

**POLITECNICO DI MILANO**

**FACOLTÀ DI INGEGNERIA CIVILE, AMBIENTALE E TERRITORIALE**

*Corso di Laurea in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio*



**METODI E MODELLI  
PER LA VALUTAZIONE DELL'INTERAZIONE  
TRA REGIME IDROLOGICO  
ED ECOSISTEMI NEI CORPI FLUVIALI:  
APPLICAZIONE AL TICINO SUBLACUALE**

Relatore:

prof. Rodolfo Soncini Sessa

Correlatore:

prof. Andrea Francesco Castelletti

prof. Francesca Pianosi

Elaborato di Laurea di:

Andrea COMINOLA

Matr. 714801

Emanuele MASON

Matr. 717326

Anno Accademico 2009/2010

*Un sentito ringraziamento a Francesca Pianosi ed Andrea Castelletti.*

*La disponibilità e la pazienza che ci hanno puntualmente riservato,  
unite al sincero interesse dimostrato, sono state fondamentali  
durante l'intero svolgimento dell'elaborato.*

*Un grazie anche ad Enrico Weber, sempre pronto nel rispondere  
ad ogni nostra richiesta con preziosi chiarimenti.*

## Sommario

Introduzione e scopo dell'elaborato .....	5
Ecoidrologia .....	7
1.1 Oggetto ed interessi della disciplina ecoidrologica .....	7
1.2 Dinamica e variabilità del deflusso naturale.....	10
1.3 Fenomeni ecosistemici influenzati dalla dinamica fluviale .....	10
1.4 Definizione di standard ecoidrologici.....	12
Classificazione dei metodi di studio delle interazioni tra ecosistema e regime delle portate.....	16
2.1 Metodo olistico: Indicators of Hydrological Alteration .....	17
2.2 Metodo ecologico: Yang, Cai e Herricks (2008).....	20
2.3 Metodo geomorfologico: B.D. Richter and H.E. Richter (2000) .....	20
2.4 Metodo multidisciplinare: Instream Flow Incremental Methodology .....	21
2.5 Integrare l'environmental water requirement nella gestione delle risorse fluviali .....	22
2.5.1 Instream Flow Incremental Methodology .....	23
2.5.2 Catchment Abstraction Management Strategies .....	23
2.5.3 Downstream Response to Imposed Flow Transformation.....	24
2.5.4 Range of Variability Approach .....	24
Inquadramento del caso di studio: sito e dati .....	26
3.1 Il sito e la regolazione.....	26
3.2 Gli interessi in gioco.....	27
3.3 I dati .....	28
3.3.1 Il regime naturale (NAT) .....	28
3.3.2 La regolazione storica (STO).....	28
3.3.3 Le politiche di regolazione simulate: alternative tratte dal progetto Verbano.....	28
3.4 Indicatori.....	30

3.4.1	Indicatore utilizzato nel progetto Verbano.....	30
3.4.2	Indicatori IHA .....	31
3.4.3	Gruppo 3: <i>Timing</i> delle condizioni estreme .....	31
3.4.4	Aggregazione degli indicatori IHA.....	33
3.5	Frontiera di Pareto delle alternative analizzate.....	33
Analisi degli indicatori IHA e commento dei risultati ottenuti.....		35
4.1	Ordinamento degli indicatori aggregati .....	35
4.2	Gruppo 1: Intensità del deflusso mensile.....	38
4.3	Gruppo 2: Intensità e durata annuale delle condizioni estreme .....	41
4.3.1	Analisi dei minimi.....	42
4.3.2	Analisi dei massimi .....	43
4.4	Gruppo 3: <i>Timing</i> delle condizioni estreme.....	44
4.5	Gruppo 4: Frequenza e durata degli impulsi.....	45
4.6	Gruppo 5: Tasso e frequenza dei cambiamenti nelle condizioni idrologiche 48	
4.7	Confronto con gli indicatori a valle del Panperduto .....	51
4.8	Oltre l'IHA.....	54
Conclusioni .....		55
Bibliografia .....		57
Fonti elettroniche .....		60

## INTRODUZIONE E SCOPO DELL'ELABORATO

L'acqua è una risorsa dalla quale l'uomo non può prescindere, essendo essa fondamentale per il soddisfacimento di molte delle sue necessità. L'uomo, nel tempo, ha pertanto cercato di controllare la risorsa, per poterne usufruire in maniera più efficiente coerentemente con i propri bisogni ed obiettivi, quali possono essere fornitura irrigua, fornitura alle centrali idroelettriche, navigazione, ecc....

Le azioni antropiche di controllo della risorsa sono la costruzione di strutture, come le dighe, e la progettazione di politiche che regolino i rilasci da tali strutture; queste forme di regolazione agiscono su livelli e portate, alterando quelle che sono le loro condizioni naturali, le quali, prima di venire mutate, hanno guidato l'evoluzione di habitat ed ecosistemi.

Nasce allora l'interesse verso l'ambiente e si sviluppa, nella prima metà degli anni '90, una nuova disciplina, l'ecoidrologia, la quale ne unisce discipline preesistenti, ovvero ecologia ed idrologia. Gli oggetti di studio di tale oggetto sono l'individuazione della tipologia degli impatti che la regolazione antropica genera sull'ecosistema e la quantificazione della loro entità.

Il presente elaborato descrive proprio uno studio di carattere ecoidrologico, eseguito con un duplice scopo.

Il primo, di tipo cognitivo, è la revisione degli strumenti esistenti di analisi quantitativa (modelli ed indicatori) per la stima delle interazioni fra regime idrologico ed ecosistemi nei corpi fluviali e per la valutazione dell'impatto ecologico causato da variazioni indotte dalle attività umane nel regime idrologico stesso.

Il secondo, operativo e di sperimentazione, è l'applicazione su un caso di studio reale (Ticino sub lacuale) degli strumenti individuati, al fine di valutarne la reale funzionalità, applicabilità e limiti.

Nell'ottica che ha condotto la redazione del presente elaborato, lo studio non è fine a se stesso, ma si spinge oltre, volendo capire come queste informazioni possano essere integrate nella gestione della risorsa idrica e nella pianificazione di politiche di regolazione.

Coerentemente con il duplice obiettivo citato, l'attività di ricerca è stata suddivisa in quattro fasi ben definite:

1. analisi dello stato dell'arte e della letteratura esistente in materia ecoidrologica;
2. classificazione dei modelli e degli indicatori individuati;

3. selezione e calcolo di un gruppo di indicatori, quelli del metodo IHA che verrà presentato nei capitoli interni all'elaborato, per il fiume Ticino a monte e valle della traversa del Panperduto con diverse politiche di regolazione della Miorina;

4. analisi e commento dei risultati ottenuti.

L'ordine con il quale sono organizzati i capitoli di questo elaborato rispecchia quello di svolgimento delle suddette fasi.

In particolare, leggendo il primo capitolo, il lettore potrà apprendere approfonditamente quale sia il campo di studio di cui si occupa l'ecoidrologia, e, nello stesso tempo, verificare come questa disciplina abbia evidenziato l'esigenza di definire metodi di misura dell'impatto ecologico causato dalla regolazione antropica di regimi fluviali.

Nel secondo capitolo sono fornite le descrizioni dettagliate dei metodi di valutazione di impatto esistenti e messi in evidenza per ognuno di essi i dati necessari in entrata e che produce in uscita, così come i vantaggi e gli svantaggi derivanti dal loro utilizzo. È, inoltre, fornita una panoramica generale sulle possibilità di integrazione di tali metodi nella gestione.

Per avere un riscontro pratico delle informazioni esposte nei primi due capitoli, dovrà essere consultato il terzo, nel quale viene presentata l'implementazione degli indicatori di un metodo denominato "Indicators of Hydrologic Alteration" che utilizza solo dati di portata media giornaliera. Il corpo idrico considerato come oggetto di questa sperimentazione è il Ticino sub lacuale.

Nel quarto capitolo sono infine riportati i risultati dell'esperienza svolta, in termini di validità degli indicatori implementati per distinguere tra alternative, in termini di loro coerenza, e gli aspetti per i quali differiscono da un indicatore ambientale di tipo tradizionale.

# CAPITOLO 1

## ECOIDROLOGIA

*“Humans have long been fascinated by the dynamism of free-flowing waters. Yet we have expended great effort to tame rivers for transportation, water supply, flood control, agriculture, and power generation.*

*It is now recognized that harnessing of streams and rivers comes at great cost: many rivers no longer support socially valued native species or sustain healthy ecosystems that provide important goods and services.”*

*(N.L. Poff et al.1997)*

### 1.1 OGGETTO ED INTERESSI DELLA DISCIPLINA ECOIDROLOGICA

L' **ecoidrologia** (dal greco, οἶκος, oikos, "casa"; ἵδωρ, hydōr, "acqua"; e -λογία, -logia, "parola") è una disciplina che unisce aspetti di ecologia e di idrologia, occupandosi dello studio delle interazioni che intercorrono tra i caratteri idrologici di un sito e gli ecosistemi presenti nel sito stesso.

Dall'analisi della letteratura esistente si apprende come l'ecoidrologia sia una scienza di recente sviluppo (i primi approcci risalgono all'inizio degli anni '90), nata dall'esigenza di meglio integrare la protezione ambientale ed ecosistemica laddove è presente una forma di regolazione di un sistema idrico. La regolazione dei corpi idrici infatti, diffusa in siti di tutto il mondo, rivolge il proprio interesse verso il soddisfacimento di molti obiettivi, quali possono essere la fornitura irrigua e d'acqua per centrali idroelettriche, il trasporto lacuale e fluviale, nonché l'obiettivo stesso di protezione ambientale; tuttavia la regolazione, alterando le condizioni naturali nelle quali si sono sviluppati gli ecosistemi intorno ai sistemi idrici, può essere fonte di danno per le specie che li compongono. Il motivo di tale affermazione è che l'ecosistema fluviale è un insieme complesso di relazioni tra fauna, flora e componenti abiotiche caratterizzato da un delicato equilibrio tra movimento d'acqua, di sedimenti e di nutrienti e tale equilibrio può essere alterato sia a piccola che a grande scala dalla regolazione, provocando cambiamenti idrologici e geomorfologici che si ripercuotono in danni per la vita dell'ecosistema, o quantomeno per la sua diversità.

Quando la condizione di equilibrio viene modificata, la resilienza dell'ecosistema può essere tale da richiedere periodi molto lunghi, secoli, per raggiungere un nuovo equilibrio (N.L. Poff et al.1997).

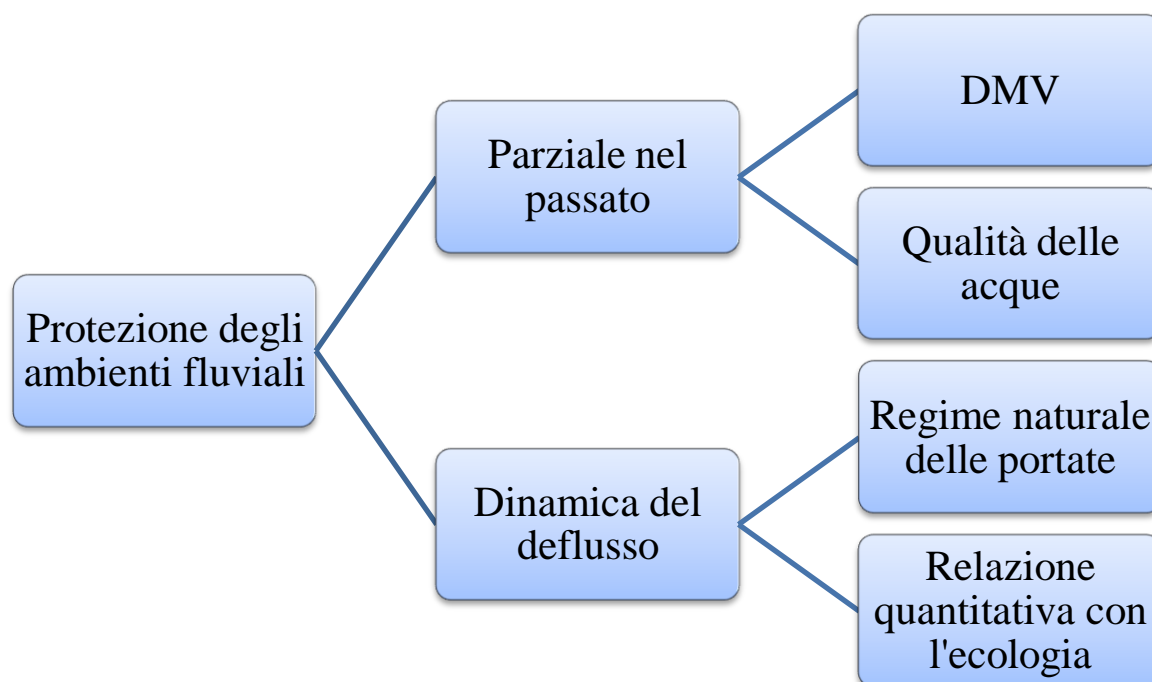


Figura 1.1: diversi approcci seguiti nella protezione degli ecosistemi fluviali: storicamente gli sforzi sono stati limitati al miglioramento della qualità delle acque e ad assicurare un deflusso minimo vitale. Oggi invece ci si dirige verso l'analisi della dinamica dei deflussi fluviali, proteggendoli con la restaurazione del regime naturale o secondo i risultati di relazione quantitative.

Per meglio comprendere la necessità espressa dall'ecoidrologia di avere una maggior protezione ecosistemica, è necessario analizzare come l'obiettivo di protezione ambientale venga considerato quando si progettano sistemi di regolazione e politiche di gestione della risorsa idrica. In figura (Figura 1.1) si ha una rappresentazione schematica dei diversi approcci seguiti nel tempo.

Storicamente la protezione degli ecosistemi fluviali viene identificata principalmente attraverso il raggiungimento di standard di qualità dell'acqua, mentre quantitativamente solo un aspetto del deflusso viene considerato: il **deflusso minimo vitale (DMV)**.

Il DMV è un valore, fisso o variabile nel tempo, che esprime in forma di vincolo un valore minimo di portata che deve essere garantita, ogni volta che sia possibile, lungo il corso d'acqua. Esso tuttavia assicura solo un livello minimo di protezione, spesso a



vantaggio solo di una o poche specie dell'habitat, ma in generale ciò non implica un indice di benessere per l'ecosistema nel suo complesso.

Con i **primi studi di ecoidrologia** si comprende invece come un livello maggiore di tutela dell'ecosistema possa essere perseguito approfondendo la conoscenza circa la dinamica naturale del deflusso dei corsi d'acqua ed agendo su ognuna delle sue componenti. Il deflusso di un fiume, con la sua dinamica, può essere considerato un variabile principale che limita la distribuzione e l'abbondanza delle specie fluviali (Poff *et al.*, 2000) e regola l'integrità ecologica di un sistema di acqua fluente, poiché è fortemente correlato con molte caratteristiche fisico chimiche dei fiumi, quali la temperatura dell'acqua, la geomorfologia dei canali, la diversità degli habitat e la disponibilità di sostanze nutrienti. Pertanto gli studi condotti per valutare l'impatto umano sull'ecosistema fluviale partono spesso dal regime delle portate.

Ancor più importante per la vita delle specie è la variabilità nell'andamento temporale delle portate del corso d'acqua. Le portate hanno infatti un comportamento variabile a diverse scale temporali: ore, giorni, stagioni, anni e scale maggiori. Queste scale, ed in particolare quella stagionale, scandiscono i ritmi di vita della maggior parte degli organismi appartenenti all'ecosistema fluviale, regolando le funzioni vitali quali la riproduzione e la deposizione di uova, le quali richiedono specifiche condizioni di intensità di portata e velocità dello scorrimento dell'acqua.

Emerge da queste considerazioni che la **nuova tendenza** dettata dall'ecoidrologia è quindi la definizione di un andamento delle portate naturali quale condizione migliore volta a sostenere la diversità e la vita negli ecosistemi fluviali. La regolazione dovrà di conseguenza tener conto di un obiettivo ambientale non più volto al solo rispetto di vincoli di deflusso minimo, ma di target multipli volti al raggiungimento di una condizione del sistema idrico quanto più possibile vicina a quella naturale, permettendo comunque il raggiungimento del miglior adempimento possibile degli altri obiettivi dettati dalla regolazione.

Molte sono le modalità con le quali è possibile tener conto di questi target, molti sono i modelli e gli indicatori che ne permettono la valutazione quantitativa, alcuni ancora in fase di proposta e di studio, altri già presenti in studi eseguiti (soprattutto in Sud Africa e negli Stati Uniti), ma la loro descrizione sarà approfondita nel prossimo capitolo. Prima di passare a questa fase è opportuno definire dettagliatamente quali siano le caratteristiche che permettono di descrivere la variabilità fluviale, e quali fenomeni naturali esse influenzano e governano.

## 1.2 DINAMICA E VARIABILITÀ DEL DEFLUSSO NATURALE

È possibile asserire che la maggior parte, se non tutti, gli autori che hanno pubblicato articoli e libri circa l'argomento di cui tratta il presente elaborato, siano concordi nel sintetizzare in maniera esaustiva i caratteri peculiari della variabilità della dinamica naturale in **cinque caratteristiche critiche**. Vengono ora riportate, ognuna con la rispettiva definizione:

- Intensità del deflusso (magnitude): quantità di acqua che passa per una determinata sezione, nell'unità di tempo. Può essere sia assoluta (esprime il volume totale che defluisce), sia relativa (per esempio, il volume in più o in meno rispetto ad un valore di riferimento). In genere il massimo ed il minimo di intensità variano con le dimensioni del bacino, le condizioni climatiche e la stagione.
- Frequenza (frequency): descrive quanto spesso una portata di deflusso supera un valore di intensità di riferimento, nell'unità di tempo. In generale è inversamente proporzionale al valore di riferimento considerato.
- Durata (duration): periodo di tempo associato a specifiche condizioni di deflusso. Può essere associata ad un valore di riferimento (diventa, per esempio il periodo di tempo durante il quale l'intensità di portata supera un valore prestabilito), oppure ad un evento particolare (diventa, per esempio, l'intervallo di tempo in cui viene inondata la pianura circostante durante un'esondazione).
- Timing: regolarità con cui si presentano deflussi di una particolare intensità (per esempio, minimi e massimi stagionali). Può essere definito relativamente a differenti scale temporali (solitamente stagionale ed annuale).
- Tasso di cambiamento (rate of change): velocità con cui la portata passa da un valore di intensità ad un altro. Fiumi stabili hanno un tasso di variazione basso, mentre fiumi "rumorosi" hanno un carattere instabile, con alta velocità di cambiamento.

