



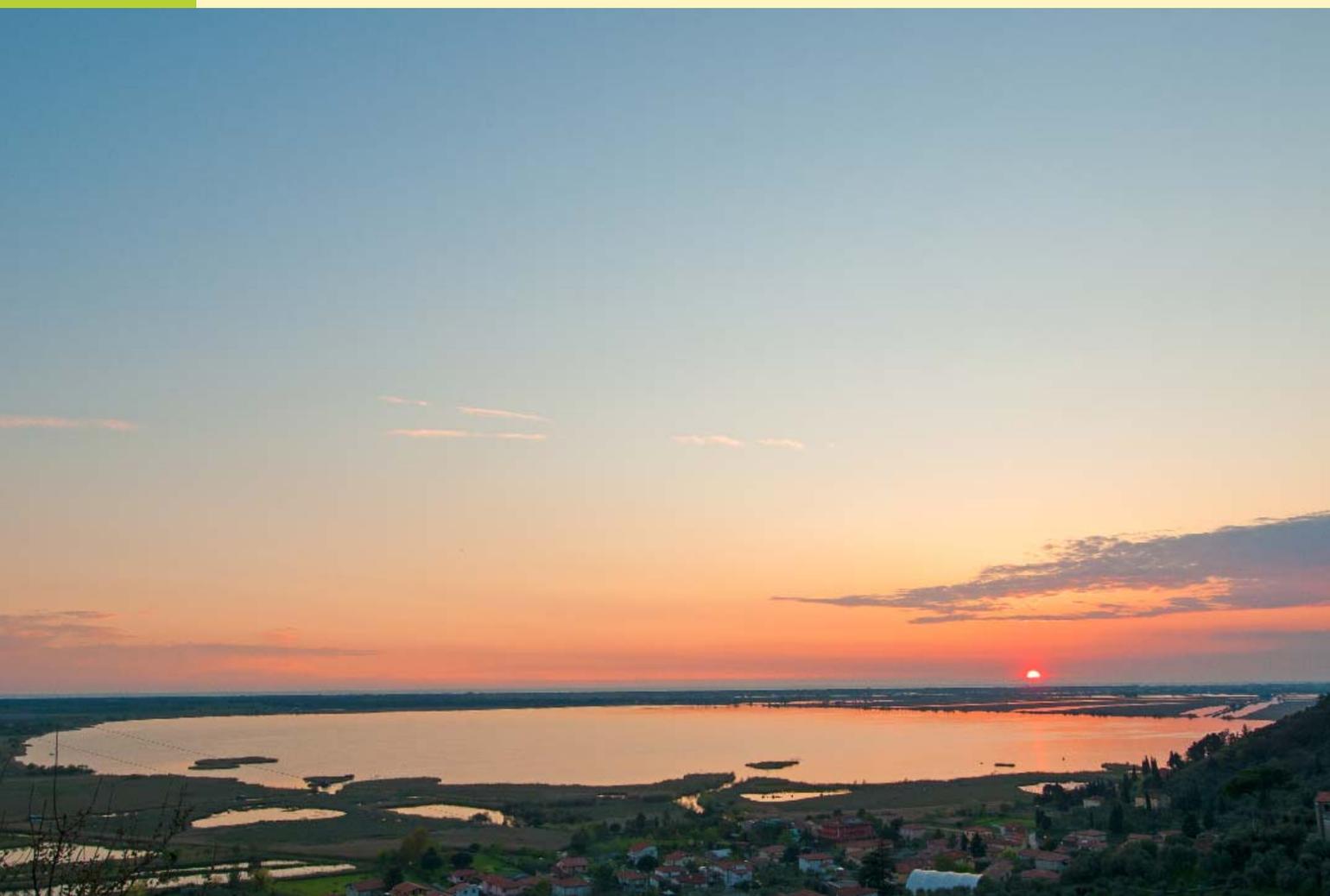
Biologia Ambientale

ISSN 2611-5182

rivista del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale

volume 32

dicembre 2018





Biologia Ambientale

ISSN 2611-5182

Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 32, 2018
Autorizzazione del Tribunale di Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993

PROPRIETÀ: **Daniela Lucchini**, Presidente del C.I.S.B.A.

DIRETTORE RESPONSABILE: **Pietro Genoni**

RESP. DI SEGRETERIA: **Roberto Spaggiari**

REDAZIONE (biologia.ambientale@cisba.eu):

Giuseppe Sansoni

Gilberto N. Baldaccini

Francesca Bona

Raffaella Zorza

Comitato Scientifico

Natale Emilio BALDACCINI

già Ordinario di Etologia, Università di Pisa

Roberto BARGAGLI

Dip. di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena

Corrado BATTISTI

Stazione di ricerca LTER 'Torre Flavia', Roma

Marco CANTONATI

Sezione di Limnologia e Algologia, MUSE Trento

Annalaura CARDUCCI

Dip. Biologia, Università di Pisa

Stefano FENOGLIO

DISIT, Università Piemonte Orientale, Alessandria

Silvana GALASSI

già Ordinario di Ecologia, Università di Milano

Pier Francesco GHETTI

già Ordinario di Ecologia, Università Cà Foscari, Venezia

Stefano LOPPI

Dip. Scienze della Vita, Università di Siena

Sergio MALCEVSKI

già Dip. di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia

Laura MARZIALI

CNR Istituto Ricerca sulle Acque, Brugherio, Milano

Maurizio G. PAOLETTI

Dip. di Biologia, Università di Padova

Roberto ROMI

Dip. Malattie Infettive, Ist. Superiore di Sanità, Roma

Nico SALMASO

Fondazione Edmund Mach, Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Trento

Luciano SANTINI

già Ordinario di Entomologia agraria, Università di Pisa

Paolo Emilio TOMEI

già Associato di Fitogeografia ed Ecologia Vegetale, Università di Pisa

Mariacristina TORRISI

Dip. di Scienze Ambientali, Università di Camerino

Mariagrazia VALCUVIA PASSADORE

già Dip. Ecol. del territorio e degli amb. terrestri, Università di Pavia

Pierluigi VIAROLI

Dip. di Sc. Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale, Univ. Parma

Luigi VIGANÓ

CNR Istituto Ricerca sulle Acque, Brugherio Milano

Sergio ZERUNIAN

già Corpo Forestale dello Stato, UTB di Fogliano, Latina

Aldo ZULLINI

già Ordinario di Zoologia, Università Milano Bicocca

Biologia Ambientale pubblica lavori originali su temi che riguardano le connessioni tra le scienze biologiche e la protezione dell'ambiente, con particolare attenzione agli aspetti applicativi nei seguenti campi di studio:

- bioindicatori e biomonitoraggio
- ecotossicologia
- ecologia delle acque interne e di transizione
- ecologia dell'ambiente marino
- depurazione delle acque reflue
- gestione dell'ambiente
- igiene ambientale ed ecologia urbana
- impatto ambientale
- rinaturazione e riqualificazione ambientale
- ingegneria naturalistica
- conservazione della natura
- ecologia del paesaggio

Biologia Ambientale è articolata in due sezioni:

Lavori Originali, ospita articoli e rassegne bibliografiche originali, sottoposti a referee;

Informazione & Documentazione, sezione volta a favorire la circolazione di informazioni e di idee tra i soci, accoglie lavori non sottoposti a referee: esperienze, note tecniche, resoconti, dibattiti, e opinioni su varie tematiche della biologia ambientale. Può ospitare *Recensioni* e accogliere anche sintesi di notizie e lavori già pubblicati ritenuti di particolare interesse o attualità.

Biologia Ambientale è la rivista dedicata ai soci del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (C.I.S.B.A.).

Per iscriversi o per informazioni: *Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, C.P. n- 5 Poste San Maurizio 42122 Reggio Emilia*
Segretario: *Roberto Spaggiari, tel. 334 9262826; fax 0522 363947; e-mail: info@cisba.eu*

www.cisba.eu

info@cisba.eu

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: Euro 40,00; socio collaboratore Euro 30,00; socio sostenitore Euro 310,00. Conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE. Conto corrente bancario: Banca Unicredit Reggio Emilia Gattalupa, IBAN: IT82T0200812827000100195936

Biologia Ambientale

Volume 32
Dicembre 2018

SOMMARIO

LAVORI ORIGINALI

- 1 Camerini G. - **Consumo di suolo, urbanizzazione e perdita di biodiversità**
- 16 Padula R. - **Le Fonti del Clitunno – Studio della comunità diatomica**
- 24 Bodon M., Gaiter S., Costa S. - **La biocenosi zoobentonica e la tanatocenosi nella valutazione delle acque sorgive in base alla sperimentazione in Liguria: verifica sulla validità di questi indicatori e proposta di nuovi indici**
- 50 Ciccarelli E., Todini B., Lancioni T. - **Specie vegetali alloctone e stato di qualità dei corsi d'acqua umbri**
- 57 Duchi A. - **Indici di qualità ambientale ISECI e NISECI: proposta d'inserimento di *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) nelle comunità ittiche di riferimento della Sicilia**
- 61 Azzoni R. - **Riflessioni sul monitoraggio e sulla valutazione della biodiversità in ambito VIA**
- 67 Spitale D., Bruno M.C. - **Criticità nella determinazione del Deflusso Ecologico in Italia mediante gli invertebrati bentonici**
- 74 Marieni A., Anzani A. - **Recupero, allevamento e reintroduzione di *Cottus gobio* (Linnaeus, 1758) nella ZSC alpina Valli di Sant'Antonio (Lombardia)**
- 85 Baldaccini G.N. - **Zone umide: dal degrado al recupero ecologico. Il caso del lago di Massaciuccoli (Toscana nord-occidentale)**
- 99 Di Giuseppe R., Grano M., Polinori A. - **Impatto sulla fauna selvatica dello sversamento di cherosene (jet fuel) nei canali di bonifica della Riserva Naturale Statale Litorale Romano (Lazio, Italia)**

INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

- I&D 1 Carradori R. - **La gestione del camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*): dalla minaccia di estinzione all'espansione della popolazione**
- I&D 9 Lazzeri F., Casera M., Verdi L. - **Towards a validation of *Tradescantia micronucleus* bioassay for genotoxicity monitoring in Alpine climates**

RECENSIONI

Rossetto R., Marchina C., (2017). **Interventi innovativi per la gestione della risorsa idrica nella bassa Val di Cornia. Linee guida tecnico-operative**

Foto di copertina

Il Lago di Massaciuccoli (foto Arcangelo Manoni, 2012)

Consumo di suolo, urbanizzazione e perdita di biodiversità

Giuseppe Camerini

Istituto Statale "A. Cairoli", Corso Mazzini, 7 – 27100 Pavia; giuseppe_camerini@libero.it

Pervenuto il 31.12.2016; accettato il 22.2.2017

Riassunto

La crescita degli spazi urbani è un processo che sta contribuendo a cambiare gli assetti geografici e ambientali su scala planetaria. Il processo ha effetti significativi sulle comunità viventi, dal momento che la cementificazione dei suoli di solito produce come risultato una perdita di biodiversità. Il fenomeno si sta manifestando sia nei Paesi in via di sviluppo, laddove si registra un incremento della popolazione umana, sia nei Paesi economicamente più sviluppati, nei quali, malgrado una crescita demografica prossima allo zero, gli spazi urbani tendono a dilatarsi per effetto del cosiddetto "urban sprawl". Numerosi studi hanno messo a confronto aree diversamente dotate di superficie edificata dimostrando che l'urbanizzazione tende a ridurre la ricchezza specifica, anche se l'effetto si manifesta diversamente in relazione agli organismi studiati. Un moderato livello di urbanizzazione può incrementare la ricchezza di specie nel caso dei vegetali superiori, soprattutto per effetto dell'invasione da parte di essenze esotiche. Nel caso degli animali invertebrati e vertebrati l'effetto sulla biodiversità è invece negativo, anche in presenza di livelli di urbanizzazione modesti. I fattori critici che in ambiente urbano tendono a deprimere la biodiversità sono: frammentazione degli habitat, isolamento delle aree verdi, semplificazione della struttura della vegetazione, incremento di specie esotiche, inquinamento atmosferico, acustico, luminoso e –per gli animali– rischio da collisione con gli autoveicoli. L'espansione delle aree urbane sta producendo un'omogeneizzazione delle comunità viventi e minaccia da vicino anche le aree più ricche di diversità, come gli "hot spot".

PAROLE CHIAVE: urbanizzazione / biodiversità / ricchezza specifica / frammentazione habitat

Soil consumption, urbanization and loss of biodiversity

Urbanization is a driving force affecting the ongoing environmental change on a global scale. Urbanization tends to modify the structure of living organisms' communities by reducing biodiversity. Urban areas are spreading both in developing countries, due to human population growth, and in industrialized countries as a result of "urban sprawl". Many studies comparing biodiversity levels along urbanization gradients demonstrate that, as a general rule, biodiversity richness tends to decrease as urbanization grows, even if the trends are not the same for different taxa. Low levels of urbanization can promote the richness of plants communities, mainly because of exotic species invasion, while richness of both invertebrate and vertebrate animals is negatively affected by urbanization, irrespective of its intensity. Critical factors linked to urbanization are fragmentation and isolation of green areas included in the city, simplification of plant community structures, colonization by exotic species which tend to compete with indigenous ones, air pollution, noise, artificial night lighting, animals/vehicle collisions. The increase of urban areas is homogenizing the composition of living organisms' communities and is threatening also bio-geographic regions with significant levels of biodiversity (hot spots).

KEY WORDS: urbanization / biodiversity / richness / habitat fragmentation

INTRODUZIONE

La crescita degli spazi urbani sta contribuendo al cambiamento degli assetti geografici e ambientali in corso su scala planetaria. Le implicazioni sono di svariata natura. Sotto il profilo idrogeologico, sono effetti diretti l'impermeabilizzazione del suolo (Scalenghe e Marsan, 2009) la riduzione in superficie degli alvei

dei fiumi o ancora la loro artificializzazione (Sansoni, 2007). Altra inevitabile conseguenza è la cancellazione di aree destinate alla fotosintesi: terreni coltivati, praterie, boschi e altri ambienti naturaliformi (Mercalli e Sasso, 2004; Groppali e Camerini, 2006). Non mancano risvolti di carattere economico: l'urbanizzazione dei

suoli infatti può compromettere in misura significativa la capacità di produzione agricola tanto più se –come spesso avviene– i suoli maggiormente sottoposti alla pressione edificatoria sono anche quelli più fertili (Camerini e Groppali, 2003).

Il processo ha inoltre un impatto sulle comunità viventi, dal momento che la cementificazione dei suoli di solito produce una perdita di biodiversità (Debinski e Holt, 2000). Il presente lavoro ha lo scopo di illustrare una serie di casi di studio tratti dall'ampia bibliografia disponibile sul tema in oggetto.

URBANIZZAZIONE DEL TERRITORIO: LE DIMENSIONI DEL FENOMENO SU SCALA INTERNAZIONALE

L'incremento della popolazione umana non è il solo "motore" dell'urbanizzazione, ma resta il fattore principale che lo determina. Ogni essere umano che si aggiunge alla popolazione pre-esistente implica nuovi bisogni da soddisfare: uno spazio abitativo e idonee infrastrutture che garantiscano la mobilità sul territorio della sua persona e delle merci che consuma. A partire dal diciannovesimo secolo l'incremento della popolazione umana si è manifestato con un trend esponenziale per effetto del quale si prevede di raggiungere la soglia dei nove miliardi intorno al 2050.

In alcune aree della Terra, come ad esempio l'est asiatico, alla progressione demografica si è sovrapposta, in tempi recenti, un'intensa crescita economica. Il risultato è stata un'espansione rapida e imponente degli spazi urbani. Un solo esempio: fra il 1700 e il 2005 la percentuale di suolo urbano in Cina è più che decuplicata: dall'1,6% al 18,6% (Miao *et al.*, 2013).

L'imponente crescita demografica e l'inurbamento hanno rivoluzionato anche gli assetti geografici di aree economicamente poco sviluppate, come avvenuto in Africa. Qui le periferie urbane hanno preso forma in maniera rapida e disordinata e il degrado urbano ha determinato in talune realtà condizioni di vita disumane: solo per fare un esempio, si stimava che nella baraccopoli di Korogocho (Nairobi, Kenya) la densità di popolazione negli anni '90 fosse di oltre 70.000 individui/Kmq (Kyobutungi *et al.*, 2008). All'inizio del terzo millennio 800 milioni di africani vivevano negli "slums" (Fox, 2014) ovvero le baraccopoli che per altro sono comuni ai paesaggi urbani delle metropoli di altre aree del Mondo, come ad esempio l'America Latina.

Anche nelle regioni che ospitano le economie industriali di più vecchia data, come l'Europa, si è registrata una crescita generalizzata degli agglomerati urbani: dalla metà degli anni '50 la superficie totale delle aree edificate nell'UE è aumentata del 78% (EEA, 2006).

Fino alla seconda metà del 19° secolo la maggioranza della popolazione mondiale abitava territori rurali, mentre negli ultimi due secoli si è registrata una massiccia

fuga verso le città. Secondo le stime delle Nazioni Unite, già nel 1950 il 30% circa degli abitanti viveva in aree urbane e si prevede che la percentuale salirà al 66% nel 2050 (United Nations, 2015). Il trasferimento della popolazione rurale verso le città ha trasformato in taluni casi queste ultime in vere e proprie megalopoli: ad oggi sono 28 le aree urbane che ospitano più di 10 milioni di abitanti. Grandi o piccole che siano, le aree urbane stanno espandendo i loro confini fino ad inglobare gli hinterland circostanti. In molti casi il tessuto urbano va dilatandosi in tutte le direzioni e in forma sparsa, secondo il modello di sviluppo urbanistico noto come "urban sprawl" (Romano e Zullo, 2013). Il fenomeno, che si manifesta soprattutto nelle nazioni industrializzate, è spesso svincolato da dinamiche di carattere demografico e si manifesta dunque anche in Paesi in cui il tasso di crescita della popolazione è prossimo allo zero. Secondo la definizione proposta dall'Unione Europea, che al problema dedica periodici report (EEA, 2016) l'urban sprawl è determinato da una crescita urbana a bassa densità che interessa estese aree, con "tessere" di suolo edificato discontinue e immerse in una matrice solitamente costituita in prevalenza da terreni agricoli. Il più recente report (EEA, 2016) segnala una recrudescenza del fenomeno fra il 2006 e il 2009 nei 32 Paesi europei studiati. Anche nelle nazioni che solo in tempi recenti hanno avviato la loro crescita economica incombe il problema dello sprawl: solo per fare un esempio, all'interno di un'area di studio di 32.000 ettari inclusi nell'area metropolitana di Concepción (Chile) tra il 1975 e il 2000 sono scomparsi causa urbanizzazione 1734 ettari di zone umide e 1417 ettari di suolo in origine occupato da coltivi, boschi e arbusteti (Pauchard *et al.*, 2006).

URBANIZZAZIONE DEL TERRITORIO: LE DIMENSIONI DEL FENOMENO IN ITALIA

Per decenni l'Italia è rimasta sprovvista di un efficiente sistema di monitoraggio dell'uso dei suoli. In risposta a questa carenza, il Ministero dell'Ambiente nel recente passato aveva incaricato il Dipartimento di Biologia Animale dell'Università "La Sapienza" di Roma di redigere uno studio sulle dinamiche di uso del suolo in Italia dal 1960 al 2000 (Falcucci *et al.*, 2007).

La ricerca ha analizzato la destinazione d'uso dei suoli negli anni 1960, 1990 e 2000. La mappa d'uso dei suoli riferita al 1960 è quella elaborata dal Consiglio Nazionale delle Ricerche sulla base di dati catastali, mentre i dati relativi agli anni 1990 e 2000 sono invece di origine satellitare (Corine Land Cover).

Tra il 1960 e il 1990 le trasformazioni territoriali sono state molto marcate: il 51,63% dei suoli della penisola ha cambiato infatti destinazione d'uso. Nel decennio 1990-2000 la variazione di destinazione d'uso ha interessato il 23,34% dei suoli.

Tra il 1960 e il 2000 le aree urbane sono più che triplicate, mentre contestualmente si è registrata una netta contrazione della superficie a prateria. Anche l'estensione dei suoli agricoli si è ridotta, ma non in maniera omogenea: se infatti per la superficie agricola coltivata in maniera intensiva il decremento è stato modesto, la diminuzione è stata più marcata nel caso dei suoli coltivati secondo modelli estensivi. Altro dato degno di nota è il significativo aumento della superficie forestale.

L'incremento delle aree urbanizzate è una tendenza generalizzata su scala nazionale, ma il fenomeno assume particolare rilievo nelle regioni costiere e nella pianura padana (Fig. 1).

Le aree agricole si sono ridimensionate soprattutto sulle Alpi, sugli Appennini e in Sicilia. Il bosco ha invece guadagnato spazio sull'arco alpino e appenninico, mentre l'incremento delle superfici urbanizzate ha interessato l'intero territorio nazionale (Falcucci *et al.*, 2007). Queste dinamiche hanno dato forma a un territorio sempre meno presidiato da una popolazione residente stabile sui rilievi montuosi (Alpi, Appennini) e sempre più congestionato sotto il profilo urbano, demografico e infrastrutturale nelle pianure e sulle coste

(Romano e Zullo, 2014).

Da alcuni anni a questa parte l'uso del suolo in Italia è oggetto di una sistematica rilevazione ad opera dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). La figura 2 documenta la progressione del consumo di suolo dagli anni '50 al 2015 che emerge da questa attività di monitoraggio (ISPRA, 2015, 2016). Nel 2015 la percentuale di suolo urbanizzato sul territorio nazionale era pari al 7% (ISPRA, 2016). Pur mostrando un certo rallentamento negli anni più recenti, tra il 2013 e il 2015 il consumo di suolo in Italia ha comunque proceduto ad un ritmo di 35 ha/giorno (ISPRA, 2015). Il comparto geografico con maggiore dotazione di suoli urbanizzati è il Nord Ovest (8,3%). Seguono il Nord est (7,3%), il Centro (6,6%) e il Sud Italia (6,3%).

URBANIZZAZIONE DEL TERRITORIO ED AREE DI INTERESSE NATURALISTICO

Un aspetto particolarmente delicato del problema è l'impatto che l'espansione urbana può determinare sulle aree dove i livelli di biodiversità sono più elevati, come ad esempio gli "hot spot" o, più in generale, i parchi o le riserve naturali.

