,00479 \cdot H_{med} + 1,33784 \cdot Q_{med-s}$
novembre	$Q_{m-s} = 16,50714 - 0,01604 \cdot H_{med} + 1,25843 \cdot Q_{med-s}$
dicembre	$Q_{m-s} = 18,06197 - 0,01030 \cdot H_{med} + 0,56036 \cdot Q_{med-s}$

$$Q_{10-s} = 5,06749 \cdot S^{-0,057871} \cdot Q_{med-s}^{0,965037}$$

$$Q_{91-s} = 1,29772 \cdot S^{0,009539} \cdot Q_{med-s}^{0,976926}$$

$$Q_{182-s} = 0,54425 \cdot S^{0,049132} \cdot Q_{med-s}^{0,980135}$$

$$Q_{274-s} = 0,18670 \cdot S^{0,069105} \cdot Q_{med-s}^{1,108675}$$

$$Q_{355-s} = 0,07560 \cdot S^{0,068232} \cdot Q_{med-s}^{1,234733}$$

Per tutti i bacini tributari di destra del Po a valle della confluenza con il Tanaro (ma compresi i suoi tributari di destra a valle della confluenza con lo Stura di Demonte), le portate specifiche [L/s/km²] medie mensili e di durate caratteristiche si ottengono con le seguenti relazioni:

gennaio	$Q_{m-s} = -9,22903 - 0,01393 \cdot H_{med} + 1,07292 \cdot Q_{med-s}$
febbraio	$Q_{m-s} = 1,31092 - 0,01554 \cdot H_{med} + 1,61386 \cdot Q_{med-s}$
marzo	$Q_{m-s} = 25,89552 - 0,01898 \cdot H_{med} + 1,20959 \cdot Q_{med-s}$
aprile	$Q_{m-s} = 4,76336 - 0,00860 \cdot H_{med} + 1,32368 \cdot Q_{med-s}$
maggio	$Q_{m-s} = -0,27352 + 0,03265 \cdot H_{med} + 0,33043 \cdot Q_{med-s}$
giugno	$Q_{m-s} = -11,5468 + 0,02965 \cdot H_{med} + 0,21325 \cdot Q_{med-s}$
luglio	$Q_{m-s} = -4,60293 + 0,00332 \cdot H_{med} + 0,30438 \cdot Q_{med-s}$
agosto	$Q_{m-s} = -5,71950 + 0,00479 \cdot H_{med} + 0,26477 \cdot Q_{med-s}$
settembre	$Q_{m-s} = -9,25502 + 0,01354 \cdot H_{med} + 0,41700 \cdot Q_{med-s}$
ottobre	$Q_{m-s} = -9,07111 + 0,01729 \cdot H_{med} + 0,78930 \cdot Q_{med-s}$
novembre	$Q_{m-s} = 17,99109 - 0,02025 \cdot H_{med} + 1,74324 \cdot Q_{med-s}$
dicembre	$Q_{m-s} = 0,52727 - 0,05347 \cdot H_{med} + 2,75737 \cdot Q_{med-s}$

$$Q_{10-s} = 6,59722 \cdot Ab^{0,010771} \cdot Q_{med-s}^{0,912801}$$

$$Q_{91-s} = 1,11364 \cdot Ab^{0,012334} \cdot Q_{med-s}^{0,971628}$$

$$Q_{18-s} = 0,20538 \cdot Ab^{0,046730} \cdot Q_{med-s}^{1,191391}$$

$$Q_{274-s} = 0,01970 \cdot Ab^{0,077859} \cdot Q_{med-s}^{1,570269}$$

$$Q_{355-s} = 0,00024 \cdot Ab^{0,116629} \cdot Q_{med-s}^{2,455435}$$

Per l'asta fluviale del Po a valle della confluenza con il Pellice, le portate specifiche [L/s/km²] medie mensili e di durate caratteristiche si ottengono con le seguenti relazioni:

gennaio	$Q_{m-s} = 17,21612 - 0,01128 \cdot H_{med} + 0,39172 \cdot Q_{med-s}$
febbraio	$Q_{m-s} = 18,96143 - 0,01463 \cdot H_{med} + 0,47772 \cdot Q_{med-s}$
marzo	$Q_{m-s} = 2,75092 - 0,00076 \cdot H_{med} + 0,90612 \cdot Q_{med-s}$
aprile	$Q_{m-s} = 0,83206 + 0,01039 \cdot H_{med} + 0,58833 \cdot Q_{med-s}$
maggio	$Q_{m-s} = -47,1994 + 0,06614 \cdot H_{med} + 0,90269 \cdot Q_{med-s}$
giugno	$Q_{m-s} = -41,2076 + 0,04156 \cdot H_{med} + 1,56283 \cdot Q_{med-s}$
luglio	$Q_{m-s} = -8,82208 - 0,00822 \cdot H_{med} + 1,57414 \cdot Q_{med-s}$
agosto	$Q_{m-s} = 6,72423 - 0,01889 \cdot H_{med} + 1,08984 \cdot Q_{med-s}$
settembre	$Q_{m-s} = 8,53122 - 0,01647 \cdot H_{med} + 1,12150 \cdot Q_{med-s}$
ottobre	$Q_{m-s} = -2,41062 - 0,00121 \cdot H_{med} + 1,23868 \cdot Q_{med-s}$
novembre	$Q_{m-s} = 19,82724 - 0,02626 \cdot H_{med} + 1,50633 \cdot Q_{med-s}$
dicembre	$Q_{m-s} = 27,99917 - 0,02060 \cdot H_{med} + 0,47398 \cdot Q_{med-s}$

$$Q_{10-s} = 4,23078 \cdot S^{-0,107532} \cdot Q_{med-s}^{1,234077}$$

$$Q_{91-s} = 0,90630 \cdot S^{0,005506} \cdot Q_{med-s}^{1,072750}$$

$$Q_{182-s} = 0,82250 \cdot S^{0,086822} \cdot Q_{med-s}^{0,693130}$$

$$Q_{274-S} = 0,45221 \cdot S^{0,093306} \cdot Q_{med-s}^{0,757242}$$

$$Q_{355-S} = 0,08536 \cdot S^{0,096216} \cdot Q_{med-s}^{2,455435}$$

Le stesse formule si possono applicare considerando, quale afflusso meteorico annuo, quelli relativi agli anni pluviometrici abbondante (AF0,2) e scarso (AF=0,8). Sulla base degli stessi valori dell'altitudine mediana e della superficie del bacino sotteso, si ottengono i parametri idrologici riferiti ai valori delle portate medie annua e mensili e di durata caratteristica caratterizzati dalle frequenze di superamento pari rispettivamente al 20 % e all'80 %.

Tenuto conto che l'analisi idrologica costituisce un aspetto fondamentale della relazione tecnica allegata alla richiesta di concessione, è necessario curare al meglio l'attendibilità dei dati di sintesi che si ottengono dalle metodologie per la caratterizzazione idrologica della sezione ove si prevede l'opera di presa e del tratto fluviale sotteso dalla derivazione. Risulta quindi utile esprimere alcune considerazioni circa l'attendibilità dei dati che risultano dall'applicazione del metodo SIMPO. Tale metodo deriva dall'elaborazione complessa dei dati idrologici rilevati alle stazioni idrometriche che hanno operato nel bacino del Po. Sono quindi risultate le formule succitate. È importante considerare che, in generale, i modelli ricavati per aree molto vaste presentano problemi di varia natura nelle applicazioni su porzioni territoriali più limitate.

SIMPO permette di determinare la portata media annua specifica di durata pari a 355 giorni (Q_{355-s}) mediante una formula nella quale compare il termine Q_{med-s} (portata specifica media annua), a sua volta determinata mediante una specifica formula (1) valida per l'intero bacino del Po. Dal confronto dei valori determinati con le suddette formule con quelli ottenuti tramite misure presso quelle sezioni sul reticolo idrografico ove hanno funzionato stazioni idrometriche per periodi di osservazione significativi, si è osservato che il metodo SIMPO tende a sovrastimare la Q_{355-s} nei bacini caratterizzati da elevate potenzialità idriche.

L'inserimento nella formula (1) di un elevato valore di afflusso meteorico annuo " A_{med} " (oppure "AF0,2" o "AF0,8" per gli anni abbondante e scarso) porta, come atteso, ad una portata specifica annua (Q_{med-s}) elevata. Ma ciò non significa che debbano essere proporzionalmente elevate anche le portate di magra (Q_{355-s}), come l'applicazione della relativa formula lascia intendere. Infatti nelle aree caratterizzate da elevate precipitazioni l'apporto di acque meteoriche avviene, nella maggior parte dei casi, nelle situazioni meteorologiche responsabili delle piogge nell'intero bacino del Po. In tali aree piove di più quando, più o meno, piove in tutto il bacino, ma nei periodi di scarse precipitazioni (solitamente nell'inverno, anche per più mesi consecutivi e talora anche in estate), responsabili delle situazioni di magra, i diversi bacini, indipendentemente dalla loro collocazione geografica regionale, dal punto di vista idrologico, si comportano in modo analogo; o meglio i deflussi sono condizionati soprattutto dai fattori geomorfologici, pedologici e vegetazionali in modo sicuramente diverso a seconda dei bacini, ma in modo simile per quanto riguarda gli afflussi meteorici, in quanto, quasi sempre, scarsi o praticamente nulli in tutto il bacino del Po nelle situazioni meteorologiche siccitose. Nella porzione del bacino del Po alimentato dalla fascia appenninica avviene il contrario: il metodo SIMPO tende ad una sottostima della Q_{355-s} , anche se l'errore è più contenuto.

In sintesi, pur riconoscendo la validità del metodo SIMPO, il più utilizzato e collaudato nel bacino del Po, occorre comunque trattare i dati che si ottengono dall'applicazione delle formule con una certa cautela. L'esperienza dimostra che l'applicazione della formula per il calcolo della portata media annua (Q_{med}) porta a valori molto attendibili; d'altra parte è il parametro idrologico più facile da determinare. Maggiore attenzione (e cautela) occorre per le portate mensili e soprattutto per quelle di durata caratteristica, in particolare per la Q_{355} , cioè la portata di magra, quella corrispondente alla situazione idrologica più "delicata" per l'ecosistema fluviale.

4.3 - Regimi idrologici

Nel bacino del Po i corsi d'acqua sono numerosi e salvo poche eccezioni, relativamente brevi, dalle origini spesso in fasce altimetriche elevate, alle foci in pianura, che raggiungono con ripidi percorsi. Le caratteristiche dei corsi d'acqua sono molto variabili in funzione delle dimensioni dei bacini e dei loro climi. Se l'altitudine mediana di un bacino è bassa, la maggior parte dell'acqua meteorica è costituita da piogge: le portate sono soprattutto influenzate da questo tipo di precipitazioni. Se il bacino è impostato in montagna, per l'abbondanza di precipitazioni nevose, il regime idrologico è influenzato dalle modalità di accumulo e di scioglimento delle nevi e dei ghiacci.

La rappresentazione della portata di un corso d'acqua presso una data sezione attraverso l'altezza della lama d'acqua uniformemente distribuita sul bacino sotteso (**deflusso; D**) permette un migliore confronto con la

quantità d'acqua che giunge, con le precipitazioni (**afflusso; A**), sul bacino stesso: afflussi e deflussi sono quantificati con la stessa unità di misura [mm]. È pertanto possibile definire e confrontare alcuni termini del bilancio idrologico di un bacino. La differenza $A - D$ è la quantità d'acqua che giunge con le precipitazioni sulla superficie del bacino, ma che non defluisce attraverso la sezione di chiusura del bacino stesso; essa costituisce le cosiddette “*perdite apparenti*”, cioè acqua “persa” per evapotraspirazione.

Nei bacini permeabili molta acqua viene “persa” anche per via sotterranea e quindi le perdite apparenti risultano superiori all'acqua che ritorna all'atmosfera per evapotraspirazione; oppure i deflussi potrebbero essere alimentati anche da acque sotterranee provenienti dai bacini limitrofi e quindi tali perdite potrebbero risultare inferiori ai processi evapotraspirativi; sono situazioni rare nel bacino occidentale del Po. Nei bacini con estese superfici glaciali (Alpi Nord-occidentali) le cose si complicano; durante le fasi di ritiro dei ghiacci, molta acqua accumulata decenni o secoli prima, per effetto dell'ablazione, alimenta i deflussi facendo diminuire le perdite apparenti, tanto che, in alcuni casi, il coefficiente di deflusso medio annuo (D/A) risulta superiore ad 1 (es. alto Toce in Val d'Ossola e Rutor in Valle d'Aosta).

La sintesi del bilancio idrologico di un corso d'acqua è data dall'esame del rapporto fra deflussi (D) e afflussi (A). Il rapporto D/A , per una determinata sezione, di cui è tributario un certo bacino, rappresentativo di un determinato periodo di osservazione, su scala di tempo mensile o annua, è detto **coefficiente di deflusso**. In base ad esso i bacini idrologici italiani sono stati classificati nel modo seguente (PALLUCCHINI, 1934; DESIO, 1973):

- bacini alpini con $D/A > 0,70$ (costituiscono la maggior parte dei tributari di sinistra del Po);
- bacini dell'Appennino settentrionale e centrale, versante ligure padano e adriatico con $D/A = 0,50 \div 0,70$ (fanno parte di questa categoria anche i corsi d'acqua che, nel bacino del Po, sono alimentati da bacini interamente impostati in collina e/o in pianura);
- bacini dell'Appennino centrale, versante tirrenico, dell'Appennino meridionale e delle isole con $D/A = 0,30 \div 0,40$ (poco frequenti nel bacino del Po).

I corsi d'acqua sono classificati in funzione delle caratteristiche idrologiche. I criteri sono essenzialmente:

- *permanenza dell'acqua* (*permanenti*: con acqua sempre presente in alveo; *semipermanenti e temporanei*: con l'acqua presente in alveo rispettivamente per oltre e meno di metà anno);
- *regime idrologico* (*nivoglaciale, nivopluviale e pluviale* a seconda dei regimi degli afflussi e deflussi; i regimi pluviali sono ulteriormente divisi in funzione della classificazione dei regimi pluviometrici);
- *coefficiente di deflusso* (a seconda del valore medio annuo D/A).

Sulla base di tali criteri, nell'ambito del progetto della “*Banca Dati delle Zone Umide*” della Regione Piemonte (DE BIAGGI *et al.*, 1987; C.R.E.S.T., 1988; BOANO *et al.*, 2002), è stata proposta una classificazione degli ambienti acquatici che, relativamente ai corsi d'acqua permanenti, prevede le seguenti categorie:

- 103101 - *acque correnti a regime nivoglaciale permanenti*;
- 103201 - *acque correnti a regime nivopluviale permanenti*;
- 103311 - *acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo occidentale permanenti*;
- 103321 - *acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo padano permanenti*;
- 103331 - *acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo appenninico permanenti*;
- 103341 - *acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo alpino permanenti*.

Il regime idrologico è uno dei più importanti parametri, condizionato dalle caratteristiche climatiche, geomorfologiche e ambientali del bacino (tipologia dei suoli, copertura vegetale, usi delle risorse idriche,...). La “forma” del grafico dell'andamento delle portate nell'anno è la sintesi di tutte le componenti succitate. L'aspetto che più interessa le cenosi acquatiche è l'entità dei minimi idrologici; i problemi emergono durante le magre, spesso anche indipendentemente dagli usi umani dell'acqua; frequentemente le scarse portate costituiscono situazioni di stress idrologico. In base a tali considerazioni, FORNERIS *et al.* (2005) hanno proposto uno schema valido per il bacino del Po:

- nivoglaciale con massimo principale estivo;
- nivopluviale con minimo secondario tardo estivo;
- pluviale sublitoraneo con minimo principale estivo ($Q_{355-s} > 2 \text{ L/s/km}^2$);
- pluviale sublitoraneo con minimo principale estivo molto scarso ($Q_{355-s} \leq 2 \text{ L/s/km}^2$).

Tale schema tiene conto del fatto che per i regimi nivopluviali ed ancor più per quelli nivoglaciali, la tipologia del regime pluviometrico è meno rilevante rispetto a quanto accade per i regimi pluviali; ciò che conta è la

notevole disponibilità idrica estiva che distingue i nivoglaciali dai nivopluviali; entrambi con minimo principale netto nell'inverno. Nei regimi pluviali si ha una sorta di parallelismo con l'andamento pluviometrico, ma il minimo principale cade sempre in estate, anche quando quello pluviometrico è invernale, a causa dei notevoli processi evapotraspirativi che, nella stagione calda, sottraggono acqua ai deflussi. Conviene pertanto mettere in evidenza l'entità delle magre estive. I regimi idrologici condizionati da quelli pluviometrici con minimo principale invernale presentano magre estive meno pronunciate; quelli condizionati da regimi pluviometrici con minimo principale estivo presentano portate di magra decisamente inferiori, in quanto alla scarsità delle piogge si aggiungono le perdite apparenti dovute all'evapotraspirazione. Pertanto adeguando lo schema succitato al territorio molto più vasto dell'insieme dei Distretti padano-veneto e toscolaziale (**fig. 1**), vale il seguente schema:

- RIng** - **Regime Idrologico nivoglaciale**; con unico minimo invernale (gennaio - febbraio) e unico massimo estivo (giugno - luglio) fortemente condizionato dal regime termico responsabile dell'ablazione dei ghiacci nelle fasce altimetriche superiori del bacino (> LCsp in **tab. 1**); presente in tutta l'area Z1, in particolare nelle testate dei bacini;
- RInp** - **Regime Idrologico nivopluviale**; il regime dei deflussi risponde a quello degli afflussi, ma con i primi che si mantengono elevati anche all'inizio dell'estate, fino a superare le quantità di acqua meteorica per il contributo delle nevi accumulate nell'inverno; tale effetto perdura tanto più a lungo (anche fino a tarda estate) tanto più elevate sono le fasce altimetriche superiori (almeno per > LC0y in **tab.1**); presente in tutta l'area Z1, esclusivamente nelle testate dei più elevati bacini della Z2.1 (soprattutto nella sua porzione più occidentale) e delle Z2.2 e Z3 (soprattutto intorno al massiccio del Gran Sasso);
- RIpc** - **Regime Idrologico pluviale continentale**; il regime idrologico segue un andamento parallelo a quello delle precipitazioni di tipo continentale; pertanto con un minimo principale invernale, e con minimo secondario estivo piuttosto elevato; caratterizza soprattutto la Z1.3, in particolare a valle dei regimi RIng e RInp quando presenti e soprattutto nell'area di pianura;
- RIpe/1** - **Regime Idrologico pluviale con minimo estivo**; regime idrologico condizionato da quello pluviometrico sublitoraneo (RPps); la minima portata specifica estiva difficilmente è inferiore a 2 L/s/km²; interessa le aree di bassa altitudine della Z1, soprattutto nelle aree occidentale (Z1.1) e centrale (Z1.2); è anche presente nella fascia montana superiore (soprattutto occidentale) della Z2.1 e nella zona del massiccio del Gran Sasso;
- RIpe/2** - **Regime Idrologico pluviale con forte minimo estivo**; regime idrologico condizionato da quelli pluviometrici appenninici (RPap ed RPac); la minima specifica estiva è inferiore a 2 L/s/km² (ed anche meno nei bacini piccoli e medi con scarso sviluppo delle fasce altimetriche superiori); interessa la fascia pedemontana e di pianura delle Z2 e Z3.

4.4 - Limiti nel calcolo dei volumi idrici disponibili

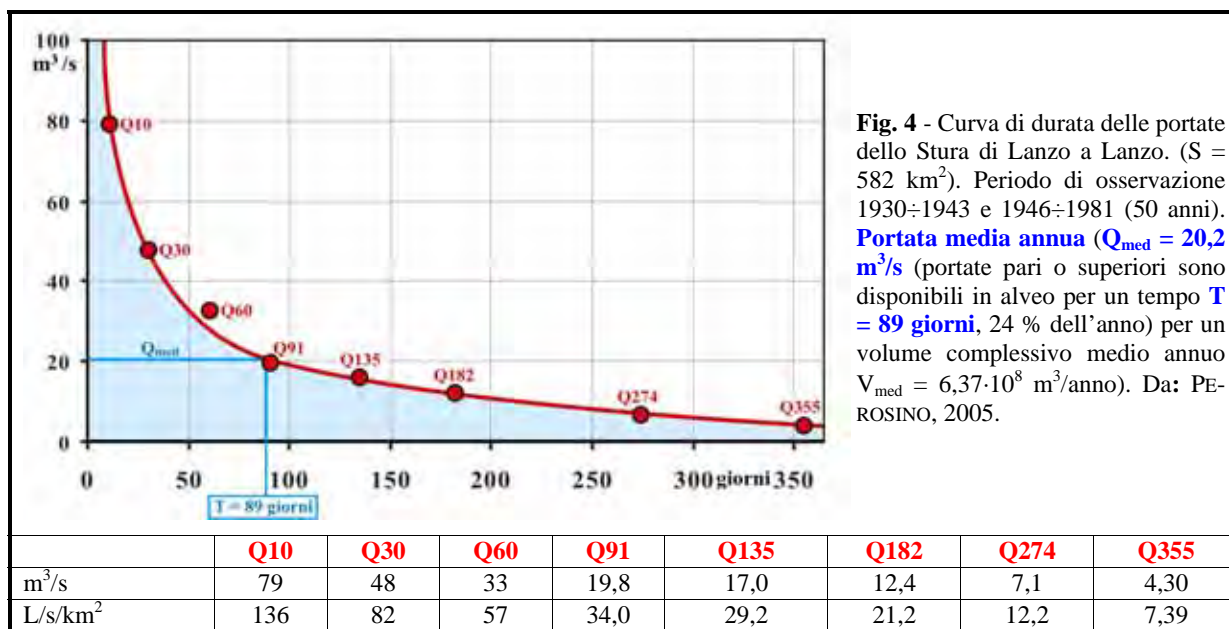
Un aspetto fondamentale relativamente alla progettazione di un impianto di derivazione idrica è dato dalla determinazione del volume totale medio annuo " V_{med} " [m³/anno] della risorsa disponibile nelle condizioni idrologiche medie e negli anni idrologici abbondante e scarso. Esso è un riferimento importante per valutare le frazioni della disponibilità idrica utilizzabile, di quella da destinare alla tutela del corso d'acqua e di quella eccedente nelle fasi idrologiche di piena o prossime ad esse. La determinazione di " V_{med} " si ottiene da una semplice procedura matematica con il valore della portata media annua o con metodo grafico con utilizzo della curva di durata della portata. La portata media annua (Q_{med}), proprio perché, per definizione, è la media dei 365 valori giornalieri/anno¹⁰ su un determinato periodo di osservazione, è alla base del calcolo del volume totale medio di acqua che defluisce in un anno ($t = 31.536.000$ secondi), cioè il prodotto " $Q_{med} \cdot t$ ". Analogo ragionamento può essere effettuato per gli anni idrologici abbondante e scarso.

Il volume medio annuo si può ricavare anche dalla curva di durata delle portate, valutando l'area compresa tra gli assi e la curva stessa; il valore che si ottiene dovrebbe essere uguale a quello ricavato dalla portata media

¹⁰ La portata giornaliera è rappresentativa del volume d'acqua che defluisce nell'intervallo di 24 ore. Con idrometrografo si ottiene un diagramma sull'andamento della portata nell'intervallo di 24 ore, con valori espressi in L/s in ordinata ed in secondi in ascissa. Il suo integrale (l'area compresa tra il grafico e l'asse delle ascisse) rappresenta il volume totale defluito attraverso la sezione di misura. Il rapporto tra tale valore e il numero di secondi compresi nelle 24 ore definisce l'altezza di un rettangolo di uguale area, cioè la portata media giornaliera.

annua. Inoltre la curva di durata può essere divisa in porzioni caratteristiche di intervalli inferiori all'anno; in tal modo si possono ricavare informazioni sulle durate minori per date disponibilità di volumi d'acqua. Tuttavia mentre il volume ottenuto dalla portata media annua è risultato di un calcolo aritmetico ($Q_{med} \cdot t$), quello che si ottiene dalla curva di durata richiede una procedura più complessa che comporta problemi ed errori. Non si può ricorrere ad un metodo matematico, in quanto la curva viene disegnata manualmente facendola intersecare con i punti dati dai valori delle portate di durate caratteristiche (solitamente per 10, 91, 182, 274 e 355 giorni). Non ci sono alternative in quanto la curva di durata non è assimilabile ad una equazione nota; altrimenti si potrebbe procedere all'integrale dell'equazione stessa.