## 1.3 FENOMENI ECOSISTEMICI INFLUENZATI DALLA DINAMICA FLUVIALE

Le cinque componenti appena elencate interagiscono tra loro in maniera molto complicata nel condurre lo sviluppo di processi geomorfologici ed ecologici, tuttavia per scopo esemplificativo si riesce a descrivere quali siano i fenomeni maggiormente influenzati da specifiche variazioni di ognuna di esse.

Essi sono riportati di seguito:

- Fenomeni influenzati dall'intensità di portata e dalla frequenza:

1. **piene e siccità.**

In particolare alcune specie animali e vegetali possono essere soggette a fenomeni di sommersione quando frequenza ed intensità sono alte oppure spiaggiamento quando sono basse;

2. **processi geomorfologici di erosione, trasporto e sedimentazione di materiale;**

3. **processi di trasporto di acqua e nutrienti.**

Qualora intensità e frequenza siano troppo elevate, c'è il rischio di avere carenza di nutrienti in quanto essi vengono allontanati e dispersi dalla forza del flusso d'acqua.

Nel caso contrario invece, ovvero quando il fiume viene reso troppo stabile e con un deflusso poco vario, le possibili conseguenze sono l'invasione di specie vegetali, in particolare algali, all'interno del canale e la carenza di nutrienti nel territorio circostante il canale. Il motivo di quest'ultima conseguenza è che un fiume dal deflusso mantenuto troppo regolare ha ridotti eventi di piena ed invasione della pianura alluvionale, non permettendo una buona distribuzione di acqua, nutrienti e sementi.

- Fenomeni influenzati dalla durata:

1. una prolungata durata di **deflussi bassi** causa una condizione di stress per le specie vegetali presenti lungo il corpo idrico, con diminuzione nel tasso di crescita e di diversità, aumento di quello di mortalità ed un derivante cambiamento morfologico delle sponde.

Per quanto riguarda l'effetto su specie animali, gli effetti sono di alterazione della concentrazione di organismi acquatici e di diminuzione delle uova trasportate dal flusso.

2. una prolungata durata dello stato di **piena** del fiume invece implica la sommersione delle cateratte e delle isole di rocce e sabbia presenti lungo il canale, nonché l'allagamento e l'aumento di probabilità di morte per le specie vegetali meno tolleranti, presenti sul territorio lungo le sponde.

- Fenomeni influenzati dal *timing*:

il *timing* è la caratteristica che scandisce il ritmo di alcune **funzioni vitali** importanti, sia per la flora che per la fauna dell'ecosistema. Esso infatti detta le condizioni stagionali che permettono gli spostamenti migratori dei pesci, alla

ricerca di nutrienti o di una postazione per depositare le uova, sia nel canale che in particolari zone di acqua ristagnante poste lungo corsi d'acqua secondari.

Se quindi il *timing* dei picchi stagionali viene variato rispetto alla sua condizione naturale, vengono meno i segnali che l'habitat fornisce agli organismi che lo abitano affinché svolgano le suddette funzioni stagionali.

Alla stessa maniera la vegetazione ha un ritmo di vita adattato al comportamento stagionale del deflusso naturale, ed è composto da alcune fasi in sequenza quali fioritura, produzione di semi, diffusione dei semi stessi e loro germinazione con crescita di altre piante.

- Fenomeni influenzati dal tasso di cambiamento:

**sopravvivenza e coesistenza** di specie ittiche.

Le specie ittiche sono adattate al tasso di cambiamento naturale, ovvero riescono a ben sopportare le velocità con cui varia la portata, nell'aumentare o diminuire, mantenendo il controllo degli spostamenti che devono effettuare. Al contrario se viene aumentato il tasso di variazione, tali specie possono non essere più in grado di reagire repentinamente a questi cambiamenti, rischiando spostamenti in zone a loro non consone, spiaggiamento o eccessiva sommersione.

## 1.4 DEFINIZIONE DI STANDARD ECOIDROLOGICI

Da quanto detto nei paragrafi precedenti si desume come l'ecoidrologia tenda a privilegiare una condizione di regime fluviale naturale, identificandola come la migliore per la sopravvivenza ed il mantenimento della diversità di habitat ed organismi animali e vegetali.

La solidità intrinseca di questo approccio nasce appunto da questa considerazione: se dobbiamo conservare la biodiversità delle specie fluviali, dobbiamo fornire loro le condizioni ambientali più adeguate alle loro necessità. Poiché le loro necessità nascono dall'adattamento alla situazione non antropizzata, più la regolazione si porta vicina a tale situazione più le specie dispongono delle risorse necessarie alla loro sopravvivenza.

La stessa disciplina mantiene comunque una visione realistica della situazione odierna dei corpi fluviali, ritenendo necessaria la regolazione del loro deflusso, al fine del soddisfacimento di alcuni bisogni umani (irrigazione, energia idroelettrica, scongiura di esondazioni, ecc...), per i quali spesso non è sufficiente un deflusso con dinamica naturale.

La risorsa idrica però, a fronte di tutte le esigenze che deve soddisfare, resta comunque una risorsa limitata, quindi deve essere gestita e allocata in maniera efficiente. Da questa considerazione e dalla volontà di aggradare sia i bisogni antropici, sia quelli naturali, nasce l'idea ecoidrologica di stabilire alcuni standard di protezione ecosistemica, gli **Environmental Water Requirements (EWR)**, in modo da lasciare spazio all'azione della regolazione fluviale, limitando allo stesso momento l'alterazione che essa induce rispetto allo stato naturale del corpo idrico.

Le prime ricerche a tal proposito sono state svolte principalmente in Sudafrica, oltre a Stati Uniti ed Inghilterra; sembra quindi doveroso ed interessante riportare la definizione che viene data di questi EWR nella South African Water Law del 1997, dove vengono chiamati anche “riserva ecologica”, per sottolineare il loro compito:

*“gli EWR sono un requisito di legge per assicurare che alcuni livelli di funzionamento ecologico siano mantenuti in tutti i bacini idrici naturali”.*

*(D.A. Hughes and S.J.L. Mallory, 2008).*

Considerando lo stesso concetto nella realtà europea a noi più vicina, la definizione di standard ecologici rientra nei contenuti della **Water Frame Directive** del 2000 da parte dell'Unione Europea, la Direttiva 2000/60/CE (A.R. Black et al., 2005).

Questa direttiva si propone l'intento di proteggere tutte le acque, superficiali e sotterranee, in modo che esse raggiungano un “buono stato” entro il 2015.

Eccone i punti fondamentali:

1. Definisce un sistema di gestione all'interno dei bacini fluviali che riconosce che i sistemi idrici non tengono conto dei confini politici.
2. Richiede la collaborazione internazionale tra i paesi e tutte le parti interessate.
3. Assicura la partecipazione attiva di tutti i fiduciari, incluse le ONG e gli enti locali, nella gestione delle risorse idriche.
4. Assicura la riduzione e il controllo dell'inquinamento causato da tutte le fonti come l'agricoltura, le attività industriali, le aree urbane, ecc.
5. Richiede una politica dei prezzi e garantisce il pagamento da parte di chi inquina.
6. Bilancia gli interessi dell'ambiente con quelli di chi dipende da esso.

La Commissione Europea stessa sottolinea come “più comprendiamo la nostra influenza sulla quantità e la qualità dell'acqua, tanto più possiamo fare per proteggere le nostre preziose risorse idriche”, dando ampio credito alla visione ecoidrologica di controlli sia sulla quantità che sulla qualità dell'acqua. La Direttiva compie anche un passo in più,

riconoscendo che se il “naturale” è un utile riferimento, in alcune regioni le reali condizioni naturali potrebbero non esistere più e la situazione “di minimo disturbo” sarà quindi la base per la definizione di ciò che è naturale in quella regione.

Senza dilungarsi eccessivamente nel descrivere la Direttiva 2000/06/CE, sono ora riportati schematicamente scadenze e fasi per la sua attuazione, così da poter notare come molta importanza venga attribuita ad una corretta analisi ed un costante monitoraggio dell'attività di gestione della risorsa, in modo da rendere esplicita la determinazione delle pressioni antropiche che causano gli impatti sull'ambiente (*Bishop, 2009*).

**1. Dicembre 2003**

Adattamento delle leggi nazionali e regionali sulle acque alla direttiva quadro sulle risorse idriche. Collaborazione all'interno dei bacini fluviali.

**2. Dicembre 2004**

Completamento dell'analisi delle pressioni e degli impatti sulle nostre risorse idriche, compresa un'analisi economica.

**3. Dicembre 2006**

Entrata in funzione di programmi di monitoraggio per la gestione delle risorse idriche.

**4. Dicembre 2008**

Presentazione al pubblico dei piani di gestione dei bacini fluviali.

**5. Dicembre 2009**

Prima pubblicazione dei piani di gestione dei bacini fluviali.

**6. Dicembre 2015**

Le risorse idriche raggiungono il “buono stato”

(Fonte: <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework>, Commissione Europea, 2000)

Sorge ora il problema di indicare in maniera quantitativa il significato degli EWR; non c'è un metodo univoco per la loro determinazione. Alcuni metodi sono già stati sperimentati, altri sono ancora in fase di studio o di proposta, tutti comunque necessitano un processo di partecipazione di tutti gli attori che partecipano alla gestione dell'acqua, oppure la influenzano, così da poter individuare i livelli di protezione raggiungibili e quelli da raggiungere, aggiornati periodicamente con l'aiuto di esperti in materia ecologica. Tutti i metodi inoltre partono dal presupposto che per poter stabilire correttamente dei target raggiungibili, si debba in primo luogo quantificare la differenza tra un deflusso in regime

regolato ed un deflusso in regime naturale.

Questa quantificazione sarà l'oggetto dei prossimi capitoli, mentre non si giungerà alla determinazione specifica di standard ecologici, proprio perché come già detto per questo passo successivo è necessario un processo di partecipazione attiva.

A riguardo saranno illustrate le metodologie alternative individuate per la conduzione delle attività partecipate e per l'integrazione di indicatori e modelli in una più ampia prospettiva di gestione.

## CAPITOLO 2

# CLASSIFICAZIONE DEI METODI DI STUDIO DELLE INTERAZIONI TRA ECOSISTEMA E REGIME DELLE PORTATE

Nel presente elaborato viene proposta una semplice classificazione degli studi riguardanti l'ecosistema fluviale, suddividendoli in due gruppi, contraddistinti dalla filosofia che li guida. Da una parte si raccolgono i metodi "olistici" che cercano di caratterizzare il regime naturale delle portate per proporlo ai regolatori dei sistemi fluviali come obiettivo della conservazione dell'ecosistema. Dall'altra parte si raggruppano quegli studi che si propongono la definizione di un Environmental Water Requirement non legato alla situazione naturale storica, ma analizzando una connessione specifica tra ecologia e idrologia: per questo sono chiamati metodi "specialistici".

Rispetto alla regolazione dei sistemi fluviali, i metodi olistici rispondono alla necessità di caratterizzare nella maniera più completa possibile il regime naturale delle portate, così che possa essere assunto come obiettivo della regolazione. La caratterizzazione deve anche essere maneggevole, per poterla inserire all'interno di un contesto in cui gli obiettivi antropici sono molteplici e complicati. Inoltre deve essere una valutazione quantitativa perché sia inserita in un contesto di gestione delle acque com'è quello attuale. Dunque gli studiosi che hanno affrontato il problema hanno definito insiemi di indicatori numerici, bilanciandone numero e complessità secondo le esigenze prima descritte. L'insieme è spesso definito secondo la rilevanza ecologica, valutata anche con metodi statistici.

L'altra categoria è invece contraddistinta da maggiore specificità: gli studi in essa presenti riducono il campo d'indagine a una componente dell'ecosistema, arrivando ad individuare una relazione quantitativa che legghi una caratteristica dell'idrologia ad una variabile ecologica o ad una misura di biodiversità. L'analisi ha spesso limitata validità, sia per la restrizione intrinseca delle informazioni indagate, sia per la difficile generalizzazione ad altri contesti climatici, morfologici od ecologici. In particolare, tra i metodi specialistici una possibile classificazione è basata sulla disciplina che considerano maggiormente nel definire il legame tra corpo idrico ed ambiente.



Ancora tra i metodi specialistici, sono presenti studi che cercano di affrontare la complessità includendo più componenti dell'ecosistema e di valutarne le interrelazioni, ma soffrono tuttavia di eccesso di semplificazione, proponendo obiettivi per la conservazione dell'ecosistema che risultano parziali o incompleti rispetto all'intero ecosistema fluviale.

Saranno di seguito descritti:

- Un metodo *olistico*: *Indicators of Hydrological Alteration*
- Tre metodi *specialistici*:

Metodo *ecologico*: Yang, Cai e Herricks (2008)

Metodo *geomorfologico*: B.D. Richter and H.E. Richter (2000)

Metodo *multidisciplinare*: *Instream Flow Incremental Methodology*

## 2.1 METODO OLISTICO: INDICATORS OF HYDROLOGICAL ALTERATION

Tra le proposte per caratterizzare l'andamento delle portate fluviali nel modo più completo e idoneo ad essere preso come obiettivo della gestione, la valutazione dei cosiddetti "Indicators of Hydrological Alteration" è stata applicata a diversi bacini fluviali negli Stati Uniti e nel mondo (Matthews, 2007). Questo insieme di indicatori è stato proposto da Richter in un articolo del 1996, sviluppato per quanto riguarda l'integrazione del metodo nella gestione della risorsa idrica e poi successivamente ampliato e migliorato (The Nature Conservancy, 2009). Poiché l'insieme di indicatori comprende oltre trenta voci, la loro valutazione permette di catturare sia l'intensità di un regime di portate che gli aspetti di variabilità, inclusi gli eventi di siccità e di piena.

Le condizioni idrologiche variano ovviamente in quattro dimensioni: una dimensione temporale e tre dimensioni spaziali. Definendo una sezione specifica nel sistema, è possibile ridurre le dimensioni a due, una spaziale ed una temporale. Ciò permette di caratterizzare la variabilità nel tempo dei cambiamenti delle condizioni dell'acqua, quali livelli o piene, usando attributi specifici, rilevanti biologicamente e sensibili all'azione umana. Infatti gli indicatori sono stati scelti sulla base della definizione dei cinque attributi idrologici rilevanti nell'ecologia fluviale, ovvero intensità del deflusso, frequenza, durata, "timing" e tasso di cambiamento. L'insieme originale degli indicatori consta di 32 caratteristiche idrologiche calcolate su una serie annuale di portate giornaliere (tabella 2.1).

Gli indicatori sono organizzati in cinque gruppi, ciascuno dei quali caratterizza un aspetto particolare dell'idrologia fluviale secondo i cinque attributi sopra descritti. Non vi però è diretta corrispondenza tra gruppi ed attributi.

Gruppo di indicatori IHA	Attributo del regime delle portate	Parametri idrologici
<b>g1. Intensità mensile del deflusso.</b>	Intensità del deflusso, <i>timing</i> .	Valore medio di deflusso per ogni mese solare.
<b>g2. Intensità e durata annuale delle condizioni estreme.</b>	Intensità del deflusso, durata.	Minimo annuo della media giornaliera. Massimo annuo della media giornaliera. Minimo annuo della media su tre giorni. Massimo annuo della media su tre giorni. Minimo annuo della media settimanale. Massimo annuo della media settimanale. Minimo annuo della media su trenta giorni. Massimo annuo della media su trenta giorni. Minimo annuo della media su novanta giorni. Massimo annuo della media su novanta giorni.
<b>g3. <i>Timing</i> delle condizioni estreme.</b>	<i>Timing</i> .	Data giuliana del massimo annuo di portata giornaliera. Data giuliana del minimo annuo di portata annuale.
<b>g4. Frequenza e durata degli impulsi.</b>	Intensità del deflusso, frequenza e durata.	Numero annuo di alti impulsi. Numero annuo di bassi impulsi.

		Durata media annua degli alti impulsi. Durata media annua dei bassi impulsi.
<b>g5. Tasso e frequenza dei cambiamenti nelle condizioni idrologiche.</b>	Frequenza e tasso di cambiamento.	Medie di tutte le differenze positive tra medie giornaliere consecutive. Medie di tutte le differenze negative tra medie giornaliere consecutive. Numero di tratti crescenti. Numero di tratti decrescenti.

*Tabella 2.1: Elenco dei gruppi di indicatori IHA e relativa corrispondenza con le caratteristiche del deflusso.*

Ciascuna caratteristica è poi valutata rispetto alle sue variazioni interannuali, in termini di media e di variazione: in totale abbiamo quindi 64 statistiche che descrivono la serie di dati analizzati. L'analisi prevede un confronto con la situazione naturale: la caratterizzazione deve essere operata per le portate corrispondenti sia alla situazione antropizzata che naturale. Ciò permette di valutare lo scostamento prodotto dall'impatto antropico con molte specificità: poiché il confronto è basato sulla serie naturale misurata sullo stesso fiume, tutte le particolarità climatiche, morfologiche ed ecologiche sono incluse nella comparazione.

Richter (1996) consiglia di utilizzare serie di misure della portata fluviale giornaliera e di durata almeno ventennale perché i risultati della caratterizzazione siano significativi. Se non sono disponibili misure effettive che soddisfino i requisiti richiesti, è possibile utilizzare simulazioni idrologiche basate su serie ridotte del fiume analizzato o serie di portate misurate su fiumi vicinanti l'oggetto dell'analisi, normalizzate secondo l'area del bacino o le precipitazioni totali.

Il metodo è complessivamente semplice e si basa solo sui dati di deflusso. Permette di confrontare tra loro non solo la situazione naturale e quella antropizzata, ma anche impatti dell'uomo in diversi sistemi fluviali. D'altra parte può essere influenzato dalle differenze climatiche tra le serie analizzate e non permette di inferire le cause dei cambiamenti che evidenzia.

## **2.2 METODO ECOLOGICO: YANG, CAI E HERRICKS (2008)**

L'approccio che Yang, Cai e Herricks (2008) seguono nel loro articolo ha l'obiettivo di identificare degli indicatori idrologici legati all'abbondanza di pesci e di generare una funzione quantitativa che leghi tali indicatori ad un indice ecologico. Gli indicatori idrologici sono stati selezionati dall'insieme completo di indicatori IHA seguendo tre metodologie: una principal component analysis (Pearson, 1901; Shaw, 2003), un metodo di *data mining* chiamato *genetic programming* (Koza, 1992) e un'analisi ecologica con una matrice autecologica (Herricks, 1977). L'abbondanza di pesci è stata valutata con l'indice di biodiversità di Shannon (Shannon e Weaver, 1949). La relazione quantitativa tra gli indicatori rilevanti individuati e l'indice di biodiversità è automaticamente individuata applicando la *genetic programming*. Gli autori generalizzano infine i risultati così ottenuti componendo una matrice di indicatori di impatto, che associa valori degli indicatori idrologici a valori dell'indice di biodiversità.

