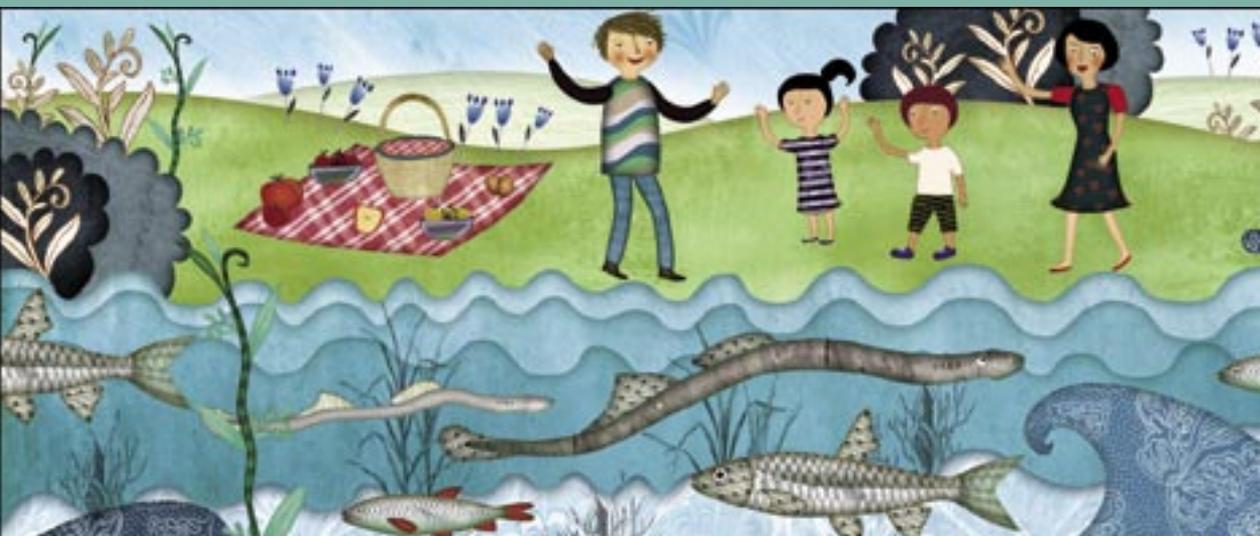




Le buone pratiche per la tutela
del paesaggio e delle risorse fluviali

LA GESTIONE DELLA BIODIVERSITA'



LIFE07

NAT/IT/000413



Progetto cofinanziato dalla Commissione Europea

Capofila

- Ente Parco di Montemarcello - Magra - Via A. Paci 2, 19038 Sarzana (SP).

Partner

- Legambiente - Via Salaria 403, 00199 Roma
- Provincia della Spezia - Via Vittorio Veneto 2, 19124 La Spezia
- Regione Liguria – Via Fieschi 15, 16121 Genova
- Università di Genova – DISTAV – Corso Europa 26, 16132 Genova

REGIONE LIGURIA

Dipartimento Ambiente

Settore progetti e programmi per la tutela e valorizzazione ambientale

Via Gabriele D'Annunzio, 111 – 16121 Genova

www.ambienteinliguria.it

Responsabile del procedimento: Luca Iacopi

Tel 010.548.4614 – Fax 010.548.5754

e-mail: luca.iacopi@regione.liguria.it

Autori, collaboratori e provenienza materiale utilizzato

Autori

- Attilio Arillo - Università di Genova – DISTAV, Corso Europa 26, 16132 Genova
- Andrea Balduzzi - Università di Genova – DISTAV, Corso Europa 26, 16132 Genova
- Matteo Barzan - Eaulogie s.r.l., Via Federico Chabod 16, 11100 Aosta
- Fernando Benattelli - Eaulogie s.r.l., Via Federico Chabod 16, 11100 Aosta
- Luca Braida - Università di Genova – DISTAV, Corso Europa 26, 16132 Genova
- Gaia Cappellini - Ente Parco di Montemarcello – Magra, Via A. Paci 2, 19038 Sarzana (SP)
- Massimiliano Cardelli - Ente Parco di Montemarcello – Magra, Via A. Paci 2, 19038 Sarzana (SP)
- Luca Ciuffardi - Università di Genova – DISTAV, Corso Europa 26, 16132 Genova
- Giovanni Diviaco - Regione Liguria, Via Gabriele D'Annunzio, 111 – 16121 Genova
- Luca Iacopi - Regione Liguria, Via Gabriele D'Annunzio, 111 – 16121 Genova
- Enrico Marconato - Eaulogie s.r.l., Via Federico Chabod 16, 11100 Aosta
- Enrico Monaci - Università di Genova – DISTAV, Corso Europa 26, 16132 Genova
- Sebastiano Salvidio - Università di Genova – DISTAV, Corso Europa 26, 16132 Genova
- Giuseppe Sansoni - Viale XX Settembre 148, 54033 Carrara (MS), Fax 0585 841592, sansoni@infinito.it
- Michele Spairani – Eaulogie s.r.l., Via Federico Chabod 16, 11100 Aosta

Collaboratori

Ivano Bassani, Maria Cristina Caprioglio, Paola Carnevale, Piero Ferrari, Eleonora Landini, Antonio Nicoletti.

Fotografie

Le foto provengono dagli autori.

Ringraziamenti

Si ringraziano tutti coloro hanno reso possibile questa pubblicazione e in particolare i volontari delle Associazioni

FIPSAS – Arci Pesca – Libera Pesca – ENAL Pesca – CPA

Con il contributo di Tirreno Power.

Citazione del volume:

Progetto Life P.A.R.C., 2012 - Le buone pratiche per la tutela del paesaggio e delle risorse fluviali: la gestione della biodiversità. Colombo Grafiche, Genova: 112 pp

**LE BUONE PRATICHE PER LA TUTELA DEL
PAESAGGIO E DELLE RISORSE FLUVIALI:
LA GESTIONE DELLA BIODIVERSITA'**

Sommario

PRESENTAZIONE.....	7
1 – INTRODUZIONE.....	9
IL PROGETTO P.A.R.C. - PETROMYZON AND RIVER CONTINUITY.....	9
CARATTERISTICHE MORFOLOGICHE DEL BACINO IDROGRAFICO DEL FIUME MAGRA.....	11
RACCOLTA DELLA NORMATIVA VIGENTE.....	12
In materia di biodiversità.....	12
In materia di idrogeologia.....	14
In materia di acque.....	15
In materia di danno ambientale.....	15
2 - LA BIODIVERSITÀ: UN BUON INDICATORE DELLA QUALITÀ DELL'AMBIENTE E DI RISORSE NATURALI DISPONIBILI.....	17
L'UTILITÀ DEGLI INDICATORI.....	17
ANCHE LA BIODIVERSITÀ È UN INDICATORE.....	17
IL FUNZIONAMENTO DEGLI INDICATORI BIOLOGICI.....	17
LA POLIVALENZA DEGLI INDICATORI BIOLOGICI.....	19
LE SPECIE PROTETTE HANNO IL SIGNIFICATO DI BIOINDICATORI.....	21
UN DECLINO DELLA BIODIVERSITÀ INDICA UNO SVILUPPO INSOSTENIBILE.....	22
UN DECLINO DELLA BIODIVERSITÀ INDICA UN PEGGIORAMENTO DELLA QUALITÀ DELLA VITA PER L'UOMO.....	24
3 - LE BUONE PRATICHE NELLA GESTIONE DEL FIUME.....	29
UNO SCHEMA RIASSUNTIVO.....	29
UN'APPLICAZIONE DELLE BUONE PRATICHE: LE PRESCRIZIONI NEL CAPITOLATO DI APPALTO.....	36
Prescrizioni ambientali per le lavorazioni.....	36
Cronoprogramma per la tutela delle componenti ambientali.....	38
Misure per la riqualificazione delle aree di cantiere.....	39
4 - TUTELA DELL'AMBIENTE FLUVIALE PER L'ITTIOFAUNA.....	41
RIASSUNTO.....	41
INTRODUZIONE.....	41
INTRODUZIONE DI SPECIE ALIENE.....	44
INQUINAMENTO DELLE ACQUE.....	44
DERIVAZIONI IDRICHE.....	46
TAGLIO DELLA VEGETAZIONE RIPARIA.....	47
ARTIFICIALIZZAZIONE DELL'ALVEO.....	48
CONCLUSIONI.....	63
5 - LA FAUNA ITTICA DEL MAGRA – VARA: VALORI E PROBLEMATICHE DI TUTELA.....	69
LE SPECIE DI RILIEVO NATURALISTICO.....	69
L'ITTIOFAUNA ALLOCTONA.....	73
LE MINACCE PER LA CONSERVAZIONE DEI PESCI.....	73
BUONE PRATICHE PER LA MITIGAZIONE DEGLI INTERVENTI IDRAULICI.....	75
6 - PROBLEMATICHE DI CONSERVAZIONE DELL'ERPETOFAUNA.....	81
CHE COSA SI INTENDE PER ERPETOFAUNA?.....	81
L'IMPORTANZA DEGLI AMBIENTI UMIDI PER L'ERPETOFAUNA.....	81
EFFETTI DELLA GESTIONE DELL'ALVEO, DELLE ZONE UMIDE PERIFLUVIALI E DEI CANALI IRRIGUI SULL'ERPETOFAUNA.....	83
Box di approfondimento: l'ululone appenninico indicatore di un uso tradizionale del territorio.....	87
7 - I CROSTACEI DECAPODI DEL BACINO DEL VARA-MAGRA.....	91

8 - MIGLIORAMENTO DELLA FUNZIONALITÀ FLUVIALE: RISULTATI DEL PROGETTO LIFE+ P.A.R.C.....	95
LA REALIZZAZIONE DEI PASSAGGI PER L'ITTIOFAUNA E IL CONTROLLO DELLA LORO FUNZIONALITÀ	95
IL SUCCESSO RIPRODUTTIVO DELLA LAMPREDA DI MARE: UNA CONFERMA DEL MIGLIORAMENTO DELL'AMBIENTE FLUVIALE.	99
LA RISALITA DELLA CHEPPIA: UN RISULTATO EMBLEMATICO DEL RIPRISTINO DELLA CONTINUITÀ FLUVIALE.	101
SINTESI DEI RISULTATI.	102
9 - IL TRATTO TERMINALE E LA FOCE DEL FIUME MAGRA.....	105
PECULIARITÀ DEL TRATTO TERMINALE DELLA MAGRA.	105
CONSIDERAZIONI.	110

Presentazione

La gestione dei fiumi e degli habitat fluviali è una questione che riguarda tutti, dai semplici cittadini, ai pescatori, agli agricoltori, agli operatori dei servizi, del commercio e delle attività produttive ma comporta soprattutto una grande attenzione da parte di coloro che sono chiamati alla gestione della cosa pubblica.

Non ci si deve e non ci si può occupare della gestione dei fiumi solo in occasione di eventi tragici che sempre più frequentemente si abbattano sul nostro territorio, occorre pianificare gli interventi e occuparsene nel quotidiano, in una logica di gestione partecipata e lungimirante delle risorse naturali, limitate e irriproducibili.

In quest'ottica il progetto L.I.F.E.+ P.A.R.C., giunto ormai a conclusione, ha operato per il raggiungimento di tre obiettivi principali:

1. il ripristino della continuità fluviale ed ecologica dei fiumi Magra e Vara ai fini di aumentare la produttività ittica locale e di rispondere alle esigenze di tutela che sono imposte dalle normative vigenti per le specie di interesse patrimoniale e comunitario;
2. la sensibilizzazione delle popolazioni locali e il coinvolgimento delle associazioni di pesca nelle attività di sorveglianza;
3. la sensibilizzazione delle amministrazioni locali alle attività che generano impatti diretti ed indiretti sull'ecosistema fluviale.

Il bacino del Magra - Vara, oltre ad essere il principale corpo idrico della Liguria, almeno nel suo versante meridionale, riveste un'importanza particolare dal punto di vista naturalistico per la sua collocazione a cavallo tra l'Italia centrale, l'arco ligure e la val Padana, rappresentando l'area in cui si sovrappongono le faune e le flore tipiche di questi tre diversi comparti geografici. Le profonde trasformazioni che quest'area ha subito per l'azione dell'uomo, che sono purtroppo una delle cause all'origine degli eventi catastrofici che l'hanno gravemente segnata in tempi recenti, necessitano di una particolare attenzione nella predisposizione degli interventi volti alla sua conservazione e gestione ottimale.

La Regione Liguria, in collaborazione con il capofila del progetto, Ente parco di Montemarcello – Magra, e con gli altri partner, Provincia della Spezia, Università degli Studi di Genova e Legambiente, ha curato la realizzazione di pubblicazioni per la diffusione di buone pratiche gestionali dei corsi d'acqua della Rete Natura 2000 e per la conservazione delle specie naturali, realizzando dapprima un opuscolo informativo intitolato "I fiumi della lampreda di mare", rivolto a utilizzatori e gestori del territorio, e poi curando la pubblicazione di questo volume rivolto principalmente ai tecnici della pubblica amministrazione ma utile ed interessante anche per il vasto pubblico.

Il libro è nato dunque con il dichiarato scopo di far capire che la conservazione delle specie oggetto del progetto rappresenta un aspetto fondamentale di quelle buone pratiche gestionali che dovrebbero essere adottate per preservare nel tempo le risorse idriche e ambientali necessarie anche alla qualità della vita umana.

Il libro intende rappresentare anche una guida utile ai tecnici delle amministrazioni locali che talora trovano oggettive difficoltà nel pianificare o progettare interventi sul territorio conformi alle esigenze biologiche ed ecologiche delle specie acquatiche tutelate dalla normativa comunitaria, nazionale e regionale.

Per la redazione di questo libro sono stati coinvolti alcuni esperti del settore che hanno trattato, a mio giudizio con grande professionalità e passione, aspetti generali e casi specifici del bacino del Magra – Vara. È inoltre da rimarcare l'utile lavoro svolto dai volontari delle associazioni di pesca che molto si sono impegnati per la raccolta di dati a supporto del lavoro dei tecnici e degli esperti.

Renata Briano
Assessore all'Ambiente e Protezione Civile
della Regione Liguria

1 – Introduzione.

Attilio Arillo, Andrea Balduzzi, Gaia Cappellini, Massimiliano Cardelli, Luca Ciuffardi, Giovanni Diviaco, Luca Iacopi, Sebastiano Salvidio

Il Progetto P.A.R.C. - Petromyzon And River Continuity.

P.A.R.C. - Petromyzon And River Continuity è un progetto finanziato dall'Unione Europea nell'ambito del LIFE+ 2007, promosso dall'Ente Parco di Montemarcello - Magra in collaborazione con la Regione Liguria, la Provincia della Spezia, l'Università degli Studi di Genova (DISTAV - Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita – già DIPTERIS) e Legambiente.

Il progetto si avvale anche del supporto finanziario di Tirreno Power S.p.A., società che gestisce una centrale idroelettrica sul fiume Vara ed è interessata alla riduzione degli impatti degli sbarramenti artificiali lungo i corsi d'acqua.

L'obiettivo principale è il miglioramento dello stato di conservazione della lampreda di mare (*Petromyzon marinus*), della cheppia (*Alosa fallax*), del vairone (*Leuciscus souffia*), della rovello (*Rutilus rubilio*) e del barbo (*Barbus plebejus*), specie target del progetto, nei fiumi Magra e Vara mediante il ripristino della continuità idraulica ed ecologica dei fiumi.

Il sito di progetto è il SIC (Sito di Importanza Comunitaria) IT1343502 Parco della Magra – Vara, che si estende per oltre 2500 ettari nella Provincia della Spezia, attraversando 15 comuni e coincidente per gran parte con il territorio del Parco Naturale Regionale di Montemarcello - Magra. Il territorio è altamente vulnerabile, sottoposto a forte pressione antropica, ma con ottime potenzialità per il ripristino ambientale ed è l'unico luogo in Italia in cui è stata accertata la riproduzione della lampreda di mare.

Il fiume Magra inoltre ha l'importantissimo ruolo, forse unico in Italia, di corridoio ecologico fra la regione biogeografica mediterranea e quella continentale e quindi essenziale per la conservazione di vari aspetti della biodiversità del nord Italia. Tale ruolo, noto da tempo, era stato peraltro già evidenziato da uno studio ambientale interdisciplinare svolto dall'ENEA con il supporto della Provincia della Spezia (Abbate e Damiani, 1989). Questo studio aveva infatti messo in risalto da un lato l'importanza del complesso Vara - Magra per gli aspetti di pregio ambientale, oltre che per la fornitura di acqua potabile per un comprensorio interregionale di 300.000 persone e per l'irrigazione, e dall'altro il progressivo deterioramento dello stato del bacino, soprattutto nel tratto terminale, a causa del crescente impatto antropico.

Lungo il corso dei Fiumi Magra e Vara le specie target sono minacciate dalla presenza di sbarramenti artificiali che interrompono la naturale continuità dei fiumi provocando una frammentazione delle popolazioni con un'assoluta impossibilità per gli animali di migrare con bassi livelli idrici e un'oggettiva difficoltà a raggiungere i siti idonei per la riproduzione, obbligando le specie a scegliere siti riproduttivi in aree che non sono adatte per lo sviluppo delle uova e determinando quindi una notevole riduzione numerica delle popolazioni ittiche.

Ulteriori minacce alla conservazione delle specie sono rappresentate dal bracconaggio e dalle attività di pesca illegale che interessano sia gli individui adulti in fase di risalita, pescati per l'utilizzo come alimento, sia gli stadi giovanili utilizzati come esca per la pesca sportiva.

Le problematiche ambientali continuano quindi a gravare su quest'area, dopo oltre un ventennio dallo studio dell'ENEA, il quale già all'epoca auspicava interventi per bloccare l'avanzamento del cuneo salino e prevenire la possibilità di eutrofizzazione della zona estuariare, oltre che per risanare igienicamente le acque anche dal punto di vista della balneazione. A tal fine, lo studio citato aveva preso in considerazione le caratteristiche idrologiche, chimiche, fisiche e batteriologiche, il censimento degli scarichi e degli insediamenti produttivi e lo studio biologico sia dei popolamenti di acqua dolce della parte intermedia, sia di quelli salmastri e marini della parte terminale.

Il progetto P.A.R.C., iniziato nel 2009, ha realizzato azioni concrete per la creazione delle condizioni necessarie per il mantenimento e l'incremento delle popolazioni delle specie target e in particolare della lampreda di mare (specie a rischio di estinzione in Italia) attraverso la realizzazione d'interventi di miglioramento degli habitat fluviali e la creazione di passaggi per pesci per il ripristino della continuità fluviale ed ecologica dei fiumi Magra e Vara.

La realizzazione degli interventi può contrastare la rarefazione e la possibile estinzione in Italia della specie, che in quanto specie anadroma¹ deve spostarsi durante il suo ciclo vitale tra l'ambiente marino e quello di acqua dolce.

Fa parte del progetto anche la realizzazione di percorsi natura per l'osservazione fluviale, dotati di pannelli illustrativi e arredi, finalizzati alla fruizione didattica e divulgativa, ma anche di supporto per le attività di monitoraggio e sorveglianza del territorio.

Affiancata alle azioni concrete continua, per tutta la durata del progetto, l'attività di monitoraggio delle specie target del progetto portata avanti dall'Università di Genova e dalla Sezione Faunistica della Provincia della Spezia. Da sottolineare è il coinvolgimento delle Associazioni di Pesca locali che, con i loro volontari, hanno collaborato ai monitoraggi e hanno reso possibile l'intensificazione delle attività di sorveglianza sul territorio fluviale nei confronti del bracconaggio su pesci ed ammoceti di lampreda e di altre attività antropiche dannose quali ad esempio la distruzione o alterazione degli accumuli di sabbia all'interno dell'alveo (siti idonei all'infossamento degli stadi giovanili delle lamprede).

Di fondamentale importanza rivestono anche le azioni di comunicazione volte a diffondere una maggiore consapevolezza sulle problematiche legate alla conservazione delle specie target del progetto, del SIC, della Rete Natura 2000. Tali azioni di sensibilizzazione sono rivolte sia alle popolazioni che alle Amministrazioni locali che generano impatti diretti e indiretti sull'ecosistema fluviale, per far comprendere che la tutela della biodiversità porta enormi benefici agli uomini e alle loro attività e per renderle edotte delle buone pratiche per la gestione dell'ecosistema fluviale.

¹ Specie anadroma: specie che trascorre la maggior parte della sua vita in acque salate e torna nelle acque dolci per riprodursi. Le specie che vivono abitualmente in acque dolci e tornano in quelle salate solo per riprodursi si definiscono catadrome, come ad esempio l'anguilla.

Caratteristiche morfologiche del bacino idrografico del fiume Magra.

Il bacino della Magra, che interessa l'area di confine ligure - toscana, si estende su una superficie di 1.686 km², suddivisa in due valli (Val di Vara a Ovest e alta e media Val di Magra a Est), che confluiscono a poco meno di 15 km dal mare, dove inizia la bassa Val di Magra (Fig. 1.1).



Fig. 1.1 - Bacino imbrifero del Fiume Magra (dal sito www.adbmagra.it).

La configurazione attuale del bacino è relativamente recente, legata a movimenti tettonici che hanno determinato l'orogenesi appenninica e il sollevamento delle Apuane. Originariamente i fiumi Vara e Magra scorrevano lungo due assi paralleli, soggetti a modificazioni successive di percorso e intercalati da bacini lacustri costieri, fino al delinearsi della configurazione attuale, con la cattura del primo corso d'acqua da parte del secondo e la scomparsa dei bacini lacustri.

La sorgente del fiume Magra si trova in Toscana, sul M. Borgognone, poco ad est del Passo della Cisa, mentre quella del fiume Vara sgorga dalle pendici meridionali del Monte Zatta, nell'Appennino Ligure. La confluenza ha luogo poco prima di S. Stefano Magra e lo sbocco a mare, dopo 15 km, tra Fiumaretta di Ameglia e Bocca di Magra.

Le formazioni geologiche sono principalmente calcareo - marnoso - arenacee, con rilievi generalmente a scarsa acclività, tranne che in zone a forte erosione o in limitati casi di affioramento di rocce massicce, come calcari ed ofioliti (Raggi e Palandri, 1989). L'affioramento di complessi argillitico - marnosi determina invece

la presenza di zone di frana, come nell'alta Val di Vara e nella media Val di Magra. Nel fondovalle dominano i terreni sabbioso-ciottolosi, sostituiti da quelli limoso - argillosi nella parte vicina al mare.

Raccolta della normativa vigente

La corretta gestione dei corsi d'acqua rappresenta un esempio emblematico delle problematiche ambientali a cui oggi l'uomo deve fare fronte.

Come sarà riferito nei capitoli successivi, nella gestione del fiume s'intrecciano in maniera indissolubile gli aspetti della sicurezza, dei cambiamenti climatici, dell'uso durevole delle risorse naturali, della disponibilità idrica, dell'economia, del turismo, dell'inquinamento e della tutela della biodiversità, la quale costituisce un infallibile indicatore di uno stato dell'ambiente compatibile con la qualità della vita umana.

E' per questa moltitudine di motivi che una corretta gestione del fiume deve ottemperare a molteplici leggi e direttive in grado di regolare e di comporre i diversi aspetti ambientali che interessano una della più importanti risorse naturali: l'acqua.

Qui di seguito si fornisce una raccolta di tali normative.

In materia di biodiversità

COMUNITARIA
Direttiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 30 novembre 2009 concernente la conservazione degli uccelli selvatici (sostituisce la Direttiva 79/409/CE del Consiglio) Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L. 20 del 26/1/2010
Decisione della Commissione 2006/613/CE del 19 luglio 2006 Decisione che adotta, a norma della direttiva 92/43/CE del Consiglio, l'elenco dei siti di importanza comunitaria per la regione biogeografica mediterranea Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L. 259 del 21/09/2006
Direttiva 92/43/CE "Habitat" relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche e successive modificazioni Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L. 206 del 22/07/1992
NAZIONALE
Decreto del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio del 3 luglio 2008 Primo elenco aggiornato dei siti di importanza comunitaria per la regione biogeografica mediterranea in Italia, ai sensi della direttiva 92/43/CEE Gazzetta ufficiale n.184 del 7 agosto 2008
Decreto del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio del 17 ottobre 2007 Criteri minimi uniformi per la definizione di misure di conservazione relative a Zone speciali di conservazione (Z.S.C.) e a Zone di protezione speciale (Z.P.S.) Gazzetta ufficiale n.258 del 6 novembre 2007
Decreto del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio del 5 luglio 2007 Elenco delle zone di protezione speciale (Z.P.S.) classificate ai sensi della direttiva 79/409/CE
Decreto del Presidente della Repubblica n.120 del 12 marzo 2003 Regolamento recante modifiche ed integrazioni d.p.r. 8 settembre 1997, n. 357, concernente attuazione della direttiva 92/43/CE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche Gazzetta ufficiale n.124 del 30 maggio 2003

Decreto ministeriale n. 3 del 3 settembre 2002 Linee Guida per la gestione dei siti Natura 2000. Gazzetta Ufficiale 24 settembre 2002, n. 224.
Decreto ministeriale del 20 gennaio 1999 Modificazioni degli allegati A e B del Decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357, in attuazione della direttiva 97/62/CE del Consiglio, recante adeguamento al progresso tecnico e scientifico della direttiva 92/43/CE Gazzetta ufficiale n.32 del 9/2/1999.
Decreto del Presidente della Repubblica n. 357 dell'8 settembre 1997 Regolamento recante attuazione della direttiva 92/43/CE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche. Supplemento ordinario n. 219 alla Gazzetta ufficiale n.248 23/10/1997.
Legge 11 febbraio 1992 n.157. Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio. Supplemento ordinario n. 41 alla Gazzetta ufficiale n. 46 del 25/2/1992.
REGIONALE
Legge regionale n. 28 del 10 luglio 2009. Disposizioni in materia di tutela e valorizzazione della biodiversità. Bollettino ufficiale regionale n.13 del 15 luglio 2009 parte I.
Deliberazione della Giunta Regionale n.1793 del 18 dicembre 2009. Istituzione Rete ecologica – L.R. 28/2009 art. 3.
Deliberazione di Giunta Regionale n.1687 del 4 dicembre 2009. Priorità di conservazione dei Siti di Importanza Comunitaria terrestri liguri e cartografia delle "Zone rilevanti per la salvaguardia dei Siti di Importanza Comunitaria".
Deliberazione di Giunta Regionale n.1507 del 6 novembre 2009 Misure di salvaguardia per habitat di cui all'Allegato I della direttiva 92/43/CE ai sensi della L.R. 28/2009. Bollettino ufficiale regionale n.48 del 2 dicembre 2009.
Deliberazione della Giunta Regionale n.1444 del 2 novembre 2009. Approvazione della rappresentazione cartografica degli habitat, delle specie ed altri elementi naturalistici rilevanti presenti sul territorio ligure. Bollettino ufficiale regionale n.47 del 25 novembre 2009.
Regolamento Regionale n. 5/2008. Misure di conservazione per la tutela delle zone di protezione speciali (Z.P.S.) liguri. Bollettino ufficiale regionale n.18 parte I del 24 dicembre 2008.
Deliberazione della Giunta Regionale n.126 del 9 febbraio 2007. Indirizzi per le attività agro – silvo - pastorali nei siti della Rete Natura 2000 in Liguria. Bollettino ufficiale regionale 11/04/2007 n. 15.
Deliberazione della Giunta Regionale n.328 del 7 aprile 2006. Approvazione di criteri e di indirizzi procedurali ad oggetto l'applicazione della Valutazione di Incidenza - Sostituzione D.G.R. n. 646/2001. Bollettino ufficiale regionale 03/05/2006 n.18.
Deliberazione della Giunta Regionale n.1716 del 23 dicembre 2005. Proposta di aggiornamento dei Siti di Importanza Comunitaria terrestri liguri e di un nuovo Sito di Importanza Comunitario. Bollettino Ufficiale Regionale 25/01/2006 n. 4.

<p>Legge regionale n.21 del 16 novembre 2004. Norme per la tutela della fauna ittica e dell'ecosistema acquatico e per la disciplina della pesca nelle acque interne. Bollettino ufficiale regionale n.11 dell'1 dicembre 2004.</p>
<p>Deliberazione della Giunta Regionale n. 8 del 10 gennaio 2003. Proposta di ripermetrazione in scala cartografica 1:10.000 dei siti di importanza comunitaria (pSIC) terrestri liguri. Bollettino ufficiale regionale n.6 del 05/02/2003.</p>
<p>Deliberazione della Giunta Regionale n. 772 del 19 luglio 2002. Proposta di riclassificazione in Siti di Importanza Regionale (SIR) di talune aree proposte come Siti di Importanza Comunitaria liguri (pSIC). Bollettino ufficiale regionale n. 33 del 14/08/2002.</p>
<p>Deliberazione della Giunta Regionale n.270 del 25 febbraio 2000. Individuazione delle zone di protezione speciali (Z.P.S.) in Liguria.</p>

In materia di idrogeologia

COMUNITARIA
<p>Direttiva 2007/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio. del 23 ottobre 2007 relativa alla valutazione e alla gestione dei rischi di alluvioni.</p>
NAZIONALE
<p>Decreto legislativo 23 febbraio 2010, n. 49 Valutazione e gestione dei rischi di alluvioni - Attuazione della direttiva 2007/60/CE.</p>
<p>Legge 27 febbraio 2009, n.13 (G.U. n.49 del 28 02 2009) Conversione in legge, con modificazioni, del decreto legge 30 dicembre 2008, n.208 recante misure straordinarie in materia di risorse idriche e di protezione dell'ambiente.</p>
<p>Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 e ss. mm. ed ii. (Decreto Legislativo 8 novembre 2006, n. 284 e D. Lgs. 16 gennaio 2008, n. 4) Parte terza - Norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione, di tutela delle acque dall'inquinamento e di gestione delle risorse idriche - Sezione I - Norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione</p>
REGIONALE
<p>Regolamento Regionale 14 luglio 2011 n. 3 Regolamento recante disposizioni in materia di tutela delle aree di pertinenza dei corsi d'acqua.</p>
<p>Deliberazione della Giunta Regionale n. 1592 del 22/12/2011 Sospensione efficacia criteri a determinazione degli ambiti normativi delle fasce di inondabilità Autorità di Bacino regionale. BURL 3 del 18/1/2012.</p>
<p>Deliberazione della Giunta Regionale n. 1385 del 18/11/2011 Criteri e indirizzi per la programmazione degli interventi di manutenzione ordinaria di difesa del suolo artt. 42 e 43 LR 20/2006. BURL 51 del 21/11/2011.</p>
<p>Deliberazione della Giunta Regionale n. 226 del 06/03/2009 Approvazione criteri e direttive in materia di asportazione di materiali litoidi dai corsi d'acqua nel territorio di competenza dell'Autorità di Bacino regionale. (BURL 13 del 1/4/2009)</p>
<p>Deliberazione della Giunta Regionale n. 357/2001 Definizione delle fasce di inondabilità e di riassetto fluviale.</p>

In materia di acque

COMUNITARIA
Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. Gazzetta ufficiale delle Comunità europee n. 327 del 22.12.2000.
Direttiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 6 settembre 2006 sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci. Gazzetta ufficiale delle Comunità europee n. 264 del 25.9.2006.
NAZIONALE
Legge 12 luglio 2011, n. 106 Conversione in legge, con modificazioni, del decreto legge 13 maggio 2011, n. 70 Semestre Europeo - Prime disposizioni urgenti per l'economia Istituzione dell'Agenzia nazionale per la regolazione e la vigilanza in materia di acqua. (G.U. n. 160 del 12 luglio 2011).
Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 16 giugno 2008, n. 131 Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante: «Norme in materia ambientale», predisposto ai sensi dell'art. 75, comma 4, dello stesso decreto. (Supplemento Ordinario n. 189 alla Gazzetta Ufficiale n.187 del 11 agosto 2008).
Accordo 12 dicembre 2002 Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato e le Regioni e le Province autonome Linee guida per la tutela della qualità delle acque destinate al consumo umano e criteri generali per l'individuazione delle aree di salvaguardia delle risorse idriche di cui all'art. 21 del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152. (G.U. n. 2 del 3-1-2003).
Decreto Legislativo n° 152 dell'11/05/99 dal titolo "Decreto legislativo recante disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole".
Decreto Legislativo 25 gennaio 1992, n. 130 Attuazione della direttiva n. 78/659/CEE sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci. (G.U. n.41 del 19-2-1992 - Suppl. Ordinario n. 34).
REGIONALE
Legge Regionale n. 4 del 05/03/2012 Misure urgenti per la tutela delle acque (BURL I, n.3, 7/3/2012).

In materia di danno ambientale

COMUNITARIA
Direttiva 2008/99/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 19 novembre 2008 sulla tutela penale dell'ambiente.
Direttiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 21 aprile 2004 sulla responsabilità ambientale in materia di prevenzione e riparazione del danno ambientale.
NAZIONALE
Regolamento ministeriale 22 luglio 2011 Regolamento di semplificazione in materia ambientale.

Decreto Legislativo n. 121 del 7 luglio 2011 Attuazione direttiva 2008/99/CE.
Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale e ss.mm. e ii. (Decreto Legislativo 16 gennaio 2008, n. 4 e D.L. n. 59 dell'8 aprile 2008) art. 76 punto 2 e punto 4ab; art. 84, art. 85, art. 87, art. 115 punto 1, art.300 e art. 302, commi 1-2-9-10-11. (G.U. n. 88 del 14/04/2006 - S.O. n. 96).
Legge ordinaria del Parlamento n° 349 del 08/07/1986 Istituzione del Ministero dell'ambiente e norme in materia di danno ambientale.
REGIONALE
Legge Regionale 10 LUGLIO 2009 n. 28 Disposizioni in materia di tutela e valorizzazione della biodiversità.