Un limite di tale rappresentazione è dato dall'assenza del valore corrispondente a 365 giorni; pertanto l'intervallo di 10 giorni $355 \div 365$ rappresenta un volume d'acqua stimato in funzione dell'esecuzione grafica della curva; ciò tuttavia rappresenta, rispetto al volume annuo, una carenza limitata, sia per la brevità dell'intervallo temporale, sia per l'esiguità della portata. Ma il limite principale è dato dall'intervallo, pure di 10 giorni, relativo alle portate più elevate, dove la curva assume andamento quasi verticale, con una pendenza che, sul grafico, ha valore puramente indicativo. Non è possibile ricavare il volume in quell'intervallo temporale; esso interessa un breve periodo (10 giorni costituiscono una frazione pari a meno del 3 % dell'anno intero), ma è interessato da portate molto elevate. Si tratta di un limite importante. È vero che il totale medio annuo è determinabile con buona attendibilità ($Q_{med} \cdot t$), ma è altrettanto vero che ancora più utile è conoscere i volumi d'acqua disponibili per intervalli inferiori all'anno, al fine di valutare, per esempio, i "tempi" di funzionalità di un impianto idroelettrico (producibilità in funzione dei volumi derivabili) e gli intervalli caratterizzati da volumi ridotti concessi al corso d'acqua a valle dell'opera di presa, ma diventa indispensabile la buona interpretazione della curva di durata delle portate che purtroppo "soffre" dei difetti succitati. Il problema è superabile valutando, con metodo grafico, sul diagramma della curva di durata, i diversi volumi corrispondenti alle durate che interessano nell'intervallo $10 \div 365$ giorni¹¹. Il volume relativo alla disponibilità idrica di durata 10 giorni può quindi essere valutato per differenza tra quello complessivo annuo dato dal prodotto " $Q_{med} \cdot t$ " ed il volume " $Q_{10=365}$ " ottenuto graficamente.



Quale esempio si propone la curva di durata delle portate dello Stura di Lanzo a Lanzo (**fig. 4**). La portata più elevata (Q_{10}) è pari a $79 \text{ m}^3/\text{s}$; quindi risulta una evidente pendenza che porta a valori decisamente inferiori con la Q_{30} pari $48 \text{ m}^3/\text{s}$, fino alla $Q_{91} = 33 \text{ m}^3/\text{s}$. Si osserva una riduzione graduale con $Q_{182} = 12,4 \text{ m}^3/\text{s}$, fino alla $Q_{355} = 4,3 \text{ m}^3/\text{s}$. Dal grafico non è possibile capire cosa accade per durate inferiori a 10 giorni, ma solamente si intuiscono valori anche superiori a $100 \text{ m}^3/\text{s}$, quindi piuttosto elevati e che comportano grandi

¹¹ Per il calcolo del volume relativo all'intervallo $355 \div 365$ si considera la Q_{355} , in quanto la curva tende, verso i valori minimi del diagramma, ad "appiattirsi", assumendo andamento parallelo alle ascisse. L'errore è minimo in quanto è un dato ottenuto dal prodotto di una portata esigua per un limitato numero di giorni. Per esempio, per lo Stura di Lanzo a Lanzo (**fig. 4**), il volume medio di quell'intervallo è circa lo 0,6 % di quello relativo all'anno intero.

volumi d'acqua, anche se per pochi giorni. Il volume totale medio annuo ($Q_{med} \cdot t$) è pari a $V_{med} = 6,37 \cdot 10^8$ m³/anno, mentre quello complessivo valutato graficamente per durata superiore a 10 giorni è pari a $V_{10=365} = 5,30 \cdot 10^8$ m³/anno. La differenza tra i due valori è pari a $1,07 \cdot 10^8$ m³/anno. Ciò significa che in 10 giorni (meno del 3 % dell'anno), attraverso la sezione di Lanzo, transita un volume pari a quasi il 17 % dell'intera risorsa idrica media annua.

4.5 - Limiti nella caratterizzazione dell'anno idrologico scarso

Come già sottolineato, per un'analisi corretta sarebbe necessario disporre di misure idrometriche continue per un periodo di osservazione significativo (almeno 25 ÷ 30 anni). In tal modo si utilizzerebbero valori di portate annue le cui entità potrebbero essere correlate con la frequenza mediante semplici modelli matematici. Tuttavia, in assenza di dati ottenuti da misure dirette (come purtroppo quasi sempre accade), è necessario ricorrere a metodologie di regionalizzazione (tra le quali quella più "convincente" è il metodo SIMPO) sulla base del valore degli afflussi meteorici annuo abbondante (AF0,2) e scarso (AF0,8). Si ritiene ora necessario esprimere alcune valutazioni sulla caratterizzazione idrologica dell'anno scarso, dato che esso rappresenta una situazione di possibile stress ambientale per un corso d'acqua soggetto ad alterazioni del regime idrologico e quindi da considerare con particolare attenzione, ma considerazioni analoghe, sotto il profilo metodologico, valgono anche per l'anno abbondante.

Si potrebbe affermare che basterebbe applicare i coefficienti di deflusso ottenuti dalla caratterizzazione idrologica media sul valore AF0,8. In fondo il rapporto D/A dipende essenzialmente dalle caratteristiche fisiogeografiche del bacino e quindi è più o meno costante. Ma la situazione è ben diversa. Riprendendo l'esempio succitato del Bacino dello Stura di Lanzo a Lanzo (582 km²) la portata media annua del periodo di osservazione di 50 anni è pari a 20,2 m³/s, con D/A = 0,82 (PEROSINO, 2005), come è tipico dei regimi nivopluviali; l'anno più abbondante è stato il 1977, con portata di 39,7 m³/s (quasi il doppio della media del periodo di osservazione) e con D/A = 0,96 (valori prossimi ad 1 sono tipici dei regimi nivoglaciali). L'anno più scarso è stato il 1970, con portata di 10,5 m³/s (la metà rispetto all'anno idrologico medio) e con D/A = 0,60 (tipico dei regimi pluviali). Ragionamenti analoghi si possono dedurre dall'esame dei dati idrometrici di altre stazioni.

Il coefficiente di deflusso si modifica in funzione delle vicende idrometeorologiche che si vengono a determinare nei diversi anni, con valori significativamente diversi. In generale si può affermare che negli anni più asciutti fa anche più caldo e ciò comporta più cospicui fenomeni di evapotraspirazione. Quindi non soltanto le portate sono minori perché piove di meno, ma anche perché una maggiore percentuale di acqua ritorna all'atmosfera senza alimentare i deflussi. Quanto espresso è importante ai fini della caratterizzazione idrologica di una determinata sezione fluviale per l'anno idrologico scarso, in quanto la semplice applicazione dei coefficienti di deflusso ottenuti per l'anno idrologico medio sull'anno pluviometrico scarso non è sufficiente, pena una evidente sovrastima dei deflussi.

Il coefficiente di deflusso medio annuo (**D/A**) è una grandezza adimensionale data dal rapporto tra i valori medi annui dei deflussi (**D**) e degli afflussi (**A**), entrambi espressi in [mm]:

$$D/A = \frac{D}{A} \quad (2)$$

Il valore "D" [mm] può anche essere espresso in funzione della portata media annua specifica "**Q_{med-s}**" [L/s/km²] mediante la relazione¹²:

$$D = 31,536 \cdot Q_{med-s} \quad (3)$$

Pertanto la (2) diventa:

$$D/A = \frac{D}{A} = \frac{31,536 \cdot Q_{med-s}}{A} \quad (4)$$

¹² Le procedure per il calcolo del deflusso [mm] a partire dal valore della portata media specifica [L/s/km²] tengono conto del tempo [t] dell'anno o del mese. Il valore pari a 31,536, si utilizza per l'intervallo annuale ed è la sintesi della procedura di calcolo che permette di passare dalla portata specifica al deflusso [mm]. Le relazioni che legano le portate specifiche medie mensili (Q_{m-s}) con i relativi deflussi (D_m) sono simili, ma cambiano i coefficienti e precisamente 2,6784 per i mesi con 31 giorni, 2,5920 per quelli con 30 giorni e 2,4192 per febbraio con 28 giorni. Oppure si può considerare il valore 2,628 (1/12 del valore annuo) per tutti i mesi.

Ma la Q_{med-s} può essere, a sua volta, espressa secondo la relazione SIMPO (1), per cui la (4) diventa:

$$D/A = \frac{D}{A} = \frac{31,536 \cdot (-24,5694 + 0,0086 \cdot H_{med} + 0,03416 \cdot A)}{A} \quad (5)$$

Da cui, con semplici passaggi, si ottiene:

$$D/A = \frac{1}{A} \cdot (0,271 \cdot H_{med} - 774,821) + 1,077 \quad (6)$$

Risulta evidente, dall'espressione (6), che il coefficiente di deflusso dipende dall'altitudine mediana (H_{med}) del bacino sotteso alla sezione di interesse; d'altra parte è noto che il clima diventa più rigido con l'aumentare dell'altitudine e ciò comporta minori processi evapotraspirativi a vantaggio dell'alimentazione dei deflussi con le acque meteoriche. Ma il valore "D", per ciò che più interessa, dipende, anche da quello degli afflussi "A". Tale aspetto risulta in modo evidente se si esamina la relazione diretta $D = f(A)$ per uno stesso bacino; infatti nella relazione (6) il valore H_{med} è una costante e quindi diventa più facile l'esame della relazione tra coefficiente di deflusso annuo ed entità delle precipitazioni. A questo proposito conviene considerare ancora l'esempio dello Stura di Lanzo a Lanzo. Per il bacino sotteso a tale stazione è $H_{med} = 1.751$ m s.l.m. Inserendo tale valore nella (7) e semplificando si ottiene:

$$D/A = -\frac{300,300}{A} + 1,077 \quad (7)$$

Ponendo il valore $A = 1.330$ mm (rappresentativo dell'anno idrologico medio), si ottiene $D = 0,85$, molto simile a quello (0,82) valutato sulla base delle rilevazioni alle stazioni pluviometriche del bacino ed a quella idrometrica presso Lanzo. Se si considera un valore $A = 762$ mm (il valore dell'anno 1967, quello minimo riscontrato in 51 anni di osservazione) applicando la (7) si ottiene $D = 0,68$ relativamente superiore al valore succitato di 0,60, minimo rapporto annuale D/A riscontrato per la stessa stazione idrometrica.

Il modello SIMPO tiene quindi conto dei fattori che comportano una riduzione dei coefficienti di deflusso nelle situazioni meteorologiche caratterizzate da minori precipitazioni (esempio relativo allo Stura di Lanzo a Lanzo in **fig. 5**). Tuttavia sembra che tale procedura non valuti a sufficienza l'effetto dovuto all'incremento delle perdite apparenti negli anni meno piovosi. Il caso dello Stura di Lanzo è chiaramente esemplificativo, ma analoghi ragionamenti sono stati effettuati per il bacino dell'Orco (PEROSINO, 1997), del Cervo (PEROSINO, SCARPINATO, 1982) e del Mastallone (OLIVERO, 1977). **Risulta che la metodologia SIMPO tiene conto della diminuzione dei coefficienti di deflusso nelle situazioni di magra, ma determina comunque una loro sopravvalutazione intorno a al 5 ÷ 10 %.**

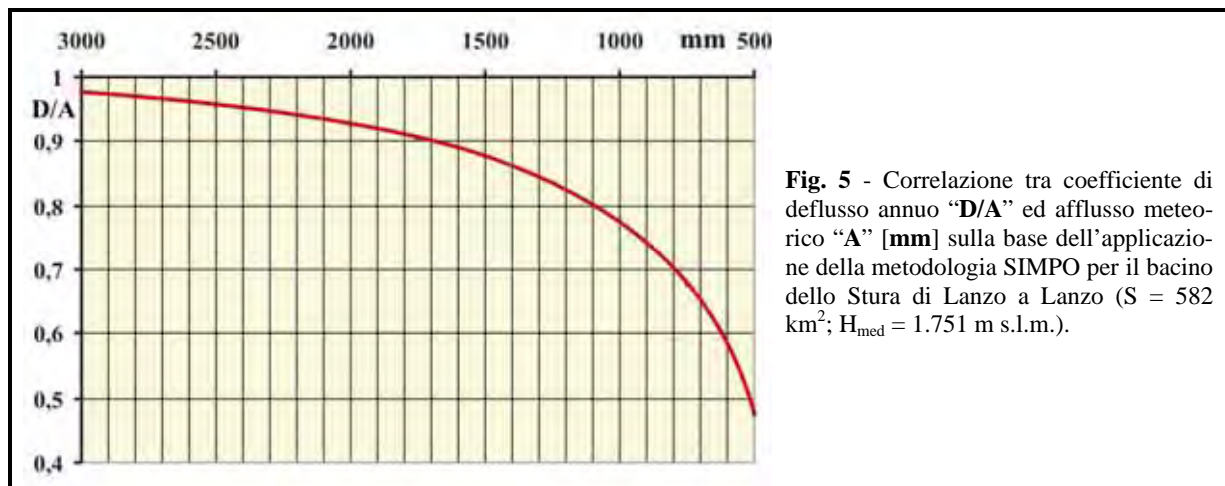


Fig. 5 - Correlazione tra coefficiente di deflusso annuo "D/A" ed afflusso meteorico "A" [mm] sulla base dell'applicazione della metodologia SIMPO per il bacino dello Stura di Lanzo a Lanzo ($S = 582$ km²; $H_{med} = 1.751$ m s.l.m.).

Il ragionamento sopra sviluppato si basa soprattutto sulla relazione piovosità/temperatura, ma entrano in gioco altri fattori che si sovrappongono o addirittura prevalgono. Molto dipende anche dalle modalità con le quali si manifestano le precipitazioni e non solo dalla quantità. Le precipitazioni, per dar luogo a deflussi, devono essere superiori ad almeno pochi millimetri; altrimenti l'acqua verrebbe assorbita dal terreno e non più disponibile al ruscellamento; essa potrebbe poi evapotraspirare prima dell'apporto di piogge successive; se le precipitazioni fossero nell'anno frazionate in modo che ciascuna risulti di pochi millimetri, in teoria, non

avverrebbe deflusso. Potrebbe pertanto succedere che, in determinati anni, pur con piogge relativamente scarse, ma concentrate in brevi periodi, i coefficienti di deflusso potrebbero risultare più vicini ai valori tipici dell'anno medio. Non è detto che esista una relazione più o meno diretta e semplice tra afflussi e rapporto D/A. Pertanto rimane il dubbio di una sottostima delle risorse idriche disponibili negli anni idrologici scarsi, ma in mancanza di osservazioni idrometriche continue per periodi significativi, per capire di quanto i dati ottenuti dai modelli potrebbero discostarsi dalle situazioni reali, sarebbe necessario effettuare uno specifico studio sulle serie idrometriche disponibili, in modo da avere almeno un quadro generale delle fluttuazioni dei rapporti D/A.

4.6 - Portata media annua di durata pari a 182 giorni

Solitamente si ritiene la portata media annua specifica (Q_{med}) come il dato più utile per la caratterizzazione idrologica di un corso d'acqua. Sulla base della durata espressa in secondi dell'anno (t) si può facilmente ricavare il volume medio annuo ($V_{med} = Q_{med} \cdot t$) di risorsa idrica disponibile in natura. Tuttavia conviene ragionare sulla curva di durata delle portate e, ancora una volta, può tornare utile l'esempio dello Stura di Lanzo. In **fig. 4** si osserva che la portata media annua ($Q_{med} = 20,2 \text{ m}^3/\text{s}$) si colloca in corrispondenza di una durata pari a 89 giorni. Ciò significa che la portata media annua non è quella più frequente nel corso d'acqua. Infatti, per circa 1/4 dell'anno risultano valori superiori e per oltre 3/4 le portate sono inferiori, anche in modo significativo. La portata media annua ($20,2 \text{ m}^3/\text{s}$) risulta oltre 1,6 volte quella di durata pari a 182 giorni ($12,4 \text{ m}^3/\text{s}$); per corsi d'acqua minori tale rapporto è anche notevolmente superiore, fino a valori prossimi o leggermente superiori a due. La notevole differenza tra i due valori deriva dal fatto che la media annua non è un parametro ben rappresentativo rispetto alla popolazione di dati giornalieri e ciò perché, sul calcolo della media, pochi valori molto elevati hanno maggiore influenza di molti dati anche considerevolmente inferiori.

Sotto il profilo biologico della valutazione dello stato dell'ecosistema fluviale è più utile, quale valore sintetico, la Q_{182} . Tale questione risulta più evidente soprattutto ai fini della determinazione della produttività biologica, fortemente condizionata dalle situazioni idriche dell'alveo bagnato, in funzione di alcuni parametri idraulici fondamentali, quali, per esempio la superficie e il battente idrico. Naturalmente importante risulta anche l'analisi della curva di durata delle portate, al fine di ottenere un quadro più completo delle condizioni idrologiche ed idrauliche in relazione agli intervalli temporali durante i quali esse si manifestano.

4.7 - La validazione dell'analisi idrologica

Sul reticolo idrografico piemontese hanno operato alcune stazioni idrometriche per periodi di osservazione che, in alcuni casi, sono anche di alcuni decenni. Tuttavia raramente si hanno a disposizione dati idrometrici rilevati presso stazioni di misura con bacino sotteso sovrapponibile, in parte significativa, con quello sotteso alla sezione in studio ove è prevista l'opera di presa del progetto di impianto di derivazione/ritenzione idrica in esame; più spesso, si procede con l'applicazione di modelli idrologici. In tali situazioni si forniscono dati di sintesi che, essendo il risultato dell'applicazione di modelli che rappresentano fenomeni complessi mediante pochi parametri morfometrici e climatici, non sono certamente paragonabili, per significatività, a quelli ottenibili mediante elaborazione di dati ottenuti da misure dirette. Di conseguenza, in occasione delle istruttorie relative alla valutazione di progetti di nuove impianti di derivazioni/ritenzioni idriche, spesso viene richiesto di "validare" i risultati di elaborazione ottenuti da tali modelli con dati di portate effettive. Ma ciò pone diversi problemi.

Un determinato anno idrologico è rappresentato dalla serie di 365 portate medie giornaliere, alle quali si aggiungono due ulteriori dati: le portate massima e minima assolute istantanee. La prima è generalmente molto superiore al dato più elevato dei 365 valori, mentre la seconda è pari o leggermente inferiore al dato minimo dei 365 valori. In ogni caso vale il seguente concetto: *la caratterizzazione idrologica di una qualunque sezione su un corso d'acqua è fondata sull'elaborazione statistica di un insieme di dati costituiti dalle portate medie giornaliere*. Ciò vale sia nei casi fortunati in cui si dispone di misure effettuate presso una vicina stazione idrometrica, sia in quelli di utilizzo di modelli idrologici.

La portata giornaliera rappresenta il volume d'acqua che defluisce nell'intervallo di 24 ore; la portata, in quello stesso intervallo non è costante, ma può cambiare, anche in misura sensibile: quella misurata in un certo istante non coincide con quella media giornaliera. Solo nelle situazioni idrologiche di magra una portata istantanea è pari o molto simile a quella giornaliera. In altre condizioni essa cambia a seconda della situazione idrometeorologica, del regime termico, delle condizioni di innervamento del bacino, della stagione, delle dimensioni del bacino, della sua forma, della distribuzione delle fasce altimetriche,...

In un corso d'acqua alimentato da un piccolo bacino e caratterizzato da brevi tempi di corrivazione, la massima portata istantanea dell'intervallo di 24 ore, in conseguenza di precipitazioni a carattere di rovescio, può essere decine di volte superiore a quella minima. In tarda primavera la portata varia dalle prime ore del mattino al primo pomeriggio, in funzione dello scioglimento della neve accumulata nell'inverno. Vi sono altri fattori che determinano variazioni nell'arco delle 24 ore, a dimostrazione che **la portata misurata in un determinato istante (Qi) è un dato diverso dal valore di portata giornaliera (Qg) comunemente intesa (rappresentativa del volume d'acqua che defluisce alla sezione nell'intervallo di 24 ore).**

Affinché si possa procedere, ai fini della *validazione*, ad un confronto tra i dati di sintesi ottenuti dall'applicazione di modelli e quelli ottenuti da misure dirette, occorrerebbe effettuare tali misure in **continuo** nella sezione di presa per un periodo non inferiore ad un anno idrologico, al fine di ottenere valori del tipo "Qg". La misura "*in modo continuo*" significa la registrazione del livello idrometrico istante per istante nelle 24 ore presso la sezione in studio. Si ottengono quindi 365 valori di portate medie giornaliere (Qg). Ma questi dati non sono ancora confrontabili con quelli ottenuti dall'applicazione di formule di regionalizzazione. Occorre conoscere anche quelli relativi alle precipitazioni sul bacino sotteso alla sezione di interesse o afflussi meteorici (A).

L'analisi delle precipitazioni permette di ottenere valori di sintesi rappresentativi delle modalità ed intensità degli afflussi sul bacino nell'anno idrologico considerato. Dal confronto tra le portate, espresse come deflussi (D), e gli afflussi (A) si ricava il "comportamento idrologico" del bacino che viene "paragonato" alla caratterizzazione ottenuta con le formule di regionalizzazione per la validazione. Oppure dai dati di sintesi relativi agli stessi parametri (A e D), mediante modelli complessi, si ricavano i parametri fondamentali per la caratterizzazione idrologica della sezione in studio, ma si tratta comunque di sistemi ai quali si ricorre quando non si dispongono di alternative migliori; il livello di attendibilità di tali sistemi infatti è quasi sempre inferiore a quello relativo alle formule di regionalizzazione.

Si supponga dunque di aver ben caratterizzato il regime idrologico di un corso d'acqua per una data sezione sulla base delle osservazioni dirette condotte per un periodo di un anno mediante la misura in continuo della portata. Se si utilizzassero i dati di sintesi così acquisiti, non rappresentativi di un periodo di osservazione significativo, quindi diversamente da quanto raccomandato dalla letteratura idrologica, qualunque taratura o validazione potrebbe portare a sovrastime o sottostime della risorsa idrica e ciò per svariati motivi.

Il parametro fondamentale di confronto è il coefficiente di deflusso (D/A), il quale presenta una certa variabilità interannuale difficile da interpretare. Esso dipende dalle caratteristiche morfometriche, geologiche, pedologiche e dal tipo di copertura vegetale del bacino sotteso alla sezione in studio, più o meno costanti negli anni. Ma D/A dipende anche dalle vicende meteorologiche che determinano la distribuzione dei climi alle diverse fasce altimetriche. Il coefficiente di deflusso è tanto minore quanto più intensi sono i processi evapotraspirativi (le cosiddette "perdite apparenti" $A - D$ dei bacini impermeabili o prevalentemente impermeabili, come nella maggior parte dei casi nel bacino del Po). L'evapotraspirazione è evidente nei mesi estivi, con coefficienti di deflusso significativamente inferiori ad 1 anche nei bacini montani, mentre risulta prossima a zero nei mesi freddi (D/A prossimo ad 1).

Gli anni con abbondanti precipitazioni estive sono caratterizzati da una maggiore copertura nuvolosa e da temperature meno elevate e quindi da minori perdite apparenti. Il risultato è un incremento del D/A anche su scala annua (es. l'estate 2002). Gli anni con estati calde e asciutte (es. il 2003), oltre ad essere caratterizzate da un più accentuato esaurimento delle riserve idriche, presentano più cospicui processi di evapotraspirativi e minori coefficienti di deflusso.

Inoltre occorre considerare gli eventi di piena più intensi; sono situazioni con grandi volumi d'acqua in gioco, in brevi intervalli di tempo, ma costituenti frazioni considerevoli rispetto ai totali annui. Quasi tutta l'acqua delle precipitazioni viene convertita in deflusso. Negli anni con frequenti e/o intensi fenomeni di piena il D/A è maggiore rispetto a quelli nei quali tali fenomeni sono scarsi o quasi inesistenti. Il parametro D/A rappresentativo di un anno è la "storia idrologica" unicamente di quell'anno, quindi da considerare con estrema cautela per la caratterizzazione media (o per la taratura o validazione) di una qualunque sezione in studio.

La misura "in continuo" delle portate presso una determinata sezione per un anno permette di valutare il volume totale di deflusso che ha attraversato quella sezione nell'intervallo di 365 giorni consecutivi. Esso dipende da quello delle precipitazioni sul bacino nello stesso intervallo temporale, ma non esclusivamente. All'inizio dell'intervallo temporale di osservazioni il bacino restituisce ancora acqua derivante dalle precipitazioni del periodo precedente ed una parte delle acque delle precipitazioni della fine dello stesso

intervallo vengono “cedute” come deflussi nel periodo seguente. Ciò comporta un errore nella valutazione del rapporto D/A che introduce un ulteriore problema quando si intende utilizzare tale valore ai fini della validazione. Questo errore diminuisce di importanza per periodi di osservazione più lunghi, fino quasi ad annullarsi per quelli di almeno 25 ÷ 30 anni (raccomandato per una corretta idrologia).

La caratterizzazione idrologica a livello di una determinata sezione permette di conoscere l'entità della risorsa idrica e le modalità con le quali essa si rende disponibile per l'uso e per la tutela. Per tale motivo è bene evitare, per quanto possibile, errori di valutazione, comunque tenendo conto che, in tali casi, è più conveniente il rischio di sottostime; infatti è molto meglio scoprire “dopo” che vi è più acqua da usare e più acqua nell'alveo per la tutela dell'ambiente che il contrario. A questo proposito bastano due esempi eclatanti. Se l'anno idrologico di osservazione fosse stato quello del 2002, ogni tipo di caratterizzazione idrologica basata su formule di regionalizzazione sarebbe risultata ampiamente sottostimata. Se, al contrario, l'anno idrologico fosse stato quello del 2003, si configurerebbe una forte sovrastima. Eppure si è trattato di due anni consecutivi.