Secondo le stime di McDonald *et al.* (2008) riferite a

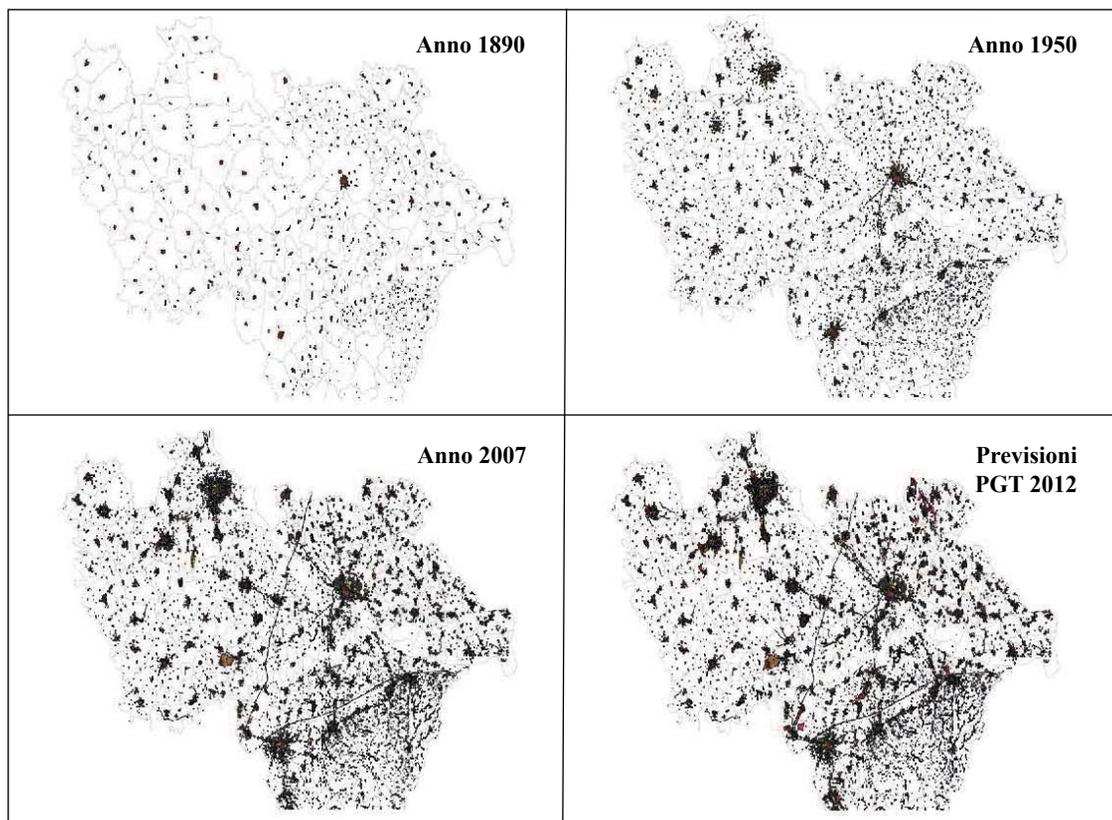


Fig. 1. Incremento della superficie urbana in provincia di Pavia. La situazione riferita all'anno 2012 è sottostimata perché riferita ai Piani di Governo del territorio che non erano ancora stati presentati da tutti i Comuni della provincia. Elaborazione inedita a cura di Renato Bertoglio - Legambiente Pavia (comunicaz. pers.).

inizio secolo, in 29 delle 825 ecoregioni individuabili a livello planetario oltre 1/3 della superficie di suolo era urbanizzata. Queste 29 ecoregioni rappresentano l'areale esclusivo di 213 specie di vertebrati terrestri endemici. Per fare solo un esempio, è previsto che nell'Est asiatico da qui al 2030 la distanza mediana fra le aree protette e le città sia destinata a ridursi da 43 Km a 23 Km. Il dato più sconcertante è che la gran parte (88%) delle aree naturali esposte all'impatto dell'urbanizzazione si trova in Paesi la cui legislazione non contempla misure efficaci per contrastare o mitigare il fenomeno (McDonald *et al.*, 2008).

Anche in Italia il rapporto più recente di ISPRA (2016) documenta in alcuni casi l'esistenza di una pressione molto forte su parchi e riserve naturali. Tra il 2012 e il 2015 all'interno delle aree protette italiane sono stati consumati 85 ettari di suolo; nel medesimo lasso di tempo, nella sola Riserva Naturale del litorale Romano, l'urbanizzazione ha sottratto circa 20 ettari. Ulteriori dati sulla percentuale di suolo urbanizzato in alcuni parchi nazionali italiani (ISPRA 2016) sono desumibili dalla tabella I. Degno di osservazione un caso (Arcipelago della Maddalena) in cui la percentuale di suolo urbanizzato (8,3%) è addirittura superiore alla media del territorio italiano (7%).

AMBIENTE URBANO E BIODIVERSITÀ

A documentare gli effetti dell'urbanizzazione sulle comunità viventi è un ricco corollario di ricerche basate sul confronto fra i livelli di biodiversità misurati lungo gradienti di intensità urbana che vanno da aree coltivate o naturaliformi fino al centro delle città, passando per aree a più modesto grado di urbanizzazione. Il grado di biodiversità alfa in questi studi è stato stimato con opportuni indicatori, nel caso più semplice la ricchezza specifica, in altri il calcolo di opportuni indici (es. equiripartizione, indice di Shannon).

Da questi studi emerge anzi tutto che gli effetti non sono generalizzabili a tutti i taxa. Per quanto concerne

Tab. I. Suolo urbanizzato in alcuni parchi nazionali italiani (anno 2015). Fonte: elaborazioni ISPRA (2016) su carta nazionale del consumo di suolo ISPRA-ARPA-APPA.

Parco Nazionale	Suolo urbano (%)
Arcipelago di La Maddalena	8,3
Circeo	7
Cinque Terre	5,1
Arcipelago Toscano	3,6
Gran Sasso e Monti della Laga	2,5
Monti Sibillini	2,2
Foreste Casentinesi	1,9
Appennino Tosco Emiliano	1,6
Stelvio	1,1
Golfo di Orosei e Gennargentu	1,1

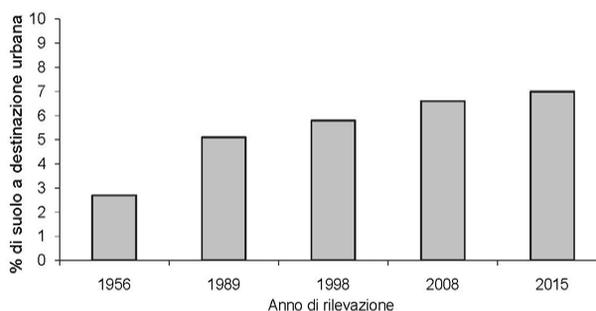


Fig. 2. Stima del suolo consumato a livello nazionale, in percentuale (ISPRA, 2016). La stima relativa agli anni '50 si basa sulla cartografia dell'Istituto Geografico Militare a scala 1:25.000 a diverse date; mediamente l'anno di riferimento per i punti di campionamento è il 1956.

l'avifauna, la review di Marzluff (2001) evidenzia la sensibilità di questi vertebrati. I casi di studio presi in esame sono 51. Nel 61% dei casi la ricchezza specifica tende a declinare con l'aumentare del tasso di urbanizzazione, mentre per il restante 39% il numero di specie aumenta o resta sostanzialmente invariato. Ad analoghe conclusioni giungono Chace e Walsh (2006) nell'ambito di un'ulteriore e più recente review sull'avifauna. Da questa analisi i due autori hanno ricavato alcune indicazioni generali:

- di norma gli ambienti urbani ospitano una comunità ornitica più abbondante in relazione a una maggiore produttività biologica; non mancano però ricerche che documentano un decremento dell'abbondanza degli Uccelli nelle aree più interne del tessuto urbano, come nel caso di Firenze (Chiari *et al.*, 2010);
- ad una maggiore biomassa non corrisponde una maggiore biodiversità e anzi la ricchezza specifica dell'avifauna urbana nella gran parte dei casi declina al crescere della percentuale di suolo urbanizzata;
- il contingente di specie native è molto sensibile alla composizione della vegetazione urbana: quanto più ricca di essenze alloctone è la vegetazione, tanto minori sono le probabilità di insediamento di specie ornitiche autoctone;
- l'ambiente urbano tende a selezionare l'avifauna onnivora e granivora e di solito è permeabile all'insediamento di specie alloctone anche grazie all'effetto "isola di calore";
- talune specie di rapaci trovano nelle città un habitat idoneo sfruttando la buona disponibilità trofica e un minore rischio di persecuzione da parte dell'uomo;
- fattori critici per l'avifauna connessi all'urbanizzazione sono: frammentazione degli habitat, abbondanza di vegetazione alloctona, rischio di collisione con veicoli, rumore, inquinamento delle diverse matrici (aria, acqua, suolo), inquinamento luminoso, predazione da parte di fauna domestica, come ad esempio i gatti (Baker, 2005).

Una review più estesa ha preso in esame piante superiori, animali invertebrati (insetti) e vertebrati (anfibi, rettili e mammiferi) passando in rassegna gli studi svolti lungo gradienti di intensità di urbanizzazione (McKinney, 2008). L'autore identifica a tale proposito tre livelli:

- basso grado di urbanizzazione (< 20% di suolo edificato - aree esterne all'abitato)
- medio grado (suolo edificato in percentuale compresa fra il 21% e il 50% - area sub urbana)
- elevato grado (> 50% di suolo edificato - centro dell'area urbana)

Le tabelle II e III riassumono i risultati dell'analisi: dal confronto fra aree a bassa e media urbanizzazione si rileva nella maggioranza dei casi un decremento della ricchezza specifica di animali vertebrati e invertebrati, mentre è in contro tendenza il dato che riguarda le piante (Tab. II). Come spiegare il fenomeno? La diversa risposta dei vegetali è stata interpretata come una prova della cosiddetta ipotesi del disturbo intermedio (Connell, 1978) secondo la quale l'esistenza di fattori di disturbo –purché non troppo severi– tende a deprimere in un ecosistema la competizione interspecifica, stimolando in tal modo un aumento della biodiversità. Rispetto agli ambienti naturali per i quali tale ipotesi fu formulata (foresta tropicale, barriera corallina) l'ambiente urbanizzato è però soggetto a fattori di disturbo di natura antropica e dunque il buon livello di ricchezza specifica dei vegetali misurabile in aree sub-urbane ragionevolmente va messo in relazione anche a una serie di altri fattori:

- la coesistenza di numerosi e diversi micro-habitat in aree relativamente ristrette, che favorisce l'insediamento di specie vegetali;
- la possibilità che aree anche di modesta dimensione possano essere idonee a supportare popolazioni vitali

Tab. II. Andamento della ricchezza specifica nel passaggio da basso a medio livello di urbanizzazione. N: numero di ricerche analizzate.

	Incremento	Decremento	Nessuna differenza	N
Piante	64,7%	5,9%	29,4%	17
Invertebrati	29,8%	63,8%	6,4%	17
Vertebrati	11,8%	82,4%	5,9%	47

Tab. III. Andamento della ricchezza specifica nel passaggio da medio a elevato livello di urbanizzazione. N: numero di ricerche analizzate

	Incremento	Decremento	Nessuna differenza	N
Piante	0%	50%	50%	14
Invertebrati	2,6%	79,3%	21,1%	38
Vertebrati	0%	100%	0%	21

di specie vegetali (Gaston *et al.*, 1998);

- la predisposizione dei vegetali esotici a colonizzare ambienti urbani (McKinney, 2006);
- l'introduzione da parte delle comunità umane di essenze botaniche ornamentali in parchi e giardini.

Il risultato del confronto fra aree a media ed elevata urbanizzazione documenta un impatto significativo sia per gli invertebrati che per i vertebrati. Nel caso delle piante superiori non si registra alcun caso di studio che dimostri un aumento della ricchezza specifica favorito dall'urbanizzazione.

In definitiva, la scala di sensibilità all'insieme dei fattori di disturbo esistenti in seno agli ambienti urbani contempla, in ordine crescente: piante, animali invertebrati e animali vertebrati. La frammentazione dell'habitat (aree verdi) può essere identificata come il principale fattore limitante che dirige i processi di selezione delle specie. I Vertebrati mostrano la massima sensibilità in quanto la superficie di habitat idonea a sostenere una loro popolazione vitale è in media superiore a quella che di norma richiedono gli invertebrati e le piante.

AMBIENTE URBANO: I FATTORI DI CRITICITÀ

Tra i fattori di criticità che possono condizionare la sopravvivenza di fauna e flora all'interno degli ambienti urbani si possono individuare:

- a) *Ridotta disponibilità di superfici a verde nel tessuto urbano.* Si manifesta soprattutto nelle parti interne degli abitati, dove a una densità di popolazione umana superiore a quella suburbana corrisponde anche una disponibilità di aree vegetate che di norma è inferiore al 20% (Blair e Launer, 1997).
- b) *Frammentazione e isolamento delle aree verdi interne alle aree urbane.* Man mano che il tessuto urbano si espande verso la matrice di paesaggio con il quale confina (campagna, foresta, prateria) le originarie aree verdi si riducono in estensione ed aumenta la distanza che le separa (Battisti, 2004). Se tra questi frammenti permangono corridoi di collegamento (es. golene fluviali, alberature, ecc.) l'insieme delle cosiddette metapopolazioni di una certa specie insediate nei diversi frammenti vegetati può sopravvivere e può avere luogo un flusso genico di interscambio (Hanski, 1993). Nei frammenti verdi di superficie maggiore (o comunque dotati di un habitat di qualità migliore) la popolazione "source" (sorgente) può produrre individui in grado di disperdersi verso l'esterno, dal momento che il bilancio demografico è in attivo. Tali individui possono ricolonizzare le aree vegetate più piccole, dette "sink" (gorgo) ove invece hanno luogo periodiche estinzioni (Battisti e Gippoliti, 2004). Il rapporto fra la superficie di un certo ecosistema e la sua dotazione di biodiversità è espresso dalla teoria insulare (Mc Arthur e Wilson,

1967) che con le dovute cautele può essere applicata anche nell'ambito della ecologia del paesaggio urbano. Secondo tale teoria la ricchezza specifica di un ecosistema isolato si calcola come:

$$S = c A^z$$

dove: S è il numero di specie; A la superficie dell'area isolata; c una costante che dipende dal taxon e dalla regione geografica e z una variabile il cui valore è in relazione alla capacità di dispersione di una specie.

- c) *Aumento dell'effetto margine*. Si tratta dell'effetto di disturbo che ha luogo lungo la superficie di contatto fra tipologie ambientali diverse e separate da una brusca transizione (Battisti, 2004). Sul margine di contatto fra un frammento vegetato e la matrice urbana perturbazioni di natura microclimatica influiscono su fattori come germinabilità dei semi, penetrazione da parte di specie alloctone, tasso di predazione. Ne deriva una zonazione fra le specie più tipiche della porzione interna all'area verde e quelle insediate invece lungo l'ecotone di confine (Sisk *et al.*, 1997).
- d) *Effetto barriera*. In ambienti antropizzati le possibilità di movimento e interscambio genico fra i viventi possono essere ostacolate da barriere artificiali. Il risultato è una scarsa biopermeabilità del tessuto urbano (Battisti, 2004).
- e) *Semplificazione della struttura della vegetazione*. Rispetto alla stratificazione tipica della vegetazione naturale (strati muscinale/erboso, arbustivo e arboreo) le aree verdi presentano una fisionomia più semplificata. La gestione del verde urbano implica infatti la costante rimozione dello strato arbustivo e del legno morto o deperiente, nonché la frequente falciatura di quello erboso (Marzluff e Ewing, 2001).
- f) *Incremento dell'insediamento di specie esotiche invasive*. Il fenomeno riguarda tanto le comunità vegetali quanto quelle animali. Un gran numero di specie autoctone si estinguono localmente negli ambienti urbanizzati per essere rimpiazzate da specie sinantropiche e alloctone in grado di ampliare i loro areali distributivi.
- g) *Inquinamento di aria, acqua e suolo*. L'emissione in atmosfera di polveri e gas da combustione, lo scarico di molecole tossiche in acqua e nel suolo è un fattore di pressione selettiva per flora e fauna (Bryer *et al.*, 2006).
- h) *Inquinamento acustico*. Il rumore è un fattore di disturbo importante poiché genera stress fisiologico e può ostacolare i meccanismi di comunicazione sonora (Rheindt, 2003)
- i) *Inquinamento luminoso*. Per molte specie animali notturne o crepuscolari l'illuminazione artificiale rappresenta un fattore di stress in grado di modificare le dinamiche ormonali che regolano gli orologi biologici (Rich e Longcore, 2007). Variazioni dei naturali livelli di luminosità possono alterare i tempi

dedicati alla ricerca del cibo da parte delle diverse specie animali, con possibili ripercussioni sui livelli di competizione interspecifica (Camerini, 2014).

- l) *Mortalità da collisione con veicoli*. Oltre a fare da barriera alla dispersione degli organismi viventi, le infrastrutture viarie, in particolare strade e autostrade, rappresentano un fattore di mortalità non trascurabile per gli animali (in particolare i Vertebrati) che in fase di attraversamento di questi manufatti sono esposti al rischio di collisione (Battisti *et al.*, 2012).

RASSEGNA DI CASI DI STUDIO

Vegetali

Se è vero che modesti livelli di urbanizzazione possono stimolare un incremento della ricchezza di specie vegetali, è altrettanto vero che l'inventario di specie botaniche non native che si insediano in ambito urbano è molto più ricco rispetto ad aree non urbanizzate. Emblematico in tal senso è il quadro che emerge da una ricerca condotta nell'area urbana di Berlino (Kowarik, 1995): le specie vegetali alloctone ammontavano al 6% sul totale nelle aree esterne al perimetro urbano, rappresentavano il 25% nell'area suburbana, mentre nel centro della città la percentuale arrivava al 54%.

Il fenomeno è confermato dalla ricerca di Dolan *et al.* (2011) che, grazie a dati desumibili dagli erbari antecedenti il 1940, hanno ricostruito l'evoluzione della composizione della comunità vegetale dell'area di Indianapolis (USA). È emerso che nell'arco di 70 anni la transizione da un paesaggio rurale a uno sub-urbano/urbano ha portato con sé un significativo ricambio nella composizione floristica. La flora nativa si è estinta ad un ritmo di 2,4 specie/anno, mentre 1,4 specie esotiche/anno hanno colonizzato l'area di studio.

La ricerca di Godefroid (2001) non evidenzia un cambiamento sostanziale nel numero di specie vegetali nell'area urbana di Bruxelles tra il 1940 e fine secolo, ma mette in luce comunque variazioni nella composizione floristica. Si registra un aumento significativo di specie aliene e invasive e un incremento di specie nitrofile e sciafile. La massiccia colonizzazione dell'area urbana da parte di specie esotiche invasive viene messa in relazione proprio alla loro nitrofilia e alla loro tolleranza nei confronti di fattori come alcalinità del suolo e siccità.

Chocholoušková e Pyšek (2003) hanno ricostruito l'evoluzione del popolamento floristico dell'area urbana di Plzeň (Repubblica Ceca) tra il 1880 e il 2000. Struttura e composizione della flora hanno subito una profonda trasformazione: 805 specie sono sopravvissute al cambiamento, 368 si sono estinte e 238 hanno colonizzato l'area urbana. Viene registrato un decremento di specie nell'area periurbana, mentre si è arricchito l'elenco floristico della città grazie al massiccio insediamento di specie alloctone, la cui percentuale sul totale è quasi

triplicata: dal 6,2% di fine '800 al 17% degli anni '90.

Non mancano ricerche relative al territorio italiano. Grapow *et al.* (1996) hanno analizzato la frequenza e la distribuzione di 684 specie rilevate in 50 aree campione localizzate in cinque grandi aree urbane: Milano, Ancona, Roma, Cagliari e Palermo. Dallo studio emerge l'importanza delle terofite che sono parte della vegetazione mediterranea. L'analisi comparata delle flore ha inoltre evidenziato la dominanza dei fattori biogeografici nel determinare la copertura vegetale nelle cinque aree urbane studiate. Questo dato non è in linea con la elevata uniformità floristica osservata in aree urbane dell'Europa Centrale.

Altre ricerche svolte in Italia documentano l'importanza delle specie aliene nell'ambito delle flore urbane. La presenza di essenze alloctone era pari al 17,9% sul totale delle specie censite nell'area urbana di Ferrara (Pellizzari *et al.*, 2015); a Rovigo il 20,2% (Benetti e Tornadore, 2000) e a Milano il 21,4% (Banfi e Galasso, 1998). Si tratta di valori superiori rispetto al dato medio di 13,4% di specie alloctone riferibile alla flora italiana.

Nel caso dell'area urbana di Napoli (De Natale e La Valva, 2000) l'attuale inventario floristico è stato confrontato con dati "storici" risalenti a fine '700 ed epoche successive. L'area studiata è oggi una superficie urbana omogenea. L'indagine riguarda infatti l'antico centro storico e tutti i quartieri della città ad esso strettamente confinanti. Nei secoli trascorsi quest'area comprendeva estese aree agricole e naturaliformi. Le specie botaniche censite da fine '700 ad oggi risultano 984. Ad oggi la flora conta invece 659 specie, 178 delle quali rappresentano insediamenti recenti. Ne consegue che 325 specie dell'originario contingente floristico non sono più state ritrovate. La loro scomparsa, avvenuta nel corso del '900, è da addebitare a nuove edificazioni, costruzione di infrastrutture, bonifiche di aree umide e cementificazione di alvei fluviali.

In definitiva, le condizioni ambientali tipiche delle aree urbane favoriscono le specie alloctone e, più in generale, le specie nitrofile, termofile nonché le essenze vegetali che tollerano condizioni di aridità legate all'effetto "isola di calore" che si manifesta soprattutto nella parte più interna alla città.

Funghi

A differenza di Vegetali ed Animali, i Funghi non sono stati oggetto di un nutrito numero di studi finalizzati a chiarire gli effetti dell'urbanizzazione sulla loro ecologia. Di seguito si riporta comunque una sintesi dei risultati ottenuti da alcune ricerche desunte dalla scarsa bibliografia disponibile.

Newbound *et al.* (2012) hanno studiato le variazioni della comunità fungina (saprofiti e simbionti ectomicorizzici) insediata in boschi di *Eucalyptus camaldulensis* (Denhardt 1832) lungo un gradiente urbano nell'area

di Melbourne (Australia). Obiettivo dello studio era evidenziare eventuali correlazioni fra la composizione della comunità fungina e fattori come il chimismo del suolo e il livello di urbanizzazione. Quest'ultimo fattore non esercitava effetti diretti, ma la composizione della comunità fungina tendeva a variare in base alle proprietà chimico-fisiche del terreno, a loro volta condizionate dalla destinazione d'uso dei suoli.

Una ricerca eseguita nelle foreste del distretto di Kanto (Giappone) ha preso in esame i funghi endofiti isolati dai tessuti fogliari di specie arboree (*Quercus myrsinefolia* Blume 1850, *Quercus serrata* Murray 1784, *Chamaecyparis obtusa* Siebold e Zuccarni, *Eurya japonica* Thunb.) lungo un gradiente rurale-urbano (Matsumura e Fukuda, 2013). La frammentazione e l'isolamento dei lembi forestali inclusi nelle aree più urbanizzate erano causa di un depauperamento della diversità della comunità fungina.

Nella medesima area di studio (distretto di Kanto) è stato realizzato uno studio sulla struttura della comunità fungina di boschi sempre verdi dominati da *Castanopsis sieboldii* Hatus e *Quercus myrsinefolia*. La metodica prevedeva la raccolta di sporocarpi in boschi collocati in territorio urbano, sub-urbano e rurale (Ochimaru e Fukuda, 2007). Furono raccolte 132 specie fungine: 22 di decompositori della lettiera, 49 sapro-xilofagi, 23 decompositori dell'humus e 38 di simbionti ectomicorizzici. Ricchezza e diversità della comunità fungina di simbionti ectomicorizzici erano minime nelle aree forestali intercluse ad aree urbane e massime nei boschi posti al di fuori della città. Al contrario, la ricchezza e l'abbondanza dei decompositori della lettiera e del legno erano superiori nei lembi forestali urbani.

Una ricerca condotta da un gruppo di lavoro canadese ha messo a confronto la comunità di funghi ectomicorizzici di foreste di quercia localizzate in ambito urbano e rurale (Baxter *et al.*, 1999). I suoli urbani si caratterizzavano per una maggior concentrazione di azoto e metalli pesanti e ospitavano una comunità fungina meno ricca: 16 tipi di micorrize contro le 25 censite nei suoli in ambito rurale. La densità degli organismi simbionti non presentava invece differenze significative nelle due tipologie ambientali poste a confronto.

Animali Invertebrati

La perdita di biodiversità causata dall'urbanizzazione produce un'omogeneizzazione delle comunità animali, come dimostrano gli studi sulla fauna invertebrata. Il fenomeno interessa anche la pedofauna, come documenta uno studio svolto nell'area di Malpensa (Migliorini *et al.*, 2003) dove è stata riscontrata la presenza di 60 specie di Acari Oribatidi e 35 specie di Collemboli. Il popolamento era caratterizzato da elevati indici di dominanza e dalla consistente presenza di specie ubiquitarie e tipiche di suoli disturbati.

Risultati analoghi emergono da un'altra ricerca sulla fauna edafica che ha messo a confronto il popolamento di Chilopodi di suoli forestali naturaliformi (foresta di Mazowia - Polonia) con quello delle aree verdi di Varsavia (Wytwer, 1995). La ricchezza specifica dei suoli forestali (17 specie) era superiore a quella riscontrata in ambiente urbano (12 specie).