Bibliografia

Abbate M. e Damiani V. (a cura di), 1989. Studio ambientale del Fiume Magra. ENEA, Roma: 221 pp.

Raggi D. e Palandri S., 1989. Descrizione dei caratteri orografici e geomorfologici del bacino del fiume Magra. In "Studio ambientale del Fiume Magra" a cura di M. Abbate. e V. Damiani. ENEA, Roma: 15-21.

2 - La biodiversità: un buon indicatore della qualità dell'ambiente e di risorse naturali disponibili.

Attilio Arillo

L'utilità degli indicatori.

La nostra società ricorre sempre più spesso all'uso d'indicatori per misurare l'andamento positivo o negativo degli aspetti economici, sanitari, produttivi o per valutare l'efficienza di strategie industriali o di attività commerciali. Sono ben noti ad esempio gli indici di borsa o il PIL che riassumono efficacemente la situazione economica delle imprese e quella della Nazione in generale.

Il motivo del successo degli indicatori deriva dal fatto che essi, oltre ad essere capaci di descrivere con un solo numero situazioni complesse, diminuiscono la possibilità di manipolazione soggettiva dei dati, facilitano i controlli e la gestione delle situazioni sotto esame, consentono di individuare gli eventi che influiscono positivamente o negativamente su di un dato fenomeno.

Anche la biodiversità è un indicatore.

Per "biodiversità" s'intende l'insieme delle diverse forme di vita animale e vegetale, i diversi tipi di ambiente e di associazioni vegetali (habitat) presenti nel territorio. Fa parte della biodiversità anche la diversità genetica che si riscontra all'interno di ogni singola specie e che origina le miriadi di razze negli animali di allevamento o le varietà di ortaggi e frutta. L'uso della biodiversità come valido indicatore capace di stimare la qualità dell'ambiente, il livello d'inquinamento o la presenza di risorse naturali si è diffuso in tempi recenti, ma ormai è riconosciuto come metodo semplice, rapido, poco costoso ed efficacissimo per affrontare le problematiche ambientali. Oggi pertanto disponiamo di una vasta gamma di indicatori biologici che danno informazioni preziose sullo stato dell'ambiente.

Il funzionamento degli indicatori biologici.

Quando l'ambiente si altera (ad esempio quando aumenta l'inquinamento, o la temperatura oppure diminuisce la quantità d'acqua disponibile) ogni specie vivente passa attraverso le fasi indicate in Fig. 2.1. Inizialmente l'organismo riesce ad adattarsi (grazie alle sue capacità biologiche, metaboliche, biochimiche e genetiche) alla situazione ambientale sfavorevole senza che insorga un particolare disagio fisiologico. Successivamente, con l'aumentare dell'intensità dell'alterazione ambientale, si verificano dapprima fenomeni di stress fisiologico a cui seguono fenomeni patologici e, al di sopra di una determinata soglia di intensità, la morte dell'organismo.

Poiché differenti specie presentano differenti resistenze alle alterazioni dell'ambiente, quando si verifica una modificazione ambientale le specie più sensibili sono particolarmente colpite, mentre altre riescono ancora ad adattarsi. In particolare nelle specie sensibili si alterano molti parametri biologici che vengono definiti biomarcatori, mentre a livello di comunità (insieme delle specie

presenti in un dato ambiente) si verifica uno squilibrio nella normale composizione di specie (vedi Fig. 2.2). Questo squilibrio viene rappresentato con indici numerici definiti “indicatori biologici” della qualità ambientale.

Tipici esempi d’indicatori biologici sono l’ “IBE” (indice biologico esteso) che valuta la qualità di un’acqua attraverso le specie di invertebrati presenti nel fondo dei corpi idrici; il QBS-Ar che valuta la qualità dei suoli attraverso gli adattamenti anatomici presenti nei microartropodi raccolti nel suolo analizzato; l’IBL (indice della biodiversità lichenica) che valuta la qualità dell’aria sulla base della numerosità e della tipologia dei licheni epifiti; l’ISECI (indice dello stato ecologico delle comunità ittiche) che valuta la qualità ecologica di un corso d’acqua sulla base delle variazioni della composizione e abbondanza delle specie ittiche rispetto a quanto atteso per un corso d’acqua in buono stato di conservazione.



Fig. 2.1 – Adattamenti, patologie e mortalità riscontrabili nei viventi all'aumentare dell'intensità con cui l'ambiente viene alterato.

La biodiversità viene anche utilizzata in altre procedure per avere informazioni sulla presenza di rischi ambientali. Si usano specie sensibili per saggiare la tossicità di vari composti chimici, per individuare la concentrazione che non produce effetti dannosi e per determinare il meccanismo con cui il tossico agisce; oppure per quantificare e valutare altre problematiche ambientali come i cambiamenti climatici o gli effetti delle radiazioni elettromagnetiche sulla salute umana. Vengono utilizzate invece specie resistenti per studiare le modalità di accumulo delle sostanze tossiche nei viventi (bioaccumulo) o, talora, per disinquinare l'ambiente.



Fig. 2.2 – Modalità di funzionamento degli indicatori biologici.

La polivalenza degli indicatori biologici.

Gli indicatori biologici non solo hanno, come precedentemente riferito, una altissima capacità di evidenziare quei fenomeni di inquinamento che rappresentano un pericolo effettivo per l'uomo, ma forniscono anche informazioni non ricavabili con altri metodi di indagine (ad esempio con analisi chimiche o fisiche).

Ad esempio è noto che una sostanza tossica non ha sempre uno stesso effetto sui viventi. L'efficacia finale del composto tossico o inquinante dipende infatti da vari fattori che sfuggono ad una semplice analisi chimica:

Fenomeni di sinergismo/antagonismo: gli effetti della sostanza tossica possono sommarsi a quelli di altri contaminanti ambientali e in questo caso si forma una miscela con caratteristiche molto più pericolose di quelle note per le singole sostanze (sinergismo); oppure, al contrario, i vari composti inquinanti hanno effetti biologici opposti tali da annullarsi vicendevolmente (antagonismo).

Biodisponibilità. Con questo termine si indica la facilità con cui il tossico riesce ad entrare nell'organismo e quindi la biodisponibilità costituisce una misura fondamentale che consente di comprendere se il composto tossico è disponibile per esercitare l'azione nociva. Perché un composto tossico possa svolgere il suo effetto dannoso deve infatti raggiungere concentrazioni sufficienti a livello degli organi bersaglio. La facilità con cui si raggiungono queste concentrazioni dipende appunto dalla sua biodisponibilità che a sua volta dipende da numerosi fattori biologici peculiari delle singole specie, anche in relazione alle modalità di

assorbimento (per ingestione, respirazione, attraverso la cute ecc.) Si comprende perciò il motivo per cui il pH dello stomaco, le trasformazioni biochimiche che si verificano all'interno dell'organismo, la capacità di metabolizzazione epatica, le caratteristiche della circolazione sanguigna, nonché un complesso di caratteristiche biologiche diverse per ogni singolo individuo e per ogni singola specie sono in grado di modificare la tossicità degli inquinanti. La biodisponibilità dipende anche da alcuni fattori ambientali quali ad esempio alcune caratteristiche geologiche e pedologiche, la presenza di altre specie capaci di sequestrare o degradare gli inquinanti dall'ambiente circostante ecc.

Potenziamento degli effetti nella catena alimentare. E' ben noto a tutti che alcuni viventi si nutrono di detriti organici (detritivori), altri di parti vive di vegetali (erbivori in senso lato), altri di animali che a loro volta si sono nutriti di detritivori o di erbivori. In questa maniera gli inquinanti possono passare da una specie all'altra e spesso a ogni passaggio si concentrano sempre più raggiungendo livelli particolarmente pericolosi nei tessuti degli animali all'apice di questa catena alimentare (bioaccumulo). E' frequente pertanto che alcuni composti tossici, apparentemente presenti in bassa concentrazione nell'ambiente, possano originare fenomeni di bioaccumulo in grado di danneggiare anche l'uomo.

Tempo di esposizione. In molti casi l'esposizione a basse dosi di composti tossici non produce effetti evidenziabili in tempi brevi. Tuttavia basse concentrazioni di taluni inquinanti possono provocare patologie o mortalità che si manifestano solo dopo mesi o anni. Questi effetti a lungo termine rappresentano un punto di riferimento fondamentale per individuare la soglia massima ambientale ammissibile per ogni tipo di composto inquinante (criteri di qualità ambientale).

La tabella 2.1 mostra la grande superiorità diagnostica degli indicatori biologici rispetto a quella tipica delle indagini chimiche (colonna 1). Spesso le analisi chimiche infatti non sono in grado di evidenziare i molteplici meccanismi con cui gli inquinanti danneggiano l'uomo e le altre forme di vita. Inoltre le indagini chimiche possono essere effettuate con utilità solo se si conosce il tipo di contaminante da ricercare e possono fallire nei casi di inquinamento sconosciuto, a meno di effettuare costosissime serie di analisi su tutti i contaminanti noti.

Tab. 2.1 – Possibilità di evidenziare informazioni importanti per il controllo dell'inquinamento utilizzando le analisi chimiche ambientali (colonna 1); gli indici biotici, quali ad esempio l'IBE, l'IBL ecc. (colonna 2.); i test di tossicità su specie sensibili (colonna 3); i biomarcatori ottenibili con analisi della funzionalità di cellule e tessuti di specie mantenute nell'ambiente da saggiare o da esso prelevate (colonna 4). (a) l'indicatore è utile solo per animali acquatici e solo se il test viene condotto utilizzando acque prelevate dal corpo idrico sotto esame o su esemplari prelevati direttamente da tale corpo idrico; (b) l'indicatore è utile solo se le indagini non sono condotte in laboratorio, ma sono effettuate su esemplari prelevati direttamente dall'ambiente sotto esame.

CAPACITA' DI EVIDENZIARE / INDIVIDUARE	1	2	3	4
SINERGISMI / ANTAGONISMI	no	si	sì/no (a)	si
BIODISPONIBILITA'	no	si	si	si
CONTAMINAZIONE SCONOSCIUTA	no	si	si	si
MECCANISMI DI TOSSICITA'	no	no	no	si
EFFETTI A LUNGO TERMINE	no	si	si	si
INDICAZIONI PER CRITERI DI QUALITA' AMBIENTALE	no	si	si	no
POTENZIAMENTO DEGLI EFFETTI NELLA CATENA ALIMENTARE	no	no	no	sì/no (b)
CONFORMITA' ALLE DISPOSIZIONI DI LEGGE	si	si	no	no

Le specie protette hanno il significato di bioindicatori.

E' ampiamente noto che vi sono numerose normative (ad esempio le direttive 92/43/CE e 2009/147/CE) che sottopongono a tutela varie specie animali e vegetali. Generalmente si ritiene che queste specie siano tutelate perché rare o in via di estinzione. Questo è talvolta vero, ma il motivo principale della tutela è che esse costituiscono importanti indicatori biologici. L'obiettivo dichiarato del progetto LIFE+ P.A.R.C. è quello di realizzare, in ottemperanza alle attuali normative nazionali ed internazionali, una serie di azioni tese a ottenere una idonea tutela e conservazione di alcune specie ittiche. Non bisogna cadere però nell'errore di credere che la conservazione di queste specie sia fine a se stessa. In realtà la tutela delle specie coincide con la tutela del fiume, delle sue risorse e dell'acqua.

A questo proposito e a titolo di esempio possiamo esaminare le problematiche relative alla lampreda di mare (*Petromyzon marinus*) che costituisce la specie più rappresentativa del progetto. Questa specie riveste il significato di bioindicatore, significato che si comprende meglio conoscendo le caratteristiche biologiche ed il ciclo vitale di questo pesce.

L'adulto di *Petromyzon marinus* vive in mare, ma nella tarda primavera risale i corsi d'acqua per riprodursi nei tratti medio-alti del fiume alla ricerca di fondali ghiaiosi o ciottolosi sui quali, in piccole depressioni create dagli animali stessi, vengono deposte le uova. Dopo la riproduzione, gli adulti muoiono. Dalle uova nascono piccole larve (dette ammoceti) che sono trasportate a valle dalla corrente fino ai tratti intermedi dei corsi d'acqua, dove vanno a infossarsi all'interno dei sedimenti sabbiosi/fangosi del fondo. In questo ambiente rimangono per alcuni anni, nutrendosi di microrganismi animali e vegetali. Le larve si accrescono fino a quando, raggiunta una certa dimensione (circa 12-14 cm), metamorfosano in giovani lamprede che hanno l'aspetto simile a quello di un adulto e che iniziano la migrazione autunnale verso il mare ove rimangono per circa tre anni prima di essere pronte per riprodursi e risalire il fiume.

E' evidente che un fiume può ospitare una buona popolazione di lamprede solo se:

- a) è sempre ricco d'acqua in tutte le stagioni dell'anno ed è risalibile per questa specie ittica, almeno durante il periodo della migrazione, dalla foce fino ai tratti alti, altrimenti a) gli ammoceti non sopravviverebbero nei sedimenti asciutti e b) gli adulti-riproduttori non riuscirebbero a raggiungere le aree di deposizione delle uova;
- b) il suo greto non è alterato e presenta una morfologia naturale capace di originare fondali a granulometria variabile e differenziata lungo il corso poiché la lampreda di mare necessita di queste caratteristiche: le uova vengono deposte nei fondali ciottolosi o ghiaiosi e gli ammoceti sopravvivono nei fondali sabbiosi o fangosi;
- c) presenta, almeno in ampi tratti, rive e sponde ricche di vegetazione, la quale assicura condizioni microclimatiche idonee alla vita degli ammoceti e un'abbondanza di detriti vegetali indispensabili per lo sviluppo dei microorganismi costituenti il cibo per le larve delle lamprede;
- d) le acque sono esenti da fenomeni di inquinamento incompatibili con la vita dei pesci.

In altre parole, la tutela della lampreda coincide con la tutela dell'intero fiume. Questa specie costituisce pertanto un ottimo indicatore di un uso del territorio compatibile con la conservazione della risorsa "acqua" e del paesaggio fluviale che ha un ruolo non solo ecologico, ma anche economico-turistico.

Un declino della biodiversità indica uno sviluppo insostenibile.

In questi ultimi anni si parla spesso di "sviluppo sostenibile" perché si sta sempre più diffondendo la consapevolezza che lo sviluppo incontrollato delle attività umane può costituire un pericolo non solo per l'ambiente, ma anche per l'uomo stesso.

Nella sua definizione originaria lo "sviluppo sostenibile" è quello sviluppo delle attività umane che soddisfa le esigenze delle generazioni attuali senza compromettere la possibilità delle future generazioni di soddisfare le loro esigenze di qualità di vita. Questo significa che l'uomo, la sua economia, le sue attività dovrebbero svilupparsi utilizzando le risorse naturali in maniera che

queste possano durare a lungo sul nostro pianeta. Si dovrebbe cioè realizzare una strategia lungimirante nell'uso del territorio che consenta il così detto "uso durevole delle risorse".

In linea di principio tutti sono d'accordo. Oggi parlare di "sostenibilità ambientale" è di moda, ma purtroppo spesso se ne parla senza sapere il significato del termine o interpretando il concetto di sostenibilità in maniera da renderlo compatibile con i propri interessi o con operazioni che producono vantaggi nel breve termine ignorandone gli effetti a lungo termine.

Questo modo surrettizio di parlare di sostenibilità ambientale si può diffondere perché generalmente la sostenibilità non viene misurata in modo oggettivo, ma viene stimata in modo altamente soggettivo. Eppure esiste un metodo assolutamente veritiero, non costoso e non manipolabile, per sapere se l'uso del nostro territorio è sostenibile o meno.

Questo metodo consiste semplicemente nel verificare se la biodiversità del territorio si mantiene in un buono stato di conservazione o se è in declino.

Le informazioni che si possono ricavare utilizzando questo metodo sono molteplici. La tabella 2.2 evidenzia il gran numero d'informazioni sullo stato dell'ambiente e delle acque interne che si possono ricavare semplicemente utilizzando come indicatori gli anfibi, i pesci e i crostacei inclusi nella direttiva 92/43 presenti nel territorio oggetto del progetto LIFE+ P.A.R.C.

La tabella è necessariamente schematica ed è poco articolata per renderla di più facile e immediata comprensione. Le informazioni circa le cause che determinano valori sfavorevoli degli indicatori riguardano solo le alterazioni di origine antropica e non quelle naturali, come le infezioni o fenomeni di parassitismo.

Tab. 2.2 – Indicatori d'instabilità ambientale misurati con le metodologie riportate nel rapporto tecnico LIBIOSS della Regione Liguria (2005), dall'APAT (2004) e da Zerunian 2007. Le cause della diminuzione degli indicatori evidenziate nelle varie caselle della tabella possono verificarsi singolarmente o sinergicamente, così come i motivi della non-sostenibilità ambientale riportati nelle caselle della terza colonna. La non-sostenibilità ambientale deriva dal fatto che le situazioni evidenziate non consentono un uso durevole delle risorse da tramandare alle generazioni future.

Gruppo zoologico	Indicatore	Cause di una progressiva diminuzione nel corso degli anni dell'indicatore	Motivo dell'insostenibilità
Anfibi	Numero di esemplari nei siti riproduttivi	Alterazione dei boschi ripariali (Rana italica, Rana temporaria tritoni, Salamandrina); alterazione dei rifugi utilizzati nella fase terrestre; eccessivo uso di insetticidi e pesticidi	Aumento dell'inquinamento delle acque e/o Usa non durevole delle risorse idriche e/o Progressivo consumo di suolo e di paesaggio ecologico con conseguente diminuzione di terreni da dedicare alla produzione di alimenti o ai flussi di materia e di energia fra gli ecosistemi

Gruppo zoologico	Indicatore	Cause di una progressiva diminuzione nel corso degli anni dell'indicatore	Motivo dell'insostenibilità
Anfibi	Numero di siti riproduttivi	Inquinamento delle acque; distruzione delle zone umide; alterazione del paesaggio agro-silvo-pastorale tradizionale; carenza di risorse idriche; consumo idrico non sostenibile	Aumento dell'inquinamento delle acque e/o Usa non durevole delle risorse idriche e/o Progressivo consumo di suolo e di paesaggio ecologico con conseguente diminuzione di terreni da dedicare alla produzione di alimenti o ai flussi di materia e di energia fra gli ecosistemi
	Numero di girini che giungono alla metamorfosi (monitoraggi effettuati in stazioni predeterminate, individuate per la loro importanza per le specie protette)	Inquinamento delle acque; carenza di risorse idriche; consumo idrico e captazione delle acque non sostenibile	
Pesci	Numero di aree di frega delle lamprede di mare; densità di cheppie monitorate nel tratto alto del fiume	Ostacoli nella migrazione (sbarramenti o tratti secchi per carenza idrica); inquinamento	Progressiva artificializzazione del fiume e degli affluenti con conseguente depauperamento delle risorse ittiche naturali e alterazione delle falde acquifere e diminuzione delle risorse idriche e/o Gestione inidonea della pesca o dei ripopolamenti con conseguente scomparsa della fauna autoctona e/o Progressivo inquinamento o eutrofizzazione delle acque con conseguenti danni alla biodiversità e alla salute umana
	Densità di ammoceti di lamprede di mare	Alterazione della morfologia e granulometria del fiume; alterazione del paesaggio fluviale; inquinamento	
	Densità di cheppie monitorate nel tratto medio - basso del fiume	Eccesso di pesca in mare e nelle zone di foce	
	Densità di esemplari di trote autoctone (nei tratti ad acque salmonicole)	Inquinamento termico; alterazione dei boschi ripariali; Eccessivi ripopolamenti dei corsi d'acqua con salmonidi adulti o comunque non appartenenti al ceppo locale; alterazione dei parametri di qualità dell'acqua	
	Densità di esemplari di vaironi, barbi e rovello (nei tratti ad acque ciprinicole)		
	Indice dello stato ecologico delle comunità ittiche (ISECI)	Tutte le cause sopra riportate; diffusione di specie alloctone;	
Crostacei (gambero d'acqua dolce)	Numero di individui per stazione	Artificializzazione delle sponde e del greto; presenza di specie alloctone; alterazione dei boschi ripariali	

Un declino della biodiversità indica un peggioramento della qualità della vita per l'uomo.

La qualità di vita dell'uomo dipende in larga misura dalla disponibilità di alimenti, dalle condizioni salubri dell'ambiente e dalla disponibilità di risorse naturali indispensabili per soddisfare i suoi bisogni vitali.

La massima parte di questi presupposti si realizza quando nell'ambiente è presente un elevato grado di biodiversità.

Dalla biodiversità derivano infatti molteplici risorse, non solo quelle alimentari ben conosciute, ma anche:

- a) farmacologiche (molti farmaci sono stati scoperti sperimentando gli effetti di molecole presenti in piante ed animali);
- b) economiche (molti composti di uso quotidiano come vernici, adesivi, biopolimeri, oli, fibre per tessuti ecc. derivano da viventi);
- c) genetiche (l'utilizzo di certi genotipi consente di ottenere coltivazioni resistenti alle malattie, alla siccità o permette di aumentare la produzione alimentare o la qualità degli alimenti ecc.);
- d) scientifiche (molte scoperte della medicina e della scienza sono dovute allo studio della biodiversità).

La biodiversità assicura inoltre una grande quantità di servizi ambientali sia a livello locale che a livello planetario. Tali servizi sono realizzabili dall'uomo solo con costi economici che appaiono irrealistici.

La biodiversità, infatti, attraverso l'attività metabolica dei viventi che la compongono, è in grado di assicurare la biodegradazione d'inquinanti; di mantenere attivi i cicli biogeochimici e di assicurare il riciclo dei nutrienti indispensabile al funzionamento dell'ambiente; di effettuare un'opera capillare ed estremamente dispendiosa di impollinazione, fondamentale per l'agricoltura; di favorire la formazione, la protezione, l'aerazione e la fertilizzazione dei suoli, nonché la protezione e l'accumulo delle risorse idriche e di partecipare alla stabilità climatica.

Appare ovvio che, in assenza di queste risorse e di questi servizi, la qualità della vita umana è destinata necessariamente a subire un drastico ridimensionamento perché gran parte delle attività economiche dovranno essere impegnate a sostituire le funzioni della biodiversità, oggi gratuite, anziché essere dirottate al mantenimento di un buono standard di vita.

Anche quando l'uomo sembra vivere in maniera soddisfacente in ambienti poveri di biodiversità (come nelle nostre città), questa qualità di vita è raggiunta attraverso l'utilizzo di fonti di biodiversità che si trovano in località molto distanti, talora in continenti diversi, e che vengono trasportate nel luogo di consumo.

Questa impressionante capacità che ha l'uomo attuale di trasportare energia, cibo e materie prime dal luogo di origine al luogo di consumo sta alla base di molti aspetti relativi allo sviluppo insostenibile: il depauperamento delle risorse infatti non è avvertito dalla popolazione consumatrice perché quelle risorse non si trovano nel suo territorio.

Non scattano pertanto quei meccanismi naturali di bilanciamento consumi/risorse che caratterizzavano non solo l'uomo cacciatore e l'uomo agricoltore del passato, ma che erano propri, fino a qualche decennio fa, anche dell'uomo moderno.

Indipendentemente da queste problematiche di ordine globale è nostro interesse sorvegliare che almeno la biodiversità del nostro territorio si mantenga elevata e che le specie indicatrici si mantengano in un buono stato di conservazione.

Bibliografia

- Arillo A., Margiocco C., Melodia F., Mensi P., 1980. *Applicazione degli indicatori biochimici di stress allo studio dei criteri di qualità di un'acqua*. Atti 1° congresso SITE, Edizioni Zara, Parma, (1981), 517 pp.
- Arillo A., S. Galassi, L. Guzzella, S. Valsecchi, L. Viganò, 2002. *Messa a punto di protocolli per valutare tossicità e bioaccumulabilità*, 53 pp, APAT rapporti 25/2002, IGER srl, Roma.
- Arillo A., Viganò L., Bagnasco M., 1993. *Attività enzimatiche di biotrasformazione nell'indagine sulla qualità delle acque superficiali*. SITE/Atti 15 (Marchetti R. e Cotta Ramusino ed.), pp. 603-607, Edizioni Zara, Parma
- Arillo A., Viganò L., 1997. *Biomarker in fauna ittica*. In "Nodo Lambro-Po: trasporto di inquinanti ed effetti biologici, Quaderni Irsa, pp. 323-344 CNR-IRSA, Roma.
- Arillo A., 2000. *Indicatori biochimici come strumento di controllo e di monitoraggio della qualità dell'acqua*. Convegno "Ambiente e sviluppo sostenibile. Opere e interventi nel rispetto della natura". Rossiglione, settembre 2000.
- Arillo A., 2011. *La dura legge della Regina Rossa: i ritmi veloci del progresso e la conservazione della biodiversità*. in "Sulle orme di Alice nel paese della scienza" (L. Pusillo ed.). I libri del Pristem 5:1-32, Università commerciale Luigi Bocconi, La Cartolitografica - Arese (MI).
- Bagnasco M., Camoirano A., De Flora S., Melodia F., Arillo A., 1991. *Enhanced liver metabolism of mutagens and carcinogens in fish living in polluted seawater*. Mutation Res. 262:129-137.
- Balmori A., 2010. *Mobile phone mast effects on common frog (Rana temporaria) tadpoles: the city turned into a laboratory*. Electromagn Biol Med., 29(1-2):31-5.
- Batellier F, Couty I, Picard D, Brillard JP., 2008. *Effects of exposing chicken eggs to a cell phone in "call" position over the entire incubation period*. Theriogenology, 69(6):737-45.
- Blaikie P., Jeanrenaud S., 1996. *United Nations Research Institute for social Development – Biodiversity and Human Welfare P. 81*.
- Calamari D., Arillo A., Eddy F.B., Lloyd R., Solbe J.F., 1984. *Water quality criteria for european freshwater fish: report on nitrite and freshwater fish*. EIFAC Technical paper, 46:1-19.
- Celli G., Porrini C., Radeghieri P., Sabatini A.G., Marazzan G.L., Colombo R., Barbattini R., Greatti M., D'Agaro M., 1996. *Honeybees (Apis mellifera L.) as bioindicators for the presence of pesticide in the agroecosystem. Field test*, Ins. Soc. Life 1, 207 – 212.
- Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W., 2007. *Biodiversity indicators 2007. State of Nature in Flanders (Belgium)*. Research Institute for Nature and Forest, Brussels. INBO.M.2007.6.
- European Commission, 2006. *Communication from the Commission. Halting the loss of biodiversity by 2010 - and beyond. Sustaining ecosystem services for human well-being*. COM (2006) 216 final. European Commission, Brussels.

European Communities, 2008. Printed by Welzel+Hardt, Wesseling, Germany. *The economics of ecosystems and biodiversity* 64 p.

European Environment Agency, 2007. *Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe*. European Environment Agency, Copenhagen.

Ghetti P.F., Arillo A., Gorbi J., Queirazza G., 1980. *Gli indicatori biologici di inquinamento delle acque correnti*. In "Inquinamento e indicatori biologici", Roma, CNR, Pacini, Pisa (1981), pp 51- 67.

Magras I.N, Xenos T.D., 1997. *Radiofrequency radiation-induced changes in the prenatal development of mice*, 18(6): 455-61.

Parisi V., 2001. *La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi*. *Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense"*, 37 (3/4): 105-114.

Pearman P.B., Guisan A., Zimmermann N.E., 2011. *Impacts of climate change on Swiss biodiversity: An indicator taxa approach*, *Biological Conservation* 144: 866–875.

Porrini C., Celli G., Radeghieri P., Marini S. , Maccagnani B., 2000. *Studies on the use of honeybees (Apis mellifera L.) as bioindicators of metals in the environment*, *Ins. Soc. Life* 3, 153-159.

Porrini C., Ghini S., Girotti S., Sabatini A.G., Gattavecchia E., Celli G., 2002. *Use of honey bees as bioindicators of environmental pollution in Italy in: Honey bees: The Environmental Impact of Chemicals (Devillers J. and Pham - Delègue M.H. Eds) Taylor & Francis, London, pp. 186-247.*

Reid N., Karanja F. and Thompson D., 2006. *Ecosystem Services and Biodiversity Indicators*, 13th Australian Cotton Conference, Gold Coast, 8-10 August 2006.

Sartori F (a cura), 1998. *Bioindicatori ambientali - Fondazione Lombardia per l'Ambiente Arti Grafiche Juri Iodice" di Sannazzaro, Pavia.*

Tonelli D., Gattavecchia E., Ghini S., Porrini C., Celli G. , Mercuri A. M., 1990. *Honey bees and their products as indicators of environmental radioactive pollution*, *J. Radioanal. Nucl. Chem., Articles* 141(2), 427 – 436.

V. Ingole, S. K. Ghosh, 2006. *Exposure to radio frequency radiation emitted by cell phone and mortality in chick embryos (Gallus domesticus)* *Biomedical Research*, 17 (3): 205-210.

Viganò L., A. Arillo, C. Falugi, F. Melodia, 1998. *Histochemical and biochemical markers in trout larvae exposed to river sediments*. *Chemosphere*, 37:2797-2807.

Vigano' L., A. Arillo, C. Falugi, F. Melodia, S. Polesello, 2001. *Biomarkers of exposure and effect in Flounder (Platichthys flesus) exposed to sediments of the Adriatic Sea*. *Mar. Poll. Bull.*, 42:887-894.

Vigano' L., Arillo A., Falugi C., 2001. *Biomarker ed effetti tossici in crostacei e pesci esposti ai sedimenti e a loro estratti*. In *Caratterizzazione dei sedimenti fluviali e qualità ecologica nel fiume Po*, *Quaderni IRSA*, 113: 102-133, CNR, Roma.

Viganò, Arillo, Buffagni, Camusso, Ciannarella, Crosa, Falugi, Galassi, Guzzella, Lopez, Mingazzini, Pagnotta, Patrolecco, Tartari, Valsecchi., 2003. Quality assessment of bed sediments of the Po River (Italy). *Water Research*, 37:501-51.

Vigano' L., Arillo A., De Flora S., Lazorchak J., 1995. Evaluation of microsomal and cytosolic biomarkers in a seven-day larval trout sediment toxicity test. *Aquatic toxicology*, 31:189-202.

Vigano' L., Arillo A., De Flora S., Lazorchak J., 1995. Evaluation of microsomal and cytosolic biomarkers in a seven-day larval trout sediment toxicity test. *Aquatic toxicology*, 31:189-202.

Vigano' L., Arillo A., Melodia F., Alati P., Monti C., 1998. Altered biomarkers in Cyprinids of the middle stretch of the River Po, *Environ. Toxicol. Chem.*, 17, 404-411.

Vigano' L., Arillo A., Melodia F., Bagnasco M., Bennicelli C., De Flora S., 1995. Hepatic and Biliary biomarkers in rainbow trout injected with sediment extracts from the River Po (Italy). *Chemosphere*, 30:2117-2128.

WEFSA 1, 1990. "Biodiversity of microorganisms and invertebrates: its role in sustainable agriculture. Proceedings of the First Workshop on the Ecological Foundations of Sustainable Agriculture (WEFSA 1), London, UK, 26-27 July 1990".

World Health Organization, 2005. A report of the Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-being: health Synthesis*. 53 p. Island Press, Washington, DC.

3 - Le buone pratiche nella gestione del fiume.

Attilio Arillo, Andrea Balduzzi, Gaia Cappellini, Massimiliano Cardelli, Luca Ciuffardi, Giovanni Diviaco, Luca Iacopi, Sebastiano Salvidio

Uno schema riassuntivo.

Il fiume ha sempre costituito per l'uomo una fonte di ricchezza e di risorse naturali. Adottare buone pratiche gestionali significa assicurare uno sviluppo sostenibile, una durevole protezione delle acque ed un ambiente sano.

Al contrario una gestione errata del sistema fluviale produce una serie di gravi effetti negativi sull'ambiente e anche sulle risorse disponibili per l'uomo.

E' per questo che gli interventi sul fiume devono essere eseguiti con grande attenzione, valutando in maniera approfondita i vantaggi e gli svantaggi, gli effetti positivi e gli eventuali effetti negativi che magari si manifestano in tempi successivi creando problemi talora peggiori di quelli che si desideravano risolvere.

Molti suggerimenti per una buona gestione del fiume sono esposti nei successivi capitoli del presente libro; altre esaurienti trattazioni sono riportate nei seguenti documenti a cui si rimanda per approfondimenti:

- Autorità di bacino interregionale del fiume Magra – Misure di salvaguardia "assetto idrogeologico" – Allegato 3 – Elementi di progettazione ambientale dei lavori fluviali (reperibile al seguente url: <http://it.scribd.com/doc/18540049/AreelaminazioneesempiProgettazione-Lavori-Fluviali-AdB-Magra>).
- Progetto Interreg Alcotra PELLIDRAC, 2011. Buone pratiche di gestione del corso d'acqua: linee guida. 142 pp – edizioni AGIT Mariogros Industrie Grafiche, Beinasco (TO).
- CIRF, 2006. La riqualificazione fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio. Mazzanti editori, Venezia.

Qui di seguito ci si limita a riportare uno schema riassuntivo e semplificato delle buone pratiche di gestione fluviale. Tale schema ha lo scopo di rappresentare un documento di rapida consultazione che può introdurre alle problematiche trattate con maggiore dettaglio nei capitoli successivi.

In particolare nella tabella 3.1 si riassumono i principali effetti noti per gli interventi più frequenti, mentre nella tabella 3.2 si evidenziano, per ciascuna tipologia d'intervento, suggerimenti per l'adozione di buone pratiche gestionali. Per meglio comprendere le terminologie utilizzate nelle tabelle si fornisce anche un glossario (vedi box) in grado di illustrare i più importanti concetti utilizzati nelle pratiche di gestione fluviale.