Gli esempi sono innumerevoli. La variabilità interannuale, sinteticamente rappresentata dal rapporto D/A, è molto spiccata. Si è già avuto modo di descrivere le diverse situazioni idrologiche che si possono determinare sul bacino dello Stura di Lanzo considerato come esempio. Ma ciò vale per tutti i bacini. Per citare un altro esempio si può considerare la portata media annua del Mastallone a Ponte Folle (149 km²) risultata pari a $Q_{med} = 7,8 \text{ m}^3/\text{s}$ (rappresentativa di un intervallo di osservazione di 30 anni), con $D/A = 0,83$; l'anno più abbondante è stato il 1960, con portata annua di $12,7 \text{ m}^3/\text{s}$ (oltre il 60 % superiore alla media del periodo di osservazione) e con $D/A = 1,01$. L'anno più scarso è stato il 1952, con portata annua di $3,1 \text{ m}^3/\text{s}$ (decisamente meno della metà rispetto all'anno idrologico medio) e con $D/A = 0,60$. Il rapporto tra i succitati valori massimo e minimo assoluti è pari a 4,1 circa. D'altra parte la **fig. 5** mette bene in evidenza la notevole variabilità del coefficiente di deflusso medio annuo in funzione delle precipitazioni e proprio il rapporto D/A è lo strumento fondamentale delle procedure di validazione.

In sintesi, la validazione dei risultati ottenuti con l'utilizzo di formule di regionalizzazione mediante il confronto con i dati derivanti da misure condotte in modo continuo nella sezione di presa per un periodo non inferiore ad un anno idrologico va effettuata con estrema cautela, in quanto può, con alta probabilità, portare a risultati che potrebbero comportare anche forti sovrastime o sottostime della risorsa idrica disponibile in natura.

Occorre inoltre considerare le difficoltà inerenti le misure di portata. La sezione del corso d'acqua interessato dalle indagini deve possedere caratteri morfo - idraulici adatti per rilevazioni idrometriche, non sempre facili da rinvenire; talvolta occorre perlustrare tratti di alveo lunghi anche centinaia di metri prima di identificare una situazione adatta alla misura. Inoltre se le misure devono essere effettuate per un qualunque intervallo temporale (un anno idrologico di 365 giorni), occorre una perfetta stabilità della sezione: i parametri morfo - idraulici devono rimanere costanti durante tutto l'intervallo. Questo elemento complica non poco la scelta del sito adatto per le misure ed in molte situazioni tali condizioni non esistono. In qualche caso è possibile effettuare un intervento di sistemazione della sezione, sia per renderla adatta alle misure, sia per aumentarne la stabilità nel tempo. In ogni caso ciò non rappresenta alcuna sicurezza; può infatti verificarsi un evento di piena in grado di demolire il sistema di misure o di modificare la forma della sezione, rendendo inutili le misure effettuate in precedenza.

Dopo aver individuato una sezione in corrispondenza (o nei pressi) della sezione ove è prevista l'opera di presa e con i requisiti succitati, occorre effettuare misure di portate istantanee caratterizzate da valori diversi. Questi vengono messi a confronto con i parametri morfometrici della sezione fino ad individuare una relazione tra portata e battente idrico: “*scala dei deflussi*”, tanto più affidabile quanto più numerose sono le misure nelle condizioni idrologiche più diverse. Ciò significa almeno tre mesi di rilievi (da 5 a 10 per corsi d'acqua medi e piccoli), per situazioni idrometeorologiche sufficientemente diversificate; altrimenti il tempo di osservazione necessario per la taratura della sezione potrebbe risultare più lungo. Tale attività è fondamentale; infatti la funzione che lega portata e livello idrico permette di tarare lo strumento registratore che misura direttamente l'altezza del pelo libero dell'acqua alla sezione per ottenere la registrazione in continuo della portata stessa. Individuata la scala di deflussi e tarato lo strumento registratore, può avere inizio la misura vera e propria che comporta una attività di 12 mesi. Quindi occorrono i rilievi pluviometrici alle stazioni meteorologiche ed effettuare tutte le verifiche necessarie e le elaborazioni per redarre il rapporto idrologico. Si conclude quindi che sono necessari un tempo adeguato (quasi due anni) per produrre un elaborato tecnico esaustivo sulla caratterizzazione idrologica (validata) per una determinata sezione fluviale e costi non indifferenti, per ottenere risultati poco attendibili.

5 - DEFLUSSO MINIMO VITALE

L'autorità di Bacino del Fiume Po ha predisposto il testo riguardante i "criteri di regolazione delle portate in alveo - Allegato B" (Parma, 21/11/01) nell'ambito degli studi riguardanti le "azioni per la predisposizione di una normativa riguardante il minimo deflusso vitale negli alvei" (Progetto Speciale PS 2.5), in applicazione dell'art. 3 della Legge 183 del 18/01/89 (Piano Stralcio sul Deflusso Minimo Vitale). È risultata una proposta operativa recepita quindi dai Piani di Tutela delle Acque (PTA) redatti dalle regioni ai sensi del D. Lgs. 152/99; essa è una "formula" valida per l'intero bacino del Po e fondata su parametri morfometrici ed idrologici, ma tarata su valutazioni di carattere biologico ottenute dall'applicazione di metodi naturalistici su numerose stazioni rappresentative delle diverse situazioni idrologiche - ambientali riscontrabili sul reticolo idrografico che alimenta il fiume Po:

$$DMV = (K \cdot Q_{med-s} \cdot S) \cdot [M \cdot Z \cdot A \cdot T]$$

Dove: **K** è un parametro sperimentale determinato per singole aree idrografiche;

Q_{med-s} è la portata specifica media annua [L/s/km²];

S è la superficie del bacino sotteso alla sezione di interesse [km²];

M è il parametro morfologico;

Z è il massimo di tre parametri **N**, **F** e **Q** (naturalistico, di fruizione e di qualità delle acque);

A è il parametro relativo all'interazione tra acque superficiali e sotterranee;

T è il parametro relativo alla modulazione del DMV.

La formula prevede, tra parentesi tonde ($K \cdot Q_{med-s} \cdot S$), la parte idrologica del DMV, che porta a valori di portate di rilascio a garanzia degli ecosistemi fluviali che devono essere previsti per tutte le derivazioni idriche entro il 31/12/2008, data entro la quale è previsto il conseguimento dell'obiettivo SACA = sufficiente per tutto il reticolo idrografico (e comunque la conservazione della stessa qualità quando superiore) secondo quanto previsto dal D. Lgs 152/99 (e confermato dal D. Lgs 152/06). Gli altri parametri, tra parentesi quadre [$M \cdot Z \cdot A \cdot T$], vengono considerati successivamente e portano alla determinazione di valori definitivi del DMV (solitamente superiori) che dovranno essere applicati entro il 31/12/2016 secondo il D.Lgs 152/99 (anticipato al 22/12/2015 secondo il D. Lgs 152/06) ai fini del conseguimento dell'obiettivo di Stato Ecologico = buono per tutto il reticolo idrografico. In sintesi il DMV idrologico rappresenta la portata determinata sulla base dei soli parametri morfometrici ed idrologici, mentre gli altri parametri introducono fattori che considerano gli aspetti naturalistici - ambientali caratteristici dei singoli ecosistemi acquatici. Spetta alle Regioni, nell'ambito della redazione dei Piani di Tutela, individuare i corsi d'acqua o tratti di essi, su cui devono essere applicati i parametri M, A, Z e T ed assegnare i valori agli stessi.

- Il **parametro "K"** esprime la percentuale della portata media che deve essere considerata nel calcolo del DMV. Esso si ottiene mediante formule in funzione dei parametri "S" e "Q_{med-s}" e delle diverse aree idrologiche omogenee.
- I valori del **parametro M** sono generalmente compresi tra 0,7 e 1,3. Il valore minimo si riferisce generalmente ai corsi d'acqua montani dove il flusso idrico residuo è distribuito in alvei ristretti (ben confinati); quello massimo si riferisce generalmente ai corsi di pianura dove il flusso idrico residuo si disperde in ampi letti fluviali).
- I valori del **parametro N** sono uguali o maggiori di 1; i valori maggiori di 1 sono normalmente previsti per i corsi d'acqua compresi entro il territorio di parchi e riserve nazionali e regionali, compresi entro il territorio delle zone umide dichiarate di importanza internazionale ai sensi della Conferenza di Ramsar del 02/02/71 (recepita con D.P.R. 448 del 13/03/1976), compresi entro il territorio dei siti di importanza comunitaria e delle zone di protezione speciali, individuate ai sensi delle direttive 92/43/CEE "Conservazione degli habitat" e 79/409/CEE, di cui al Decreto del 03/04/2000 del Ministero dell'Ambiente (Supplemento Ordinario 65 del G.U. 95 del 22/04/2000). Sono inoltre considerati i corsi d'acqua di cui alla lettera d) dell'art. 10 del D.L. 152/99¹³ (confermato dal D. Lgs. 152/06).
- I valori del **parametro F** sono uguali o maggiori di 1; tratti di corsi d'acqua di maggior interesse per usi ricreativi quelli adatti alla pratica di sport acquatici, potenzialmente influenti sulle condizioni di rilascio delle portate; i valori sono definiti nell'ambito dei Piani di Tutela delle acque regionali.

¹³ Corsi d'acqua, ancorché non compresi nelle precedenti categorie, presentino in rilevante interesse scientifico, naturalistico, ambientale e produttivo in quanto costituenti habitat di specie animali o vegetali rare o in via di estinzione, ovvero in quanto sede di complessi ecosistemi acquatici meritevoli di conservazione o altresì di antiche e tradizionali forme di produzione ittica, che presentano un elevato grado di sostenibilità ecologica ed economica.

- I valori del **parametro Q** sono uguali o maggiori di 1; valori maggiori di 1 vanno previsti dove la riduzione dei carichi inquinanti e/o l'applicazione delle più efficaci tecniche di depurazione non siano sufficienti per il conseguimento degli obiettivi di qualità indicati dal D.L. 152/99 e quindi dal D. Lgs. 152/06.
- I valori del **parametro A** sono compresi tra 0,5 e 1,5; in genere si attribuiscono i valori inferiori a meno che si ritengano opportune particolari analisi relative all'interazione delle acque superficiali con quelle sotterranee soprattutto nelle situazioni caratterizzate da elevate permeabilità del substrato; infatti per alcuni corsi d'acqua (o per loro tratti) la permeabilità dell'alveo, in condizioni di falda depressa, è così accentuata che la portata di DMV risulta interamente dispersa; oppure il contributo della falda, immediatamente a valle dell'opera di presa è talmente elevato da garantire, in modo predominante, il mantenimento di una portata sufficiente per l'ecosistema fluviale.
- Il **parametro T** è considerato soprattutto per i rilasci a valle delle opere di ritenzione idrica, su tratti oggetto di applicazione dei parametri N, F, Q e per i prelievi più rilevanti. Le modalità operative di tale parametro sono definite dai Piani di Tutela delle Acque regionali. In genere si fa riferimento al rilascio "supplementare" della portata eccedente per una percentuale variabile in funzione delle regole gestionali previste dagli stessi PTA.

L'efficacia del DMV si valuta sulla base del valore di portata di rilascio che effettivamente è in grado di garantire la funzionalità del corso d'acqua nonostante i prelievi idrici. La determinazione di tale valore dovrebbe tenere conto del complesso dei fattori che regolano i processi dell'autodepurazione, delle condizioni che garantiscono il mantenimento delle strutture delle comunità acquatiche, del complicato gioco di interazioni tra le caratteristiche dell'ambiente fisico (l'insieme dei microbiotopi condizionati dal regime idrologico, dalla morfometria e dalla composizione litologica degli alvei) e le necessità degli organismi acquatici e ripari (compresi i macroinvertebrati ed i microrganismi, importanti nella catena di demolizione dei materiali organici), in funzione degli obiettivi relativi alla qualità delle acque, sia per gli usi umani (economici e ricreativi), sia per la tutela dei fiumi in quanto sistemi complessi (anche come valori paesaggistici), specchio della qualità ambientale dei bacini che li alimentano ed interagenti con il sistema delle falde circostanti.

È evidente che appare riduttivo condizionare il calcolo del DMV esclusivamente (o quasi o con semplicistici fattori correttivi) sull'idrologia, anche se risulta molto più comodo, in quanto ottenibile dall'uso di formule più o meno semplici. Sembrerebbe scorretto ritenere che un sistema molto complesso, come quello fluviale, possa essere rappresentato con una semplice formula, con la quale, dati pochi parametri, si ricava il valore cercato. Tale modo di procedere è stato quello che ha condizionato essenzialmente l'ampio dibattito tecnico - scientifico intorno ai modelli di determinazione del DMV.

La complessità di un problema porta all'elaborazione di numerose proposte di risoluzione, ad un ampio dibattito per confrontarle e quindi alla necessità di ulteriori studi di verifica e di approfondimento. Un esempio è il "*metodo del perimetro bagnato*" (COLLINGS, 1974; COCHNAUER, 1976) il quale, attraverso una serie di valutazioni sulle caratteristiche geometriche dell'alveo fluviale, considera con attenzione, anche la superficie dello specchio idrico, in quanto l'area dell'alveo bagnato è la sede dei principali processi biologici. Tuttavia tale metodologia costituisce ancora un approccio superficiale rispetto alla complessità dell'ecosistema fluviale.

Proposte successive sono state elaborate al fine di dare maggiore importanza ai fattori biologici, senza trascurare quelli idrologici e morfometrici (determinanti nel caratterizzare l'ambiente fisico), ma rovesciando il loro ruolo. In altri termini la definizione delle caratteristiche geometriche dell'alveo e del regime idrologico non vanno considerate come termini per il semplicistico calcolo diretto del DMV, ma come "strumenti" per valutare le condizioni dell'insieme dei microambienti che costituiscono l'alveo bagnato in funzione delle variazioni di portata; ma emergono altri problemi.

È impensabile, alla luce delle conoscenze attuali, ipotizzare un modello predittivo basato su tutte (o buona parte) le variabili biologiche ambientali di un ecosistema. Per risolvere tale questione si è ritenuto di procedere sulla base della scelta di una componente ambientale sensibile e di più facile valutazione, da utilizzare come "bersaglio" rappresentativo della cenosi acquatica. Ciò costituisce la base del metodo IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*), messo a punto negli U.S.A. (BOVEE, 1982) e successivamente oggetto di ricerche di verifica applicativa in Italia. Questo metodo è stato messo a punto dal *Istream Flow Group (IFG) U.S. Fish and Wildlife Service*, come strumento operativo per quantificare l'influenza della variazione del regime dei deflussi sulle condizioni ambientali (habitat) per la vita dei pesci (UBERTINI, 1997). Il "bersaglio" è la comunità ittica, o meglio alcune specie ritenute più sensibili. L'applicazione richiede la selezione di un tronco di corrente rappresentativo della morfologia del fiume nel quale rilevare le caratteristiche idrauliche in sezioni rappresentative di tratti con forme fluviali omogenee (*riffle, run, run-pool, pool*). Per questo l'IFIM è anche

conosciuto come “*metodo dei microhabitat*”. Sulla base delle curve delle preferenze delle specie ittiche “bersaglio” e della correlazione delle dimensioni dei microhabitat al variare della portata¹⁴, si giunge al valore di portata minima capace di garantire la funzionalità dell’ecosistema fluviale.

L’IFIM può essere considerata una metodologia esemplificativa di un sistema di analisi che considera l’ecosistema fluviale nel suo complesso (seppure privilegia l’analisi delle popolazioni ittiche di determinate specie “bersaglio”), nel tentativo di superare modelli eccessivamente semplificati, sulla base di poche variabili fisiche¹⁵. Ma c’è il rovescio della medaglia e a questo proposito utile è ricordare il Convegno Nazionale sul Deflusso Minimo Vitale dell’AGAC (Reggio Emilia, 21 marzo 1997), in occasione del quale il prof. Kenn BOVEE (Dipartimento degli Interni USA - Fort Collins, Colorado), a proposito dell’IFIM, rilevò che tale metodologia è difficile e costosa.¹⁶

In effetti i metodi biologici per la determinazione del DMV sono complessi e richiedono campionamenti ed analisi sulle caratteristiche del corso d’acqua tanto più approfondite e dispendiose, quanto maggiore è l’attesa di precisione e di attendibilità del risultato che si vuole conseguire. Inoltre le conclusioni che si ottengono valgono per il tratto di corso d’acqua indagato, ma difficilmente applicabili ad altre situazioni; ciò potrebbe rappresentare un vantaggio, in termini di attendibilità, in quanto il risultato è quello relativo ad un determinato ambiente ed in effetti i fiumi sono tra loro diversi; ma rappresenta anche uno svantaggio, in termini di applicabilità, in quanto diventa difficile ipotizzare tante analisi quante sono le molteplici situazioni relative alle innumerevoli derivazioni idriche presenti sul reticolo idrografico caratterizzato da un insieme di ecosistemi fra loro anche molto diversi. Infine i sistemi di campionamento, sia del macrobenthos, sia dell’ittiofauna e di altri parametri fisici e chimici delle acque (nonché le valutazioni degli scarichi e di altri eventuali impatti) non consentono risultati sicuri, soprattutto se di tipo quantitativo.

I naturalisti con un minimo di esperienza sul campo sanno bene quanto siano poco attendibili le valutazioni su densità e/o biomassa delle popolazioni ittiche su corsi d’acqua con portate anche solo superiori ad alcuni metri cubi al secondo; oppure che i risultati di due campionamenti effettuati in momenti diversi (seppure entrambi idonei in termini di catturabilità) nello stesso ambiente, portano spesso a risultati poco confrontabili.

Un sistema per superare i diversi problemi ai quali si è accennato, consiste nel considerare un discreto numero di sezioni rappresentative della molteplicità delle situazioni ambientali che caratterizzano un ampio bacino o una regione, per applicare su di esse i metodi biologici per la determinazione del D.M.V., per esempio mediante l’IFIM che, allo stato attuale, sembra la metodologia più avanzata. In una seconda fase si valutano i parametri idrologici e morfometrici di tali sezioni per essere quindi correlati con le portate di D.M.V. prima determinate.¹⁷ Si tratta in sostanza di predisporre un modello ancora basato su variabili morfometriche ed idrologiche, ma tarato su basi biologiche e con la possibilità di intervenire su alcune variabili a seconda di poche specifiche caratteristiche ambientali locali: un modello di semplice e pratica utilizzazione, ma che riassume in se la sintesi di una vasta esperienza di carattere biologico ambientale.

Tale procedura fu applicata per la prima volta da LEONARD e ORTH (1990) nel bacino del fiume James (Virginia, U.S.A.) utilizzando le geometrie d’alveo di quattro siti strumentati ed un campione di nove specie di riferimento per diversi stadi vitali. Nello stesso lavoro gli Autori hanno confrontato i risultati conseguiti con le portate di DMV ottenute con metodi idrologici ed hanno constatato, sia pure nei limiti della particolarità dell’area in studio, una buona conferma della validità biologica del $DMV = Q_{7,10}$ ¹⁸ per la stima delle portate raccomandate per la tutela della vita acquatica. La $Q_{7,10}$ era già stata impiegata negli U.S.A. da alcune agenzie statali e federali per la protezione dell’ambiente, come indicatore dello standard di qualità degli habitat acquatici (SINGH, STALL, 1974). Alcuni studi più recenti hanno suggerito di assegnare alla $Q_{7,10}$ anche un significato di minima portata per la conservazione della vita dei pesci (CALENDA, UBERTINI, 1993), in quanto

¹⁴ In maggiore dettaglio, ciò significa determinare l’Area Disponibile Pesata (ADP) che è la stima quantitativa dell’idoneità complessiva dell’habitat per i pesci del tratto fluviale in studio

¹⁵ Negli ultimi venti anni l’IFIM è stato perfezionato e si sono sviluppate altri analoghi metodi che hanno in comune l’analisi dei microhabitat e le popolazioni di determinate specie ittiche “bersaglio”. Tra esse merita citare l’*Habitat Quality Index* (HQI - BINNS, EISERMAN, 1979; BINNS, 1979, 1982) ed il “*Programma Physical HABitat SIMulation*” (PHABSIM - BOVEE, 1996; MILHOUS *et al.*, 1989; STALNAKER *et al.*, 1995).

¹⁶ Ken BOVEE (1982) è l’ideatore dell’IFM ed in tale convegno giunse a sostenere che, in fondo, “...il deflusso minimo vitale è praticamente un mito; un deflusso minimo può essere tutto ciò che si vuole...”

¹⁷ “...nella stima di un DMV finalizzato alla tutela dell’ecosistema di un corso d’acqua... le metodiche biologiche sono probabilmente più adatte allo scopo, mentre le formulazioni idrologiche sono l’idoneo strumento per esportare ed applicare i risultati ottenuti sperimentalmente al di fuori dell’ambito di studio” (GENTILI *et al.*, 1997).

¹⁸ La $Q_{7,10}$ è la portata di durata di 7 giorni con tempo di ritorno di 10 anni.

si ritiene che tale portata possa rappresentare il valore soglia delle minime portate di magra che, nel tempo, hanno consentito la permanenza delle cenosi acquatiche. Tale assunzione trova parziale conferma nei risultati discussi a proposito della regionalizzazione delle portate ottimali per il microhabitat fluviale (LEONARD, ORTH, 1990) ed anche in risultati simili conseguiti nell'ambito del fiume Tevere (UBERTINI *et al.*, 1994).

È importante notare che la $Q_{7,10}$ nel reticolo idrografico naturale del bacino del Po è, grosso modo, molto vicina alla minima di magra con tempo di ritorno di $5 \div 10$ anni e al valore $K \cdot Q_{med-s} \cdot S$ (DMV idrologico secondo la succitata formula dell'Autorità di Bacino del Fiume Po)); essa risulta un poco inferiore alla "magra normale", con tempo di ritorno di 2 anni, a sua volta paragonabile alla Q_{355} .

Una procedura analoga è stata adottata nell'ambito degli studi succitati e riguardanti le "azioni per la predisposizione di una normativa riguardante il minimo deflusso vitale negli alvei" (Progetto Speciale PS 2.5 dell'Autorità di Bacino del Fiume Po). Tali studi hanno riguardato l'analisi di circa 80 stazioni di campionamento individuate sul reticolo idrografico del bacino del Po, cioè un insieme di siti rappresentativi delle diverse tipologie fluviali (secondo i regimi idrologici e le zone ittiche), della loro importanza gerarchica (in termini di estensione dei bacini sottesi) e del livello di antropizzazione (ma con particolare riferimento a situazioni poco o nulla alterate ai fini dell'individuazione dei cosiddetti "bianchi" di riferimento). Tali stazioni sono state oggetto di campionamenti sulle principali componenti biologiche, con particolare riferimento all'ittiofauna dopo aver identificato alcune specie "bersaglio". Ciascun sito inoltre è stato caratterizzato sotto il profilo idraulico-idrologico ricorrendo sia alle serie di osservazioni idrometriche (quando disponibili), sia al modello di regionalizzazione SIMPO (1980). Quindi si è proceduto all'applicazione delle metodologie biologiche succitate per la determinazione dei valori del D.M.V. Infine è stata individuato un modello quantitativo dal quale si ottiene il valore del D.M.V. di base tramite pochi parametri idrologici, pur essendo i valori di portata di rilascio tarati sui parametri biologici. Il risultato è la succitata formula.

La determinazione del valore del Deflusso Minimo Vitale è il più importante fattore di riduzione delle conseguenze sugli ecosistemi fluviali interessati dalle captazioni idriche e costituisce un capitolo fondamentale della documentazione tecnica da allegare ad un qualunque progetto di derivazione ritenzione idrica. Infatti il D.M.V. condiziona in modo più che evidente le valutazioni sulle possibili conseguenze su tutte le componenti ambientali (fisico-chimiche e biologiche) più strettamente legate all'acqua. Facendo riferimento a quanto sopra esposto ed alla normativa vigente precedentemente, valgono le seguenti considerazioni:

- 1. La portata di Deflusso Minimo Vitale (DMV) è determinata con la formula dell'Autorità di Bacino del Fiume Po. Pertanto si ritengono inutili ulteriori studi particolari di approfondimento¹⁹. Occorre piuttosto prevedere precisi programmi di monitoraggio per verificare il mantenimento/conseguimento di livelli di qualità delle acque in coerenza con il conseguimento degli obiettivi di qualità previsti dal D.Lgs 152/99 (recepiti con i PTA regionali), confermati e meglio dettagliati dal D.Lgs 152/06.**
- 2. Il DMV idrologico $K \cdot Q_{med-s} \cdot S$ è una portata in grado di garantire una buona funzionalità fluviale ed il conseguimento degli obiettivi di qualità. Qualunque derivazione idrica, in tali condizioni, può ritenersi compatibile rispetto alle esigenze di tutela degli ecosistemi fluviali. In particolari condizioni *ante-operam* i giudizi di qualità espressi per le componenti esaminate (essenzialmente qualità fisico-chimica e biologica dell'acqua e ittiofauna), dovrebbero mantenersi anche in fase di esercizio o modificarsi in modo irrilevante.**
- 3. Le considerazioni di cui al precedente punto 2) derivano dall'analisi di confronto tra i valori che risultano dal DMV idrologico e quelli di portata di magra normale che si verificano in Natura. Con valori inferiori si ipotizza il rischio di conseguenze negative sugli ecosistemi fluviali tali da compromettere il conseguimento degli obiettivi di qualità previsti.**
- 4. Le considerazioni di cui al precedente punto 2) derivano anche dall'analisi di una vasta letteratura che analizza l'efficacia del DMV rispetto a condizioni indotte dall'alterazione dei regimi idrologici, ma ad esclusione di quelle dovute ad altre forme di alterazioni ambientali. Pertanto le considerazioni di cui al precedente punto 2) sono valide nei casi in cui la qualità dell'ambiente fluviale *ante-operam* è $SACA \geq$ buono ai sensi del D. Lgs. 152/99 o Stato Ecologico dello stesso livello ai sensi del D. Lgs.**

¹⁹ Talvolta succede, in fase di istruttoria relativa all'analisi di un progetto di derivazione/ritenzione idrica, che vengano effettuate richieste di approfondimenti inerenti il DMV con l'applicazione di impegnative e costose metodologie, rendendo inutile, di fatto, tutto il complesso lavoro effettuato dall'Autorità di Bacino del Fiume Po per la predisposizione della formula sopra illustrata.