L'importanza della superficie delle aree verdi intercluse nel tessuto urbano e della disponibilità di piante nettariifere emerge da uno studio sulla comunità di Lepidotteri Ropaloceri dell'area urbana di Campinas (Brasile). In aggiunta ai fattori ricordati, la presenza di corridoi verdi di connessione e la conservazione di paludi e stagni sono indicati dagli autori come presupposti irrinunciabili per la conservazione in ambiente urbano di questa fauna neotropica (Brown e Freitas, 2002). Nel territorio periurbano di Calabar (Nigeria) le farfalle diurne sono state utilizzate come indicatori per valutare il possibile effetto dell'urban sprawl sulla biodiversità. Gli autori (Atu *et al.*, 2013) hanno posto a confronto 20 fattorie: 10 in area interessata dalla crescita diffusa del tessuto urbano, 10 collocate in un contesto territoriale di impronta rurale. Anche in questo caso l'urbanizzazione incideva in negativo sulla ricchezza specifica, che era superiore nelle aree rurali (42 specie contro 25).

Sempre in tema di paesaggi urbani, uno studio ha analizzato la composizione della comunità di Imenotteri Formicidi nell'area sub-urbana di Florida Keys, sede di un intenso processo di "urban sprawl" (Forsy e Allen, 2005). La comunità era costituita da 42 specie: 24 autoctone e 18 alloctone. Il numero di specie alloctone risultava correlato positivamente all'intensità dello sviluppo urbano intorno alle aree verdi studiate.

Una ricca bibliografia documenta gli effetti dell'urbanizzazione sugli Imenotteri impollinatori, in particolare gli Apidi. Una revisione della bibliografia (Hernandez *et al.*, 2009) ha analizzato i risultati di 59 lavori scientifici sull'ecologia di questi Imenotteri in ambiente urbano. L'analisi converge su alcune linee di tendenza:

- la ricchezza specifica dei popolamenti di apidi in ambito urbano è inferiore rispetto a quella che si misura in aree sub urbane o in ambienti naturali;
- l'abbondanza (e in alcuni casi anche la ricchezza specifica) degli apidi che nidificano in cavità è maggiore all'interno delle aree urbane;
- diversità e abbondanza delle specie che nidificano al suolo decresce invece nelle aree urbane.

La diversa adattabilità agli ambienti urbani di una specie in relazione alla sua origine biogeografica (endemica/alloctona) si manifesta in modo chiaro nel caso dei Ditteri, più nello specifico dei Drosophilidi. Lo dimostra una ricerca svolta nella capitale del Brasile (Brasilia) e nel circostante territorio, di impronta rurale (Ferreira e Tidon, 2005). Il popolamento urbano era costituito da 16

specie. Il 90% degli individui era rappresentato da due specie: l'esotica *Zaprionus indianus* Coquillett 1902 e la cosmopolita *Drosophila simulans* Sturtevant, 1919. Ad eccezione di una specie, erano presenti in città tutti i Drosophilidi esotici segnalati nel bioma del Cerrado di cui Brasilia è parte. In compenso l'inventario faunistico dell'area urbana di Brasilia contemplava solo 8 delle 25 specie di Drosophilidi endemici segnalati nei territori circostanti l'area urbana.

Una ricerca svolta nelle città giapponesi di Yokohama e Tokyo ha analizzato l'effetto della frammentazione dell'habitat forestale sul popolamento di Ragni (Miyashita *et al.*, 1998). Sono state esaminate 17 aree a bosco frammiste al tessuto urbano e un habitat boschivo molto esteso posto al di fuori del perimetro cittadino. Nei frammenti boschivi più piccoli sono stati censiti i popolamenti araneici meno ricchi e con le densità più basse. Le specie di taglia maggiore erano quelle più sensibili alla frammentazione dell'habitat forestale.

La bibliografia in materia di inquinamento luminoso è molto ricca (Rich e Longcore, 2007; Camerini, 2014) e in questa sede ci si limita a citare un caso di studio che documenta come il fenomeno possa condizionare le dinamiche riproduttive nei Coleotteri Lampiridi. In *Lampyrus noctiluca* (specie comune in Europa) la femmina attera è in grado di attrarre a sé il maschio mediante l'emissione di un segnale luminoso continuo. Manipolando il naturale livello di luminosità notturna mediante l'aggiunta di luce artificiale Bird e Parker (2014) hanno dimostrato che tale alterazione, pur non inibendo l'emissione di luce da parte delle femmine, ne impediva la localizzazione da parte dei maschi. Il fenomeno si manifestava già ad intensità luminose molto basse (0,18-0,3 lux) valori ben inferiori a quelli che di norma si misurano a terra in prossimità di impianti di illuminazione artificiale.

Un'altra insidiosa forma di inquinamento luminoso è data dalla luce polarizzata, che si genera per effetto dell'interferenza della luce solare con asfalti, carrozzerie di veicoli o vetri di edifici. Tra gli Insetti, in particolare quelli acquatici, esistono specie polarotropiche, che utilizzano sorgenti naturali di luce polarizzata (es. quella riflessa dalla superficie di un corpo idrico) come stimolo per orientare i loro movimenti. Gli esempi sono molteplici. Tra i Tricotteri, gli adulti neo sfarfallati possono essere attratti dai vetri degli edifici dove si portano per copulare (Horváth *et al.*, 2009). Le superfici delle finestre funzionano da habitat ingannevole e inidoneo alla riproduzione: dopo la copula, infatti, buona parte degli insetti finiscono infatti per disperdersi e morire all'interno degli edifici. Altri Insetti dulcacquicoli, come le libellule, possono compromettere il loro successo riproduttivo quando le femmine depongono su superfici artificiali, come pavimentazioni o carrozzerie delle automobili (Wildermuth, 1998).

Animali Vertebrati

Pesci

In questa breve rassegna di casi di studio dedicata ai Vertebrati alcune citazioni vanno riservate agli effetti che l'urbanizzazione del suolo intorno a corsi d'acqua può indurre a danno delle popolazioni ittiche. I fattori che producono un'alterazione della qualità delle acque sono molteplici: scarico di reflui, cementificazione degli alvei, artificializzazione delle rive, alterazioni del ciclo idrologico, inquinamento luminoso. L'insieme di questi fattori determina solitamente una perdita di biodiversità accompagnata da un'omogeneizzazione del popolamento ittico. Lo dimostrano svariate ricerche, in gran parte eseguite negli Stati Uniti.

Uno studio condotto in Virginia sul bacino del fiume Tuckahoe Creek ha evidenziato un impoverimento della comunità ittica in aree sub urbane rispetto ad aree agricole (Weaver e Garman, 1994). Fra il 1958 e il 1990 sono scomparse sei specie e si è ridotta l'abbondanza media della comunità ittica, mentre non si è registrato l'insediamento di specie esotiche. Quest'ultimo fenomeno viene invece segnalato nell'ambito di altri studi eseguiti in Nord America: i tratti dei corsi d'acqua che si snodano in ambito urbano appaiono particolarmente vulnerabili all'insediamento di specie alloctone e ciò si traduce in un'omogeneizzazione della comunità ittica (Marchetti *et al.*, 2006; Walters *et al.*, 2003; Roy *et al.*, 2005). L'urbanizzazione tende anche ad alterare le dinamiche di trasporto solido all'interno del bacino fluviale: nel caso di studio che ha esaminato il bacino del fiume Etowah (Georgia, USA), ad esempio, nel tratto urbano le acque presentavano un'anomala torbidità dovuta alle piccole dimensioni delle particelle solide che costituivano i sedimenti (Walters *et al.*, 2003).

Anfibi

L'abbondante letteratura ricavata da ricerche svolte negli USA sugli anfibi dimostra tutta la vulnerabilità di questi Vertebrati ai fattori di stress ambientali connessi all'urbanizzazione. Dall'esame di 32 studi (Scheffers e Paszkowski, 2012) emerge che nel 62,7% dei casi gli habitat in aree urbanizzate erano di qualità inferiore rispetto ad ambienti meno antropizzati, mentre nel 31,8% dei casi non si rilevavano differenze di sorta. Solo nel rimanente 5,5% dei casi la città costituiva un ambiente più favorevole per gli Anfibi.

L'urbanizzazione tende altresì ad alterare le reti trofiche. Emblematici in tal senso sono i risultati di una ricerca svolta su 35 corsi d'acqua situati in California, a nord di Los Angeles, tra il 2000 e il 2002 (Riley *et al.*, 2005). Nelle aree più urbanizzate bagnate dai corsi d'acqua si registravano: l'estinzione locale di anfibi autoctoni, l'insediamento di predatori (come l'invasivo Gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* Girard,

1852) nonché una riduzione della diversità del benthos. Il fenomeno si manifestava già in aree con percentuali di suolo edificato pari all'8%, valore inferiore al 10-15% indicato come soglia critica da studi che segnalavano analoghi fenomeni di depauperamento della fauna anfibia in ambiente fluviale negli USA (Paul e Meyer, 2001).

Una specie il cui declino sembra in buona parte riconducibile alla diffusione di spazi urbani è la raganella (*Hyla arborea* L., 1758). Una ricerca realizzata in Svizzera ha analizzato l'uso del suolo in buffer circolari di diversa ampiezza (da 100 m a 2 km) intorno a zone umide. L'intensità del traffico e il tasso di urbanizzazione fino alla distanza di 1 km dagli habitat acquatici sono stati identificati come fattori critici per questa specie (Pellet *et al.*, 2004).

Le strade possono rappresentare una barriera alla dispersione degli anfibi e ostacolare il flusso di geni, esponendo al pericolo dell'inbreeding. Lo ha dimostrato una ricerca svolta in Francia che ha messo a confronto il tasso di eterozigosi di 11 popolazioni di rana dalmatina (*Rana agile* Bonaparte, 1840) insediate in zone umide a diversa distanza da infrastrutture stradali. L'eterozigosi era minima tra le popolazioni insediate in ambienti vicini a un'autostrada (Lesbarrères *et al.*, 2003).

Le strade sono una minaccia per gli Anfibi anche in relazione al rischio di collisione con i veicoli. Solo per fare un esempio, in prossimità di uno stagno popolato dal rospo comune (*Bufo bufo*, L. 1758) in Abruzzo il 60,6% degli esemplari in migrazione che tentavano di attraversare una vicina strada veniva schiacciato dai veicoli (Di Francesco *et al.*, 2011). La mitigazione dell'impatto del traffico stradale è stata oggetto di uno specifico progetto realizzato a cura della Stazione sperimentale per lo studio e la conservazione degli anfibi in Lombardia "Lago d'Endine" (Ferri, 2009) e di altre iniziative che hanno coinvolto studenti e volontari (Fiacchini e Pellegrini, 2011).

Rettili

La mortalità da impatto con veicoli è un'insidia che riguarda anche i Rettili. A commento dei risultati di un'indagine svolta durante la primavera, l'estate e l'autunno 2003 lungo 183 Km di una strada che attraversa la steppa arida dell'Idaho (USA) Jochimsen *et al.* (2014) affermano che la mortalità stradale rappresenta una minaccia potenziale per la conservazione degli ofidi in questa regione. Percorrendo l'arteria stradale i ricercatori hanno rilevato in media una presenza di individui morti pari a 2,3/100 Km. Gli individui vittima di collisione, appartenenti a 4 specie, erano in gran parte maschi (64,9%). La massima frequenza di collisioni aveva luogo in primavera e riguardava soprattutto gli adulti, mentre un secondo picco di valori si registrava in autunno e interessava in gran parte individui giovani. I tratti di strada in cui era massimo il rischio di collisione

erano quelli ai cui lati più densa era la copertura vegetale, costituita da specie erbacee alloctone.

Sempre in merito al rapporto fra serpenti e strade, degna di citazione è la ricerca condotta in Ontario (Canada) sull'ofide *Heterodon platirhinos* Latreille 1801 mediante telemetria (Robson e Blouin-Demers, 2013). I ricercatori hanno seguito i movimenti di 17 esemplari dotati di radiocollare per valutare l'influenza che la presenza di strade esercitava nell'orientare i movimenti degli animali. Maschi e femmine in misura eguale tendevano a muoversi nel territorio evitando per quanto possibile l'attraversamento delle strade asfaltate, mentre quelle in terra battuta non erano di ostacolo al loro movimento. Se da un lato questo comportamento preveniva la mortalità da collisione, tendeva però a favorire un certo isolamento riproduttivo. L'esistenza di stress ambientali può dunque indurre riposte di natura etologica, mentre in altri casi può agire su altri tratti della biologia di una specie, come ad esempio la nicchia trofica. Lo evidenzia uno studio sulle popolazioni di due specie mediterranee di Ofidi (*Hierophis viridiflavus* Lacépède 1789 e *Zamenis longissimus* Laurenti 1789) lungo un gradiente di habitat diversamente urbanizzati (Capizzi *et al.*, 2008). Si tratta di tre aree di superficie simile (circa 50 ha) collocate a distanze decrescenti da Roma. La prima (Macchia della Manziana) è coperta da querceti ed è assimilabile a un habitat ottimale, la seconda (Marcigliana) –in parte boscata e in parte coltivata– si può considerare un habitat a medio disturbo, mentre la terza (Tor Bella Monaca - Roma sud) è una campagna periurbana confinante, per il 75% del suo perimetro, con insediamenti abitativi e attraversata da due strade intensamente trafficate. Per entrambe le specie gli autori della ricerca hanno rilevato una restrizione dell'ampiezza della nicchia trofica e un aumento della sovrapposizione della stessa all'aumentare del tasso di urbanizzazione.

Uccelli

Un primo stadio di frammentazione del paesaggio connessa all'urbanizzazione è la "perforazione", una fase di rottura dell'omogeneità di un paesaggio, cui di solito fanno seguito processi di frammentazione dell'originaria trama paesaggistica via via più invasivi (da Bogaert, in Battisti, 2004) come la "dissezione", la frammentazione vera e propria, lo "shrinkage" (riduzione progressiva delle dimensioni dei frammenti).

Esempio di perforazione è la costruzione di case isolate in ambienti forestali, con la tracciatura di strade di accesso che producono una cesura della continuità del paesaggio e dunque una, se pur sottile, dissezione dello stesso. È il caso descritto da Kluza *et al.* (2000) che hanno messo a confronto l'avifauna di queste aree solo in minima parte intaccate dallo sviluppo urbano (densità 0-0,05 case/ha) con quella di aree a moderata densità urbana (densità 0,6-6,7 case/ha). Nel territorio

di studio (New England - USA) è stato riscontrato che le aree meno antropizzate ospitavano una maggiore abbondanza di specie migratrici e stanziali tipiche dell'ambiente forestale. Analoga tendenza si registrava per gli Uccelli legati al sottobosco. Gli autori hanno ipotizzato che le differenze riscontrate potessero essere ricondotte all'effetto margine che si manifestava nelle aree più frammentate e che avrebbero favorito i predatori dell'avifauna (Uccelli e Mammiferi).

L'inquinamento ambientale è un fattore di pressione selettiva anche per specie sinantropiche come *Passer domesticus* L. 1758. Una ricerca finalizzata a identificare le ragioni del suo marcato declino lo identifica come una delle principali criticità. La ricerca ha esaminato le dinamiche riproduttive di questo passeriforme lungo un gradiente urbano/sub-urbano centrato sulla città di Leicester (Regno Unito). In due dei tre anni di studio il successo riproduttivo era inferiore a quello sufficiente a garantire una stabilità demografica delle popolazioni (Peach *et al.*, 2008). Basse temperature, picchi di piovosità, scarsità di prede (afidi) hanno determinato il declino della popolazione, unitamente agli elevati livelli di biossido di azoto, che provocavano un decremento del peso dei nidiacei.

L'inquinamento atmosferico non è la sola insidia legata al traffico veicolare. Anche i livelli di rumore prodotti in prossimità di strade ad alta percorrenza possono condizionare le specie di Uccelli che utilizzano il canto come strumento di comunicazione. Emblematico in tal senso lo studio sulla Cinciallegra (*Parus major* L. 1758) svolto da Mockford e Marshall (2009) in località rurali e urbane inglesi. Gli spettri di emissione acustica (frequenza, intensità) erano alterati per effetto del disturbo derivante dai rumori di fondo dovuti al traffico veicolare.

Un ulteriore fattore di disturbo di natura fisica è dato dalla luce artificiale. Un recente studio effettuato nel sud della Germania in aree poste a diversa distanza da impianti di illuminazione artificiale ha dimostrato che l'inquinamento luminoso altera i naturali ritmi stagionali che all'alba e al tramonto regolano il canto territoriale (Da Silva *et al.*, 2015). Di sei specie studiate, cinque, ovvero pettirosso (*Eritachus rubecula* L. 1758), merlo (*Turdus merula* L. 1758) cinciallegra, cinciarella (*Cyanistes coeruleus* L. 1758) e tordo bottaccio (*Turdus philomelos* Brehm 1831) tendono ad anticipare o ritardare l'inizio dell'attività canora in risposta al disturbo dato dalla luce artificiale.

Mammiferi

Una ricerca svolta nell'area urbana di Porto (Portogallo) su quattro specie di micromammiferi (*Apodemus sylvaticus* L. 1758, *Crocidura russula* Hermann 1780, *Mus spretus* Lataste 1883, *Mus musculus* L. 1758) ha evidenziato un parallelo declino della ricchezza specifica e dell'abbondanza al crescere del grado di urbanizza-

zione (Gomes *et al.*, 2011). Analoghi risultati vengono da una ricerca svolta nel New South Wales (Australia) che ha esaminato la risposta di marsupiali arboricoli al possibile “effetto margine” dato dalla presenza di aree abitate in prossimità di ambienti forestali (Villaseñor *et al.*, 2014). Delle sei specie insediate negli ambienti di studio, soltanto una (*Trichosurus vulpecula* Kerr, 1792) era favorita dall’urbanizzazione.

Anche fra i Chiroterteri l’habitat urbano ha selezionato alcune specie opportuniste che si sono adattate ad esso con profitto sfruttando fattori come la disponibilità di posatoi (attici, fessure di pareti in edifici alti, ecc.) riserve d’acqua artificiali o abbondanza di prede che si addensano intorno ai lampioni. Al contrario, per altre specie fattori come la frammentazione degli habitat, il rumore e l’inquinamento di natura chimica e luminosa agiscono da fattori limitanti. Il risultato è che le comunità di Chiroterteri in ambiente urbano sono di norma costituite da un numero ristretto di specie. Una specifica review redatta da Russo e Ancillotto (2014) identifica nei pipistrelli una componente faunistica ideale come indicatrice degli effetti dell’urbanizzazione, a patto che la valutazione non si basi sul parametro “abbondanza”. L’insediamento di popolazioni di specie abbondanti e apparentemente ben adattate all’habitat urbano o suburbano può infatti mascherare i subdoli effetti della più classica “trappola ecologica”, come dimostra un’indagine condotta nell’area urbana di Calgary (Canada). La ricerca ha dimostrato che la popolazione di *Myotis lucifugus* (Le Conte 1831) insediata nell’area urbana, a dispetto di una densità di popolazione elevata, si caratterizzava per valori di massa corporea e successo riproduttivo scarsi (Coleman e Barclay, 2011). In sostanza, dunque, anche nel caso di Chiroterteri considerati sinantropici, ambienti di bassa qualità, come quelli urbani, possono essere preferiti ad altri habitat potenzialmente disponibili e di qualità superiore (Schlaepfer *et al.*, 2002).

Non solo trappola ecologica. Un altro aspetto particolare dell’ecologia dell’ambiente urbano è l’esistenza del cosiddetto “paradosso della predazione”: la densità dei predatori tende ad aumentare al crescere del grado di urbanizzazione, ma in parallelo il tasso di predazione tende a ridursi. È quanto emerge da una serie di studi che hanno analizzato la struttura della catena trofica in ambienti urbani e non (Fischer *et al.*, 2012). Come interpretare il paradosso? L’ipotesi più accreditata è che in ambiente urbano le dinamiche trofiche risultino alterate per effetto dell’introduzione di risorse alimentari messe a disposizione dalla comunità umana.

Ultimo in ordine di trattazione, ma non di importanza, è l’aspetto legato alla collisione con veicoli, dal momento che i Mammiferi sono molto esposti a questo rischio. Da qui l’interesse dei ricercatori; la bibliografia disponibile è molto ricca e qui ci si limita a citare le informazioni contenute nel data set riferito

alla provincia di Roma (Battisti *et al.*, 2012). La raccolta dati permette anzi tutto di identificare le specie più di frequente vittima di collisioni in quest’area di studio. Si tratta di riccio (*Erinaceus europaeus* L., 1758) nutria (*Myocastor coypus* Molina, 1782) ratto delle chiaviche (*Rattus norvegicus* Berkenhout, 1769) volpe (*Vulpes vulpes* L., 1758) e mustelidi di media taglia. Grande importanza nel determinare il rischio di collisione hanno alcune caratteristiche ecologiche ed etologiche, mentre non è stata riscontrata una correlazione con la taglia degli animali. Ad essere più vulnerabili sono le specie generaliste e/o più vagili e dotate di “home range” ampi ed eterogenei. Per i carnivori il rischio di collisione è superiore a quello dei mammiferi erbivori.

CONCLUSIONI

È possibile affermare che l’urbanizzazione produca come effetto una riduzione della biodiversità (Fig. 3). A questa conclusione giunge infatti la maggioranza degli studi che hanno analizzato la questione (Marzluff, 2001; McKinney, 2002; Chace e Walsh, 2006; Shocat *et al.*, 2010). Vi è accordo generale anche sul fatto che l’urbanizzazione favorisca l’omogeneizzazione delle comunità viventi (Mc Kinney, 2006; Trentanovi *et al.*, 2013) anche per la facilità di adattamento delle specie alloctone agli ambienti abitati dall’uomo.

Fin qui gli effetti dell’urbanizzazione sulla biodiversità. Il fenomeno ha però altre implicazioni: si pensi ad esempio ai servizi ecosistemici, ovvero le funzioni produttive (attività agricola e forestale) ed ecologiche del suolo, come l’immagazzinamento di CO₂ nei tessuti

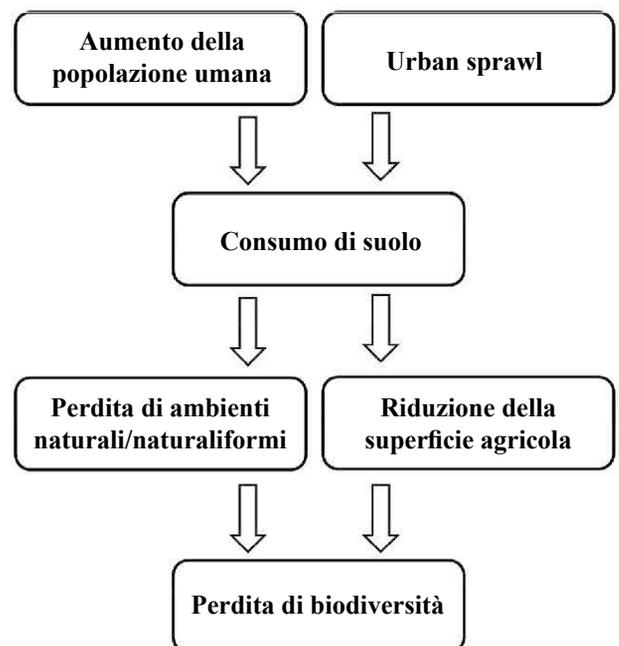


Fig. 3. Cause del consumo di suolo e suo effetto sulla biodiversità.

vegetali o il drenaggio delle precipitazioni. Tali funzioni vengono compromesse per effetto della cementificazione, con implicazioni economiche importanti (ISPRA, 2016). Secondo le stime di ISPRA (2017) tra il 2012 e il 2016 la perdita di servizi ecosistemici causata dal consumo di suolo ha avuto per la collettività italiana un costo medio equivalente a 766 milioni di euro/anno.