Si fa comunque presente che tutti gli interventi sul fiume devono essere effettuati nei periodi che rivestono minore importanza per la biologia delle specie incluse negli allegati 2 e 4 della direttiva 92/43/CE o che sono oggetto dell'art. 300 del d.lgs. n. 152/2006. E' opportuno anche ricordare che all'interno dei SIC (Siti di Interesse Comunitario), l'alterazione non autorizzata degli habitat come definiti nell'art. 733-bis del codice penale riveste pesanti responsabilità penali.

GLOSSARIO

Disalveo. Estrazione di materiale dall'alveo di un corso d'acqua.

Arginatura: rilevato artificiale con la funzione di contenimento e tenuta dell'acqua e atta ad impedire lo straripamento.

Difese spondali: opere finalizzate a prevenire l'erosione delle sponde e eventuali danni che questa comporta.

Tempo di ritorno. Il numero di anni che, su basi statistiche, trascorre fra il verificarsi di due eventi successivi della medesima intensità (ad esempio fra due piene di eccezionale gravità).

Vegetazione riparia. Vegetazione che cresce nelle fasce di terreno disposte lungo le sponde del fiume e composta da essenze tipiche di tale ambiente.

Briglia. E' una sorta di piccola diga costituita da un muro trasversale il cui margine superiore presenta una parte centrale ribassata di forma generalmente trapezoidale attraverso cui è convogliato il deflusso.

Soglie. Sono muri trasversali al fiume che non sporgono (o che sporgono di poco) rispetto al fondo dell'alveo. Solitamente vengono realizzate più soglie in serie al fine di stabilizzare il fondo dell'alveo.

Canalizzazione. Consiste nella pavimentazione del fondo e/o delle sponde di un corso d'acqua.

Abbassamento dell'alveo e incisione accelerata. L'incisione dell'alveo consiste in un eccezionale abbassamento dell'alveo rispetto ad una situazione precedente misurata lungo un tratto di corso d'acqua omogeneo e significativamente lungo.

Divagazione cambiamento del percorso del fiume, tendenza alla ramificazione e alla costruzione di nuove tortuosità.

Spianamento, Riprofilatura, Rettifica. Interventi tesi a ridurre le sinuosità naturali del fiume, sia laterali di superficie, sia quelle verticali di profondità.

Sovralluvionamento. S'intende un accumulo di sedimenti anomalo che potrebbe essere rimosso senza danneggiare la funzionalità fluviale.

Falda acquifera, Acque sotterranee. L'acqua del fiume o della pioggia penetra nel terreno finché non giunge ad uno strato impermeabile. Si formano in questo modo gli accumuli di acque sotterranee e le falde acquifere che rappresentano un'importantissima riserva idrica in grado di alimentare pozzi e sorgenti.

Zone iporreiche. Zone di transizione fra le acque di scorrimento superficiale e le acque sotterranee. Sono zone di rifugio per la fauna acquatica e svolgono un'importante funzione biologica di depurazione delle acque.

Hydropeaking. Variazioni repentine di portata provocate da immissioni intermittenziali di acqua a valle delle turbine delle centrali idroelettriche.

Tab. 3.1

Interventi sul fiume	Effetti positivi	Effetti negativi
Disalveo	Aumenta la sezione dell'alveo e la capacità di portata del fiume riducendo la frequenza delle inondazioni nel tratto interessato ai lavori.	Produce a valle un aumento delle portate di piena ed uno scorrimento più veloce delle acque che incrementano nelle zone sottostanti le probabilità di inondazione; produce un abbassamento dell'alveo, del pelo libero dell'acqua e delle falde associate con danni agli aspetti ambientali ed una riduzione delle risorse idriche sotterranee; altera le zone iporreiche diminuendo anche il potere auto depurante dell'ecosistema fluviale e la biodiversità; Aumenta i fenomeni di erosione spondale e del fondo del fiume con effetti negativi sulla stabilità di ponti e infrastrutture. Altro effetto spesso ignorato riguarda la diminuzione del trasporto di materiale al mare, con conseguente riduzione delle spiagge.
Difese spondali	Diminuiscono l'erosione spondale.	Aumentano la velocità dell'acqua; provocano la perdita di svariati habitat necessari all'ittiofauna ed una conseguente diminuzione della produttività ittica
Arginature	Tarate sulla base di un determinato "tempo di ritorno", consentono di contenere le piene diminuendo localmente la probabilità di esondazione.	Trasferiscono i rischi idraulici a valle; alterano il paesaggio fluviale con ripercussioni negative sull'attrattività turistica e alieutica; l'apparente messa in sicurezza induce a incrementare gli insediamenti in vicinanza del fiume aumentando i danni potenziali dovuti a esondazioni non prevedibili a causa del fatto che il "tempo di ritorno" è inaffidabile anche per i cambiamenti climatici in atto. Interrompono la continuità ecologica tra rive e alveo limitando la capacità autodepurante del fiume

Interventi sul fiume	Effetti positivi	Effetti negativi
Briglie, soglie	Stabilizzano il fondo dell'alveo, riducono i fenomeni erosivi stabilizzando le sponde.	Trattengono i sedimenti a monte delle opere provocando a valle una maggiore erosione del fondo con un conseguente aumento dell'incisione dell'alveo con tutti gli effetti negativi di questo fenomeno descritti nella tabella 1 del capitolo 4; rendono meno diversificati gli ambienti e la granulosità del fondo dell'alveo riducendo fortemente la biodiversità; impediscono le risalite effettuate ai fini riproduttivi dei pesci, con conseguente diminuzione della produttività ittica.
Canalizzazioni	Consentono il passaggio dell'acqua e del materiale trasportato limitando possibili danni a strutture e infrastrutture.	Impediscono la continuità dell'acqua del fiume con la falda diminuendo il potere di auto depurazione della zona iporreica; l'impermeabilizzazione del fondo determina aridità nelle aree circostanti, un forte impatto sulla biodiversità e un aumento della velocità delle acque che a sua volta provoca a valle l'aggravarsi dei fenomeni erosivi e delle probabilità di esondazioni.
Risagomature dell'alveo: riprofilatura, rettifica, spianamento	Le nuove risagomature tendono generalmente a consentire un maggiore scorrimento delle acque e/o all'utilizzazione di terreni perfluviali.	Gli effetti negativi sono gli stessi di quelli causati dal disalveo. Spesso gli interventi conducono a un abbassamento dell'alveo e ad un'incisione accelerata (vedi tabella 1, capitolo 4). Si sottolinea che l'abbassamento dell'alveo porta altri effetti negativi sulla disponibilità d'acqua per i pozzi e le sorgenti situate a valle dell'intervento.

Interventi sul fiume	Effetti positivi	Effetti negativi
<p>Rimozione di sedimenti di sovralluvionamento</p>	<p>Consente di estrarre sabbia e altro materiale d'interesse economico; facilita lo scorrimento dell'acqua con un aumento della sezione dell'alveo.</p>	<p>Il sedimento potrebbe far parte della dinamica naturale fluviale o essere il risultato di un abbassamento dell'alveo. In questo caso la rimozione impedisce o limita fortemente i fenomeni di recupero funzionale del corso d'acqua e può interferire nel fenomeno della divagazione del fiume con conseguente riduzione delle zone di espansione in caso di piene; incrementa il rischio idraulico a valle anche a causa dell'aumento della velocità dell'acqua nella zona di rimozione.</p>
<p>Rimozione della vegetazione riparia</p>	<p>Localmente la rimozione può aiutare il deflusso delle acque e abbassare il livello idrico durante le piene.</p>	<p>Una rimozione estesa a gran parte del reticolo idrografico accentua il rischio idraulico in quanto la vegetazione riparia svolge un ruolo fondamentale come strumento di difesa del territorio poiché 1) rallenta la velocità della corrente e, in caso di piena, trattiene grandi quantità di acqua attenuando i danni alluvionali; 2) trattiene i detriti trasportati dalle piogge, nonché gli inquinanti legati ai vari materiali trascinati; 3) riduce i fenomeni erosivi e consolida le sponde. Si tenga presente che buona parte dei tronchi che in caso di piene vanno a occludere i ponti derivano da eventi franosi che avvengono lontano dalla vegetazione riparia e che anzi quest'ultima contribuisce ad intercettare e trattenere il materiale vegetale trasportato dall'acqua. Una rimozione estesa della vegetazione riparia porta anche a una forte diminuzione della capacità di auto depurazione del fiume con un peggioramento della qualità delle acque, un aumento della temperatura e una diminuzione dell'ossigenazione, un marcato declino della biodiversità ed una perdita di produttività ittica.</p>

Interventi sul fiume	Effetti positivi	Effetti negativi
Hydropeaking	La regolazione delle portate, utile per ragioni di gestione idroelettrica, può essere sfruttata nel caso di piogge intense e rischi di alluvione.	Provoca modificazioni nella biodiversità e la diminuzione del potere auto depurante dell'ecosistema fluviale.

Tab. 3.2

Interventi sul fiume	Mitigazioni e buone pratiche
Disalveo	Evitare la distruzione delle zone di margine (zone di transizione fra ambiente acquatico e terrestre con graduale variazione di profondità, granulometria dei fondali e velocità delle acque). In caso di alterazione di queste zone, attuare un ripristino eventualmente con l'introduzione di letti di frega artificiali e di dispositivi per la diversificazione del substrato.
Difese spondali	Realizzare solo gli interventi idraulici strettamente necessari (rischio idraulico di abitazioni e infrastrutture di notevole importanza), preferibilmente con tecniche d'ingegneria naturalistica, limitando quando possibile l'intervento ad una sponda sola corrispondente al lato in cui il corso d'acqua tenderebbe ad uscire dal corridoio assegnatogli. Evitare comunque strutture uniformi con pendenze e linee geometriche regolari. Particolarmente consigliati sono i pennelli deflettori che assicurano un'azione antierosiva efficace, il mantenimento della funzionalità ecologica, degli habitat e della biodiversità fluviale.
Briglie, soglie	Realizzare solo gli interventi strettamente necessari generando salti più bassi possibili (è auspicabile che non superino i 30 cm). Utilizzare sempre tecniche di ingegneria naturalistica. Tutti gli interventi devono essere accompagnati da passaggi per l'ittiofauna.

Interventi sul fiume	Mitigazioni e buone pratiche
Arginature	Quando possibile, gli argini e le relative scarpate devono avere una forma irregolare, non rettilinea. E' comunque sconsigliabile l'edificazione di nuovi edifici nell'area precedentemente alluvionata e successivamente messa in sicurezza. Naturalizzare sempre le nuove arginature mediante l'impiego di piante arbustive radicate. Vanno rinaturalizzati anche i tratti in cui sono stati realizzate precedenti arginature con una migliore ricollocazione dei massi e con la piantumazione di talee di salici arbustivi.
Rimozione della vegetazione riparia	Il taglio spondale deve essere selettivo con tutela delle essenze autoctone non pericolose al deflusso in caso di piena; privilegiare la potatura al taglio a raso; tutelare gli esemplari di salice arbustivo (es. <i>Salix purpurea</i> , <i>Salix eleagnos</i> , ecc.). Il taglio della vegetazione arborea sulle sponde deve comunque riguardare solo gli alberi pericolanti o che originano effettivi problemi di sicurezza. Il taglio deve avvenire su tratti continui lunghi al massimo 2 km, intervallati da tratti integri. Il taglio della vegetazione in alveo deve essere effettuato a periodicità annuale alternata (es. a sponde alterne, a settori alterni lungo la medesima sponda, ecc.) e deve essere limitato alla sola vegetazione che costituisce reale ostacolo al libero deflusso delle acque.
Risagomature dell'alveo: riprofilatura, rettifica, spianamento	Limitare gli interventi solo ai casi di dimostrata necessità ai fini della sicurezza. Nei tratti che risultano maggiormente rettilineizzati posare in alveo massi ciclopici quale rifugio per i pesci e comunque costruire ricoveri sottospondali e siti perifluviali per pesci.
Hydropeaking	Ad eccezione delle situazioni di emergenza, il rilascio dell'acqua dalla diga dovrebbe avvenire preferibilmente di giorno, soprattutto durante il periodo di migrazione riproduttiva dell'ittiofauna. Durante i mesi estivi, per il fiume Magra, questa misura di mitigazione appare superflua a causa delle condizioni climatiche che presuppongono, al contrario, la necessità di un rilascio continuo per il mantenimento delle portate idonee al rispetto del MDV.

Le buone pratiche: la regola fondamentale. “Lasciare spazio al fiume”

Il fiume nel tempo modifica il suo percorso, forma isolette, spiagge e rimodella incessantemente la sua morfologia formando pianure alluvionali in cui si possono espandere le piene eccezionali.

Chiuderlo in percorsi obbligati è pericoloso soprattutto in tempi di cambiamenti climatici come quelli attuali. E' anche costosissimo.

Lasciare spazio al fiume significa certamente sottrarre terreni alle attività produttive. Ma in cambio riceviamo 1) una maggiore sicurezza; 2) un minor costo, sia in termini di vite umane che di manutenzione e costruzione di opere idrauliche di contenimento; 3) maggiori riserve idriche; 4) migliori capacità auto depuranti; 5) ripascimenti naturali e gratuiti delle spiagge marine; 6) una maggiore produttività ittica; 7) un paesaggio più bello e maggiori ritorni economici dovuti all'attrattiva turistica ed alieutica.

Il mancato uso delle aree perfluviali risulta pertanto ampiamente risarcito!

Un'applicazione delle buone pratiche: le prescrizioni nel capitolato di appalto.

Estratto dal capitolato speciale d'appalto e schema di contratto- Progetto LIFE+ P.A.R.C. – “Petromyzon And River Continuity” 2° LOTTO – Passaggi naturalistici per pesci e interventi di miglioramento ecologico presso otto sbarramenti situati sui fiumi Magra e Vara.

Prescrizioni ambientali per le lavorazioni.

Ad integrazione di quanto già esplicitato nel presente capitolato e negli elaborati progettuali si riportano una serie di prescrizioni specifiche alle quali l'impresa dovrà attenersi nell'ambito dell'appalto al fine di mitigare gli impatti ambientali dell'intervento:

Materiale lapideo: al fine di ridurre il consumo di risorse naturali è preferibile l'utilizzo di rocce da scavo di recupero nel rispetto del D.Lgs. 152/2006 e s. m. e i. e a condizione che il materiale lapideo fornito presenti tutte le caratteristiche tecniche stabilite dal presente capitolato e dagli altri elaborati progettuali. In caso di utilizzo di materiale proveniente da cave l'impresa che si aggiudicherà la gara di appalto dovrà trasmettere ufficialmente al Parco di Montemarcello - Magra la documentazione attestante la conformità dell'attività estrattiva alla normativa

vigente. Le cave di provenienza devono essere dotate di un “piano di coltivazione” che stabilisce modalità e quantità del materiale estraibile e preferibilmente essere dotate di Sistema di Gestione Ambientale certificato e/o registrato. Il materiale lapideo dovrà avere colorazione analoga a quella dei sedimenti naturalmente presenti in alveo.

Impatti su habitat e specie: i lavori verranno svolti in periodi dell'anno che permettono di limitare al massimo gli impatti sugli habitat e sulle specie. Per evitare gli impatti residui sono state individuate alcune misure prescrittive per operare in sicurezza, nel rispetto di specie ed ambiente:

1. Allontanamento preventivo dell'ittiofauna tramite elettropesca nelle zone sottoposte ai lavori.

Dovrà essere richiesto alla Polizia Provinciale della Spezia il recupero preventivo dell'ittiofauna tramite elettropesca all'apertura dei cantieri, in modo da evitare che il pesce rifugiato negli interstizi tra i massi o in altre tane possa rimanere schiacciato dalla posa del nuovo materiale.

2. Tecniche per evitare attraversamenti d'alveo e intorbidamento acque.

Un fenomeno che crea danno alla fauna ittica è l'attraversamento dell'alveo coi mezzi meccanici, a causa dello spianamento e compattazione del fondo, oltreché l'intorbidamento persistente delle acque (causa di anossia per i pesci per la deposizione di particelle fini sulle branchie). Per questo si eviteranno cantieri che prevedono attraversamenti d'alveo da parte dei mezzi meccanici e comunque, se in certi casi questi risulteranno inevitabili, saranno realizzati appositi guadi provvisori su tubi di diametro scelto tra 0,50 - 1,00 m (sistema già ampiamente sperimentato ed utilizzato) in modo che l'acqua del fiume, scorrendo nei tubi, non verrà mai a contatto con i mezzi meccanici che vi passano sopra, evitando inoltre il calpestamento diffuso del fondale. Se necessario, si potranno eventualmente realizzare anche piccoli argini provvisori a protezione delle zone di lavoro, per evitare che l'acqua vada in contatto con le zone di movimentazione dei materiali, evitandone così l'intorbidamento.

3. Accorgimenti per la salvaguardia della vegetazione riparia.

Ove sia inevitabile l'interessamento di aree non dotate di viabilità preesistente verranno adottate specifiche prassi di gestione del soprassuolo vegetale e dei primi strati di terreno, che andranno asportati, stoccati, gestiti e ripristinati secondo idonee tecniche di ingegneria naturalistica.

4. Accorgimenti per la salvaguardia dell'avifauna nidificante.

Anche se si prevede una minima interazione con la vegetazione ripariale (taglio di alcune piante cresciute tra gli interstizi dei massi costituenti la scogliera) si dovrà evitare il disturbo all'avifauna nidificante nelle fasce ripariali. Per questo motivo sarà ottimizzata la calendarizzazione dei lavori in modo da evitare il periodo della nidificazione, che per la maggior parte delle specie presenti si inquadra tra i mesi di maggio e giugno.

5. Accorgimenti per la salvaguardia dell'erpetofauna.

In caso di presenza di sporadici nuclei riproduttivi di specie interessate dalla conservazione, essenzialmente anuri (*Bombina variegata*, ecc.) da verificare al momento dell'apertura del cantiere, dovrà essere richiesta alla Polizia Provinciale della Spezia la cattura degli animali e il rilascio in aree lontane dal passaggio dei

mezzi operativi. In caso di massiccio passaggio di animali si suggerisce la messa a punto di adeguate barriere perimetrali atte a incanalare il passaggio in appositi dispositivi di by-pass. In ogni caso la prevista calendarizzazione dei lavori è da ritenersi adeguata ad evitare significative interazioni con il periodo riproduttivo dell'erpeto fauna.

Gas di scarico mezzi operativi e attrezzature non elettriche: i mezzi operativi impiegabili dovranno essere conformi alla direttiva 98/69/CE (categoria Euro 3 o superiore); dovrà essere data evidenza documentale su manutenzioni-revisioni dei mezzi. Prescrizioni operative di cantiere: spegnimento motore durante soste-fermate.

Potenziale sollevamento polveri lungo vie d'accesso al cantiere e per attività di movimento terra: qualora ritenuto necessario dalla D.L. dovrà essere effettuata la bagnatura piste (le piste sono già strade bianche a fondo migliorato) ed eventuali cumuli (terreno di riporto) in occasione di giornate secche e ventose; dovranno essere utilizzati teloni per copertura rimorchi mezzi movimento terra.

Rifiuti da attività di cantiere: imballaggi, RSU, rifiuti da wc chimici, verde da taglio vegetazione, rimozione finale del terreno da piste d'accesso su soglia, eventuali rifiuti da manutenzione mezzi: dovrà essere realizzata una specifica area di stoccaggio rifiuti per frazioni differenziate; dovrà essere fornita evidenza della corretta gestione/smaltimento e delle registrazioni di legge (formulari ecc.) ove applicabile.

Allestimenti e stoccaggi temporanei (pietrame) in aree di cantiere: il progetto prevede l'impiego di aree attualmente in disuso e non di interesse dal punto di vista della biodiversità; è prevista la riqualificazione delle aree di cantiere a termine lavorazioni.

Emissioni sonore: impiego di mezzi operativi e attrezzature di cantiere: il progetto prevede l'esecuzione lavori in periodo lavori che minimizzi disturbo ad avifauna nidificante; dovranno comunque essere attuate prescrizioni operative di cantiere quali lo spegnimento motore durante soste-fermate e fornire evidenza sul corretto stato manutentivo dei mezzi impiegati. Dovrà essere preferito l'utilizzo di mezzi a bassa emissione acustica.

Immissioni e rilasci al suolo e sottosuolo e corpo idrico: l'impresa dovrà mettere in atto misure volte a prevenire eventuali sversamenti al suolo di prodotti o residui di lavorazione.

Cronoprogramma per la tutela delle componenti ambientali.

Per le considerazioni finora analizzate si riporta un sintetico calendario di rispetto (considerando gli aspetti riproduttivi, della nuova generazione e fisiologici) dei principali gruppi di specie presenti e da rispettare, utile alla conseguente definizione di quello che risulta essere il periodo ottimale per lo svolgimento dei lavori. In particolare, in rosso sono indicati i periodi a massima criticità in cui è sconsigliato intervenire, mentre in giallo i periodi di attenzione, in cui è possibile intervenire ma con elevati standard di cautela e tutte le misure preventive.

Tab. 3.3 - Periodi critici indicativi (in rosso) e periodi di attenzione (in giallo).

Gruppo di specie o specie target	G	F	M	A	M	G	L	A	S	O	N	D
Lampreda di mare			X	X	X	X						
Cheppia		X	X	X	X	X						
Ciprinidi					X	X	X					
Anzici				X	X	X	X					
Uccelli (specie ripariali come Ardeidi, Anatidi, ecc.)		X	X	X	X	X	X					
Vegetazione riparia		X	X	X	X	X	X	X	X	X		

Tenendo quindi conto delle considerazioni fatte al paragrafo precedente ovvero che, al di là del rispetto dei periodi critici, il contenimento degli impatti è anche favorito anche da una fase di cantiere celere ed ininterrotta, in modo che la permanenza di uomini e mezzi sul territorio sia della minor durata possibile, si riporta un cronoprogramma che, sulla base delle caratteristiche idrologiche attese dal Magra e Vara durante l'anno, individua i periodi più idonei a lavorare in fiume, corrispondente al periodo delle portate più basse. In blu sono indicati i periodi di magra statistici, mentre in celeste periodi talvolta adatti.

Tab. 3.4 – Periodi idonei per i lavori in alveo (blu) e potenzialmente adatti (celeste).

G	F	M	A	M	G	L	A	S	O	N	D
X	X				X	X	X	X	X		

Sulla base di tutte queste considerazioni, ottenute tramite sovrapposizione dei periodi critici per le specie acquatiche e periodi favorevoli per le azioni di cantiere, il periodo migliore per l'esecuzione dei lavori è individuato tra la tarda estate (verso metà - fine luglio) e l'inizio di autunno, fintanto che le condizioni meteorologiche consentano portate ridotte. In questi periodi andranno comunque prese tutte le misure necessarie, prima elencate, perché le interazioni siano ridotte al minimo, affinché sia fatto un cantiere per il fiume ma evitando che il fiume diventi un cantiere. Altresì un periodo per lavorare a impatto scarso per le specie acquatiche è l'inverno, ma la programmazione dei lavori è di fatto incerta a causa delle condizioni meteorologiche e quindi idrologiche molto variabili.

Misure per la riqualificazione delle aree di cantiere.

Benché le aree destinate ai cantieri, così come la viabilità, risultino già esistenti e di scarso valore naturalistico, si dovrà adeguare una pista di larghezza circa 3 m e circa 50-60 m di lunghezza per accedere alla traversa. Questo intervento consisterà nel decespugliamento, taglio di piante arbustive e di alcune ripariali cresciute tra i massi. E' inoltre da prevedersi la posa sulla soglia esistente di uno strato di terreno di altezza pari a 30 cm, di larghezza pari a 3 m sino alla zona di cantiere in modo da migliorare l'accessibilità al sito tramite la sommità della soglia esistente.

Per quest'area limitata (circa 150 -200 mq) è da prevedere un minimo di sistemazione finale al termine dei lavori, per quanto si suggerisce il

mantenimento di una viottola di accesso (larghezza circa 2 m.) per permettere l'accesso a mezzi "leggeri", nel caso di manutenzione ordinaria delle opere come la rimozione di materiali fluitati dalle piene, oppure il monitoraggio dell'impianto.

Come misure per la riqualificazione si prescrive di:

- Riportare, ai bordi della strada, materiale reperito in loco di pezzatura fine (sabbia e limo), che possa costituire un substrato idoneo per la piantumazione di talee, piante in fitocella o la rinnovazione naturale per propaguli (frequenti nei saliceti).
- Predisporre un solco laterale per ogni bordo strada, ove verranno messe a dimora talee e piantine.
- Impiantare in maniera casuale piantine di altezza non inferiore ai 40 – 50 cm, tra le specie pioppo nero, pioppo bianco, salice bianco e altri salici.
- Integrare con l'ausilio di talee o astoni reperiti in luogo a seguito del taglio delle piante (in tal caso la conservazione va effettuata nell'acqua)
- Irrigazioni bisettimanali se nel periodo estivo - inizio autunno per i primi 3-4 mesi dall'impianto; irrigazioni di soccorso se l'impianto avviene nel periodo piovoso autunnale o primaverile.

Per quanto riguarda le specie riparie soggette a taglio (essenzialmente pioppo e salice) si prevede la naturale ricrescita degli individui, che possiedono grande facoltà di resistere e "ristoppiare" ai tagli, anche alle potature più drastiche.

4 - Tutela dell'ambiente fluviale per l'ittiofauna.

Giuseppe Sansoni

Articolo tratto, con il consenso dell'autore, da *Biologia ambientale* - vol. 21, numero 2, ottobre 2007

Riassunto.

Vengono passate in rassegna le principali pressioni (inquinamento, introduzione di specie aliene, derivazioni idriche, taglio della vegetazione riparia e artificializzazione degli alvei) che, agendo sui fattori-chiave per l'ittiofauna (qualità dell'acqua, interazioni trofiche, regime idrologico, disponibilità di risorse trofiche e di habitat), ne compromettono la tutela. Un particolare riguardo è prestato all'artificializzazione, soprattutto agli impatti più occulti conseguenti all'incisione dell'alveo. La chiave di lettura per comprenderli sta nel tener presente che la diversità ambientale e il mosaico di habitat presenti in alveo e nella piana inondabile sono il prodotto delle dinamiche fluviali e, perciò, possono mantenersi solo grazie al rinnovamento indotto dal periodico "disturbo" idraulico delle piene. Da qui l'importanza di garantire la continuità laterale, mantenendo vitali – attraverso la frequente inondazione – i rapporti tra il fiume e la piana. Dopo una critica alla gestione tradizionale dei corsi d'acqua, caratterizzata da un'ottica localistica e a breve termine, si propone, nell'ottica della sostenibilità, l'approccio multiobiettivo della riqualificazione fluviale. In quest'ottica, la tutela dell'ittiofauna – perseguita ristabilendo i processi fluviali naturali – diviene sinergica con gli obiettivi della sicurezza idraulica, dello sfruttamento razionale delle risorse e dello stesso risparmio economico.

Parole chiave: fiumi / integrità ecologica / tutela ambientale / ittiofauna

Introduzione.

Il quadro normativo italiano degli ultimi decenni per la tutela dei corsi d'acqua e dell'ittiofauna presentava vistose debolezze teoriche e pratiche. In particolare, la L. 319/76 – centrata su limiti di concentrazione agli scarichi – non tutelava gli ambienti acquatici, ma solo la qualità delle acque, in quanto risorsa utile alle attività umane. Perfino il D. Lgs. n. 130/92, espressamente finalizzato alla tutela dell'ittiofauna (attuazione della direttiva 78/659/CEE sulla qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci), rivela già nel titolo lo stesso limite di fondo, confermato dai requisiti richiesti (parametri chimici, fisici e fisico-chimici delle acque).

In effetti, per decenni, il limite culturale e pratico più profondo del monitoraggio dei corsi d'acqua è stato quello di basarsi sostanzialmente sulla sola analisi di campioni d'acqua. Ciò esponeva al rischio di giudicare in buono stato, contro ogni evidenza, anche corsi d'acqua fortemente artificializzati, purché avessero ancora una goccia d'acqua con risultati analitici soddisfacenti.

Soltanto pochi mesi prima della fine del secolo scorso, con l'introduzione del mappaggio biologico nella normativa (D. Lgs. n. 152/99), è stato dato uno

scossone alla pesante arretratezza fino ad allora dominante. L'Indice Biotico Esteso (IBE: Ghetti, 1997) ha così introdotto rilevanti innovazioni:

- il superamento del giudizio antropocentrico, riconoscendo ai macroinvertebrati – in quanto legittimi abitanti dei corsi d'acqua ed esposti costantemente alle turbative ambientali – il diritto ad esprimere un giudizio di accettabilità della situazione ambientale;
- il superamento della visione limitata alla sola qualità dell'acqua, in quanto i macroinvertebrati rispondono anche ad altre cause di stress, ad esempio l'alterazione fisica dell'alveo;
- il trasferimento degli addetti al monitoraggio dal chiuso dei laboratori al pieno campo, mettendoli a diretto contatto con tutto l'insieme dei fattori di alterazione dei corsi d'acqua;
- la maturazione, nei tecnici e nell'intera società, di una visione integrata e sistemica degli ambienti fluviali.

Il mappaggio biologico, già utilizzato in precedenza in maniera volontaristica ma diffusa (Ghetti e Bonazzi, 1981; Ghetti, 1986, 1995, 1997), ha rappresentato dunque non solo un progresso tecnico, ma soprattutto un potente strumento di ulteriore maturazione culturale. Il bello della democrazia, infatti, è che è contagiosa: una volta riconosciuta, con l'IBE, la necessità di rispettare le esigenze vitali dei macroinvertebrati, appariva una palese ingiustizia non riconoscere i diritti degli altri abitanti dei fiumi. Così, a seguito della maturazione culturale indotta dal monitoraggio con i macroinvertebrati, nel 2000 l'UE emanò la Direttiva quadro sulle acque (Direttiva 2000/60/CE), che porta a compimento la visione e la valutazione integrata dei sistemi fluviali. Nella direttiva (Water Framework Directive, WFD), infatti:

- gli “elementi di qualità biologica” assumono per la prima volta un ruolo centrale per la classificazione dello stato ecologico e comprendono non solo i macroinvertebrati, ma anche fitobentos, macrofite e ittiofauna;
- “a sostegno” di essi sono mantenuti i tradizionali “elementi di qualità fisico-chimica” e sono introdotti per la prima volta gli “elementi di qualità idromorfologica” (regime idrologico, continuità fluviale, morfologia, substrato, vegetazione riparia, ecc.), riconoscendo così l'importanza dell'integrità ecologica dei sistemi fluviali;
- per ciascuna tipologia di corso d'acqua sono introdotte le “condizioni di riferimento”, corrispondenti a condizioni non alterate, in base alle quali valutare lo stato ecologico (da elevato a cattivo).

Così, col recepimento della WFD da parte dell'Italia (D. Lgs. 152/06), nonostante le notevoli difficoltà tecniche e organizzative, finalmente disponiamo oggi di un quadro normativo e culturale adeguato alla valutazione dei corsi d'acqua. È in questo mutato quadro che può trovare appropriata collocazione la tutela dell'ittiofauna.

Un approccio efficace alla tutela dell'ittiofauna deve partire dalle esigenze vitali dei pesci, individuabili nei seguenti fattori chiave: qualità dell'acqua, regime idrologico, apporti trofici, disponibilità di habitat e interazioni biotiche (Fig. 4.1).

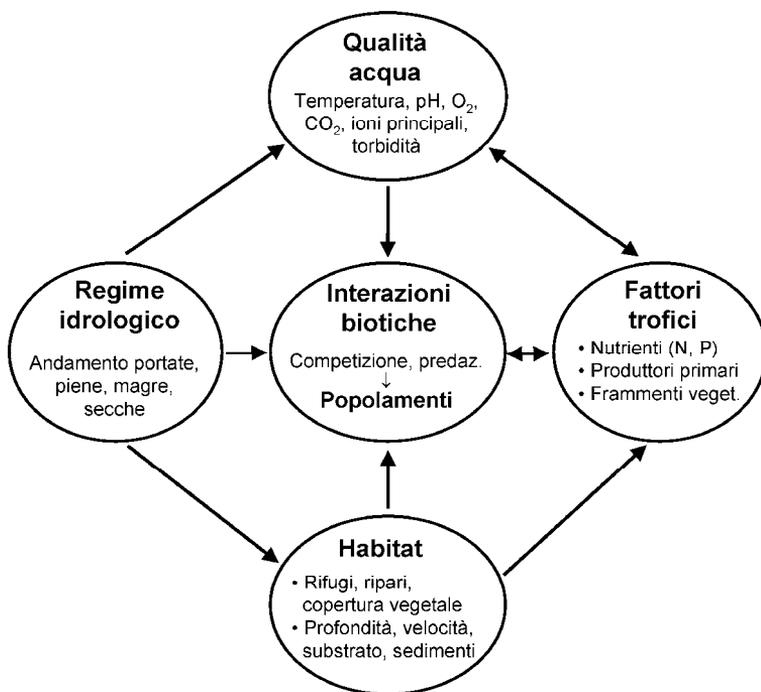


Fig. 4.1 - Schema dei fattori chiave che condizionano i popolamenti ittici; le frecce indicano le influenze tra un fattore e l'altro (da Wasson et al., 1993, modificato).

È quindi evidente che, per quanto ingenti possano essere i nostri sforzi gestionali ed economici, limitare l'attenzione a migliorare uno solo o pochi fattori (es. qualità dell'acqua, habitat) è una strategia perdente in partenza: per tutelare i popolamenti ittici occorre soddisfare contestualmente tutte le loro esigenze vitali (Karr, 2006).

Ne deriva l'esigenza di controllare le pressioni antropiche sui fattori chiave per l'ittiofauna, individuabili principalmente in Fig. 4.2:

- inquinamento;
- derivazioni idriche;
- taglio della vegetazione riparia;
- alterazione fisica degli habitat conseguente all'artificializzazione dell'alveo;
- introduzione di specie ittiche aliene.