Il metodo richiede per lo stesso periodo di tempo dati idrologici e corrispondenti dati di abbondanza della popolazione della specie, delle specie o del *taxa* d'interesse. La minima lunghezza della serie di dati corrisponde a venti anni. La matrice degli indicatori di impatto permette di evidenziare quali aspetti del deflusso hanno il maggior impatto sulle specie analizzate e su quali caratteristiche del deflusso è possibile agire da un punto di vista gestionale per incrementare l'indice di biodiversità. Ovviamente confinando l'analisi a poche forme di vita, il metodo non garantisce la conservazione dell'intero ecosistema fluviale.

## **2.3 METODO GEOMORFOLOGICO: B.D. RICHTER AND H.E. RICHTER (2000)**

L'indagine condotta da Richter, B.D. e Richter, H.E. (2000) esamina la flora che si sviluppa sulle rive dei meandri fluviali ed è volta a determinare quale regime delle portate sia necessario al loro sostentamento. Il primo passo è l'individuazione dell'intensità di portata in grado di dare forma all'habitat di queste piante, evidenziando quanto la cosiddetta migrazione laterale dei canali, ovvero la naturale evoluzione della posizione dei canali che compongono il fiume sia fondamentale per il mantenimento della biodiversità. Questa variabilità degli habitat garantisce la biodiversità attraverso un processo di successione di diversi tipi di ecosistemi ripari. L'analisi a questo punto prosegue

definendo alcune classi di habitat e modellizzando numericamente la loro dinamica nel tempo. Infine si traggono le conclusioni dello studio collegando l'intensità e la frequenza delle portate che definiscono gli habitat con un indice di diversità degli ecosistemi che si sviluppano sulle rive.

Il metodo richiede fotografie aeree del fiume in esame effettuate in diversi anni. L'orizzonte temporale dipende dalla dinamica della vegetazione presente: se una specie ha un ciclo di vita ventennale, sarà necessaria una serie di dati proporzionata. È inoltre necessaria una serie di dati idrologici della stessa estensione temporale, nonché dati di caratterizzazione della vegetazione raccolti sul campo. L'applicazione del metodo fornisce un indice di abbondanza della flora per classe di habitat in termini areali in funzione dell'intensità di portate in grado di avviare il meccanismo di erosione, trasporto e sedimentazione. Come il metodo precedente, anche questa analisi è parziale e l'environmental water requirement con essa determinabile non garantisce l'intero ecosistema. D'altra parte il metodo si inserisce in un quadro più ampio, detto Range of Variability Approach, che lega gli indicatori IHA alla gestione della risorsa idrica – sarà presentato più avanti in questo capitolo.

## **2.4 METODO MULTIDISCIPLINARE: INSTREAM FLOW INCREMENTAL**

### **METHODOLOGY**

Bovee (1982) prevede che si combinino un modello biologico e un modello idraulico per determinare la relazione tra idrologia ed ecologia, ed in particolare l'environmental water requirement. Il modello biologico ha lo scopo di descrivere le preferenze di habitat per alcune specie di pesci o di macroinvertebrati in termini di profondità e velocità d'acqua, nonché di substrato. Il modello proposto si chiama PHABSIM, physical habitat simulation model. Il modello idraulico invece è necessario per legare la disponibilità di habitat nei termini descritti al regime idrologico, determinando quantitativamente l'environmental water requirement.

Come è facile intuire il modello biologico è necessariamente limitato a trattare poche specie, peraltro introducendo assunzioni di limitato realismo. Inoltre è stata criticata anche la validità statistica della caratterizzazione dell'habitat. Nonostante il metodo restituisca delle curve di durata della disponibilità di habitat a differenti livelli di portata, spesso questo si traduce nella sola determinazione di un deflusso minimo vitale, che però è difendibile anche legalmente per la scientificità del metodo. I dati necessari all'analisi

sono ovviamente le serie di portata e un campionamento limitato sul campo della localizzazione delle specie e delle condizioni dell'habitat nei termini necessari ai modelli.

## **2.5 INTEGRARE L'ENVIRONMENTAL WATER REQUIREMENT NELLA GESTIONE DELLE RISORSE FLUVIALI**

I metodi presentati nei paragrafi precedenti permettono di determinare quali sono le necessità idriche di un ecosistema fluviale: per poter conservare o ripristinare i sistemi idrici soggetti alla pressione antropica è necessario che tali necessità siano integrati nella gestione, valutandola e indirizzandola verso una situazione ambientalmente sostenibile.

Su scala mondiale, l'aumento della domanda idrica ha causato un intensificato nonché complesso conflitto tra lo sviluppo dei fiumi come fonti di energia e risorse, e la conservazione del loro ruolo di ecosistemi integrati e biologicamente diversificati (Dynesius and Nilsson, 1994). La gestione della risorsa idrica deve dunque integrare obiettivi di conservazione ambientale: in particolare, le politiche di gestione delle dighe e degli sbarramenti devono comprendere le informazioni che i metodi di studio prima presentati forniscono.

Inserire tali obiettivi in un contesto di programmazione partecipata e integrata dell'intero bacino richiede che sia possibile valutare le alternative proposte, anche rispetto all'ecosistema fluviale. È stato evidenziato che la valutazione dell'ambiente dei metodi prima presentati è incompleta o parziale, sebbene oggettiva perché scientifica. La questione è stata risolta da alcuni coinvolgendo gli esperti nel settore ambientale ed ecologico, o i diretti portatori d'interesse così che sulla base dei dati del progetto e delle loro conoscenze specifiche possano esprimere una valutazione corretta degli scenari alternativi ipotizzati per la gestione del fiume in esame.

Altri approcci investigano la connessione tra ecosistema e disponibilità di risorse nei fiumi, per effettuare una valutazione socio-economica completa che comprenda anche risorse non solitamente incluse in questi studi.

Il metodo degli Indicators of Hydrological Alteration è stato invece inserito in un quadro di riferimento chiamato Range of Variability Approach che sfrutta la capacità di analizzare tutte le caratteristiche idrologiche di un regime di portate per definire una politica di gestione ottima attraverso miglioramenti effettuati anno per anno. Presentiamo i seguenti approcci di gestione della risorsa idrica.

- *Instream Flow Incremental Methodology*

- *Catchment Abstraction Management Strategies*
- *Downstream Response to Imposed Flow Transformation*
- *Range of Variability Approach*

### 2.5.1 Instream Flow Incremental Methodology

L'Instream Flow Incremental Methodology, che abbiamo presentato tra i metodi di studio delle interazioni tra regime idrologico ed ecosistema, prevede anche una procedura per il suo utilizzo nella programmazione. In particolare, è previsto che lo studio comprenda la valutazione dei diversi scenari proposti per la gestione del fiume. Il metodo è abbastanza diffuso: è applicato in almeno 20 paesi (Tharme, 2003) e in alcuni stati degli USA è addirittura un requisito di legge per determinare l'impatto di dighe e prelievi idrici (Acreman e Dunbar, 2004).

La procedura è organizzata in cinque punti:

- i. Si identifica il problema.
- ii. Si collegano i requisiti richiesti dalla legislazione agli aspetti più ampi della questione e agli obiettivi.
- iii. Si prosegue con la fase di studio, costruendo i modelli del fiume e degli habitat naturali.
- iv. Si calibrano i modelli appena costruiti.
- v. Si procede con l'integrazione dei modelli tra loro; essa è possibile perché sono tutti basati su valutazioni di disponibilità di habitat.

I modelli così creati vengono applicati a diverse possibilità di regolazione della diga o dei prelievi ed i risultati ottenuti vengono proposti alla negoziazione tra i portatori d'interesse. Gli svantaggi di questo metodo sorgono in parte per la sua natura multidisciplinare: è importante che i risultati vengano interpretati dai portatori d'interesse o dai decisori alla luce delle semplificazioni introdotte nei modelli, di ciò che includono o che invece tralasciano. Paradossalmente, gli studi IFIM sono stati criticati per essere troppo rigidi e inflessibili (Acreman e Dunbar, 2004).

### 2.5.2 Catchment Abstraction Management Strategies

La Environment Agency of England and Wales ha sviluppato le Catchment Abstraction Management Strategies (Environment Agency, 2002) per salvaguardare l'ambiente assicurando al contempo i bisogni degli utilizzatori dell'acqua. Restando all'interno di un contesto di decisioni di gestione partecipate, il processo include la

partecipazione dei diretti interessati, siano essi aziende che prelevano acqua, altri utilizzatori del fiume o gruppi ambientalisti locali. Vengono valutati quattro elementi dell'ecosistema, ovvero caratteri fisici, pesci e industria ittica, flora macroscopica e macroinvertebrati, attribuendo a ciascuno un punteggio in una scala da uno a cinque. I quattro caratteri sono confrontati tra loro per categorizzare il fiume in una delle cinque Environmental Weighting Bands. Infine il processo specifica quanto e in quali punti è possibile attingere acqua dal fiume per gli usi umani secondo la classe del fiume.

Non include però valutazioni delle componenti idrologiche di durata e *timing* dei deflussi (Acreman e Dunbar, 2004). Inoltre si suggerisce di sviluppare modelli più robusti per valutare le relazioni idro - ecologiche e strumenti adeguati ad essere inseriti nel processo CAMS (Dunbar *et al.*, 2004).

### 2.5.3 Downstream Response to Imposed Flow Transformation

Questo approccio sviluppato in Sudafrica prevede di analizzare tutti gli aspetti dell'ecosistema fluviale, fornendo ai decisori molteplici scenari futuri del fiume in analisi e le conseguenze sull'ecosistema di ognuno. Gli scenari alternativi comprendono anche un modulo socio - economico, per valutare la disponibilità di tutte le risorse fluviali che l'uomo utilizza, comprese le risorse ad accesso libero.

L'applicazione del metodo per via della sua multidisciplinarietà può costare oltre un milione di dollari (Acreman e Dunbar, 2004) e richiede capacità sviluppate di esplicitare i collegamenti socioeconomici con l'ecosistema. Esistono però delle versioni semplificate per l'applicazione rapida (Tharme, 2003).

### 2.5.4 Range of Variability Approach

L'approccio RVA (Richter *et al.*, 1997) è basato sull'utilizzo del metodo IHA e dei suoi indicatori. È stato applicato in più di trenta studi sul deflusso naturale negli USA, in Canada e in Sudafrica (Tharme, 2003). Spesso l'insieme degli indicatori IHA è stato usato per correlare il regime idrologico con i fattori ecologici o come supplemento ai risultati della modellazione dei micro habitat. Sebbene molti autori lo classifichino tra i metodi olistici (Arthington, 1998, Acreman e Dunbar, 2004) o comunque basati sull'ecologia (Bragg *et al.*, 1999), altri suggeriscono di ricercare ulteriori dimostrazioni della rilevanza ecologica degli indicatori.

L'approccio sfrutta la capacità degli indicatori IHA di analizzare tutte le caratteristiche idrologiche di un regime di portate per definire una politica di gestione ottima. È previsto



un monitoraggio annuale delle prestazioni della politica che insieme all'integrazione delle informazioni disponibili con studi ecologici aggiornati permette di ridefinire alla fine di ogni anno i target da raggiungere. Quando non sono disponibili informazioni ecologiche specifiche, gli obiettivi della politica sono definiti rispetto all'andamento naturale delle portate: il metodo RVA propone un intervallo di variazione predefinito, ovvero più e meno la deviazione standard dalla media dell'andamento naturale.

Si tratta di un *modus operandi* molto semplice; tenendo conto anche che il metodo IHA richiede soltanto misure di portata, l'approccio RVA si dimostra idoneo per essere applicato anche in situazioni dove non sono disponibili dati ecologici di nessun tipo. Nonostante ciò, i dati raccolti non sono spesso adatti all'utilizzo nell'IHA perché raccolti per valutare la produzione di centrali idroelettriche o correlate a indagini sulla qualità delle acque.

## CAPITOLO 3

### INQUADRAMENTO DEL CASO DI STUDIO: SITO E DATI

Dopo aver analizzato la letteratura disponibile per estrapolare i metodi di determinazione degli impatti sull'ecosistema fluviale, i loro pregi e i loro difetti, si vuole ora verificare queste informazioni applicando tali metodi ad un caso di studio reale. I dati disponibili per questo scopo sono soltanto misure di portata: per quanto detto nel capitolo precedente, è possibile analizzare soltanto il metodo degli Indicators of Hydrological Alteration. Si procede quindi con l'esposizione del caso di studio, cui seguirà la presentazione dello studio nel capitolo 4.

#### 3.1 IL SITO E LA REGOLAZIONE

Il corpo idrico considerato per svolgere l'applicazione del metodo IHA individuato è il Ticino sub lacuale. Esso è l'emissario del Verbano, corre lungo il confine tra Piemonte e Lombardia, per poi confluire nel Po nei pressi di Pavia, dopo un percorso di circa 100 km. Il regime pluviometrico del bacino che alimenta il Verbano a monte del Ticino è di tipo sublitoraneo-alpino, con afflussi che presentano un minimo invernale e due massimi, uno primaverile ed uno autunnale.

Il Verbano è un serbatoio regolato dal 1943, anno in cui entrò in funzione lo sbarramento della Miorina, nei pressi di Golasecca. La regolazione venne affidata ad un ente, il Consorzio del Ticino, e le modalità di regolazione vennero racchiuse originariamente (1940) in un Disciplinare di Regolazione. In esso sono contenuti anche i valori estremi della fascia di regolazione, variabili nel tempo in questa maniera:

- Periodo estivo: fascia compresa tra  $-0,50$  m e  $+1,50$  m sullo zero idrometrico di Sesto Calende;
- Periodo invernale: fascia compresa tra  $-0,5$  m e  $+1,5$  m sullo zero idrometrico di Sesto Calende.

Sempre durante la costruzione dello sbarramento della Miorina, venne sbancato l'incile lacuale, in modo da aumentarne la capacità di deflusso; in seguito altre sistemazioni alla

struttura ed effetti erosivi hanno modificato l'incile, cosicché è cambiata ulteriormente la scala di deflusso, giungendo a quella attuale.

Sono stati fatti altri studi, proposti dalla Svizzera, per aumentare la capacità di deflusso, studi che producono, come descritto nel libro "Il Progetto Verbano" (Soncini Sessa, 2004b), la scala di deflusso +300 e +600 (i nomi derivano dall'incremento in m<sup>3</sup>/s che produrrebbero quando il livello del lago è a +2,78m sullo zero idrometrico a Sesto Calende).

Il fiume Ticino alimenta una rete di canali; i principali sono:

- Il Canale Regina Elena;
- Il Canale industriale;
- Il Canale Villorosi.

In particolare gli ultimi due si diramano dalla traversa del Panperduto, in località Somma Lombardo, a valle della Miorina. È proprio la traversa del Panperduto il riferimento che stabilisce il limite tra monte e valle nell'applicazione che seguirà.

### 3.2 GLI INTERESSI IN GIOCO

L' esigenza di una regolazione del Verbano nasce dalle domande di valle, per **forniture irrigue ed idroelettriche**, le quali non riescono ad essere soddisfatte dai deflussi naturali, non garantendo essi una fornitura certa.

Con la regolazione però nascono anche altri interessi, sia a monte, che a valle della Miorina.

Tra questi, gli interessi che verranno considerati nella generazione delle alternative saranno quello dei rivieraschi del Verbano, che temono le esondazioni ed è loro interesse evitarle e l'interesse di protezione ambientale.

Questi due interessi entrano spesso in conflitto con quello irriguo e quello idroelettrico in quanto:

- Gli abitanti delle sponde lacustri temono che la regolazione produca grandi invasi (per distribuire l'acqua agli utenti irrigui ed idroelettrici qualora essi ne necessitino) con valore troppo elevato, così da aumentare il rischio di esondazione del lago stesso;
- L'ambiente esige che la necessità d'acqua per usi agricoli e di produzione di energia, non vada a privare l'ambiente dell'acqua che egli abbisogna per mantenere il suo stato di vita e conservazione.

Proprio da questi interessi nasce la possibilità di adottare differenti politiche di regolazione, che cerchino di soddisfare tutti o solo alcuni di essi. Prima di presentare le politiche alternative simulate, occorre però caratterizzare i dati che descrivono il regime naturale e quello di regolazione storica.

### 3.3 IDATI

#### 3.3.1 Il regime naturale (NAT)

I dati del regime naturale sono dati di portata media giornaliera ( $m^3/s$ ), coprono completamente il periodo tra il 1 Gennaio 1974 e il 1 Dicembre 2000, senza interruzioni e tale regime è stato ricostruito con un incile non sbancato, quindi come esso si presentava prima della costruzione della diga alla Miorina. Ricoprendo i dati un periodo maggiore di 20 anni, essi possono essere utilizzati nell'applicare il metodo IHA.

Il regime naturale rappresenta la condizione di deflusso di riferimento per il metodo IHA, quindi sarà il termine di paragone per le politiche di regolazione.

#### 3.3.2 La regolazione storica (STO)

Per la regolazione storica sono forniti i dati, sempre in portata media giornaliera ( $m^3/s$ ), nel periodo compreso tra il 01/01/1974 ed il 31/05/2002.

Come è giusto che sia, la regolazione storica usa la diga attuale, un incile leggermente sbancato rispetto al naturale (a causa dei lavori del 1943 e delle modifiche seguenti), e sottosta ad una fascia tempo variante tra 1m e 1.5m sopra lo zero idrometrico di Sesto Calende, per quanto riguarda il suo limite superiore, così come descritto nella presentazione del sito.

#### 3.3.3 Le politiche di regolazione simulate: alternative tratte dal progetto Verbano

Tenendo conto della configurazione del sistema (capitolo 3.1), nel caso di incile sbancato (scala +600) e fascia di regolazione con estremo superiore fisso ad 1,5 m sullo zero idrometrico di Sesto Calende, e considerando i principali interessi in gioco (esondazioni e fornitura irrigua), mostrati nel capitolo 3.2, sono state progettate e simulate differenti politiche di regolazione nel contesto del progetto Verbano.

Si ricorda che la regolazione storica agisce su una differente configurazione del sistema, ovvero con l'incile meno sbancato rispetto a quello descritto dalla scala +600, e deve sottostare ad una fascia di regolazione differente, ovvero con estremo superiore tempo-variante tra 1 m ed 1,5 m sullo zero idrometrico di Sesto Calende.

Le politiche di regolazione simulate con le condizioni suddette sono state ricavate avvalendosi di un modello AR0 per gli afflussi, che sono quindi considerati disturbi bianchi con un orizzonte temporale esteso dal 1 gennaio 1974 al 30 novembre 2000.

La componente ambientale è stata tutelata imponendo che tali alternative garantiscano un DMV di 13  $m^3/s$  a valle dei prelievi.