152/06. Scopo dello studio di compatibilità/impatto ambientale relativo al progetto di una derivazione/ritenzione idrica è anche la verifica di tali condizioni in fase *ante-operam*.

5. La formula dell'Autorità di Bacino per la determinazione del DMV propone ulteriori parametri ("N", "F" e "Q") compresi in "Z" che tengono conto delle peculiarità di ogni ambiente fluviale. L'applicazione del parametro "Q" è utile nei casi in cui vengano meno le condizioni espresse al precedente punto 4). Le analisi fisico - chimiche e biologiche delle acque in fase *ante-operam* servono per verificare lo stato dell'ambiente fluviale e costituiscono il criterio di base per la determinazione del valore del parametro "Q" nei casi con giudizio SACA e/o Stato Ecologico inferiore a buono.
6. Qualora vi siano le condizioni per l'applicazione dei parametri "N" o "F" e con una qualità dell'ambiente fluviale *ante-operam* (valutata sulla base dello stato fisico - chimico e biologico delle acque) SACA e/o Stato Ecologico = buono, il DMV risultante dovrebbe essere tale da garantire ampiamente la tutela dell'ecosistema fluviale. Una attenta ed approfondita valutazione dello stato dell'ambiente acquatico, in sede di predisposizione del rapporto di compatibilità ambientale, potrebbe mettere in evidenza uno o più aspetti naturalistici eventualmente oggetto di particolare tutela e quindi tali da giustificare l'attribuzione di valori $N > 1$.

6 - IDROLOGIA IN FASE DI ESERCIZIO

Una volta effettuata la caratterizzazione idrologica naturale del corso d'acqua alla sezione ove è prevista un'opera di derivazione/ritenzione idrica e stabilito il valore del Deflusso Minimo Vitale (DMV), si procede alla descrizione del regime idrologico dello stesso corso d'acqua, nel tratto sotteso dall'impianto di derivazione in progetto e simulando il regime di esercizio. È una procedura che consiste nel calcolo delle portate residue, per differenza tra quelle naturali e quelle derivate. Ciò naturalmente a condizione che il regime idrico non sia già alterato da sottrazioni d'acqua a monte²⁰.

Lo studio di compatibilità ambientale deve infatti confrontare le situazioni idrologiche *ante* e *post - operam* e non è detto che il regime che precede la realizzazione della captazione sia quello naturale. È quindi fondamentale verificare l'eventuale presenza di sistemi di utilizzo dell'acqua nel bacino sotteso alla sezione di interesse, sulla base dell'esame delle condizioni previste dai disciplinari delle relative concessioni²¹ ed ai fini della ricostruzione dell'idrologia "reale", ovviamente con riferimento agli stessi parametri elencati nel capitolo quarto.

In ogni caso è relativamente improbabile l'ipotesi di nuove derivazioni su tratti di corsi d'acqua già sottesi da altre derivazioni, a meno di prelievi di entità molto ridotte, poco o nulla influenti sul regime idrico e quindi fuori dal campo di applicazione di studi di compatibilità o valutazione di impatto ambientale. In questa sede pertanto si esprimono considerazioni intorno alle situazioni caratterizzate da situazioni idrologiche *ante - operam* naturali o "prossime ad essere tali".²²

Le valutazioni vanno effettuate sia sull'anno idrologico medio, sia su quelli abbondante e scarso, ma ai fini delle considerazioni espresse nel seguito ciò ha poco importanza, in quanto valgono comunque gli stessi simboli dei parametri considerati, con indicazione al pedice di "n" per le portate naturali (*ante - operam*) e di "p" per quelle previste (fase di esercizio).

²⁰ O anche da immissioni d'acqua derivante da bacini adiacenti o da alterazioni dovute alla gestione di bacini artificiali destinati all'accumulo di risorsa idrica per fini diversi.

²¹ Si potrebbe obiettare che la ricostruzione del regime idrologico *ante operam* "reale" dovrebbe tenere conto dei volumi idrici derivati "effettivi" (e magari anche di quelli abusivi), in quanto non sempre coincidenti con quelli previsti dai disciplinari di concessione. Tuttavia non esistono alternative, a meno di effettuare misure continue sulle opere di derivazione oppure misure idrometriche per diversi anni sulla sezione in progetto.

²² In alcuni casi i prelievi a monte sono di entità molto ridotta rispetto alle disponibilità idriche naturali, per cui possono essere trascurati. Tale possibilità si potrebbe prevedere quando l'insieme dei prelievi a monte non superi il 15 % circa dei volumi di magra (Q355) alla sezione in studio, cioè paragonabile all'ordine di grandezza del livello di attendibilità dei valori delle portate che si ottengono dai modelli di regionalizzazione idrologica o poco superiore al livello di precisione delle misure effettuate alle stazioni idrometriche. D'altra parte dovrebbe essere ben nota la "...forte incertezza nella stima dei deflussi di magra anche in presenza di stazioni idrometrografiche, pur dotate di scale di portate aggiornate" (SACCARDO, 1977).

6.1 - Regime idrologico e portata annua

La portata media mensile residua o prevista con l'impianto in esercizio (Q_{mp}), nell'alveo del corso d'acqua a valle dell'opera di captazione idrica dipende da quella naturale disponibile da monte (Q_{mn}) e da quella derivabile (Q_d) che, si suppone, sia quella massima prevista dal progetto (Q_{d-max}) in tutte le situazioni in cui la disponibilità idrica lo permetta²³. Affinché sia garantita la portata di garanzia pari al deflusso minimo vitale di base (DMV) occorre che:

$$Q_{mp} = Q_{mn} - Q_{d-max} \geq DMV$$

Non è detto che le condizioni imposte da tale equazione siano "possibili" in tutti i casi. Potrebbe accadere che, per alcuni mesi o per tutti (come potrebbe più facilmente accadere nell'anno idrologico scarso), la portata naturale non sia sufficiente a "coprire" i volumi che consentono contemporaneamente la derivazione massima e il DMV. Questa situazione potrebbe verificarsi con una certa facilità, soprattutto quando si prevedono valori elevati del DMV ai fini di prevedere le migliori garanzie di tutela dell'ecosistema fluviale alle condizioni descritte nelle conclusioni del precedente quinto. Tuttavia è importante ricordare che se è strategico garantire un DMV il più possibile elevato, pure importante risulta evitare l'appiattimento del regime idrico sui valori del deflusso minimo vitale stesso.

Quelle sopra espresse sono considerazioni importanti in quanto, soprattutto in fase di monitoraggio biologico *post-operam* (programmato per verificare gli effetti previsti nella fase di valutazione di impatto) potrebbero emergere situazioni non previste, rispetto alle quali occorre, già in fase progettuale, prevedere ipotesi di ulteriori mitigazioni. Ma tenuto conto che il fattore di maggiore alterazione è costituito dalla variazione del regime idrologico, risulta evidente che l'azione mitigatrice più importante riguarda proprio questo aspetto. A tale proposito si potrebbe sostenere che l'eventuale intervento mitigatore *post-operam* potrebbe essere l'incremento del valore del DMV. Ciò potrebbe valere nei casi di impianti di derivazione caratterizzati da valori modesti del deflusso minimo vitale; ma se questo fosse prossimo al valore della magra normale, per quanto illustrato nel precedente capitolo, è lecito sospettare risultati modesti da ulteriori incrementi del DMV.

Potrebbe invece risultare più utile intervenire per ridurre l'appiattimento del regime sui valori di magra e quindi introdurre la modulazione che, tra l'altro, potrebbe essere prevista già in fase progettuale, con possibilità di ulteriori incrementi in seguito a eventuali esiti negativi dei monitoraggi *post-operam*.

La modulazione consiste nel prevedere un rilascio aggiuntivo pari a una frazione "T" della portata eccedente quella del deflusso minimo vitale di base ($Q_n - DMV$). Pertanto il deflusso minimo complessivo (DMV_c) risulta pari alla somma di quello di base a cui si aggiunge il valore di modulazione:

$$DMV_c = DMV + T \cdot (Q_{mn} - DMV)$$

Non è possibile stabilire a priori l'entità di tale frazione; vale il semplice e scontato principio per cui è tanto più efficace quanto più elevata, compatibilmente con le necessità economico - produttive dell'impianto in progetto. Pertanto, integrando le precedenti espressioni, le portate medie mensili del nuovo regime idrologico conseguente alla fase di esercizio, devono rispettare la seguente condizione:

$$Q_{mp} = Q_{mn} - Q_{d-max} \geq DMV + T \cdot (Q_{mn} - DMV_b)$$

Ottenuti i valori delle portate mensili previste in fase di esercizio nel tratto sotteso dall'impianto in progetto, rappresentative sia dell'anno idrologico medio, sia di quelli abbondante e scarso, risultano anche quelle mensili derivate ed utilizzate secondo i fini previsti. Risulta quindi un "nuovo" regime che può essere confrontato con quello naturale (*ante - operam*) ricorrendo a rappresentazioni grafiche che mettano in evidenza anche quelle derivate.

Il calcolo della media dei dodici valori " Q_{mn} ", " Q_{md} " e " Q_{mp} " permette di ricavare i rispettivi valori medi annui e quindi i volumi disponibili e destinati all'utilizzo ed alla tutela. Rispetto a questi ultimi sono tuttavia necessarie alcune considerazioni.

Nella fase di determinazione delle portate mensili " Q_{md} " e " Q_{mp} ", a partire dai dati " Q_{mn} " e del DMV, potrebbe risultare, per un certo mese, una portata naturale disponibile inferiore a quella necessaria per consentire la massima derivazione ed il contemporaneo rispetto del DMV_c (modulazione compresa). Pertanto

²³ A meno che il disciplinare di concessione non preveda condizioni diverse, con indicazioni delle modalità (temporali e quantitative dei prelievi). Un esempio potrebbe essere il caso di una captazione per fini irrigui per la quale si prevede derivazione nulla fuori dal periodo irriguo (solitamente da maggio a settembre); oppure una captazione per l'alimentazione dei sistemi di produzione di neve artificiale (solitamente limitata nella stagione fredda).

la portata media utilizzabile per quel mese potrebbe essere inferiore alla Q_{d-max} . In realtà, in quel mese, potrebbero risultare, per alcuni giorni, portate naturali disponibili anche significativamente inferiori fino, al limite, ad essere inferiori al DMV, tali da imporre una derivazione nulla. Al contrario, magari anche solo per pochi giorni e non per tutti gli anni, potrebbero essere disponibili portate cospicue tali da permettere la Q_{d-max} e con ampie garanzie per il DMV.

Nel mese corrispondente al minimo mensile annuale (nella maggior parte dei casi in gennaio/febbraio per i regimi nivoglaciali e nivopluviali e in luglio/agosto per quelli pluviali) la media mensile potrebbe (ed ancor più nell'anno idrologico scarso) risultare inferiore al DMV, soprattutto quando questo è stato determinato con particolare attenzione per la tutela, tanto da rendere impossibile la derivazione. Ma ciò costituisce una situazione media e tutto sommato non sono eccezionali gli anni nei quali, anche in quel mese, sono disponibili portate naturali sufficienti a garantire la derivazione (seppure inferiore alla Q_{d-max}) oltre al DMV.

Le considerazioni espresse permettono di comprendere che i valori della portata media annua derivabile e di quella residua ottenute dal semplice calcolo delle medie mensili costituiscono certamente riferimenti utili per una valutazione complessiva, ma vanno considerati con cautela, anche nell'interesse del soggetto proponente che, in fase di esercizio, potrebbe "scoprire" di avere a disposizione meno acqua per la produzione rispetto a quanto un'analisi superficiale lascia intendere.

Ciò non significa che la ricostruzione del regime previsto sia inutile o fuorviante; esso in realtà, con il confronto con il regime naturale, fornisce elementi di valutazione utili, soprattutto sotto il profilo biologico e fornisce indicazioni, seppure di carattere generale, sulle entità dei volumi idrici utilizzabili nei diversi periodi dell'anno. Ma se interessa una valutazione più significativa dei volumi in gioco conviene fare riferimento soprattutto alla curva di durata delle portate.

6.2 - Curva di durata delle portate

Le caratterizzazioni idrologiche relative alle situazioni *ante e post - operam* ai fini di un corretto confronto, soprattutto in funzione delle valutazioni di carattere biologico, richiedono la redazione di una relazione tecnica accurata ed approfondita. Nel precedente paragrafo si sono espresse alcune considerazioni sulle portate mensili ed annue e si è concluso quanto sia importante l'uso delle "curve di durata delle portate" per analisi quantitative capaci di fornire strumenti di valutazione fondamentali.

Il confronto tra la situazione precedente la realizzazione della derivazione/ritenzione idrica in progetto e la fase di esercizio può avvenire, sia per l'anno idrologico medio, sia per quelli abbondante e scarso, riportando sullo stesso diagramma ed in scale opportune (sufficienti per valutazioni grafiche quantitative), le due curve di durata delle portate (*ante e post - operam*) in modo da facilitare al meglio i confronti. I valori delle portate annue di durate caratteristiche in fase di esercizio si ricavano con gli stessi criteri sopra illustrati per ricavare le portate mensili residue. È importante inserire, nello stesso diagramma, il valore del DMV (base più modulato).

Deve essere facilmente "visibile" quanto segue:

- l'area sottesa alla curva di durata naturale (*ante - operam*) rappresenta il volume totale annuo disponibile in alveo; esso viene determinato graficamente secondo le indicazioni descritte al capitolo quarto;
- l'area sottesa alla curva di durata residua (*post - operam*) rappresenta il volume totale annuo residuo in alveo, compreso quello previsto come DMV (base + modulato); esso, come il precedente, viene determinato graficamente secondo le indicazioni descritte al capitolo quarto;
- la differenza tra le due aree rappresenta il volume annuo derivato ed effettivamente utilizzato per i fini previsti; esso, sotto il profilo economico - produttivo, è un valore caratterizzato da maggiore attendibilità rispetto a quanto si ottiene dall'elaborazione dei valori delle portate mensili;
- l'area sottesa alla curva che descrive l'andamento del DMV (base + modulato) rappresenta il volume annuo "obbligatoriamente" destinato alla tutela dell'ecosistema fluviale a valle della sezione in studio.

Le informazioni che si ottengono come sopra descritto si riferiscono ai volumi annui, ma importante è la determinazione delle disponibilità idriche per frazioni temporali inferiori e a questo proposito spetta all'equipe dei tecnici impegnati nello studio di compatibilità/impatto ambientale stabilire quali sono quelli che meglio si prestano per evidenziare le situazioni idrologiche più significative. Rispetto ad esse tuttavia conviene comunque valutare la durata dei periodi nei quali è possibile la massima derivazione (Q_{d-max}) e quelli nei quali la sottrazione di acqua deve essere eventualmente sospesa per garantire la portata del deflusso minimo vitale, sia per l'anno idrologico medio, sia per quelli abbondante e scarso. Si definisce quindi la portata naturale di

riferimento (Q_{nr}) quella rispetto alla quale, pur consentendo la massima derivazione (Q_{d-max}), viene garantito il DMV e quello modulato. In sintesi la situazione per cui è possibile derivare la Q_{d-max} deve essere soddisfatta dalla seguente relazione:

$$Q_{nr} - [DMV + T \cdot (Q_{nr} - DMV)] = Q_{d-max}$$

Il dato che si ottiene sostituendo i valori e risolvendo rispetto a Q_{nr} va riportato sulla curva di durata delle portate, da cui si ricava graficamente la durata [giorni] dell'intervallo durante il quale è possibile la Q_{d-max} . Nel caso in cui $Q_n \leq DMV$ la derivazione non è possibile per garantire la tutela del corso d'acqua. Tale situazione risulta evidente dal grafico della curva di durata con l'intersezione della curva stessa (quella che si riferisce alle portate naturali disponibili nella fase *ante - operam*) con quella che rappresenta il valore del DMV (parallela alle ascisse). Il tratto dal punto di intersezione verso destra fino al limite del diagramma, rappresenta la durata [giorni] di "assenza di derivazione idrica".

6.3 - Indice di Alterazione del Regime Idrologico

Un sistema di valutazione delle conseguenze sull'ecosistema fluviale indotte dalle captazioni d'acqua è costituito dallo **IARI** (**Indice di Alterazione del Regime Idrologico**; AA.vv., 2010)²⁴ che fornisce una misura dello scostamento del regime idrologico reale " Q_r " (osservato) o previsto (a seguito delle sottrazioni d'acqua in fase di esercizio di una derivazione) nell'anno idrologico medio rispetto a quello naturale " Q_n " che si avrebbe in assenza di pressioni antropiche.

Le portate medie mensili reali o previste " Q_{mr} " sono confrontate con l'intervallo che, in assenza di alterazioni, si manifesta entro i limiti dati dalle portate di riferimento con frequenza di superamento del 20 % ($Q_{mn}F0,2$) e dell'80 % ($Q_{mn}F0,8$). L'indice IARI si ottiene dalla media dei punteggi " p " che si ottengono per ciascuno dei 12 mesi. In particolare vale:

$$p = 0 \text{ se } Q_{mn}F0,8 \leq Q_{mr} \leq Q_{mn}F0,2$$

Se la portata mensile reale (attuale o prevista) " Q_{mr} " è fuori dall'intervallo $Q_{mn}F0,2 \div Q_{mn}F0,8$ il punteggio " p " assume valori proporzionali allo scostamento dagli estremi dell'intervallo stesso secondo il seguente schema:

$$p = \left\{ \min \left(\left| \frac{Q_{mr} - Q_{mn}F0,8}{Q_{mn}F0,2 - Q_{mn}F0,8} \right|, \left| \frac{Q_{mn}F0,2 - Q_{mr}}{Q_{mn}F0,2 - Q_{mn}F0,8} \right| \right) \right\}$$

La formula sopra riportata considera tutti casi di alterazione delle portate mensili, quindi sia quando vengono artificialmente incrementate (per es. per immissione di canali irrigui), sia quando vengono diminuite a causa di derivazioni (come nel caso in oggetto).

I limiti degli intervalli utilizzati per caratterizzare i differenti stati sono individuati sulla base dell'ipotesi che dallo stato elevato allo stato cattivo lo scostamento medio annuo dall'intervallo di riferimento ($Q_{mn}F0,2 \div Q_{mn}F0,8$) della portata media mensile " Q_{mr} " sia non superiore rispettivamente al 5 %, 15 %, 30 % e 50 % dello stesso intervallo di riferimento:

indice IARI	Stato
$0 \leq IARI \leq 0,05$	Elevato
$0,05 \leq IARI \leq 0,15$	Buono
$0,15 \leq IARI \leq 0,30$	Moderato
$0,30 \leq IARI \leq 0,50$	Scarso
$IARI > 0,50$	Cattivo

²⁴ Previsto dal Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 260 dell'8 novembre 2010 (*Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo*).

7 - STAZIONI DI CAMPIONAMENTO

Stabiliti i limiti di monte e di valle dell'ambito territoriale comprendente l'ecosistema fluviale (o la sua porzione) interessato dalle conseguenze dell'impianto di derivazione/ritenzione idrica in progetto, occorre individuare i criteri necessari per l'individuazione dei siti (stazioni) di campionamento relativamente ai parametri fondamentali oggetto di valutazione: "qualità fisico - chimica delle acque", "qualità biologica delle acque" e "ittiofauna". Per quanto attiene l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) non si pone il problema, in quanto si tratta di una metodologia che va applicata in continuo lungo l'asta fluviale sottesa dal previsto impianto di derivazione.

Merita considerare che i siti di campionamento relativi alle diverse componenti ambientali succitate non devono essere necessariamente coincidenti. Meglio sarebbe utilizzare il concetto di **sezione di riferimento**. Essa è una sezione fluviale che individua un preciso sito sul reticolo idrografico naturale e viene ritenuta rappresentativa di un tratto di corso d'acqua a monte con condizioni ambientali omogenee, anche sotto il profilo della funzionalità fluviale e sufficientemente lungo da rappresentare bene le stazioni (ed eventuali zone intorno) adatte per i rilievi fisico - chimici, della macrofauna bentonica e quelle relative all'ittiofauna.

Le sezioni di riferimento vengono individuate in funzione degli obiettivi previsti dagli studi, dalle ricerche, dai monitoraggi,... che prevedono l'analisi ed il confronto di più componenti ambientali, sia quelle oggetto di rilevamento su campo, sia quelle oggetto di analisi in studio (morfometria e idrologia del bacino sotteso). I campionamenti e rilievi relativi alle diverse metodologie di indagine non devono essere necessariamente contemporanei, ma possono essere effettuati (è anzi raccomandabile) a seconda delle esigenze delle tipologie dei campionamenti stessi, in momenti diversi, purché in uno stesso intervallo temporale nell'ambito del quale si ritiene non avvengano mutamenti significativi (solitamente un anno, a meno di inquinamenti acuti).

Le esigenze dei tecnici specialisti nei vari settori sono talvolta assai diverse. Risultano esigenze opposte per i biologi che hanno bisogno di individuare zone caratterizzate da un mosaico il più vario possibile, con profondità non troppo elevate per i rilevamenti IBE, ma con buche profonde (non troppo per consentire l'efficacia dell'azione dell'elettrostorditore) per gli ittiologi. I prelievi dell'acqua destinata al laboratorio per le analisi fisico - chimiche non richiedono indicazioni particolari ma, data la frequenza ben più elevata rispetto agli altri tipi di campionamento, conviene individuare i siti di più facile ed immediato accesso.

Pertanto le indicazioni nel seguito espresse hanno validità generale; rispetto ad esse si possono prevedere scelte diverse, purché ben motivate. In linea di massima il numero di stazioni di campionamento deve essere previsto in funzione della porzione di reticolo idrografico interessato nell'ambito della regione idrologica interessata dal progetto di impianto di derivazione/ritenzione idrica. A titolo di esempio si riporta quanto proposto da BOANO *et al.* (2003):

1. una sola stazione nel caso di opere (es. realizzazione di briglie e/o qualunque altra opera di sistemazione idraulica o derivazioni per fini idroelettrici che restituiscono l'acqua poco a valle) interessanti un breve tratto di asta fluviale (inferiore a 10 volte la larghezza della sezione dell'alveo naturale inciso); ma in caso di elementi di disturbo antropico (es. una briglia o una traversa che interrompono la continuità biologica longitudinale o uno scarico inquinante) occorre prevedere due stazioni di cui una a monte e una a valle;
2. più stazioni nel caso di opere interessanti segmenti di asta fluviale di lunghezza superiore a quanto indicato dal punto precedente (2 stazioni fino a 1 km, 3 stazioni fino a 3 km, 4 stazioni fino a 5 km, 6 stazioni fino a 10 km, 7 e più stazioni per tratti fluviali più lunghi), di cui una stazione nella sezione di monte della regione idrologica ed una presso la sezione di valle della stessa regione idrologica e disponendo le altre eventuali (in funzione delle caratteristiche idrologiche, morfometriche e di eventuali impatti) in modo da ottenere una quadro generale significativo;
3. nel caso di progetti che sottendono più corsi d'acqua occorre verificare la somma delle lunghezze dei tratti fluviali interessati e prevedere almeno una stazione per 1/2 km di segmento fluviale, prevedendo comunque una stazione nel tratto iniziale di ogni segmento fluviale interessato ed una in quello finale (in particolare poco a monte della confluenza con un altro corso d'acqua appartenente alla porzione di reticolo idrografico interessato dal progetto e/o interessato da studio per qualunque fine); una stazione va posta comunque presso la sezione di valle della regione idrologica interessata;
4. nel caso di progetti di realizzazione di invasi di ritenuta (dighe) o di semplici derivazioni idriche senza restituzione a valle (es. usi irrigui e potabili), occorre prevedere una stazione in un tratto di corso d'acqua poco a monte del sito in progetto e quindi altre stazioni a valle, con i criteri di cui ai precedenti punti, fino alla sezione terminale (sezione di valle della regione idrologica) presso la quale si ritengono poco significative le alterazioni indotte sul regime idrologico del corso d'acqua interessato (o del corpo idrico di

- cui il corso d'acqua e tributario) o comunque in gran parte attenuate dai contributi derivanti dall'interbacino che alimenta il corso d'acqua a valle dell'opera di presa;
5. le stazioni di campionamento vanno rappresentate su carta topografica in scala sufficientemente dettagliata da permetterne la facile individuazione (anche ai fini dei monitoraggi *post-operam*), evidenziando con chiarezza i siti oggetto delle diverse tipologie di analisi (fisico-chimiche e biologiche delle acque e ittiofauna) quando non coincidenti;
 6. indipendentemente dal numero di stazioni previste in funzione dal tratto di asta fluviale, o dell'insieme dei tratti delle aste fluviali, interessata/e, occorre prevedere una stazione immediatamente a monte dell'opera (o delle opere) di presa; tale stazione, oggetto di valutazione insieme alle altre, potrà essere utilizzata quale sito di riferimento per i monitoraggi previsti in fase di esercizio.