Scopo del presente lavoro è fornire spunti per il controllo di tali pressioni, limitatamente ad alcune di esse e, con particolare riguardo, all'artificializzazione; data la vastità dell'argomento, ci si soffermerà solo sugli aspetti meno largamente conosciuti.

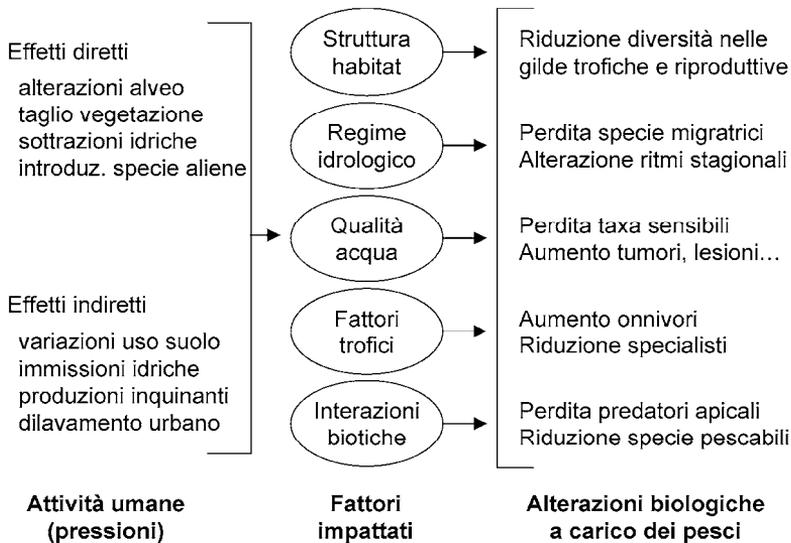


Fig. 4.2 - Pressioni antropiche sui fattori chiave e conseguenti impatti sui popolamenti ittici (da Karr, 2006).

Introduzione di specie aliene.

Sulle conseguenze delle introduzioni di specie aliene nelle acque dolci italiane si rimanda a Zerinian (2002 e 2003), limitandoci qui a osservare che esse ne hanno alterato in maniera rilevante e spesso irreversibile le comunità originarie.

Inquinamento delle acque.

Come accennato nell'introduzione, il controllo dell'inquinamento è l'unico aspetto finora largamente affrontato, sia con leggi specifiche sia con l'impiego di rilevanti risorse economiche (depuratori). In questa sede ci si limita perciò a toccare – in maniera un po' provocatoria – solo alcuni aspetti, solitamente trascurati.

È molto radicata la convinzione che, per ridurre l'inquinamento, occorra potenziare la depurazione dei liquami fognari prima di scaricarli nei corsi d'acqua; da qui i programmi faraonici di alcune AATO per nuovi depuratori centralizzati e per il potenziamento di quelli esistenti mediante l'inserimento del terzo stadio di denitrificazione/defosfatazione. Ciò rivela che siamo così assuefatti al "sistema" da aver perso ogni capacità critica e da ritenere ovvio, giusto, "naturale" ciò che è solo abituale.

Un esempio chiarirà il concetto: è ben noto che il letame è usato per concimare il terreno; tutti considereremmo giustamente pazzo quel contadino che lo scaricasse nel fiume. Eppure noi, senza essere nemmeno sfiorati dal dubbio, ci comportiamo quotidianamente come quel pazzo (Fig. 4.3).



Fig. 4.3 - L'illustrazione, volutamente provocatoria, intende mostrare come spesso le consuetudini siano talmente radicate e introiettate nel nostro pensiero da indurci a ritenerle ovvie e corrette e, perciò, a non sottoporle ad analisi critica.

La domanda giusta da porsi (prerequisito per individuare la risposta giusta) non è dunque come depurare meglio i liquami, bensì come evitare di recapitare i nostri escrementi nelle acque e usarli invece per migliorare la fertilità del suolo. È evidente che la via maestra da percorrere è il riutilizzo agricolo degli scarichi fognari, dopo un trattamento appropriato: ridurremmo l'inquinamento dei fiumi e l'impiego di fertilizzanti e conseguiremmo risparmi economici!

Talora, poi, si confonde il fine con il mezzo, dando per scontato che più si depura più migliorerà il corso d'acqua. Così si collezionano gli scarichi di tutti i paesi in un depuratore centralizzato che, per sfruttare il deflusso dei liquami per gravità, viene collocato in prossimità della foce. Magari si raggiungerà un'elevata efficienza depurante ma, per corsi d'acqua soggetti a periodi di scarsità idrica, ciò può rappresentare il colpo di grazia (Fig. 4.4 A).

Basterebbe intervistare i pesci per ottenere una risposta univoca: meglio acqua di qualità un po' più scadente che l'alveo completamente asciutto! Con la depurazione decentrata, invece, le acque depurate vengono restituite subito a valle dell'uso, mantenendo nel fiume una portata sufficiente (Fig. 4.4 B).

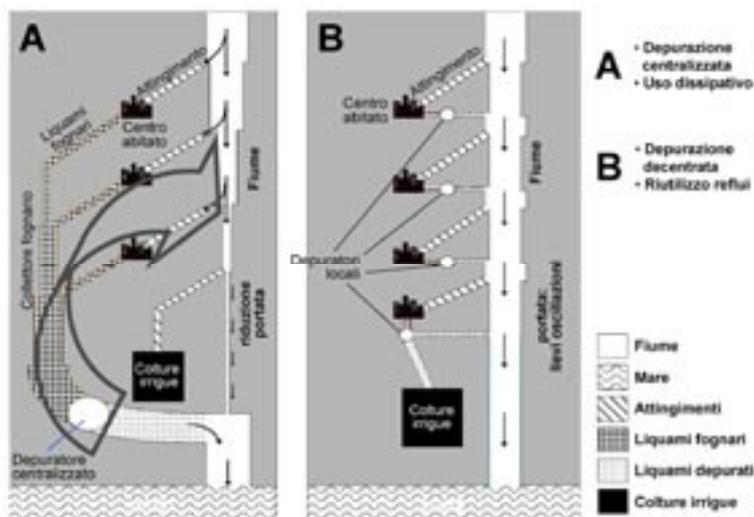


Fig. 4.4 A: la depurazione centralizzata, con restituzione delle acque trattate in prossimità della foce, impoverisce la portata del corso d'acqua, esponendolo a crisi idriche ed a secche: si può raggiungere un'elevata efficienza depurante, ma si aggravano le condizioni del corso d'acqua. Il risultato indesiderato può essere compensato pompando a monte le acque trattate (freccia grande), restituendo così la portata dove essa è necessaria. B: la depurazione decentrata, con restituzione al corso d'acqua subito dopo l'uso, mantiene in alveo una portata sufficiente. Il riutilizzo irriguo delle acque trattate riduce l'inquinamento del corso d'acqua. In entrambi i casi illustrati il corso d'acqua è rappresentato con una larghezza proporzionale alla portata.

Ciò non significa che la depurazione centralizzata sia da respingere per principio ma –ricordando che l'obiettivo è il miglioramento del fiume – che essa deve farsi carico degli inconvenienti creati: ad es. pompando verso monte le acque trattate, in modo da restituirle dove necessario.

Infine, considerato che spesso buona parte del carico inquinante è di origine diffusa o proviene dagli scaricatori di piena delle fognature, i soldi risparmiati nel potenziamento dei grandi depuratori possono essere più utilmente impiegati realizzando fasce tampone boscate sulle sponde – per intercettare le fonti diffuse – ed ecosistemi filtro per trattare l'effluente degli scaricatori di piena.

Derivazioni idriche.

L'integrità ecologica dei sistemi fluviali è strettamente legata al loro carattere dinamico e, in particolare, al rispetto del loro regime idrologico naturale (variazioni di portata e loro velocità, frequenza, durata, periodicità) (Poff *et al.*, 1997). La principale fonte di disturbo di tale regime è rappresentata dalle derivazioni idriche, i cui effetti sono ben noti: impoverimento più o meno spinto della portata (fino a secche ed a morie ittiche), sbarramenti che interrompono la continuità longitudinale e gli spostamenti dei pesci, disturbo idraulico causato dalle brusche variazioni di portata legate a produzioni idroelettriche di punta ecc.

Ci si limiterà pertanto, come esempio dei possibili accorgimenti da adottare, a fare solo un accenno alle misure prese dall'Autorità di bacino del Magra (Autorità Bacino Magra, 2000).

La formula elaborata per il calcolo del deflusso minimo vitale (DMV) garantisce: portate in alveo elevate (5-10 e più L/s per km² di bacino sotteso); una modulazione della portata che riflette, almeno in parte, le variazioni naturali; maggiori obblighi di rilascio per le derivazioni che restituiscono a grande distanza e quelle situate in aree di pregio naturalistico.

Ma le misure adottate non si limitano al DMV: sono stati dichiarati indisponibili per le derivazioni idriche – con motivazioni prettamente ecologiche – i tratti fluviali montani dell'asta del Magra e dei principali affluenti; sono state vietate le derivazioni in serie prevedendo, a valle di ogni restituzione, un tratto a recupero biologico vietato a nuove derivazioni (pari alla distanza tra presa e restituzione o, per derivazioni maggiori di 5 m³/s, al suo doppio); è stato introdotto l'obbligo di passaggi per pesci e di misuratori della portata naturale, prelevata e rilasciata (visibili al pubblico).

Taglio della vegetazione riparia.

L'impatto della devegetazione può essere facilmente compreso considerando che essa comporta la perdita delle funzioni ecologiche della vegetazione: formazione di un mosaico di condizioni ambientali differenziate, riserva alimentare di lunga durata, formazione di buche (che forniscono ai pesci siti di riposo, ripari dalla corrente, protezione dal disseccamento, rifugio termico), creazione di mesoforme come isole, barre, bracci fluviali secondari, zone di calma che forniscono ripari di piena e zone di riproduzione e svezzamento per molte specie ittiche, filtro per sedimenti e nutrienti (Maridet, 1995).

È ben noto da tempo che la riserva di materia organica grossolana (CPOM), formata da foglie e frammenti vegetali, costituisce una frazione rilevante della base alimentare che sostiene le reti trofiche fluviali e, perciò, la produttività ittica (Meehan *et al.*, 1977; Bilby e Likens, 1980; Vannote *et al.*, 1980; Minshall *et al.*, 1985; Allan, 1995; Bayley, 1995; Townsend *et al.*, 1997). Il taglio della vegetazione riparia, riducendo gli apporti trofici alloctoni e aumentando la produzione primaria fotosintetica (microalghe del perifiton), induce rilevanti alterazioni sulle reti trofiche e sulla stessa struttura delle comunità di macroinvertebrati, con riduzione dei trituratori e raccoglitori, a favore dei raschiatori di perifiton (Maridet, 1994).

L'eliminazione della vegetazione riparia esercita inoltre un impatto termico per la perdita, non solo dell'ombreggiamento, ma soprattutto dell'evapotraspirazione dalle chiome (che sottrae il calore necessario a far evaporare l'acqua assorbita dalle radici). Ne possono derivare un aumento medio di 3-10°C delle temperature massime estive, con variazioni quotidiane fino a 15°C, e gravi ripercussioni sulle comunità acquatiche: alterazioni del metabolismo, dei cicli vitali, della qualità del cibo disponibile e riduzione dell'ossigeno disciolto (proprio mentre il metabolismo accelera), fino a condizioni incompatibili con la vita (Brown e Krygier, 1967; Feminella e Matthews 1984).

Col taglio della vegetazione riparia si perdono le sue funzioni di filtro biologico nei confronti dei nutrienti (in particolare della denitrificazione) e di filtro meccanico nei confronti dei solidi sospesi trascinati dalle acque di dilavamento del territorio, mentre si favorisce l'erosione dei terreni spondali (Haycock *et al.*, 1997; Maridet,

1995; Pinay, 1986). Ne risultano una maggior propensione all'eutrofizzazione e un maggior apporto di sedimenti ai corsi d'acqua, con pregiudizio per la fauna acquatica per: occlusione e irritazione delle branchie, colmamento dei siti di frega, distruzione di habitat per gli invertebrati (occlusione degli interstizi tra i ciottoli), seppellimento di uova e stadi vitali fissati al substrato, riduzione del rifornimento d'ossigeno all'interno dei sedimenti, copertura del perifiton (riduzione delle disponibilità alimentari per i raschiatori).

In breve, il taglio della vegetazione riparia induce alterazioni molto rilevanti sul funzionamento dei sistemi fluviali. Di fronte a queste operazioni, tuttavia, si prova talora una sensazione d'impotenza: come opporsi, infatti, a interventi attuati in nome della sicurezza idraulica? Semplice: non dando nulla per scontato e verificandone sia il fine che l'efficacia!

In effetti, analogamente al luogo comune secondo il quale il potenziamento della depurazione comporta automaticamente il miglioramento dei corsi d'acqua, il taglio della vegetazione riparia è un esempio di pratica talmente abituale da sopire il senso critico, facendone ritenere scontata l'utilità ai fini idraulici.

Tuttavia, se è vero che a livello locale la resistenza al deflusso opposta dalla vegetazione rallenta la corrente e favorisce l'esondazione (per l'innalzamento del livello idrico), a livello di bacino ciò migliora la sicurezza, in quanto sia la laminazione delle piene che l'allungamento dei tempi di corrivazione indotti dalla vegetazione riducono i picchi di piena. Dunque nell'ambito di una strategia che punti davvero alla sicurezza (basata sul miglioramento della permeabilità del territorio, sull'allungamento dei tempi di corrivazione, sul garantire ampi spazi di laminazione, sull'eliminazione delle strozzature idrauliche, sulla prudente localizzazione degli insediamenti), il mantenimento della vegetazione alveale e riparia giocherebbe un ruolo centrale. È solo nell'ambito della scelta di restringere gli spazi concessi al fiume (occupazione di aree, restringimento entro argini, ponti con luci strette) che la vegetazione, da fattore di sicurezza, diventa un pericolo da rimuovere. Ma, quantomeno, non si giustifichi il taglio della vegetazione nascondendosi dietro l'alibi della sicurezza!

Vi è inoltre un'altra considerazione che mette in dubbio l'effettiva utilità idraulica del taglio della vegetazione riparia. In occasione delle piene maggiori, infatti, si verificano diffusi fenomeni franosi dei versanti boscati e vengono così trascinati negli alvei ingenti quantità di alberi sradicati, tronchi e ramaglie; in altre parole, gli alberi che vanno ad ostruire la luce dei ponti provengono spesso dalle frane, non dalla vegetazione riparia (che, anzi, potrebbe intrappolarli, riducendo il rischio). Contro questo fenomeno, il taglio della vegetazione alveale e riparia è dunque del tutto impotente e può, addirittura, rivelarsi controproducente. Gli interventi impropriamente denominati "pulizie fluviali", a dispetto della loro larga diffusione, sono perciò giustificati solo in situazioni particolari (ad es. in alcuni tratti di attraversamento urbano) e dovrebbero essere accompagnati da rinfoltimenti della vegetazione in altri tratti.

Artificializzazione dell'alveo.

Il termine generico "artificializzazione" comprende una gran varietà d'interventi (arginature, difese spondali, pennelli, briglie, soglie, dighe, rettifiche, risagomature, riprofilature, canalizzazioni, inalveamenti, ecc.). Gli impatti di natura geomorfologica, idrologica ed ecologica, altrettanto numerosi, sono stati evidenziati da tempo da una vasta letteratura, alla quale si rimanda (Brookes,

1988; Wasson *et al.*, 1998; Campbell *et al.*, 1972; CEMAGREF, 1983; Chang, 1988; Corning, 1975; Daniels, 1960; ICE, 2001; Lachat, 1991; Marzolf, 1978; Winkley, 1982).

Si noti che spesso tali impatti non sono una conseguenza inevitabile dell'intervento, ma sono dovuti semplicemente alla mancata considerazione degli aspetti ecologici nella progettazione. Ad esempio, lo spianamento dell'alveo che immancabilmente accompagna le risagomature elimina i ripari, esponendo i pesci alla corrente: in condizioni di piena gli stadi giovanili sono travolti mentre gli adulti, costretti a un enorme dispendio energetico, possono accumulare nei muscoli concentrazioni di acido lattico tali da condurli a morte. In condizioni di magra, d'altronde, l'acqua si disperde su un'ampia superficie riducendosi a un sottile strato, impedendo gli spostamenti dei pesci; inoltre il lento scorrimento e la grande superficie esposta ai raggi solari inducono il riscaldamento delle acque, la proliferazione algale e condizioni predisponenti a drammatiche cadute dell'ossigeno disciolto e a morie ittiche. Con le risagomature, insomma, l'alveo viene magari adeguato alla portata di piena secolare ma, per tutti gli altri giorni del secolo (36.524), risulta inadeguato alle esigenze vitali degli organismi acquatici. Eppure la stessa capacità idraulica potrebbe essere conseguita senza alcuno spianamento dell'alveo!

A puro titolo esemplificativo degli impatti biologici dell'artificializzazione, basti rammentare che numerosi studi hanno rilevato riduzioni della produttività ittica dell'ordine dell'80-95%, che persistono anche per decenni (Wasson *et al.*, 1998). Va pertanto riconosciuto che l'impatto biologico dell'artificializzazione, sebbene in Italia abbia finora ricevuto scarsa attenzione, non solo è spesso molto elevato ma, a differenza di quello dell'inquinamento (che, cessata la causa, è reversibile nel giro di mesi o di pochi anni), può essere considerato persistente (Niemi *et al.*, 1990).

In questa sede, coerentemente all'impostazione fin qui seguita, anziché trattare gli impatti degli interventi fluviali più comuni (che inducono un'evidente alterazione degli habitat), si preferisce richiamare l'attenzione sugli impatti più occulti –in particolare su quelli legati all'incisione dell'alveo – per, poi, fornire strumenti di analisi critica e indicazioni operative strategiche.

È nota l'importanza delle variazioni di portata nel determinare la struttura e le dinamiche degli ecosistemi fluviali (Covich, 1993); in particolare, le piene riconnettono l'alveo alle zone umide della piana fornendo ai pesci habitat di ovoposizione e svezamento (Junk *et al.*, 1989; Sparks, 1995; Welcomme, 1992; Brinson *et al.*, 1995; Copp, 1989) e aumentando la produttività ittica fluviale (Halyk e Balon, 1983). In generale, il completamento del ciclo vitale di molte specie richiede una gamma di habitat diversi, la cui disponibilità temporale è determinata dal regime idrologico; l'adattamento alle dinamiche fluviali consente alle specie di sopravvivere alle magre e alle piene (Poff *et al.*, 1997). Lo stesso flood-pulse concept è stato sviluppato proprio per riassumere in un quadro logico unitario i diversi meccanismi con i quali il biota fluviale e della piana inondabile mantiene la biodiversità e aumenta la produttività, sfruttando le interazioni dinamiche tra l'ambiente acquatico e quello terrestre (Bayley, 1995).

La chiave di lettura per capire gli impatti occulti dell'artificializzazione sta dunque nel tener presente che la diversità ambientale e il mosaico di habitat presenti in alveo e nella piana inondabile sono il prodotto delle dinamiche fluviali e, perciò, possono mantenersi solo grazie al rinnovamento indotto dal periodico "disturbo"

idraulico delle piene. Da qui l'importanza di garantire la continuità laterale, mantenendo vitali – attraverso la frequente inondazione – i rapporti tra il fiume e la piana.

Diviene allora intuitivo capire, ad esempio, che basta un'arginatura ravvicinata all'alveo per isolare il fiume dalla sua piana inondabile, inducendo la perdita del suo caratteristico mosaico di habitat, proprio perché non più rinnovato dalle dinamiche fluviali (Fig. 4.5).

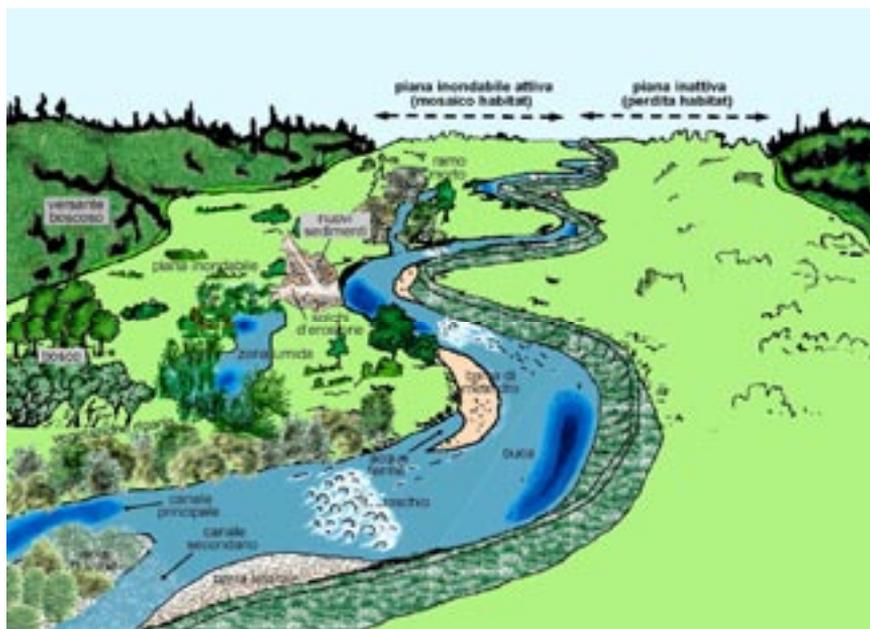


Fig. 4.5 - Il “disturbo” idraulico indotto dalle piene che invadono la piana inondabile è l’agente creatore di diversità ambientale. A sinistra: l’assenza di barriere consente il rinnovamento degli habitat nella piana ed elevate interconnessioni funzionali tra essa e l’alveo. A destra: la presenza dell’argine, impedendo il rinnovamento della piana, conduce gradualmente alla scomparsa dei suoi habitat.

Altri impatti particolarmente occulti sono quelli conseguenti all’incisione dell’alveo, causata dall’estrazione d’inerti (escavazioni), dalla costruzione di dighe (interruzione del trasporto solido), da interventi di sistemazione idraulico-forestale (briglie, imboscamenti) e da variazioni d’uso del suolo (Kondolf, 1997; Downs e Gregory, 2004; Femmer, 2002; Merz e Ochikubo Chan, 2005). Uno schema dei principali meccanismi coinvolti è mostrato nella figura 4.6.

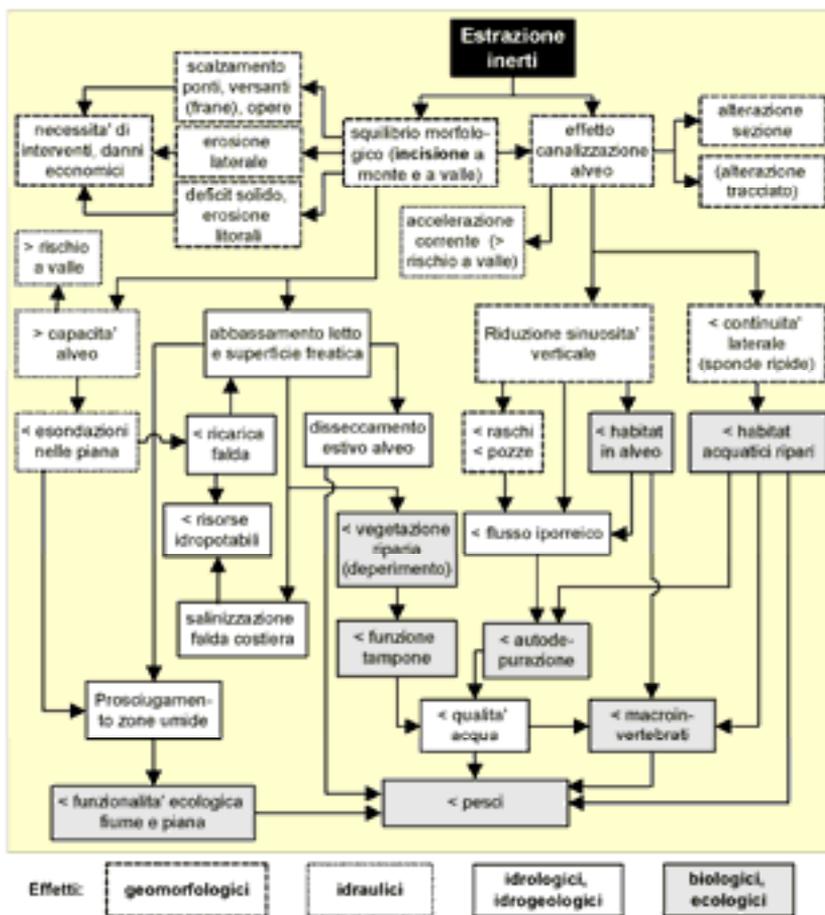


Fig. 4.6 - Schema degli effetti geomorfologici, idraulici, idrologici, idrogeologici, biologici ed ecologici dell'estrazione di inerti. L'incisione indotta da escavazioni localizzate si ridistribuisce sia a monte che a valle; gli impatti illustrati interessano perciò gradualmente l'intero reticolo idrografico (da CIRF, 2006).

Tali impatti sfuggono spesso all'osservazione poiché l'incisione dell'alveo si "diluisce" nello spazio su tratti di molti km (sia a monte che a valle del punto di escavazione, solo a valle nel caso di dighe) ed è un processo che si manifesta molto lentamente, nel corso di decenni.

Così, impercettibilmente, man mano che procede l'incisione, la piana inondabile (prima rimodellata quasi ogni anno dalle piene) viene inondata con sempre minor frequenza, fino a diventare un terrazzo fluviale, sopraelevato rispetto all'alveo e non più interessato dalle piene ordinarie. Venendo progressivamente a mancare l'azione rimodellatrice della corrente, la piana va incontro a un processo di banalizzazione ecologica, con la scomparsa progressiva degli habitat acquatici e terrestri e delle specie a essi legati: conseguenze del tutto analoghe a quelle delle arginature (cfr. Fig. 4.5 a destra), con l'aggravante dell'abbassamento della

superficie freatica. Se la lentezza del processo lo rende impercettibile ai nostri occhi, gli effetti ecologici, rilevanti e permanenti, non sono per questo meno gravi.

Merita osservare che processi analoghi sono tutt'altro che rari; nell'ultimo secolo, infatti, la maggioranza dei fiumi italiani ha subito spiccati processi di restringimento e di incisione, con rilevanti perdite di habitat, di specie e di funzionalità (Fig. 4.7) (Rinaldi, 2003, 2006; Rinaldi e Surian, 2005; Surian e Rinaldi, 2003; Piégay e Rinaldi, 2006; Sansoni, 2006).



Fig. 4.7 - Evoluzione morfologica del F. Vara (SP), affluente del Magra, in circa un secolo, a seguito di interventi antropici (sistemazioni idraulico-forestali, opere idrauliche di inalveamento, dighe e, soprattutto, escavazioni alcuni km a valle). In alto (da Rinaldi, 2005): imponente restringimento. In basso (foto Parco Montemarcello - Magra): a seguito dell'abbassamento dell'alveo di oltre 2 m, la vasta piana inondabile (che si estendeva anche oltre l'attuale autostrada) è divenuta un terrazzo fluviale, apportando ormai un contributo minimo alla funzionalità fluviale; oggi resta solo un piccolo lembo di piana inondabile, di neoformazione.

Questi impatti non possono essere risanati con interventi locali, ma solo con una strategia di riequilibrio morfologico e sedimentologico a livello di bacino, volta a

reinnalzare il fondo mediante maggiori apporti solidi e favorendone la sedimentazione.

Tuttavia va preso atto che le sole motivazioni di carattere ecologico non sono sufficienti a convincere gli enti gestori (Autorità di bacino, Province, Comunità montane) a invertire la rotta. Perciò, ancora una volta, occorre “giocare sul loro campo”, mostrando come la gestione tradizionale sia tanto costosa quanto fallimentare e facendo così emergere la necessità di una nuova strategia: la riqualificazione fluviale. Di seguito si espone la traccia di tali argomentazioni, iniziando dagli impatti della gestione tradizionale e passando poi alle proposte alternative.

Un quadro riassuntivo delle conseguenze dell'incisione è riportato nella tabella 4.1.

Tab. 4.1 - Principali impatti ambientali, ecologici ed economici dell'incisione documentati in letteratura (da Bravard et al., 1999, in Rinaldi, 2005).

Effetti sull'alveo	Impatti
Restringimento dell'alveo attivo	Riduzione di area habitat acquatici ed alterazione habitat ai margini
Semplificazione dell'alveo ed abbandono di canali multipli	Perdita diversità habitat, impoverimento pesci
Modifiche morfologia delle sponde	Instabilità sponde, perdita di terreni, danni ad infrastrutture
Aumento del trasporto solido a valle	Sedimentazione nei tratti di valle
Perdita di barre ghiaiose	Perdita habitat, riduzione diversità
Corazzamento del fondo	Perdita ghiaia per deposizione uova di pesci
Esposizione del substrato roccioso	Perdita habitat ghiaia per deposizione uova pesci, drenaggio falda, barriere per migrazione pesci
Sottoescavazione versanti	Innesco frane e alimentazione di sedimenti in alveo
Sottoescavazione ponti	Perdita o costose riparazioni
Sottoescavazione argini e difese di sponda	Perdita o costose riparazioni
Sottoescavazione tubazioni	Perdita o costose riparazioni
Abbassamento della falda	Perdita risorse idriche, danni ad habitat e vegetazione riparia
Riduzione della connessione idraulica con la piana adiacente	Perdita habitat ripariali, riduzione laminazione piene

Il deficit solido conseguente alle escavazioni (ma anche alle dighe, briglie, sistemazioni idraulico-forestali e altri interventi), ha indotto l'incisione degli alvei (Fig. 4.8), con conseguente scalzamento e crollo dei ponti e altri manufatti, costringendoci per decenni a farci carico dei costi di ricostruzione e manutenzione.

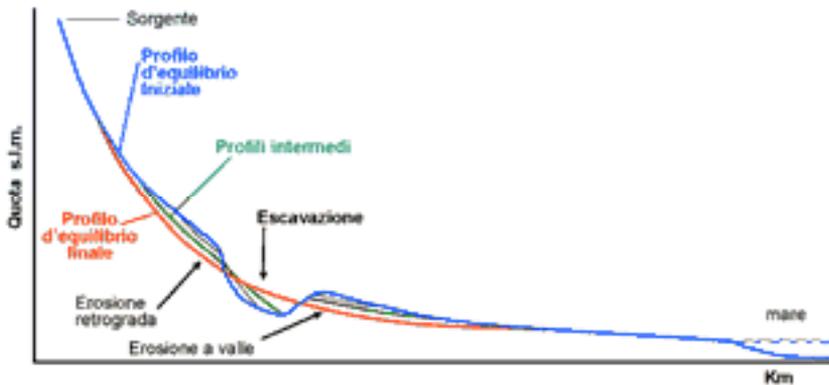


Fig. 4.8 - Il deficit solido indotto dalle escavazioni localizzate si ridistribuisce nel tempo lungo tutto il reticolo idrografico, provocando l'incisione dell'alveo sia a monte (per erosione retrograda) sia a valle (per l'interruzione del trasporto solido, intrappolato nelle buche d'escavazione).

Ne è derivata anche una drastica riduzione del ripascimento solido dei litorali, la cui spiccata erosione non mostra alcun cenno di attenuazione e ci grava di costi esorbitanti nel futuro (per opere di difesa marittime e ripascimenti artificiali).

Ma l'incisione degli alvei ha indotto anche l'abbassamento della falda su tutta l'estensione della pianura, riducendo le risorse idropotabili ed esponendoci a crisi idriche a ogni estate siccitosa: una prospettiva per nulla rassicurante, considerati anche i mutamenti climatici ai quali siamo esposti (Fig. 4.9).

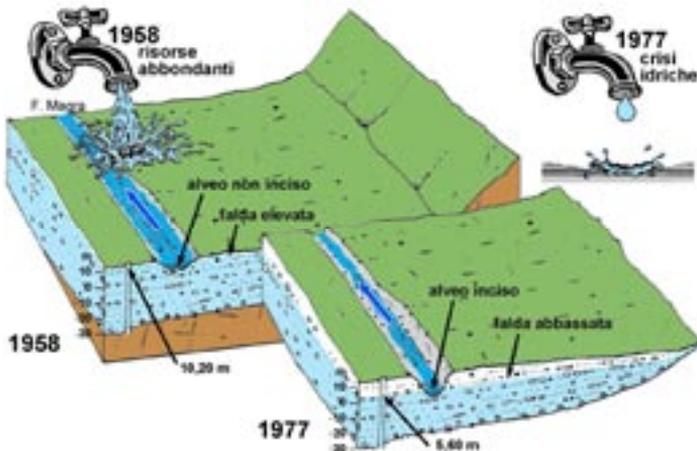


Fig. 4.9 - A seguito dell'incisione, si abbassa anche il pelo libero dell'acqua in alveo: il fiume drena la falda provocandone l'abbassamento e riducendo così le risorse idriche sotterranee. (Schizzi da Raggi e Antonelli, 1981, ritoccati).

Lungo le fasce costiere, inoltre, l'abbassamento della falda ha determinato l'intrusione del cuneo salino. La posizione dell'interfaccia sotterranea acqua dolce/acqua salata, infatti, è determinata dalla pressione idrostatica esercitata

dall'acqua dolce, cioè dalla quota della superficie freatica sul livello del mare. Per ogni m di abbassamento della falda, l'interfaccia si innalza di circa 30 m, con una forte penetrazione nell'entroterra del cuneo salino lungo tutta la fascia costiera che rende inservibile per gli usi potabili ed irrigui l'acqua emunta dai pozzi.

Se lungo la fascia costiera le acque salate si insinuano in profondità, lungo l'asta fluviale risalgono senza incontrare alcuna resistenza finché il fondo dell'alveo non supera la quota del livello del mare. Così le acque salate risalgono per chilometri nell'entroterra: in questo tratto le acque, salmastre e stagnanti, si riscaldano e accumulano gli inquinanti, favorendo l'innescò di morie ittiche.