Ciò che differenzia le politiche alternative l'una dall'altra è il fatto che ognuna di esse è stata progettata per il soddisfacimento di particolari obiettivi (diminuzione delle esondazioni e diminuzione del deficit nella fornitura irrigua), possibile risolvendo un problema di ottimizzazione in cui vengono variati i pesi attribuiti agli obiettivi. In particolare, sono state generate due politiche estreme, volte al soddisfacimento di solo uno dei due obiettivi, ovvero attribuendo peso unitario al primo e nullo al secondo, per poi scambiare i pesi (saranno descritte nel capitolo 3.3.3.1).

Sono poi state generate alternative dette "di compromesso", in quanto entrambi gli obiettivi sono considerati, dando un peso non nullo ad ognuno di essi (saranno descritte nel capitolo 3.3.3.2).

Si è notato poi che un terzo interesse, la fornitura d'acqua alle centrali idroelettriche, era garantita a sufficienza quando era garantita la fornitura d'acqua ai distretti irrigui: dunque si è scelto di non considerare tale obiettivo per economia di calcolo. Si è però applicata questa regola: poiché il metodo di calcolo propone per ogni giorno dell'orizzonte temporale della simulazione più di una possibilità per regolare il Lago Maggiore, ciascuna delle quali garantisce gli stessi risultati rispetto agli obiettivi, si sceglie quella che permette di fornire l'acqua necessaria alle centrali idroelettriche. La regola così definita è chiamata estrattore idroelettrico.

Sono descritte ora nel dettaglio le differenti politiche simulate.

### 3.3.3.1 *IRR ed ESO*

I risultati dell'alternativa denominata IRR sono stati calcolati con la procedura precedente: l'unica differenza è che invece di perseguire entrambi gli obiettivi irriguo e di contenimento delle esondazioni, persegue soltanto la fornitura d'acqua ai distretti agricoli. Similmente l'alternativa ESO considera solo il contenimento delle esondazioni del Lago

Maggiore. Non bisogna dimenticare che per entrambi vale la regola detta dell'estrattore idroelettrico.

### 3.3.3.2 Alternative di compromesso

Le alternative che ricercano invece un compromesso tra la fornitura d'acqua ai distretti irrigui ed il contenimento delle esondazioni sono state calcolate pesando diversamente i due obiettivi: in particolare è stato dato all'obiettivo irriguo peso unitario mentre per le esondazioni sono stati scelti i valori  $7^{15}, 7^{17}, 7^{19}, 7^{20}, 7^{21}, 7^{22}, 7^{23}$  cui corrispondono sette serie di portate effetto di queste alternative, denominate e15, e17, e19, e20, e21, e22, e23. La scelta di valori così esagerati dipende dalla formulazione matematica della valutazione dell'obiettivo irriguo: è stato infatti implementato un indicatore che contiene una potenza 12. Anche per queste alternative intermedie viene applicata la regola dell'estrattore idroelettrico.

I dati sono identificati in questo modo: quando non specificato, si tratta delle misure a monte del Panperduto – altrimenti è precisato che sono relative alla sezione a valle del Panperduto. Ogni serie di dati rappresentanti le politiche ricavate da simulazione è poi individuata dalla sigla IRR, ESO, e19, e20, etc. A queste si aggiungono la serie naturale (NAT) e la serie storica (STO).

## 3.4 INDICATORI

Gli indicatori sono grandezze intermedie tra una o più traiettorie di variabili e un indice (Soncini Sessa, 2004a), ovvero tra l'andamento del sistema previsto dalle simulazioni e la sua valutazione secondo gli obiettivi. Devono essere scelti in modo che sia semplice calcolarli a partire dai dati della simulazione, ma anche in modo che la loro interpretazione risulti agevole all'esperto del settore.

### 3.4.1 Indicatore utilizzato nel progetto Verbano

Nel progetto Verbano (Soncini Sessa, 2004b) è stato previsto un indicatore per valutare le condizioni dell'ecosistema del Ticino a valle del Panperduto. La formulazione dell'indicatore è la seguente: distanza ( $m^3/s$ ) tra regime regolato delle portate e regime naturale, ovvero

$$i_{Amb\_V\_1} = \sqrt{\frac{1}{|H|} \sum_{t \in H} (q_t^{TIC} - r_t^n)^2}$$

dove  $q_t^{TIC}$  è la portata immessa nel Ticino al Panperduto durante il giorno  $t$ , mentre  $r_t^n$  è la portata nello stesso punto e nello stesso istante che si sarebbe verificata nelle condizioni naturali, ovvero in assenza dello sbarramento della Miorina. L'elevamento al quadrato consente di pesare maggiormente gli scostamenti grandi tra i due regimi, mentre ritiene accettabile la presenza di piccoli scostamenti; inoltre essendo un esponente pari restituisce sempre un valore positivo, adatto ad essere sommato per ottenere la media senza perdere informazioni, ovvero senza che i deficit negativi compensino quelli positivi.

### 3.4.2 Indicatori IHA

L'insieme del metodo IHA è costituito da 32 indicatori: sono elencati in Tabella 2.1 nel Capitolo 2. Questi indicatori vengono calcolati secondo le formulazioni indicate per ogni anno: la serie di dati viene dunque suddivisa in spezzoni pari ad un anno solare e gli indicatori sono calcolati. Le misure annuali ottenute per ciascun indicatore vengono quindi mediate tra loro con una semplice media aritmetica per ottenere il valore dell'indicatore relativo all'orizzonte temporale della serie di dati. Tale procedura viene applicata alla serie di portate naturali e ad ognuna delle misure di portata generate dalle politiche.

Le statistiche che costituiscono l'*output* dell'applicazione del metodo IHA sono organizzate in una tabella le cui colonne sono costituite dalle seguenti voci:

1. Il valore medio annuo di ciascun indicatore per la serie naturale di riferimento;
2. Il valore medio annuo di ciascun indicatore per la serie simulata da valutare;
3. La differenza tra i due valori, assoluta e percentuale rispetto al naturale;
4. L'intervallo di confidenza del valor medio annuo di ciascun indicatore per la serie simulata da valutare;
5. La deviazione standard di ciascun indicatore per la serie naturale di riferimento;
6. La deviazione standard di ciascun indicatore per la serie simulata da valutare;
7. La differenza tra i due valori, assoluta e percentuale rispetto al naturale.

Nel seguente paragrafo vengono descritte caratteristiche e criticità degli indicatori inclusi nel gruppo 3: verranno discussi gli ostacoli alla loro applicazione e come sono stati superati nel caso reale di studio.

### 3.4.3 Gruppo 3: Timing delle condizioni estreme

Gli indicatori del gruppo 3 previsti da Richter (1996) sono le date giuliane del massimo e del minimo giornaliero annuale. Per quantificare il *timing* degli eventi di

minima e massima portata, l'IHA utilizza il concetto di data giuliana, che rappresenta le date del calendario in valori interi, con il numero 1 corrispondente al primo Gennaio e il numero 366 corrispondente al 31 Dicembre. Questi due valori valgono anche per gli anni bisestili, in cui sarà presente anche il giorno 60 che corrisponde appunto al 29 Febbraio, mentre esso sarà assente per tutti gli altri anni. Questo è ciò che viene previsto nel manuale di utilizzo del metodo IHA (The Nature Conservancy, 2009).

La convenzione che è stata adottata in questo studio è leggermente diversa e si uniforma alla convenzione utilizzata nel Progetto Verbano per quanto riguarda la data naturale. Il numero 60 indica il 1 Marzo, invece di indicare il 29 Febbraio negli anni bisestili ed essere assente negli altri anni. Pertanto gli anni bisestili hanno due date cui corrisponde la data giuliana 59: il 28 Febbraio e il 29 Febbraio.

Un'altra questione che il manuale del metodo IHA affronta riguardo le indicazioni di *timing* concerne la loro media intrannuale: il problema da risolvere è la media tra giorni alla fine dell'anno e giorni all'inizio dell'anno. Per esempio la media aritmetica delle date giuliane del 5 Gennaio (5) e 24 Dicembre (359) è 182 (1 Luglio): chiaramente non corrisponde al senso comune dell'operazione di media, che suggerirebbe il 31 Dicembre come giorno medio tra le due date nell'esempio. Per ovviare a questo problema, nel citato manuale di utilizzo del metodo IHA si propone la seguente procedura: le date da mediare vengono divise in quattro quarti ( $1 \div 90$ ,  $91 \div 182$ ,  $183 \div 274$ ,  $275 \div 365$ ); se il secondo o il terzo quarto hanno la frequenza più alta, la media è calcolata nella maniera usuale. Se invece il maggior numero di date ricade nel primo quarto, 365 viene temporaneamente sottratto alle date contenute nella quarto frazione prima di calcolare la media nella solita maniera. Se contrariamente il maggior numero di date è contenuto nel quarto settore, 365 viene temporaneamente aggiunto alle date contenuto nel primo quarto e successivamente si calcola la media. Il metodo è chiamato **metodo circolare**. Si tratta di un buon metodo ma si avverte che se le date sono distribuite abbastanza uniformemente durante l'anno potrebbe produrre risultati arbitrari.

L'ultimo problema che questo gruppo di indicatori ha presentato è invece più serio e specifico per il caso analizzato del Ticino. Poiché il Ticino presenta un idrogramma bimodale, con mediamente due picchi di massima portata in primavera e autunno, intervallati da periodi di magra, le date giuliane di massimo ricadono alternativamente in primavera o autunno secondo la piovosità delle stagioni di quell'anno – specularmente accade per i minimi. La media per quanto calcolata con il metodo circolare tenderà sempre a cercare il compromesso. Infatti i primi risultati dell'indicatore Data giuliana del massimo applicato all'intera serie temporale di portate indicavano massimi estivi, a metà Luglio. Il



problema è stato risolto durante la preparazione di questo elaborato calcolando doppie statistiche: un massimo primaverile ed uno autunnale, un minimo estivo e uno invernale. Il calcolo dei massimi corrisponde alla ricerca del massimo per le portate prima del 275° giorno e dopo, rispettivamente per il massimo primaverile e autunnale. I minimi sono invece ricercati negli intervalli definiti dalle date di massimo. Questo metodo garantisce di poter trattare date di massimo e minimo in maniera più completa per un fiume con idrogramma bimodale com'è il Ticino.

#### 3.4.4 Aggregazione degli indicatori IHA

L'informazione che gli indicatori IHA riescono a sintetizzare dalle misure di portata è sicuramente notevole, ma anche poco maneggevole. Sono stati quindi fatti degli sforzi di riduzione per favorire l'interpretazione di massima dei risultati. È stato scelto di aggregare gli indicatori IHA appartenenti ad uno stesso gruppo mediando i valori assoluti delle percentuali che rappresentano lo scostamento dalla situazione naturale. Si raccomanda di completare sempre la presentazione dei risultati con la tabella completa perché lo scopo degli indicatori IHA è cogliere completamente la dinamica naturale dei deflussi ed ogni indicatore vi concorre in maniera diversa.

### 3.5 FRONTIERA DI PARETO DELLE ALTERNATIVE ANALIZZATE

È stato già detto che le diverse possibilità di gestire la diga della Miorina sono state sviluppate secondo gli obiettivi irriguo e di contenimento delle esondazioni. È stato già detto che sono stati provati diversi bilanciamenti tra gli obiettivi: dai due estremi, denominati IRR e ESO, che perseguono uno solo dei due obiettivi senza curarsi dell'altro. Vediamo ora quali sono le prestazioni del sistema se venissero tali alternative: per prestazioni si intende il punteggio che le alternative riescono a raggiungere nei due obiettivi IRR e ESO.

Nel caso in esame, visualizzare le prestazioni è semplice perché gli obiettivi sono soltanto due: è ovvio quindi costruire un grafico sui cui assi vi siano le misure delle prestazioni nei due obiettivi (figura 3.1). Il risultato per le politiche analizzate è il seguente.

L'analisi della frontiera evidenzia quanto le alternative di compromesso siano vicine per prestazioni tra loro, ma lontane dalle alternative estreme IRR e ESO. Per questo motivo

da qui in avanti l'analisi procederà includendo soltanto IRR, ESO e l'alternativa di compromesso 7E19 così da evidenziare chiaramente la significatività degli indicatori IHA.

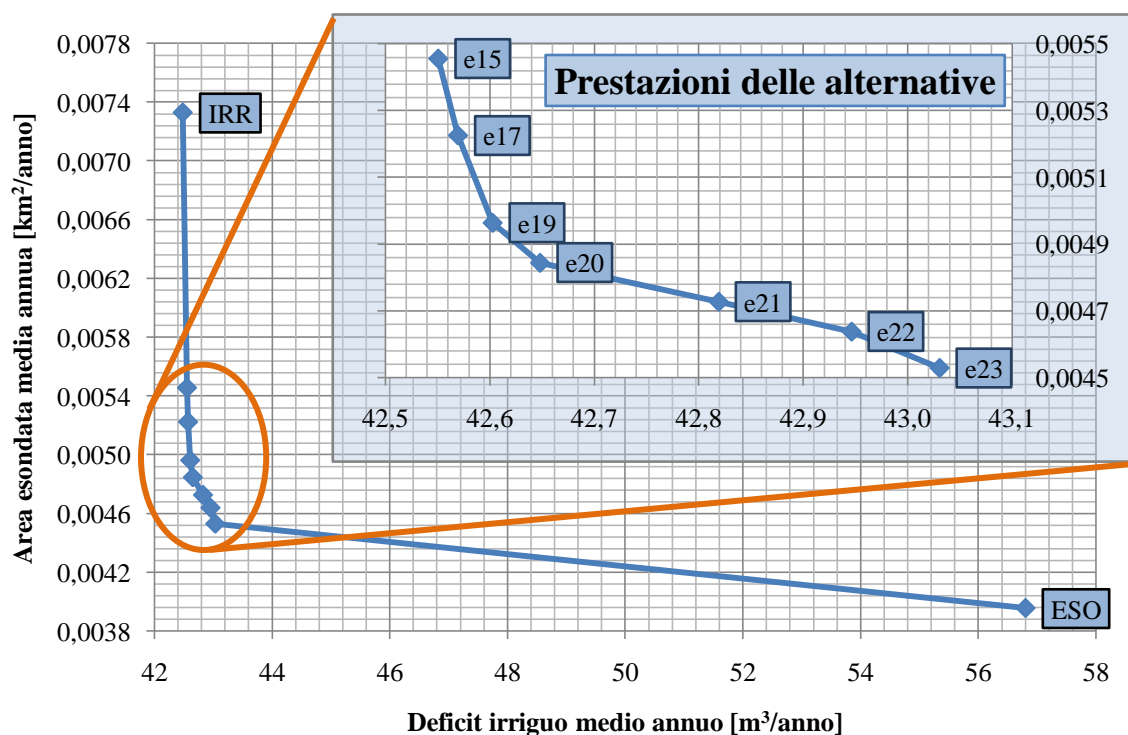


Figura 3.1: Frontiera di Pareto delle alternative analizzate nel presente elaborato: i grafici presentano la prestazione secondo l'obiettivo di contenimento delle esondazioni sulle ordinate e di fornitura irrigua sulle ascisse.

## CAPITOLO 4

### ANALISI DEGLI INDICATORI IHA E COMMENTO DEI RISULTATI OTTENUTI

Nel capitolo precedente sono stati presentati i dati a disposizione e le modalità di implementazione degli indicatori del metodo IHA. Di seguito si presentano i risultati dello studio effettuato.

Come più volte ripetuto, i trentadue indicatori del metodo IHA sono raggruppabili in cinque blocchi, pertanto, dal momento che ogni blocco fornisce informazioni differenti e descrive specifiche caratteristiche della dinamica fluviale, l'analisi dei risultati procederà mantenendo questa suddivisione. Si inizierà analizzando i risultati secondo l'aggregazione per gruppi, per poi esaminare l'ordinamento delle alternative, evidenziando le differenze con l'indicatore adottato nel progetto Verbano e la consistenza degli indicatori IHA. Si indaga poi all'interno di ciascun gruppo per scoprire se all'interno del singolo gruppo gli indicatori forniscono ordinamenti coerenti e quali di essi incidono maggiormente sull'ordinamento complessivo del blocco. Infine si ricercano le differenze tra i risultati degli indicatori calcolati sulle serie di portata a monte e a valle del Panperduto, ovvero prima e dopo i prelievi d'acqua per agricoltura e centrali idroelettriche.

Si mette in risalto che i risultati presentati nei grafici sono istogrammi rappresentanti le distanze dall'andamento naturale: pertanto più un'alternativa è caratterizzata da un valore alto, peggiore è l'impatto di questa sull'ecosistema fluviale.

#### 4.1 ORDINAMENTO DEGLI INDICATORI AGGREGATI

Gli indicatori hanno l'obiettivo di facilitare la valutazione del sistema (paragrafo 3.4); data la valutazione è possibile confrontare a coppie le alternative e decidere quale è "meglio" rispetto all'indicatore. Nel metodo IHA gli indicatori misurano la distanza dalla condizione naturale che le alternative provocano nel regime fluviale. Pertanto un'alternativa sarà tanto migliore, in termini di protezione ecosistemica, quanto più la distanza dal naturale sarà ridotta.

Sono stati quindi operati tali confronti tra le alternative IRR, ESO, e15, e19, e21 e la regolazione storica secondo i valori degli indicatori IHA aggregati per gruppi e l'indicatore incluso nel progetto Verbano. I valori considerati nei confronti corrispondono a distanze percentuali medie, ottenute calcolando i moduli delle differenze tra i valori di ciascun indicatore in corrispondenza della situazione regolata e naturale, dividendo poi per il valore naturale. Le percentuali così ottenute sono state mediate per confrontare i gruppi tra loro. Per esempio si avrà nel gruppo 1 contenente i 12 indicatori di portata media mensile:

$$\text{distanza}(\%) = \frac{1}{12} \sum_{j=1}^{12} \frac{|i_j^{REG} - i_j^{NAT}|}{i_j^{NAT}} \cdot 100$$

Si ricorda che gli indicatori IHA vengono valutati anno per anno, poi mediati tra gli anni per cui sono stati calcolati. I risultati sono visualizzati con un istogramma in cui la barra più alta corrisponde all'alternativa migliore per quell'indicatore o gruppo di indicatori, ovvero quella più vicina al regime naturale.

Posizione	1°	2°	3°	4°	5°	6°
<i>Indicatore Progetto Verbano</i>	STO	ESO	e21	e19	e15	IRR
<i>g1: Intensità del deflusso mensile</i>	IRR	STO	ESO	e15	e19	e21
<i>g2: Intensità e durata annuale delle condizioni estreme</i>	STO	IRR	ESO	e15	e19	e21
<i>g3: Timing delle condizioni estreme</i>	IRR	STO	ESO	e15	e19	e21
<i>g4: Frequenza e durata degli impulsi</i>	STO	ESO	IRR	e15	e21	e19
<i>g5: Tasso e frequenza delle variazioni nelle condizioni idrologiche</i>	ESO	STO	IRR	e15	e19	e21

Figura 4.1: Rappresentazione grafica dell'ordinamento delle alternative secondo l'indicatore del progetto Verbano e indicatori IHA.