8 - QUALITÀ FISICO - CHIMICA DELLE ACQUE

L'obiettivo di definire la qualità fisico - chimica delle acque di un fiume in corrispondenza di una data stazione di campionamento è strettamente correlato a scelte essenziali riguardanti:

- **i parametri fisico - chimici da valutare;**
- **la frequenza dei campionamenti.**

In teoria i parametri fisico - chimici dovrebbero essere "tutti" e la frequenza di campionamento elevata come una sorta di campionamento "in continuo". I motivi sono ben noti ed ampiamente divulgati dalla letteratura di settore e gli stessi costituiscono i limiti principali dei metodi basati sulle analisi chimiche. Un campionamento istantaneo rappresenta la situazione al momento del prelievo e propone un insieme di dati interessanti, ma non fornisce indicazioni sulle situazioni precedenti il campionamento stesso. Un solo rilievo su pochi parametri costa poco e richiede tempi brevi, ma è poco utile. La significatività delle analisi aumenta con la frequenza dei rilievi e con il numero di parametri, ma con inevitabile aumento dei tempi e dei costi. La soluzione di tale problema è un equilibrio accettabile tra la rappresentatività dei risultati e l'impegno prevedibile in funzione delle scelte succitate.

8.1 - Livello Inquinamento Macrodescriptors (LIM)

A questo proposito il D. Lgs. 152/99 fornisce precise indicazioni. La determinazione della qualità della "matrice acquosa" (caratterizzazione fisico - chimica) va effettuata sulla base di due gruppi di parametri essenziali:

1. **parametri di base**
2. **parametri addizionali**

I **parametri di base** riflettono l'insieme delle pressioni antropiche (**tab. 3**). Alcuni di essi (**o**) assumono un significato particolare (*macrodescriptors*), in quanto utilizzati per la determinazione del **Livello di Inquinamento dei Macrodescriptors (LIM)**. I **parametri addizionali** (tabella 1 - allegato 1 del D. Lgs. 152/99) sono microinquinanti organici (soprattutto solventi clorurati e prodotti fitosanitari) ed inorganici (soprattutto metalli) di più ampio significato ambientale, le cui analisi vanno effettuate nelle situazioni caratterizzate da alterazioni ambientali particolari, così come risulta da conoscenze pregresse.

Tab. 3 - Parametri di base della "Tabella 4" dell'Allegato 1 del D. Lgs. 152/99. Con (o) sono indicati i parametri macrodescriptors utili per la classificazione del LIM (Livello Inquinamento dei Macrodescriptors).	
pH	Ossigeno disciolto [mg/l] (o)
Solidi sospesi [mg/l]	BOD₅ [O ₂ mg/l] (o)
Temperatura [°C]	COD [O ₂ mg/l] (o)
Conducibilità [µS/cm]	Ortofossato [P mg/l]
Durezza [mg/l di CaCO ₃]	Fosforo totale [Pmg/l] (o)
Azoto totale [N mg/l]	Cloruri [Cl ⁻ mg/l]
Azoto ammoniacale [N mg/l] (o)	Solfati [SO ₄ ²⁻ mg/l]
Azoto nitrico [N mg/l] (o)	Escherichia coli [UFC/100 ml] (o)

Il D. Lgs. 152/99 stabilisce la frequenza dei campionamenti, fissandoli a *cadenza mensile*. Ciò significa, per ciascun parametro e per ciascuna stazione, 12 insiemi di dati rappresentativi di almeno un anno di osservazioni. Bisogna osservare che lo stato complessivo di un ecosistema fluviale dipende dalle condizioni fisico - chimiche “medie” dell’acqua, ma in misura più rilevante da quelle “estreme”. Ciò significa che non è adeguato qualificare lo stato fisico - chimico sulla base dei valori medi dei parametri considerati, ma neppure enfatizzare le situazioni limite estreme, al fine di evitare sottostime della qualità complessiva. Pertanto il D. Lgs. 152/99 (par. 3.2.3 dell’Allegato 1) prevede, per ciascun parametro, la seguente procedura:

1. i dati, per ciascun parametro, vengono ordinati in una colonna e rispetto ad essa si calcola il valore rappresentativo del 75° percentile; in parole semplici si tratta di stabilire il valore che si colloca in posizione intermedia tra la media ed il valore estremo, in coerenza con quanto sopra affermato;
2. il valore ottenuto con la procedura descritta al punto precedente viene confrontato con quelli di riferimento indicati in **tab. 4**, al fine di ottenere, per quel parametro, il relativo punteggio;²⁵
3. dalla somma dei punteggi ottenuti per i singoli parametri macrodescrittori (evidenziati con “o” in **tab. 3**) si ottiene un valore complessivo²⁶ dal quale si ricava il Livello di Inquinamento dei Macrodescrittori (**LIM**) che varia da “1” (il migliore) a “5” (il peggiore)²⁷.

Tab. 4 - Parametri macrodescrittori relativi alla determinazione del Livello di Inquinamento dei Macrodescrittori (**LIM** = 1 ÷ 5), ottenuto dalla somma dei punteggi attribuiti per ciascuno dei parametri stessi (metodologia indicata dal D.Lgs. 152/99 - Tabella 7 dell’allegato 1).

Punteggi attribuiti per ogni parametro (75° percentile del periodo di rilevamento).					
Parametro	Valore 1	Valore 2	Valore 3	Valore 4	Valore 5
100 - OD [%]	≤10	11 ÷ 20	21 ÷ 30	31 ÷ 50	> 50
BOD [mg/l]	< 2,5	≤ 4	≤8	≤ 15	> 15
COD [mg/l]	< 5	≤ 10	≤ 15	≤ 25	> 25
N-NH ₄ [mg/l]	< 0,03	≤ 0,1	≤ 0,5	≤ 1,5	> 1,5
N-NO ₃ [mg/l]	< 0,3	≤ 1,5	≤ 5	≤ 10	> 10
Ptot. [mg/l]	< 0,07	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	> 0,6
<i>E.coli</i> [UFC/100 ml]	< 100	≤ 1.000	≤ 5.000	≤ 20.000	> 20.000
Punteggio	80	40	20	10	5
Somma punteggi	480 ÷ 560	240 ÷ 475	120 ÷ 235	60 ÷ 115	< 60
Livello LIM	1	2	3	4	5

Dunque il D.Lgs. 152/99, con il LIM, introduce un sistema di determinazione della qualità fisico - chimica dell’acqua espresso in cinque livelli e quindi confrontabili con quelli che risultano dalle analisi biologiche mediante l’IBE, ma soprattutto, per tale componente, è possibile fornire una sorta di “voto”, un giudizio in termini quantitativi, adatto per valutazioni utili alla pianificazione degli interventi di gestione e di tutela. **Con lo studio di impatto ambientale allegato alla domanda di concessione di derivazione ritenzione idrica, occorre dimostrare, per quanto possibile, che l’utilizzo di acqua, dal corpo idrico superficiale, non comprometta il conseguimento dell’obiettivo di qualità SACA = buono nei termini previsti dal D. Lgs. 152/99.** Ciò comporta una valutazione del **LIM ≤ 2** nel tratto sotteso dall’impianto di derivazione in fase di esercizio. Tale condizione può essere verificata in fase di monitoraggio “*post-operam*” con campionamenti nella/e stazione/i individuata/e nello studio di compatibilità/impatto ambientale.

Tale procedura può essere applicata solo con il confronto tra i valori del LIM rappresentativi della situazioni *ante-operam* e in fase di esercizio e in coerenza con gli obiettivi di qualità previsti dal D.Lgs 152/99. È un confronto tra numeri (da 1 a 5) ottenibili con l’applicazione di un sistema di analisi che prevede un intervallo di osservazione pari ad almeno un anno, con frequenza mensile dei campionamenti sui macrodescrittori (indicati con “o” in **tab. 3**). Diversamente non sarebbe possibile determinare il LIM e quindi neppure

²⁵ per esempio, per una concentrazione di N-NH₄ pari a 1,3 mg/l, si attribuisce il punteggio 10, perchè 0,5 < [N-NH₄] ≤ 1,5 mg/l della colonna “valore 4” relativamente alla riga dell’ammoniacca;

²⁶ Che può variare da un massimo pari a 480 (80 punti per 7 parametri = 80·7 = 480) ad un minimo ipotetico di 35 (5 punti per 7 parametri = 5·7 = 35).

²⁷ Ma ponendo attenzione all’eventuale superamento dei limiti riguardanti i parametri addizionali; nel caso in cui uno o più di essi fossero superati si attribuisce il giudizio SACA = pessimo, indipendentemente dal valore SECA ottenuto dall’integrazione dei dati LIM ed IBE.

verificare il mantenimento delle condizioni di qualità fisico - chimica della matrice acquosa in coerenza con i succitati obiettivi di qualità.

Le considerazioni sopra esposte sono importanti al fine di stabilire i criteri per i campionamenti relativi alla qualità fisico - chimica delle acque nell'ambito degli studi di valutazione/compatibilità ambientale. Tuttavia una ipotesi di analisi della qualità fisico-chimica delle acque basata su campionamenti con frequenza mensile per un anno di osservazione costituisce un impegno economico-temporale eccessivo rispetto agli obiettivi di uno studio di impatto ambientale.

Sulla base di numerose esperienze maturate in questi ultimi anni, si è ritenuto di proporre una sorta di "LIM pessimistico", cioè basato sui valori peggiori dei vari parametri ottenuti, per ciascuna stazione, su quattro campionamenti, con distanza temporale tra due prelievi consecutivi di almeno due mesi e con due campionamenti nei periodi di magra idrologica (invernale e d'estiva).

Il valore del LIM rappresentativo dell'intera porzione di asta fluviale sottesa dall'impianto di derivazione/ritenzione idrica in progetto è pari alla media di quelli ottenuti nelle diverse stazioni distribuite come descritto nel precedente capitolo, purché tali valori siano entro il limite corrispondente al giudizio di secondo livello (buono; $LIM \geq 240$), altrimenti non devono risultare differenze superiori a 100 punti. In caso contrario risultano evidenti variazioni dello stato fisico-chimico delle acque lungo il profilo longitudinale del corso d'acqua; in tali situazioni è inevitabile dividere il tratto fluviale in studio in segmenti omogenei, ciascuno oggetto di valutazioni separate.

8.2 - Livello di Inquinamento dei Macrodescrittori per lo stato ecologico

Come noto la classificazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua, secondo le indicazioni del D. Lgs. 152/06 (in recepimento della Direttiva 2000/60/CE) "...è effettuata sulla base della valutazione degli Elementi di Qualità Biologica (EQB), degli elementi fisico-chimici, chimici ... e idromorfologici ...". Gli elementi di qualità fisico-chimici a sostegno da considerare per la definizione dello stato ecologico sono i seguenti: nutrienti (N-NH₄, N-NO₃, fosforo totale), ossigeno disciolto (% di saturazione), temperatura, pH, alcalinità (capacità di neutralizzazione degli acidi), salinità.

Molto sinteticamente i nutrienti e l'ossigeno sono parametri utili al nuovo algoritmo di determinazione degli elementi fisico-chimici che porta automaticamente ad un giudizio a condizione che gli altri parametri (temperatura, pH, alcalinità e salinità) presentino valori entro determinati limiti.

Nel bacino del Po, nella quasi totalità delle situazioni, temperatura e pH sono compresi entro i suddetti limiti, mentre alcalinità e salinità riguardano soprattutto i corpi idrici presso le foci in mare. Si conclude pertanto che i parametri fisico-chimici da considerare per la valutazione dello stato fisico-chimico delle acque, nell'ambito degli studi di impatto ambientale allegati ai progetti di impianti di derivazione/ritenzione idrica, sono quelli indicati dalla metodologia prevista dal D. Lgs 152/06 così come descritta dal succitato D.M. 260/10²⁴.

In particolare i nutrienti e l'ossigeno disciolto, ai fini della classificazione, vengono integrati in un singolo descrittore **LIMeco** (*livello di inquinamento dei macrodescrittori per lo stato ecologico*) utilizzato per derivare la classe di qualità. La procedura prevede che sia calcolato un punteggio sulla base della concentrazione, osservata nel sito in esame, dei seguenti macrodescrittori: N-NH₄, N-NO₃, Fosforo totale e Ossigeno disciolto (100 - % di saturazione O₂).

Il punteggio LIMeco da attribuire al sito rappresentativo del corpo idrico è dato dalla media dei singoli LIMeco dei vari campionamenti effettuati nell'arco dell'anno in esame ed in particolare con frequenza trimestrale per i monitoraggi operativi e di sorveglianza (cfr. tab. 3.6 del succitato Decreto 260/2010). Considerando quanto sopra espresso a proposito della valutazione del LIM, potendo disporre dei dati relativi agli esiti delle analisi di laboratorio relativi a quattro campionamenti sui parametri macrodescrittori, è possibile calcolare, per ciascuna stazione di campionamento, i rispettivi valori LIMeco secondo quanto illustrato in **tab. 5**.

Anche per il LIMeco si calcola il valore rappresentativo del tratto fluviale in oggetto sulla base della media di quelli ottenuti per le singole stazioni purché tali valori siano entro il limite corrispondente al giudizio di secondo livello (buono LIMeco $\geq 0,50$), altrimenti non devono risultare differenze superiori a 0,10 punti. In caso contrario risultano evidenti variazioni dello stato fisico-chimico delle acque lungo il profilo longitudinale del corso d'acqua; in tali situazioni è inevitabile dividere il tratto fluviale in studio in segmenti omogenei, ciascuno oggetto di valutazioni separate.

Tab. 5 - Soglie per l'assegnazione dei punteggi ai singoli parametri per ottenere il punteggio LIMeco (da: tab 4.1.2/a del Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 260 dell'8 novembre 2010).

Parametri	Livelli e punteggi	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
		1,000	0,500	0,250	0,125	0,000
Ossigeno	100 - O ₂ [%] sat.	≤ 10	≤ 20	≤ 40	≤ 80	> 80
Azoto ammoniacale	mg/L	< 0,03	≤ 0,06	≤ 0,12	≤ 0,24	> 0,24
N nitrico	mg/L	< 0,60	≤ 1,20	≤ 2,40	≤ 4,80	> 4,80
Fosforo totale	mg/L	< 0,05	≤ 0,10	≤ 0,20	≤ 0,40	> 0,40

Classificazione di qualità secondo i valori LIMeco (Da: tab 4.1.2/b del Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 260 dell'8 novembre 2010).	
LIMeco	Stato
≥ 0,66	ELEVATO
≥ 0,50	BUONO
≥ 0,33	SUFFICIENTE
≥ 0,17	SCARSO
< 0,17	CATTIVO

9 - QUALITÀ BIOLOGICA DELLE ACQUE

Nello studio di un ecosistema fluviale, una componente in grado di fornire un quadro sintetico e attendibile della qualità del corso d'acqua è la comunità macrobentonica. Questo gruppo di organismi è utilizzato per la determinazione dell'**Indice Biotico Esteso (IBE)**; Ghetti, 1997), attraverso una metodologia che consente di diagnosticare la classe di qualità di un corso d'acqua, attribuendo al tratto considerato un punteggio IBE compreso fra **0** (corrispondente ad una **V** classe di qualità biologica delle acque, ovvero ad "*ambiente fortemente inquinato*") e **12** (corrispondente alla **I** classe di qualità biologica dell'acqua ovvero "*ambiente non inquinato o non alterato in modo sensibile*").

Il metodo si basa su un'analisi qualitativa e semiquantitativa delle unità sistematiche rinvenute, "pesando" le presenze sulla base del livello di sensibilità alla qualità ambientale dei singoli taxa. Esso pertanto tiene conto del *numero complessivo di taxa*, della *composizione qualitativa della comunità* e del *livello di sensibilità alle alterazioni ambientali dei taxa* stessi. La combinazione di questi tre elementi consente un'analisi efficace delle condizioni di vita offerte dall'ecosistema esaminato. L'analisi biologica tende infatti a sintetizzare, da sola, dal punto di vista qualitativo, tutto l'ambiente naturale, in quanto rappresentativa della valenza vitale del biotopo e a fornire il quadro degli **effetti** (naturali o antropici) sugli organismi viventi che la registrano.

La metodologia IBE fu ufficialmente adottata nell'ambito del D. Lgs. 152/99. Ai sensi del più recente D. Lgs. 152/06 (in recepimento della Direttiva 2000/60/CE) è stato introdotto un nuovo sistema di valutazione di stato della comunità macrobentonica: l'**Indice Multimetrico STAR di Intercalibrazione (STAR_ICMi)**; BUFFAGNI, ERBA, 2007; BUFFAGNI *et al.*, 2007), la cui applicazione porta a valori nell'intervallo 0 ÷ 1, dallo stato cattivo a quello elevato (cfr. succitato D.M. 260/10²⁴). Si tratta di una metodologia basata fondamentalmente sulla valutazione quantitativa delle popolazioni (abbondanza espressa come numero di individui per metro quadro di letto bagnato) costituite dalle famiglie della comunità macrobentonica.

Non sempre è lecito elaborare, sulla base degli indici biotici, dei precisi nessi causa - effetto, riferendo puntualmente il valore di un indice ad un determinato inquinamento o ad altro fenomeno dannoso, ad esempio di tipo idrologico. Le analisi biologiche, anche se già ampiamente rappresentative, si giovano sempre del conforto dei risultati di altri rapporti di settore. Per esempio, accennando all'impiego degli indici biotici nelle diagnosi della qualità ambientale, o nel tentativo di individuare un inquinamento accidentale, o puntiforme, o saltuariamente ripetitivo, tali metodi non consentono la determinazione diretta di un particolare inquinamento. Inoltre, per quanto riguarda l'interpretazione dei risultati di una ricerca basata sugli indicatori biologici acquatici, è di grande importanza la conoscenza della situazione idrologica, date le significative influenze (dirette e indirette) esercitate dall'idrodinamica sulla fauna di fondo. Il tentativo di mettere in relazione il risultato ottenuto dall'indice IBE con i diversi parametri ambientali, può anche utilmente avvalersi del raffronto con altri indici naturalistici, per esempio l'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.), che prende in

esame, oltre al punteggio IBE, altre componenti di carattere territoriale non strettamente fluviali e che possono anche pesantemente condizionare la comunità biotica acquatica (capitolo 10).

9.1 - Fattori condizionanti la composizione della biocenosi

A livello di studio di un ampio reticolo idrografico e specialmente dove lo scopo dello studio sia quello di definire la qualità biologica del corso d'acqua dal punto di vista naturalistico, è frequente il presentarsi di una situazione complessa, condizionata da numerosi e diversi fattori ecologici. Per la maggior parte questi non sono noti o non sono evidenti e localizzabili o non predominanti al punto da determinare, da soli, una certa situazione ambientale, ma giocano insieme agli altri fattori una reciproca interazione. L'esperienza in campo di questi anni ha permesso di individuare una serie di fattori che insieme contribuiscono a determinare la composizione della comunità di macroinvertebrati bentonici. Essi sono riassumibili nei seguenti, alcuni naturali, altri condizionati dall'azione umana:

- **qualità fisico-chimica dell'acqua;**
- **idrologia;**
- **scarichi;**
- **naturalità delle sponde;**
- **vegetazione riparia;**
- **morfologia e granulometria del substrato;**
- **uso del corso d'acqua, del territorio circostante e dell'intero bacino;**
- **litologia;**
- **altitudine.**

La **qualità fisico - chimica delle acque** è un fattore determinante nel condizionare la composizione della comunità biotica del corso d'acqua, pur rappresentando, di per sé, una condizione necessaria, ma non sufficiente per l'instaurarsi di una comunità ricca e diversificata. Acque con elevati apporti trofici organici provenienti da scarichi civili o dall'intenso uso agricolo del suolo determinano generalmente la scomparsa dei taxa più sensibili di Plecotteri, l'incremento dei Ditteri, in particolare dei Chironomidi, nei quali il genere *Chironomus* è considerato indicatore di elevato carico organico; in generale si assiste ad uno squilibrio qualitativo della comunità attesa come riferimento per la tipologia ambientale esaminata.

Per quanto riguarda l'**idrologia**, è necessario distinguere la situazione in cui una eventuale riduzione di portata sia l'unico elemento di stress ambientale da quella in cui esso sia accompagnato da uno o più degli altri succitati fattori. Il primo caso è facilmente riferibile ai danni provocati dalle regolazioni idriche, qualora provochino asciutte e piene amplificate rispetto a quanto avverrebbe naturalmente, dove, in assenza di scarichi, la qualità dell'acqua può essere elevata, ma lo stress idrologico, determinato da forti riduzioni di portate, può semplificare le popolazioni. In queste condizioni è frequente trovare, nei campionamenti, qualche individuo appartenente a specie esigenti, che esprimono le potenzialità che avrebbe il corso d'acqua in condizioni di portate naturali. Alcuni taxa sono particolarmente sensibili alle riduzioni di portate; ricordiamo fra i Plecotteri il genere *Perla*, *Dinocras* e, fra i Ditteri, la famiglia dei *Blephariceridae*, che vivono preferenzialmente nei tratti superiori dei corsi d'acqua non inquinati, in acque fredde, turbolente e ben ossigenate; per questi organismi l'entità delle portate è fattore determinante per la loro sopravvivenza e potrebbe risultare, da solo, sufficiente a determinarne la scomparsa. NICOLA *et al.* (2005) affermano che, a causa della riduzione delle portate le cenosi acquatiche: "...subiscono limitazioni nella disponibilità degli habitat per la progressiva riduzione dell'alveo bagnato, variazioni termiche... e alterazioni delle condizioni chimico-fisiche dell'acqua... Alcuni taxa sembrano superare al meglio il periodo di scarsità d'acqua, poiché i loro cicli vitali prevedono una fase iporreica dei primi stadi larvali (come avviene nei Plecotteri *Leuctridae*) o perché sono in grado di tollerare notevoli riduzioni del tasso d'ossigeno disciolto (come i Tricotteri *Hydropsychidae*). Dapprima scompaiono i taxa più sensibili alle diminuzioni di ossigeno, come *Isoperla sp.* ed *Ecdyonurus sp.* Se poi la riduzione di portate si accompagna ad una bassa qualità chimica, si ha un'ulteriore selezione della comunità a partire dagli altri generi di Plecotteri, escluso *Leuctra*, genere al quale appartengono alcune specie che sopportano un certo grado di inquinamento". Altri Autori hanno osservato che le comunità campionate dopo eventi alluvionali sono caratterizzate dalla cospicua presenza di alcuni taxa come Efemerotteri *Baetidae* e Ditteri *Chironomidae*, noti per essere colonizzatori precoci (FENOGLIO *et al.*, 2002).

Gli **scarichi** sono sorgenti puntiformi di sostanze inquinanti di natura prevalentemente organica (civili) o prevalentemente chimica (industriali). In questo caso gli effetti sono correlati alla natura, all'entità dello

scarico e alle condizioni quali-quantitative del corso idrico recettore. Quanto più è elevato il rapporto fra acqua “sporca” scaricata e acqua “pulita” che la riceve, tanto più deleteri ed estesi sono gli effetti, in quanto è lenta l’autodepurazione che il corso d’acqua riesce ad effettuare.

Un altro fattore che condiziona la presenza di scarichi, sia puntiformi che diffusi, è la “capacità” del fiume di effettuare scambi con il territorio circostante, direttamente correlata alla **naturalità delle sponde** e alla presenza di una fascia di **vegetazione riparia** il più possibile ampia e diversificata. La prima, oltre ad essere la condizione essenziale affinché possa insediarsi una comunità vegetale stabile e diversificata sulla parte emersa, è altresì necessaria perché la parte sommersa dalle acque offra rifugio alle cenosi acquatiche. Gli organismi, infatti, oltre ad essere selezionati longitudinalmente lungo il fiume, presentano anche una diversificazione in taxa lungo il transetto trasversale al flusso della corrente, in cui si ha una diversificazione di parametri quali la velocità della corrente, la profondità delle acque, il trasporto di materiale a diversa **granulometria**. Gli Oligocheti, per esempio, vivono insabbiati nelle zone spondali ed i Tricotteri con astuccio riescono a compiere il loro ciclo se trovano materiale minerale o vegetale per costruirsi il ricovero, in zone dove l’acqua non è profonda e la corrente limitata. La vegetazione riparia, contribuisce all’apporto di materiale organico vegetale (in parte utilizzato dai consumatori primari ed in parte asportato dalla corrente) e, con le radici, a stabilizzare le sponde ed a formare uno strato assorbente e filtrante rispetto al territorio circostante. Occorre ricordare che la maggior parte dei cicli acquatici degli insetti si compie per il passaggio delle uova deposte da un adulto alato sulla vegetazione perifluviale, dalla quale raggiunge il fiume per lo sviluppo della larva acquatica e attraverso la quale emergere dalle acque, per asciugare le ali e per ricominciare un nuovo ciclo. La mancanza di questo elemento depaupera il fiume di una componente essenziale per il mantenimento delle comunità biologiche.