Anche sul piano della sicurezza, la strategia tradizionale lascia molto a desiderare. Ad esempio, negli ultimi due secoli sul Po sono stati costruiti – con un'ottica localistica – circa 2500 km di argini ma, di pari passo, sono aumentati i livelli di piena (il che, peraltro, non dovrebbe stupire, considerato che gli argini, impedendo l'esondazione localmente, scaricano a valle un rischio accresciuto) (Puma, 2003). E non si creda che questo sia solo un retaggio del passato. Anche l'approccio di "mettere in sicurezza", comune ai piani d'assetto idrogeologico (PAI) di tutte le Autorità di bacino, presenta seri limiti. Ad esempio, se un'area inondabile viene messa in sicurezza (con argini o casse di laminazione) riducendo la probabilità di inondazione di 5 volte, ma poi viene edificata, aumentando di 10 volte il valore dei beni esposti, il risultato finale è un raddoppio del rischio idraulico! È un caso ben più frequente di quanto si creda (CIRF, 2006).

Un altro aspetto preoccupante della gestione tradizionale è quello economico. Un'analisi degli investimenti in interventi fluviali negli ultimi 50 anni ha mostrato una continua lievitazione dei costi, accompagnata da un parallelo aumento dei danni alluvionali (Cellerino, 2004): un chiaro indice di una gestione insostenibile.

Considerati gli innumerevoli effetti negativi dell'estrazione di sedimenti, si può dunque imputare alla gestione tradizionale dei fiumi d'aver agito "con i paraocchi", guardando solo all'obiettivo immediato e locale. Risulta allora evidente la convenienza, non solo ecologica, ma anche economica e di gestione delle risorse, di togliersi i paraocchi ed esaminare l'intero complesso dei processi in un'ottica di sostenibilità. È questo l'approccio della riqualificazione fluviale: non ci si limita a considerare gli effetti immediati e locali, ma si tiene conto anche di quelli futuri e a scala di bacino, valutando con un'ottica multiobiettivo l'insieme dei vantaggi e degli svantaggi e soppesando la convenienza complessiva di ogni intervento (Fig. 4.10).

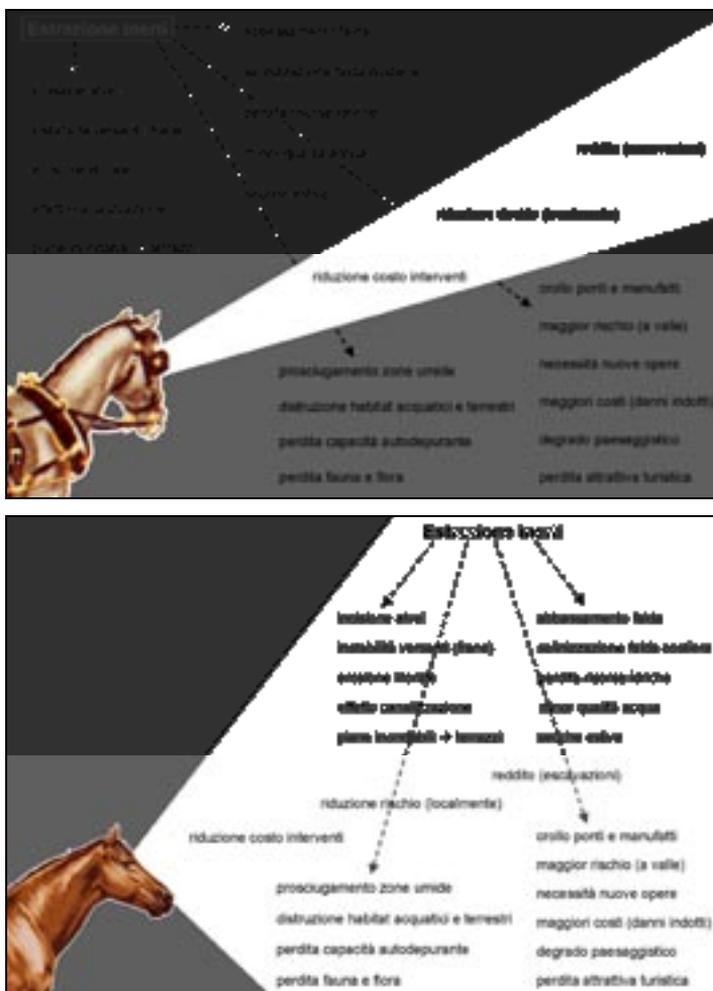


Fig. 4.10 – In alto: nella gestione tradizionale le escavazioni in alveo venivano praticate poiché l'ottica di intervento era limitata nello spazio (locale) e nel tempo (a breve termine), quasi come se si guardasse con i paraocchi. In basso: l'istituzione delle Autorità di bacino ha favorito l'affermazione di un'ottica più lungimirante e dell'approccio della riqualificazione fluviale: si guarda, senza paraocchi, all'insieme degli effetti e in una scala spaziale e temporale più vasta.

Per mitigare gli effetti dell'incisione sono state sperimentate numerose misure volte ad aumentare gli apporti solidi (dai versanti, dai terreni ripari, immissioni artificiali), ad innalzare la quota del fondo inducendo la sedimentazione (es. briglie, ampliamento alveo) o al miglioramento degli habitat in alveo (Tab. 4.2).

Tab. 4.2 - Riepilogo di possibili misure per mitigare l'incisione ed i suoi effetti ambientali (da Bravard *et al.*, 1999, in Rinaldi, 2005; per i riferimenti bibliografici contenuti nella tabella si rimanda a Bravard *et al.*, 1999).

Misure o strategie	Fiume e riferimento
1. Aumento dell'apporto di sedimenti	
Da monte (destabilizzazione versanti, riattivazione frane)	Drome R., France (Piegay <i>et al.</i> , 1997; Bravard <i>et al.</i> , in press)
Dalla piana inondabile (distruzione pennelli, fascia erodibile)	Ain R., France (Bravard <i>et al.</i> , 1990) Russian R., California (Floorsheim & Goodwin, 1995) Drome R., France (Piegay <i>et al.</i> , 1996) Southeastern France (Piegay <i>et al.</i> , 1996; Bravard <i>et al.</i> , in press) Loire R., France (Bazin & Gautier, 1996)
Immissione artificiale di ghiaia	Rhine River, Germany (Kuhl, 1992) Danube R., Austria (Golz, 1994) Rhone R., France (Klingeman <i>et al.</i> , 1994, in press) Drome R., France (Landon <i>et al.</i> , in press) Meuse R., Netherlands (Klassan <i>et al.</i> , in press)
2. Misure di controllo della quota del fondo	
Briglie	Western Iowa, USA (Lohnes, 1997) North Mississippi, USA (Mendrop & Little, 1997)
Altre strutture (spurs, drop pipe structures)	Rhone R., France (Klingeman <i>et al.</i> , 1994, in press) Yazoo basin, Mississippi (Smiley <i>et al.</i> , 1997)
Allargamento alveo e/o creazione di alveo composto (riduzione potenza e tensioni tangenziali)	Emme R., Switzerland (Jaggi, 1989) Drava R., Austria Miller Creek, California (Haltiner <i>et al.</i> , 1996)
Reintroduzione di castori (creano sbarramenti con tronchi che intrappolano sedimenti e stabilizzano il fondo)	Western USA (Platts & Nelson, 1989; Chaney <i>et al.</i> , 1990)
3. Mitigazione degli effetti ambientali	
Escavazione pianura, escavazione di alvei abbandonati, ricarica artificiale falda, spostamento alveo (tutte misure per migliorare connessione fiume - pianura-falda)	Southwestern Germany (Kern, 1992) Sweden (Petersen <i>et al.</i> , 1992) Rhone R. (Henry & Amoros, 1995; Stroffek <i>et al.</i> , 1996; Piegay <i>et al.</i> , 1997; Fruget & Michelot, 1997) Danube R., Germany (Kern, 1992)
Strutture in alveo (weirs, spur dikes, drop pipe structures) per migliorare habitat acquatici	Twentymile C., Goodwin C., Yazoo basin, Mississippi (Shields & Hoover, 1991; Cooper <i>et al.</i> , 1997; Smiley <i>et al.</i> , 1997) Northwestern Mississippi (Shields <i>et al.</i> , 1993, 1995)

Di seguito si mostrano alcuni esempi concreti di possibili interventi finalizzati al ripascimento degli alvei e al riequilibrio sedimentologico a scala di bacino.

Di fronte alla minaccia d'inondazione di un abitato, per il rigurgito idraulico indotto da un ponte con luce insufficiente, la risposta tradizionale è l'estrazione di sedimenti nel tratto a cavallo del ponte (aggravando ulteriormente l'incisione). A un'analisi più approfondita, tuttavia, è molto più conveniente, anche dal punto di

vista puramente economico, ricostruire il ponte con arcate più alte e meno piloni in alveo (Fig. 4.11).



Fig. 4.11 - Tradizionalmente, nel caso di luce insufficiente di un ponte (nell'ovale), si asportano sedimenti. Il costo dell'intervento, ripetuto negli anni, a lungo termine supera quello della ricostruzione del ponte con arcate più alte e meno piloni in alveo.

Altro esempio: di fronte ad una vastissima frana millenaria – lenta, plastica, ma inarrestabile – finora si è intervenuti consolidando l'alveo con una serie di oltre 100 briglie che, progressivamente, sono state smantellate dal fiume. Nell'ottica della riqualificazione fluviale, anziché ricostruirle, si potrebbe giungere alla soluzione opposta: demolire molte briglie disseminate nel reticolo idrografico e assecondare la franosità di alcuni versanti disabitati per mobilitare i sedimenti e accelerare il riequilibrio geomorfologico, curando così sia l'incisione degli alvei che le sue conseguenze (scalzamento delle opere, erosione del litorale, riduzione delle riserve idriche sotterranee). Ai vantaggi ambientali si unirebbero quelli economici (Fig. 4.12).



Fig. 4.12 - La linea punteggiata delimita una vasta area franosa (un'intera valle), quasi disabitata. Consolidare l'area comporta costi molto elevati, del tutto sproporzionati ai vantaggi ottenibili. Rinunciare a difenderla, oltre al risparmio economico, favorirebbe il ripascimento degli alvei e, a lungo termine, del litorale.

Un altro esempio riguarda la protezione dall'erosione laterale, tradizionalmente affrontata con difese spondali in massi, identiche nelle situazioni più disparate (il che, tra l'altro dimostra la mancanza di un'apposita progettazione). Studiando con accuratezza la soluzione più efficace e a minor impatto si può giungere alla conclusione che, nelle condizioni specifiche, è tecnicamente più appropriata una difesa con alberi sdraiati, ancorati alle sponde con cavi d'acciaio (Washington State, 2002). Tuttavia va considerato che, in un fiume inciso, l'erosione delle sponde è una risposta utile al raggiungimento di un nuovo equilibrio morfologico; inoltre l'analisi economica può dimostrare che i costi della difesa superano largamente il valore del bene da difendere e, quindi, che la soluzione più conveniente è il "non intervento", cioè lasciar erodere la sponda (Fig. 4.13). In effetti, se oggi la costruzione delle difese spondali è ancora così diffusa è solo perché chi le chiede a gran voce non ne paga il costo (scaricato sul bilancio pubblico).

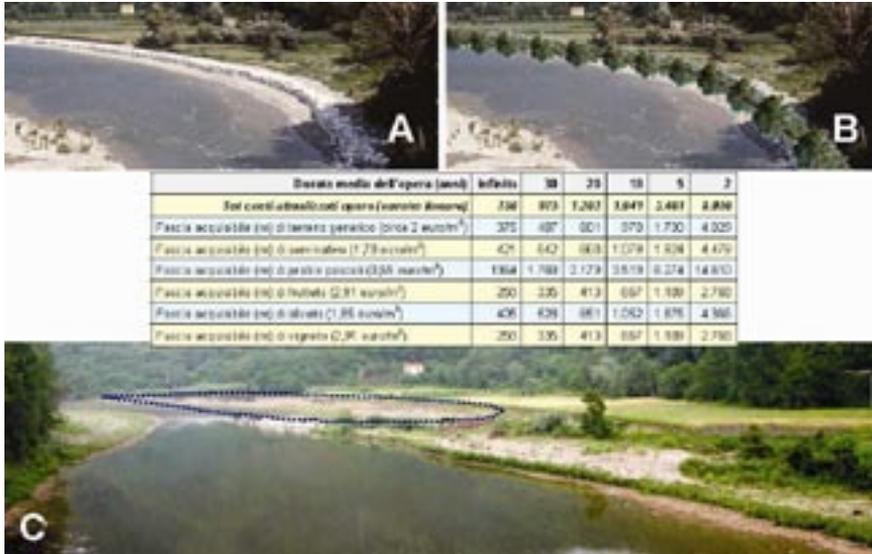


Fig. 4.13 - A: Difesa spondale in massi, la tecnica tradizionale più diffusa per la protezione dall'erosione laterale. B: difesa con alberi ancorati alla sponda, la tecnica più appropriata al caso specifico. C: "non intervento", la soluzione più conveniente dal punto di vista economico ed ambientale (adottata dall'Autorità di bacino del Magra); la linea punteggiata indica l'area erosa. La tabella al centro riporta l'ampiezza della fascia di terreno acquisibile investendo il denaro che sarebbe necessario per costruire l'opera di difesa (per varie durate dell'opera stessa); ad es. con il costo di una scogliera di durata media 20 anni si potrebbe acquistare una fascia di terreno a prati e pascoli larga ben 2179 m.

Si tratta di un approccio analogo a quello attuato sulla Drava austriaca dove, a causa del confinamento tra difese spondali in massi, nel secolo scorso l'alveo ha subito una progressiva incisione che, scalzando le difese stesse, comportava continui costi di manutenzione. A un certo punto, fatti due conti, hanno constatato che a lungo termine i costi sarebbero divenuti insostenibili. Così l'autorità idraulica della Carinzia, col supporto di fondi LIFE, ha adottato un approccio alternativo: su numerosi tratti della Drava sono state demolite le difese spondali e l'alveo è stato ampliato, in modo da rallentare la corrente e indurre la sedimentazione, contrastando così l'incisione e riducendo al tempo stesso il rischio idraulico (Jaeggi e Zarn, 1999; WWF, 2002). Con l'occasione si è proceduto anche a vari interventi di miglioramento degli habitat creando nuovi bracci laterali, nuove zone umide, nuove isole fluviali, rendendo l'ambiente più attraente per il turismo (Fig. 4.14). Ne hanno guadagnato la sicurezza, il bilancio ambientale e quello economico.



Fig. 4.14. Esempi di interventi attuati sulla Drava austriaca per contrastare l'incisione dell'alveo: demolizione delle difese spondali in massi e scavo di lembi semilunari di nuova piana inondabile, alvei secondari (con formazione di isole fluviali), bracci laterali e zone umide perifluviali.

Da questi esempi è evidente quanto l'approccio tradizionale (costruzione di difese spondali) si discosti da quello della riqualificazione fluviale (loro demolizione). Ma l'intervento forse più esemplare della riqualificazione fluviale – l'istituzione della fascia di mobilità funzionale – è di tipo non strutturale. Si tratta di una fascia lasciata alla libera divagazione, in cui non sono consentite opere di difesa dall'erosione (né la riparazione di quelle esistenti): una vera restituzione di spazio al fiume che rappresenta il miglior presupposto per il suo recupero di naturalità. La fascia è delimitata dalla sovrapposizione tra alveo attuale, involuppo storico degli alvei recenti (ultimi 50-200 anni) e fascia di erosione potenziale futura (nei prossimi 50-100 anni) (Rinaldi, 2005; Brookes, 1988; Brookes e Shields, 1996; Piégay *et al.*, 1994, 1997, 2005; Malavoi *et al.*, 1998; Baruffi *et al.*, 2005).

La fascia di mobilità funzionale permette al fiume di innescare la rinaturalizzazione spontanea, per libera evoluzione, favorendo il riequilibrio dei sedimenti e la ricostituzione del mosaico di habitat e dei processi che li mantengono e rinnovano (Fig. 4.15).

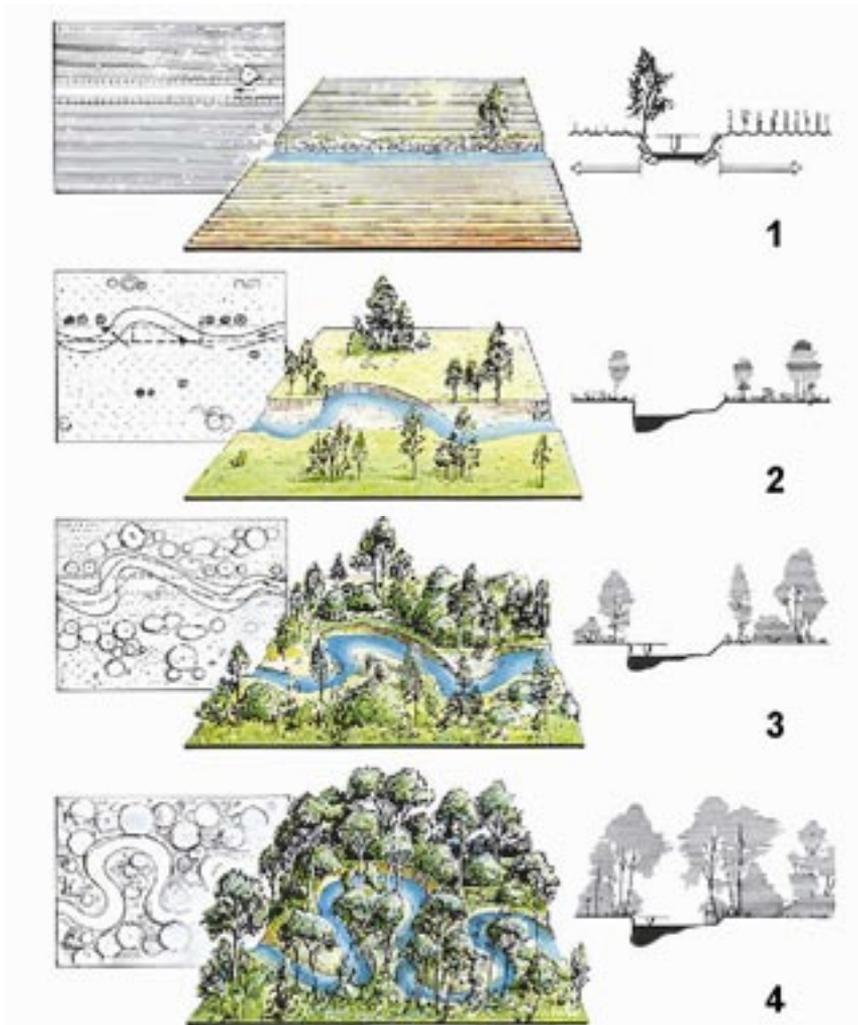


Fig. 4.15 - Rinaturalizzazione spontanea di un corso d'acqua canalizzato, innescata dalla rimozione di elementi rigidi artificiali. 1: corso d'acqua artificializzato (rettifica, difese spondali) e territorio circostante coltivato. 2: abbandonato l'intenso sfruttamento agricolo del territorio e rimossi gli elementi di artificializzazione del corso d'acqua, quest'ultimo riacquista sinuosità e modella le superfici adiacenti, sulle quali si insedia la vegetazione. 3: le aree inondabili sono ormai il dominio del fiume che ne regola morfologia, condizioni edafiche e stadi di sviluppo della vegetazione. 4: il sistema fluviale raggiunge una condizione di equilibrio, avendo sviluppato strutture e processi in grado di auto-sostenersi e di incorporare i disturbi naturali. (da Binder, 2000, in CIRF, 2006).

Conclusioni.

La crescita di popolamenti ittici richiede condizioni idonee a tutte le specie che li compongono e ai loro stadi vitali; condizioni inidonee anche a un solo stadio vitale compromettono l'equilibrio dell'intero popolamento. Se in passato l'attenzione era rivolta quasi esclusivamente alla qualità dell'acqua, oggi è diffusa la consapevolezza che è necessario garantire ai pesci anche gli habitat per le funzioni quotidiane e quelli per superare fasi critiche, assicurare apporti trofici adeguati (forniti dalla copertura vegetale riparia), rispettare l'andamento naturale delle portate ed evitare l'introduzione di specie aliene.

Nel tracciare le linee di una strategia integrata di tutela dell'ittiofauna fluviale sono state passate in rassegna le principali pressioni da controllare, concentrando l'attenzione sull'artificializzazione, non solo per il suo impatto, elevato e persistente, ma anche per le implicazioni di vasta portata che ne derivano. L'esigenza di rispettare il libero esplicarsi delle dinamiche fluviali (idrologiche, morfologiche, ecologiche), infatti, confligge fortemente con la gestione tradizionale dei corsi d'acqua. Tuttavia, a un'analisi più approfondita, la gestione tradizionale mostra tutti i suoi limiti, legati principalmente ad un'ottica localistica e a breve termine: i vantaggi locali e immediati, infatti, sono ottenuti compromettendo l'interesse generale e l'assetto futuro; in altre parole la gestione tradizionale – basata sull'idea di fondo di “domare” i fiumi e di sottrarre loro spazio per le attività umane – cozza contro i principi dello sviluppo sostenibile.

Ponendosi nell'ottica della sostenibilità, la gestione tradizionale deve essere sostituita dall'approccio multiobiettivo della riqualificazione fluviale. Diviene allora chiaro che natura e sicurezza non sono necessariamente obiettivi antitetici ma, anzi, che il miglior modo di difendersi dai fiumi è quello di difendere i fiumi. In quest'ottica, la tutela dell'ittiofauna – perseguita ristabilendo i processi fluviali naturali – diviene sinergica con gli obiettivi della sicurezza idraulica, dello sfruttamento razionale delle risorse e dello stesso risparmio economico.

Bibliografia

Allan J.D., 1995. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 388 pp.

Autorità Bacino Magra, 2000. *Tutela dei corsi d'acqua interessati dalle derivazioni (Relazione generale e Norme di attuazione)*. Sarzana – La Spezia. Disponibile su: www.adbmagra.it.

Baruffi F., Rusconi A., Surian N., 2005. *Le fasce di pertinenza fluviale nella pianificazione dei bacini idrografici: aspetti metodologici ed applicazioni*. Atti Convegno Interpraevent, Riva del Garda, Maggio 2004.

Bayley P.B., 1995. *Understanding large river-floodplain ecosystems*. *BioScience*, 45 (3):153-158.

Bilby R.E., Likens G.E., 1980. *Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems*. *Ecology*, 61 (5): 1107-1113.

Binder W., 2000. *River restoration in Bavaria*. In: H.J. Nijland and M.J.R. Cals (eds.), *Proceedings of the Conference on River Restoration in Europe*. Wageningen, The Netherlands: 223-229.

Bravard J.P., Kondolf G.M., Piégay H., 1999. *Environmental and societal effects of channel incision and remedial strategies*. In: Darby S.E. & Simon A. (Eds), *Incised River Channels*, John Wiley & Sons Ltd., Chichester UK: 303-341.

Brinson M.M., Hauer F.R., Lee L.C., Nutter W.L., Rheinhardt R.D., Smith R.D., Whigham D., 1995. *A guidebook for application of hydrogeomorphic assessments to riverine wetlands*. Technical Report WRP-DE-11. U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, 219 pp. Disponibile su: <http://el.erdc.usace.army.mil/wetlands/pdfs/wrpede11.pdf>.

Brookes A., 1988. *Channelized rivers. Perspectives for environmental management*. J. Wiley & Sons, Chichester UK, 342 pp.

Brookes A., Shields F.D.Jr. (Eds.), 1996. *River Channel Restoration. Guiding Principles for Sustainable Projects*. John Wiley & Sons, Chichester UK, 433 pp.

Brown G.W., Krygier J.T., 1967. *Changing water temperatures in small mountain streams*. *J. Soil Water Conserv.*, 22 (6): 242-244.

Campbell K.L., Kumar S., Johnson H.P., 1972. *Stream straightening effects on flood runoff characteristics*. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 15: 94-98.

Cellerino R., 2004. *L'Italia delle Alluvioni. Un'analisi economica*. Ed. Franco Angeli, Milano, 288 pp.

CEMAGREF, 1983. *L'étude d'impact des aménagements de cours d'eau*. CEMAGREF, Grenoble.

Chang H.H., 1988. *Fluvial processes in river engineering*. Wiley & Sons, New York, 432 pp.

CIRF, 2006. *La riqualificazione fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio*. A. Nardini, G. Sansoni (curatori) e collaboratori, Mazzanti editore, Venezia. 832 pp.

Copp G.H., 1989. *The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems*. *Environmental Biology of Fishes* 26: 1-27.

Corning R.V., 1975. *Channelization: shortcut to nowhere*. *Virginia Wildlife*, Feb.: 6-8.

Covich A.P., 1993. *Water and ecosystems*. In: P.H. Gleick (ed.), *Water in crisis: A guide to the World's Freshwater resources*, Oxford University Press, Oxford, UK, XXIV+473 pp.

Daniels R.B., 1960. *Entrenchment of the Willow Creek Drainage Ditch, Harrison County, Iowa*. *American Journal of Science*, 258: 161-176.

Downs P.W., Gregory K.J., 2004. *River Channel Management. Towards Sustainable Catchment Hydrosystems*. Arnold, London, 395 pp.

Feminella J.W., Matthews W.J., 1984. *Intraspecific differences in thermal tolerance of *Etheostoma spectabile* (Agassiz) in constant versus fluctuating environments*. *Journal of Fisheries Biology*, 25: 455-461.

Femmer S.R., 2002. *Instream Gravel Mining and Related Issues in Southern Missouri*. U.S. Geological Survey, U.S. Department of the Interior, Fact Sheet 012-02, 4 pp.

Ghetti P.F., 1986. *Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Indice Biotico E.B.I. modif. Ghetti. Provincia Autonoma di Trento, Staz. Sperim. Agraria Forestale – Serv. Protez. Ambiente, Trento, 111 pp.*

Ghetti P.F., 1995. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.). In: Notiziario dei metodi analitici. IRSA-CNR, Suppl. a Quaderni, 100: 1-24.*

Ghetti P.F., 1997. *Indice Biotico Esteso (I.B.E.). Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Trento, 221 pp.*

Ghetti P.F., Bonazzi G., 1981. *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua. CNR AQ/1/127, Collana Progetto Finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", 184 pp.*

Halyk L.C., Balon E.K., 1983. *Structure and ecological production of the fish taxocene of a small floodplain system. Canadian Journal of Zoology, 61: 2446-2464.*

Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T., Pinay G., 1997. *Buffer zones, their processes and potential in water protection. Quest Environmental, Environment Agency, UK, 322 pp.*

Karr, J.R., 2006. *Seven foundations of biological monitoring and assessment. Biologia Ambientale, 20 (2): 7-18.*

Kondolf G.M., 1997. *Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. Environmental Management, 21 (4): 533-551.*

ICE (The Institution of Civil Engineers), 2001. *Learning to live with rivers. ICE, London, 84 pp. Disponibile su: www.ice.org.uk.*

Jaeggi M., Zarn B., 1999. *Stream Channel Restoration and Erosion Control for Incised Channels in Alpine Environments. In: Darby S.E. & Simon A. (Eds), Incised River Channels, John Wiley & Sons Ltd., Chichester UK: 343-369.*

Junk W.J., Bayley P.B., Sparks R.E., 1989. *The floodpulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge D.P. (ed.), Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106: 110-127.*

Lachat, 1991. *Le cours d'eau. Conservation, entretien et aménagement. Conseil d'Europe, Strasbourg, 84 pp.*

Malavoi J.R., Bravard J.P., Piegay H., Heroin E., Ramez P., 1998. *Determination de l'espace de liberte des cours d'eau. Bassin Rhone Mediterranee Corse. SDAGE Rhône Méditerranée Corse, Guide Technique N2, 39 pp.*

Maridet L., 1994. *La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau: influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central. Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard, Lyon I, 295 pp.*

Maridet L., 1995. *Rôle des formations vegetales riveraines. Recommandations pour una gestion régionalisée. Ministère de l'environnement, Cemagref, Lyon, 59 pp.*

Marzolf R.G., 1978. *The potential effects of clearing and snagging on stream ecosystems*. U.S. Fish and Wildlife Service (FWS/OBS-78/14), Washington, D.C.

Meehan W.R., Swanson F.J., Sedell J.R., 1977. *Influence of riparian vegetation on aquatic ecosystems with particular references to salmonid fishes and their food supply*. In: Johnson R.R. and Jones D.A. (eds.), *Importance, preservation and management of riparian habitat*, USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, Gen. Tech. Rep. RM-43: 137-145.

Merz J.E., Ochikubo Chan L.K., 2005. *Effects of gravel augmentation on macroinvertebrate assemblages in a regulated California river*. *River Res. Applic.* 21: 61-74.

Minshall G.W., Cummins K.W., Petersen R.C., Cushing C.E., Bruns D.A., Sedell J.R., Vannote R.L., 1985. *Developments in stream ecosystem theory*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 1045-1055.

Niemi G.J., Devore P., Detenbeck N., Taylor D., Lima A., Pastor J., Yount J.D., Naiman R.J., 1990. *Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance*. *Environmental Management*, 14: 571-587.

Piegay H., Bravard J.P., Dupont P., 1994. *The French water Law: a new approach for alluvial hydrosystem management, French alpin et perialpin stream examples*. In: R.A. Marston and V.R. Hasfurth (eds.), *Annual summer symposium of the American Water Resources Association, Effects of human-induced changes on hydrologic systems*. American Water Resources Association, Jackson Hole, Wyoming, USA: 371-383.

Piégay H., Cuaz M., Javelle E., Mandier P., 1997. *Bank erosion management based on geomorphological, ecological and economic criteria on the Galaure River, France*. *Regulated Rivers: Research & Management*, 13: 433-448.

Piegay H., Darby S.E., Mosselman E., Surian N., 2005. *A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: a sustainable approach to managing bank erosion*. *River Research and Applications*, 21: 773-789.

Piégay H., Rinaldi M., 2006. *Gestione sostenibile dei sedimenti in fiumi ghiaiosi incisi in Francia*. In: *Giornate di studio "Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra"*. Sarzana (SP) 24-25 ott. 2006. Autorità di bacino Interregionale del F. Magra: 59-80.

Pinay G., 1986. *Impact of a riparian forest on the nitrogen content of phreatic water in the Garonne basin*. In: Lauga J., Decamps H., Holland M.M. (eds), *Land use impacts on aquatic ecosystems*. MAB-UNESCO, PIREN-CNRS: 303-317.

Poff N., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E., Stromberg J.C., 1997. *The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration*. *Bioscience* 47 (11): 769-784.

Puma F., 2003. *Gli interventi per la mitigazione del rischio idraulico nella media e bassa Pianura Padana nella pianificazione di bacino del Po*. In: E.M. Ferrucci (ed.), *Primo Forum Nazionale sul rischio idraulico e assetto della rete idrografica nella pianificazione di bacino*. Maggioli Ed.: 413-426.

Raggi G., Antonelli A., 1981. A difesa del Magra oggi. La pianura del basso corso del fiume e la falda di subalveo. In: *Tra fiumi, mare e terraferma*. Ed. Italia Nostra: 32-50.

Rinaldi M., 2003. Recent channel adjustments in alluvial rivers of Tuscany, Central Italy. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28 (6): 587-608.

Rinaldi M., 2005. Studio geomorfologico dei principali alvei fluviali nel bacino del fiume Magra finalizzato alla definizione di linee guida di gestione dei sedimenti e della fascia di mobilità funzionale. Relazione finale dello studio commissionato dall'Autorità di bacino del Magra, Sarzana (SP), 172 pp.

Rinaldi M., 2006. La prospettiva geomorfologica e le applicazioni nella gestione degli alvei fluviali. In: *Giornate di studio "Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra"*. Sarzana (SP) 24-25 ott. 2006. Autorità di bacino Interregionale del F. Magra: 39-58.

Rinaldi M., Surian N., 2005. Variazioni morfologiche ed instabilità di alvei fluviali: metodi ed attuali conoscenze sui fiumi italiani. In: M. Brunelli e P. Farabollini (Eds), *Dinamica Fluviale, Atti Giornate di Studio sulla Dinamica Fluviale, Grottammare, Giugno 2002, Ordine dei Geologi Marche*: 203-238.

Sansoni G., 2006. Principi di riqualificazione fluviale. Processi fluviali, riequilibrio sedimentologico, recupero degli habitat e delle risorse idriche. In: *Giornate di studio "Nuovi approcci per la comprensione dei processi fluviali e la gestione dei sedimenti. Applicazioni nel bacino del Magra"*. Sarzana (SP) 24-25 ott. 2006. Autorità di bacino Interregionale del F. Magra: 81-92.

Sparks R.E., 1995. Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *BioScience*, 45: 168-182.

Surian N., Rinaldi M., 2003. Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. *Geomorphology*, 50 (4), 307-326.

Townsend C.R., Arbuttle C.J., Crowl T.A., Scarsbrook M.R., 1997. The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. *Freshwater Biology*, 37: 177-191.

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.

Washington State, 2002. *Integrated streambank protection guidelines*. Washington State, Dept. of Fish and Wildlife, Dept. of Transportation, Dept. of Ecology, 622 pp. Disponibile su: www.wdfw.wa.gov/hab/ahg/ispdoc.htm.

Wasson J.G., Bethemont J., Degorge J.N., Dupuis B., Joliveau T., 1993. *Vers una typologie fonctionnelle des écosystèmes d'eau courante du bassin de la Loire: éléments pour l'élaboration des orientations fondamentales de gestion. Phase I. Atlas*. CEMAGREF Lyon BEA/LHQ et CRENAM, URA CNRS, 260 pp.

Wasson J.G., Malavoi J.R., Maridet L., Souchon Y., Paulin L., 1998. *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. CEMAGREF, Lyon, 158 pp.