A prima vista si nota l'incoerenza tra l'indicatore utilizzato nel progetto Verbano e tutti gli indicatori IHA. La causa di tale scostamento è da imputare all'incapacità dell'indicatore del progetto Verbano di misurare la variabilità e le condizioni estreme.

L'ordinamento permette di precisare la consistenza tra i gruppi di indicatori, ovvero la capacità di ciascun gruppo di esprimere valutazioni delle alternative coerenti con quelle

degli altri gruppi. Rispetto a questo proposito si evidenzia una chiara coerenza tra gli ordinamenti secondo i gruppi uno, due e tre, ordinamento che invece contrasta con quello dei gruppi quattro e cinque. Già da queste affermazioni e da una più attenta osservazione del grafico, sorgono degli interrogativi:

- I cinque gruppi sono tutti significativi in ugual modo?
- Perché i due macrogruppi di indicatori IHA forniscono ordinamenti differenti? Perché forniscono proprio quegli ordinamenti?
- All'interno di ogni gruppo, gli indicatori rispondono alla stessa maniera?
- Come mai le politiche di compromesso non forniscono prestazioni intermedie in termini di indicatori IHA?

Mentre una risposta agli ultimi tre quesiti non può essere data senza perlustrare il contenuto dei singoli gruppi, è già possibile rispondere parzialmente al primo analizzando il grafico in figura 4.2. Esso riporta le distanze tra regime regolato e naturale misurate da ogni gruppo di indicatori per ciascuna politica alternativa ed espresse in percentuali del valore del naturale. In questo istogramma come in tutti i successivi, tanto più le barre sono alte, tanto più la politica di regolazione considerata produce deflussi lontani da quelli naturali.

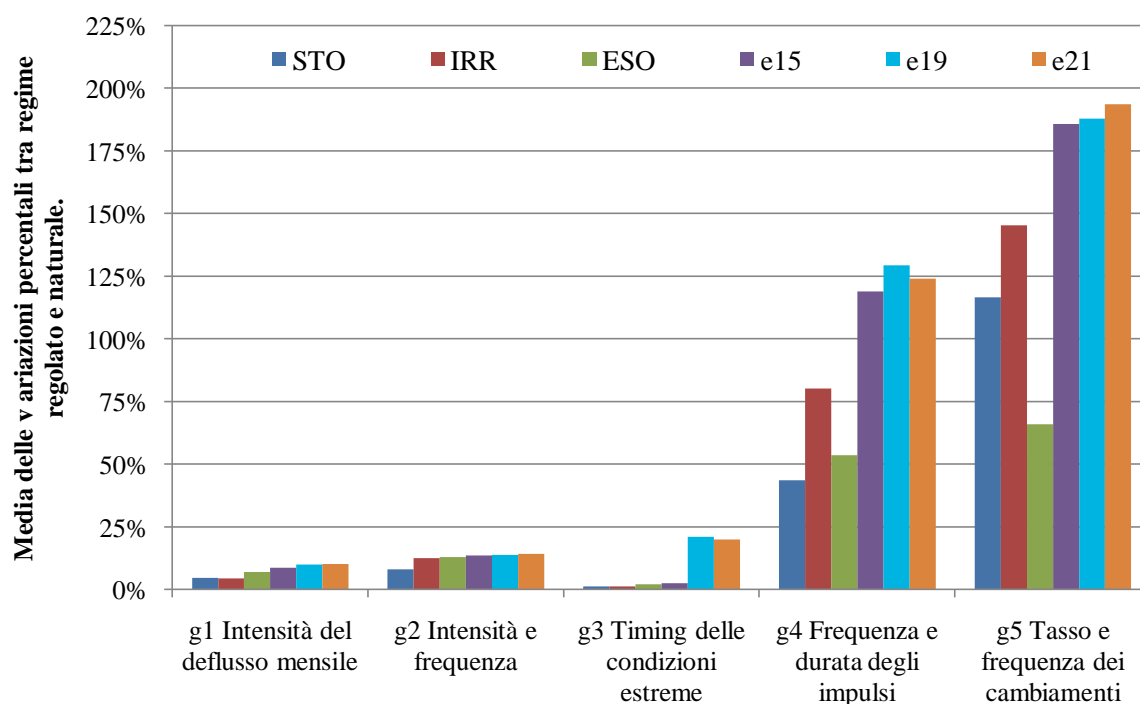


Figura 4.2: aggregazione degli indicatori IHA secondo i gruppi indicati: rappresenta la variazione percentuale media tra regime regolato e regime naturale. Le alternative considerate sono IRR, ES, STO, e15, e19, e21.

È evidente che gli ultimi due gruppi che si occupano di frequenza e durata degli impulsi e di tasso di variazione e frequenza nelle condizioni idrologiche, evidenziano scostamenti superiori al 100% per molte alternative. Da ciò si desume che considerano aspetti del deflusso trascurati dai tre gruppi precedenti; inoltre questi si occupano di portate medie, intensità e anticipo/ritardo di massimi e minimi, ovvero tutti aspetti che venivano già presi in considerazione prima dell'introduzione del metodo IHA.

È questa una prima prova della completezza del metodo IHA: poiché l'ecosistema è sensibile agli impatti indotti dalle variazioni dell'intensità del deflusso ed ai suoi eventi estremi, ma anche alla velocità con cui vengono variate le condizioni di portata, è importante considerare questi aspetti. Il grafico in figura 4.2 evidenzia questa necessità: sia ogni gestione ipotizzata per il lago Verbano, sia la gestione storicamente attuata non sono soggette ad alcun vincolo per quanto riguarda la rapidità con cui le decisioni di erogazioni possono essere variate né riguardo alle portate estreme rilasciabili.

Si nota anche nella rappresentazione degli ordinamenti come gli indicatori IHA penalizzino tutte le alternative cosiddette di compromesso a favore delle due estreme, a dimostrazione del fatto che i compromessi necessari a raggiungere entrambi gli obiettivi irriguo ed esondazioni causano un maggiore scostamento dal regime naturale.

È probabile che perseguire due obiettivi tra loro discordanti, come sono la fornitura d'acqua all'agricoltura a valle del lago e il contenimento delle sue esondazioni, necessita di decisioni che si discostano molto dal regime naturale delle portate.

## **4.2 GRUPPO 1: INTENSITÀ DEL DEFLUSSO MENSILE**

Il primo gruppo di indicatori contiene le portate medie mensili, sia in regime naturale che regolato, con la relativa differenza tra le due.

Riportando graficamente (figura 4.3) gli andamenti di tali portate in corrispondenza delle diverse politiche ed in condizione naturale si ottengono solo informazioni grossolane per caratterizzare ogni politica. Questo perché le politiche sono progettate con passo temporale giornaliero, non mensile, ragione per cui le statistiche di media mensile intra-annuale, mediate ulteriormente in maniera inter-annuale, smorzano queste differenze rendendole poco apprezzabili.

Gli indicatori del gruppo sono però molto utili e semplici da utilizzare per uno scopo differente dalla caratterizzazione di alternative, ovvero per lo studio idrologico di un corpo

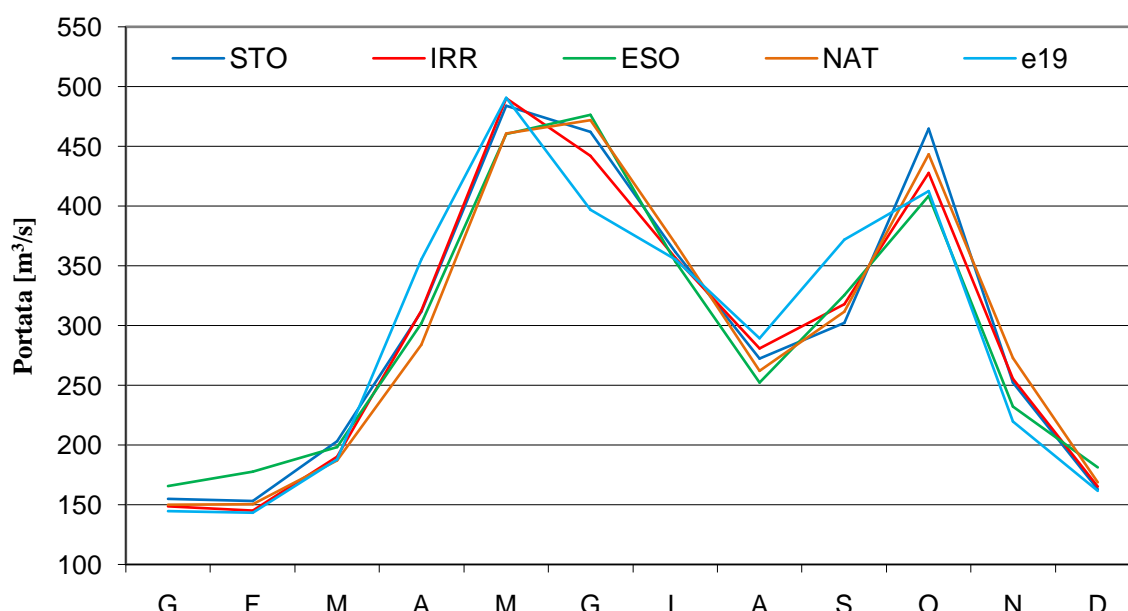


Figura 4.3: prestazione delle alternative IRR ES STO e19 e della serie NAT secondo gli indicatori del gruppo 1, ovvero le medie mensili delle portate giornaliere.

fluviale e la caratterizzazione della forma del suo idrogramma, così da collegarla alle caratteristiche climatiche e pluviometriche del sito stesso.

Per esempio è utile notare come i deflussi invernali per la politica ESO si mantengano costantemente superiori a quelli di altre politiche. Ciò è dovuto al fatto che la politica è stata generata con un estrattore di tipo target, il quale tra i valori di deflusso possibili per la data politica sceglie quello che più si avvicina alla domanda idroelettrica. In inverno, essendo ridotto il rischio di esondazioni perché è un periodo di magra, ed essendoci invece una forte domanda idroelettrica, una politica di questo tipo la sostiene. La presenza dell'estrattore quindi comporta un peggioramento della prestazione della politica ESO, che ci si aspetterebbe essere la migliore in termini di vicinanza al regime naturale.

A questo va aggiunto il fatto che la politica ESO agisce su un sistema modificato rispetto al regime naturale, in quanto è progettata tenendo conto dello sbancamento dell'incile (gli effetti saranno più evidenti nelle differenze di eventi estremi di massimo e di minimo).

Il motivo per cui invece le politiche di compromesso sono ancora più distanti da quelle estreme ESO ed IRR è che esse risentono del processo di simulazione con cui sono state generate, cosicché avvicinandosi talora alla politica IRR, talora alla politica ESO, hanno un andamento meno regolare rispetto alle due precedenti e di conseguenza un maggior impatto sull'ecosistema. Questo comportamento è visibile se si rappresentano i valori di portata media giornaliera (figura 4.4).

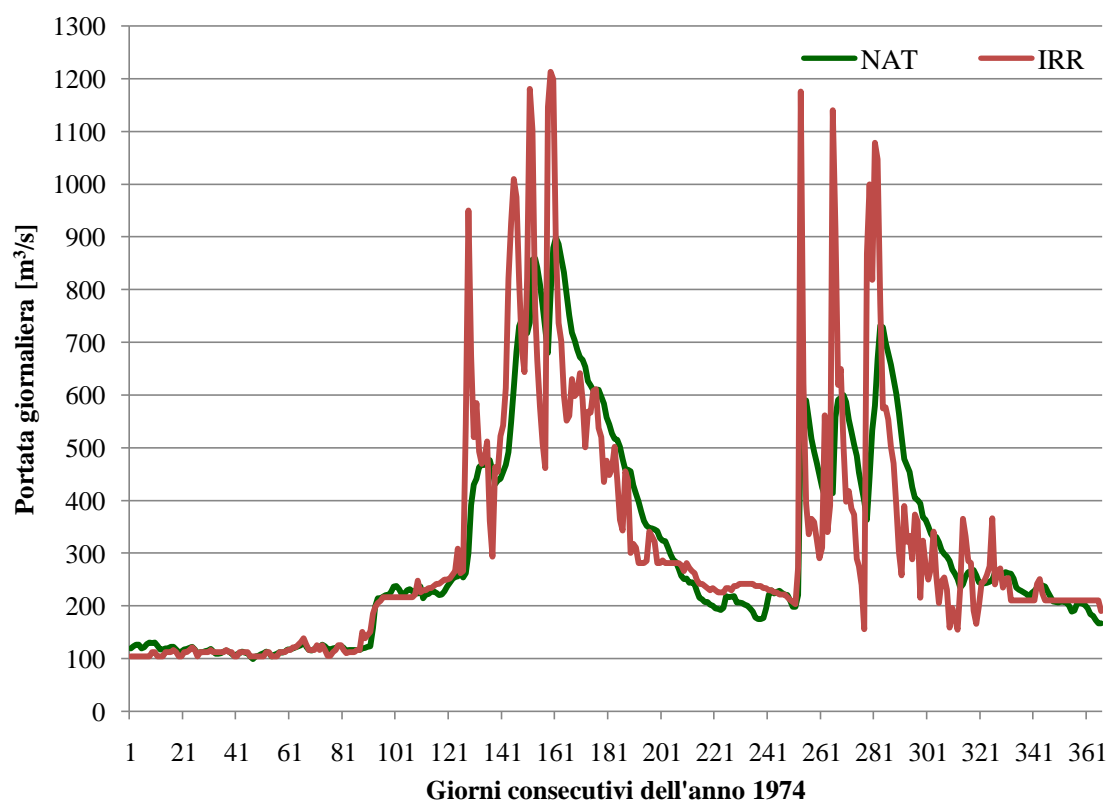


Figura 4.4: portata media giornaliera dell'anno 1974 delle serie simulate naturali e IRR. Si evidenzia la maggiore irregolarità causata dalla gestione antropica rispetto all'andamento naturale, nonché il maggior dettaglio delle informazioni fornite da questo grafico rispetto al risultato degli indicatori del gruppo 1 (intensità del deflusso mensile) rappresentato in figura 4.3.

Pur tenendo conto che le variazioni registrate dal gruppo in termini di differenza percentuale tra regime regolato e naturale sono molto minori rispetto a quelle degli ultimi due gruppi, il loro valore è ora più comprensibile, così come l'ordinamento fornito dal gruppo stesso (figura 4.5).

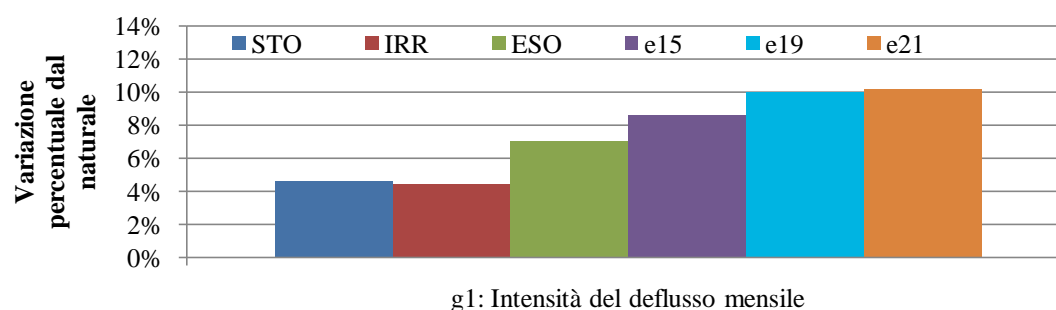


Figura 4.5: aggregazione degli indicatori IHA del gruppo 1. L'asse delle ordinate rappresenta la distanza dal naturale in percentuale.



### 4.3 GRUPPO 2: INTENSITÀ E DURATA ANNUALE DELLE CONDIZIONI

#### ESTREME

In questo gruppo sono presenti dieci indicatori, ovvero cinque massimi e cinque minimi di portata media calcolata su una finestra mobile di 1, 3, 7, 30 e 90 giorni. Lo scopo della finestra mobile è verificare la variazione indotta dalla regolazione sulle condizioni estreme sia per intervalli relativamente brevi (giorno, settimana), sia lunghi (mese, stagione) rispetto ad un ciclo temporale annuale.

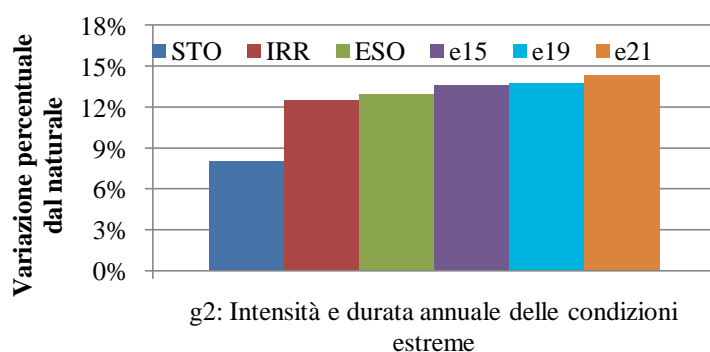


Figura 4.6: aggregazione degli indicatori IHA del gruppo 2. L'asse delle ordinate rappresenta la distanza dal naturale in percentuale.

Come per il gruppo precedente, rappresentando la distanza dalla situazione naturale complessivamente per il gruppo 2 (figura 4.6) non si notano grandi differenze tra le prestazioni delle varie politiche. È esclusa da questa considerazione la prestazione della regolazione storica che

appare migliore perché le altre politiche sono simulate con un incile sbancato, già di per sé un allontanamento significativo rispetto alla condizione naturale. L'utilità di questa aggregazione è solo quella di permettere un confronto con le variazioni calcolate dagli altri gruppi, mostrando come gli ordini di grandezza siano vicini a quelli del primo e del terzo gruppo, ma ancora molto inferiori rispetto a quelli degli ultimi due.

Ben più interessante è invece la rappresentazione del valore dei singoli indicatori all'interno del gruppo 2. Gli istogrammi in figura 4.7 rappresentano ancora la distanza percentuale di ciascuna politica rispetto al deflusso naturale. Se il valore è positivo si verifica un aumento del deflusso, se negativo una diminuzione.

La prima osservazione abbastanza prevedibile è che la differenza percentuale dell'intensità di massimi e minimi tra situazione regolata e naturale decresce aumentando la finestra temporale della media mobile. Interpretato in chiave ecosistemica, questo fatto stabilisce che la regolazione del Lago Maggiore e dei prelievi dal Ticino non è tale da incidere in maniera significativa sui picchi stagionali e mensili pur modificando il regime naturale: almeno a queste scale temporali la sua azione non influenza il *timing* che regola la vita degli organismi dell'habitat.