La capacità di trasporto del materiale solido cambia da monte verso valle e dalla periferia al centro dell’alveo; pertanto la **morfologia** e le dimensioni dei clasti trasportati sono aspetti che da soli caratterizzano, in condizioni naturali, l’alveo fluviale. Dalla roccia in posto, ai grandi massi dei tratti superiori dei corsi d’acqua, ai ciottoli arrotondati e classati dal trasporto, al materiale più fine (sabbie e argille) dei tratti di pianura; in modo analogo è classato il materiale dal centro del fiume, che ospita litologie grossolane, alle aree di calma delle sponde, con presenza di materiale fine. A seconda dell’habitat, determinato dalla combinazione di velocità della corrente e granulometria del substrato, si insediano diversi gruppi di specie, suddivisi in reofili e limnofili. I primi abitano i substrati di erosione, gli altri quelli di sedimentazione.

I macroinvertebrati sono adattati alla risultante di questi due fattori interdipendenti, corrente e struttura del substrato, e si distribuiscono in funzione di questi. Negli ambienti torrentizi di fondovalle (intermedi tra i ripidi torrenti di montagna e i lenti fiumi di pianura) i diversi substrati, tipicamente colonizzati, sono normalmente presenti in tutta la larghezza del corso d’acqua. Diversa è la situazione a monte, dove il substrato di erosione diventa prevalente sino ad essere l’unico, e a valle, dove diminuisce il trasporto solido e aumenta il sedimento fine. Se in condizioni naturali è possibile reperire specie diverse procedendo dalle sponde verso il centro, altrettanto accade da monte a valle, per cui è possibile definire una zonazione della fauna a macroinvertebrati. In particolare, secondo GHETTI e BONAZZI (1981) nelle zone a corrente veloce sono presenti la maggior parte dei generi di Plecotteri, *Rhitrogena*, *Epeorus*, *Ecdyonurus*, oltre al genere *Baetis*, ubiquitario fra gli Efemerotteri, la maggior parte delle famiglie dei Tricotteri ed in particolare *Rhyacophilidae*, *Hydropsychidae* (parte), *Phylopoymidae*, *Goeridae*, *Brachycentridae*, le famiglie *Chironomidae*, *Simuliidae*, *Blephariceridae* fra i Ditteri, i generi *Crenobia* e *Dugesia* fra i Tricladi e *Ancylus sp.* Gasteropode. Nelle acque lente invece sono generalmente presenti i generi *Xantoperla* e *Capnia* fra i Plecotteri, ancora *Baetis*, insieme a *Oligoneuriella*, *Habrophlebia*, *Ephemera*, *Caenis* e *Pothamantus* fra gli Efemerotteri, le famiglie *Beraeidae*, *Phryganeidae*, *Molannidae*, *Hydropsychidae* (parte) fra i Tricotteri, *Tipulidae*, *Limonidae* e *Culicidae* dei Ditteri, *Sphaerium sp.*, *Unio sp.*, *Dreissena sp.* fra i Bivalvi *Asellus sp.*, *Gammarus sp.* fra i Crostacei. Casi particolari sono quelli dei segmenti di corso d’acqua perturbati artificialmente, con rallentamenti o ondate di piena, causate dalle ricorrenti manovre idrauliche degli impianti di captazione idrica. In questi casi il rapporto tra substrato di erosione e substrato di sedimentazione sono alterate, e con esse le colonizzazioni di macroinvertebrati.

L’**uso del territorio circostante** è un fattore che incide sulla qualità biologica del corso d’acqua, sia per gli apporti di inquinanti, sia per l’uso che viene fatto del fiume e delle sue immediate vicinanze (estrazione di materiale litoide dall’alveo, interventi di sistemazione idraulica, taglio della vegetazione perifluviale,...). Questi elementi contribuiscono a creare azioni di disturbo, attraverso la distruzione diretta dell’ambiente di vita della macrofauna bentonica (determinata da lavori in alveo protratti nel tempo e dalla banalizzazione dell’ambiente fluviale) e creando condizioni di vita non sopportabili dalle specie più sensibili, ad esempio attraverso l’intorbidimento delle acque determinato dai rimaneggiamenti di materiale fluviale.

Oltre a tutti i succitati fattori antropici di alterazione e condizionamento della composizione faunistica, vi sono fattori naturali che possono incidere sulla sua ricchezza in taxa. Un intorbidimento naturale delle acque è infatti riscontrabile in corsi d'acqua che scorrono in **litologie** particolarmente friabili, con continuo apporto di materiale fine in sospensione, come si verifica per esempio sul Torrente Chisone nel tratto scorrente all'interno del Parco Naturale della Val Troncea o in Valle Thuras, ambienti naturali nei quali la qualità biologica, sia per ragioni legate all'**altitudine**, che per la presenza di abbondante materiale in sospensione, non è elevata come atteso. Altro caso eclatante è rappresentato dalla Dora Baltea, corso d'acqua a regime francamente nivoglaciale, caratterizzato dalle maggiori portate in estate per l'ablazione dei numerosi ghiacciai valdostani; al di fuori di pochi mesi nella stagione fredda, le acque sono fortemente torbide per cause naturali; in tale situazione le condizioni di vita degli organismi acquatici sono difficili ed è, tutto sommato, "normale" ottenere, dai campionamenti, valori IBE non ottimali, tali da imporre una seconda classe di qualità biologica delle acque anche senza evidenti alterazioni dell'ambiente fluviale.

9.2 - Criteri per la corretta applicazione degli indici biotici

L'applicazione dell'IBE prevede una serie di fasi che si possono così riassumere:

- definizione degli obiettivi dell'indagine;
- studio preliminare del corso d'acqua;
- campionamento e prima definizione del valore dell'indice biologico;
- controllo in laboratorio e definizione della qualità dell'acqua.

Lo studio preliminare è fondamentale per raccogliere informazioni e poter dislocare le stazioni di prelievo (in numero adeguato rispetto a quanto descritto nel capitolo sette) in modo mirato verificando le possibilità di accesso, la presenza di scarichi, ecc... Il campionamento va condotto in una sezione di fiume che si avvicini il più possibile alla tipologia rappresentativa del tratto considerato. Dove possibile si dovrebbe campionare lungo un transetto obliquo che attraversa completamente l'alveo bagnato da sponda a sponda nella direzione di risalita del corso d'acqua. Quando questo non sia consentito a causa di elevate profondità o forte corrente, occorre campionare una porzione di transetto fin dove possibile e continuare il campionamento risalendo il corso d'acqua e prestando attenzione ad eventuali diverse tipologie o condizioni di qualità tra le due sponde. Quando si formano più alvei bagnati, occorre evitare di campionare in quelli di recente colonizzazione.

Anche se il calcolo dell'IBE richiede la definizione della struttura della comunità, intesa come ricchezza in taxa (mentre non richiede la definizione delle densità degli organismi, se non come stima di massima, sotto forma di abbondanze), è necessario valutare con estrema attenzione questa operazione. Una eccessiva valutazione delle unità sistematiche presenti potrebbe determinare l'ingresso in tabella a livello più elevato, con sovrastima della qualità biologica del tratto considerato, così come una sottostima degli stessi potrebbe determinare un'apparente abbassamento della qualità biologica. Risulta pertanto fondamentale stabilire quali organismi rientrano nel campionamento in modo significativo e quali invece sono stati trasportati dalla corrente e non rappresentano organismi stabilmente presenti nel tratto considerato (*Drift*); le quantità minime significative dei taxon sono riportate nelle tabelle proposte da GHETTI (1997). È inoltre opportuno operare una prima separazione e riconoscimento del materiale in campo, sia per facilitare l'allontanamento degli organismi vivi dal detrito, sia per verificare immediatamente un primo giudizio di qualità che, se poco convincente, potrebbe indurre a prolungare il campionamento, al fine di ricostruire, nel modo più fedele possibile, la struttura in taxa della comunità esaminata.

Altri due aspetti da considerare sono relativi agli ambienti e ai periodi in cui è possibile applicare l'indice. Esso può essere applicato su tutti gli ambienti di acque dolci correnti e stabilmente colonizzati in cui il valore di indice "atteso" risulti maggiore o uguale a 10. Vi sono infatti ambienti in cui questo valore è "naturalmente" inferiore a 10: tratti prossimi a sorgenti oligotrofiche, acque di nevaio, ambienti con acque ferme per lunghi periodi, tratti non completamente colonizzati dopo asciutte o piene rovinose. Inoltre il monitoraggio biologico non dovrebbe essere eseguito nel periodo immediatamente successivo ad una asciutta (dopo 2/3 mesi) o ad una forte piena (dopo 10 ÷ 20 giorni), in quanto prematuro per una completa ricolonizzazione. Tali tempi variano in funzione della stagione, della quota, dell'intensità e della durata della piena o dell'asciutta e in relazione alle dimensioni del corso d'acqua. I tratti di pianura dei grandi fiumi e i grandi canali artificiali sono a volte difficilmente campionabili in modo corretto, per i battenti idrici, la dispersione su ampi spazi dei microhabitat, le differenze di qualità fra sponda e sponda. In questi casi l'applicazione dell'indice è subordinata alla possibilità di dimostrare che il campionamento è stato eseguito con tecniche e in condizioni ambientali idonee e che è noto il valore di indice "atteso", definito sullo stesso ambiente o in tipologie analoghe. Il campionamento per il calcolo dell'indice non dovrebbe inoltre essere

eseguito immediatamente a valle dell'immissione di uno scarico o di un affluente, ma ad una distanza tale da garantire il completo rimescolamento delle acque con quelle del corpo ricevente. Lo scopo è infatti quello di valutare la qualità del corso recettore, connessa alla sua capacità autodepurativa e non dello scarico.

Gli argomenti a favore dell'uso dei macroinvertebrati come indicatori sono la sedenterietà e la durata relativamente lunga dei cicli vitali. Quando alcune specie si sottraggono temporaneamente all'ambiente idrico per lo svolgimento dei processi riproduttivi, numerose altre restano immerse (quelle che hanno un ciclo di durata superiore ad un anno) ed altre, le cui generazioni (più di una all'anno) si sovrappongono, subentrano alle prime, per cui in teoria la diversificazione complessiva non dovrebbe subire mutamenti drastici e restare a livelli tali da consentire una buona diagnosi biologica. Su queste considerazioni si è affermato il principio che è sostanzialmente corretto campionare in qualsiasi periodo dell'anno, in ossequio alle prerogative della metodica. Nei tratti montani dei corsi d'acqua, però, si osservano importanti eccezioni per quanto riguarda la rispondenza degli indici biotici applicati ad iniziare dalla tarda primavera e per quasi tutta l'estate. In questo periodo, la maggior parte delle larve di Plecotteri e di Efemerotteri passano alla fase alata; dato che il numero totale di Unità Sistematiche in montagna è generalmente inferiore rispetto alla pianura, a causa di processi selettivi determinati da fattori idrologici, climatici e trofici e che in tali ambienti le comunità macrobentoniche sono nettamente dominate da Plecotteri ed Efemerotteri, lo sfarfallamento di alcune specie di questi porta ad una diminuzione dei valori degli indici biotici, non riferibili ad impatti antropici. Si perviene così ad una sottostima qualitativa degli ambienti rithrali (Pinna Pintor, 1986; C.R.E.S.T., 1989). Accade cioè che, eseguendo i campionamenti nella stagione dello sfarfallamento, che inizia generalmente nel mese di maggio, a determinati tratti di corso d'acqua venga attribuita una bassa qualità biologica anche se poche settimane prima si sarebbero rinvenute più numerose Unità Sistematiche, a parità di condizioni idrochimiche delle acque. Occorre quindi prestare particolare attenzione al periodo dell'anno in cui si svolgono le campagne di campionamento, ed evitare le raccolte in stagioni riproduttive durante le quali non solo la biomassa, ma soprattutto la diversificazione dei popolamenti subisce una riduzione naturale, che nulla ha a che vedere con l'inquinamento.

Il metodo IBE, quale valutazione della qualità biologica delle acque, è ancora attualmente il più indicato per gli studi di impatto ambientale legati ai progetti di impianto di derivazioni/ritenzioni idriche, in quanto ampiamente collaudato, relativamente facile ed economico da applicare. Come sopra illustrato, ai sensi del D. Lgs 152/06 e come previsto dal D.M. 260/2010, è stata adottata la nuova metodologia STAR_ICMi che non sostituisce l'IBE; è un sistema che meglio si adatta alle esigenze di valutazione di stato degli ecosistemi fluviali secondo i criteri previsti dalla Direttiva 2000/60/CE, ma presenta alcuni svantaggi legati essenzialmente ad una maggiore complessità e quindi maggiori oneri temporale ed economico.

In linea di massima le considerazioni sopra illustrate valgono anche per l'applicazione dello STAR_ICMi. Trattandosi di un metodo quantitativo, tuttavia occorre più attenzione nella caratterizzazione del tipo fluviale in esame. Con l'IBE ogni unità sistematica, affinché sia valida per essere conteggiata ai fini del calcolo dell'indice, deve essere rappresentata da un numero minimo di individui. Il valore numerico dell'indice dello STAR_ICMi è fortemente condizionato (anche se non solo) dall'abbondanza, cioè dal numero di individui di ogni famiglia su unità di superficie (generalmente 1 m²) del letto bagnato. Inoltre non vale solo il numero totale di famiglie rinvenute (insieme al numero di quelle del gruppo ETP - Efemerotteri, Tricotteri e Plecotteri), ma anche la sensibilità delle stesse, secondo valori (score) attribuiti. Per esempio la presenza dei Chironomidi contribuisce ad innalzare il numero totale di famiglie a vantaggio della corrispondente metrica e quindi di un indice più elevato, ma se l'abbondanza di tale famiglia fosse elevata, per il suo basso valore di score (assegnata per la nota resistenza all'inquinamento organico), risulterebbe negativamente condizionata la metrica ASPT (relativa al livello di tolleranza) e quindi con condizionamento (in negativo) del punteggio finale dello STAR_ICMi in misura significativamente superiore a quanto risulterebbe dalla metrica riguardante il numero totale delle famiglie.

Quanto sopra per rimarcare la necessità di una cura particolare nella scelta dei mesohabitat soggetti all'azione di campionamento, in modo che tutti siano ben rappresentati dal numero minimo di repliche (10 pescate interessanti ciascuna 10 dm² di superficie di letto bagnato). Ciò può comportare talora problemi non indifferenti sull'efficacia delle singole pescate, soprattutto quando l'alveo fluviale è dominato da granulometrie grossolane. Ciò accade frequentemente nei più ripidi torrenti montani, proprio quelli maggiormente interessati dai progetti di nuovi impianti idroelettrici. Infatti la presenza di numerosi massi complica non poco la raccolta degli organismi sulla superficie della replica di 10 dm², cioè grossolanamente un quadrato di poco più di 3 dm, spesso di dimensioni minori della maggior parte dei massi che dominano nell'alveo del torrente.

Sicuramente lo STAR_ICMi permette un'analisi più accurata della comunità macrobentonica e soprattutto permette una valutazione di stato basata essenzialmente dal confronto tra la comunità campionata e quella di riferimento, cioè quella attesa in assenza di alterazioni di origine antropica, come tra l'altro espressamente indicato dalla Direttiva 2000/60/CE. Infatti una volta ottenuto il valore dell'indice ricavato dai dati delle abbondanze delle famiglie rinvenute in fase di campionamento, questo viene rapportato con quello atteso ottenibile dall'insieme dei valori delle diverse metriche rappresentativi delle condizioni di riferimento. Ma il valore atteso cambia in funzione dei tipi fluviali e delle aree geografiche alle quali appartengono. Ciò ha comportato una attenta ed approfondita analisi dei caratteri fondamentali delle comunità di riferimento e ciò ha permesso, da pochi anni, prime e significative sperimentazioni che sembrano confermare una buona attendibilità del metodo.

Tuttavia emergono ancora alcuni problemi dovuti al fatto che non è facile rinvenire ambienti esemplificativi di comunità macrobentoniche poco o nulla alterate, cioè identiche o molto simili a quelle di riferimento, adatte come "modelli" utili alla "taratura" del metodo. Tra gli ambienti più "difficili" da esaminare, sotto questo profilo, sono proprio i torrenti montani ed in misura tanto più elevata al crescere dell'altitudine e per gli stessi motivi che impongono cautela nell'applicazione dell'IBE sopra illustrati. L'oligotrofia e i limiti climatici ed idraulici che caratterizzano normalmente tali ambienti infatti pongono limiti evidenti nelle abbondanze delle famiglie e ciò condiziona pesantemente l'indice STAR_ICMi fondamentalmente basato su criteri quantitativi. Per tale ragione si suggerisce di effettuare, quando possibile, il campionamento mediante i criteri utili all'applicazione dello STAR_ICMi, ma di conteggiare le abbondanze secondo i gruppi sistematici previsti dall'IBE; in tal modo si ottengono i valori di abbondanza anche delle famiglie ed è possibile ottenere i valori di entrambi gli indici. dal confronto dei quali è meno difficoltoso l'interpretazione corretta delle condizioni biologiche del tratto di corso d'acqua in esame.

9.3 - Indicazioni per i campionamenti

La qualità biologica delle acque definita dal valore $IBE \geq 6$ corrisponde ad una condizione critica, rispetto alla quale è prevedibile il passaggio a condizioni peggiori anche in seguito ad impatti modesti. In sintesi, **lo stato "sufficiente", quando condizionato da una terza classe della qualità biologica delle acque ($IBE = 6 \div 7$ e/o $STAR_ICMi = 0,50 \div 0,70$), rappresenta una situazione a rischio, rispetto alla quale occorre una particolare attenzione, al fine di non pregiudicare le azioni di recupero ambientale e di gestione delle risorse idriche finalizzate al miglioramento delle condizioni ambientali in coerenza con gli obiettivi di qualità.**

A tale scopo le analisi relative alla qualità biologica delle acque vanno effettuate, come illustrato ai precedenti paragrafi, con grande attenzione. In particolare, per ciascuna delle stazioni di campionamento individuate sulla base dei criteri descritti al capitolo 7, occorre:

- **due campionamenti di cui uno in stagione di magra, separati da un intervallo temporale di almeno 3 mesi ed evitando, se possibile, il periodo invernale;**²⁸
- **i due valori dei due campionamenti devono risultare pressoché identici o simili o comunque con non oltre 2 punti di differenza per l'IBE 0,2 punti per lo STAR_ICMi; in caso contrario occorre un terzo campionamento, a non meno di 2 mesi dal secondo;**
- **il valore IBE e/o dello STAR_ICMi rappresentativo della stazione è il migliore dei 2 campionamenti o la media dei 3 campionamenti; nel caso in cui si ottengano valori decimali per l'IBE si procede ad un arrotondamento per eccesso considerando lo 0,4 quale limite di attribuzione dell'unità superiore;**²⁹

²⁸ La metodologia IBE prevede la possibilità di effettuare campionamenti anche nella stagione fredda. Ma occorre riconoscere che, al fine di evitare eventuali sottostime dell'indice, conviene "cercare" le migliori condizioni atte alla cattura degli organismi, comunque più mobili e più facilmente rinvenibili fuori dal periodo più freddo, solitamente il trimestre invernale dicembre ÷ febbraio, ma comprendente anche marzo nelle fasce altimetriche più elevate. Inoltre, per quanto riguarda l'applicazione dello STAR_ICMi, occorre considerare la necessità di effettuare i conteggi relativi alle abbondanze e quindi di un lavoro in condizioni sfavorevoli per gli operatori in situazioni meteorologiche caratterizzate da freddo intenso.

²⁹ Per esempio si assegna il valore 9 per $8,4 \leq IBE < 9,3$. Ciò al fine di assegnare un peso maggiore ai valori più elevati, probabilmente meglio rappresentativi delle situazioni reali. Talvolta si assegnano valutazioni intermedie, per esempio "10/9" oppure "9/10"; in tali casi si attribuisce il valore 9,6 e 9,4 rispettivamente (punto 3.2.3 dell'Allegato 1 del D.Lgs. 152/99).

10 - FUNZIONALITÀ FLUVIALE

La valutazione della funzionalità fluviale nasce dalla considerazione che il sistema fiume non può essere ridotto alle sue componenti biotiche e/o idrauliche, pure se indispensabili alla sua caratterizzazione. La funzionalità di un corso d'acqua richiede la messa in relazione del sistema fluviale con l'ambiente circostante. Il fiume è infatti condizionato sia dalle caratteristiche del territorio circostante, immediatamente confinante, sia dallo stato dell'intero bacino. L'indice di funzionalità fluviale permette di valutare l'insieme delle funzioni caratterizzanti un corso d'acqua. È un indice di sintesi, che combina informazioni ottenute da analisi di tipo biologico, come l'IBE, con osservazioni sulle condizioni idrauliche del corso d'acqua e sulla naturalità dell'ambiente circostante. Il principale obiettivo dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) "...consiste nella valutazione dello stato complessivo dell'ambiente... e della sua funzionalità,... risultato della sinergia e dell'integrazione di un'importante serie di fattori biotici e abiotici dell'ecosistema acquatico e di quello terrestre ad esso collegato" (SILIGARDI *et al.*, 2000). Il metodo ha subito una profonda revisione nel 2007 (SILIGARDI *et al.*, 2007), pur mantenendo la stessa organizzazione come numero di domande, punteggi e livelli di qualità. Tale revisione è stata resa necessaria dalle esperienze acquisite.

L'IFF permette, con l'ausilio di diversi parametri, corrispondenti ad altrettante domande sulle varie caratteristiche ambientali, di valutare la sua capacità di fornire una azione drenante di eventuali inquinanti e di fornire una continuità tra il fiume e l'ambiente circostante. L'applicazione si sviluppa su domande, che danno ognuna un punteggio, la cui somma, calcolata indipendentemente per ogni sponda dà un punteggio che premia o penalizza caratteristiche ritenute efficaci o deprimenti la funzionalità fluviale. Il valore totale, ottenuto sommando i singoli punteggi, è compreso fra un minimo di 14 ed un massimo di 300. I valori di IFF ottenuti vengono tradotti in 5 livelli di funzionalità, e quattro livelli intermedi:

Valore di I.F.F.	Livello di funzionalità	Giudizio di funzionalità	Colore
261 ÷ 300	I	Elevato	
251 ÷ 260	I-II	Elevato-buono	
201 ÷ 250	II	Buono	
181 ÷ 200	II-III	Buono-mediocre	
121 ÷ 180	III	Mediocre	
101 ÷ 120	III-IV	Mediocre-scadente	
61 ÷ 100	IV	Scadente	
51 ÷ 60	IV-V	Scadente-pessimo	
14 ÷ 50	V	Pessimo	

La valutazione dell'IFF va effettuata in continuo del corso d'acqua; questo permette una rappresentazione cartografica più agevole (non essendo necessaria una interpolazione per mettere su carta i dati ottenuti) rispetto agli indici biologici e chimici discussi nei precedenti capitoli, che sono necessariamente puntuali in quanto relativi a determinati siti (stazioni di campionamento). La valutazione viene effettuata in tratti omogenei dal punto di vista di tutti i parametri considerati; per evitare una valutazione troppo frammentaria si definiscono tratti minimi rilevabili di lunghezza variabile a seconda dell'alveo di morbida (**tab 6**) È possibile raggruppare alcuni parametri affini, con la formulazione di specifici subindici, come quello della funzionalità morfologica, oppure della funzionalità vegetazionale (ROSSI *et al.*, 2005), che forniscono informazioni complementari a quelle ottenute dalla valutazione complessiva della funzionalità fluviale, e permettono di meglio definire eventuali criticità.

Larghezza alveo di morbida [m]	Tratto minimo rilevabile [m]
≤ 5	30
5 ÷ 10	40
10 ÷ 30	60
30 ÷ 50	75
50 ÷ 100	100
> 100	quanto l'alveo di morbida

Tab. 6 - Tratto minimo rilevabile in funzione della larghezza dell'alveo

Attualmente la valutazione IFF è prescritta come accessoria, ma costituisce un importante strumento nella valutazione di impatto di un'opera che coinvolga l'ambiente fluviale perchè è l'unico indice che considera non solo il corso d'acqua, ma anche l'ambiente circostante. In questo senso ha una valenza che va al di là della mera valutazione della qualità delle acque, che è peraltro presente in alcuni parametri; la valutazione della funzionalità fluviale ha anche un significato paesaggistico e può costituire uno strumento per la pianificazione territoriale.

L'utilità della valutazione della funzionalità fluviale è di sintesi di parametri, ognuno dei quali può condizionare il raggiungimento di obiettivi di tutela del territorio e delle sue risorse. Per esempio la presenza di una fascia perifluviale estesa e continua, con la possibilità di frequenti scambi con l'ambiente fluviale permette una maggiore varietà faunistica e floristica ed ha una funzione depurativa sul corso d'acqua stesso. Una struttura dell'alveo stabile, con fondale poco mobile e scarsa erosione contribuisce efficacemente a mitigare gli effetti dei fenomeni alluvionali. Sono obiettivi previsti singolarmente in numerosi ambiti, ma che possono essere rappresentati unitariamente attraverso l'IFF. Si deve comunque sottolineare come, nei casi in cui la funzionalità fluviale sia bassa, non si abbia soltanto il manifestarsi di una situazione ambientale perturbata, ma un effetto diretto e riscontrabile su molti parametri quali ad esempio la qualità chimica e biologica e soprattutto l'ittiofauna. Inoltre il punteggio basso ottenuto per diversi parametri, per esempio per l'assenza di una fascia perifluviale, è da ritenersi di per sé negativo, da un punto di vista dell'alterazione paesaggistica, senza che vi sia necessità di dimostrare la funzione di filtro della fascia perifluviale stessa.