Un aspetto di particolare rilevanza è dato dalla sottrazione di suolo agricolo che l'urbanizzazione sottende. In un Mondo sempre più popolato, la disponibilità di suolo coltivabile è fondamentale, visto che gran parte del cibo dell'umanità deriva dagli ambienti terrestri (FAO, 2006). Una risposta al venir meno di terre coltivabili per la produzione di cibo potrebbe risiedere nell'aumento delle rese dei suoli agricoli, ma questo obiettivo è ottenibile solo a prezzo di un'intensificazione dei modelli produttivi, con i guasti ambientali che ne seguono. E d'altro canto rimpiazzare le superfici agricole consumate dall'urbanizzazione con la messa a coltura di ambienti naturali/naturaliformi ha come contropartita una perdita di biodiversità.

In tema di contenimento di consumo di suolo, nuovi e più stringenti criteri dovrebbero adeguare le logiche di pianificazione. Le drammatiche ingiustizie sociali ed economiche connaturate all'attuale modello di sviluppo economico si manifestano anche sotto il profilo urbanistico con paradossali contraddizioni: da un lato le baraccopoli del sud del Mondo, con densità di popolazione da girone d'inferno dantesco, all'opposto le città diffuse estese su aree molto vaste. Un modello urbanistico evocato da molti è quello della "città compatta", dotata di servizi di trasporto pubblici molto efficienti: un giusto compromesso tra compattezza delle aree urbane e loro vivibilità.

È prevedibile che le aree urbane siano destinate ulteriormente a espandersi e quindi diventerà prioritario gestirle in maniera sempre più attenta anche sotto il profilo

della conservazione delle risorse biologiche (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2012). Per quanto meno idonee alla vita selvatica rispetto agli ecosistemi rurali o naturali, le città possono comunque ospitare livelli di biodiversità degni di nota (Giordano *et al.*, 2002). Interventi utili a incrementare la biodiversità delle città sono il potenziamento del patrimonio di aree verdi, ad esempio con la loro creazione a partire da aree industriali dismesse (Fig. 4) e il potenziamento della connettività ambientale mediante le reti ecologiche. Quest'ultimo strumento, ormai implementato stabilmente nelle politiche di governo del territorio anche in Italia, è sempre più indispensabile per sostenere la biodiversità in tutti i territori antropizzati, compresi quelli coltivati.

Nell'ambito della conservazione della biodiversità degli ambienti terrestri resta inoltre prioritaria la tutela di zone umide, praterie, foreste e ogni altro ambiente naturale o naturaliforme non ancora intaccato dallo sviluppo urbano. Obiettivo non facile, considerato che la bomba demografica innescata decenni fa a livello planetario e oggi in piena deflagrazione impone il consumo di nuove risorse. Non meno difficile appare l'obiettivo di rendere la limitazione del consumo di suolo un pilastro delle politiche ambientali e urbanistiche, a fronte di un modello economico ancora ben radicato sul paradigma illusorio, ma rassicurante, dello sviluppo senza limiti. E bene lo dimostra il caso dell'Italia, Paese in cui solo nel 2012 il problema del contenimento del consumo di suolo è entrato a fare parte integrante dell'agenda del Parlamento.

Ringraziamenti

Un grazie per l'aiuto a Renato Bertoglio, Monica Masanta ed Enzo Vigo. Grazie anche ai Revisori per i preziosi suggerimenti.



Fig. 4. L'area verde in dotazione al Parco Arte Vivente di Torino (quartiere Lingotto), risultato del recupero di un'area industriale dismessa (Foto Parco Arte Vivente).

BIBLIOGRAFIA

- Atu J.E., Offiong R.A., Eja E.I., 2013. Urban Sprawl Effects on Biodiversity in Peripheral Agricultural Lands in Calabar, Nigeria. *Journal of Environmental and Earth Science*, **3**: 219-231.
- Baker P.J., 2005. Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. *Mammal Review*, **35**: 302-312.
- Banfi E., Galasso G., 1998. La flora spontanea della città di Milano alle soglie del terzo millennio e i suoi cambiamenti a partire dal 1700. *Memorie Società Italiana di Scienze Naturali*, **28**: 267-388.
- Battisti C., 2004. *Frammentazione, connettività, reti ecologiche*. Provincia di Roma, 246 pp.
- Battisti C., Gippoliti S., 2004. Conservation in the Urban-Countryside Interface: a Cautionary Note from Italy. *Conservation Biology*, **18**: 581-583.
- Battisti C., Amori G., Luiselli L., Zapparoli M., 2012. Mammal road-killing from a Mediterranean area in central Italy: Evidence from an atlas dataset. *Rendiconti Lincei Scienze Fisiche e Naturali*, **32**: 217-223.
- Baxter J.W., Pickett S.T., Carreiro M.M., Dighton J., 1999. Ectomycorrhizal diversity and community structure in oak forest stands exposed to contrasting anthropogenic impacts. *Canadian Journal of Botany*, **77**: 771-782.
- Benetti G., Tornadore N., 2000. Analisi quantitativa e qualitativa della flora urbana di Rovigo (NE Italia). *Informatore Botanico Italiano*, **32**: 82-87.
- Bird S., Parker J., 2014. Low levels of light pollution may block the ability of male glow-worms (*Lampyrus noctiluca* L.) to locate females. *Journal of Insect Conservation*, **18**: 737-743.
- Blair R.B., Launer A.E., 1997. Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*, **80**: 113-125.
- Brown K.S., Freitas A.V.L., 2002. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: structure, instability, environmental correlates, and conservation. *Journal of Insect Conservation*, **6**: 217-231.
- Bryer P.J., Elliot J.N., Willingham E.J., 2006. The effects of Coal Tar Based Pavement Sealer on Amphibian Development and Metamorphosis. *Ecotoxicology*, **15**: 241-247.
- Camerini G., 2014. Impatto dell'illuminazione artificiale sugli organismi viventi. *Biologia Ambientale*, **28** (1): 65-89.
- Camerini G., Groppali R., 2003. Conservazione dello spazio rurale e tutela del territorio. *Biologi Italiani*, **33** (1): 38-43.
- Capizzi D., Capula M., Rugiero L., Luiselli L., 2008. Dietary patterns of two sympatric Mediterranean snakes (*Hierophis viridiflavus* and *Zamenis longissimus*) along a gradient of habitat alteration. *Herpetological Journal*, **18**: 141-146.
- Chace J.F., Walsh J.J., 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, **74**: 46-69.
- Chiari C., Dinetti M., Licciardello C., Licitra G., Pautasso M., 2010. Urbanization and the more-individuals hypothesis. *Journal of Animal Ecology*, **79**: 366-371.
- Chocholoušková Z., Pyšek P., 2003. Changes in composition and structure of urban flora over 120 years in the city of Plzeň: a case of study. *Flora*, **198**: 366-376.
- Coleman J.L., Barclay R.M.R., 2011. Urbanization and the abundance and diversity of Prairie bats. *Urban Ecosystems*, **15**: 87-102.
- Connell J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, **199**: 1302-1310.
- Da Silva A., Valcu M., Kempnaers B., 2015. Light pollution alters the phenology of dawn and dusk singing in common European songbirds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, **370**: 20140126.
- De Natale A., La Valva V., 2000. La flora di Napoli: i quartieri della città. *Webbia*, **54**: 271-375.
- Debinski D.M., Holt R.D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, **14**: 342-355.
- Di Francesco N., Di Tizio L., Cericola S., 2011. Progetto "salva rospi" in Abruzzo: dati preliminari. Atti IV Convegno Nazionale Salvaguardia Anfibi - Idro (Bs). *Pianura*, **27**: 57.
- Dolan R.W., Moore M.E., Stephens J.D., 2011. Documenting effects of urbanization on flora using herbarium records. *Journal of Ecology*, **99**: 1055-1062.
- EEA, 2006. *Urban sprawl in Europe - The ignored challenge*. European Environment Agency, Copenhagen, 56 pp.
- EEA, 2016. *Urban sprawl in Europe*. European Environment Agency, Luxembourg, 135 pp.
- Falcucci A., Maiorano L., Boitani L., 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*, **22**: 617-631.
- FAO, 2006. *The State of World Aquaculture*. FAO Fisheries technical paper 5005.
- Ferreira L.B., Tidon R., 2005. Colonizing potential of Drosophilidae (Insecta, Diptera) in environments with different grades of urbanization. *Biodiversity & Conservation*, **14**: 1809-1821.
- Ferri V., 2009. Progetto "Mitigazione dell'impatto del traffico stradale sulle popolazioni di Anfibi in Lombardia". Rendiconto finale. Stazione sperimentale regionale per lo studio e la conservazione degli anfibi in Lombardia "Lago d'Endine". Comunità Montana Val Cavallina, Casazza (BG) 1-20.
- Fiacchini D., Pellegrini A., 2011. Misure di conservazione per *Salamandrina perspicillata* (Savi, 1821) nelle Marche. Atti IV Convegno Nazionale Salvaguardia Anfibi Idro (Bs). *Pianura*, **27**: 99-103.
- Fischer J.D., Cleeton S.H., Lyons T.P., Miller J.R., 2012. Urbanization and the predation paradox: the role of trophic dynamics in structuring vertebrate communities. *Bioscience*, **62**: 809-818.
- Forys E.A., Allen C.R., 2005. The impacts of sprawl on biodiversity: the ant fauna of the lower Florida Keys. *Ecology and Society*, **10**: 25.
- Fox S., 2014. The political economy of slums: Theory and evidence from Sub-Saharan Africa. *World Development*, **54**: 191-203.
- Gaston K.J., Quinn R.M., Blackburn T.M., Eversham B.C., 1998. Species-range size distributions in Britain. *Ecography*, **21**: 361-370.
- Giordano V., Lazzarini M., Bogliani G., 2002. *Biodiversità animale in ambiente urbano. Il caso della città di Pavia*. Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Milano, 154 pp.
- Godefroid S., 2001. Temporal analysis of the Brussels flora as indicator for changing environmental quality. *Landscape and Urban Planning*, **52**: 203-224.
- Gomes V., Ribeiro R., Carretero M.A., 2011. Effects of urban habitat fragmentation on common small mammals: species versus communities. *Biodiversity and Conservation*, **20**: 3577-3590.
- Grapow L.C., Blasi C., Andreis C., Biondi E., Raimondo F.M., Mossa L., 1996. Studio comparativo sulla flora urbana in Italia. *Plant Biosystem*, **130**: 779-793.

- Groppali R., Camerini G., 2006. *Uccelli e campagna. Conservare la biodiversità di ecosistemi in mutamento*. Perdisa editore, Bologna, 385 pp.
- Hanski I., 1993. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, 328 pp.
- Hernandez J.L., Frankie G.W., Thorp R.W., 2009. Ecology of urban bees: A review of current knowledge and directions for future study. *Cities and the Environment*, **2**:1-15.
- Horváth G., Kriska G., Malik P., Robertson B., 2009. Polarized light pollution: a new kind of ecological photopollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **7**: 317-325.
- Kluza D.A., Griffin C.R., DeGraaf R.M., 2000. Housing developments in rural New England: effects on forest birds. *Animal Conservation*, **3**: 15-26.
- Kowarik I., 1995. On the role of alien species in urban flora and vegetation. In: Pysek P., Prach K., Rejmánek M., Wade P.M., eds. *Plant Invasions - General Aspects and Special Problems*. Amsterdam (Netherlands): SPB Academic: 85-103.
- Kyobutungi C., Ziraba A. K., Ezech A., Yé Y., 2008. The burden of disease profile of residents of Nairobi's slums: Results from a Demographic Surveillance System. *Population health metrics*, **6**: 1.
- ISPRA, 2015. *Il consumo di suolo in Italia*. Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale, Roma, pp. 90.
- ISPRA, 2016. *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*. Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale, Roma, pp.141.
- ISPRA, 2017. *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*. Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale, Roma, pp.186.
- Jochimsen D.M., Peterson C.R., Harmon L.J., 2014. Influence of ecology and landscape on snake road mortality in a sagebrush - steppe ecosystem. *Animal Conservation*, **17**: 583-592.
- Lesbarrères D., Pagano A., Lodé T., 2003. Inbreeding and road effect zone in a Ranidae: the case of Agile Frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. *C.R. Biologies*, **326**: 68-72.
- Marchetti M.P., Lockwood J.L., Light T., 2006. Effects of urbanization on California's fish diversity: differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. *Biological Conservation*, **127**: 310-318.
- Marzluff J.M., 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. In: Marzluff J.M., Bowman R., Donnelly R. (eds) *Avian ecology in an urbanizing world*. Kluwer, Norwell, Massachusetts: 19-47.
- Marzluff J.M., Ewing K., 2001. Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. *Restoration Ecology*, **9**: 280-292.
- Matsumura E., Fukuda K., 2013. A comparison of fungal endophytic community diversity in tree leaves of rural and urban temperate forests of Kanto district, eastern Japan. *Fungal biology*, **117**: 191-201.
- Mc Arthur R.H., Wilson E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- McDonald R.I., Kareiva P., Forman R.T.T., 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, **141**: 1695-1703.
- McKinney M.L., 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, **52**: 883-890.
- McKinney M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, **127**: 247-260.
- McKinney M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* **11**: 161-176.
- Mercalli L., Sasso C., 2004. *Le mucche non mangiano cemento. Viaggio tra gli ultimi pastori di Valsusa e l'avanzata del calcestruzzo*. Ed. SMS, 320 pp.
- Miao L., Zhu F., He B., Ferrat M., Liu Q., Cao X., Cui X., 2013. Synthesis of China's land use in the past 300 years. *Global and Planetary Change*, **100**: 224-233.
- Migliorini M., Fanciulli P.P., Bernini F., 2003. Comparative analysis of two edaphic zoocoenoses (Acari Oribatida; Hexapoda Collembola) in the area of Orio al Serio Airport (Bergamo, northern Italy). *Pedobiologia*, **47**: 9-18.
- Miyashita T., Shinkai A., Chida, T., 1998. The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. *Biological conservation*, **86**: 357-364.
- Mockford E.J., Marshall R., 2009. Effects of urban noise on song and response behaviour in great tits. *Proceedings of the Royal Society B*, **276**: 2979-2985.
- Newbound M., Bennett L.T., Tibbitts J., Kasel S., 2012. Soil chemical properties, rather than landscape context, influence woodland fungal communities along an urban-rural gradient. *Austral. Ecology*, **37**: 236-247.
- Ochimaru T., Fukuda K., 2007. Changes in fungal communities in evergreen broad-leaved forests across a gradient of urban to rural areas in Japan. Forum on "Towards Sustainable Forestry-The Living Soil: Soil Biodiversity and Ecosystem Function". *Canadian Journal of Forest Research*, **37**: 247-258.
- Pauchard A., Aguayo M., Peña E., Urrutia R., 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological conservation*, **127**: 272-281.
- Paul M.J., Meyer J.L., 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **32**: 333-365.
- Peach W.J., Vincent K.E., Fowler J.A., Grice P.V., 2008. Reproductive success of house sparrows along an urban gradient. *Animal Conservation*, **11**: 493-503.
- Pellet J., Guisan A., Perrin N., 2004. A concentric analysis of the impact of urbanization on the threatened European tree frog in an agricultural landscape. *Conservation Biology*, **18**: 1599-1606.
- Pellizzari M., Piccoli F., Alessandrini A., 2015. La flora vascolare urbana di Ferrara. *Quaderni del Museo Civico di Storia Naturale di Ferrara*, **3**: 55-90.
- Rheindt F.E., 2003. The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? *Journal of Ornithology*, **144**: 295-306.
- Rich C., Longcore T., 2007. *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, 480 pp.
- Riley S.P., Busteed G.T., Kats L.B., Vandergon T.L., Lee L.F., Dagit R. G., Kerby J.L., Fisher R.N., Sauvajot R.M., 2005. Effects of urbanization on the distribution and abundance of amphibians and invasive species in southern California streams. *Conservation Biology*, **19**: 1894-1907.
- Robson L.E., Blouin-Demers G., 2013. Eastern Hognose Snakes (*Heterodon platirhinos*) Avoid Crossing Paved Roads, but Not Unpaved Roads. *Copeia*, **3**: 507-511.
- Romano B., Zullo F., 2013. Models of urban land use in Europe: assessment tools and criticalities. *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems*, **4**: 80-97.
- Romano B., Zullo F., 2014. The urban transformation of Italy's Adriatic coastal strip: Fifty years of unsustainability. *Land Use Policy*, **38**: 26-36.

- Roy A.H., Freeman M.C., Freeman B.J., Wenger S.J., Ensign W.E., Meyer J.L., 2005. Investigating hydrologic alteration as a mechanism of fish assemblage shifts in urbanizing streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **24**: 656-678.
- Russo D., Ancillotto L., 2014. Sensitivity of bats to urbanization: A review. *Mammalian Biology*, **80**: 205-212.
- Sansoni G., 2007. Tutela dell'ambiente fluviale per l'ittiofauna. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 5-20.
- Scalenghe R., Marsan F.A., 2009. The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, **90**: 1-10.
- Scheffers B.R., Paszkowski C.A., 2012. The effects of urbanization on North American amphibian species: identifying new directions for urban conservation. *Urban Ecosystems*, **15**: 133-147.
- Schlaepfer M.A., Runge M.C., Sherman P., 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution*, **17**: 474-480.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2012. *Cities and Biodiversity Outlook*, Montreal, 64 pp.
- Shochat E., Lerman S.B., Anderies J.M., Warren P.S., Faeth S.H., Nilon C.H., 2010. Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *BioScience*, **60**: 199-208.
- Sisk T.D., Haddad N.M., Ehrlich P.R., 1997. Birds assemblages in patchy woodlands: modelling the effects of edge and matrix habitat. *Ecological Applications*, **7**: 1170-1180.
- Trentanovi G., Lippe M., Sitzia T., Ziechmann U., Kowarik I., Cierjacks A., 2013. Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions*, **19**: 738-748.
- United Nations, 2015. *World Population Prospects: The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables*. Working Paper No. ESA/P/WP.241.
- Villaseñor N.R., Driscoll D.A., Escobar M.A., Gibbons P., Lindenmayer D.B., 2014. Urbanization impacts on mammals across urban-forest edges and a predictive model of edge effects. *PloS one*, **9**: e97036.
- Walters D.M., Leigh D.S., Bearden A.B. 2003. Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA. *Hydrobiologia*, **494**: 5-10.
- Weaver L.A., Garman G.C., 1994. Urbanization of a watershed and historical changes in a stream fish assemblage. *Transactions of the American Fisheries Society*, **123**: 162-172.
- Wildermuth H., 1998. Dragonflies recognize the water of rendezvous and oviposition sites by horizontally polarized light: a behavioural field test. *Naturwissenschaften*, **85**: 297-302.
- Wytwer J., 1995. Faunistic relationships between Chilopoda of forest and urban habitats in Mazovia. *Fragmenta faunistica*, **38**: 87-133.

Le Fonti del Clitunno – Studio della comunità diatomica

Rosalba Padula

A.R.P.A. Umbria, via Pievaiola Str.San Sisto 06132 Perugia (PG) r.padula@arpa.umbria.it

Pervenuto il 19.4.2017; accettato il 11.12.2017

Riassunto

L'aspetto straordinariamente piacevole delle Fonti del Clitunno, e l'interesse storico-naturalistico dell'area, hanno indotto la Regione Umbria a inserirla tra le aree soggette a tutela/valorizzazione e tra i siti di importanza comunitaria (SIC) della Rete Natura 2000 ("IT5210053 - Fiume e Fonti del Clitunno").

Con il presente lavoro si intende contribuire alla conoscenza delle Fonti del Clitunno dal punto di vista biologico, esaminando l'aspetto floristico delle acque sorgive. In particolare l'attenzione è diretta allo studio, presenza e distribuzione delle Bacillariophyceae, micro-alghe unicellulari, solitarie o coloniali, responsabili della produzione di ossigeno e alla base della catena trofica.

PAROLE CHIAVE: Bacillariophyceae / forme teratologiche / forme alloctone / Lista Rossa

Fonti del Clitunno - Study of diatomic community

The extraordinarily pleasant Clitunno's springs' appearance, and the historical-naturalistic appeal of the area, has driven the Umbria regional administration to insert them among the zones, subject to safeguard and promotion and among the sites of community importance (SIC) of the Natura 2000 Network ("IT5210053 - River and Clitunno's springs").

The aim of this study is to contribute in spreading the biological knowledge of the Clitunno's springs, examining their floral aspect. In particular, the study was focused on Bacillariophyceae, unicellular micro-algae which are important oxygen producers at the bottom of the trophic chain.

KEYWORD: Bacillariophyceae / teratological forms / alien shapes / Red List

INTRODUZIONE

Le Fonti del Clitunno rappresentano uno specchio d'acqua di notevole limpidezza, colonizzato, per tutto lo spessore, da una spettacolare vegetazione acquatica. Le acque sorgive, mediamente mineralizzate a bicarbonati e solfati alcalino terrosi, provengono dalla dorsale appenninica dei monti del Serano; la loro portata è fortemente correlata all'andamento pluviometrico, con un ritardo di circa 6 mesi della portata massima rispetto alle precipitazioni (Vetturini, 1995). Le Fonti sono formate da numerose sorgenti sotterranee che fuoriescono da fessurazioni della roccia (sorgenti reocrene) e da polle, vene poste sotto il livello dell'acqua (sorgenti limnocrene), individuabili nel fondo del laghetto. Tali sorgenti alimentano il fiume Clitunno che scorre per 60 km, parallelamente alla Via Flaminia, e confluisce nei pressi del paese di Cannara, nel Fiume Topino, affluente

del Fiume Tevere. Lo specchio d'acqua che si origina dalle Fonti ha una superficie di 9.880 m² (perimetro 405 m, lunghezza 115 m in direzione est-ovest, larghezza circa 100 m). Tale vaso, il cui fondo si presenta irregolare ed accidentato, ha una profondità variabile da 10 cm fino a 6 m nelle zone più profonde. La sistemazione delle Fonti del Clitunno, così come le vediamo oggi, è dovuta all'opera di Paolo Campello della Spina, che tra il 1860 e il 1865 creò lo spazio per il laghetto e provvide alla piantumazione della vegetazione che ancora oggi le caratterizza, come i salici piangenti e i pioppi. Particolarmente interessanti su tutto lo specchio acquatico, la presenza di velari algali costituiti da specie filamentose che tappezzano il fondo sabbioso o formano trame sospese tra le idrofite sommerse.

Al fine di individuare i migliori siti di campionamen-

to, sono stati studiati i diversi ambienti presenti nell'area di studio (Fig. 1). Ciò ha permesso di differenziare la composizione delle comunità diatomiche nei diversi microhabitat bentonici (epifitici, epipelici, epilittici) e planctonici.

Le acque sorgive sono caratterizzate da valori chimico-fisici costanti nell'anno, che non sembrano essersi modificati neppure nel tempo (Tab. I). Particolarmente interessanti i valori di temperatura dell'acqua che, a qualunque profondità e stagione, rimangono pressoché costanti.

Dal punto di vista meteo-climatico, i dati disponibili per il periodo 2000-2012, validati dal Servizio Idrografico Regionale, mostrano nell'area un andamento pluviometrico in linea con le osservazioni nazionali: a fronte di un totale medio annuo di 756 mm di pioggia (stazione di riferimento di Azzano, Comune di Spoleto), sono stati misurati 452 mm di pioggia annui nel 2011 (confermandosi tra gli anni più siccitosi del decennio), e 762 mm nel 2012. Rispetto ai valori di temperatura

atmosferica, invece, si può far riferimento alla stazione meteorologica di "Spoleto" (Comune di Spoleto). I dati disponibili evidenziano temperature medie mensili che variano da +3°C a +27°C nelle condizioni più estreme, e, nel periodo di nostro interesse, valori di +14,2 (maggio 2011) e +3,7 (febbraio 2012) rimanendo così in linea con la tendenza dell'ultimo decennio.

Lo studio vuole migliorare la conoscenza delle Bacillariophyceae presenti nel sistema sorgivo delle Fonti del Clitunno. Infatti, le diatomee individuate in lavori precedenti (ad esempio da Torrissi e Dell'Uomo 2001), vista la loro particolarità ecologica e tassonomica, hanno indotto ad ulteriori approfondimenti individuando così una comunità significativa e di particolare interesse.