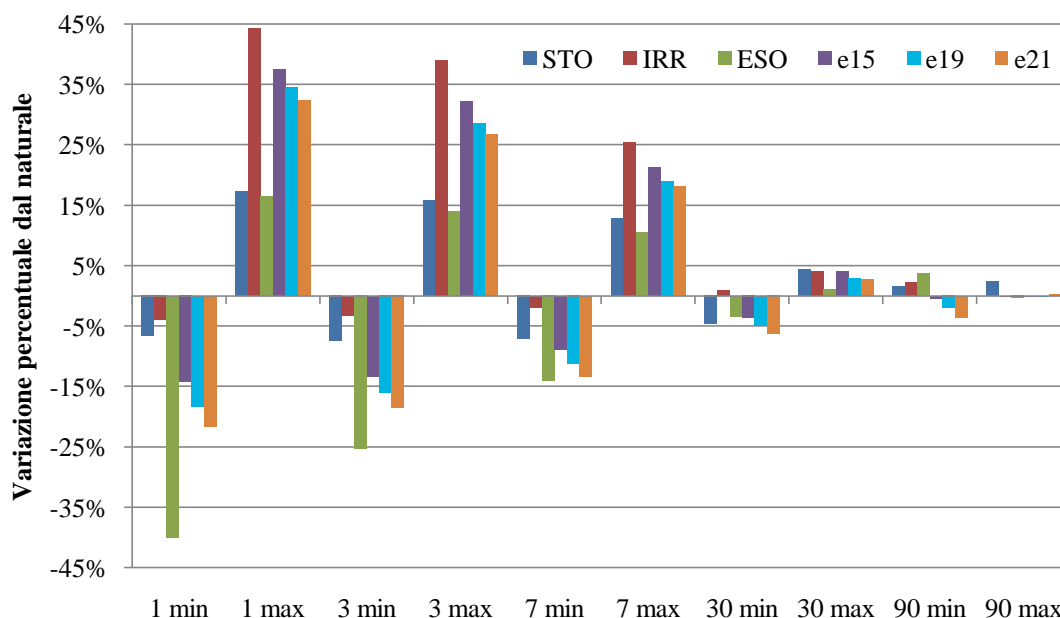


Figura 4.7: distanze percentuali dal naturale misurate con gli indicatori appartenenti al gruppo 2, ovvero intensità e durata annuale delle condizioni estreme. Gli indicatori sono massimi e minimi di portate medie calcolate su finestre mobile di 1, 3, 7, 30 e 90 giorni: sono identificati nel grafico dall'ampiezza della finestra seguita dalla sigla min o max.

Concentrando maggiormente l'attenzione alle caratteristiche specifiche delle politiche analizzate emergono anche altre questioni.

#### 4.3.1 Analisi dei minimi

Esaminando dapprima i minimi, si nota una forte diminuzione per gli intervalli brevi di tempo, in particolare per la politica ESO. Questo comportamento è attribuibile allo sbancamento dell'incile considerato nella simulazione delle politiche; ESO infatti ragiona con la logica del “si lascia lo sbarramento aperto per abbassare il livello del lago”: dopo aver scaricato un volume maggiore grazie all'incile sbancato, può avere delle carenze a scala giornaliera provocando una diminuzione del valore del minimo stesso. L'inversione della tendenza che si nota a scala stagionale (90 giorni) è dovuta all'estrattore idroelettrico utilizzato: il minimo stagionale cade mediamente in inverno quando gli afflussi sono ridotti per mesi; per lo stesso motivo il lago non rischia di esondare e la politica ESO può fornire l'acqua alle centrali idroelettriche, secondo la loro domanda.

Un' inversione simile si verifica per la politica IRR già con una finestra temporale di 30 giorni, sia per la motivazione appena esposta sia perché una politica volta alla soddisfazione della domanda irrigua tende a sostenere le magre, aumentando quindi i minimi valori di portata nei periodi in cui essi si verificano con lunga durata.

L'inversione descritta non si verifica invece per le politiche di compromesso: dovendo seguire due obiettivi contrastanti, esistono minori possibilità di regolazione per ogni giorno. Pertanto l'estrattore idroelettrico ha meno spazio decisionale per fare in modo che le politiche di compromesso soddisfino la domanda idroelettrica.

Si ricorda che la regolazione storica è stata effettuata con un incile meno sbancato di quanto sia previsto nelle alternative tratte dal progetto Verbano: la bocca del lago ha quindi minore capacità di rilascio rispetto ad esse. Pertanto il suo comportamento è meno distante dal naturale rispetto a quello causato dalle altre politiche, sia per i minimi che per i massimi: si tratta di una valutazione intrinseca dell'impatto dell'azione di sbancamento.

#### 4.3.2 Analisi dei massimi

Spostando ora l'attenzione sui massimi, si osserva che la politica ESO aumenta il valore dei massimi degli intervalli temporali brevi a causa dello sbancamento dell'incile, mentre ne provoca una diminuzione ridotta sull'intervallo stagionale. Questa diminuzione rispecchia lo scopo della politica: ridurre i picchi dell'idrogramma, ovvero ridurre l'intensità degli eventi estremi di massimo diminuisce la frequenza e i danni causati dalle esondazioni. Infatti la ESO resta la politica che meno aumenta i massimi anche a scale temporali brevi.

Al contrario, la regolazione della politica IRR è la più distante dal regime naturale: l'aumento consistente dei massimi è dovuto al raggiungimento dell'estremo superiore della fascia di regolazione del lago, caso frequente quando si sfrutti la massima capacità di invaso del lago. Quando l'estremo viene raggiunto si è costretti dalla legge a rilasciare il massimo: l'effetto combinato dell'incile sbancato e dell'alto livello del lago causa i rilasci maggiori tra tutte le alternative.

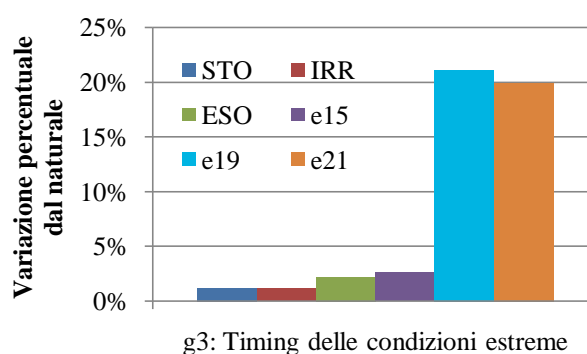
Le politiche di compromesso mantengono un comportamento intermedio tra la ESO e la IRR, mentre la regolazione storica aumenta i valori dei massimi meno delle altre politiche. Prima del progetto Verbano, l'estremo superiore della fascia di regolazione era tempo-variante tra +1 e +1,5 m sullo zero di Sesto Calende (193,016 m s.l.m.) secondo la piovosità della stagione, per ridurre il rischio di esondazione. Nelle simulazioni invece l'estremo superiore è stato fissato a +1,5m.

#### 4.4 GRUPPO 3: ***TIMING DELLE CONDIZIONI ESTREME***

Gli indicatori di questo gruppo sono le date giuliane degli eventi estremi di massimo e minimo; valutano la puntualità stagionale con cui essi avvengono, ovvero il *timing* del regime idrologico.

I deflussi del Ticino presentano un andamento bimodale nel corso dell'anno caratterizzato da un picco di massimo primaverile causato principalmente dallo scioglimento delle nevi ed uno autunnale originato dalle piogge. I valori minimi di portata sono invece in estate ed in inverno, quando il regime delle portate si mantiene intorno a valori bassi per tutta la stagione. Per queste considerazioni è sembrato opportuno modificare il metodo IHA, così da selezionare quattro date: due corrispondenti ai massimi e due ai minimi.

L'aggiunta dei due indicatori di data permette di interpretare i risultati forniti in termini di distanza media percentuale dell'intero gruppo senza perdere significatività. Esaminando i risultati (figura 4.8) si denota però uno scarso scostamento, eccezion fatta per alcune politiche di compromesso, intermedie tra la ESO e la IRR.



g3: Timing delle condizioni estreme  
 Figura 4.8: aggregazione degli indicatori IHA del gruppo 3. L'asse delle ordinate rappresenta la distanza dal naturale in percentuale.

Investigando ulteriormente i quattro indicatori e osservando il loro comportamento è possibile individuarne la causa. La figura (4.9) mostra l'istogramma delle date di massimo e minimo: se le barre indicano valori positivi rappresentano dei ritardi rispetto alla data nel regime naturale; contrariamente designano degli anticipi.

È possibile affermare che i due massimi ed il minimo estivo non registrano scostamenti temporali degni di nota, in quanto i valori massimi individuati divergono dal valore naturale per 3-4 giorni. Il minimo invernale registra invece scostamenti dell'ordine dei 150 giorni per alcune politiche di compromesso, intermedie tra la ESO e la IRR. L'intensità dello scostamento corrisponde all'incirca alla durata del periodo compreso tra novembre e marzo, periodo nel quale il deflusso mediamente rimane nell'intorno di un valore basso di portata. Dunque il minimo può verificarsi tanto all'inizio, quanto alla fine della stagione; in figura (4.9) le barre di errore confermano questa affermazione, delimitando un intervallo di variabilità ben più ampio di quello presentato dagli altri tre indicatori.

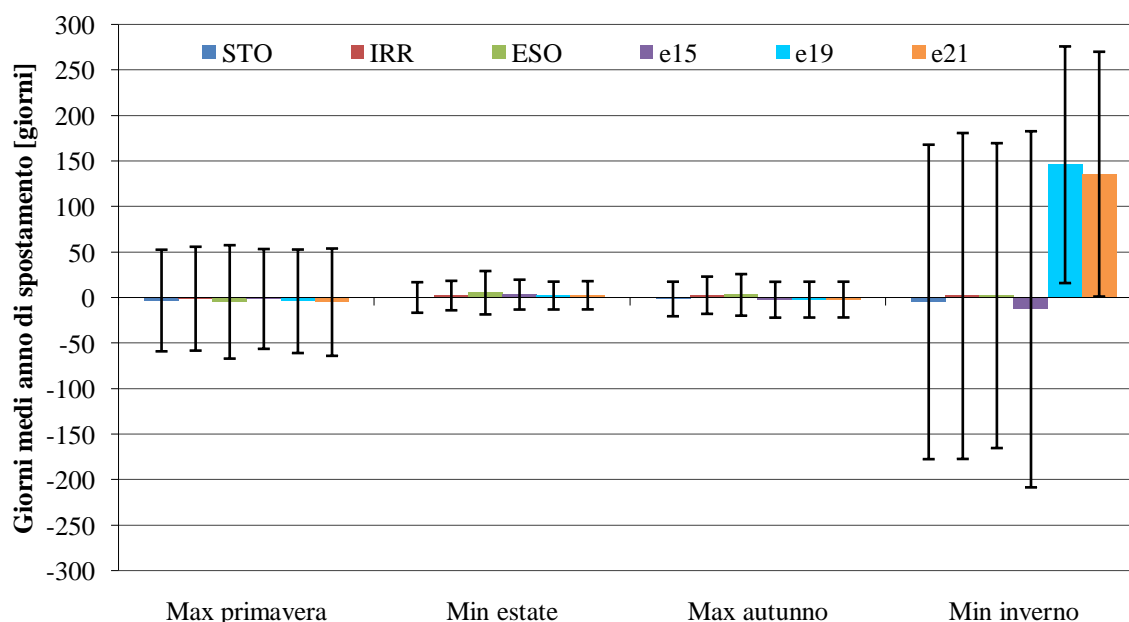


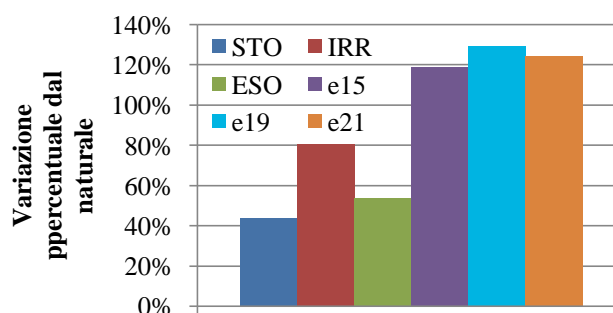
Figura 4.9: indicatori appartenenti al gruppo 3, timing delle condizioni estreme: si tratta di minimi o massimi nelle quattro stagioni. L'asse delle ordinate rappresenta il numero giorni che costituiscono la differenza tra quanto succede in natura e nell'alternativa analizzata. I valori positivi rappresentano dei ritardi rispetto alla data nel regime naturale; contrariamente designano degli anticipi. Sono rappresentate anche le barre di errore che visualizzano la deviazione standard della distribuzione delle misure annuali di ciascun indicatore.

L'indicatore di data del minimo invernale è pertanto meno rappresentativo degli altri tre e compromette il risultato dell'aggregazione dell'intero gruppo. Le date di massimo primaverile ed autunnale e di minimo estivo sono più significative nel valutare gli effetti della regolazione su deflussi con andamento bimodale.

#### 4.5 GRUPPO 4: FREQUENZA E DURATA DEGLI IMPULSI

Osservando l'ordinamento delle alternative in figura (4.10), la coerenza espressa dai primi tre gruppi di indicatori viene interrotta dagli ordinamenti degli ultimi due gruppi, che comunque presentano ordinamenti coerenti tra loro.

Il quarto gruppo sintetizza le informazioni riguardanti gli impulsi e



g4: Frequenza e durata degli impulsi

Figura 4.10: aggregazione degli indicatori IHA del gruppo 4. L'asse delle ordinate rappresenta la variazione dal naturale in percentuale.

contiene il numero di volte in cui il deflusso regolato eccede o si porta al di sotto rispettivamente dei percentili al 75% ed al 25% calcolati sul deflusso naturale. Questi primi due indicatori sono chiamati numero di impulsi positivi e negativi. A questi vengono affiancati due indicatori di durata dei picchi sopra il percentile al 75% e dei picchi sotto il 25%, ovvero degli impulsi positivi o negativi.

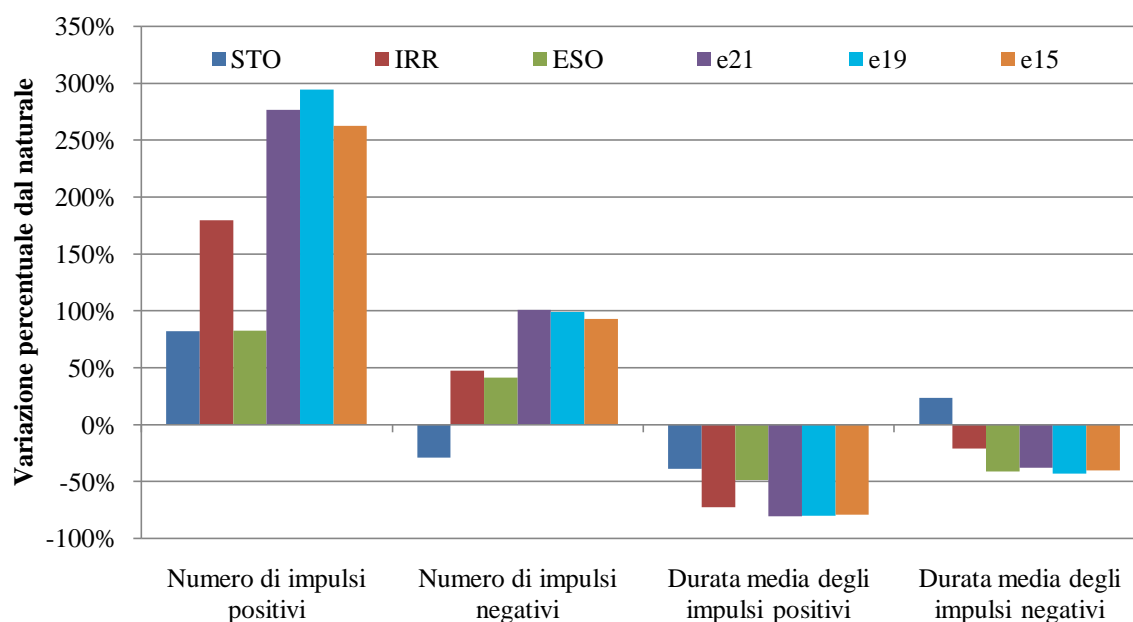


Figura 4.11: variazione percentuale dal naturale misurata con gli indicatori appartenenti al gruppo 4, frequenza e durata degli impulsi. I valori negativi significano diminuzione, i positivi aumento.

Il grafico in figura (4.11) rappresenta le distanze percentuali medie tra i quattro indicatori calcolati per il regime naturale e per il regime regolato. Le variazioni rilevate sono ben più grandi di quelle ricavate con i primi tre gruppi di indicatori: gli indicatori del quarto gruppo mirano a descrivere in maniera più completa la dinamica del deflusso e considerano tre aspetti tra intensità del deflusso, frequenza, durata, “*timing*” e tasso di cambiamento:

- intensità del deflusso, informazione contenuta nei percentili;
- frequenza, fornita dai primi due indicatori (numero di impulsi positivi e negativi);
- durata, dato dagli ultimi due indicatori del gruppo (durata degli impulsi positivi e di quelli negativi).

Inoltre l’aggregazione del gruppo sembra che non nasconda le informazioni disponibili, risultando significativo per valutare la differenza tra regime naturale e regolato.

La distanza percentuale di ogni indicatore evidenzia che ogni forma di regolazione rende il deflusso più irregolare rispetto a quello naturale: il numero di impulsi positivi e negativi è maggiore rispetto al naturale. In particolare la politica IRR si allontana ancora di più dal naturale della politica ESO, in quanto deve continuamente adeguarsi alla domanda degli utenti e allo stesso tempo tener conto degli estremi della fascia di regolazione. Quindi deve chiudere ed aprire frequentemente i dispositivi di regolazione quando vengono raggiunti gli estremi della fascia; l'andamento naturale avrebbe oscillazioni più gradualmente. Anche la politica ESO si allontana dal naturale: logicamente la sua regolazione del lago segue l'andamento degli afflussi, facendo immediatamente defluire dal lago i volumi che vi entrano; l'estrattore utilizzato per la sua simulazione prevede di seguire anche la domanda idroelettrica e diventa significativo quando il livello del lago è basso e non c'è rischio di esondazioni. Per questo dunque anche la politica ESO si allontana dal regime naturale.

In generale le variazioni dei primi due indicatori sono coerentemente accompagnate da una diminuzione delle durate degli impulsi: come già visto per gli indicatori di portata media mensile e di data degli eventi estremi, la regolazione non provoca una differente forma dell'idrogramma alle basse frequenze, ma implica oscillazioni maggiori ad alta frequenza. Se dunque il numero di impulsi positivi e negativi cresce, la loro durata si riduce.