La presenza di una situazione media generalmente compromessa rende problematici i progetti che comportino un ulteriore peggioramento della situazione, sia per i tratti alpini ancora integri, situazioni relativamente rare e da preservare, sia nei tratti compromessi di pianura, in cui un ulteriore peggioramento delle condizioni idrauliche potrebbe causare conseguenze negative per le componenti biologiche e per la stabilità del corso d'acqua.

La valutazione dell'indice di funzionalità fluviale andrebbe richiesta in tutte le opere che intervengano sull'alveo (estrazioni in alveo, sistemazioni idrauliche, derivazioni idriche,...) ed in quelle che intervengano sulle sponde (per esempio realizzazioni di strutture che coinvolgano la scomparsa totale o parziale della fascia perifluviale).

In sede di valutazione dovrebbe quindi essere descritta la situazione "*ante-operam*", con una valutazione effettuata in continuo, secondo quanto previsto dal manuale di applicazione IFF (SILIGARDI *et al.*, 2007), in un ambito leggermente più esteso del tratto fluviale interessato da un progetto di derivazione/ritenzione idrica; per esempio nel caso della realizzazione di una centrale idroelettrica con una traversa su un corso d'acqua non dovrà essere solo considerato l'intervallo tra le sezioni delle opere di presa e di restituzione, ma anche brevi tratti a monte e a valle.

Molto utile è la valutazione, in estrema sintesi, di un giudizio di qualità complessiva effettuando una media ponderata (IFF_{med}), considerando entrambe le sponde, delle classi in funzione delle estensioni dei diversi tratti omogenei per punteggio IFF.

Alla valutazione *ante-operam* va affiancata quella che si prevede durante le fasi di cantiere e di esercizio. Si può considerare, come criterio base, che la situazione *post-operam* dovrà essere tale che la classe IFF non peggiori dalla situazione attuale, con eventuali interventi compensativi (per es. introducendo una fascia perifluviale ove assente). Anche l'esecuzione delle opere va effettuata con un piano idoneo a ridurre al minimo l'impatto sulla funzionalità fluviale. Gli studi vanno corredati di idonea cartografia, ad una scala tale da permettere la verifica sul campo di quanto osservato³⁰.

11 - ITTIOFAUNA

Il D.Lgs 152/06 ribadisce la necessità di controllare le fonti di inquinamento, impone una particolare attenzione al raggiungimento di obiettivi di qualità e indica metodi e strumenti per la verifica sui reticoli idrografici dell'intero territorio. La Direttiva 2000/60/CE istituisce inoltre un quadro per la protezione delle acque che prevede, nell'allegato V, l'analisi dell'ecosistema fluviale con rilievi dello stato delle cenosi acquatiche: gli ecosistemi vanno studiati in tutte le componenti, tra le quali **la fauna ittica è fondamentale**.

³⁰ La cartografia di base deve essere prodotta in scala opportuna, in funzione dell'estensione dell'area idrologica considerata. In ogni caso deve essere possibile la precisa localizzazione dei siti delimitanti i tratti omogenei ed una chiara rappresentazione d'insieme attraverso l'utilizzo del classico "schema-colori".

In uno studio di impatto/compatibilità ambientale, inerente un progetto di impianto di derivazione/ritenzione idrica, occorre dunque valutare lo stato della comunità ittica nella situazione *ante-operam* per fornire indicazioni sulle conseguenze indotte, soprattutto in fase di esercizio, dall'alterazione del regime idrologico:

- rischio di alterazione della comunità ittica, in termini di composizione di specie e di struttura di popolazione delle singole specie, per modificazione del complesso mosaico di microambienti che caratterizzano l'alveo fluviale.
- diminuzione della produttività biologica;

La perdita di specie è il rischio più grave. Ciò che più interessa, sotto il profilo della compatibilità di un impianto di derivazione idrica, è la garanzia della conservazione della capacità di automantenimento delle popolazioni che compongono la comunità ittica nella situazione *ante-operam*, con particolare riferimento alle **specie autoctone**, soprattutto quelle endemiche ed a maggior rischio.

La diminuzione della produttività comporta una riduzione della biomassa prodotta nello spazio e nel tempo e si traduce in una diminuzione di pesci presenti, con taglie medie inferiori. La diminuzione di produttività è accompagnata da alterazioni più o meno marcate delle popolazioni ittiche, con risvolti spesso complessi. Portate e battenti idrici non adeguati a valle di una derivazione possono determinare situazioni inadatte al mantenimento di pesci di taglie superiori, "selezionando" riproduttori di piccola taglia. Questo fenomeno interessa quanto sopra riportato: **diminuzione della produttività, alterazione della struttura di popolazione e rischio di perdita di specie autoctone sono fenomeni correlati e fattori di rischio in caso di alterazione dei regimi idrologici.**

I campionamenti utili alla descrizione dello stato dell'ittiofauna nella situazione *ante-operam* vanno condotti alla scopo minimo di permettere l'applicazione dell'**ISECI** (Indice di Stato Ecologico delle Comunità Ittiche; ZERUNIAN *et al.*, 2009) e/o dell'**I.I.** (Indice Ittico; FORNERIS *et al.*, 2011) e si effettuano con la pesca elettrica, che consente di agire efficacemente in un ampio tratto di fiume ed in tempi brevi, senza nuocere al pesce che può essere rilasciato dopo il riconoscimento sistematico e le misurazioni. I moderni apparecchi per elettropesca funzionano a corrente continua o pulsata, con voltaggio ed amperaggio modulabili e utilizzabili a tensioni e correnti diversi in funzione dell'ambiente e delle specie potenzialmente presenti, al fine di catturare anche gli individui di taglia minore, sui quali l'effetto della corrente è inferiore (PEDUZZI, MENG, 1976).

I campionamenti sono di tipo qualitativo e quantitativo. I primi coprono distanze e superfici ampie e prevedono l'identificazione delle specie presenti e l'applicazione di indici di abbondanza e di struttura di popolazione. Costituiscono la tipologia di campionamenti adatta e sufficiente per gli studi di valutazione/compatibilità ambientale relativi a progetti di derivazioni idriche in corsi d'acqua medi e grandi e sono effettuati con un solo passaggio con elettrostorditore. I campionamenti di tipo quantitativo, che possono fornire una dettagliata descrizione delle popolazioni delle singole specie (biomassa, densità, struttura di popolazione per classi di età, produzione,...), sono complessi e richiedono più passaggi con elettrostorditore ed il rilevamento di un numero maggiore di parametri biologici. Per la corretta esecuzione di questi campionamenti, per i quali non esiste un protocollo operativo universalmente accettato, esistono limiti oggettivi oltre i quali gli esiti delle indagini sono quantomeno discutibili. Per corsi d'acqua con alvei ampi e profondi, l'utilità e l'efficacia di un campionamento quantitativo è molto limitata ed i risultati poco attendibili. In ambienti con portate modeste, con alvei ridotti e profondità medie inferiori al metro, queste indagini sono invece molto utili e forniscono accurate descrizioni dello stato delle popolazioni ittiche. Non è possibile definire, con precisione, limiti che costituiscano una guida per determinare le condizioni morfoidrauliche adatte per i campionamenti di tipo quantitativo. Si possono tuttavia fornire alcune indicazioni di carattere molto generale. In linea di massima le valutazioni quantitative sull'ittiofauna sono possibili:

- nelle condizioni paragonabili a quelle che rendono possibili le misure idrometriche speditive; approssimativamente con profondità massima < 1,5 m e velocità massima di corrente < 1,5 m/s.
- quando tutto o quasi il perimetro bagnato può essere sottoposto all'azione dell'anodo in un solo passaggio; l'operatore, al centro dell'alveo, riesce, per tutta o quasi la lunghezza della stazione, ad operare su tutto o gran parte del perimetro bagnato;
- nelle condizioni che escludono l'uso del gruppo elettrogeno da natante.

I criteri per l'individuazione delle stazioni di campionamento, gli stessi per la caratterizzazione della qualità fisico-chimica e biologica delle acque, sono descritti nel capitolo 7. È sufficiente un solo campionamento per ciascuna delle stazioni, evitando, per quanto possibile, di effettuare i prelievi durante la stagione riproduttiva dei principali gruppi sistematici: *Salmonidae* e *Ciprinidae*. Poiché il periodo riproduttivo si colloca tra fine ottobre ed aprile per i primi e nei mesi di maggio ÷ giugno per i secondi, al fine di evitare danni indotti

dall'elettropesca in un momento delicato del ciclo biologico di tali pesci, occorre evitare di effettuare campionamenti in tali mesi nelle acque popolate dai due gruppi sistematici. **Ciò significa concentrare i monitoraggi nei mesi tardo primaverili ed estivi in acque montane e di fondovalle alpine e nei mesi estivi ed autunnali nelle acque di pianura e di fondovalle.** Nell'inverno i campionamenti, specie quelli quantitativi, vanno sconsigliati, per scarsa efficacia dell'elettropesca e per anomalie nella distribuzione dei pesci, che tendono a concentrarsi nelle zone più profonde, non sondabili con l'elettrostorditore. Ulteriori indicazioni metodologiche per i campionamenti dell'ittiofauna, soprattutto in funzione della valutazione delle condizioni biologiche delle popolazioni ittiche, sono illustrate da FORNERIS *et al.* (2005, 2007 e 2011)

Occorre infine evidenziare che i metodi di valutazione di stato delle comunità ittiche, ai sensi del D. Lgs. 152/06 (in recepimento della Direttiva 2000/60/CE), in particolare l'ISECI (previsto dal succitato D.M. 260/2010) non sono applicabili, con risultati utili, in tutti gli ambienti, per esempio nei corsi d'acqua dominati dalla presenza di specie alloctone, oppure in quelli che, per loro natura, come molti torrenti delle Alpi, dovrebbero essere privi di ittiofauna, spesso esclusivamente "abitati" da salmonidi di immissione (FORNERIS *et al.*, 2007, 2010, 2011).

12 - VALUTAZIONE DEL RISCHIO

Sulla base dello stato complessivo dell'ecosistema fluviale *ante-operam* definito dai parametri sopra descritti, si procede alla valutazione delle possibili conseguenze indotte dalla realizzazione dell'opera di captazione idrica. Ciò significa descrivere lo stato dell'ecosistema presunto nella situazione di esercizio. È una fase delicata, complessa e difficile, rispetto alla quale non sono ancora disponibili, dalla letteratura esistente, sufficienti informazioni, in particolare quelle riguardanti gli esiti di monitoraggi nelle fasi di esercizio di impianti di derivazioni che sono stati oggetto di studi/valutazioni di compatibilità/impatto ambientali. Sono ben note le gravi conseguenze (seppure descritte in termini qualitativi) dovute alle sottrazioni di portata dai fiumi; ma si tratta quasi sempre di situazioni eclatanti, relative a derivazioni gestite senza DMV e quindi poco confrontabili con quelle che invece prevedono portate minime di garanzia, rispetto alle quali, per quanto succitato, si hanno poche esperienze.

12.1 - Definizione dei livelli di rischio

La previsione del rischio deve tenere conto di precisi obiettivi di tutela e di qualità. I tecnici pertanto devono considerare i rischi di eventuale mancato raggiungimento di tali obiettivi. Il modello propone una scala dei possibili livelli di rischio in funzione dei valori degli elementi indicatori utilizzati per la descrizione dello stato dell'ambiente nella situazione *ante-operam*.

Nello schema seguente si propongono 5 livelli di rischio (Lr1÷Lr5). Vengono nel seguito descritti i livelli estremi Lr1 (*rischio nullo o molto basso o irrilevante*) ed Lr5 (*rischio molto grave o molto elevato*) e quello medio Lr3 (*rischio medio*). I livelli Lr2 (*rischio basso o poco rilevante*) ed Lr4 (*rischio grave*) si collocano nelle situazioni comprese rispettivamente tra Lr1/Lr3 e tra Lr3/Lr5. Si ritiene inoltre utile la possibilità di esprimere anche valutazioni intermedie, per esempio $Lr = 1,5$ ($Lr = 1/2$) oppure $Lr = 3,5$ ($Lr = 3/4$), quando emergano incertezze rispetto a valutazioni per loro natura molto complesse e/o quando si ritenga opportuno esprimere una maggiore cautela senza tuttavia ipotizzare rischi della successiva classe inferiore.

Livello di rischio Lr = 1 (*nullo o molto basso o irrilevante*)

Stato complessivo dell'ecosistema fluviale, in fase *ante-operam*, caratterizzato da buona/ottima qualità delle acque. Comunità ittica paragonabile a quella di riferimento rispetto alla tipologia ambientale. Il tratto fluviale sotteso dall'impianto in progetto è poco o nulla condizionato da interruzioni della continuità longitudinale (per sbarramenti o per derivazioni idriche eccessive), anche a monte ed a valle dello stesso. Si prevede un DMV pari o superiore alla magra normale. In tali condizioni si ipotizza un rischio modesto di perdita del numero di Unità Sistematiche della fauna macrobentonica fra quelle più sensibili (es. Plecotteri), con abbassamento di non più di un punto dell'indice IBE, comunque senza che ciò pregiudichi il mantenimento nella seconda classe di qualità biologica delle acque, caratterizzata da una comunità macrobentonica sufficientemente ricca e strutturata, tale da garantire i normali processi dell'autodepurazione. La qualità fisico/chimica della matrice acquosa, in assenza di scarichi diretti nel tratto d'alveo sotteso, non subisce modificazioni (mantenimento dello stesso valore del LIM/LIMEco). Complessivamente dovrebbe risultare, con alta probabilità, una situazione *post-operam* coerente con uno stato ecologico buono, quale obiettivo di qualità previsto dal D. Lgs. 152/06, oppure (con qualche rischio in più) con giudizio elevato quando rilevato nel monitoraggio *ante-operam*. Gli interventi di cantiere per la realizzazione dell'impianto, salvo le sezioni ove sono

previste le opere di presa (strutturata con un adeguato passaggio artificiale per l'ittiofauna ove necessario) e dell'eventuale restituzione, non condizionano la funzionalità fluviale; oppure la condizionano limitatamente alla fase di cantiere quale impatto reversibile. La comunità ittica, in termini di composizione delle specie autoctone e delle relative abbondanze mantiene le stesse caratteristiche fondamentali, salvo una riduzione della produttività/biomassa.
Nelle condizioni <i>ante-operam</i> relative a Lr2, ma con interventi significativi di recupero della funzionalità fluviale (ove si riscontrassero bassi valori dell'IFF) mediante interventi di ingegneria naturalistica nel tratto di alveo interessato dal progetto di derivazione idrica.
Livello di rischio Lr = 2 (basso o poco rilevante)
Condizioni intermedie tra Lr = 1 ed Lr = 3.
Nelle condizioni <i>ante-operam</i> descritte per Lr1, ma con DMV < 0,8·Q355.
Nelle condizioni <i>ante-operam</i> descritte per Lr3, ma con interventi significativi di recupero della funzionalità fluviale (ove si riscontrassero bassi valori dell'IFF) mediante interventi di ingegneria naturalistica nel tratto di alveo interessato dal progetto di derivazione idrica.
Livello di rischio LI = 3 (medio)
Stato complessivo dell'ecosistema fluviale, in fase <i>ante-operam</i> , caratterizzato da sufficiente/buona qualità delle acque. La comunità ittica presenta segni di alterazione in confronto a quella di riferimento. Il tratto fluviale sotteso dall'impianto in progetto è poco o nulla condizionato da interruzioni della continuità longitudinale (per sbarramenti o per derivazioni idriche eccessive), anche a monte ed a valle dello stesso. Si prevede un DMV pari o superiore alla magra normale. Si ipotizza un rischio moderato di perdita del numero di Unità Sistematiche della fauna macrobentonica fra quelle più sensibili, con probabile abbassamento di un punto dell'indice IBE; ciò pregiudicherebbe il mantenimento nella seconda classe di qualità biologica delle acque eventualmente diagnosticata con IBE = 8 in fase <i>ante-operam</i> , con passaggio alla terza (IBE = 7); oppure con mantenimento della terza classe, ma in condizioni più vulnerabili, vicine al declassamento in quarta; il passaggio alla classe inferiore, in fase di esercizio, è molto probabile con IBE = 6 in fase <i>ante-operam</i> . La qualità fisico/chimica della matrice acquosa, in assenza di scarichi diretti nel tratto d'alveo sotteso, non subisce modificazioni. Complessivamente, nella situazione <i>post-operam</i> , si ipotizza un rischio limitato di mancato mantenimento di uno stato ecologico sufficiente ed un rischio più elevato rispetto a quello buono. Gli interventi di cantiere per la realizzazione dell'impianto, salvo le sezioni ove sono previste le opere di presa (strutturata con un adeguato passaggio artificiale per l'ittiofauna) e dell'eventuale restituzione, non condizionano la funzionalità fluviale; oppure la condizionano limitatamente alla fase di cantiere quale impatto reversibile. La comunità ittica, in termini di composizione delle specie autoctone, oltre alla riduzione della produttività/biomassa (grosso modo entro i limiti previsti in fase di valutazione), potrebbe subire una ulteriore compromissione, soprattutto per l'eventuale riduzione o scomparsa delle specie più reofile.
Nelle condizioni <i>ante-operam</i> descritte per Lr2, ma con DMV < 0,8·Q355.
Nelle condizioni <i>ante-operam</i> descritte per Lr4, ma con interventi significativi di recupero della funzionalità fluviale (ove si riscontrassero bassi valori dell'IFF) mediante interventi di ingegneria naturalistica nel tratto di alveo interessato dal progetto di derivazione idrica.
Livello di rischio Lr = 4 (grave o elevato)
Condizioni intermedie tra Lr = 3 ed Lr = 5.
Nelle condizioni <i>ante-operam</i> descritte per Lr3, ma con DMV < 0,8·Q355.
Livello di rischio Lr = 5 (molto grave o molto elevato)
Stato complessivo dell'ecosistema fluviale, nella fase <i>ante-operam</i> , caratterizzato da scadente/pessima qualità delle acque. La comunità ittica presenta evidenti segni di alterazione in confronto a quella di riferimento; talora l'ittiofauna è assente o con poche specie con popolazioni ridotte e/o male strutturate. Il tratto fluviale sotteso dall'impianto in progetto può essere condizionato da interruzioni della continuità longitudinale (per sbarramenti o per derivazioni idriche eccessive), anche a monte ed a valle dello stesso e spesso risultano situazioni di alterazioni del regime idrologico nel tratto sotteso dal progetto di derivazione in studio. Si ipotizza un rischio elevato di perdita del numero di Unità Sistematiche della fauna macrobentonica, con probabile abbassamento di uno o più punti dell'indice IBE; con alta probabilità ciò potrebbe pregiudicare il mantenimento della classe di qualità biologica delle acque eventualmente diagnosticata con IBE = 8 in fase <i>ante-operam</i> , con passaggio alla terza o addirittura alla quarta classe; oppure con mantenimento di classi inferiori, ma in condizioni più vulnerabili, vicine al declassamento. La qualità fisico - chimica della matrice acquosa, anche in assenza di scarichi diretti nel tratto d'alveo sotteso dall'impianto in progetto e pur garantendo elevati valori del DMV, può subire modificazioni (passaggio a classi inferiori del LIM/LIMEco). Data la situazione complessivamente negativa, allo stato attuale, già risulta complesso e difficile il conseguimento degli obiettivi di qualità; ulteriori sottrazioni d'acqua potrebbero vanificare le azioni di tutela e di recupero previste per il conseguimento anche solo dell'obiettivo di stato ecologico sufficiente. Anche prevedendo interventi di recupero della

funzionalità fluviale (ove si riscontrassero bassi valori dell'IFF), mediante interventi di ingegneria naturalistica, difficilmente si possono ottenere mitigazioni significative, tali da ridurre il livello di rischio. Lo stato della comunità ittica, già compromesso, potrebbe aggravarsi ulteriormente.

Nelle condizioni *ante-operam* descritte per Lr4, ma con $DMV < 0,8 \cdot Q355$.

12.2 - Valutazione del rischio

I parametri considerati per la descrizione della situazione *ante-operam* sono i seguenti:

Deflusso Minimo Vitale (DMV). La portata di magra normale è il parametro più importante per descrivere le condizioni di maggiore stress idrologico naturale di un fiume. Per ottenere tale dato è necessaria l'elaborazione statistica dei minimi idrologici annuali relativi ad un periodo di osservazione significativo ed osservati presso una data stazione idrometrica così come descritto nei capitoli 4 e 5. Si sono individuate quattro possibili condizioni:

- A1.1 - prima condizione relativa alla magra per $DMV \geq 1,2 \cdot Q355$;
- A1.2 - seconda condizione relativa alla magra per $0,8 \cdot Q355 \leq DMV < 1,2 \cdot Q355$;
- A1.3 - terza condizione relativa alla magra per $0,5 \cdot Q355 \leq DMV < 0,8 \cdot Q355$;
- A1.4 - quarta condizione relativa alla magra per $DMV < 0,5 \cdot Q355$.

Alterazione del regime idrologico. Lo IARI (Indice di Alterazione del Regime Idrologico; AA.vv., 2011; previsto dal succitato D.M. 260/2010) è un sistema di valutazione delle conseguenze sull'ecosistema fluviale indotte dalle captazioni d'acqua. Come illustrato nel paragrafo 6.3, i limiti degli intervalli utilizzati per caratterizzare i differenti stati sono individuati sulla base dell'ipotesi che dallo stato elevato allo stato cattivo lo scostamento medio annuo dall'intervallo di riferimento ($QF80 \div QF20$) della portata media mensile "Qr" sia non superiore rispettivamente al 5%, 15%, 30% e 50% dello stesso intervallo di riferimento. Utilizzando tale indice ed allo scopo di semplificare il modello previsionale si è ritenuto sufficiente individuare tre possibili condizioni:

- A2.1 - prima condizione alterazione idrologica per $0 \leq IARI \leq 0,20$;
- A2.2 - seconda condizione alterazione idrologica per $0,21 < IARI \leq 0,50$;
- A2.3 - terza condizione alterazione idrologica per $IARI > 0,50$.

Qualità delle acque. IBE/STAR_ICMi e LIM/LIMeco sono indici utili alla determinazione della qualità biologica e fisico/chimica delle acque secondo quanto previsto rispettivamente dai D. Lgs. 152/99 e D. Lgs. 152/06 (capitolo 9). L'ARPA Piemonte ha effettuato campionamenti su numerosi siti applicando i metodi STAR_ICMi e LIMeco. Molte di tali stazioni furono monitorate, nel periodo 2001÷2008, con determinazione dell'IBE e del livello LIM. È stato quindi possibile effettuare un confronto tra i metodi per arrivare alle seguenti conclusioni (FIORENZA *et al.*, 2010): "*il LIMeco ricade prevalentemente nelle classi di stato ecologico buono/elevato non risultando quasi mai determinante nell'attribuzione del caso peggiore; rispetto al LIM è tendenzialmente migliorativo*"; inoltre "*il macrobenthos (STAR_ICMi) risulta spesso la componente più determinante nell'attribuzione della classe di stato ecologico; rispetto all'IBE in alcuni casi è migliorativo in altri peggiorativo*"; inoltre "*...nei casi di risultati discordi...*" tra gli elementi fisico/chimici e biologici "*...praticamente è quasi sempre... il macrobenthos (STAR_ICMi) a determinare lo stato ecologico, risultando di fatto gli altri sostanzialmente ininfluenti*". Situazione analoga risultò anche con il monitoraggio del biennio di riferimento 2001/2002 condotto ai sensi del D. Lgs. 152/99: sulla base del confronto tra LIM ed IBE, nel rapporto di sintesi della Relazione Generale del Progetto di Piano di Tutela delle Acque della Regione Piemonte³¹ si affermò che "*lo stato ambientale è certamente condizionato dalla qualità fisico - chimica della matrice acquosa, ma sembra condizionato in misura decisamente maggiore, dalla qualità biologica*" (REGIONE PIEMONTE, 2006). Dunque, rispetto alle corrispondenze tra le cinque classi di qualità STAR_ICMi/IBE e soprattutto la tendenza del primo a fornire valutazioni tendenzialmente più "severe", si sono individuate le seguenti condizioni:

- B1 - prima condizione relativa alla qualità biologica con $IBE \geq 9$ e/o $STAR_ICMi \geq 0,80$;
- B2 - seconda condizione relativa alla qualità biologica con $IBE = 7 \div 8$ e/o $0,55 \leq STAR_ICMi < 0,80$;
- B3 - terza condizione relativa alla qualità biologica con $IBE \leq 6$ e/o $STAR_ICMi < 0,55$.

In modo analogo si procede per la componente relativa alla qualità fisico/chimica delle acque:

³¹ Approvato dal Consiglio Regionale, con D.C.R. n. 117-10731 del 13/03/2007.