MATERIALI E METODI

Le Fonti sono situate nel comune di Campello sul Clitunno (PG), cittadina a metà strada tra Foligno e Spoleto. Nel laghetto si possono distinguere cinque importanti zone, in cui sono stati localizzati i sei punti

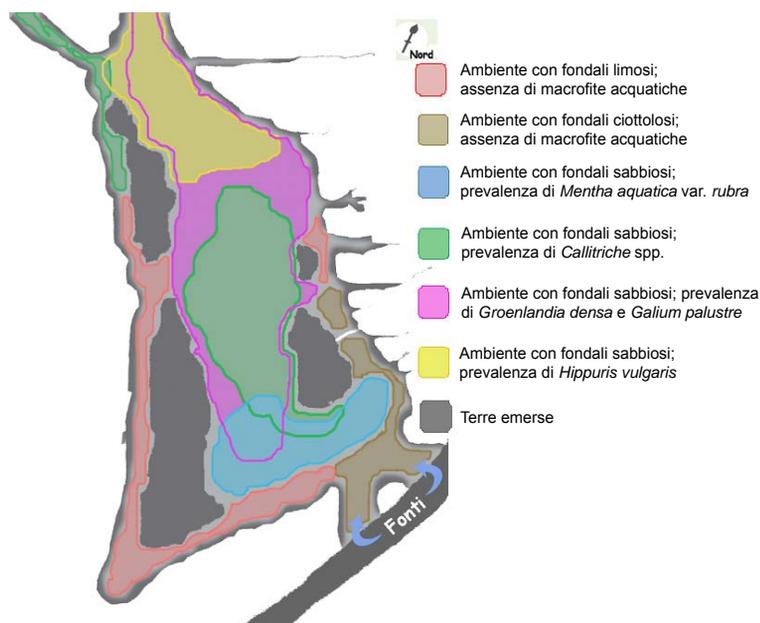


Fig. 1. Individuazione degli areali.

Tab. I. Dati chimico-fisici: valori medi di alcuni parametri tratti dalla letteratura o misurati da ARPA Umbria.

Parametro	Valori Medi			
	Moretti G., 1949	Torrissi e Dell'Uomo, 2001	ARPA Umbria, 2000-2008	ARPA Umbria, Feb.2012
Temperatura (°C)	13,0	12,3	12,2	11,8
ph (unità pH)	7,2	7,39	7,44	7,4
Conducibilità (µS/cm)	-	752,8	740,7	840,0
Ossigeno disciolto (mg/L)	<9	6,62	7,00	6,5
BOD (mg/L)	-	0,84	0,91	-
Cloruri (mg/L)	<10	10,46	5,9	-
Azoto Amm. (mg/L NH ₄)	<0,04	-	<0,04	-

di campionamento (Fig. 2):

- ZONA DELLE PRIME VENE REOCRENE: acque poco profonde (10-20 cm), limpide, con fondo sassoso e buona velocità di corrente. Punto 1;
- ZONA DELLE VENE REOCRENE LATERALI - Area est del bacino: acque poco profonde (20-80 cm), leggermente torbide, con fondo misto, ciottoloso e limoso, e discreta velocità di corrente. Punto 2;
- ZONA DELLE POLLE LIMNOCRENE – Area centrale del bacino: acque molto profonde (1-6 m), limpide, con fondo sabbioso e moderata velocità di corrente. Punti 3, 5, 6;
- ZONA DELL'EMISSARIO: acque profonde (1-4 m), limpide, inizialmente con fondo ciottoloso che col proseguire del corso diventa più sabbioso, misto a sabbia e limo; polle poco profonde e sempre più sporadiche; buona velocità di corrente soprattutto superficiale. Punto 4;
- ZONA DI PALUDE – Area ovest del bacino: acque poco profonde (20 cm-1 m), torbide, con fondo melmoso, acque stagnanti. Questa zona elocrenica è stata esclusa dallo studio in quanto la ridotta velocità di corrente non permette l'insediamento di una comunità diatomica rappresentativa del sistema sorgivo.

Rispetto alla tipologia del substrato campionato, sono state studiate le diatomee bentoniche epilittiche (Punti 1, 2 e 4), epifittiche (Punti 3, 4 e 5), epipeliche (Punto 2) e planctoniche (Punto 6).

La procedura di campionamento delle diatomee ha rispettato per i Punti 1, 2, 3, 4 e 5 il "Protocollo per il campionamento e analisi delle diatomee bentoniche dei corsi d'acqua", e per il Punto 6 il "Protocollo per il campionamento di fitoplancton in ambiente lacustre" redatto da APAT (2007), aggiornato poi da ISS-ISPRA-ISE-IRSA-ENEA (2014). Per ogni punto di prelievo



Fig. 2. Stazioni di campionamento.

è stata campionata una superficie sufficientemente rappresentativa dell'area di studio, prelevando diatomee da substrati duri, macrofite o alghe, e diatomee planctoniche.

Per ogni campione prelevato, trattato prima con perossido di idrogeno a freddo e poi a caldo, sono stati preparati vetrini permanenti montati su Naphrax®. L'osservazione, effettuata con microscopio ottico a 1000 ingrandimenti, ha permesso la determinazione a livello di genere e di specie, e ove possibile di varietà, di ogni individuo esaminato (Tav. I e II). L'identificazione dei taxa è stata eseguita consultando la Monografia di Krammer e Lange-Bertalot (1986-1991, Teil 1, 2, 3 e 4), il volume Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa (Hofmann *et al.*, 2013), i volumi di Diatoms of Europe (Lange-Bertalot, 2000-2003) e l'Atlante di Bey e Ector (2013, Tome 1, 2, 3, 4, 5 e 6).

Con l'ausilio di una fotocamera e di un software di elaborazione dati, collegati al microscopio ottico, è stata poi realizzata una banca dati fotografica dei diversi taxa ritrovati. Quindi è stato redatto un atlante di tutte le specie osservate (al momento non pubblicato) che comprende le immagini di ogni specie riconosciuta, le caratteristiche del sito, della specie e le sue qualità ecologiche, oltre ad una check-list per ogni punto di prelievo.

Infine è stata effettuata la conta su 400 valve per evidenziare le abbondanze relative (UNI EN 14407, 2014); i dati sono stati elaborati anche con il software OMNIDIA® 5.3 database 2015, per determinare i diversi indici diatomici.

Per il riconoscimento delle alghe filamentose e delle macrofite acquatiche, l'osservazione è stata eseguita con microscopio ottico a 40X e stereomicroscopio, collegati entrambi ad un sistema di misura e ad una telecamera per la registrazione e l'archiviazione dei dati. I taxa sono stati identificati utilizzando i volumi di Bourrelly (1981, 1985 e 1990), la monografia di Pignatti (2003), e la pubblicazione di Cingolani *et al.* (2011).

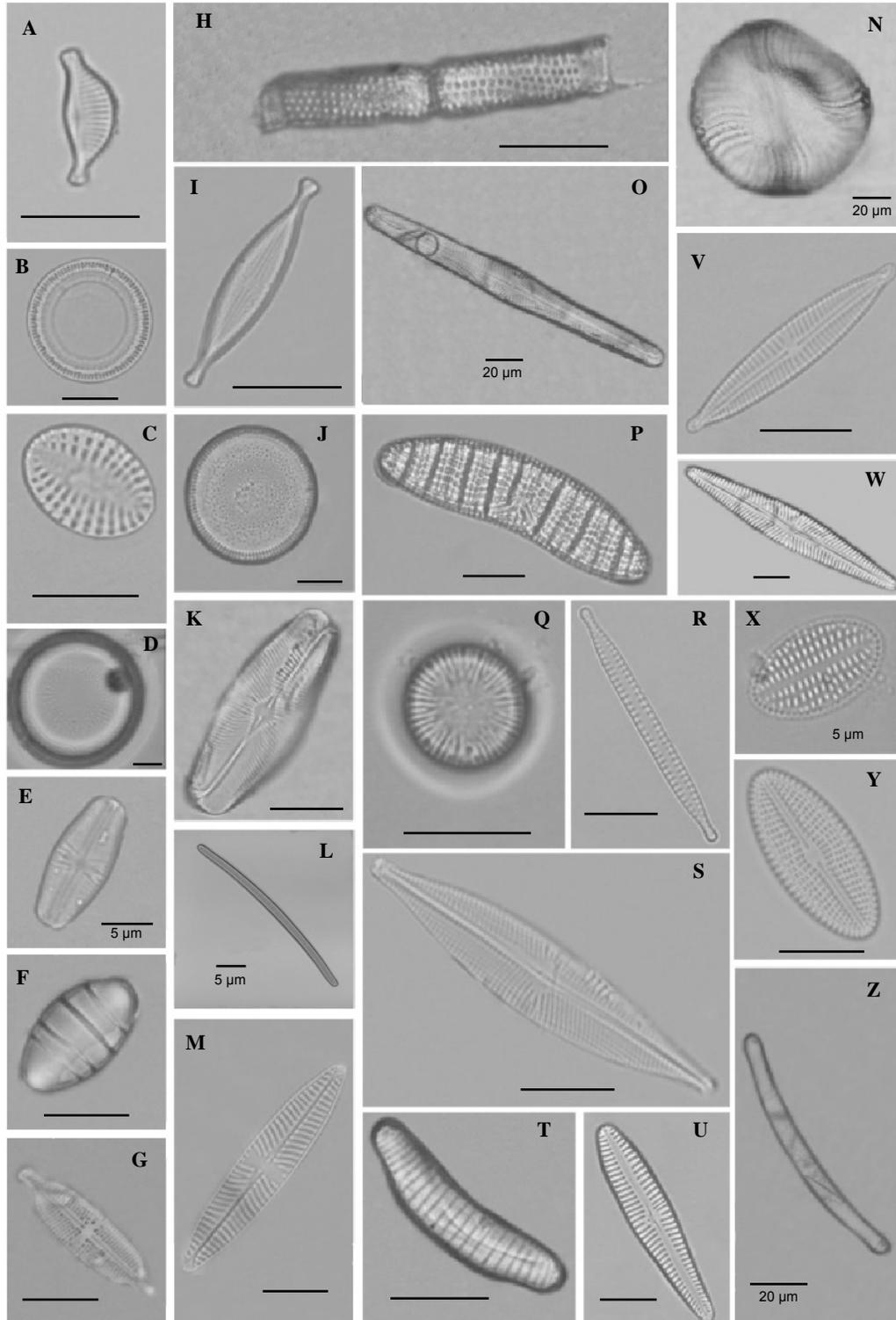
RISULTATI

Lo studio delle acque del complesso sorgentizio delle Fonti inizia con il censimento delle polle (15 scaturigini di diverse dimensioni) e con la valutazione areale della distribuzione delle alghe e delle macrofite acquatiche. L'indagine ha evidenziato che le colonie algali e i velari sono principalmente composti da: *Chaetophora* sp., *Microspora* sp., *Mougeotia* sp., *Spirogira* sp., *Ulothrix* sp. e *Zignema* sp.

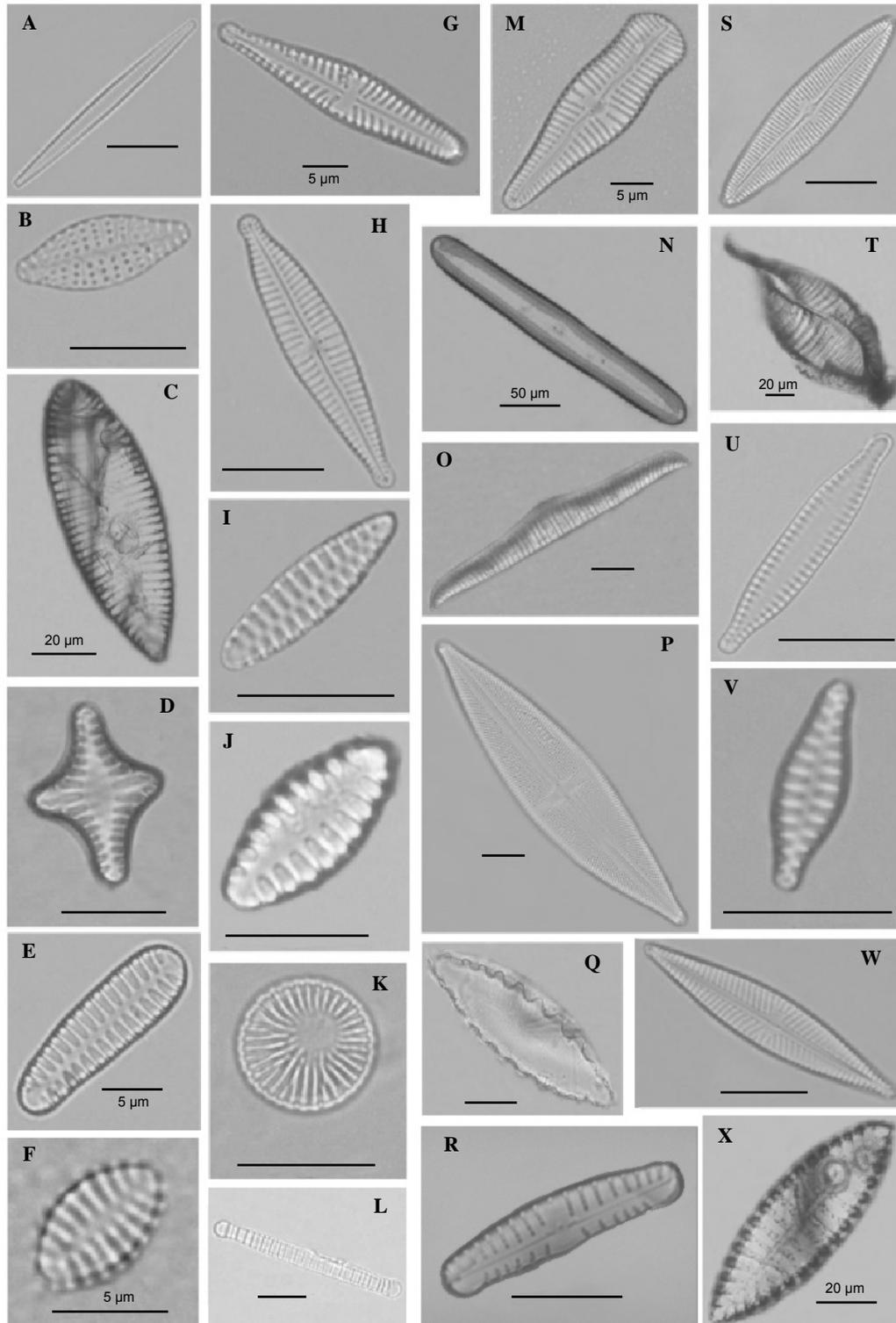
Tra le idrofite presenti e che si distinguono nell'area anche per abbondanza, si elencano: *Callitriche hamulata* Kütz. ex W.D.J. Koch, *Callitriche obtusangula* Le Gall, *Callitriche palustris* L., *Callitriche stagnalis* Scop., *Galium palustre* L., *Groenlandia densa* (L.) Fourr., *Hippuris vulgaris* L., *Mentha aquatica* (L.) var. *rubra*, *Potamogeton nodosus* Poiret.

TAV. I. **A** *Amphora thumensis*; **B** *Cyclotella distinguenda*; **C** *Cocconeis pseudothumensis*; **D** *Ellerbeckia arenaria*; **E** *Eucoconeis laevis*; **F** *Diatoma mesodon*; **G** *Luticola kotschy*; **H** *Aulacoseira* sp.; **I** *Brachysira vitrea*; **J** *Cyclotella planctonica*; **K** *Eucoconeis flexella*; **L** *Eunotia bilunaris*; **M** *Navicula dealpina*; **N** *Campylodiscus hibernicus*; **O** *Navicula oblonga*; **P** *Epithemia goeppertiana*; **Q** *Cyclotella kuetzingiana*; **R** *Fragilaria amphicephala*; **S** *Navicula gottlandica*; **T** *Eunotia arcus*; **U** *Gomphonema clavatum*; **V** *Encyonopsis cesatii*; **W** *Navicula striolata*; **X** *Cocconeis neodiminuta*; **Y** *Diploneis krammerii*; **Z** *Eunotia monodon*.

Dove non è diversamente indicato, il segmento nelle microfotografie misura 10 μm .



TAV. II. **A** *Fragilaria gracilis*; **B** *Karayevia clevei*; **C** *Surirella elegans*; **D** *Stausosirella leptostauron*; **E** *Stausosirella pinnata* var. *intercedens*; **F** *Stausosira venter*; **G** *Gomphonema olivaceum* var. *calcareum*; **H** *Gomphonema exilissimum*; **I** *Stausosira mutabilis*; **J** *Stausosirella pinnata*; **K** *Staphanodiscus excentricus*; **L** *Diatoma tenue*; **M** *Gomphonema truncatum*; **N** *Pinnularia neomajor*; **O** *Rhopalodia gibba*; **P** *Stauroneis phoenicenteron*; **Q** *Surirella birostrata*; **R** *Reimeria uniseriata*; **S** *Navicula jakovljevicii*; **T** *Surirella spiralis*; **U** *Tabularia fasciculata*; **V** *Stausosirella romboides*; **W** *Navicula wildii*; **X** *Surirella bifrons*.
Dove non è diversamente indicato, il segmento nelle microfotografie misura 10 µm.



Relativamente alla comunità diatomica, invece, lo studio analizza in modo dettagliato la composizione della popolazione per ciascun punto di campionamento.

Punto 1 (Fonti): in questo ambiente sono state riconosciute 78 specie diatomiche. Solo una è considerata tollerante all'inquinamento organico: *Sellaphora seminulum* (Grunow) D.G. Mann, con un numero di individui molto limitato. Nell'area antistante le Fonti, lì dove il substrato si caratterizza per il fondo ciottoloso, l'assenza di vegetazione acquatica e una buona corrente, sono stati riconosciuti numerosi individui appartenenti a specie particolarmente esigenti per l'ossigeno disciolto, tra cui i generi *Cyclotella*, *Cymbella*, *Eucocconeis*, *Epithemia*, *Denticula*, *Staurosira*. La specie caratterizzante il sito è *Gomphonema olivaceum* var. *calcareum* (Cleve) Cleve in Van Heurck, ritrovata solo in questa stazione. Sono inoltre presenti *Cocconeis neodiminuta* Krammer in Ricard, *Cyclotella kuetzingiana* Thwaites, *Gomphonema truncatum* Ehr., specie che, se pur ritrovate in tutta l'area di studio, risultano già alle Fonti particolarmente abbondanti.

Punto 2 (Ponticello): l'ambiente complesso costituito da una sorgente reocrenica che scorre su un fondo limoso, con piccoli sassi, e quasi privo di vegetazione acquatica, si differenzia dagli altri punti di campionamento per la presenza complessiva di 131 specie di diatomee: è la stazione con il più alto numero di specie riconosciute. Ma 3 sono in effetti quelle che caratterizzano il sito, perché ritrovate solo in questo punto di campionamento *Navicula veneta* Kützing, *Nitzschia inconspicua* Grunow, e *Psammothidium helveticum* (Hustedt) Bukhtiyarova et Round.

Punto 3 (Callitriche): tra le foglie e le sottili radici delle piante acquatiche completamente immerse nelle acque del laghetto, sono state ritrovate 110 specie diatomiche. In questa comunità poche sono le specie dominanti (≥ 50 individui) *Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki, *Achnanthydium pyrenaicum* (Hustedt) Kobayasi, *Cocconeis euglypta* Ehrenberg emend Romero & Jahn, che risultano comunque essere presenti in tutta l'area di studio. Ben 10 sono, invece, le specie caratterizzanti, in quanto ritrovate solo tra le piante acquatiche, *Cymatopleura solea* (Brebisson in Breb. & Godey) W. Smith var. *solea*, *Cymbella cuspidata* Kützing, *Gomphonema clevei* Fricke, *Mayamaea permitis* (Hustedt) Bruder & Medlin, *Neidium binodeforme* Krammer, *Nitzschia angustata* (W. Smith) Grunow, *Nitzschia perminuta* (Grunow) M. Peragallo, *Pinnularia neomajor* Krammer var. *neomajor*, *Stauroneis anceps* Ehrenberg e *Stauroneis phoenicenteron* (Nitzsch) Ehrenberg. In questo punto di campionamento, inoltre, è stato riconosciuto il maggior numero di forme teratologiche, inteso come numero di individui che presentano alterazioni del profilo valvare (tipo 1, tipo 3 – Falasco *et al.*, 2009), anche se complessivamente le abbondanze sono sempre inferiori al 2%.

Punto 4 (Immissione f. Clitunno): la stazione rappresenta il punto terminale del laghetto sorgivo. Le specie riconosciute sono complessivamente 127. Quelle caratterizzanti il sito, non presenti cioè in alcun altro punto di campionamento, sono 19: *Cymbella cymbiformis* Agardh, *Cymbella delicatula* Kützing, *Cymbella hantzschiana* Krammer var. *hantzschiana* Krammer, *Cymbella subaequalis* Grunow in Van Heurck, *Cymbella subtruncata* Krammer var. *subtruncata*, *Diatoma vulgare* Bory, *Diploneis fontium* Reichardt, *Gomphonema affine* Kützing, *Gomphonema bohemicum* Reichelt & Fricke ssp. *bohemicum*, *Gomphonema insigne* Gregory, *Gyrosigma nodiferum* (Grunow) Reimer, *Navicula praeterita* Hustedt, *Navicula radiosa* Kützing, *Navicula viridulacalcis* var. *viridulacalcis* Lange-Bertalot, *Nitzschia littorea* Grunow in Van Heurck, *Pinnularia ignobilis* (Krasske) Cleve-Euler, *Rhopalodia gibba* (Ehr.) O. Müller var. *gibba*, *Surirella angusta* Kützing, *Surirella linearis* W.M. Smith in Schmidt *et al.* In quasi tutti i casi si tratta di specie ecologicamente molto esigenti.

Punto 5 (Velari algali): il particolare ambiente dei velari algali si contraddistingue per la presenza di 119 specie diatomiche. Alcune sono state ritrovate anche nella stazione 6 (colonna d'acqua), come le specie planctoniche *Cyclotella* spp., *Ellerbeckia arenaria* (Moore) Crawford, *Stephanodiscus excentricus* Hustedt; altre caratterizzano la stazione, come *Diploneis oculata* (Brebisson in Desmazières) Cleve, *Gomphonema subclavatum* Grunow, *Gomphonema vibrio* Ehrenberg, *Nitzschia filiformis* (W.M. Smith) Van Heurck var. *filiformis*, *Nitzschia sigmoidea* (Nitzsch) W. Smith, *Sellaphora pupula* (Kützing) Mereschkovsky, *Staurosira subsalina* (Hustedt) Lange-Bertalot, *Surirella birostrata* Hustedt in Schmidt *et al.* Nella stazione sono particolarmente abbondanti *Diatoma mesodon* (Ehrenberg) Kützing e alcune specie del genere *Achnanthydium*.

Punto 6 (Colonna d'acqua): la comunità diatomica che è stata riconosciuta nelle acque delle Fonti campionate nel punto di maggiore profondità, comprende 95 specie. 8 sono le centriche: *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simonsen, *Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen, *Cyclotella distinguenda* var. *distinguenda* Hustedt, *C. kuetzingiana*, *C. planctonica* Brunthaler, *C. meneghiniana* Kützing, *Ellerbeckia arenaria* (Moore) Crawford, *Stephanodiscus excentricus* Hustedt. Le specie che caratterizzano la stazione, sono: *Aulacoseira granulata*, *Campylodiscus hibernicus* Ehrenberg, *Cymbella affinis* Kützing var. *affinis*, *Surirella bifrons* Ehrenberg, *Surirella elegans* Ehrenberg, *Surirella spiralis* Kützing. Risultano particolarmente abbondanti le specie *Denticula tenuis* Kützing, *Diatoma mesodon*, *Fragilaria gracilis* Østrup, *Fragilaria rumpens* (Kütz.) G.W.F. Carlson, *Gomphonema exilissimum* (Grun.) Lange-Bertalot & Reichardt, *Melosira varians* Agardh, *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal e il genere *Achnanthydium*.