Inoltre ogni politica realmente applicata è contraddistinta da una certa inerzia: il regolatore preferisce mantenere un livello fisso di deflusso per giorni consecutivi invece di perseguire l'efficienza pura. Al contrario le politiche simulate ovvero prodotte con strumenti informatici presentano una variabilità numerica maggiore causata dal processo di modellizzazione e simulazione, pur avendo un passo temporale di decisione pari a quello delle politiche reali. Il confronto tra gli indicatori del gruppo 4 calcolati per la serie di dati che deriva da una politica reale come la STO e gli effetti delle politiche simulate (tutte le altre) conferma l'affermazione precedente.

Le ultime due considerazioni sono evidenziate dalla maggiore differenza che intercorre tra le politiche simulate (in particolare quelle intermedie tra la ESO e la IRR) e quella storica reale. Questa differenza aumenta se gli interessi di cui le politiche devono tener conto sono numerosi: le politiche di compromesso sono ancor più oscillanti rispetto alle due estreme (ESO ed IRR) come evidenziato in figura (4.12). L'andamento presentato pone in risalto la ridotta variabilità della serie naturale dei deflussi contrapposto all'andamento oscillante delle politiche simulate. Riguardo a queste ultime, è evidente il

picco di rilascio dell'alternativa e19: in quei giorni il livello del lago è alto perché si sta accumulando acqua per l'agricoltura, ma l'alternativa e19 è sensibile al rischio esondazioni proprio sul lago. Evidentemente il rilascio così intenso ed improvviso corrisponde proprio ad una risposta tale situazione.

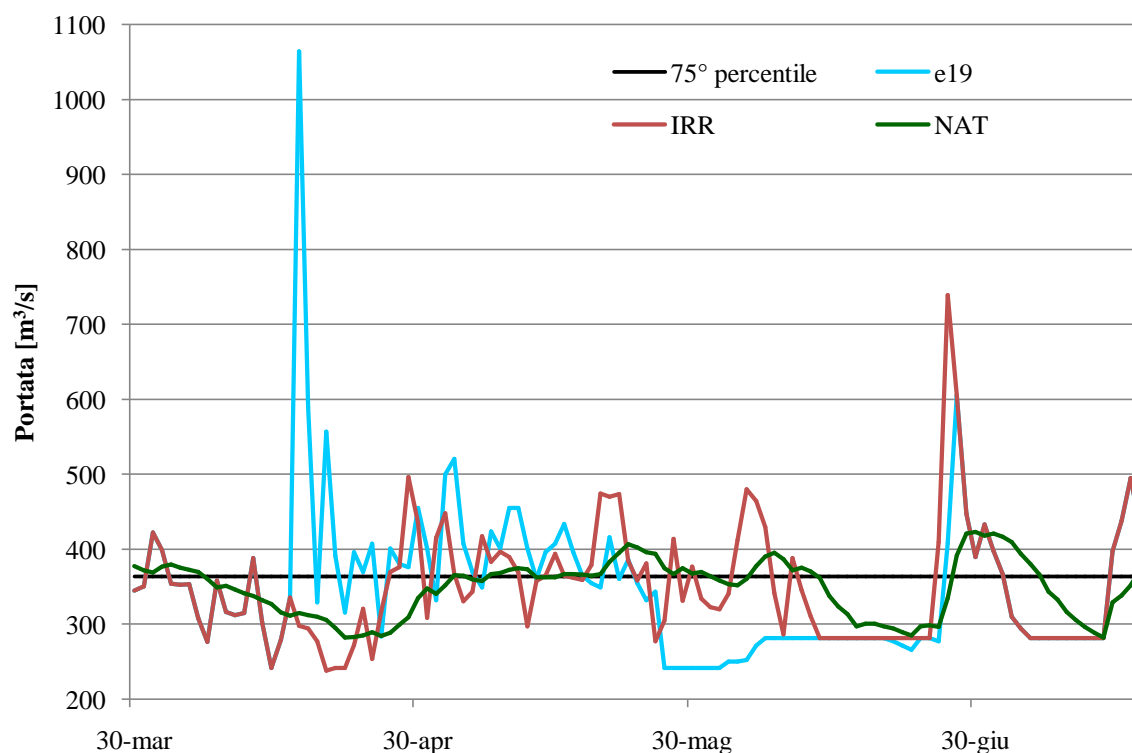


Figura 4.12: portate medie giornaliere delle serie e19, IRR e NAT relative all'intervallo di tempo dal 30 marzo 1974 al 18 luglio 1974. La linea orizzontale è il valore del 75° percentile che costituisce il limite di portata per definire un impulso positivo secondo il metodo IHA. Nei tratti dove l'alternativa e19 sembra assente, esegue in realtà le stesse regolazioni della IRR e nella rappresentazione viene coperta da essa.

#### 4.6 GRUPPO 5: TASSO E FREQUENZA DEI CAMBIAMENTI NELLE CONDIZIONI IDROLOGICHE

Gli indicatori dell'ultimo gruppo, ovvero il numero di tratti crescenti e decrescenti dell'andamento annuale del deflusso e la pendenza di questi tratti, sintetizzano informazioni analoghe a quelle ricavate dal gruppo precedente.

Questi indicatori ed in particolare i gradienti di pendenza mirano a descrivere la caratteristica del tasso di cambiamento ovvero la velocità con cui varia il deflusso: unitamente alle caratteristiche evidenziate nel gruppo di indicatori precedente, forniscono una buona analisi della variabilità del deflusso.



Infatti, coerentemente con quanto esposto per il quarto gruppo, la distanza percentuale complessiva tra gli indicatori calcolati in regime naturale e in regime regolato (figura 4.13) presenta valori con grandezze comparabili a quelle degli indicatori del gruppo quattro, così come una coerenza nel valutare la variabilità di ogni politica alternativa.

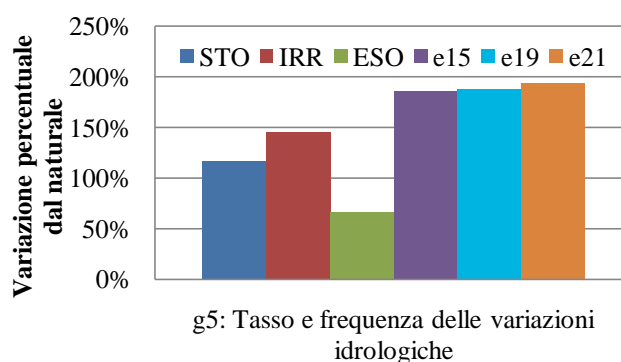


Figura 4.13: aggregazione degli indicatori IHA del gruppo 5. L'asse delle ordinate rappresenta la variazione dal naturale in percentuale.

Analizzando separatamente il comportamento di ciascun indicatore, ancora una volta si nota come la regolazione non influenza in maniera rilevante la forma complessiva dell'idrogramma, cosicché il numero di tratti crescenti e decrescenti della traiettoria del deflusso annuo non varia in maniera sostanziale rispetto alla condizione naturale.

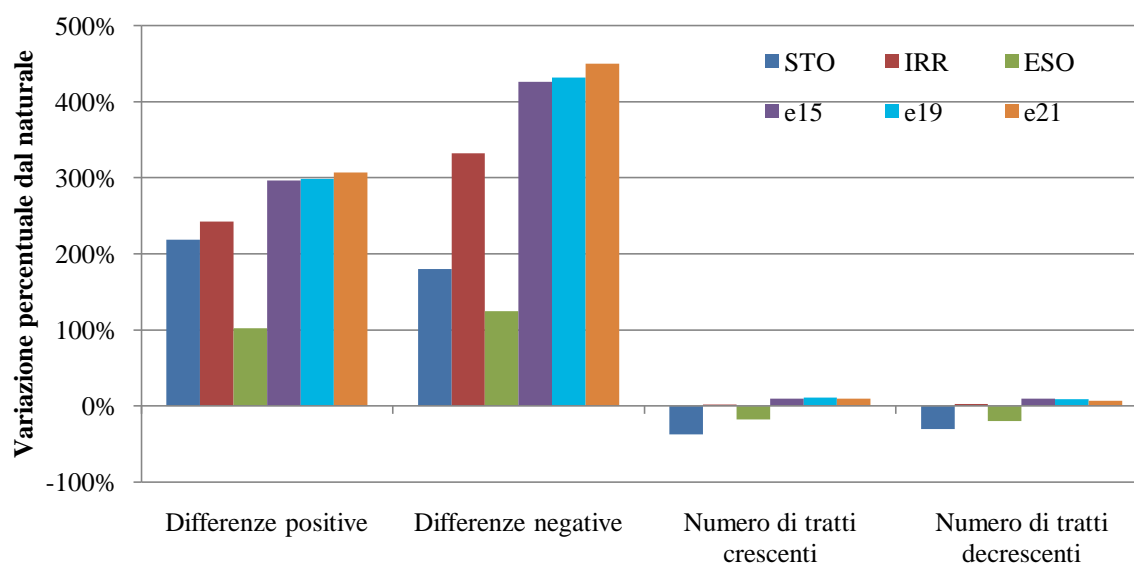


Figura 4.14: variazione percentuale dal naturale misurata con gli indicatori del gruppo 5, tasso e frequenza dei cambiamenti nelle condizioni idrologiche. Si evidenzia la notevole differenza tra le misure dei primi due indicatori e dei secondi due.

Al contrario, la regolazione caratterizzata dalla presenza di una fascia di regolazione con dei limiti ben precisi (tempo-variante per la regolazione storica e fissa a +1,5m per le politiche simulate) provoca un aumento nel valore di gradiente dei tratti crescenti e decrescenti. Il fatto è dovuto sia alla regolazione, sia al metodo di calcolo degli indicatori: quando vengono raggiunti il limite inferiore o superiore della fascia di regolazione il regolatore è costretto rispettivamente a chiudere o aprire gli organi di regolazione, causando rapide decrescite o crescite nella portata di deflusso.

Il metodo invece interviene perché applicando una media, il risultato dello stesso viene polarizzato dai valori di gradiente più alti, che si verificano appunto nelle condizioni limite definite dalla fascia di regolazione. La conferma arriva dalla politica ESO, che tende a lasciare gli organi di regolazione aperti quando possibile e presenta variazioni di portata meno veloci rispetto alle politiche di compromesso o IRR.

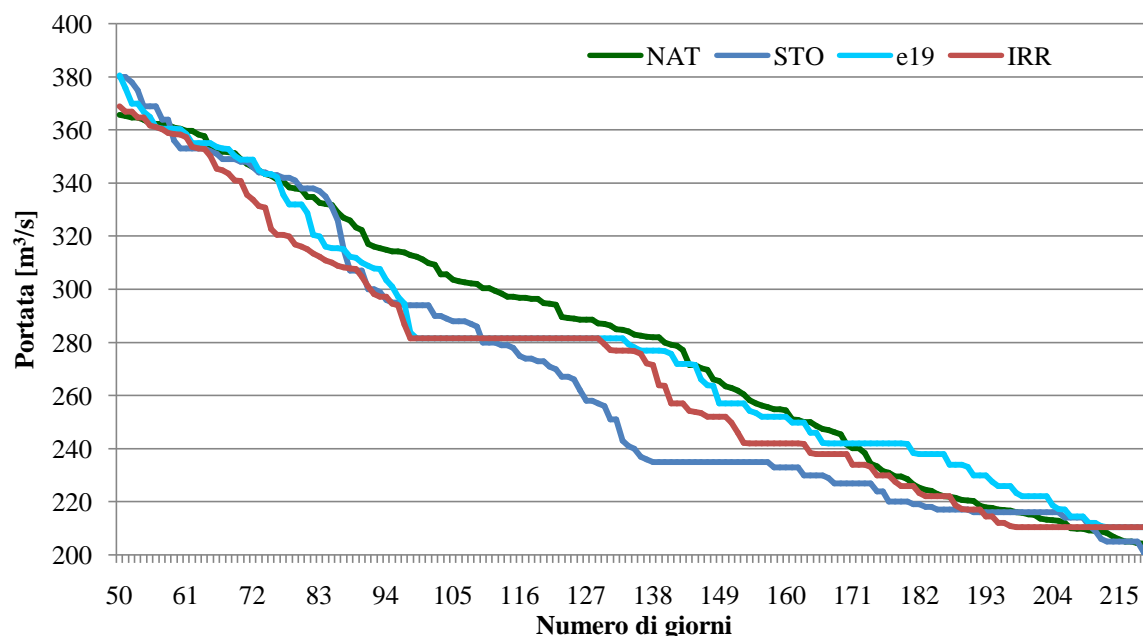


Figura 4.15: curva di durata calcolata per l'anno 1974. Rappresenta il numero di giorni in cui si è verificato un certo livello di portata. Si evidenziano i tratti orizzontali nelle alternative regolate.

La curva di durata in figura (4.15) avvalga i risultati ricavati dagli indicatori. Le curve di durata dei deflussi in regime regolato, sia esso quello della regolazione storica o delle politiche simulate, presentano un andamento con dei gradini. Ciò rivela che lo stesso valore di portata è presente per molti giorni l'anno, cosicché anche nella traiettoria dei deflussi ci saranno tratti orizzontali; questi tratti non vengono conteggiati nel calcolo della pendenza di tratti crescenti e decrescenti. Inoltre un tratto crescente è conteggiato come unico, anche se al suo interno vi sono tratti orizzontali, con pendenza nulla. La conseguenza è che i tratti crescenti presenti nella traiettoria del deflusso in regime regolato, sono in ugual numero rispetto a quelli in un regime naturale, ma la loro pendenza sarà più elevata. Se ne può vedere un esempio in figura (4.16).

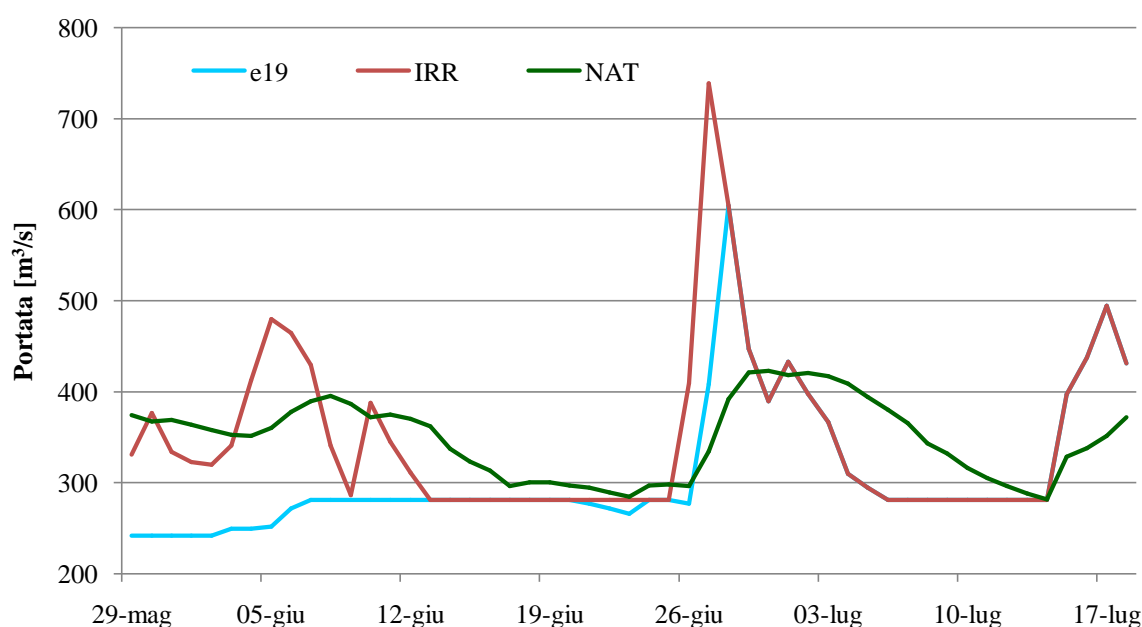


Figura 4.16: andamento del deflusso secondo le alternative IRR e19 e secondo il regime naturale per l'intervallo temporale che inizia con 29 maggio 1974. Si evidenziano i tratti crescenti con pendenze diverse nelle varie alternative.

#### 4.7 CONFRONTO CON GLI INDICATORI A VALLE DEL PANPERDUTO

È possibile compiere la stessa analisi fatta in precedenza anche per il deflusso a valle della traversa del Panperduto. Applicando la regola di riparto che determina i prelievi d'acqua da parte dei canali Regina Elena, Industriale e Villorresi, applicando anche un DMV di  $13 \text{ m}^3/\text{s}$ , si ricostruisce l'andamento dei deflussi di regolazione storica e di politiche simulate, in seguito al prelievo d'acqua per esigenze antropiche. L'analisi dei risultati forniti dagli indicatori a valle, non permette di evidenziare differenze degne di nota, rispetto alla situazione a monte, per quanto riguarda gli indicatori del gruppo 3, ovvero le date di massimi e minimi annuali.

Per il **primo gruppo** di portate medie mensili invece è presente una differenza rilevante, ma prevedibile: a causa dei prelievi, il valore di intensità delle portate di deflusso a valle è costantemente inferiore rispetto al valore di deflusso naturale.

Confrontando gli andamenti delle portate medie mensili tra monte e valle rispetto ai prelievi (figura 4.17), si nota come il picco di massimo autunnale a valle sia più alto del picco primaverile, mentre a monte essi hanno un comportamento pari, se non leggermente inverso. Ciò è dovuto alla necessità di fornitura irrigua che inizia a manifestarsi sul finire

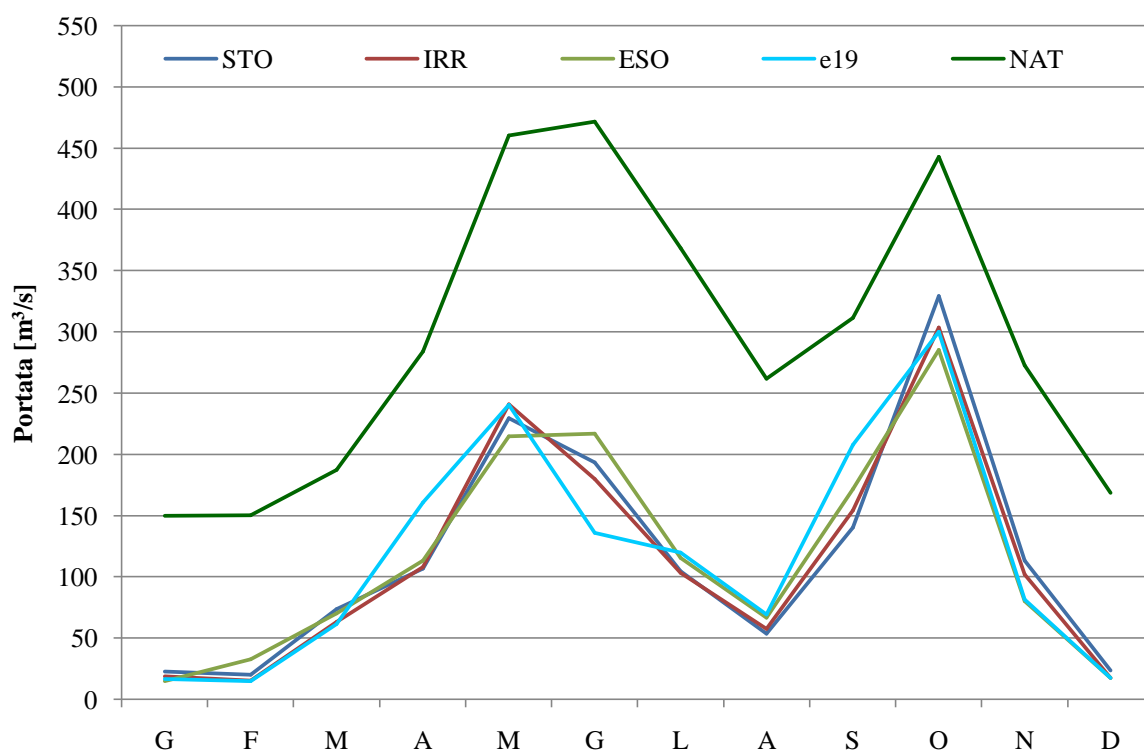


Figura 4.17: valori degli indicatori del gruppo 1 (intensità del deflusso mensile), calcolati per le serie di deflusso a valle dei prelievi del Panperduto corrispondenti alle alternative analizzate. Il riferimento è la serie naturale, che non presenta invece i prelievi a scopo irriguo e idroelettrico.

della primavera, per continuare abbondantemente durante l'estate. I prelievi in questi periodi saranno più elevati di quelli autunnali, causando così la differenza tra i due picchi.