- C1 - prima condizione relativa alla qualità chimica con $LIM > 300$ e/o $LIMeco > 0,60$;
C2 - seconda condizione relativa alla qualità chimica con $200 < LIM \leq 300$ e/o $0,45 < LIMeco \leq 0,60$;
C3 - terza condizione relativa alla qualità chimica con $LIM \leq 200$ e/o $LIMeco \leq 0,45$.

Funzionalità fluviale. La funzionalità fluviale, valutata mediante il metodo dell'IFF, è l'ultimo parametro considerato per il sistema di valutazione del livello di rischio. A parità delle altre condizioni (modalità e intensità dell'alterazione idrologica e qualità fisico/chimica e biologica delle acque) il rischio di mancato conseguimento degli obiettivi di qualità è maggiore nelle situazioni di scarsa funzionalità morfologica del corso d'acqua. Sono individuate due condizioni segnate dal valore limite pari a 225, cioè quello medio dell'intervallo $201 \div 250$ che individua lo stato buono secondo la metodologia IFF:

- D1 - prima condizione relativa alla funzionalità fluviale $IFF \geq 225$;
D2 - seconda condizione relativa alla funzionalità fluviale $IFF < 225$.

Ittiofauna. Come precedentemente osservato (capitolo 11) non sempre la fauna ittica si presta a fornire corrette informazioni sullo stato ecologico dei fiumi, soprattutto in riferimento alla qualità delle acque. Pertanto tale elemento non si inserisce direttamente nello schema di valutazione del livello di rischio. Quando vi sono le condizioni ambientali adatte per valutazioni di stato delle comunità ittiche e nei casi caratterizzati da insiemi di popolazioni relativamente vicini a quelli di riferimento ($ISECI \geq 0,75$ e/o $I.I.a \geq 0,70$), si può ipotizzare un rischio leggermente inferiore. Al contrario, con uno stato della comunità ittica appena sufficiente o più grave ($ISECI < 0,65$ e/o $I.I.a < 0,60$) si può ipotizzare un rischio leggermente superiore,

Quadro sinottico di valutazione. La descrizione dei livelli di rischio di impatto sopra riportata è utile per proporre uno schema (**tab. 7**) molto generale delle diverse situazioni che si possono determinare in funzione delle condizioni ambientali riscontrabili in fase di caratterizzazione ambientale *ante-operam*, tenendo conto del valore della portata di garanzia (DMV) e dell'alterazione del regime idrologico (prima entrata in verticale) e degli indicatori IBE/STAR_ICMi, LIM/LIMeco, IFF (seconda entrata in orizzontale) e talora dell'ittiofauna. Dall'incrocio tra le due entrate si ottiene un valore numerico $Lr = 1,0 \div 5,0$ rappresentativo del livello di rischio di mancato raggiungimento degli obiettivi di qualità in conseguenza della realizzazione dell'impianto in progetto.

12.3 - Conclusioni

Gli studi di impatto ambientale relativi a impianti di captazioni/ritenzioni idriche forniscono indicazioni sulle conseguenze sugli ecosistemi acquatici destinati a subire alterazioni del regime idrologico. Ciò che più interessa è il tentativo di stabilire se, con la realizzazione delle opere in progetto, sia possibile mantenere e/o conseguire gli obiettivi di qualità previsti dal D. Lgs. 152/06, possibilmente mediante valutazioni quantitative. Lo schema metodologico sopra illustrato e sintetizzato nella **tab. 7**, è un tentativo allo scopo di rispondere a queste esigenze.

Il modello proposto si basa su un ricco insieme di esperienze maturate in questo ultimo decennio nel territorio piemontese, estendibile a tutto il bacino del Po. Gli elementi considerati per la descrizione delle condizioni ambientali *ante-operam* e i relativi metodi di indagine, sono quelli più ampiamente conosciuti e sperimentati ed anche poco impegnativi dai punti di vista economico e dei tempi di svolgimento.

Sono caratteri molto importanti, in quanto gli studi di impatto ambientale possono anche costituire occasioni per la ricerca e per la sperimentazione, ma soprattutto vanno condotti mediante applicazione di sistemi di analisi ben conosciuti e collaudati e rispetto ai quali sono ben apprezzati pregi e limiti, condizione fondamentale per la corretta interpretazione dei risultati da essi forniti.

In altri termini occorre distinguere tra ricerca vera e propria, nell'ambito della quale la sperimentazione è corretta e doverosa e l'applicazione nella gestione pratica delle risorse naturali, nell'ambito della quale occorre invece ricorrere a metodi ampiamente condivisi dalla comunità scientifica e soprattutto dopo essere stati sottoposti ad un severo "collaudo".

Supponiamo ora che il modello da noi proposto funzioni bene e risulti "convincente". Oppure potrebbe risultare migliore un altro sistema di valutazione (un esempio recente è quello proposto da SCHWEIZER, PINI PRATO, 2011), purché possa permettere una valutazione sintetica quantitativa, che risulterebbe molto utile alle pubbliche amministrazioni che hanno il gravoso compito di esprimere un parere definitivo di eventuale compatibilità ambientale di un determinato progetto. In realtà quel numero potrebbe servire a molto poco in assenza di precise normative.

Tab. 7 - Livelli di rischio (Lr) di mancato raggiungimento degli obiettivi di qualità, da Lr = 1 (*nulla o irrilevante*) a Lr = 5 (*molto grave o molto elevato*) sugli ecosistemi fluviali oggetto di derivazioni idriche in funzione dei valori possibili del DMV (A1.1 ÷ A1.4), dell'entità dell'alterazione del regime idrologico (IARI: A2.1 ÷ A2.3) e dei parametri "ante-operam" monitorati: IBE/STAR_ICMi (B1 ÷ B3), LIM/LIMeco (C1 ÷ C3) e IFF_{med} (D1/D2).

Qualità delle acque e funzionalità fluviale			PARAMETRI IDROLOGICI (A1.1 ÷ A1.4 per il DMV e A2.1 ÷ A2.3 per lo IARI)											
			A1.1			A1.2			A1.3			A1.4		
IBE e/o STAR_ICMi	LIM e/o LIMeco	I.F.F.	A2.1	A2.2	A2.3	A2.1	A2.2	A2.3	A2.1	A2.2	A2.3	A2.1	A2.2	A2.3
B1	C1	D1	1,0	1,3	1,6	1,3	1,6	1,8	1,6	1,8	2,0	1,8	2,0	2,3
B1	C2	D1	1,2	1,5	1,8	1,5	1,8	2,0	1,8	2,0	2,3	2,0	2,3	2,6
B1	C1	D2	1,4	1,7	2,0	1,7	2,0	2,3	2,0	2,3	2,6	2,3	2,6	2,8
B2	C1	D1	1,7	2,0	2,3	2,0	2,3	2,6	2,3	2,6	2,8	2,6	2,8	3,0
B1	C2	D2	2,0	2,3	2,6	2,3	2,6	2,8	2,6	2,8	3,0	2,8	3,0	3,2
B2	C2	D1	2,2	2,6	2,8	2,6	2,8	3,0	2,8	3,0	3,2	3,0	3,2	3,4
B2	C1	D2	2,4	2,7	3,0	2,7	3,0	3,2	3,0	3,2	3,4	3,2	3,4	3,6
B2	C3	D1	2,7	3,0	3,2	3,0	3,2	3,4	3,2	3,4	3,6	3,4	3,6	3,8
B2	C2	D2	3,0	3,2	3,4	3,2	3,4	3,6	3,4	3,6	3,8	3,6	3,8	4,0
B2	C3	D2	3,2	3,4	3,6	3,4	3,6	3,8	3,6	3,8	4,0	3,8	4,0	4,2
B3	C2	D1	3,4	3,6	3,8	3,6	3,8	4,0	3,8	4,0	4,2	4,0	4,2	4,4
B3	C3	D1	3,6	3,8	4,0	3,8	4,0	4,2	4,0	4,2	4,4	4,2	4,4	4,6
B3	C2	D2	3,8	4,0	4,2	4,0	4,2	4,4	4,2	4,4	4,6	4,4	4,6	4,8
B3	C3	D2	4,0	4,2	4,4	4,2	4,4	4,6	4,4	4,6	4,8	4,6	4,8	5,0
Deflusso Minimo Vitale (DMV).		A1.1 - $DMV \geq 1,2 \cdot Q_{355}$ A1.2 - $0,8 \cdot Q_{355} \leq DMV < 1,2 \cdot Q_{355}$ A1.3 - $0,5 \cdot Q_{355} \leq DMV < 0,8 \cdot Q_{355}$ A1.4 - $DMV < 0,5 \cdot Q_{355}$			Qualità biologica delle acque (IBE/STAR_ICMi).			B1 - $IBE \geq 9$ e/o $STAR_ICMi \geq 0,80$ B2 - $IBE = 7 \div 8$ e/o $0,55 \leq STAR_ICMi < 0,80$ B3 - $IBE \leq 6$ e/o $STAR_ICMi < 0,55$						
Indice di Alterazione del Regime Idrologico (IARI).		A2.1 - $0 \leq IARI \leq 0,20$ A2.2 - $0,21 < IARI \leq 0,50$ A2.3 - $IARI > 0,50$			Qualità fisico/chimica delle acque (LIM/LIMeco).			C1 - $LIM > 300$ e/o $LIMeco > 0,60$ C2 - $200 < LIM \leq 300$ e/o $0,45 < LIMeco \leq 0,60$ C3 - $LIM \leq 200$ e/o $LIMeco \leq 0,45$						
					Indice di Funzionalità Fluviale (IFF _{med})			D1 - $IFF_{med} \geq 225$ D2 - $IFF_{med} < 225$						
Nei corsi d'acqua potenzialmente in grado di ospitare comunità ittiche adatte alla valutazione di indici di stato, il livello Ir viene abbassato di 0,2 punti per valori ISECI $\geq 0,75$ e/o I.I.a $\geq 0,70$, mantiene lo stesso livello per valori $0,75 > ISECI \geq 0,65$ e/o $0,70 > I.I.a \geq 0,60$ e viene alzato di 0,2 punti per $ISECI < 0,65$ e/o $I.I.a < 0,60$.														

Per esempio se il livello di rischio risultasse pari a $L_r = 1,5$ (quindi molto limitato) risulterebbe logico pensare ad un giudizio positivo di compatibilità ambientale e l'impianto in progetto potrebbe essere realizzato. Ma se risultasse $L_r = 4,0$? In questo caso si tratta di un rischio decisamente elevato; molto probabilmente gli obiettivi di qualità non sono conseguibili: il progetto verrebbe bocciato? L'impianto non verrà realizzato (almeno fino a quando lo stato del corso d'acqua interessato non verrà risanato)? In realtà ciò ben difficilmente può accadere, perché nessuna norma lo prevede, a parte indicazioni molto generiche e perciò poco utili.

Diversa sarebbe la situazione se la pubblica amministrazione (Provincia o Regione) stabilisse con chiarezza, mediante una normativa specifica, le "regole del gioco" (il metodo di valutazione) ed il limite numerico di compatibilità. Ciò costituirebbe un indubbio vantaggio per gli imprenditori proponenti, per i professionisti facenti parte dell'equipe che deve predisporre lo studio di compatibilità ambientale e per i funzionari dei competenti settori della pubblica amministrazione.

13 - BIBLIOGRAFIA (AUTORI CITATI)

AUTORI VARI, 2010. *Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici (implementazione della Direttiva 2000/60/CE)*. ISPRA. Dipartimento Tutela Acque Interne e Marine - Servizio Monitoraggio e Idrologia Acque interne - Settore Idrologia. Roma.

BIANCO P.G., 1987. *L'inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche*. Atti II Conv. Naz. AIAD "Biologia e gestione dell'ittiofauna autoctona" di Torino (5/6 giugno 1987): 41 ÷ 65. Assessorati Pesca della Regione Piemonte e della Provincia di Torino.

BIANCO P.G., 1996. *Inquadramento zoogeografico dell'ittiofauna continentale autoctona nell'ambito della sottoregione euro - mediterranea*. Atti IV Con. Naz. AIAD "Distribuzione della fauna ittica italiana" di Trento (12/13 dicembre 1991): 145 ÷ 170. Provincia Autonoma di Trento. Istituto Agrario di S. Michele all'Adige.

BINNS N.A., 1979. *A Habitat Quality Index for Wyoming trout streams*. Fishery Research report. Monograph Series 2. Wyoming Game and Fish Department.

BINNS N.A., 1982. *Habitat Quality Index procedure manual*. Wyoming Game and Fish Department.

BINNS N.A., EISERMAN F.M., 1979. *Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming*. Transaction of the American Fisheries Society, 108: 215 - 228.

BOANO G., PEROSINO G.C., SINISCALCO C., 2003. *Sistemi di analisi naturalistiche relative alla redazione di rapporti di compatibilità ambientale ed alla predisposizione di strumenti per la pianificazione, tutela e gestione delle risorse naturali*. Settore Tutela della Fauna e della Flora della Provincia di Torino.

BOVEE K.D., 1982. *A guide to stream analysis using instream incremental methodology*. Instream Information Paper 12, U.S.D.I. Fish and Wildlife Service. Office of Biological Service.

BOVEE K.D., 1996. *The compleat IFIM: a coursebook for IF 250*.

BOVEE K.D., 1997. *Studio dei deflussi minimi mediante metodi sperimentali*. Atti Conv. Naz. AGAG "Deflusso Minimo Vitale: 36 - 53. Reggio Emilia, 21 marzo 1997.

BRUCE J.P., CLARK R.H., 1966. *Introduction to hydrometeorology*. Pergamon Press, Toronto.

BUFFAGNI A., ERBA S., 2007. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD) - parte A. Metodo di campionamento per i fiumi guadabili. *IRSA/CNR - Notiziario dei metodi analitici*, 2007 (1): 2-27.

BUFFAGNI A., ERBA S., AQUILANO G., ARMANINI D.G., BECCARI C., CASALEGNO C., CAZZOLA M., DEMARTINI D., GAVAZZI N., KEMP J.L., MIROLO N., RUSCONI M., 2007. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD) - Parte B. Elementi di dettaglio a supporto del campionamento in ambienti fluviali. *IRSA/CNR - Notiziario dei metodi analitici* (1): 28-52.

CALENDA G., UBERTINI L., 1993. *Gestione integrata degli invasi e definizione del minimo vitale*. Autorità di Bacino del Fiume Tevere (rapporto interno).

CHOW V.T., 1964. *Handbook of applied hydrology*. Mc Graw Hill. New York.

COCHNAUER T., 1976. *Instream flow techniques for large rivers*. In: ORBORN J.F., ALLMAN C.H., 1976 (*Instream flow needs*). American Fisheries Society, 2: 387 - 400. Bethesda, Maryland, USA

COLLINGS M.R., 1974. *Generalization of spawning and rearing discharges for several Pacific salmon species in western Washington*. United States Geological Survey. Open-file report. Tacoma, Washington, USA.

DESIO A., 1973. *Geologia applicata all'ingegneria*. HOEPLI, Milano.

DI NAPOLI G., PERCALLI L., 2008. *Il clima di Torino. Tre secoli di osservazioni meteorologiche*. Società Meteorologica Italiana. Graficat, Torino.

DURIO P., MORI D., PEROSINO G.C., 1982. *Le variazioni climatiche, le glaciazioni, la morfogenesi glaciale (particolari*

- riferimenti al Piemonte e alla Valle d'Aosta). Labor. Riforma (Ce.Se.Di.), Ass. Cult. Prov. Torino.
- EREDIA F., 1920. *Osservazioni pluviometriche raccolte a tutto l'anno 1915*. Ministero LL.PP., 2 (I). Roma.
- FENOGLIO S., AGOSTA P., BO T., CUCCO M., 2002. *Field experiments on colonization and movements of stream invertebrates in an Appennine river (Visone, NW Italy)*. *Hydrobiologia*, 474: 125 -130.
- FIORENZA A., RAVIOLA M., TEO F., 2010. *Monitoraggio regionale acque superficiali. Risultati monitoraggio anno 2009*. Struttura Qualità delle Acque. ARPA Piemonte. Torino.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2005. *Materiali e metodi per i campionamenti e monitoraggi dell'ittiofauna. Determinazione della qualità delle comunità ittiche: l'indice ittico nel bacino occidentale del Po*. Digital Print., Torino.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2007. *Indice Ittico - I.I.* *Biologia Ambientale*, 21 (I): 43 ÷ 60.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2011. *Revisione ed aggiornamento della metodologia dell'Indice Ittico (I.I.)*. *Biologia Ambientale*, 25 (1): 49 ÷ 62.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., ZACCARA P., 2010. *Applicazione dell'Indice Ittico (I.I.) in Piemonte e sperimentazione nel Nuovo Indice di Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI)*. *Biologia Ambientale*, 24 (2): 27 - 42.
- FORNERIS G., PASCALE M., PEROSINO G.C., ZACCARA P., 2011. *Valutazione del rischio di mancato conseguimento degli obiettivi di qualità dei corsi d'acqua interessati da progetti di captazioni/ritenzioni idriche*. *Biologia Ambientale*, 25 (2): 15 ÷ 24.
- GENTILI G., SALSÌ A., ROMANÒ A., 1997. *Applicazione di metodologie finalizzate alla stima del deflusso minimo vitale in due corsi d'acqua dell'Appennino reggiano*. Atti Conv. Naz. AGAG "Deflusso Minimo Vitale": 91 - 110. Reggio Emilia, 21 marzo 1997.
- GHETTI P.F. 1997. *Indice biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione*. Provincia Autonoma di Trento, APPA.
- GHETTI P.F., BONAZZI G., 1981. *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", CNR AQ/1/127.
- LEONARD P.M., ORTH D.J., 1990. *Comparison of discharge methods and habitat optimization for recommending instream flows to protect fish habitat*. *Regulate Rivers: Research & Management*. New York.
- MENNELLA C., 1967. *Il clima d'Italia nelle sue caratteristiche e varietà e quale fattore dinamico del paesaggio*. EDART, Napoli.
- MILHOUS R.T., UPDIKE M.A., SCHNEIDER D.M., 1989. *Physical habitat simulation reference manual - Version II*. Istream Flow Paper 25 U.S. Fish and Wildlife Service Biological report 89 (16).
- NICOLA A., BONA F., FENOGLIO S., DEFILIPPI A., 2005. *Qualità biologica e chimica di alcuni corsi d'acqua della provincia di Torino: effetti di condizioni estreme di portata*. *Biologia Ambientale*, 19 (1): 47 - 52; Trento.
- OLIVERO A., 1977. *Risorse idriche del bacino del torrente Mastallone*. Tesi di laurea inedita. Facoltà di Scienze Matematiche, Chimiche, Fisiche e Naturali dell'Università di Torino.
- PALLUCCHINI A., 1934. *Classifica dei fiumi italiani secondo il loro coefficiente di deflusso*. C.N.R. - Comit. per la Geogr., Delegazione ital. al Congr. Inter. Geogr. di Varsavia (agosto - settembre 1934).
- PEDUZZI R., MENG H., 1976. *Introduzione alla pesca elettrica. La reazione del pesce alla corrente elettrica*. Riv. It. Piscic. Ittiop. 11 (2): 55 - 63.
- PEROSINO G.C., 1987. *Climatologia di Torino*. Riv. Piem. St. Nat., 8: 21 - 52. Carmagnola (To).
- PEROSINO G.C., 1997. *Elementi climatici ed idrologici del bacino imbrifero del torrente Orco*. Riv. Piem. St. Nat., 18: 13 - 55. Carmagnola (TO).
- PEROSINO G.C., 2005. *Idrologia dello Stura di Lanzo a Lanzo*. Riv. Piem. St. Nat., XXVII: 3 - 20. Carmagnola (To).
- PEROSINO G.C., SCARPINATO T., 1982. *Elementi pluviometrici ed idrologici del bacino idrografico del Torrente Cervo*. Riv. Piem. St. Nat., 3: 77 - 96. Carmagnola (TO).
- PINNA PINTOR N., 1986. *Tesi di Laurea in Ecologia*. Facoltà di Scienza Naturali, Fisiche, Chimiche dell'Università di Torino.
- PROVINCIA DI TORINO, 2006. *Caratterizzazione qualitativa dei corpi idrici superficiali della Provincia di Torino finalizzata alla gestione delle risorse idriche*. Dipartimento di Produzioni Animali dell'Università di Torino. Settore Gestione e Tutela delle Risorse Idriche della Provincia di Torino.
- REGIONE PIEMONTE, 1980. *Progetto per la pianificazione delle risorse idriche del territorio piemontese*. Assessorato Tutela Ambiente, Torino.
- REGIONE PIEMONTE, 1992. *Istruzioni integrative per l'applicazione del DMV - deflusso minimo vitale in un corso d'acqua naturale - e relative all'introduzione di uno standard di compatibilità ambientale per i prelievi da acque superficiali*. Settore Pianificazione e Gestione delle Risorse Idriche. Assessorato all'Ambiente. Torino.

- REGIONE PIEMONTE, 1998. *Distribuzione regionale di piogge e temperature*. Settore Meteorografico e Reti di Monitoraggio. Torino.
- REGIONE PIEMONTE, 2006. *Monitoraggio della fauna ittica piemontese*. Direzione Pianificazione delle Risorse Idriche. Torino.
- REMENIERAS G., 1972. *L'hydrologie de l'ingenieur*. Eyrolles, Parigi.
- ROSSI G.L., MINCIARDI M.R., AZZOLLINI R., POMA S. 2005. *L'utilizzo dei subindici derivati dall'IFF per la caratterizzazione ed il monitoraggio degli ambienti fluviali*. *Biologia Ambientale* 19: 161-164.
- SILIGARDI, M., BERNABEI, S., CAPPELLETTI, C., CHIERICI, E., CIUTTI, F., EGADDI, F., FRANCESCHINI, A., MAIOLINI, B., MANCINI, L., MINCIARDI, M.R., MONAUNI, C., ROSSI, G., SANSONI, G., SPAGGIARI, R., ZANETTI, M., 2000. *I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'ambiente (ANPA), Roma.
- SACCARDO I., 1977. *Esperienze ENEL nell'applicazione di metodi idraulico - biologici nella stima del deflusso minimo vitale*. Atti Conv. Naz. AGAG "Deflusso Minimo Vitale: 111 - 145. Reggio Emilia, 21 marzo 1997.
- SILIGARDI M., AVOLIO F., BALDACCINI G., BERNABEI S., BUCCI M.S., CAPPELLETTI C., CHIERICI E., CIUTTI F., FLORIS B., FRANCESCHINI A., MANCINI L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., NEGRI P., PINESCHI G., POZZI S., ROSSI G.L., SANSONI G., SPAGGIARI R., TAMBURRO C., ZANETTI M., 2007. *I.F.F. 2007. Indice di Funzionalità Fluviale*. Manuale APAT, Trento, 325 pp. (scaricabile da <http://www.appa.provincia.tn.it/appa/pubblicazioni/-Acqua/pagina22.html>).
- SILIGARDI, M., BERNABEI, S., CAPPELLETTI, C., CHIERICI, E., CIUTTI, F., EGADDI, F., FRANCESCHINI, A., MAIOLINI, B., MANCINI, L., MINCIARDI, M.R., MONAUNI, C., ROSSI, G., SANSONI, G., SPAGGIARI, R., ZANETTI, M., 2000. *I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'ambiente (ANPA), Roma.
- SIMPO S.p.A., 1980. *Studio e progettazione di massima delle sistemazioni idrauliche dell'asta principale del Po, dalle sorgenti alla foce, finalizzata alla difesa ed alla conservazione del suolo e nella utilizzazione delle risorse idriche*. Magistrato del Po. Parma.
- SINGH K.P., STALL B., 1974. *Hydrology of 7-day 10-yr low flow*. *Journal of the Hydraulics Division*. ASCE, Vol. 100 (HY12): 583 - 597.
- SOKOLOV A.A., CHAPMAN T.G., 1974. *Methods for water balance computations*. Unesco Press, Parigi.
- STALNAKER C., LAMB B.L., HENRIKSEN J., BOVEE K., BARTHOLOW J., 1995. *The instream flow incremental methodology. A Primer for IFIM*. Biol. Rep. 29, U.S. Department of Interior, National Biological Service. Washington.
- STRAHLER A.N., 1952. *Hypsometric (area - altitudine) analysis of erosional topography*. *Bull. Geol. Soc. Am.*, 63: 1111 - 1142.
- STRAHLER A.N., 1968. *Physical Geography*. J. Wiley & Sons. Inc., New York.
- UBERTINI L., 1997. *Studio dei deflussi minimi mediante un approccio idrologico*. Atti Conv. Naz. AGAC sul "Deflusso Minimo Vitale": 16 - 35. Reggio Emilia, 21 marzo 1997.
- UBERTINI L., MANCIOLA P., CASADEI S., 1994. *On the possible application of the parameter $Q_{7,10}$ for conservation of aquatic life in the Tiber basin*. Proceedings of the IASTED International Conference Modelling and Simulation (may, 2/4/1994). Pttsburg, Pennsylvania (U.S.A.).
- ZERUNIAN S., GOLTARA A., SCHIPANI I., BOZ B, 2009. Adeguamento dell'Indice di Stato delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, 23 (2): 15-30.