Welcomme R.L., 1992. River conservation-future prospects. In: Boon P.J., Calow P., Petts G.E. (eds.) *River conservation and management*. New York, John Wiley & Sons: 454-462.

Winkley B.R., 1982. *Response of the Lower Mississippi to river training and realignment*. In: Hey R.D., Bathurst J.C., Thorne C.R. (eds.), *Gravel-bed Rivers*. John Wiley & Sons, Chichester: 652-681.

WWF, 2002. *Managing floods in Europe: the answers already exists*. WWF, 17 pp. Disponibile su:
<http://assets.panda.org/downloads/managingfloodingbriefingpaper.pdf>

Zerunian S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, Bologna, X + 220 pp.

Zerunian S., 2003. *Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani*. Ministero Ambiente e Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Quaderni Conservazione Natura, 17, 123 pp.

5 - La fauna ittica del Magra – Vara: valori e problematiche di tutela.

Luca Ciuffardi

Le specie di rilievo naturalistico.

Il bacino del Magra – Vara rappresenta un importantissimo corridoio ecologico che collega l'area tirrenica con la Pianura Padana, unico esempio in Liguria di vero e proprio ambiente fluviale con habitat anche di carattere planiziale (Mariotti *et al.*, 2002). Grazie a queste caratteristiche nonché alla sua articolata evoluzione geo-morfologica, che ha conosciuto antichissimi collegamenti con i bacini del Taro e del Serchio (cfr. Raggi, 1985), il comprensorio fluviale del Magra e del Vara ha conservato e ospita tuttora importanti specie ittiche di notevole rilievo scientifico e gestionale.

In primo luogo vanno ricordati i Petromizontidi, animali Agnati dalle caratteristiche ancestrali e dalla biologia peculiare. Nelle acque del Magra e del Vara troviamo tre specie di Petromizontidi: la lampreda di mare (*Petromyzon marinus*), la lampreda di fiume (*Lampetra fluviatilis*) e la lampreda di ruscello (*Lampetra planeri*).

La lampreda di mare (Fig. 5.1) era ritenuta estinta per il nostro Paese fino all'importante ritrovamento, nel dicembre 2004, di una popolazione capace di autosostenersi nelle acque del Magra-Vara (Ciuffardi e Bassani, 2005). Questo animale è un migratore anadromo, che da adulto vive in mare e risale i corsi d'acqua in primavera per la riproduzione.



Fig. 5.1 – La lampreda di mare (*Petromyzon marinus*); il bacino del Magra-Vara ospita l'unica popolazione italiana ben strutturata e capace di autosostenersi.

Le giovani larve, dette ammoceti (Fig. 5.2), che nascono dalle uova deposte vengono trasportate a valle dalla corrente fino ai tratti intermedi dei corsi d'acqua,

dove vanno ad infossarsi all'interno di substrati sabbiosi. Le larve rimangono nascoste nei sedimenti del fondo per circa cinque anni, dopodiché avviene la metamorfosi e le giovani lamprede assumono l'aspetto dell'adulto; inizia così la migrazione autunnale verso il mare, che le ospiterà per circa tre anni fino al momento di intraprendere la risalita riproduttiva.



Fig. 5.2 – Ammocete di lampreda di mare (*Petromyzon marinus*).

Anche la lampreda di fiume, altro migratore anadromo, era stata considerata estinta dalle acque italiane (Agapito Ludovici e Zerunian, 2008), tuttavia durante la primavera 2010 nel Fiume Vara è stato avvistato e determinato con certezza un esemplare adulto appartenente a questa specie (Fig. 5.3); la segnalazione ha permesso così di riconsiderare il taxon come specie tuttora vivente nelle acque italiane e spezzine (Bianco e Delmastro, 2011).



Fig. 5.3 – L'esemplare di lampreda di fiume (*Lampetra fluviatilis*) rinvenuto sul Fiume Vara nella primavera 2010.

La lampreda di ruscello invece, a differenza di quelle di mare e di fiume, svolge l'intero ciclo biologico nelle acque dolci. Non appena effettuata la metamorfosi (Fig. 5.4) le giovani lamprede vanno incontro a un repentino sviluppo delle gonadi e intraprendono così, senza alimentarsi, l'attività riproduttiva. In tutte e tre le specie di lampreda i riproduttori muoiono al termine dell'unico evento riproduttivo della loro vita.



Fig. 5.4 – Adulto di lampreda di ruscello (*Lampetra planeri*), unica specie di lampreda non anadroma presente nel bacino del Magra-Vara.

Oltre che dai Petromizontidi, il bacino del Magra-Vara è frequentato da un altro grande migratore anadromo: la cheppia (*Alosa fallax*). Anche questa specie risale dal mare in primavera per la frega, al termine della quale si osserva un'elevata mortalità tra i riproduttori più vecchi, mentre quelli più giovani fanno ritorno al mare. I nuovi nati ritornano alle acque costiere al termine del secondo anno di vita.

Un'altra specie ittica di grande rilievo scientifico e gestionale è la trota fario autoctona appartenente al cosiddetto "ceppo mediterraneo", appellativo che identifica le residuali popolazioni di trota indigene dei corsi d'acqua appenninici della nostra penisola, riconducibili al taxon progenitore *macrostigma*. Relativamente alla nomenclatura da adottare per la trota fario appenninica va precisato che a tutt'oggi non esiste accordo unanime tra gli studiosi: negli anni scorsi alcuni autori italiani hanno attribuito la trota fario appenninica di ceppo mediterraneo a *Salmo (trutta) macrostigma* (o *Salmo macrostigma*) (cfr. Lorenzoni *et al.*, 2005; Ciuffardi, 2006), mentre altri hanno classificato la fario indigena dell'Appennino centro-settentrionale come *Salmo (trutta) trutta* (Zerunian, 2004). Più recentemente Kottelat e Freyhof (2007) hanno proposto il nome scientifico di *Salmo cettii* per le popolazioni autoctone di trota della Sicilia, della Corsica, della Sardegna e dei bacini tirrenici peninsulari, compreso quello del Magra. Independentemente dai problemi di nomenclatura, l'importanza della trota di "ceppo mediterraneo" è legata alla notevole contrazione che, negli ultimi decenni, ha contraddistinto le popolazioni indigene di trote italiane e liguri. Il declino del taxon è stato causato soprattutto dalle generalizzate pratiche di ripopolamento effettuate in tutta Italia con materiale alloctono, proveniente da

troticoltura di tipo intensivo a marcata connotazione zootecnica. Questo tipo di materiale ittico in molti casi ha finito per sostituire gli animali indigeni a causa di evidenti fenomeni di introgressione genetica, generando popolamenti “artificiali” incapaci di autosostenersi in ambiente naturale. Grazie al progetto di recupero della trota autoctona del bacino del Vara, iniziato oltre quindici anni fa dalla Polizia Provinciale Sez. Faunistica e tutt’ora in corso (cfr. Provincia della Spezia, 1994), l’approfondito lavoro di selezione genetica del ceppo spezzino sta consentendo di arrivare al completo recupero di un taxon salmonicolo autoctono delle acque del Fiume Vara, dall’elevatissimo valore conservazionistico e gestionale.

Infine altre specie ittiche di grande interesse presenti nel bacino del Magra-Vara vanno ricercate nella famiglia dei Ciprinidi: sono il vairone (*Leuciscus souffia muticellus* o *Telestes muticellus*), il barbo (*Barbus plebejus*) e la rovella (*Rutilus rubilio*); quest’ultimo taxon (Fig. 5.5), in particolare, è endemico delle regioni centro-meridionali della penisola italiana, e le acque interne spezzine costituiscono l’estrema porzione nord-occidentale del suo areale di distribuzione. Va inoltre ricordato il cavedano etrusco (*Leuciscus lucumonis* o *Squalius lucumonis*), recente scoperta nell’ambito della fauna ittica spezzina per la quale tuttavia non è ancora stata accertata l’autoctonia nelle acque interne italiane.



Fig. 5.5 – La rovella (*Rutilus rubilio*), specie endemica della penisola italiana.

L'ittiofauna alloctona.

Accanto a importanti specie ittiche indigene, nel bacino del Magra-Vara sono segnalati tuttavia anche taxa non autoctoni. In particolare nel basso corso del Vara e del Magra sono presenti, per esempio, specie come la lasca (*Chondrostoma genei*) e la savetta (*Chondrostoma soetta*), la gambusia (*Gambusia holbrooki*), il persico trota (*Micropterus salmoides*) e il persico sole (*Lepomis gibbosus*), fino ad arrivare al siluro (*Silurus glanis*) segnalato come il pesce gatto (*Ameiurus melas* o *Ictalurus melas*) presso piccoli ambienti lacustri della piana e recentemente pescato anche nelle acque del Fiume Magra. Una delle principali cause di alterazione della comunità ittica originaria delle acque interne spezzine va ricercata proprio nelle ripetute immissioni di pesce effettuate a favore della pesca sportiva, condotte nei decenni scorsi in maniera non adeguatamente controllata; l'introduzione di specie alloctone che ne è derivata ha innescato interazioni dannose per l'ittiofauna indigena, come per esempio l'inquinamento genetico delle popolazioni salmonicole originarie provocato dalle trote fario di immissione.

Le minacce per la conservazione dei pesci.

I grandi migratori come la lampreda di mare e la cheppia sono invece minacciati soprattutto da altri due fattori: uno di questi sono i fenomeni di bracconaggio, capaci di impattare notevolmente sulla conservazione di animali dalla biologia così articolata e peculiare. La seconda criticità per queste specie è legata alla presenza di sbarramenti trasversali insormontabili, tali da non permettere agli animali il raggiungimento delle zone di frega e il conseguente successo riproduttivo; questo tipo di minaccia è stata efficacemente affrontata dal progetto LIFE+ P.A.R.C. attraverso la costruzione di appositi passaggi per pesci presso i principali sbarramenti trasversali, al fine di permettere la risalita riproduttiva degli adulti (Fig. 5.6).



Fig. 5.6 – Scala di risalita per pesci del tipo “Single boulders” sul Fiume Vara in Comune di Follo.

Oltre alle specie notevolmente migratrici come la cheppia o le lamprede, anche pesci più comuni di grande interesse gestionale e sportivo, come per esempio la trota o il barbo, vengono fortemente impattati dalla presenza di sbarramenti trasversali insormontabili: anche questi due taxa, così come altri Ciprinidi, con l'avvicinarsi del periodo riproduttivo tendono infatti a risalire lungo il corso d'acqua verso i tratti più alti, alla ricerca delle condizioni ambientali idonee per la frega. La presenza di sbarramenti insuperabili non consente a questi "piccoli migratori" di raggiungere i siti adatti alla riproduzione, obbligandoli a fregare in zone poco adatte allo sviluppo delle uova e degli avannotti, o addirittura costringendoli a non portare a termine l'atto riproduttivo. La presenza in serie di sbarramenti non sormontabili va a generare inoltre un evidente isolamento tra i diversi nuclei appartenenti alla stessa specie ma separati tra di loro, portando progressivamente a un effetto "collo di bottiglia" con conseguente diminuzione della variabilità genetica e maggiore esposizione alla deriva genica. L'azione sinergica di questi due fattori limitanti può arrivare a nuocere in tempi brevi sulla presenza delle specie, portando a drastiche diminuzioni dei valori di densità e biomassa e, conseguentemente, ad un pericoloso declino sia in termini conservazionistici che di soddisfacimento delle esigenze gestionali nei confronti, per esempio, delle attività di pesca.

Per quanto riguarda invece le popolazioni ittiche maggiormente vocate al comportamento gregario e al nuoto in "acque libere" fuori da zone di rifugio, come per esempio alcune specie di Ciprinidi e in particolare il comune cavedano (*Leuciscus cephalus* o *Squalius squalus*), un'altra causa di declino va ricercata nella predazione da parte degli uccelli ittiofagi (Fig. 5.7) e in particolare da parte del cormorano (*Phalacrocorax carbo sinensis*), che ormai da alcuni anni soprattutto durante i mesi autunno-invernali frequenta assiduamente i maggiori corsi d'acqua liguri e spezzini.



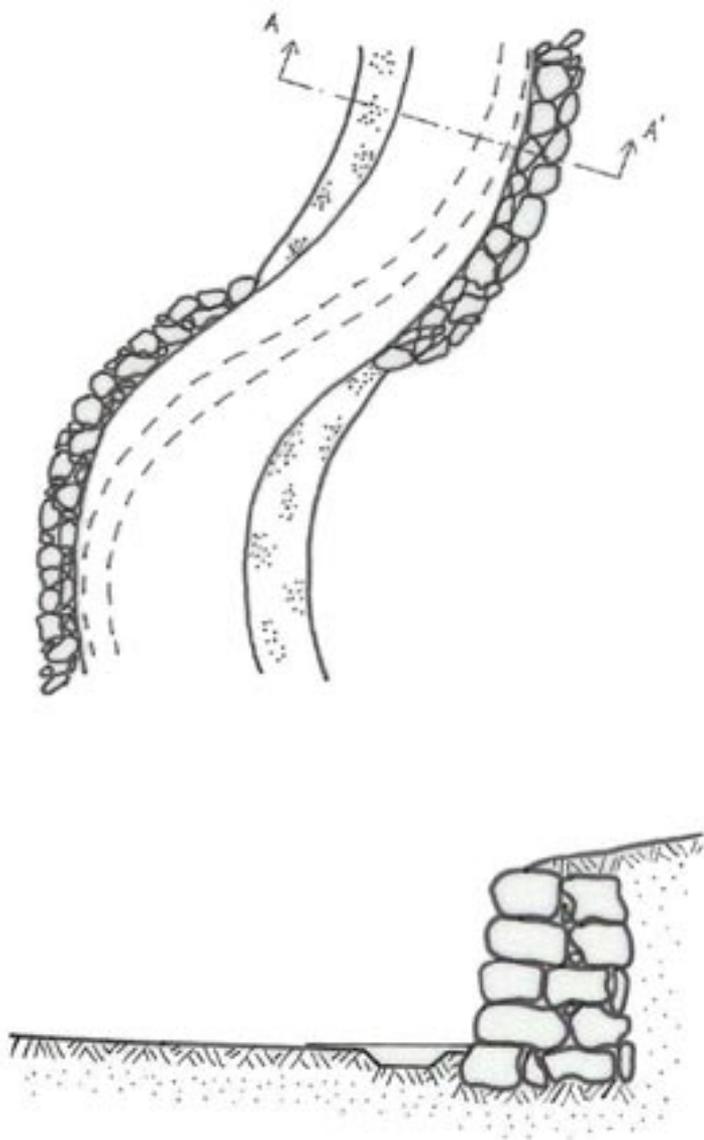
Fig. 5.7 – Esemplare di cavedano con evidenti ferite provocate dagli uccelli ittiofagi.

In questo caso per limitare l'impatto degli uccelli ittiofagi possono essere utilizzati diversi sistemi di protezione, classificabili in attivi e passivi: nella prima categoria rientrano per esempio i mezzi di dissuasione acustica con spari a salve, cannoni a gas ed emissione di ultrasuoni; i sistemi di difesa passiva consistono, invece, nella creazione di barriere quali reti, nastrature o strutture sommerse per impedire l'accesso degli uccelli ittiofagi. Nel breve periodo, dell'ordine di alcune settimane, si registra una buona efficacia di entrambe le metodiche; nel lungo periodo, dell'ordine di alcuni mesi, i sistemi di dissuasione attiva portano ad una assuefazione da parte degli uccelli ittiofagi (Cosolo *et al.*, 2009).

Le attività di cantiere durante la costruzione delle opere di arginatura nonché i lavori di risagomatura o di vero e proprio spianamento dell'alveo del fiume, spesso accompagnati da massicce movimentazioni e asportazioni di inerti, ove realizzati hanno provocato nel corso degli anni una drastica contrazione del popolamento ittico, legata essenzialmente all'eliminazione delle buche, delle zone di riposo e di rifugio (es. massi, tronchi sommersi, ecc.) e della vegetazione naturale delle sponde, anch'essa fonte di rifugio, ombreggiamento e alimentazione per i pesci. Lo spianamento del letto causa sempre un forte abbassamento della profondità e un aumento della superficie di scorrimento dell'acqua: nei periodi siccitosi questo fatto comporta grande dispersione dell'elemento liquido con elevati tassi di evaporazione, tali da generare condizioni incompatibili con la vita delle specie che abitualmente vivono nel fiume. In alcuni casi si arriva addirittura al completo prosciugamento del corso d'acqua.

Buone pratiche per la mitigazione degli interventi idraulici.

Al fine di evitare il raggiungimento di condizioni così estreme, assolutamente incompatibili con la vita acquatica, appare necessario limitare al massimo ogni tipo di intervento all'interno dell'alveo o nelle sue immediate vicinanze. Qualora si debbano comunque effettuare lavori nel letto del fiume, deve sempre essere previsto lo scavo di un "solco", o savanella, in grado di convogliare completamente la portata di magra (Ciuffardi e Mariotti, 2006): in questo modo si evita il prosciugamento del corso d'acqua e si assicura la possibilità di sopravvivenza della fauna ittica e dell'ecosistema acquatico. L'andamento dello scavo dovrà seguire il naturale andamento planimetrico del corso (Figg. 5.8 e 5.9): per quanto rettificato, infatti, il fiume manifesta sempre una sinuosità preferenziale e la savanella dovrà essere costruita seguendo e assecondando questa tendenza naturale. Il "solco" dovrà sempre essere posizionato sull'esterno delle curve, dove il corso tende naturalmente a erodere le sponde: il criterio di effettuare lo scavo seguendo la naturale tendenza del fiume assicura infatti che le acque vadano naturalmente a occupare la depressione artificiale, scongiurando così ogni possibile rischio di prosciugamento.



Figg. 5.8 e 5.9 – Savanella in grado di convogliare la portata di magra; il percorso dello scavo deve sempre seguire il naturale andamento planimetrico del corso d'acqua.

Per offrire ai pesci zone di riposo e di rifugio è fortemente raccomandabile inoltre posizionare in alveo grosse pietre e massi ciclopici: in questo modo la fauna ittica

può trovare punti dove nascondersi per sfuggire ai predatori, nonché aree a corrente più lenta dove riposarsi. Il posizionamento di grosse rocce in alveo permette anche la formazione di buche e di aree con substrato del fondo a granulometria fine, particolarmente adatte ad ospitare le larve di lampreda negli anni di accrescimento che precedono la metamorfosi. Anche in questo caso il posizionamento dei massi dovrà essere effettuato seguendo il naturale andamento planimetrico del corso d'acqua, lungo la lama di corrente principale che, in condizioni naturali, tende sempre a portarsi sull'esterno delle sinuosità dell'alveo (Fig. 5.10). Nella parte esterna delle curve, lungo le sponde naturalmente interessate dall'attività erosiva del corso d'acqua, potranno inoltre essere sistemati appositi pennelli in massi ciclopici, disposti obliquamente rispetto alla corrente con l'apice distale rivolto verso valle. La presenza di questi manufatti genererà due effetti positivi: da un punto di vista idraulico la sponda verrà difesa dall'attività erosiva del fiume, mentre in termini naturalistici la presenza della struttura porterà ad una maggiore diversificazione dei meso e microhabitat fluviali, con la spontanea formazione di una zona di buca a centro alveo e di un ambiente di "morta" al piede dell'opera, portando così indubbi vantaggi sia per i pesci che per l'erpetofauna e gli invertebrati acquatici.

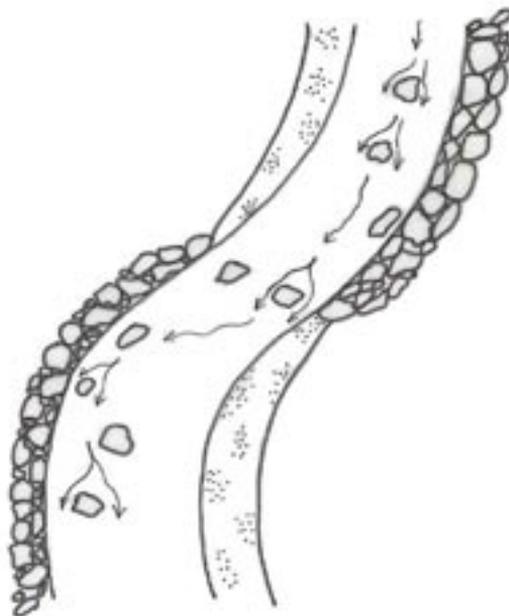


Fig. 5.10 – Massi ciclopici posizionati in alveo, lungo la linea di corrente principale, per offrire ai pesci zone di riposo e di rifugio.

La vegetazione delle rive, situata nelle immediate vicinanze dell'acqua, riveste un'importanza primaria nel mantenimento delle condizioni vitali per l'ittiofauna: le piante che crescono vicino all'acqua assicurano infatti rifugio grazie agli apparati radicali, ombreggiamento indispensabile durante il periodo estivo e possibilità di approvvigionamento alimentare a tutte le specie ittiche, sia sotto forma di frutti che di insetti. Proprio per questi motivi in occasione d'interventi in alveo o sulle sponde nelle immediate vicinanze dell'acqua appare indispensabile prevedere la

messa a dimora di talee di *Salix* spp., da effettuare nel periodo di riposo vegetativo compreso tra ottobre e marzo; allo scopo di evitare fenomeni di inquinamento genetico all'interno delle popolazioni vegetali autoctone, il materiale vivo da impiegare va opportunamente ricavato da semi o da talee provenienti da popolamenti spontanei interni al bacino idrografico.

Nei punti dove sono già presenti, le arginature in massi ciclopici rappresentano un forte ostacolo per una spontanea rinaturalizzazione delle sponde, e fungono da insormontabile barriera tra l'ambiente fluviale e le aree poste immediatamente alle spalle delle sponde. Qualora non sia possibile smantellare le massicciate per motivazioni di carattere idraulico, al fine di migliorare le condizioni ambientali delle sponde senza comunque comprometterne drasticamente la stabilità è possibile intervenire mediante lavori di abbassamento e rinverdimento delle massicciate.

In particolare si può prevedere lo spostamento del livello superiore di massi fino al piede dell'opera di arginatura, in modo da ottenere l'abbassamento della massicciata e una conseguente diminuzione della pendenza (Fig. 5.11). I massi posti in alveo alla base dell'opera vanno ancorati stabilmente nell'alveo. Alla base dei massi posti in alveo va assicurato anche un apposito telo biodegradabile, da tendere fin sopra la massicciata: in questo modo si creano delle tasche in grado di contenere il terreno, difendendolo dall'erosione nei mesi immediatamente successivi all'intervento. All'interno delle tasche, opportunamente riempite con terreno vegetale, vanno messe a dimora interrando per 3/4 della loro lunghezza talee di *Salix* spp., essenze assai efficaci nell'azione di consolidamento dei versanti e allo stesso tempo assolutamente non pericolose in caso di eventi di piena viste le loro caratteristiche di elasticità. Alla sommità dell'argine vanno poste invece a dimora, per esempio, piantine radicate di *Alnus glutinosa* e *Salix alba*. Anche in questo caso l'impianto delle essenze va effettuato nel periodo compreso tra ottobre e marzo.

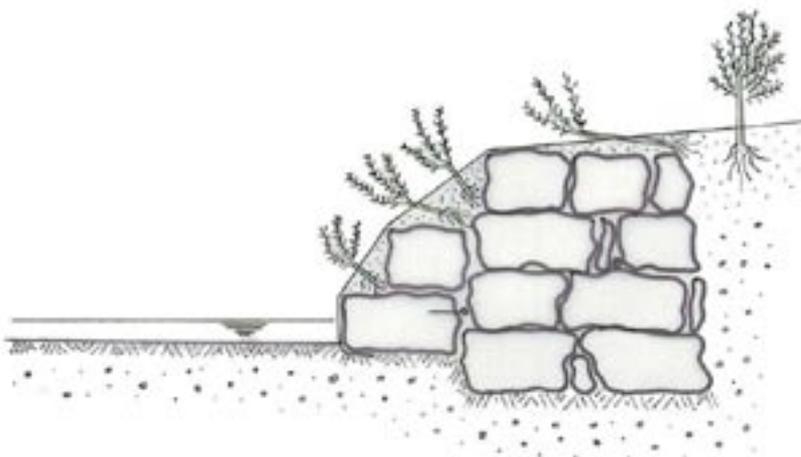


Fig. 5.11 – Metodica di abbassamento e rinaturalizzazione delle massicciate, finalizzata a raccordare maggiormente l'ambiente acquatico con le aree poste alle spalle delle sponde.

L'adozione delle soluzioni sopra indicate costituisce un passo fondamentale nell'ottica di una corretta conservazione e gestione della popolazioni ittiche del Magra-Vara, e sul medio - lungo periodo può permettere un reale e importante incremento dell'ittiofauna del bacino, sia in termini qualitativi di diversità, sia quantitativi di densità e biomassa, assicurando così un incremento spontaneo e naturale della comunità ittica spezzina.

Bibliografia

Agapito Ludovici A., Zerunian S. (a cura di), 2008. *Acque in Italia. L'emergenza continua: a rischio molte specie di pesci*. WWF Italia, 46 pp.

Bianco P.G., Delmastro G.B., 2011. *Recenti novità tassonomiche riguardanti i pesci d'acqua dolce autoctoni in Italia e descrizione di una nuova specie di luccio*. *Researches on Wildlife Conservation*. Vol. 2 (suppl.), IGF Publishing: 1-14.

Ciuffardi L., Bassani I., 2005. *Segnalazione del successo riproduttivo della lampreda di mare (Petromyzon marinus) in Provincia della Spezia*. *Biologia Ambientale*, 19 (2): 15-16.

Ciuffardi L., 2006. *Pesci*. In: Arillo A. & Mariotti M.G. (a cura di), *Guida alla conoscenza delle specie liguri della Rete Natura 2000*. Regione Liguria: 111-174.

Ciuffardi L., Mariotti M.G., 2006. *Studio delle misure di mitigazione e compensazione relative agli interventi di adeguamento idraulico all'interno del pSIC IT1332717 "Foce e medio corso del Fiume Entella"*. *Biologia Ambientale* - 2006, 20 (1): 269-276. *Atti 10° Congresso Nazionale A.I.I.A.D., Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004*.

Cosolo M., Fattori U., Rucli A., Facchin G., Zanetti M., Sponza S., 2009. *Il Cormorano. Aspetti ecologici, biologici e gestionali in Friuli Venezia Giulia*. Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, Udine: 1-35.

Kottelat M., Freyhof J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 pp.

Lorenzoni M., Maio G., Nonnis Marzano F., 2005. *Stato attuale delle conoscenze sulle popolazioni autoctone di trota in Italia: necessità di un approccio integrato*. *Quaderni ETP*, 33/2004: 1-12.

Mariotti M.G., Arillo A., Parisi V., Nicosia E., Diviacco G., 2002. *Biodiversità in Liguria. La Rete Natura 2000*. Regione Liguria Assessorato Ambiente e Territorio, Microart's, 299 pp.

Provincia della Spezia, 1994. *Progetto per la selezione ed il recupero di un ceppo autoctono di trota fario dell'Appennino Ligure*. Tipolitografica La Spezia, 8 pp.

Raggi G., 1985. *Neotettonica ed evoluzione paleogeografica plio-pleistocenica del bacino del Fiume Magra*. *Memorie della Società Geologica Italiana*, 30 (1985), 35-62.

Zerunian S., 2004. *Pesci delle acque interne d'Italia*. *Quad. Cons. Natura*, 20, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 257 pp.

6 - Problematiche di conservazione dell'erpeto fauna.

Sebastiano Salvidio

Che cosa si intende per erpetofauna?

Il termine erpetofauna include gli anfibi e i rettili che sono gruppi animali assai diversificati dal punto di vista biologico ed ecologico. Gli anfibi hanno pelle nuda e spesso (ma non in tutti i casi, come ad esempio nei geotritoni) una fase del ciclo vitale legata all'ambiente acquatico, in cui vengono deposte le uova e si sviluppano le larve dotate di branchie, e una fase adulta terrestre che può essere relativamente svincolata dalla presenza di acqua.

I rettili invece hanno il corpo ricoperto da squame cornee, depongono le uova in ambiente terrestre e da adulti sono completamente terrestri, come le lucertole e molti serpenti, o frequentare l'ambiente acquatico per alimentarsi o termoregolarsi, come le testuggini palustri e le natrici (serpenti acquatici comunemente conosciuti come bisce d'acqua). E' evidente quindi come anfibi e rettili possiedano caratteristiche biologiche ed esigenze ecologiche tra loro assai differenziate.

Questi animali hanno però anche alcune caratteristiche in comune: le dimensioni ridotte, il fatto di essere animali eterotermi con temperatura corporea dipendente da quella ambientale, le scarse capacità di spostamento e, infine, i fondamentali ruoli ecologici di "predatore" all'apice della catena trofica e anche di "preda" in molti ecosistemi. Infatti, gli anfibi sono i principali predatori d'invertebrati acquatici nelle piccole raccolte temporanee d'acqua (pozze, stagni, acquitrini, piccoli ruscelli) dove i pesci non sono presenti. D'altro canto le uova e i girini degli anfibi spesso costituiscono un'abbondante ed essenziale fonte di cibo per molti predatori acquatici, come uccelli, rettili e invertebrati.

Anche i rettili, e in particolare i serpenti, costituiscono un importante gruppo di predatori terrestri che si nutre di piccoli vertebrati quali mammiferi, anfibi e rettili. Infine, in molti ambienti terrestri, come ad esempio praterie, pascoli, campi coltivati e ambienti di transizione tra un ecosistema e l'altro (i cosiddetti "ecotoni"), le lucertole costituiscono insieme ai piccoli mammiferi la principale fonte di cibo per uccelli rapaci, mammiferi e serpenti.

L'importanza degli ambienti umidi per l'erpeto fauna.

La parte terminale del bacino del fiume Magra rappresenta la più estesa piana alluvionale dell'intera Liguria. In quest'area sono ancora presenti ambienti ed ecosistemi poco rappresentati o addirittura del tutto assenti nel resto della regione. Anche la posizione geografica del Magra costituisce un fattore di rilievo che determina un elevato interesse per quanto riguarda la sua biodiversità. Infatti, la piana del Magra è in diretta continuità con gli ambienti appenninici e costieri della Toscana, in cui sono presenti numerose specie endemiche italiane o

comunque al limite settentrionale di areale, come ad esempio l'ululone appenninico *Bombina pachypus* e la lucertola campestre *Podarcis sicula*.

Numerose sono le specie di anfibi e rettili tutelate dalla Direttiva Habitat presenti nel SIC "Parco del Magra-Vara" e nelle zone umide alluvionali a esso adiacenti e incluse nel SIC "Piana del Magra". Pertanto la conservazione non solo degli ambienti umidi, ma anche di quelli ripariali (sponde sabbiose e vegetazione di ripa) a essi adiacenti e strettamente legati dal punto di vista ecologico, potrà garantire la persistenza di molte popolazioni di anfibi e rettili protetti a livello europeo e nazionale, oppure rari e a volte in declino a livello regionale (Tabella 6.1). Per quanto riguarda le principali esigenze ecologiche degli anfibi e rettili è possibile osservare che ogni singola specie è legata alla presenza di un "mosaico" di microhabitat, la cui conservazione è necessaria per garantirne la persistenza a lungo termine. E' inoltre importante osservare che l'ambiente fluviale vero e proprio non è particolarmente favorevole agli anfibi, che di solito si riproducono e si alimentano nelle aree periferiche (torrenti, canali, pozze, lanche), preferendo spesso evitare l'alveo fluviale vero e proprio. In effetti il corso principale dei grandi fiumi è di solito caratterizzato da elevata profondità e da forte corrente: Esso è quindi colonizzato in modo massiccio dalle popolazioni di pesci che tendono ad occupare tutte le principali nicchie ecologiche a disposizione in senso verticale nella colonna d'acqua e in senso orizzontale nelle diverse zone dell'alveo. Pertanto i pesci, predatori e competitori acquatici altamente specializzati, tendono ad escludere gli anfibi che si concentrano presso le sponde, nelle zone allagate permanenti e temporanee con bassa profondità e lungo le rive in ambiente terrestre.

L'ambiente fluviale nel suo insieme è invece molto favorevole ai rettili semiacquatici come le natrici (*Natrix natrix*, *Natrix tessellata*), serpenti che cacciano prevalentemente pesci e anfibi. Sulle sponde fluviali e negli ambienti ripariali più o meno soleggiati e coperti da vegetazione erbacea rada e da arbusti, sono abbondanti le popolazioni di lucertola (*Podarcis spp.*), ramarro (*Lacerta bilineata*) e i serpenti terrestri come biacco (*Coluber viriflavus*) e saettone (*Elaphe longissima*).

Tab. 6.1. - Importanza relativa dei principali ambienti per la conservazione dell'erpeto fauna dei SIC "Parco del Magra-Vara" e "Piana del Magra". Il numero di asterischi è proporzionale alla rilevanza dell'ambiente per la specie.

Specie	Direttiva Habitat	Ambiente fluviale	Lanche (in alveo bagnato)	Sponde laterali e aree aperte	Bozi, pozzi artificiali (fuori alveo bagnato)	Canali, fossi irrigui	Ambiente torrentizio	Zone forestali adiacenti
Anfibi								
<i>Bombina pachypus</i>	II, IV			*	***			
<i>Bufo bufo</i>	-	*	*	*		*	*	**
<i>Bufo viridis</i>	IV	*	*	***	*	*		
<i>Hyla intermedia</i>	IV		*		**	*		*
<i>Rana klepton</i> <i>esculenta</i> (comprende <i>R. lessonae</i> e l'ibrido <i>R. esculenta</i>)	IV, V	*	**	*	**			
<i>Rana dalmatina</i>	IV			**	**	*	*	
<i>Triturus alpestris</i>	-				**	**		*
<i>Triturus vulgaris</i>	-				*	***		
<i>Salamandra salamandra</i>	-			*			***	***
Rettili								
<i>Coluber viridiflavus</i>	IV			***				*
<i>Elaphe longissima</i>	IV							***
<i>Lacerta bilineata</i>	IV			***				
<i>Podarcis muralis</i>	IV			**				*
<i>Podarcis sicula</i>	IV			***				
<i>Natrix natrix</i>	-	**	*	*	*	*	*	*
<i>Natrix tessellata</i>	IV	***	*	*		*	*	

Effetti della gestione dell'alveo, delle zone umide perifluviali e dei canali irrigui sull'erpeto fauna.