Nei restanti gruppi invece emerge una questione chiave delle istanze ecoidrologiche, ovvero quella del Deflusso Minimo Vitale. Osservando la differenza tra i valori minimi di portata in regime naturale e regolato ottenuti con una media mobile a differenti finestre temporali (tutti i minimi del **gruppo 2**, intensità e durata annuale delle condizioni estreme IHA), si nota a colpo d'occhio come tutte le politiche tendano a diminuire di molto il valore di minimo rispetto alla situazione naturale. L'andamento è presente per tutte le finestre temporali a indicare che i prelievi dei tre canali impediscono che a valle defluisca l'acqua rilasciata dal lago, anzi facendo raggiungere spesso il valore di DMV ( $13 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Questa situazione può anche permanere per tempi prolungati, in quanto fino alla finestra temporale di 30 giorni il valore di minimo è in costante peggioramento; fortunatamente per l'ecosistema il peggioramento è ridotto a livello stagionale (90 giorni). Una rappresentazione grafica è fornita in figura (4.18).

Una condizione del genere, in cui all'ambiente a valle non resta che accontentarsi del DMV che riceve, non è però imputabile alla regolazione, ma ai prelievi stessi. Il metodo

IHA deve quindi essere trattato con prudenza in casi del genere, valutando con attenzione se le cause antropiche che generano i valori delle statistiche sugli indicatori del metodo sono legate solo alla regolazione, oppure ad altre azioni.

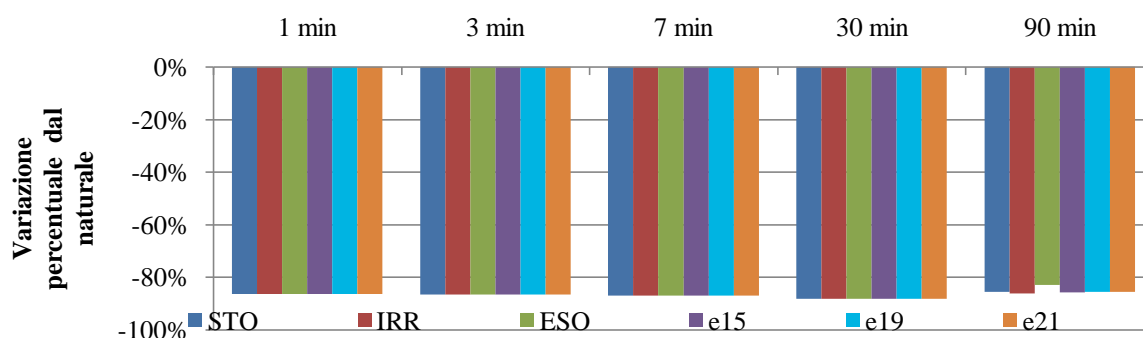


Figura 4.18: prestazione delle politiche nella sezione del Ticino a valle dei prelievi del Panperduto misurata con gli indicatori di minimo del gruppo 2 (intensità e durata annuale delle condizioni estreme). La prestazione è fornita in variazione percentuale dal naturale. Si nota la diminuzione rilevante dell'intensità dei minimi, corrispondente al raggiungimento del valore di DMV e il permanere di tale valore di deflusso per periodi lunghi anche un mese.

Quanto appena detto trova appoggio nei risultati degli indicatori del **gruppo 4**, dove si trovano impulsi positivi e negativi. Essendo prelevata acqua dal deflusso naturale, gli impulsi inferiori al percentile 25% del deflusso naturale sono in aumento. Ciò che interessa è però che non solo aumentano molto più che a monte (circa 100% a monte contro i valori a valle, che toccano il 270%), ma aumenta anche, per la maggior parte delle politiche sperimentate, la loro durata, come indicato dal primo istogramma sulla destra in figura (4.19).

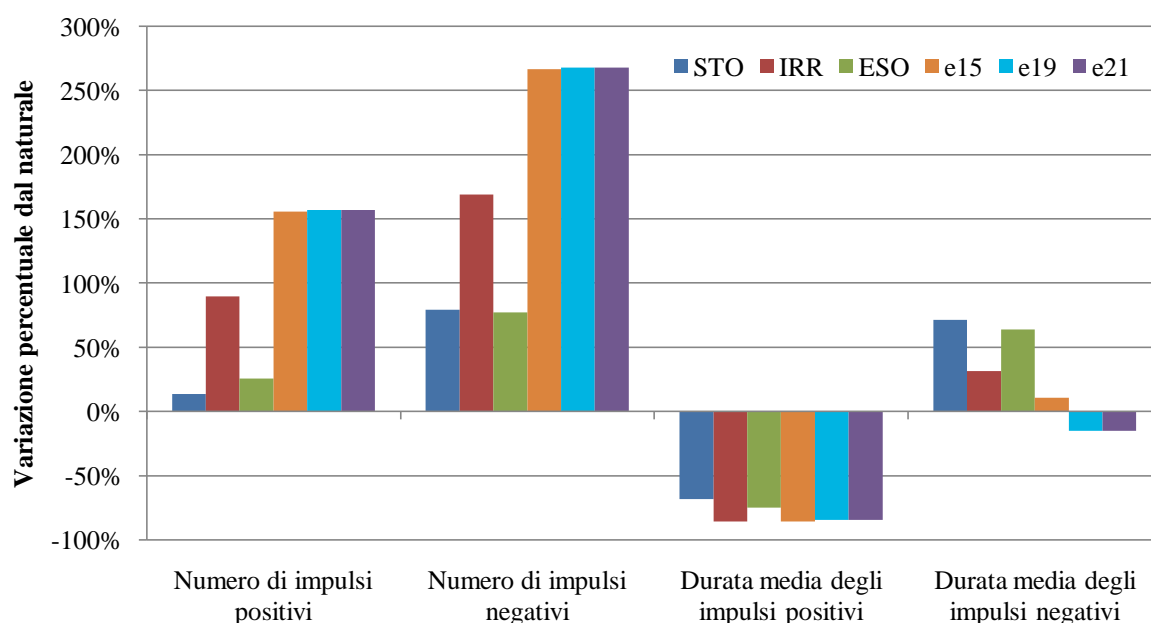


Figura 4.19: prestazione a valle dei prelievi del Panperduto misurata con gli indicatori di minimo del gruppo 4 (frequenza e durata degli impulsi).

## 4.8 OLTRE L'IHA

Come si può notare, l'applicazione del metodo IHA si conclude con la valutazione di quanto misurato dagli indicatori. Per fare il passo successivo, ovvero interpretare i risultati in termini di indici di stress per l'ecosistema, così da arrivare poi ad integrare l'utilizzo del metodo durante la gestione o la progettazione di politiche di regolazione, si rimanda alle proposte di metodo contenute nel capitolo 2.

L'applicazione descritta in questo elaborato si conclude a questo punto, proprio perché i metodi appena richiamati richiedono per la loro messa in atto costi, tempi e processi di partecipazione attiva fuori dalla portata e dagli obiettivi del presente elaborato.

## CAPITOLO 5

### CONCLUSIONI

Le considerazioni finali devono essere ponderate alla luce di tutto il lavoro svolto, quindi è opportuno ripercorrerne brevemente i punti cardine.

La motivazione del lavoro ha avuto origine dalla necessità di trovare gli strumenti per identificare e valutare gli impatti che la regolazione antropica di corpi fluviali genera sull'ecosistema, per poi verificare come gli strumenti stessi possano essere integrati nelle pianificazione di politiche di controllo.

L'attività di ricerca, mirando a dare una risposta a quanto detto sopra, è stata pertanto eseguita con un momento preliminare di indagine bibliografica, utile per individuare e classificare i metodi di quantificazione degli impatti, per poi concentrarsi sull'applicazione ad un caso di studio reale di uno di essi, il metodo Indicators of Hydrological Alteration (IHA).

Entrambe gli stadi hanno permesso il conseguimento di risultati soddisfacenti; in particolare, la revisione degli studi di carattere eco idrologico ha permesso di capire che esiste una vasta gamma di strumenti di analisi quantitativa per la stima delle interazioni tra regime idrologico ed ecosistema nei corpi fluviali. Tra questi:

- I metodi cosiddetti “olistici”, cercando di descrivere completamente il regime idrologico attraverso poche informazioni misurate (quali la portata), sono maneggevoli e di facile implementazione, dal momento che richiedono pochi dati in entrata.
- I metodi cosiddetti “specialistici”, proponendosi lo studio approfondito su un campo ristretto di componenti dell'ecosistema, richiedono una maggior quantità di dati in entrata e sono di più difficile utilizzo.

L'implementazione del metodo IHA, scelto proprio perché i dati a disposizione per lo svolgimento dell'elaborato sono solo valori di portata media giornaliera, ha permesso di capire come esso fornisca informazioni più complete circa la variabilità del deflusso, rispetto ad un indicatore tradizionale di scarto quadratico medio di portata, che privilegia indicazioni di intensità, ma trascura informazioni di velocità di variazione del deflusso stesso e durata dei suoi eventi estremi.

Sono state evidenziate anche delle questioni critiche.

- Proprio per via della loro mira di completezza, metodi olistici come l'IHA producono un ampio set di indicatori, alcuni dei quali si dimostrano poco sensibili

quando vengono applicati a situazioni reali. Sarebbe quindi necessario giungere ad una selezione degli indicatori significativi, oppure riuscire a restringerne il numero direttamente in fase di implementazione, in modo da poterli integrare più facilmente nella gestione (nell'applicazione al Ticino sub lacuale essi potrebbero essere gli indicatori degli ultimi due gruppi IHA).

- Sempre il metodo olistico, pur riuscendo a descrivere esaustivamente il regime idrologico, permette solo di supporre gli impatti sull'ecosistema, ma non di quantificarli. È quindi necessaria la presenza di esperti in materia ecologica, al fine di produrre indici di stress sull'ecosistema derivante dalle informazioni disponibili.
- Ancora grandi sono le difficoltà di inserimento nella pianificazione di politiche di controllo, per entrambe le tipologie di metodo, ma per i differenti motivi che ora vengono esplicitati. Quelli olistici sono stati integrati raramente nella gestione perché è complicato stabilire valori di standard ecologici da conseguire e soprattutto se essi debbano essere imposti per tutti, o solo per alcuni degli indicatori. I metodi specialistici invece, richiedendo la raccolta di molti dati di varia origine, l'implementazione di molti modelli e la presenza di esperti, implicano l'impiego di molte risorse, tempo e denaro.

Resta poi il fatto che, qualsiasi sia il metodo, esso debba essere accompagnato da un'attività di interpretazione dei risultati ottenuti. Il caso di applicazione del metodo IHA ne è un esempio, in quanto la sensibilità degli indicatori alle varie politiche di regolazione e l'ordinamento delle alternative fornito deve essere accompagnato da uno studio diretto dei dati a disposizione, in modo da verificarne l'attendibilità

Il lavoro svolto, sia per i risultati conseguiti, sia per le problematiche evidenziate, rimane comunque in ottica futura, un buon punto di partenza per indagini maggiormente approfondite, nuove proposte di metodi di valutazione di impatto sull'ecosistema ed elaborazione di ulteriori indicatori nel campo ecoidrologico, per il quale il cantiere di studio è aperto e con ampie prospettive e possibilità di sviluppo.



## BIBLIOGRAFIA

Acreman M., Dunbar M.J. (2004) Defining environmental river flow requirements – a review. *Hydrology and Earth Systems Sciences*, 8, 861–876.

Arthington AH, Pusey BJ, Brizga SO, McCosker RO, Bunn SE, Growns IO (1998) Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: R & D Requirements. *Occasional Paper No. 24/98*.

Bishop K., Bishop B., Keith J. and Destouni G., Abrahamsson, K., Andersson L., Andersson J., Richard K., Richard R., Richard J., Hjerdt N. (2009) Nature as the “Natural” goal for water management: a conversation. *Ambio*, 38 (4), 209-214.

Black A.R., Rowan J.S., Duck R.W., Bragg O.M., Clelland B.E. et al. (2005) DHRAM: a method for classifying river flow regime alterations for the EC water framework directive. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 15, 427–446.

Bovee K.D. (1982) A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology. *Instream Flow Information Paper 12*.

Bragg O.M., Black A.R., Duck R.W. (1999) Anthropogenic impacts on the hydrology of rivers and lochs-Stage 1 Report: Literature review and proposed methods. Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Research, Report WR98(50) I1, Stirling.

Bragg O.M., Black A.R., Duck R.W., Rowan JS. (2005) Approaching the physical-biological interface in rivers: a review of methods for ecological evaluation of flow regimes. *Progress in Physical Geography*, 9(4), 1-26.

Dunbar M.J., Acreman M.C., Kirk S. (2004) Environmental flow setting in England and Wales – current practice: future challenges, *Journal of Water Resources and Environmental Management*, 18, 5-10.

Dynesius M, Nilsson C. (1994). Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*, 266, 753–762.

Graf W.L. (2006) Downstream hydrologic and geomorphologic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology*, 79, 336–360.

Harris N.M., Gurnell M.A., Hannah D.M., Petts G.E. et al. (2000) Classification of river regimes: a context for hydroecology. *Hydrological Processes*, 14, 2831–2848.

Herricks, E. E. (1977) Illinois Water Quality Management Information System, Illinois Information System Group, Springfield. Citato in: Yang Y.-C. E., Cai X., Herricks E. E. (2008) Identification of hydrologic indicators related to fish diversity and abundance: A data mining approach for fish community analysis. *Water Resources Research*, 44.

Hughes D.A., Mallory S.J.L. (2008) Including environmental flow requirements as part of real-time water resource management. *River Research and Applications*, 24 (6), 852–861.

Hughes D.A., Louw D. (2010) Integrating hydrology, hydraulics and ecological response into a flexible approach to the determination of environmental water requirements for rivers. *Environmental Modelling & Software*, 25(8), 910-918.

Javelle P., Ouarda T.B.M.J., Bobée B. (2003) Flood regime definition using the flood-duration-frequency approach: application to the provinces of Quebec and Ontario, Canada. *Hydrological Processes*, 17/18, 3717–3736.

Koza J. R. (1992) Genetic Programming: On the Programming of Computers by Means of Natural Selection. *MIT Press*.

Magilligan F.J., Nislow K.H. (2005) Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology*, 71, 61–78.

Mathews R., Richter B. D. (2007) application of the Indicators of Hydrologic

Alteration software in environmental flow setting. *Journal of the American Water Resources Association*, 43 (6), 1400-1413.

Matteau M., Assani A.A., Mesfioui M. (2009) Application of multivariate statistical analysis methods to the dam hydrologic impact studies. *Journal of Hydrology*, 371, 120–128.

Monk W.A., Wood P.J., Hannah D.M., Wilson D.A. et al. (2007) Selection of river flow indices for the assessment of hydroecological change. *River Research and Applications*, 23, 113–122.

Nilsson C., Svedmark M. (2002) Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management*, 30, 468–480.

Olden J.D., Poff N.L. (2003) Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications*, 19, 101-121.

Pearson K. (1901). On lines and planes of closest fit to systems of points in space. *Philosophical Magazine*, 2 (6), , 559-572.

Pegg M.A., Pierce C.L., A. Roy (2003) Hydrological alteration along the Missouri River basin: a times series approach. *Aquatic Science*, 65, 63-72.

Poff N.L., Allan J.D. , Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D. et al. (1997) The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47, 769-784.

Ritcher B.D., Baumgartner J.V., Powell J., Braun D.P. et al. (1996) A method for assessing hydrologic alteration within eco system. *Conservation Biology*, 10, 1163-1174.

Richter B.D., Baumgartner J.V., Wigington R., Braun D.P. et al. (1997) How much water does a river need?. *Freshwater Biology*, 37, 231-249.

Richter B.D., Richter H.E. (2000) Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. *Conservation Biology*, 14, 1467-1478.

Shannon C. E., Weaver W. (1949) The Mathematical Theory of Communication. *University of Illinois Press*.

Smakhtin V.U., Shilpakar R.L., Hughes D.A. (2006) Hydrology-based assessment of environmental flows: an example from Nepal. *Hydrological Sciences Journal*, 51 (2), 207-222.

Soncini Sessa R. (2004a) *MODSS Per decisioni integrate e partecipate*, Milano: McGraw-Hill.

Soncini Sessa R. (2004b) *Il progetto Verbano*, Milano: McGraw-Hill.

Tharme R.E. (2003) A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* ,19, 397-442.

Yang Y.-C. E., Cai X., Herricks E. E. (2008) Identification of hydrologic indicators related to fish diversity and abundance: A data mining approach for fish community analysis. *Water Resources Research*, 44.

**FONTI ELETTRONICHE**

Commissione Europea (2000) <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework>.

The Nature Conservancy (2009) Indicators of Hydrologic Alteration Version 7.1 User's Manual <http://www.nature.org/initiatives/freshwater/conservationtools/art17004.html>

Sironi C. (2005) Citare e fornire riferimenti bibliografici  
[http://www.uninsubria.it/pls/uninsubria/consultazione.mostra\\_pagina?id\\_pagina=7293](http://www.uninsubria.it/pls/uninsubria/consultazione.mostra_pagina?id_pagina=7293)