Abbondanza relativa dei taxa diatomici

La significativa velocità di corrente che caratterizza queste acque sorgive consente di assimilare le Fonti ad un piccolo corso d'acqua e, pertanto, di utilizzare gli stessi metodi di conteggio. Per questo si sono analizzati anche i risultati derivanti dalla conta effettuata su 400 valve, evidenziando le abbondanze relative. Facendo riferimento all'intero anno di studio 2011-2012, si evidenzia che complessivamente sono state riconosciute 92 specie diatomiche; quelle sempre presenti in tutti i sei punti di campionamento, e in tutti i periodi di campionamento, sono state *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow, *Denticula tenuis*, *Achnanthisidium pyrenaicum*. L'ecologia dei taxa riconosciuti (Van Dam *et al.*, 1994) evidenzia che: sono dominanti le specie alcalofile; sono prevalenti le specie che necessitano di una buona-elevata ossigenazione delle acque; sono predominanti le specie di acque dolci o leggermente saline. Rispetto alla sensibilità all'inquinamento organico sono ancora molte le specie per le quali manca un giudizio di saprobie, ma tra quelle definite, prevale sicuramente la caratterizzazione di xeno-oligosaprobie. Gli indici elaborati con il software OMNIDIA[®] 5.3, evidenziano complessivamente una qualità buona-ottima per tutte le sei stazioni.

Forme teratologiche

Le diatomee delle Fonti hanno presentato, anche se solo occasionalmente (presenze inferiori al 2%), e non in tutti i punti di campionamento (con predominanza nei campioni del Punto3-Callitriche), alcuni individui riconducibili a forme teratologiche. Le specie *Achnanthisidium pyrenaicum*, *Achnanthisidium thienemannii* (Hustedt) Lange-Bertalot, *Cocconeis neodiminuta* e *Fragilaria amphicephala* (Kützing) Lange-Bertalot, hanno evidenziato, a volte, modificazioni strutturali riguardanti prioritariamente il contorno della valva: ripiegata, incisa, rigonfia, e più o meno fortemente intagliata. Questa alterazione del profilo valvare, che in letteratura (Falasco *et al.*, 2009) trova la sua giustificazione nella elevata presenza di metalli pesanti (Cu, Zn, Cd) e/o prodotti fitosanitari, nello studio non è stato possibile avvalorarlo con dati sperimentali.

Specie alloctone

La mancanza di studi italiani sulla distribuzione e classificazione delle specie invasive o esotiche, impedisce di approfondire lo studio della comunità diatomica delle Fonti su questo interessante aspetto. Facendo però riferimento alle più recenti pubblicazioni nazionali (Falasco *et al.*, 2013), nel nostro particolare ambiente si può segnalare la presenza della specie alloctona *Reimeria uniseriata* Sala, Guerrero e Ferrario 1993.

Vulnerabilità specie

Un interessante approfondimento di questo studio è

l'analisi delle diatomee delle Fonti del Clitunno anche secondo la "Lista Rossa delle diatomee di Germania" (Lange-Bertalot e Steindorf, 1996) che, pur essendo una pubblicazione non recente, e, soprattutto, legata alla situazione tipica delle regioni d'oltralpe, che molte differenze ha con la realtà ambientale locale, è l'unica attualmente disponibile. Secondo questo documento, le specie a rischio di estinzione o rare, nel nostro ambiente di studio, sono 33.

CONCLUSIONI

Lo studio della comunità diatomica sulle sei stazioni di controllo nell'area protetta delle Fonti del Clitunno, ha prodotto interessanti e particolari informazioni sulla composizione tassonomica, sulla distribuzione delle specie e sulla valutazione ecologica dell'ecosistema acquatico. Nel periodo di indagine sono stati riconosciuti 211 taxa di diatomee, appartenenti a 52 generi.

Le peculiarità dell'area di studio condizionano fortemente le caratteristiche del popolamento rinvenuto alle Fonti: i fattori chimico-fisici (costanti durante tutto l'anno), la presenza di significative correnti soprattutto superficiali, la gestione del piccolo bacino (asportazione della vegetazione acquatica, falciature delle macrofite) e la condizione di area protetta, fanno sì che la popolazione diatomica riconosciuta sia molto diversificata e particolare.

L'abbondanza di alcuni generi come *Achnanthisidium* e *Cocconeis* con individui che rappresentano la comunità nei diversi stadi di sviluppo, è in linea con i bassi valori di torbidità riscontrati e con la presenza di una corrente significativa. Questi generi, in quanto forme peduncolate e prostrate, resistono al disturbo determinato dalla portata idrica e dal dilavamento. Inoltre l'assenza di pressioni civili, agricole e industriali, consente l'insediamento di una comunità molto diversificata, confermando una ottima-buona condizione generale dell'area protetta, avvalorata da una classificazione in I-II Classe, con un inesistente disturbo antropico.

La presenza di specie con una risposta molto diversificata alla concentrazione di nutrienti, secondo la classificazione ottenuta con l'elaborazione dei maggiori indici, EPI-D (Dell'Uomo, 2004), IPS (Cemagref, 1982), TI (Rott, 1999) e TDI (Kelly *et al.*, 2001), evidenzia sì una predominanza di specie indicatrici di elevata qualità dell'acqua, ma anche un elevato numero di specie per le quali non è conosciuto un valore di sensibilità ai nutrienti ben definito e indiscutibile. L'indagine, quindi, non mette in discussione la metodica di assegnazione delle abbondanze attraverso il calcolo di 400 valve, che viene routinariamente utilizzato ai fini della sorveglianza ambientale per la descrizione della comunità, ma sottolinea la necessità di aggiornare la sistematica del territorio per avere una base-dati più solida che possa contribuire alla determinazione dei valori di sensibilità.

BIBLIOGRAFIA

- APAT, 2007. *Metodi biologici per le acque*. Parte I. APAT, Roma.
- Bey M., Ector L., 2013. *Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes*. Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement RHÔNE-ALPES. Tomes 1, 2, 3, 4, 5, 6.
- Bourrelly P., 1981. *Les Algues d'Eau Douce-Les Algues Jaunes et Brunes*. Editions Boubée, Paris.
- Bourrelly P., 1985. *Les Algues d'Eau Douce-Les Algues Blues et Rouges*. Editions Boubée, Paris.
- Bourrelly P., 1990. *Les Algues d'Eau Douce-Les Algues Verts*. Editions Boubée, Paris.
- Cemagref, 1982. *Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. Rapport Q.E.Lyon – A.F. Bassin Rhône-Méditerranée Corse. Lyon.
- Cingolani L., Lazzerini G., Padula R., 2011. *Il sito di interesse comunitario del f. Clitunno*. Relazioni e Atlanti della Fauna e della Flora. ARPA Umbria, Perugia.
- Dell'Uomo A., 2004. *L'indice diatamico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti*. APAT-ARPA, Firenze.
- Falasco E., Bona F., Badino G., Hoffmann L., Ector L., 2009. Diatom teratological forms and environmental alteration: a review. *Hydrobiologia*, **623**: 1-35.
- Falasco E., Piano E., Bona F., 2013. Guida al riconoscimento e all'ecologia delle principali diatomee fluviali dell'Italia nord occidentale. *Biologia Ambientale*, **27** (1): 292 pp.
- Hofmann G., Lange-Bertalot H., Werum M., 2013. *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa*. Koeltz Scientific Books, Königstein.
- Kelly M.G., Adams C., Graves A. C., Jamieson J., Krokowski J., Lycett E. B., Murray-Bligh J., 2001. *The Trophic Diatom Index: A User's Manual Revised Edition*. Environment Agency, Bristol.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1986-1991. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Ettl.H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. (eds), **2/1 Bacillariophyceae. Naviculaceae**: 876 pp.; **2/2 Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae**: 596 pp.; **2/3 Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae**: 576 pp.; **2/4 Achmanthaceae**: 437 pp. G. Fisher, Stuttgart, New York.
- Lange-Bertalot, 2000-2003. *Diatoms of Europe. 1 The genus Pinnularia*: 703 pp.; **2 Navicula**: 526 pp.; **3 Cymbella**: 584pp.; **4 Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afroscymbella**: 530 pp. Lange-Bertalot H., A.R.G. Gantner Verlag K.G. Ruggell.
- Lange-Bertalot H., Steindorf A., 1996. Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. *Schr.-R.f.Vegetationskde*, **28**: 633-677.
- ISS-ISPRA-ISE-IRSA-ENEA, 2014. *Manuale e Linee Guida, n° III. Metodi Biologici per le Acque superficiali interne*. ISPRA, 77-110; 215-233.
- Moretti G., 1949. *Contributo alla conoscenza della fauna delle Fonti del Clitunno (Foligno)*. Sonderdruck aus "Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie" Band X, pagg. 344-359.
- OMNIDIA® 5.3, 2015. *Software per la gestione degli inventari diatomici e calcolo degli indici*.
- Pignatti S., 2003. *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna.
- Rott E., Pfister P., Van Dam H., Pipp E., Poall K., Binder N., Ortler K., 1999. *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation und autökologische Ammerkungen Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft*. Wasserwirtschaftskataster, Wien.
- Torrisi M., Dell'Uomo A., 2001. Alcune diatomee (Bacillariophyta) rare o notevoli rinvenute nelle Fonti del Clitunno (Umbria, Italia). *Arch. Geobot.*, **7** (1) 2011: 11-15.
- UNI EN 14407:2014. Norma che specifica i metodi per l'identificazione e la conta delle proporzioni relative dei taxa di diatomee su vetrini preparati e della interpretazione dei dati pertinenti alla verifica della qualità dell'acqua di fiumi e laghi.
- Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J.A., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.*, **28** (1). 117-133.
- Vetturini E., 1995. *Terre e acque in Valle Umbra. Storia idrografica della pianura*. Tipolitografia Porziuncola, Assisi, 74 pp.

Sitografia:

- <http://www.algaebase.org>
<http://westerndiatoms.colorado.edu>
<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/atlante-delle-diatomee-bentoniche-dei-corsi-dacqua-italiani>

La biocenosi zoobentonica e la tanatocenosi nella valutazione delle acque sorgive in base alla sperimentazione in Liguria: verifica sulla validità di questi indicatori e proposta di nuovi indici

Marco Bodon^{1*}, Silvio Gaiter², Sara Costa³

1 ARPAL, Direzione Scientifica, Via Bombrini 8 – 16149 Genova.

2 ARPAL, Dipartimento di Genova, U.O. Territorio, Settore Ciclo delle Acque, Via Bombrini 8 – 16149 Genova. steandg@fiscali.it.

3 OLPA, Via Malta 2/8 – 16121 Genova. saracosta1984@libero.it.

* Referente per la corrispondenza: mabodon@tin.it

Pervenuto il 1.1.2018; accettato il 20.2.2018

Riassunto

Il macrobenthos delle acque sotterranee e sorgive è potenzialmente idoneo come indicatore biologico, non solo per la valutazione dello stato di qualità delle acque, ma anche per rilevare altri aspetti idrogeologici o ambientali. Una metodica semplificata è stata applicata in Liguria. Questa si basa su determinazioni tassonomiche a livello di gruppo ecologico e sui resti organici (tanatocenosi) che si depositano nel sedimento. Mediante i campionamenti e l'esame di numerose sorgenti e ambienti assimilabili, naturali o captate, all'esterno o all'interno dell'opera di presa, coadiuvati dalla raccolta di dati ambientali, impiantistici, analisi fisico-chimiche e batteriologiche, è stato possibile disporre di una notevole mole di dati. In base a questi, è stata valutata la correlazione tra i diversi parametri, verificato il significato delle singole componenti e proposta quindi l'applicazione di alcuni indici biotici. Il macrobenthos si è rivelato un buon indicatore in relazione all'origine delle acque (sotterranee, sorgive o superficiali) e alla violabilità della captazione (da scaturigine protetta con manufatto non violabile a scaturigine ampiamente violabile), mentre la tanatocenosi ha fornito indicazioni utili sulla vulnerabilità della falda nell'ultimo tratto di scorrimento (da falda protetta a molto vulnerabile), oltre che sulla violabilità della captazione. Gli indici proposti dovranno essere sperimentati su altre realtà territoriali, in quanto alcuni taxa presentano areali molto ristretti (in particolare elementi propri di sorgenti e acque sotterranee), ma hanno il vantaggio di essere semplici e facilmente applicabili da operatori formati nel monitoraggio biologico delle acque superficiali.

PAROLE CHIAVE: macrobenthos / tanatocenosi / sorgenti / captazioni / indicatori biologici.

The benthonic biocoenosis and the dead component in the evaluation of spring waters by studies in Liguria: tests on the validity of these indicators and new indexes

The subterranean and spring water macrobenthos is potentially suitable as a biological indicator, not only for the evaluation of the water quality status, but also to evaluate other hydrogeological or environmental aspects. A simplified methodology, based on taxonomical identifications to the ecological group level, was applied in Liguria and extended to the organic remains (thanatocoenosis) which deposit on the sediment.

By the means of sampling and the examination of a large number of springs and similar environments, both natural and abstracted, inside and outside of water intake plants, together with the collection of environmental, physical, chemical, bacteriological and plant type data it was possible to evaluate the correlation among different parameters, to verify the meaning of each single component and to propose some biological indexes. However, macrobenthos has proved to be a good indicator in relation to the origin of waters (underground, spring or surface) and to the violability of the uptake (from protected wellspring with inviolable intake plant to widely violable wellspring), while the thanatocoenosis provides useful indications on vulnerability of the water table in the last section of sliding (from protected water table to very vulnerable), in addition to the violability of the uptake.

The proposed indexes will have to be experimented on other similar environments, because some of the taxa are only present in very restricted areas (particularly true for some elements typical of spring and subterranean water), but they have the advantage of being simple and easily applicable by trained operators with skills on biological monitoring of surface waters.

KEY WORDS: macroinvertebrates / dead component / natural springs / spring captures / biological indexes.

INTRODUZIONE

Gli organismi viventi sono universalmente riconosciuti come buoni bioindicatori per le acque interne, sia correnti che lacustri, e sono attualmente al centro delle metodiche utilizzate per rilevare lo stato di qualità ambientale, mediante indici basati su tutte le principali componenti biologiche: fitoplancton, diatomee bentoniche, macrofite, macrobenthos e fauna ittica (Dir. 2000/60/CE; D.Lgs. 152/06; D.M. 260/2010). Per le acque sotterranee e anche per quelle sorgive, ecotono tra la falda sotterranea e l'ambiente superficiale, le metodiche attualmente in uso per la classificazione si basano esclusivamente sui parametri fisico-chimici, al più con il supporto dei parametri microbiologici, nonostante che le componenti biologiche siano ritenute, anche per questo comparto, buoni indicatori ambientali e in grado di rilevare non solo compromissioni derivanti da attività antropiche, ma anche altri aspetti di tipo idrogeologico e captativo (Torquin, 1981; Bodon e Gaiter, 1989; Baldini e Gaiter, 1990; Dole-Olivier *et al.*, 1994; Feletti e Gaiter, 1996; Bonettini e Cantonati, 1998; Williams e Williams, 1998; Gaiter e Feletti, 1999; Galletti, 2000; Danielopol *et al.*, 2006; Sambugar *et al.*, 2006; Galassi *et al.*, 2008; Stoch *et al.*, 2008; Di Sabatino *et al.*, 2009; Galassi *et al.*, 2009a; Di Lorenzo e Galassi, 2013; Fiasca *et al.*, 2014). Ciò deriva sicuramente dalla complessità della comunità che colonizza questi ambienti, legata ai molteplici microhabitat e alle diverse caratteristiche delle sorgenti (Cicolani *et al.*, 1996a; Crema *et al.*, 1996; Bonettini e Cantonati, 1998; Lindegaard *et al.*, 1998; Mori, 2003; Sambugar *et al.*, 2006; Spitale, 2007), dalla mancanza di tradizione nello studio e nello sviluppo di tecniche applicative da parte delle università e degli istituti di ricerca, dalla scarsa sperimentazione e proposizione di metodiche semplificate e di indici che possano sintetizzare i diversi aspetti.

Gli studi sulle sorgenti italiane sono piuttosto limitati. Sono state indagate alcune aree prealpine e alpine orientali (Crema *et al.*, 1996; Bonettini e Cantonati, 1998; Pezzoli e Cantonati, 1998; Stoch, 1998; Cantonati *et al.*, 2006; Sambugar *et al.*, 2006; Spitale *et al.*, 2007; Maiolini *et al.*, 2011; Cantonati *et al.*, 2012; Spitale *et al.*, 2012), e dell'Appennino centrale (Cicolani *et al.*, 1996b; Di Francesco e Cicolani, 2001; Di Sabatino e Cicolani, 2001; Galassi *et al.*, 2001; D'Ambrosio *et al.*, 2003; Di Sabatino *et al.*, 2009; Galassi *et al.*, 2009a, 2009b). Qualche indagine sporadica è stata condotta in altre zone, come in Emilia-Romagna (Stoch *et al.*, 2008; Bottazzi *et al.*, 2011) e in Sicilia (Galletti, 2000). Altre aree sono state campionate anche estensivamente, ma solo per alcune taxocenosi, sia di acque sotterranee che sorgive, come per i molluschi idrobiidi e i crostacei nelle Prealpi centrali (Pezzoli, 1988a; Pezzoli e Spelta, 2000; Stoch, 2000; Pezzoli e Lemme, 2003; Pezzoli,

2004), oligocheti, molluschi, acari e insetti in Trentino (Gerecke e Cantonati, 1998; Pezzoli e Cantonati, 1998; Dalfreddo e Bodon, 2007; Gerecke e Di Sabatino, 2007; Lencioni, 2007; Sambugar, 2007; Stoch, 2007; Maiolini *et al.*, 2011); crostacei e acari per le aree alpine orientali (Stoch, 1985; Pezzoli, 1988b; Stoch, 1993, 1996, 1997, 1999a, 1999b, 2003, 2006); molluschi, copepodi e acari per l'Italia centrale (Cicolani *et al.*, 1996a; Di Francesco e Cicolani, 2001; Galassi *et al.*, 2001; D'Ambrosio *et al.*, 2003; Di Lorenzo *et al.*, 2003b; Fiasca *et al.*, 2014) o acari acquatici in Sicilia (Gerecke e Di Sabatino, 1996). Altre indagini sono in corso su sorgenti dell'Emilia-Romagna (Stoch *et al.*, 2008; Segadelli *et al.*, 2012) e sull'Italia centrale (progetto ACQUA-LIFE), per lo sviluppo di un software per valutare lo stato di conservazione e l'integrità della biodiversità delle acque sotterranee (Di Francesco e Galassi, 2015), mentre un progetto europeo (PASCALIS) per la messa a punto delle metodiche di campionamento sulle acque sotterranee, ma che ha fornito cospicui risultati sulle biocenosi, è stato condotto nei Lessini (Deharveng *et al.*, 2009; Galassi *et al.*, 2009b; Stoch *et al.*, 2009).

Pochi indici biologici sono stati suggeriti per le acque sorgive o sotterranee. Ferrarese e Sambugar (1976) hanno proposto un indice sulla qualità delle acque iporeiche, basato sui nematodi, mentre Stoch (2001) ha sviluppato un indice sul livello di inquinamento delle acque carsiche, basato sul rapporto in percentuale tra specie stigobie e specie totali (stigobie, stigofile e stigossene). Quest'ultimo è stato sperimentato solo su poche sorgenti in un'area ristretta nei Lessini. Di Lorenzo *et al.* (2003b) hanno proposto l'Indice R per valutare la vulnerabilità all'infiltrazione in sorgenti carsiche captate in Abruzzo, indice calcolato attraverso il rapporto tra il numero di esemplari di copepodi stigosseni e il numero di quelli non stigosseni (stigobi e stigofili). Similmente, Di Lorenzo *et al.* (2003a), sempre in Abruzzo, hanno elaborato l'Indice di Protezione Naturale (IPN), con un campo di applicazione ristretto alle sole sorgenti carsiche captate per uso potabile. L'indice IPN si basa, comunque, solo parzialmente sulla componente biologica (subindice R e frequenza temporale degli invertebrati stigosseni). Tutti questi metodi oltre a richiedere determinazioni tassonomiche approfondite (a livello di specie), attuabili solo se le determinazioni sono effettuate da specialisti, sono stati sperimentati in aree limitate, sovente su pochi siti; forse per tali motivi non hanno trovato molto consenso nell'applicazione pratica.

Anche in altri paesi europei e mediterranei sono state proposte alcune metodiche basate sulla componente biologica per la valutazione di alcuni aspetti delle acque sotterranee. A questo proposito, sono da segnalare varie esperienze sulla meio-macrofauna, che è stata riconosciuta come valido indicatore su molteplici aspetti, come per distinguere il tipo di acquifero

(Hahn e Fuchs, 2009; Schmidt e Hahn, 2012), per il ravvenamento della falda freatica in ambienti porosi alluvionali o per gli scambi che subisce la falda con le acque superficiali (Danielopol *et al.*, 2006; Schmidt *et al.*, 2007; Gutjahr *et al.*, 2013), oppure per valutare il livello di inquinamento delle acque (Malard *et al.*, 1996; Hahn, 2005). Per queste valutazioni sono stati anche presi in considerazione alcuni parametri, come il numero di taxa (insetti o taxa stigosseni) o la variazione nella quantità dei crostacei e insetti (Malard *et al.*, 1996). Invece, raramente sono stati messi a punto indici basati sugli organismi quale, ad esempio, il rapporto in percentuale tra il numero degli organismi epigei sul totale degli organismi (ipogei ed epigei), indice proposto per valutare la dinamica degli apporti da parte di acque superficiali negli acquiferi carsici nel sud della Francia (Vervier e Gibert, 1991); il GW-Fauna-Index, per la valutazione del grado di isolamento delle falde sotterranee, di applicazione limitata ai pozzi, basato, solo marginalmente, sulla componente organica (Hahn, 2006; Gutjahr *et al.*, 2013); oppure l'indice freatobiologico IPB, basato sul numero di taxa stigobi in rapporto al numero di taxa totali, per valutare la qualità e il grado di protezione delle acque delle falde sotterranee, di applicazione limitata ai pozzi in un'area del Marocco (Boulanouar, 1995). Un approccio più generale, per valutare lo stato di salute delle acque di falda attraverso la messa a punto di un indice multimerico, basato sia su parametri chimici che biologici, è stato proposto e applicato in Australia (Korbel e Hose, 2011); nonostante la validità dell'approccio, adattabile alle diverse situazioni, il metodo non è stato definito in dettaglio ed è stato sperimentato solo su pochi casi.

Quasi sempre gli studi condotti su taxocenosi o sull'insieme della biocenosi bentonica, per valutare aspetti ambientali o effetti antropici sulle acque sorgive e soprattutto su quelle sotterranee, si basano su determinazioni tassonomiche approfondite, generalmente a livello di specie, e prendono in considerazione, oltre che il macrobenthos, anche la componente di dimensioni più ridotte, il meiobenthos. Questo perché le comunità che colonizzano le acque sotterranee sono povere in gruppi tassonomici (Stoch, 2001; Stoch e Galassi, 2010), e quindi è necessario esaminare una lista tassonomica più dettagliata per avere un numero di taxa sufficienti; ovviamente ciò richiede l'intervento di specialisti per la determinazione degli organismi.

Un metodo semplificato, sviluppato in Liguria a partire dal 1990, basato sul macrobenthos e sulla componente organica del sedimento, è stato proposto principalmente per la valutazione delle acque sorgive destinate al consumo umano (Bodon e Gaiter, 1995; Gaiter e Baldini, 1995). Questo metodo si basa su determinazioni a livello tassonomico non troppo approfondito (famiglia, genere o gruppi di specie per alcuni taxa), ma

sufficiente, almeno per i taxa di maggiori dimensioni, a inquadrarli in una categoria ecologica. Si ritiene, infatti, che i caratteri evidenti, quali depigmentazione e anoftalmia, utili a riconoscere i taxa stigobi rispetto a quelli epigei, possano essere facilmente individuati già a livello di gruppi di specie, senza dover entrare in determinazioni di maggiore dettaglio. Questa metodica è stata divulgata attraverso un corso di formazione a livello nazionale nel 2000 (Rocca *et al.*, 2003), dopo diversi anni di applicazione sul territorio appenninico ligure, perfezionata nella modulistica e standardizzata nelle procedure di campionamento e analisi (Gaiter *et al.*, 2004). Tale proposta operativa non ha comunque trovato seguito in altre regioni per la mancanza di indirizzi a livello normativo e per la soggettività del metodo di valutazione, basato su un giudizio esperto e non restituito attraverso un indice di semplice applicazione. Solo Sambugar *et al.* (2006), prendendo spunto da quanto proposto, hanno sviluppato una ricerca avanzata sulle biocenosi sorgive dell'Alto Adige.