Sono molte le attività umane legate alle misure di manutenzione e alla realizzazione delle infrastrutture che minacciano la continuità ecologica e le dinamiche naturali dei corsi d'acqua come Magra e Vara. Dal punto di vista delle popolazioni animali, le strategie di conservazione degli ambienti fluviali in senso stretto sono di solito indirizzate alla salvaguardia di pesci e uccelli che utilizzano il fiume come corridoio di migrazione, area di riproduzione, di sosta o ambiente di alimentazione. In generale non esiste contrasto tra la gestione dell'ambiente fluviale per la conservazione dei pesci e degli uccelli e quella per l'erpeto fauna. E' comunque importante rilevare che l'Autorità di Bacino interregionale del Fiume

Magra ha fatto proprie le esigenze di una gestione naturalistica tramite vari documenti che sono all'avanguardia in Italia, anche se restano di difficile attuazione pratica. Tali indicazioni sono state comunque in parte riprese nella recente Deliberazione regionale (N. 1507, del 6 novembre 2009) e sono pertanto già in vigore nei SIC "Parco del Magra-Vara" e "Piana del Magra".

In generale tutte le azioni atte a mantenere o aumentare le caratteristiche di sinuosità e diversificazione naturale dell'alveo principale e degli alvei secondari hanno come effetto quello di aumentare la diversità dei microhabitat acquatici e ripariali disponibili per la fauna acquatica. Questa diversificazione favorisce non solo le comunità di pesci ma anche molte popolazioni di anfibi e rettili che come abbiamo visto gravitano in o presso l'alveo principale e le zone umide perfluviali. In particolare, le natrix *Natrix natrix* e *N. tessellata* che si alimentano di pesci di dimensioni medio - piccole sono sicuramente avvantaggiate dall'aumento della biomassa e della varietà delle specie di pesci presenti nel fiume. Per quanto riguarda specifiche misure di gestione a vantaggio dell'erpeto fauna possiamo aggiungere anche la realizzazione di cumuli fissi di massi, grosse pietre e ciottoli, in posizione periferica rispetto dall'alveo principale. Questi cumuli, se opportunamente ancorati, possono costituire rifugi temporanei e siti di svernamento per lucertole, serpenti e anfibi senza costituire pericolose ostruzioni al flusso della corrente.

Altro elemento gestionale importante è il mantenimento e la rinaturalizzazione della vegetazione ripariale strettamente connessa con le zone umide perfluviali a bassa profondità. Queste zone umide sono alimentate dalle periodiche esondazioni del fiume e sostengono una vegetazione altamente specializzata ed eterogenea con dominanza di carici (*Carex* sp.) e canne (generi *Typha* e *Phragmites*). Il suolo di queste aree è spesso sommerso, con sedimenti saturi d'acqua e ricchissimi di sostanza organica che viene degradata lentamente a causa delle perduranti condizioni di anossia. La vegetazione delle zone umide perfluviali ha importanti funzioni di fitodepurazione delle acque che provengono dalle zone agricole circostanti, di trattenimento dei sedimenti con diminuzione del trasporto solido di fondo, di aumento del filtro microbico batterico e algale e di creazione di microhabitat per molti anfibi come le rane verdi *Rana esculenta* e *R. lessonae*, dei rospi *Bufo viridis* e *Bufo bufo* che depongono le uova in acque basse e stagnanti. Questi ambienti sono anche potenziali habitat riproduttivi per la raganella italiana *Hyla intermedia*, specie in fortissima diminuzione nell'intera piana alluvionale del Magra.

Per quanto riguarda i lavori di ordinaria manutenzione in alveo e sulle sponde, si rafforza la necessità di effettuarli nei periodi tardo autunnali e invernali (novembre-febbraio), come espressamente indicato dall'Autorità di Bacino interregionale del fiume Magra nei documenti di progettazione ambientale dei lavori fluviali, in modo da limitarne l'interferenza con le popolazioni di anfibi e rettili presenti. Attualmente in base alla normativa regionale (D.G.R. n. 1507 del 2009), vige il divieto di intervenire sulla vegetazione riparia dal 1 marzo al 30 giugno e dal 15 agosto al 15 settembre. Per i lavori di manutenzione straordinaria possono essere fatte eccezioni a tale regola temporale.

Inoltre, al termine degli eventuali lavori di manutenzione idraulica e sulla vegetazione, si consiglia sempre di ostruire le vie di accesso all'alveo principale

utilizzate dai mezzi meccanici, con grandi massi o cunette di terra al fine di limitare il traffico di veicoli non autorizzati. Alcune di queste attività gestionali sono già state realizzate nell'ambito del Progetto LIFE+ P.A.R.C., e sono illustrate a parte nel capitolo 8.

Rispetto alle zone umide perifluviali descritte in precedenza, i "bozi" e i canali irrigui, spesso di origine artificiale, si trovano al di fuori dell'alveo bagnato e sono tendenzialmente slegati dalle esondazioni stagionali del corso principale del fiume. Nella piana del Magra questa tipologia è esemplificata dai canali irrigui (torrenti rettificati o fossi creati ex novo per l'irrigazione) e dai "bozi" (depressioni allagate create dalle attività di cava di sedimenti ormai in abbandono). Per quanto riguarda i fossi e i canali, di solito a percorso fortemente rettilineo, è consigliabile il taglio della vegetazione spondale su un solo lato alla volta in modo da permettere la conservazione della vegetazione e della fauna ad essa associata. Sarebbe inoltre utile mantenere chiazze di vegetazione spontanea erbacea e arbustiva in prossimità degli argini, come habitat di rifugio terrestre e come centri di diffusione. Questi semplici accorgimenti permetterebbero di mantenere l'habitat trofico e riproduttivo dei tritoni (*Triturus alpestris* e *T. vulgaris*) della rana agile (*Rana dalmatina*), specie ormai in forte declino nella piana del Magra, a causa della riduzione degli ambienti umidi per interrimento e per la continua espansione del gambero alloctono *Procambarus clarki* (gambero rosso della Louisiana).

Per quanto riguarda le zone umide ad acque stagnanti (bozi), le attività di gestione dovrebbero ridurre le presenze di popolazioni di specie alloctone invasive, come pesci gatto e persico sole, delle testuggini esotiche e del gambero rosso. Lo scavo di nuovi stagni di piccole dimensioni, caratterizzati da un idroperiodo fortemente stagionale, potrebbe essere molto importante per sostituire gli stagni completamente colonizzati dai pesci e ormai inadatti alla riproduzione degli anfibi.

Le tipologie di realizzazione degli stagni può essere varia. Si possono utilizzare vasche da giardino in materiale plastico preformato, teli impermeabili con sottotelo e sopratelo protettivi o scavi più profondi impermeabilizzati con cemento. Le tipologie dipendono dalle dimensioni previste, dal tipo di substrato e dalle risorse disponibili. Il miglior periodo per la realizzazione di tali invasi è quello invernale, quando peraltro la presenza di vegetazione è minima. In ambiente mediterraneo sono sufficienti pochi mesi affinché la pozza venga colonizzata spontaneamente da vegetazione e fauna acquatica.

Inoltre, se realizzate in ambiente agricolo queste piccole pozze d'acqua possono essere anche sfruttate, in periodo estivo, come risorse idriche per l'irrigazione.

Alcune di queste vasche artificiali sono state realizzate in provincia della Spezia proprio in ambiente agricolo, e hanno dato buoni risultati per quanto riguarda l'effetto paesaggistico, l'utilizzo tradizionale della risorsa acqua e la colonizzazione di specie di anfibi fortemente a rischio come l'ululone appenninico (vedi Box di approfondimento sull'ululone appenninico).

Tali esempi confermano che la presenza di specie di fauna protette non impedisce anzi tende a favorire il mantenimento delle attività agricole tradizionali del paesaggio ligure.

Per quanto riguarda la gestione delle zone boschive presenti lungo il percorso degli affluenti secondari del bacino del Magra e del Vara, bisogna tener conto che questi ambienti, seppur apparentemente slegati dal corso d'acqua principale, svolgono in realtà una funzione fondamentale per l'ecologia e il funzionamento del fiume. Essi infatti garantiscono non solo la regolazione degli eventi di piena, ma mantengono anche la continuità ecologica delle diverse comunità animali e vegetali che colonizzano l'intero percorso fluviale. Nelle parti più a monte la vegetazione naturale è inserita in un mosaico di ambienti agro - forestali, in cui è ancora presente uno sfruttamento agricolo tradizionale. Pertanto nelle vallette laterali il taglio del bosco "a raso" dovrebbe essere evitato o realizzato solo su una sponda per volta. Nel caso di potature e tagli effettuati per motivi di sicurezza il materiale grossolano andrebbe comunque sminuzzato, al fine di ridurre l'ingombro e la pericolosità idraulica, e lasciato in posto. Nei torrenti di scarsa portata la gestione del buffer ripariale boscoso appare fondamentale per conservare la stabilità delle sponde e regolare le piene durante i periodi di elevata piovosità. In ambiente terrestre a scarsa pendenza il mantenimento degli alberi abbattuti a terra, se ben incastrati nel substrato, favorisce la creazione di microambienti favorevoli alla fauna del suolo, crea diversificazione spaziale e aumenta la diversità faunistica e floristica dell'ambiente forestale.

Box di approfondimento: l'ululone appenninico indicatore di un uso tradizionale del territorio

L'ululone appenninico (*Bombina pachypus*) è un rospo di piccole dimensioni che non supera i 5 cm di lunghezza totale. Il suo dorso è verrucoso di colore bruno e il ventre è giallo con macchie grigio-azzurre (Fig. 6.1 a e b).



Fig. 6.1a – Ululone appenninico – vista dorsale



Fig. 6.1b – Ululone appenninico – vista ventrale

Il colore giallo acceso del ventre è un segnale visivo ai predatori: infatti la pelle dell'ululone contiene sostanze fortemente tossiche. Il nome ululone deriva dal verso che il maschio emette in periodo riproduttivo per richiamare la femmina: si tratta di un sommesso "hoo hoo hoo" ripetuto ogni 2 secondi. L'ululone è un anfibio molto legato alle acque stagnanti o poco correnti e si riproduce in piccoli invasi come stagni, lavatoi, abbeveratoi o in pozze laterali dei torrenti. In Liguria i principali habitat sono le piccole pozze per l'abbeverata e l'irrigazione, invasi

creati e mantenuti dalle pratiche agricole e pastorali tradizionali. La riduzione delle pozze artificiali dovuta all'abbandono delle campagne, la scarsa piovosità e alcune malattie fungine epidemiche a cui questi animali sono particolarmente sensibili, hanno fortemente ridotto le popolazioni di ululone appenninico in molte regioni italiane e purtroppo anche in Liguria. Il Parco regionale Montemarcello - Magra, in collaborazione con l'Università di Genova, da alcuni anni sta realizzando un progetto di studio e di conservazione della specie in tutta la Val di Vara e del Magra. In particolare sono state realizzate alcune nuove vasche con materiale locale che funzionano da siti riproduttivi per la specie e possono essere sfruttati anche come abbeveratoi per il bestiame (Fig. 6.2 a e b)



Fig. 6.2 a – Abbeveratoio



Fig. 6.2 b – Abbeveratoio

Si tratta di un bell'esempio di come la conservazione della biodiversità non sia in contrasto ma anzi possa pienamente integrarsi con le pratiche agricole tradizionali dell'uso del nostro territorio.

Bibliografia

Autorità di Bacino interregionale del Fiume Magra, 2001. Elementi di progettazione ambientale dei lavori fluviali. 30 pp. Allegato 3. Piano Stralcio "Assetto Idrogeologico" del bacino del Fiume Magra del Torrente Parmignola. Adottato il 27 aprile 2006.

Bartoli M., Viaroli P., 2006. Ecologia delle zone umide, con particolare riferimento a processi e funzioni ecologiche. Biologia Ambientale, 20:43-54.

Regione Liguria, 2009. Deliberazione della Giunta Regionale 06.11.2009 N. 1507. Misure di salvaguardia per habitat di cui all'Allegato I della Direttiva 92/43/CEE ai sensi della L.R. 28/2008. Bollettino Ufficiale della Regione Liguria, anno XL, N. 48, Parte II (2.12.2009): 5988-5993.

Sansoni G., 1993. La rinaturalizzazione degli ambienti fluviali. Trento, 78 pp.

Scoccianti C., 2001. Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione. WWF Italia, Sezione Toscana, Editore Guido Persichino Grafica, Firenze 430 pp.

CISBA, 1993. La gestione naturalistica dei fossi. Allegato a Biologia Ambientale 1. (traduzione di Newbold C., Honnor J., Buckley K. 1989. Nature conservation and management of drainage channels. Nature Conservancy Council).

7 - I crostacei decapodi del Bacino del Vara - Magra.

Sebastiano Salvidio

I corsi d'acqua del bacino del Vara - Magra ospitano, oltre a numerose specie di pesci, anfibi e rettili di grande interesse conservazionistico, anche due specie di crostacei decapodi autoctoni italiani: il gambero d'acqua dolce *Austropotamobius pallipes* e il granchio di fiume *Potamon fluviatile*. La distribuzione di queste specie in Italia e nella Provincia della Spezia è particolare, in quanto questi due crostacei non convivono mai nello stesso identico sito. Gambero e granchio infatti sono animali "vicarianti", cioè che svolgono lo stesso ruolo ecologico nell'ecosistema acquatico e che occupando nicchie simili tendono ad escludersi. Infatti, avendo caratteristiche ecologiche e alimentari relativamente simili, gambero e granchio entrano in forte competizione ecologica tra loro e il granchio, più competitivo, tende a escludere l'altra specie. In ambiente sperimentale infatti è stato dimostrato che il granchio è fortemente dominante sul gambero e non solo lo esclude dalle tane e dalle risorse alimentari migliori, ma addirittura se ne ciba predandolo attivamente. Per questi motivi l'attuale distribuzione delle due specie non è mai coincidente e le popolazioni di granchio occupano sempre le porzioni di torrente o di fiume più favorevoli e ricche di risorse, mentre le popolazioni di gambero possono sopravvivere solo in torrenti montani, con forte acclività, con intensa corrente e temperature dell'acqua relativamente basse (Fig. 7.1).

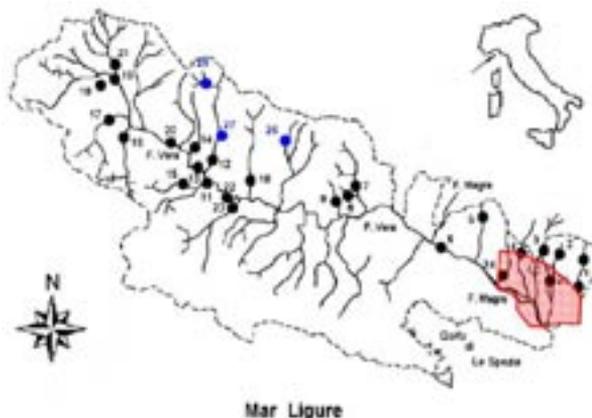


Fig. 7.1 - Distribuzione dei crostacei decapodi nel bacino del Vara - Magra in provincia della Spezia. I pallini neri (siti 1-25) indicano le stazioni di granchio di fiume; i pallini blu (siti 26-28) quelle di gambero d'acqua dolce; l'area tratteggiata in rosso la diffusione del gambero della Louisiana (modificato da Braida T. et al. 2000).

Parte della loro diversa adattabilità all'ambiente è dovuta alla diversa morfologia. Il gambero infatti ha un carapace aperto posteriormente e pertanto le sue branchie solo parzialmente protette si disidratano velocemente. Il granchio invece ha l'addome ripiegato sotto il carapace a formare una vera e propria camera stagna che permette all'animale di resistere anche molte ore fuori dall'acqua.

Sono infatti ben note le caratteristiche “anfibe” dei granchio di fiume che di notte è in grado di uscire dall’acqua per cercare cibo anche in ambiente forestale e spesso addirittura nei campi coltivati e nei frutteti.

Se si tiene conto inoltre che i gamberi d’acqua dolce sono anche più sensibili alle alterazioni della qualità chimica e biologica delle acque e che sono particolarmente colpiti dalle patologie diffuse dalle popolazioni di gambero alloctono *Procambarus clarkii*, ormai ampiamente diffuse in tutto il bacino del fiume Magra e in molti altri bacini italiani, possiamo facilmente capire come ormai le popolazioni di gambero siano in continua rarefazione in tutta Italia e anche nella Provincia della Spezia.

Le principali caratteristiche delle due specie sono sinteticamente esposte nella tabella 7.1.

Tab. 7.1 - Sintesi delle principali caratteristiche ecologiche del gambero d’acqua dolce e del granchio di fiume.

	
<i>Fig. 7.2 - Gambero di fiume</i>	<i>Fig. 7.3 - Granchio di fiume</i>
Nome scientifico: <i>Austropotamobius pallipes</i>	Nome scientifico: <i>Potamon fluviatile</i>
Distribuzione generale: Europa centrale (Inghilterra, Germania, Francia), Italia e Spagna.	Distribuzione generale: tutta l'Italia appenninica (compresa la Sicilia) e penisola balcanica.
Distribuzione nel Magra-Vara: piccoli torrenti montani dell'alta Val di Vara (Chiusola e Gottero).	Distribuzione nel Magra-Vara: dal torrente Parmignola fino a Varese Ligure.
Livello di protezione: IUCN “minacciato”; Direttiva Habitat “all. II e V”; Legge regionale Liguria “specie protetta”	Livello di protezione: IUCN “quasi minacciata”; Legge regionale Liguria “specie protetta”
Ecologia: strettamente acquatico, predilige corsi d'acqua con basse temperature a substrato grossolano (ghiaia e massi).	Ecologia: acquatica termofila che vive in acque poco correnti o stagnanti con substrati fini e medi. È in grado di uscire dall'acqua alla ricerca di cibo.
Distribuzione altitudinale: dal livello del mare a circa 1000 m.	Distribuzione altitudinale: dal livello del mare a circa 600 m.
Riproduzione: si accoppia a fine autunno; la femmina mantiene le uova sotto al carapace fino a giugno-luglio dell'anno successivo.	Riproduzione: si accoppia in primavera; la femmina mantiene le uova sotto al carapace per circa due mesi.
Alimentazione: onnivoro, si ciba di piccoli invertebrati acquatici, alghe e detrito animale e vegetale caduto in acqua.	Alimentazione: onnivoro, si ciba in acqua e a terra di piccoli invertebrati e vertebrati (pesci e anfibi) e di detrito animale e vegetale.
Curiosità: studi genetici hanno mostrato che le popolazioni iberiche sono state importate dall'Italia, probabilmente per scopi alimentari.	Curiosità: in ambiente urbano a Roma vive una popolazione di granchio di fiume.
Minacce: inquinamento chimico e captazione delle acque; introduzione di popolazioni di gamberi alloctoni.	Minacce: alterazione fisica e deforestazione delle sponde lungo i corsi d'acqua.

Dal punto di vista della conservazione entrambe le specie necessitano di sponde e alvei in condizioni di naturalità, con elevata varietà di microhabitat e con composizione faunistica del macrobenthos ben strutturata. Il gambero non tollera l'inquinamento chimico delle acque e l'introduzione di popolazioni di gamberi alloctoni come il gambero della Louisiana (*Procambarus clarkii*) e il gambero americano (*Pacifascatus leniusculus*), che sono specie ecologicamente più adattabili e portatrici di una malattia fungina (genericamente chiamata "peste del gambero") a cui in gamberi autoctoni sono particolarmente sensibili. La continua diffusione naturale e antropica di queste specie, ottime colonizzatrici, sta drasticamente riducendo la densità e la distribuzione delle popolazioni di gambero d'acqua dolce in tutta Europa. Nel bacino del Magra-Vara il gambero della Louisiana introdotto da poco più di un decennio nelle zone di fondovalle della piana, non sembra essere giunto ancora in contatto con il gambero autoctono che è presente solo nelle parti montane dei torrenti dell'alta Val di Vara. Gli effetti negativi del gambero della Louisiana sono purtroppo ormai ben visibili localmente sulle popolazioni di anfibi, ormai in forte regressione in tutta la Piana del Magra.

Infine, per quanto riguarda le azioni gestionali effettuate nell'ambito del progetto LIFE+ P.A.R.C., esse sono state importanti non solo per il ripristino della continuità fluviale lungo l'asta principale del bacino, ma anche perché rendono possibili i collegamenti ecologici tra i piccoli affluenti laterali alle diverse quote. Questi piccoli corsi d'acqua sono ambienti spesso poco tutelati e sottovalutati dal punto di vista ecologico. In realtà essi consentono a molti gruppi animali come pesci e anfibi di mantenere nuclei di popolazioni "sorgente" da cui è possibile che avvengano le ricolonizzazioni delle zone alterate dalle attività antropiche o dalle piene periodiche. Questo effetto è valido in particolare per le popolazioni di gambero e granchio di fiume che attualmente sono in forte riduzione a livello locale in tutto il territorio della Liguria a causa dell'alterazione dei principali corsi d'acqua.

Bibliografia

Braida L., 2000. Il gambero *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Provincia della Spezia. Fauna 2000 – Indagini sulla fauna del comprensorio provinciale spezzino, La Spezia: 18-20.

Braida T., 2000. Struttura demografica e accrescimento di una popolazione di *Potamon fluviatile* (Herbst, 1795) residente nel torrente Isolone. Fauna 2000 – Indagini sulla fauna del comprensorio provinciale spezzino, La Spezia: 14-17.

Braida T., Mori M., Salvadio S., 2001. Note sulla distribuzione di *Potamon fluviatile* (Herbst) (Crustacea, Decapoda, Potamidae) in Liguria. Doriana, Atti Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria", Genova, 7 (320): 1-7.

Ciuffardi L., Mori M., Braida L., Pini D., Arillo A., 2009. I crostacei decapodi del bacino del fiume Magra (La Spezia, Italia Nord Occidentale). Atti Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria", Genova, 50: 273-291.

Salvadio S., Mori M., Lattes A., Galli L., Arillo A., 2002. The freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) in Liguria, NW Italy: implications for management at the regional level. Bulletin Français Pêche et Pisciculture, 367:663-670.

8 - Miglioramento della funzionalità fluviale: risultati del progetto LIFE+ P.A.R.C.

Attilio Arillo, Andrea Balduzzi, Matteo Barzan, Fernando Benattelli, Luca Braida, Luca Ciuffardi, Enrico Marconato, Enrico Monaci, Sebastiano Salvidio, Michele Spairani

La realizzazione dei passaggi per l'ittiofauna e il controllo della loro funzionalità.

Un primo importante risultato del Progetto LIFE+ P.A.R.C. è stato quello di dimostrare che le infrastrutture appositamente realizzate per migliorare la continuità fluviale di Magra e Vara sono realmente utilizzate come vie di risalita da parte dell'ittiofauna ed in grado di contribuire efficacemente agli obiettivi di conservazione della biodiversità e dell'ambiente fluviale imposti dalle normative internazionali, nonché potenzialmente in grado di incrementare la produttività ittica del Magra-Vara.

Esistono sistemi diretti e indiretti per dimostrare che i passaggi per pesci ripristinano la continuità longitudinale dei corsi d'acqua, ma quelli diretti sono sicuramente più convincenti (Ordeix *et al.*, 2011). I metodi diretti infatti si basano sull'osservazione della risalita dell'ittiofauna all'interno del passaggio o sulla marcatura di pesci a valle e la loro ricattura nella parte superiore dello stesso.

Nel corso del 2011 la funzionalità di un passaggio per pesci tipo "fish ramp" costruito in corrispondenza di una briglia trasversale in località Pian di Follo (sigla VR02) è stata verificata tramite un esperimento di cattura, marcatura e ricattura dell'ittiofauna.

La struttura sottoposta a verifica è costituita da una rampa a lieve pendenza con massi ciclopici (boulders) disposti in verticale, saldamente ancorati sul fondo e regolarmente spazati; è lunga circa 35 m, larga in media 9 m e corrisponde a una superficie di circa 315 m² (Figura 8.1).



Fig. 8.1 - Passaggio per pesci VR02 realizzato con massi ciclopici.

La Società Eaulogie, su incarico dall'Ente Parco, ha effettuato lo studio marcando in totale 74 pesci con elastomeri colorati (siliconi non tossici, iniettati sottocute) e con passive – integrated - transponders o PIT - tags, piccoli emettitori di segnali elettromagnetici rilevabili da una apposita antenna ricevente posta trasversalmente alla fish ramp (Figura 8.2).

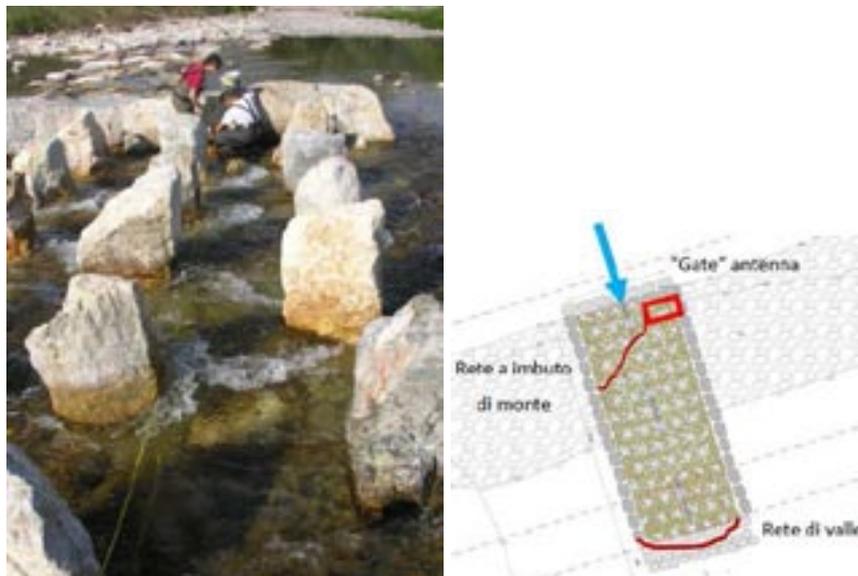


Fig. 8.2 - A sinistra: la messa in posto dell'antenna ricevente all'interno della fish ramp VR02. A destra: schema che illustra la modalità di collaudo del passaggio per pesci. La freccia blu indica la direzione della corrente.

Dai risultati esposti nella tabella 8.1 si evince chiaramente che tutte le specie ittiche marcate, ad eccezione del muggine di cui era stato marcato un solo individuo, sono state in grado di risalire controcorrente utilizzando il passaggio per pesci.

Tab. 8.1

Nome comune Nome scientifico	Marcati e rilasciati a valle del passaggio	Ricatturati nella parte superiore del passaggio
Anguilla - <i>Anguilla anguilla</i>	14	1
Barbo comune - <i>Barbus plebejus</i>	36	1
Cavedano - <i>Leuciscus cephalus</i>	17	8
Vairone - <i>Leuciscus souffia</i>	5	2
Trota fario - <i>Salmo trutta trutta</i>	1	1
Muggine - <i>Mugil cephalus</i>	1	-
Totale	74	13

Parallelamente all'indagine condotta da Eaulogie, i ricercatori dell'Università di Genova hanno effettuato campionamenti tramite elettrostorditore (Fig. 8.3)

all'interno dello stesso passaggio, al fine di valutare l'utilizzazione di questa struttura da parte della comunità ittica, sia essa stanziale o migrante.



Fig. 8.3 - Esempio di campionamento di ittiofauna con elettroscorditore spallabile a batteria.

Sono stati effettuati campionamenti ittici sia all'interno del passaggio sia in ambiente naturale a valle dello stesso, per avere un confronto tra le due tipologie ambientali (Fig. 8.4).

Tab. 8.2 - Confronto tra l'ittiofauna presente all'interno e a valle del passaggio per pesci di Pian di Follo VR02.

Specie	Passaggio per pesci (area 315 m²)	In ambiente naturale (area 1035 m²)
Anguilla	10	19
Barbo comune	67	32
Cavedano	24	63
Cavedano etrusco	11	14
Cobite	0	2
Vairone	1	28
Trota fario	2	0
Ghiozzo	0	2
Rovella	3	0
Lampreda mare	0	2
Totale	118	162



Fig. 8.4 – Misurazione del pescato.

I risultati mostrano che la comunità ittica campionata all'interno del passaggio per pesci appare diversificata e costituita in particolare da specie amanti della corrente come barbo comune, rovella e trota fario. E' evidente che i pesci reofili trovano un habitat favorevole all'interno della fish ramp caratterizzata da corrente elevata, forte ossigenazione e probabilmente anche abbondanti risorse trofiche. Per alcune specie, come ad esempio il barbo comune, la densità degli esemplari appare molto superiore all'interno del passaggio per pesci ($0,36$ individui/m²) rispetto a quella fuori ($0,04$ individui/m²). Al contrario, la funzionalità dei passaggi per l'ittiofauna non può essere dedotta dall'assenza, all'interno delle scale di risalita, di specie che prediligono ambienti caratterizzati da acque lente e substrati sabbiosi-melmosi (ammoceti, cobite) o poco vagili e con abitudini strettamente bentoniche (ghiozzo), o infine tipiche di zone salmastre e di estuari (muggine).

Alla luce di queste osservazioni si può concludere che entrambe le metodologie di campionamento utilizzate nel 2011 per lo studio del primo passaggio per pesci realizzato nell'ambito del progetto LIFE+ P.A.R.C. hanno fornito importanti informazioni sulla valenza naturalistica della struttura.

Il passaggio per pesci ha effettivamente migliorato la connessione longitudinale del corso d'acqua, mitigando l'effetto negativo di una briglia trasversale che rendeva difficile la risalita dell'ittiofauna.

Infine l'abbondanza di pesci reofili presenti all'interno del passaggio indica che tale struttura è fortemente utilizzata ai fini trofici e di ossigenazione da un'importante componente del popolamento ittico.

I passaggi per pesci, pur essendo habitat artificiali, si sono quindi dimostrati in grado di aumentare la complessità ambientale e favorire le migrazioni longitudinali ripristinando la funzionalità dell'intero ecosistema fluviale.

Il successo riproduttivo della lampreda di mare: una conferma del miglioramento dell'ambiente fluviale.

Le attività di monitoraggio dell'ittiofauna effettuate nell'ambito del progetto sono state condotte in stretta collaborazione tra personale scientifico, Polizia provinciale della Spezia, guardapesca e volontari appartenenti alle associazioni di pesca locali. Tale collaborazione ha permesso di raccogliere dati dettagliati sulle specie target e nello stesso tempo di creare una maggior consapevolezza a livello locale dell'importanza e dell'emergenza faunistiche presenti del fiume.

Le lamprede di mare, come già detto nel Capitolo 5, risalgono molte decine di km nei corsi d'acqua per riprodursi su substrato ciottoloso o ghiaioso. Una volta trovata la granulometria adatta la femmina e il maschio di lampreda scavano, utilizzando la grande bocca circolare, una depressione nel letto del fiume in cui sono deposte le uova (Figura 8.5).



Fig. 8.5 - Coppia di lamprede di mare intente ad allestire il sito di deposizione delle uova.

Tali depressioni corrispondono a singoli eventi riproduttivi. E' pertanto possibile contare il numero di coppie in frega e stimare il tasso di riproduzione annuale dell'intera popolazione. Dopo le prime conferme di eventi riproduttivi di lampreda di mare lungo il Vara (Ciuffardi e Bassani, 2005), il conteggio dei siti riproduttivi della specie è stato effettuato regolarmente dal 2006 nei vari tratti del fiume. E' stato così possibile studiare la variazione nel tempo del suo successo

riproduttivo, che sembra essere fortemente influenzato sia dalle condizioni climatiche stagionali sia dallo stato ecologico globale dell'ecosistema fluviale (Ciuffardi *et al.*, 2009).

L'analisi preliminare del numero di siti riproduttivi di lampreda di mare nel periodo 2006-2012 ha mostrato un graduale aumento, soprattutto a partire dalla primavera 2010 (Figura 8.5). Questo incremento risulta statisticamente significativo ($p < 0,01$) dopo analisi di tendenza effettuata tramite il programma TRIM appositamente concepito per la valutazione dei dati di monitoraggio di popolazione (Pannekoek e van Strien, 2005).

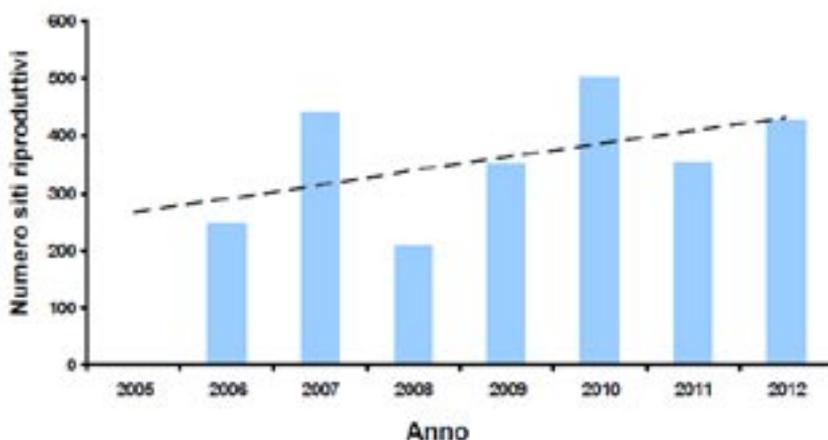


Fig. 8.5 - Successo riproduttivo della lampreda di mare. La linea tratteggiata indica il trend lineare della serie temporale analizzata.

Il miglioramento del successo riproduttivo della lampreda di mare è anche evidenziato nella Figura 8.6 in cui si mette a confronto il numero medio annuale degli eventi riproduttivi osservati nel triennio 2006-2008 (precedente all'inizio del progetto P.A.R.C.: PRE LIFE PARC) e quello riscontrato nel periodo 2009-2012, relativo al periodo di realizzazione del progetto (POST LIFE PARC).

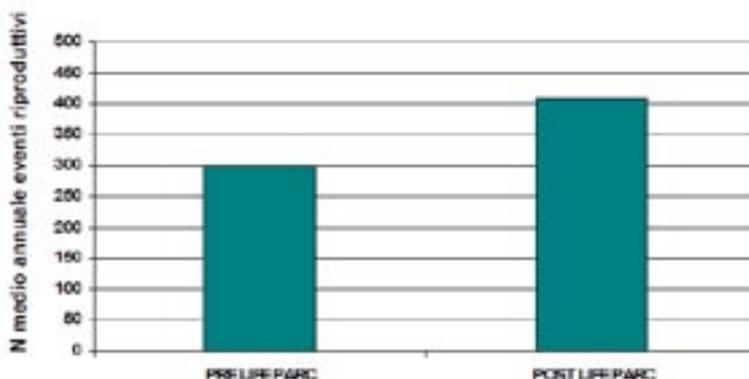


Fig. 8.6 - Confronto tra il numero medio annuale di eventi riproduttivi di lampreda di mare prima e dopo il progetto LIFE+ P.A.R.C.

L'aumento degli eventi riproduttivi della lampreda di mare è probabilmente dovuto ad una serie di concause: la costruzione dei passaggi per ittiofauna, alcuni fenomeni alluvionali che hanno ridotto le barriere trasversali, l'aumentato livello di sorveglianza istituzionale previsto nelle attività del progetto ed una maggior sensibilizzazione delle associazioni dei pescatori locali.

La risalita della cheppia: un risultato emblematico del ripristino della continuità fluviale.

In Liguria gli unici bacini in cui è testimoniata, in tempi recenti, la risalita riproduttiva della cheppia (*Alosa fallax*) sono quelli del Magra e del Vara in provincia della Spezia (Arillo *et al.*, 2006).

Nell'ambito del progetto LIFE sono state effettuate ricerche al fine di individuare i tratti di massima risalita della cheppia, prima e dopo la costruzione dei passaggi per pesci. Secondo le testimonianze orali dei pescatori più anziani la cheppia, prima della costruzione delle barriere trasversali, risaliva per deporre le uova su substrato sabbioso almeno fino all'altezza di Brugnato e forse addirittura fino a Ponte S. Margherita. Dopo la costruzione degli sbarramenti, però, la risalita risultava fortemente ostacolata e si interrompeva quasi sempre poco a monte di Follo, a circa 25 km dalla foce.

I monitoraggi effettuati nel periodo 2009-2010 nell'ambito del Progetto LIFE hanno confermato questa situazione. La presenza di sbarramenti trasversali rendeva difficoltosa la risalita delle cheppie, che sono sempre state avvistate solo in prossimità di Follo.

Tuttavia nella tarda primavera del 2012, dopo la realizzazione di tutti i passaggi per pesci previsti dal progetto, i monitoraggi hanno prodotto risultati molto confortanti. Infatti esemplari di cheppia sono stati avvistati anche alcuni km a monte di Brugnato, in località Vizzà, dove negli ultimi decenni questa specie non era più stata segnalata (Fig. 8.7).

La realizzazione dei passaggi per pesci, assieme alla parziale distruzione, durante i recenti eventi alluvionali, di alcune briglie trasversali non ancora

ricostruite, ha sicuramente ripristinato la continuità fluviale permettendo alle specie anadrome, come la cheppia, una più efficace risalita lungo il corso del Vara. Le strutture realizzate nell'ambito del progetto LIFE continueranno a garantire la continuità longitudinale del fiume anche dopo l'eventuale ricostruzione degli sbarramenti trasversali.



Fig. 8.7 - Risalita massima della cheppia: nel 2012 la specie è stata avvistata a monte di Brugnato dopo molti decenni di assenza.

Sintesi dei risultati.

La reale efficacia del progetto LIFE+ P.A.R.C. potrà essere valutata a pieno solo tra alcuni anni, in quanto le dinamiche di un corso d'acqua e quelle delle popolazioni ittiche che vi abitano necessitano di varie stagioni per avvicinarsi ad uno stato di relativa stabilità. I primi risultati riguardanti l'impatto delle strutture sulle popolazioni ittiche sono però molto positivi e vengono sintetizzati di seguito.

- 1) I passaggi per l'ittiofauna sono realmente utilizzati dai pesci per i loro spostamenti longitudinali lungo il fiume e permettono di superare gli sbarramenti esistenti.
- 2) I passaggi per l'ittiofauna creano una diversificazione degli ambienti acquatici disponibili per l'ittiofauna, ripristinando la diversità fluviale, assicurando la conservazione del paesaggio fluviale, creando le condizioni per il mantenimento di una buona produttività ittica e rispondendo in maniera adeguata alle vigenti normative sulla tutela delle acque e della biodiversità.
- 3) La prima specie target del progetto, la lampreda di mare, presenta una netta tendenza all'aumento del successo riproduttivo, valutato tramite il conteggio dei siti riproduttivi lungo il fiume.

4) La seconda specie target, la cheppia, nell'ultimo anno ha superato il limite di risalita lungo il Vara osservato negli ultimi decenni, a testimonianza di una miglior continuità fluviale del corso d'acqua.

Bibliografia

Arillo A., Mariotti M., Parisi V. Nicosia E., 2006. Guida alla conoscenza delle specie liguri della Rete Natura 2000. Regione Liguria 510 pp.

Ciuffardi L., Arillo A., 2006. The freshwater fish of Liguria (Northern Italy): check list and regional IUCN categories. Quaderni ETP (Journal of freshwater Biology):34:1-5

Ciuffardi L., Monaci E., Balduzzi A., Mori M., Arillo A., 2007. Stato di conservazione della popolazione di lampreda di mare nel bacino del Magra-Vara (Provincia della Spezia). *Biologia Ambientale*, 21 (2): 107-112

Ciuffardi L., Arillo A. Balduzzi A., Pini Prato E., 2009. Specie a rischio e gestione fluviale: il caso della lampreda di mare nel bacino del Magra-Vara (Provincia della Spezia). *Bollettino Musei Istituti Biologici Università di Genova* 71: 38.

Ciuffardi L., Bassani I., 2005. Segnalazione del successo riproduttivo della lampreda di mare (*Petromyzon marinus*) in Provincia della Spezia. *Biologia Ambientale* 19: 15-16.

Larinier M., Travade F. & Porcher J.P., 2002. Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. *Bull. Fr. Peche Piscic (in FAO, CSP, Cemagref co-ed.)*, suppl. 364.

Ordeix M., Pou-Rovira Q., Sellarès N., Bardina M., Casamitjana A., Solà C., Munné A., 2011. Fish pass assessment in the rivers of Catalonia (NE Iberian Peninsula). A case study of weirs associated with hydropower plants and gauging stations. *Limnetica* 30: 405-426.

Pannekoek J., van Strien A., 2005. TRIM 3 Manual (TRENds & INDICES for Monitoring data). Statistics Netherlands.

Pini Prato E., Gianaroli M., 2005. Passaggi per pesci: atti del seminario tecnico di Modena. Ed. Provincia di Modena, Modena, Italia.

Pini Prato E., Comoglio C., Ciuffardi L., 2010. L'utilizzo dell'Indice di Priorità di Intervento IPs per la conservazione di alcune specie autoctone nel Bacino del Magra - Vara (SP): pianificazione di passaggi per pesci per lampreda di mare (*Petromyzon marinus*) e cheppia (*Alosa fallax*). *Studi Trent. Sci. Nat.*, 87: 245-247.

9 - Il tratto terminale e la foce del fiume Magra.

Giovanni Diviacco

Peculiarità del tratto terminale della Magra.

La parte terminale del fiume Magra costituisce un estuario stratificato del tipo a cuneo salino (McLusky, 1981), caratterizzato dalla permanenza sul fondo di acqua a salinità vicina a quella marina. Il tratto interessato al fenomeno varia nel corso dell'anno in base alla portata e il fronte del cuneo sembrerebbe situarsi ad almeno 4 o 5 km dalla foce (Covre *et al.*, 1989). Questa situazione assume un maggiore risalto in diversi punti, in cui il fondo si trova a un livello inferiore a quello marino, a causa delle escavazioni e dei dragaggi effettuati in passato. Presso i cantieri navali sono presenti fosse profonde, in cui può ristagnare acqua con salinità maggiore di quella marina (Fig. 9.1).

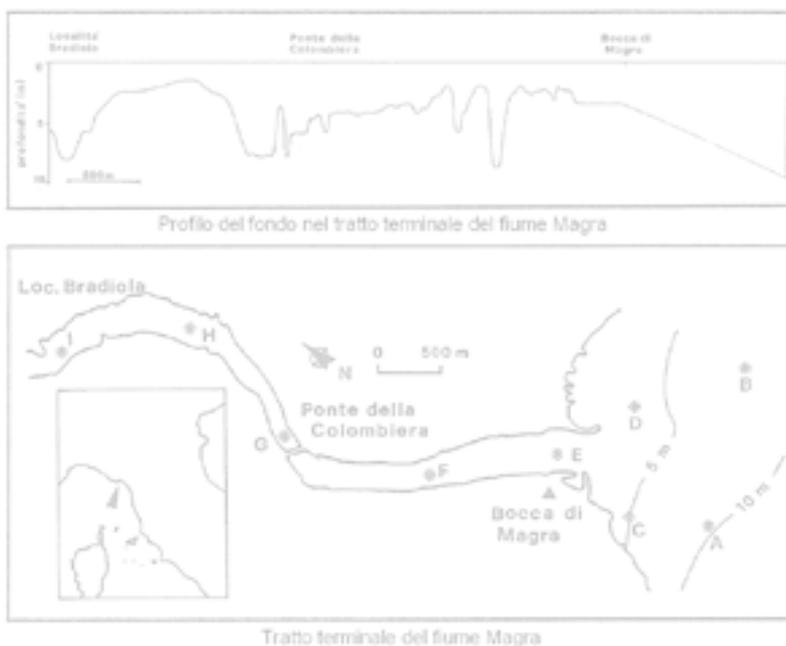


Fig. 9.1 – Sezione (in alto) e pianta (in basso) del tratto terminale del fiume Magra. In alto sono visibili le spiccate variazioni di livello del fondo del fiume, con le sacche profonde in cui ristagna acqua a salinità elevata. In basso sono indicate le stazioni di campionamento dello studio svolto dall'ENEA (da Covre *et al.*, 1989).

Nel corso del già citato studio ENEA (Abbate e Damiani, 1989), Covre *et al.* (1989) hanno svolto un'indagine sulla fauna bentica degli ultimi chilometri e della zona estuariale della Magra (Fig. 9.1), al fine di contribuire ad una prima

caratterizzazione di tale ambiente, in quanto gli organismi del benthos, cioè quelli che vivono sul fondo, sono particolarmente idonei allo scopo, perché più soggetti alle influenze ambientali, per la loro ridotta mobilità. In base alle informazioni note sull'ecologia degli organismi rinvenuti e alla loro distribuzione riscontrata nelle nove stazioni (quattro in mare e cinque lungo il fiume), le specie sono state suddivise nei seguenti quattro diversi gruppi ecologici:

- Gruppo I Specie strettamente marine, tipiche di fondi di sabbie fini, che caratterizzano il tratto marino antistante la foce, tra cui spiccano i molluschi *Spisula subtruncata*, *Macra stultorum* e *Sphaeronassa mutabilis*, ed i crostacei decapodi *Diogenes pugilator* e *Macropipus vernalis*.
- Gruppo II Specie marine o paraliche¹ preferenti la foce. Di particolare interesse era risultato l'ascidiaceo *Microcosmus exasperatus*, specie esotica introdotta in Mediterraneo, in cui sta espandendo il suo areale. Tra gli altri organismi si possono citare i molluschi bivalvi *Venerupis aurea*, *Mytilus galloprovincialis* e *Ostrea edulis*.
- Gruppo III Specie tipicamente paraliche, tra cui in particolare il mollusco bivalve *Cerastoderma edule*, il polichete serpulide *Ficopomatus enigmaticus* ed il crostaceo cirripede *Balanus eburneus*, tipiche delle acque salmastre mediterranee.
- Gruppo IV Specie paraliche di acque salmastre preferenti la parte alta dell'estuario, come i molluschi *Abra ovata* e *Hydrobia acuta* ed i crostacei isopodi *Cyathura carinata* e *Sphaeroma hookeri* e specie preferenzialmente dulcicole, come quelle di diversi insetti, appartenenti a varie famiglie, tra cui principalmente ditteri chironomidi e coleotteri elmidi, le cui larve sono state trovate soprattutto nelle stazioni più lontane dalla foce.

Le specie del Gruppo I dominano sui fondi marini antistanti, ma penetrano poco nella foce, in cui è fortemente rappresentato il Gruppo II, che si riduce gradualmente fino a scomparire a un paio di chilometri all'interno. Qui domina invece il Gruppo III, presente già dalla foce, mentre il Gruppo IV, presente anch'esso dallo sbocco a mare, aumenta nettamente a partire dal terzo chilometro, mantenendosi preponderante fino alla parte più interna del tratto in esame (Fig. 9.2).

Per quanto riguarda la struttura dei popolamenti, sono stati analizzati i principali parametri, come la ricchezza specifica, la diversità, l'abbondanza, i quali presentano tutti un picco a livello della foce, ed un calo sia verso il mare, sia verso il fiume. Qui però, a 2 km dalla foce, l'abbondanza rivela un secondo picco, a cui fa seguito un brusco calo in corrispondenza delle fosse. Esaminando l'andamento della diversità nelle sue due componenti (equitabilità e ricchezza specifica) si è osservato che le stazioni E (foce) e H (fosse) si discostano dalle altre, per vari motivi. In E l'aumento delle specie avviene probabilmente per un effetto ecotono, dovuto alla posizione intermedia tra l'ambiente marino e quello estuariario, che contribuiscono entrambi al popolamento della foce. In H invece sono presenti poche specie e pochi individui, e la povertà del popolamento è tale che nessuna specie riesce a dominare. Questa rarefazione sembra dovuta alle

¹ Si definiscono paralici gli ambienti di transizione tra il dominio continentale e quello marino, come ad esempio le acque salmastre lagunari ed estuariari. Si tratta di habitat particolari, popolati da una notevole varietà di forme di vita, che li rendono classificabili tra gli ecosistemi a massima biodiversità.

condizioni particolari, come la stagnazione dell'acqua e l'eccesso di deposito di sostanze organiche sul fondo delle fosse (Covre *et al.*, 1989).

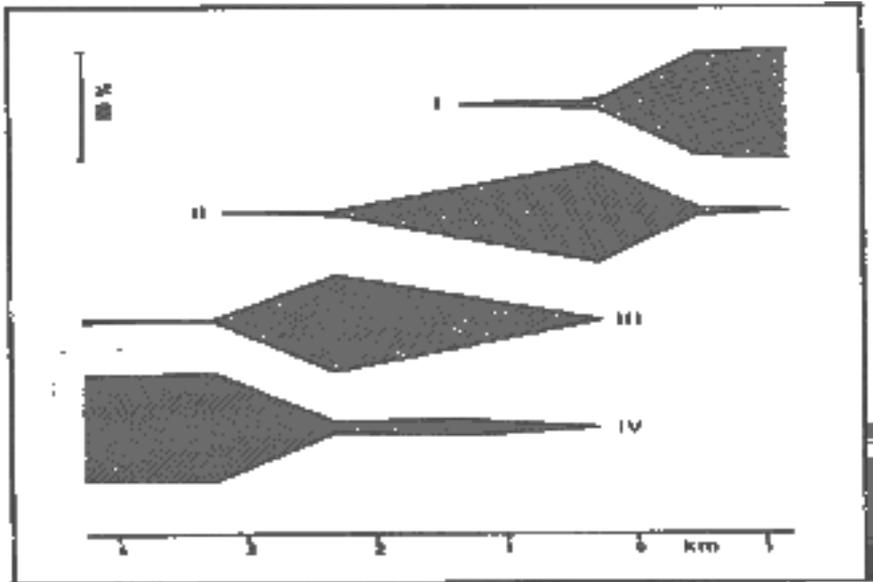


Fig. 9.2 – Andamento della Dominanza quantitativa dei quattro gruppi ecologici lungo il profilo chilometrico della parte terminale del fiume (da Covre *et al.*, 1989).

L'analisi fattoriale delle corrispondenze ha confermato le osservazioni basate sulla composizione faunistica e sulla struttura dei popolamenti, indicando la presenza di un unico gradiente principale, cioè quello mare-fiume. Questo gradiente può apparire graficamente come un triangolo avvolto a parabola, i cui tre vertici sono l'ambiente marino, l'ambiente estuario e il particolare ambiente stressato delle fosse nella parte alta dell'estuario; l'ambiente di foce si colloca all'interno del triangolo, nell'area di maggior curvatura, ad espressione dell'alto tasso di sostituzione specifica (Covre *et al.*, 1989) (Fig. 9.3).

La zonazione biologica riscontrata ricalca quella generalmente descritta per gli ambienti estuariali, e a lungo considerata legata al gradiente salino. Qui però la salinità non presenta variazioni tali da giustificare, da sola, una zonazione della fauna bentica, in quanto sul fondo presenta costantemente valori abbastanza elevati, con un minimo del 34‰. Guelorget e Perthuisot (1983), analizzando gli aspetti biologici di questo tipo di ambienti, hanno invece sviluppato un criterio di descrizione della zonazione del benthos basata non sulla salinità, ma sul "confinamento", che è funzione del tempo di ricambio degli elementi vitali di origine marina, identificando sei zone bentiche, da I a VI, procedendo dal dominio marino al dominio continentale.

Covre *et al.* (1989) hanno provato ad interpretare il gradiente mare-estuario riscontrato nella Magra come gradiente di confinamento, ed hanno assegnato i quattro gruppi faunistici individuati a quattro delle sei zone di Guelorget e Perthuisot (Fig. 9.4, in alto). Nella parte alta dell'estuario si verifica però un'inversione locale del gradiente di confinamento, dovuta evidentemente alla

presenza delle fosse di escavazione, in cui la stagnazione delle acque e l'arricchimento in materia organica creano un ambiente particolarmente stressato.

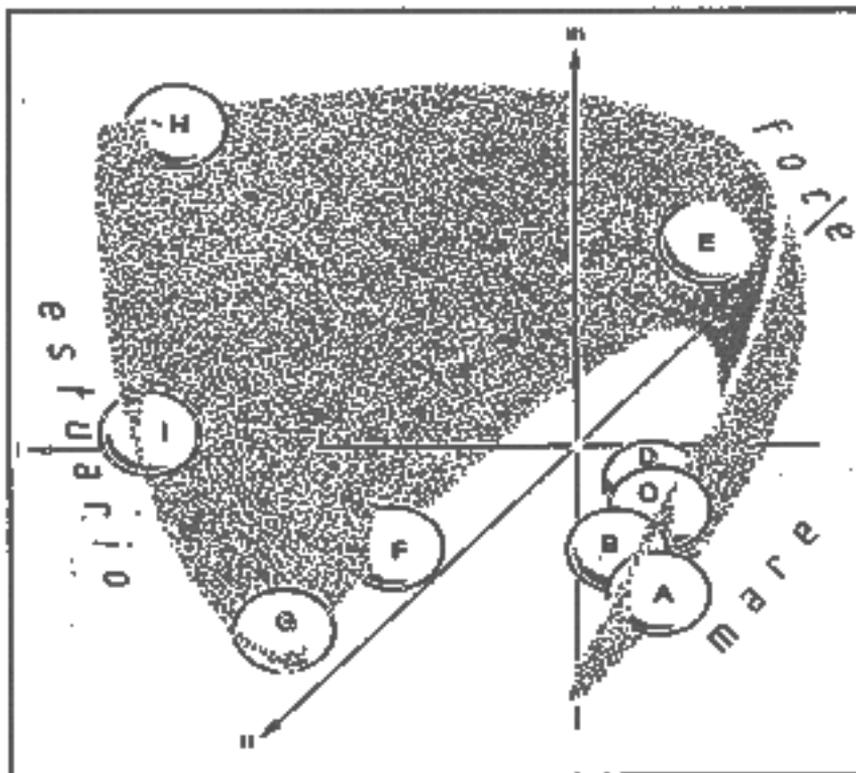


Fig. 9.3 – Rappresentazione tridimensionale dell'ordinamento dei punti stazione sui primi tre assi dell'analisi delle corrispondenze. Il gradiente mare-estuario è rappresentato dalla nube punteggiata (da Covre et al., 1989).

Questa situazione può essere evidenziata anche utilizzando il criterio biocenotico della scuola francese (Pères e Picard, 1964; Meinesz *et al.*, 1983) (Fig. 9.4, al centro), in base al quale i quattro gruppi faunistici individuati possono essere ascritti a:

- Biocenosi delle sabbie fini ben classate (SFBC), nel tratto di mare antistante;
- Biocenosi lagunare eurialina ed euriterma (LEE) in gran parte del tratto di estuario esaminato;
- Biocenosi delle sabbie fangose di modo calmo (SVMC) alla foce;
- Facies legata ad accumulo di sostanza organica, spesso considerata indicatrice di inquinamento (poll/mo), nel tratto più interno.

Nessuno dei due criteri, presi singolarmente, spiegano però completamente la zonazione riscontrata, in quanto il solo confinamento non giustifica il popolamento della parte più interna dell'estuario, che sembra più "marino" di quello precedente, ed il criterio biocenotico non consente di definire pienamente il popolamento della foce (Covre *et al.*, 1989).

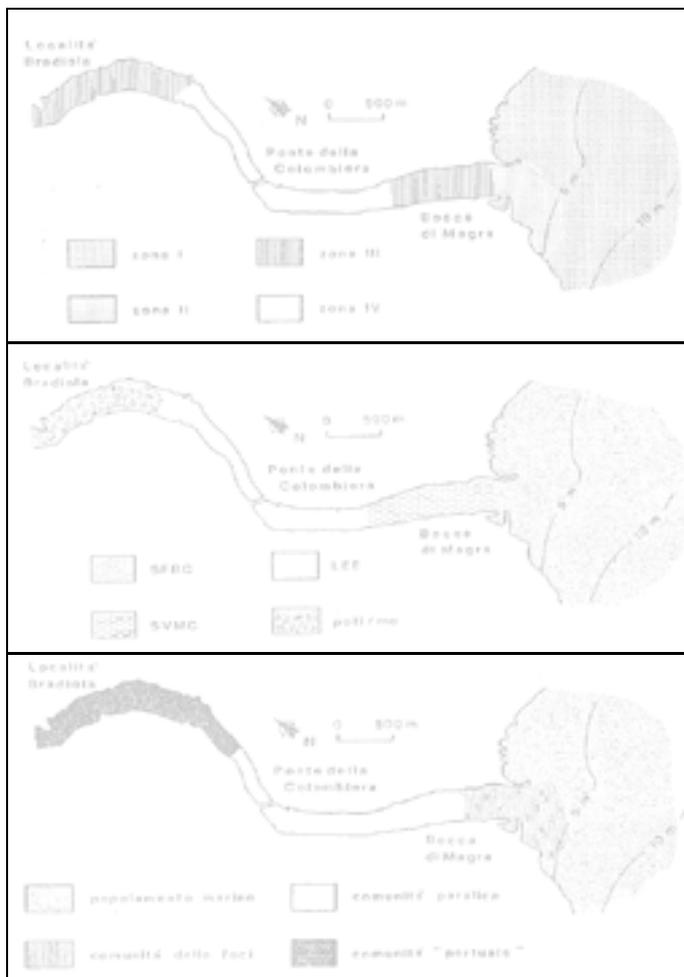


Fig. 9.4 – Zonazione bentica secondo la teoria del confinamento (in alto), secondo il criterio biocenotico (al centro) e secondo il criterio ecotipologico (in basso) (da Covre et al., 1989).

È quindi evidente che la zonazione bentica dell'estuario della Magra sia legata all'interazione di più fattori, confinamento, e quindi idrodinamismo, carico organico e fattori biotici, nessuno dei quali è dominante. Bianchi (1987, 1988) giunge a simili conclusioni analizzando varie lagune costiere italiane, nelle quali identifica tre unità di popolamento principali:

- Insieme di specie reofile², ma non cumatofile³, tipico delle foci, in cui il moto ondoso è ridotto o assente, mentre sono presenti correnti lineari, e salinità e carico trofico sono abbastanza vicini a quelli dell'area marina antistante;

² reofile: specie che prediligono ambienti acquatici con correnti;

- Popolamento paralico in senso stretto, che colonizza le aree con acque calme, salinità variabile e carico trofico spesso elevato;
- Popolamento ad affinità “portuale”, composto da specie galenofile⁵, moderatamente eurialine e legate a presenza di sostanza organica.

Queste unità di popolamento sono riconoscibili anche nell'estuario della Magra, a cui si aggiunge, nel tratto di mare antistante, la tipica biocenosi sabbiosa marina (Fig. 9.4, in basso).

Covre *et al.* (1989), in base ai risultati della loro indagine, concludono quindi affermando che la zonazione bentica dell'estuario corrisponde, nelle linee generali, a quella già riscontrata negli ambienti lagunari italiani, lasciando a studi successivi il compito di dimostrare l'unità del dominio paralico sulla base di ulteriori ricerche, riguardanti altre zone estuariali.

Studi successivi hanno continuato ad approfondire questi aspetti, esaminando sia i bacini paralici di tipo estuarino, sia quelli di tipo lagunare, confermando l'esistenza di notevoli affinità tra essi. La differenziazione dei due tipi di ambienti è piuttosto difficile ed i parametri che consentono di distinguerli sono la circolazione idrica e la distribuzione dei sedimenti (Perthuisot e Guelorget, 1992; Sacchi e Occhipinti Ambrogi, 1992).

Anche negli ambienti paralici la struttura delle comunità bentiche dipende dai parametri chimico-fisici dell'ambiente e dalla loro variabilità, per cui la ciclicità annuale del regime idrologico e idrodinamico determina una ciclicità delle comunità stesse:

- in primavera si ha un reclutamento di origine planctonica marina, in quanto gli apporti continentali sono ridotti), che origina popolamenti ad alta ricchezza specifica, effimeri e a distribuzione imprevedibile;
- in estate avviene una riorganizzazione dell'ecosistema con ridistribuzioni ordinate delle popolazioni nelle aree più interne dei bacini. La distanza di penetrazione delle specie marine negli ambienti paralici è spesso legata, infatti, alla loro tolleranza alla riduzione di salinità e la loro sopravvivenza in estate dipende dalla loro valenza ecologica. In questa stagione si hanno, infatti, notevoli variazioni del regime idrologico, alle quali possono resistere soltanto le specie più eurialine ed euriterme;
- in autunno si verifica un nuovo reclutamento che consente, anche se temporaneamente, un nuovo aumento della ricchezza specifica;
- in inverno si ha un calo della biomassa per mortalità o rallentata crescita dovute alla rigidità del clima.

Nonostante questa spiccata variabilità stagionale, la struttura delle comunità bentiche viene comunque ristabilita ad ogni ciclo.

Considerazioni.

L'indagine multidisciplinare dell'ENEA (Abbate e Damiani, 1989) si conclude con una serie di considerazioni sulla situazione esistente e sulle tendenze evolutive, che vale la pena di riassumere, nonostante derivanti da studi preliminari e risalenti a più di un ventennio fa, in quanto utili alla comprensione dei meccanismi

⁴ cumatofile: specie che preferiscono ambienti con moto ondoso intenso;

⁵ galenofile: specie che prediligono ambienti acquatici calmi.

che regolano il funzionamento dell'ecosistema fluviale e che si integrano con quanto emerso in seguito a studi più recenti e con le conseguenti indicazioni di gestione sostenibile e di buone pratiche, come risulta anche dai Cap. 3 e 4 di questo volume.

- I dati chimici, fisici e biologici evidenziano che il sistema Magra-Vara, nella parte terminale più antropizzata, ha mantenuto la qualità delle acque a un livello generalmente accettabile, anche se esistono segni di alterazione;
- Lo studio del macrobenthos indica effetti modesti di inquinamento, ma l'analisi della struttura delle comunità evidenzia una tendenza al peggioramento delle condizioni ambientali, dovuto probabilmente a variazioni idrologiche e all'accumulo di contaminanti organici e inorganici;
- L'indagine batteriologica segnala la presenza di cariche batteriche quasi sempre superiori ai limiti di balneabilità, con relativi problemi igienici, ma la capacità autodepurativa delle acque risulta essere fortunatamente ancora attiva;
- Le condizioni idrologiche e atmosferiche rendono la zona dell'estuario quella più vulnerabile; essa è inoltre la zona più soggetta all'impatto antropico, per l'intensità delle attività che vi si svolgono o che l'hanno interessata in passato. In particolare le escavazioni condotte in alveo hanno provocato la risalita del cuneo salino e l'abbassamento del livello di falda, rendendo l'estuario, nei mesi estivi, simile ad un lago con scarso ricambio e stagnazione di inquinanti. Più a monte, invece, argini e canalizzazioni hanno alterato l'idrografia e la naturale struttura biologica;
- La carenza di sistemi di trattamento dei liquami domestici, le attività ortofrutticole con l'uso di fertilizzanti e fitofarmaci e gli insediamenti produttivi in genere, anche lungo le sponde in zone sensibili, costituiscono motivo di preoccupazione e attenzione.

È quindi di fondamentale importanza gestire questo delicato ecosistema in modo da non superare la "carrying capacity", vale a dire il livello entro cui l'ambiente è in grado di assorbire e rimediare alle alterazioni di origine antropica, mediante la sua capacità autodepurativa, che è però inversamente proporzionale alla vulnerabilità ambientale: più questa è alta e più si riduce la capacità autodepurativa.

In conclusione non si può non condividere le considerazioni espresse da Sansoni (2007) (v. anche il Cap. 4 di questo volume), secondo il quale, in un'ottica sostenibile, la gestione tradizionale deve essere sostituita dall'approccio multiobiettivo della riqualificazione fluviale. In tale contesto natura e sicurezza non sono necessariamente obiettivi antitetici ma, al contrario, si deve comprendere che il miglior modo di difendersi dai fiumi è quello di difendere i fiumi.

Bibliografia

Abbate M. e Damiani V. (a cura di), 1989. Studio ambientale del Fiume Magra. ENEA, Roma: 221 pp.

Bianchi C.N., 1987. Tipologia ecologica delle lagune costiere italiane: In "Le lagune costiere: ricerca e gestione" a cura di G. Carrada, F. Cicogna e E. Fresi. CLEM, Massa Lubrense (NA): 57-66.

Bianchi C.N., 1988. Caratterizzazione ecologica delle lagune costiere italiane. *Acqua Aria, speciale*: 15-20.

Covre S., Abbate M., Bianchi C.N., Morri C., Sgorbini S., Degli Innocenti F., 1989. Zonazione bentica dell'estuario del fiume Magra. In "Studio ambientale del Fiume Magra" a cura di M. Abbate. e V. Damiani. ENEA, Roma: 177-201.

Guelorget O. e Perthuisot J.P., 1983. Le domain paraliq. Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement. *Trav. Lab. Géol. Ecole norm. sup.*, Paris, 16: 135 pp.

McLusky D.S., 1981. *The Estuarine Ecosystem*. Blackie, Glasgow: 150 pp.

Pérès J.M. e Picard J., 1964. *Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée*. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, 31 (47): 137 pp.

Meinesz A., Boudouresque C.F., Falconetti C., Astier J.M., Bay D., Blanc J.J., Bourcier M., Cinelli F., Cirik S., Cristiani G., Di Geronimo I., Giaccone G., Harmelin J.G., Laubier L., Lovric A.Z., Molinier R., Soyer J. e Vamvakas C., 1983. Normalisation des symboles pour la représentation et la cartographie des biocénoses benthiques littorales de Méditerranée. *Ann. Inst. Océanogr.*, 59 (2): 155-172.

Perthuisot J.P., Guelorget O., 1992. Morphologie, organisation hydrologique, hydrochimie et sédimentologie des bassins paraliq. – *Vie Milieu*, 42 (2): 93-109.

Sacchi C.F., Occhipinti Ambrogi A., 1992. Confinement et biocenoses paraliq. – *Vie Milieu*, 42 (2): 207-214.

Sansoni G., 2007. Tutela dell'ambiente fluviale per l'ittiofauna. *Biologia ambientale*, 21 (2).

REGIONE LIGURIA - Dipartimento Ambiente - Settore progetti e programmi per la tutela e la valorizzazione ambientale

Coordinamento generale: Attilio Arillo (DISTAV Università di Genova), Luca Iacopi (Regione Liguria)

Impaginazione grafica: Luca Iacopi e Maria Cristina Caprioglio (Regione Liguria)

Stampato su carta ecologica da COLOMBO GRAFICHE (Genova) - Ottobre 2012

CON IL CONTRIBUTO DELLO STRUMENTO FINANZIARIO LIFE DELLA COMUNITA' EUROPEA



ENTE BENEFICIARIO



PARTNER



REGIONE LIGURIA



PROVINCIA DELLA SPEZIA



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI
DI GENOVA



LEGAMBIENTE

CON IL CONTRIBUTO DI



Ente Parco di Montemarcello-Magra

Via A. Paci, 2 - 19038 - Sarzana (SP)

Tel. +39/0187.691071 - fax. +39/0187.606738

www.lifeparc.eu - www.parcomagra.it