Nonostante ciò, la sperimentazione è proseguita in Liguria; i dati raccolti sono stati man mano valutati ed esposti in un articolo applicativo (Gaiter *et al.*, 1995) e in due tesi di laurea (Merlanti, 2001; Grazioli, 2006), e nuovi campionamenti si sono aggiunti fino al 2015. Al momento i dati sono da ritenersi sufficienti per verificare quanto proposto e per tentare di elaborare uno o più indici che possano restituire un giudizio semplice e obiettivo, argomento sviluppato, in forma preliminare, in Bodon *et al.* (2017).

Scopo del presente articolo è quindi quello di:

- verificare se vi siano fattori paleogeografici, biogeografici, litologici, ambientali o fisico-chimici che condizionano in maniera rilevante le biocenosi sorgive, anche in un territorio ristretto a livello regionale;
- verificare se la biocenosi e la tanatocenosi possono dare informazioni su inquinamento, origine delle acque e grado di isolamento;
- verificare se l'ecologia degli organismi e il significato dei resti corrispondono a quelle già note stabilite principalmente sui caratteri morfologici.

MATERIALI E METODI

I rilievi e le modalità di raccolta, analisi ed elaborazione dei dati sono descritti in Bodon *et al.* (2017).

Gli ambienti investigati comprendono sorgenti o emergenze assimilabili (scaturigini in cavità naturali o artificiali, pozzi di versante, per un totale di 801), in minor numero ambienti misti (sorgenti con rivi, 16), piccoli rivi prossimi alle sorgenti (7) o subalvei di corsi d'acqua (6).

Nella ricerca di una correlazione tra i numerosi fattori ambientali o antropici e il popolamento, è stata preliminarmente esclusa una serie di fattori che, in base alle elaborazioni pregresse, si sono dimostrati di

scarsa o nulla influenza nel condizionare la biocenosi macrobentonica o la tanatocenosi.

Tra i fattori ambientali lo studio è stato focalizzato verso alcuni parametri geografici e litologici che potrebbero influenzare la distribuzione degli organismi. Ai diversi fattori (fisico-chimici, ambientali e antropici) sono state attribuite classi di range. Sono stati considerati i tre aspetti applicativi fondamentali, scopo principale del metodo di indagine: inquinamento o compromissione, origine delle acque, grado di isolamento da parte del manufatto rispetto all'ambiente esterno alla captazione o grado di protezione della falda. Per valutare tali aspetti sono stati costruiti alcuni indicatori sintetici, basati, per quanto possibile, su più parametri, in modo da aumentarne la robustezza e ampliarne la scala dei valori.

Analisi del macrobenthos e della tanatocenosi

Per verificare le ipotesi enunciate, lo studio della comunità macrobentonica e della tanatocenosi si è basato sui soli campionamenti validati. Dato che i singoli taxa o le diverse componenti in esame rappresentano elementi con valore indicatore spesso differente, nelle elaborazioni non sono state raggruppate in categorie di ordine superiore (come ordini o classi per la biocenosi o gruppi omogenei per la tanatocenosi), ma sempre tenuti distinti. Per le elaborazioni sono stati considerati solo i dati di presenza/assenza, salvo poi approfondire a livello semiquantitativo (quattro classi di abbondanza, elaborate in scala aritmetica o geometrica) in caso di correlazione significativa. Inoltre, per l'elaborazione degli indici, sono stati verificati i parametri relativi all'intensità del campionamento (significatività), mentre sono stati esclusi i campionamenti con assenza di fauna o di resti e quelli con un numero molto basso di componenti (inferiori a 3) in quanto poco significativi.

L'analisi è stata condotta sia a livello dei singoli fattori sia a livello multifattoriale.

Sui singoli fattori è stata valutata la differenza nella percentuale di presenza di ogni taxon o componente tra le diverse classi considerate, tra tutte le classi o tra le classi adiacenti, se numerose, con la procedura adottata in Bodon *et al.* (2017). Inoltre, per ogni parametro, sono stati evidenziati (Tab. VI) il numero delle classi considerate e la significatività in base al test di Kolmogorov-Smirnov. Questa analisi permette di rilevare anche l'importanza dei fattori non quantificabili in termini numerici, quali i parametri geografici, litologici o i diversi siti di campionamento, in modo da poter eventualmente escludere i casi anomali o poco significativi per l'analisi statistica.

L'analisi statistica multivariata è stata realizzata mediante la tecnica dell'analisi canonica delle corrispondenze (CCA), tramite il software MVSP 3.1 (MultiVariante Statistical Package) della Kovach Computing Service. Il metodo permette di ordinare i campionamenti o i taxa

e relazionarli con i principali fattori fisico-chimici o con gli indicatori scelti per l'indagine. L'analisi è stata condotta normalizzando i valori dei parametri fisico-chimici e dando minore peso ai taxa o alle componenti meno frequenti (diversamente dall'elaborazione di Bodon *et al.*, 2017, dove sono stati esclusi i taxa meno frequenti).

Ricerca degli indicatori basati sui fattori abiotici

Grado di compromissione o inquinamento delle acque

1. Qualità delle acque in base ai parametri fisico-chimici. La classificazione delle acque sotterranee è stata effettuata secondo le disposizioni contenute nel D.Lgs. 152/99, che restituisce la qualità in cinque classi, in base al valore medio dei principali parametri fisico-chimici: conducibilità, cloruri, nitrati, solfati, ione ammonio, ferro e manganese. I metalli (ferro e manganese) sono stati ricercati nei casi in cui le rocce o eventuali compromissioni potevano indicarne la presenza a livelli significativi. Si dispone di 624 stazioni classificate su 830 stazioni campionate. La classificazione ha dato una prevalenza di acque in buona qualità (classe 1), solo secondariamente si è riscontrata una qualità un poco inferiore (classe 2), in particolare per i livelli di nitrati e/o solfati e/o per la conducibilità (solfati e conducibilità potrebbero essere anche riconducibili a tenori naturali in relazione alla litologia), e solo eccezionalmente qualità scadenti (classe 3 o 4) (Fig. 1).
2. Qualità delle acque in base ai parametri batteriologici. Gli indicatori batteriologici, coliformi totali, coliformi fecali o *Escherichia coli*, enterococchi, sono utilizzati raramente per rilevare la qualità delle acque sotterranee, ma frequentemente per quelle superficiali o per quelle potabilizzate. Abbiamo quindi rielaborato una attribuzione basata sui parametri batteriologici applicabile alle acque sorgive, in base a diverse classificazioni (USSL 74 della Regione Piemonte, 1998; Di Lorenzo *et al.*, 2003a; D.Lgs. 152/99; D.Lgs. 152/06), utilizzando indicatori correlati nei siti dove questi parametri non erano disponibili, in base a un'arbitraria scala logaritmica (Tab. I). Si dispone di 738 stazioni classificate su 830 stazioni campionate. La suddivisione nelle cinque classi mostra una buona ripartizione dei valori anche per le classi qualitativamente peggiori, sebbene queste rappresentino livelli di compromissione assai modesti in relazione alle soglie stabilite. Tra i parametri che hanno maggior peso nella classificazione vi sono soprattutto i coliformi totali e fecali (o *Escherichia coli*) (Fig. 2).
3. Pressioni in relazione all'uso del territorio. La pressione che deriva dalle attività antropiche (pascolo, agricoltura, urbanizzazione da insediamenti civili e industriali, viabilità, presenza di rifiuti) sul territorio

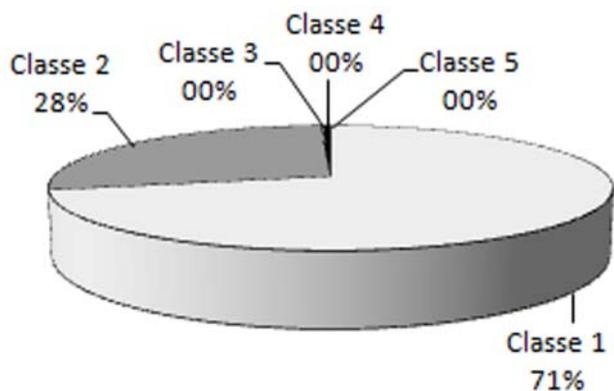


Fig. 1. Ripartizione delle classi di qualità fisico-chimica nelle sorgenti campionate in base alla classi di qualità del D.Lgs. 152/99.

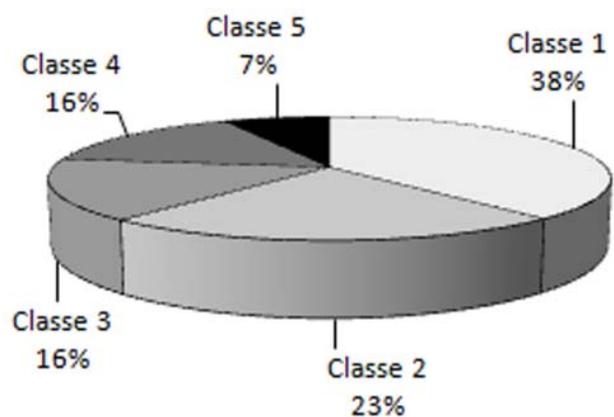


Fig. 2. Ripartizione del punteggio relativo al grado di contaminazione batterica nelle sorgenti campionate in cinque classi di qualità.

Tab. I. Valori adottati per l'attribuzione della carica batterica in cinque classi di qualità, in base al valore peggiore di ciascuna componente microbiologica.

Classe di qualità batteriologica	1	2	3	4	5
Coliformi totali	< 5	5-24	25-99	26-399	> 399
Coliformi fecali	< 1	1-4	5-24	25-99	> 99
Enterococchi	< 1	1-2	3-9	10-39	> 39

Tab. II. Punteggio per l'attribuzione del grado di antropizzazione in base alla somma dei punteggi di ciascuna categoria (da 1 a 4) di impatto antropico (sopra) e significato del punteggio complessivo (sotto).

Fattori antropici	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Pascolo	1	2	3	4	5
Colture	1	2	3	4	5
Insedamenti civili	1	2	3	4	5
Insedamenti industriali	1	2	3	4	5
Viabilità	1	2	3	4	5
Abbandoni di rifiuti	1	2	3	4	5

Significato	Impatto nullo o trascurabile	Impatto molto debole	Impatto debole	Impatto sensibile	Impatto notevole
Range (somma singoli punteggi)	6-7	8-9	10-11	12-13	14-18

sotteso da ogni scaturigine è stata valutata, per ciascuna voce, mediante un punteggio in quattro classi (da pressione assente a notevole). La pressione complessiva, ottenuta dalla somma dei singoli punteggi, è stata ripartita in cinque classi. Dato che il territorio indagato non è antropizzato in modo rilevante, allo scopo di modulare il punteggio si è assunto un valore di fondo scala (quinta classe, pressioni rilevanti) inferiore al livello teorico raggiungibile, corrispondente a più di due pressioni con livello medio o notevole (Tab. II). Si dispone della classificazione di tutte le 830 stazioni campionate. La ripartizione nelle cinque classi evidenzia comunque una scarsa incidenza di pressioni sensibili sul territorio in esame (Fig. 3).

Origine delle acque

La valutazione di questo aspetto, non sostenuta da studi idrogeologici, si è basata sulle diverse situazioni palesemente osservabili ad una indagine ispettiva: captazioni da sorgenti o comunque scaturigini sotterranee, captazioni con acque miste (sorgenti con rivi sorgivi) o da subalveo di rivi, captazioni da acque superficiali di piccoli rivi. Inoltre, per le sorgenti o altre scaturigini sotterranee, può essere indicativa la distanza da rivi che scorrono in prossimità e a monte di queste, in quanto è possibile un'alimentazione derivante da perdite di acque che scorrono in superficie, se la sorgente è situata in vicinanza a tali scorrimenti, soprattutto nel caso di acquiferi carsici. Le sorgenti sono state quindi ripartite in cinque classi a seconda dell'origine accertata e della distanza rispetto al rivo attivo più prossimo (Tab. III).

La percentuale degli ambienti campionati che non dovrebbero essere influenzati da acque superficiali (classe 1) è molto alta, tuttavia sono presenti anche numerosi casi di probabile o accertata influenza di acque superficiali (Fig. 4).

Grado di isolamento della captazione

Un ulteriore aspetto, in caso di sorgenti captate, concerne la valutazione del grado di isolamento dall'ambiente esterno. Questo può essere visto sotto

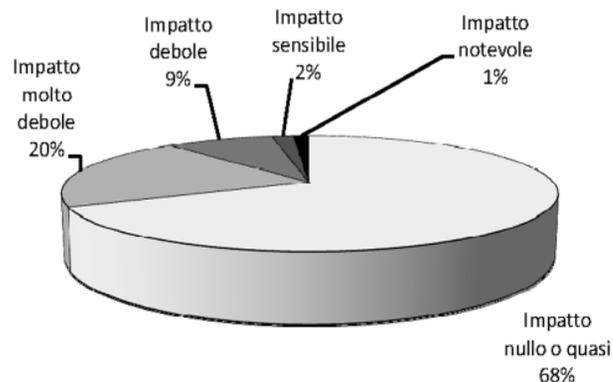
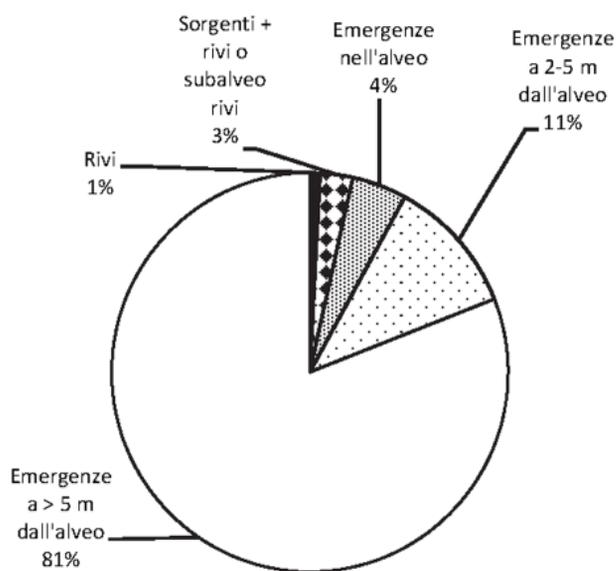
Tab. III. Classi relative alla probabile alimentazione della scaturigine.

Classe	Tipologia	Distanza da rivi attivi
1	sorgente	> 5 m
2	sorgente	a 2-5 m
3	sorgente	nell'alveo
4	sorgente + rivo	-
5	rivo	-

due prospettive: (1) la vulnerabilità nell'ultimo tratto di scorrimento della falda e (2) la violabilità dall'esterno della captazione.

1. La scelta dei parametri per la valutazione della vulnerabilità dell'ultimo tratto di scorrimento, sintetizzata in Bodon *et al.* (2017) è riportata in dettaglio in Tab. IV. Ai tre aspetti considerati sono stati attribuiti dei punteggi da 1 a 3, prendendo spunto dai criteri di valutazione di Civita (1990) e Civita e De Regibus (1995). Il punteggio complessivo è stato ottenuto dalla somma dei punteggi parziali e mostra una distribuzione abbastanza equilibrata nelle cinque classi, con prevalenza su valori medi nelle 734 stazioni elaborabili sotto questo aspetto, cioè sorgenti (Fig. 5).

2. Anche per valutare il grado di isolamento che offre il manufatto si rimanda a Bodon *et al.* (2017), e alla Tab. V per i dettagli. Nell'attribuire i punteggi ad ogni singolo aspetto (da 1 a 4 o da 1 a 6), è stato dato maggior peso alla protezione che offre la captazione (da 1, massima protezione, fino a 9 nel caso di assenza di un manufatto di protezione, situazione estremamente violabile). Nella valutazione della violabilità sono state escluse, per ovvi motivi, le stazioni che non rappresentano ambienti propriamente sorgivi (acque superficiali o acque miste tra superficiali e sorgive) e alcuni siti di campionamento (esterni all'opera o che rappresentano acque miscelate fra più sorgenti). In questo caso, inoltre, le elaborazioni si riferiscono ai campionamenti (in numero di 962) e non alle stazioni (in numero di 734), in quanto alcuni parametri (sito

**Fig. 3.** Ripartizione del punteggio relativo al grado di antropizzazione nelle sorgenti campionate in cinque classi di qualità.**Fig. 4.** Ripartizione delle stazioni campionate in base alle classi di possibile alimentazione.**Tab. IV.** Punteggio relativo alle classi di vulnerabilità dell'aquifero (sopra) e significato del punteggio complessivo (sotto).

Tipologia acquifero	Punteggio vulnerabilità tipologia	Alterazioni substrato	Punteggio vulnerabilità alterazioni	Litologia	Punteggio vulnerabilità litologia
Poroso	1	Alluvioni	1	Rocce poco permeabili (marne, argilliti, etc.)	1
Fratturato	2	Roccia compatta	1	Rocce poco permeabili (argilloscisti)	1,5
Carsico	3	Roccia (alterazione non definibile)	1,5	Rocce mediamente permeabili (arenarie, serpentiniti, etc.)	2
Alimentazione mista	3	Roccia alterata	2	Rocce carbonatiche (calcari, dolomie, conglomerati calcarei, etc.)	3
Alimentazione superficiale	4	Detrito di falda	3		
Classe di vulnerabilità	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Range (somma singoli punteggi)	4-4,5	5-5,5	6-6,5	7-7,5	8-9

e luminosità) sono legati all’ambiente campionato e quindi possono assumere aspetti diversi nella stessa stazione. Il punteggio complessivo è stato ottenuto dalla somma dei punteggi parziali e mostra una distribuzione con prevalenza su valori bassi o medio-bassi, mentre i valori alti o medio-alti risultano più scarsi (Fig. 6).

Costruzione dell’indice basato sulla biocenosi o sulla tanatocenosi

Rispetto all’approccio seguito in Bodon *et al.* (2017), dove l’indice è stato costruito in base alla formula in uso per gli indici saprobici (Morpurgo, 1996), onde evitare conseguenti margini di soggettività la procedura qui riportata è stata ricavata dai risultati dell’analisi CCA. Restrungendo l’analisi ai soli fattori di maggiore significato sui quali si intende costruire l’indice, il

punteggio relativo a ciascun taxon o componente può essere ricavato dalla proiezione della posizione del taxon o componente nel piano cartesiano sul vettore che rappresenta il fattore in esame. Il rispettivo valore, corrispondente alla lunghezza del vettore, è stato preso come valore di sensibilità (S). L’indice viene quindi costruito con la seguente formula: $I = \frac{\sum S \cdot A}{\sum A}$ dove A rappresenta un punteggio semiquantitativo in base all’abbondanza di ciascun taxon o componente.

Una volta applicato l’indice e verificata una correlazione significativa con il parametro considerato tramite il coefficiente di correlazione r di Pearson, sono stati variati alcuni fattori (livello di significatività del campionamento, punteggio da assegnare alla frequenza del taxon, numero minimo di occorrenze), al fine di stabilire i limiti per la validità e l’affidabilità dell’indice ed eventualmente individuare i fattori limitanti per

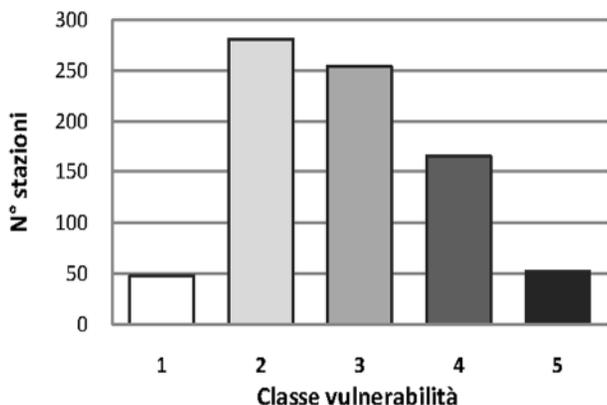


Fig. 5. Ripartizione delle stazioni campionate nelle classi relative al grado di vulnerabilità della falda.

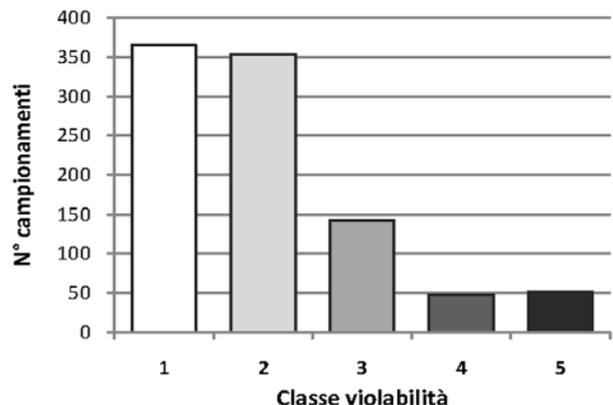


Fig. 6. Ripartizione delle stazioni campionate nelle classi relative al grado di violabilità della scaturigine.

Tab. V. Punteggio relativo alle classi di violabilità della scaturigine (sopra) e significato del punteggio complessivo (sotto).

Manufatto	Punteggio Violabilità Manufatto	Captazione	Punteggio Violabilità Captazione	Sito	Punteggio Violabilità Sito	Luminosità	Punteggio Violabilità Luminosità
Totalmente chiuso	1	Pozzo non utilizzato	1	Scaturigine accessibile	1	Assente	1
Manufatto a chiusura imperfetta	3	Pozzo utilizzato	1	Scaturigine da tubo	1	Molto debole	2
Parzialmente chiuso o aperto	5	Captazione completa con derivazione totale	1	Scaturigine + vasca di arrivo	2	Scarsa	3
Manufatto rudimentale, aperto	7	Captazione completa con dispersione intorno al manufatto	2	Vasca di arrivo	2	Normale	4
Manufatto assente	9	Captazione completa	3	Scorrimenti interni	3		
		Captazione parziale	3	Vasche successive	4		
		Captazione completa senza derivazione	4	Captazione a valle della scaturigine (impropria)	6		
		Captazione assente	5	Rivi adiacenti	6		
Classe di vulnerabilità		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5	
Range (somma singoli punteggi)		4-4,5	5-5,5	6-6,5	7-7,5	8-9	

affinare l'indice così ottenuto, cercando di ottenere una sempre maggiore significatività nella relazione con il parametro considerato.

I valori degli indici sono stati successivamente riferiti alle classi di qualità, dopo aver eliminato i valori outliers, in base al 5° percentile (valore inferiore) e al 95° percentile (valore superiore) della distribuzione dei valori su ogni classe. In questo modo ogni valore è riferibile a una o più classi di qualità con una probabilità del 90%.

Verifica del valore indicatore dei taxa macrobenttonici e delle componenti della tanatocenosi

Per verificare l'ecologia dei taxa/componenti e il significato della biocenosi/tanatocenosi è stata nuovamente effettuata l'analisi statistica multivariata CCA, ma prendendo in considerazione la relazione con due soli fattori: il punteggio di origine (gradiente da origine sotterranea/sorgiva a superficiale) e quello di violabilità (gradiente da sorgente protetta a sorgente non protetta) per la biocenosi e il punteggio di vulnerabilità (gradiente da falda protetta a falda vulnerabile) e di violabilità (gradiente da sorgente protetta a sorgente non protetta) per la tanatocenosi. La posizione di ogni singolo taxon sul piano cartesiano è stata quindi proiettata sui due vettori risultanti dall'analisi. In questo modo, la lunghezza e il segno del vettore origine sono in relazione con l'origine sotterranea/sorgiva (se negativo; organismi stigobi/crenobi) o superficiale (se positivo; organismi stigosseni/crenosseni) delle acque, mentre quelle del vettore violabilità sono in relazione con il carattere sotterraneo (se negativo; organismi stigobi, in sorgenti protette) o sorgivo (se positivo; organismi crenobi, in sorgenti non protette) dell'habitat. Per la tanatocenosi si è proceduto analogamente in relazione ai fattori vulnerabilità e violabilità.

Acronimi utilizzati nelle figure

Gli acronimi dei taxa macrobenttonici (Figg. 16, 22) e quelli relativi ai resti della tanatocenosi (Figg. 17, 23) sono riportati in Appendice (Tab. XI). Gruppi di bacini (Fig. 11): PP, Padani ponente (Orba, Stura, Piota); PS, Padani Scrivia; PT, Padani Trebbia; PL, Padani levante (Aveto, Taro); TEP, Tirrenici estremo ponente (Argentina, Armea, Quiliano); TP, Tirrenici ponente (dal Teiro al Chiaravagna); TPO, Tirrenici Polcevera; TL, Tirrenici levante (dal Bisagno al Boate); TE, Tirrenici Entella; TEE, Tirrenici estremo levante (dal Gromolo al Deiva); TM, Tirrenici Magra (sottobacino Vara).

RISULTATI

Analisi del macrobenthos: taxa rilevati in base allo sforzo di campionamento

La componente macrobentonica campionata comprende 103 taxa, che compaiono con una frequenza

percentuale molto differente (Fig. 7). Solo quattro taxa sono ben rappresentati, con una frequenza superiore al 5%, sia di acque sotterranee e sorgive (*Niphargus*, *Bythinella*), sia di acque superficiali (Chironomidae) o non attribuibili a un habitat preciso in base al livello tassonomico stabilito (Ostracodi). Altri 14 taxa compaiono con frequenza ridotta (2-3%), e sono prevalentemente rappresentati da organismi di acque superficiali o indifferenti, anche se non mancano elementi strettamente stigobi (*Avenionia*, *Proasellus* stigobionte). Infine, molto numerosi (74) sono i taxa rappresentati in bassa percentuale (1% o meno ciascuno, 20% sul totale); anche in questo caso si tratta in prevalenza di organismi di acque superficiali, dato che la fauna superficiale è più ricca in taxa di quella sotterranea o sorgiva.

Il numero di taxa per campionamento varia notevolmente, da zero (fauna assente) a 22, con una media di 4,6 taxa, e dipende prevalentemente dall'intensità del campionamento. Esaminando il numero di taxa riscontrati in relazione alla significatività del campionamento (valutata soprattutto in base al quantitativo di sedimento che è stato possibile campionare), si nota una relazione direttamente proporzionale tra questi due parametri (Fig. 8). Comunque anche con prelievi di intensità adeguata (sufficiente o rilevante), sarebbe necessario campionare diversi siti della sorgente per avere un quadro più o meno completo della biocenosi; campionando un solo sito, anche il più interno, le probabilità di catturare organismi stigobi non sono molto alte, rispetto ad un campionamento replicato su tutti i siti accessibili.

Anche i casi di assenza di fauna sono in relazione allo sforzo di campionamento e diminuiscono in modo inversamente proporzionale all'aumentare dell'intensità di raccolta (Fig. 9). Questo dipende ovviamente dal fatto che molti taxa compaiono raramente o con bassa frequenza, e quindi sono reperibili solo con uno sforzo di campionamento adeguato. Quindi, dopo un'attenta verifica del numero di taxa trovati in relazione all'intensità di campionamento, si è deciso di basare le analisi influenzate da questo aspetto, sui soli campioni ottenuti con uno sforzo di campionamento almeno sufficiente.

Analisi del macrobenthos: verifica dell'interferenza dei parametri geografici, litologici, idrologici delle acque e dei diversi siti di campionamento

Dato che molte entità di acque sotterranee presentano endemismi a distribuzione molto ristretta (Deharveng *et al.*, 2009), è stato necessario testare le possibili differenze del popolamento, a livello regionale, su un transetto ovest-est (bacini adiacenti sullo stesso versante) e nord-sud (bacini adiacenti ma sui versanti opposti padano e tirrenico). Questo anche se l'area oggetto di indagine è di estensione limitata e occupa, ad eccezione di pochi siti nella provincia stigofaunistica alpina occidentale, solo il

tipo carbonato-calcico (86%), e solo secondariamente carbonato-magnesiaco (7%) e carbonato-misto (5%) (Fig. 12); in quasi tutti i litotipi prevalgono acque di tipo carbonato-calcico, mentre solo nelle serpentiniti sono dominanti le acque di tipo carbonato-magnesiaco (Fig. 13). Nonostante la presenza di rocce serpentinitiche, evidenziabile dal rapporto Ca/Mg, influisce significativamente sulla biocenosi (Tab. VI), negli altri casi la litologia complessivamente non sembra giocare un ruolo rilevante.

In relazione alla diversa tipologia dell'acquifero

(carsico, fratturato, poroso) il macrobenthos campionato mostra differenze significative (Tab. VI). In particolare alcuni organismi stigobi, come i *Proasellus* di acque sotterranee o i gasteropodi del genere *Avenionia*, si riscontrano prevalentemente in acquiferi carsici; al contrario i crostacei del genere *Niphargus*, sono indifferenti rispetto al tipo di acquifero. Complessivamente le differenze per tipologia dell'acquifero sono più marcate tra il carsico e le altre tipologie che tra il fratturato e il poroso (rappresentato per la quasi totalità da detrito di falda).

Tab. VI. Valori minimi e massimi della differenza, ricavata dalla percentuale di frequenza degli organismi e mediata per taxon, tra le diverse classi considerate sui parametri ambientali quantificabili e non quantificabili e sugli indicatori. L'ultima colonna indica il livello di significatività tra le classi di differenza massima, calcolato tramite il test di Kolmogorov-Smirnov (livelli significativi in grassetto).

PARAMETRI AMBIENTALI	N° classi considerate	Min	Max	Classi di differenza max	Significatività
Bacini adiacenti padani (Ponente-Levante)	4	0,79	2,78	Bac. Ponente - Bac. Scrivia	p value < 0,01
Bacini adiacenti tirrenici (Ponente-Levante)	7	1,47	5,34	Bac. Ponente alpino - Bac. Ponente	p value < 0,05
Bacini corrispondenti Padani-Tirrenici	6	0,77	2,28	Bac. Padani e Tirrenici di ponente	p value < 0,05
Acquifero: carsico, fratturato, poroso	3	0,50	1,17	Carsico - fratturato	p value < 0,05
Tipologia sorgente: reocrena, eleocrena, assenza esterno	3	0,80	2,60	Assenza ambiente esterno - eleocrena	p value < 0,01
Portata	3	0,55	0,80	Tra classi estreme	p value = 0,19
Velocità corrente	3	0,43	0,76	Tra classi estreme	p value = 0,90
Quota	3	0,51	1,11	Tra classi estreme	p value < 0,05
Temperatura	3	0,77	1,26	Tra classi estreme	p value < 0,01
pH	3	0,50	0,80	Tra classi estreme	p value = 0,66
Rapporto Ca/Mg	3	0,49	1,57	Tra le serpentiniti e le litologie carbonatiche	p value < 0,05
Nitrati	3	0,48	1,69	Tra classi estreme	p value < 0,05
Frazione organica	3	0,61	1,75	Tra classi estreme	p value < 0,01
Sito campionato: SC, SV, VA, VS, PA, SE	6	0,77	3,34	Tra scaturigine con vasca e permeazioni adiacenti	p value < 0,01
INDICATORI	N° classi considerate	Min	Max	Classe di differenza max	
Inquinamento fisico-chimico	5	-	0,77	Tra le prime 2 classi	p value = 0,72
Inquinamento batteriologico	5	0,57	0,82	Tra classi estreme	p value < 0,05
Inquinamento pressioni	5	0,86	1,84	Tra classi estreme	p value < 0,01
Origine acque	5	0,96	4,04	Tra acque miste e rivi	p value < 0,01
Vulnerabilità	5	0,47	0,87	Tra classi estreme	p value < 0,05
Violabilità	5	0,72	1,30	Tra classi estreme	p value < 0,01

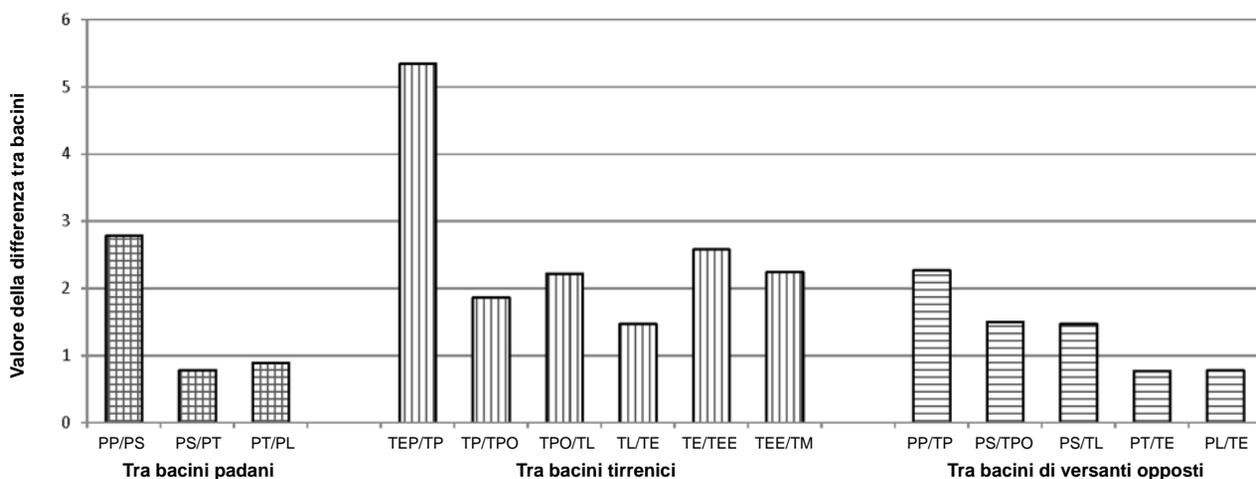


Fig. 10. Valore della differenza, ricavata dalla percentuale di frequenza degli organismi e mediata per taxon, tra i diversi gruppi di bacini adiacenti per i versanti padani, tirrenici e versanti opposti (padani e tirrenici).

In base alla tipologia della sorgente e alla presenza o meno di un ambiente acquatico esterno, i dati rivelano una differenza particolarmente significativa (Bodon *et al.*, 2017; Tab. VI). È noto come la fauna delle sorgenti sia più condizionata dalla tipologia della sorgente e dall'altitudine, piuttosto che dalle caratteristiche fisico-chimiche delle acque (Maiolini *et al.*, 2011). Ad esempio Lindegaard *et al.* (1998) evidenziano delle differenze significative nella comunità in base alla presenza/assenza di un ruscello sorgivo. La presenza di uno scorrimento esterno favorisce l'insediamento di organismi superficiali (insetti), mentre l'assenza porta ad una maggiore frequenza di taxa stigobi (*Avenionia*, *Proasellus* stigobionte), probabilmente per competizione.

La portata media delle sorgenti esaminate è relativamente bassa, dato che sono alimentate prevalentemente

da acquiferi fratturati e isolati tra loro; predominano gli ordini di grandezza 5°, 6° e 7° della scala di Meinzer (1923) (Fig. 14). Dall'analisi di questo fattore, sebbene limitata ad un numero di campionamenti inferiore rispetto a quelli disponibili, in quanto non è stato sempre possibile rilevare la portata, si è evidenziata una debole correlazione tra la portata e il numero complessivo di taxa e una scarsa influenza di questo fattore nel condizionare il popolamento (Tab. VI).

I diversi siti campionati mostrano una differenza nel popolamento piuttosto alta, soprattutto tra i siti interni alla sorgente e i siti esterni, e tra quelli più lenticivi (vasche) e quelli più lotici (Tab. VI). In particolare le differenze più rilevanti si notano tra le permeazioni adiacenti, ambiente esterno reoceno, dove prevalgono gli insetti, e la scaturigine interna con la prima vasca di

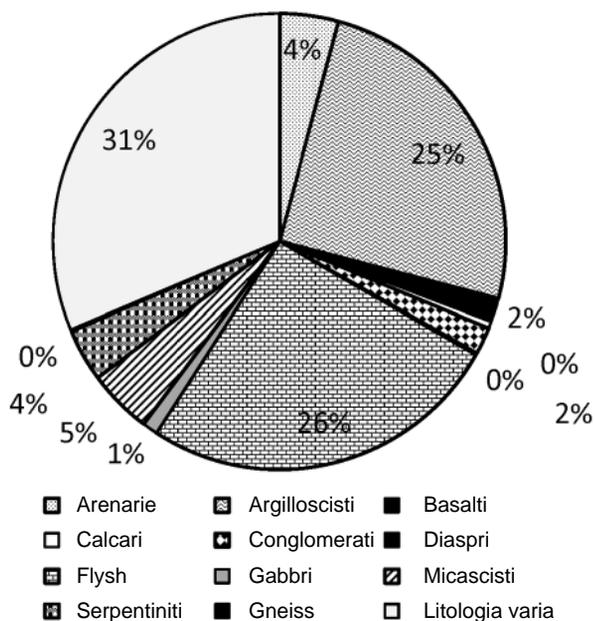


Fig. 11. Ripartizione delle stazioni campionate in base alla litologia; nella litologia varia sono comprese le scaturigini che sgorgano a contatto o in prossimità di due o più differenti formazioni geologiche.

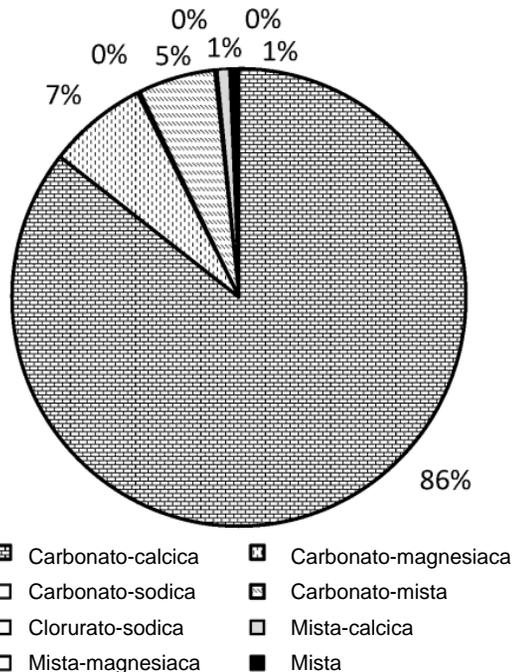


Fig. 12. Ripartizione delle stazioni campionate in base al chimismo delle acque.

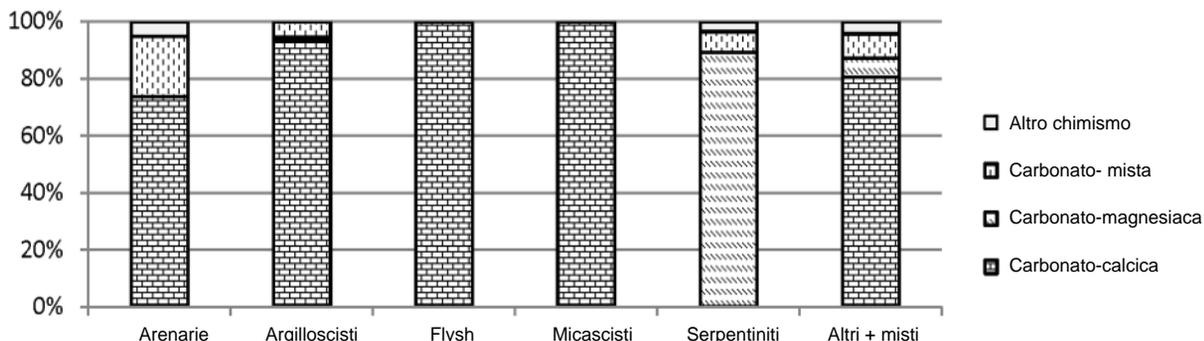


Fig. 13. Relazione tra le litologie principali e i tipi dominanti di chimismo delle acque per le stazioni campionate.

raccolta, ambiente lentico, dove la comunità è costituita soprattutto da oligocheti e molluschi.

Altri parametri che possono avere un'influenza sulla componente biologica, come ad esempio il tipo di substrato e la granulometria, non sembrano giocare un ruolo significativo, ma sono difficilmente valutabili data la loro eterogeneità. Anche per la presenza di anaerobiosi non è stata possibile un'analisi precisa, perché tale condizione è stata rilevata solo eccezionalmente.

In definitiva, mentre i parametri geografici, morfologici e litologici sono difficilmente quantificabili ma condizionano altri parametri determinabili quantitativamente, come quelli fisico-chimici, e quindi sono analizzabili, quelli che caratterizzano i siti di campionamento non sono ben quantificabili, anche se influiscono anch'essi nel condizionare il popolamento. Soprattutto i siti esterni alla captazione presentano un popolamento molto variabile e poco correlabile con i parametri tipici dell'opera di presa e, di conseguenza, sono stati esclusi dall'analisi successiva.

Analisi del macrobenthos: fattori quantificabili valutati tramite approccio multifattoriale

La disposizione dei taxa sul piano cartesiano dell'analisi CCA tra i taxa della comunità macrobentonica e i principali parametri fisico-chimici, inclusi i punteggi di impatto ambientale, non mostra netti raggruppamenti correlabili con le variabili ambientali, ma una forte concentrazione verso il centro del grafico, con pochi taxa localizzati nei settori periferici (come in Bodon *et al.*, 2017). Molti taxa risultano quindi di poco significato come indicatori, ma non mancano elementi di una certa importanza, in questa elaborazione, anche tra i taxa meno frequenti (Fig. 15).

I risultati ricalcano quanto già evidenziato in Bodon *et al.*, 2017 (varianza totale 25% sul primo asse, 41% sui primi due assi, 52% sui primi tre assi), ma con ulteriori indicazioni. Il primo asse è correlato positivamente con

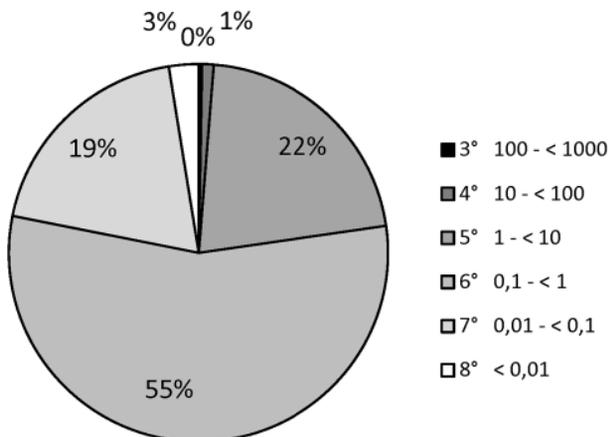


Fig. 14. Ripartizione delle sorgenti campionate in base alle classi di Meinzer (1923), stabilite sulla portata media (in L/s).

la temperatura dell'acqua e negativamente con la quota e il punteggio di violabilità. Per quanto riguarda la quota, l'altitudine delle sorgenti liguri è per lo più modesta; gli ambienti campionati non superano generalmente i 1400 m, con una media sui 650 m; alcuni bacini padani hanno comunque quote medie più elevate, 900 ca. per il bacino del Trebbia e 1000 ca. per quello dell'Aveto; in quest'ultimo, alle quote più elevate, vi sono aree che sono state glacializzate nel Quaternario; altrove questo fenomeno è stato ininfluenza. Le temperature medie oscillano intorno a 12,5 °C alle quote inferiori a 500 m, 10,5 °C alle quote intermedie e 8,5 °C alle quote superiori a 1000 m, con una variazione di ca. 1,5 °C durante l'arco dell'anno. L'aumento della violabilità (punteggio di violabilità) con la quota probabilmente dipende dalla rarefazione degli organismi stigobionti e dalla maggiore colonizzazione da parte degli insetti alle quote superiori; molti insetti, soprattutto quelli allo stato larvale, sono maggiormente rappresentati in sorgenti montane, dove le temperature risultano più basse, mentre a quote inferiori sono più frequenti organismi stigobi o crenobi, quali *Proasellus*, *Alzoniella*, *Avenionia*. Quanto evidenziato concorda con le osservazioni di Glazier (2009), che rileva come gli invertebrati non rappresentati dagli insetti siano dominanti a bassa quota, mentre gli insetti predominano a quote più elevate. D'altronde è ben noto che la fauna stigobia è scarsa in aree glacializzate e molti siti sono privi di stigobi o sono più rari, per cui è necessario uno sforzo di campionamento più alto per reperirli (Martin *et al.*, 2009). Quota, temperatura e violabilità sembrano quindi i fattori che condizionano maggiormente la comunità. Questo risultato concorda in parte con quanto rilevato da Sambugar *et al.* (2006) in Alto Adige: forte differenza come composizione faunistica tra sorgenti captate e non captate (le scaturigini captate albergano una fauna più povera, proveniente soprattutto dall'ambiente sotterraneo), descritta qui in maggiore dettaglio attraverso il punteggio di violabilità, mentre minore influenza è stata rilevata per quota e temperatura rispetto ad altri parametri chimici, probabilmente perché le sorgenti studiate in tale territorio presentano un chimismo più diversificato. In Liguria, tra gli organismi indicatori associati a una bassa violabilità si evidenziano i molluschi *Avenionia* e i crostacei del genere *Proasellus*, rappresentati da specie stigobie, mentre a una alta violabilità sono correlati diversi insetti, quali Tricotteri Limnephilidae, Plecotteri (generi *Leuctra*, *Nemoura*, *Protonemura*) e Irudinei del genere *Trocheta*.

Il secondo asse è correlato positivamente con la velocità della corrente e negativamente con la frazione organica e la carica batterica; anche questi fattori agiscono simultaneamente e in contrapposizione, in quanto i manufatti che rallentano la corrente provocano un maggior deposito della frazione organica e quindi un più alto tenore batterico. La sostanza organica è uno dei

parametri principali utile per caratterizzare l'acquifero e rilevare eventuali alterazioni secondo Schmidt e Hahn (2012). Gli organismi indicatori associati a una frazione organica più elevata sono alcuni Ditteri e Oligocheiti.

Infine il terzo asse è correlato positivamente con il punteggio di origine delle acque (da sorgiva a superficiale) e negativamente con alcuni parametri chimici, quali calcio e conducibilità. Questo risultato potrebbe essere in relazione con la più bassa mineralizzazione delle acque sorgive rispetto a quelle superficiali. La conducibilità e il calcio influenzano la presenza di alcuni taxa, legati ad acque maggiormente mineralizzate; anche il rapporto Ca/Mg, sebbene sia un fattore di minore rilievo, segue lo stesso andamento e condiziona la frequenza di alcuni organismi. Questo rapporto rispecchia la situazione litologica dove prevalgono i substrati ofiolitici (rapporto < 2), quelli misti (rapporto 2-10) o calcarei (rapporto > 10). In particolare si evidenziano due gruppi: serpentiniti con acque di tipo prevalente carbonato-magnesiaca e tutte le altre litologie (arenarie, argilloscisti, flysh, micascisti, etc.) dove prevale nettamente il chimismo carbonato-calcico. La presenza delle serpentiniti, quasi esclusivamente limitate al ponente ligure, è anche in relazione con le differenze evidenziate per gruppi di bacini lungo il transetto ponente-levante; infatti alcuni organismi, come molluschi e crostacei, vincolati ad acque calcaree, sono scarsamente rappresentati nel ponente ligure. D'altronde è noto che in sorgenti calcaree gli organismi non rappresentati da insetti sono in percentuale maggiore (Glazier, 2009). Gli organismi di

maggior peso indicatori associati all'influenza di acque superficiali sono i Nematodi, tricotteri Odontoceridae e Plecotteri (generi *Leuctra* e *Nemoura*), mentre per acque sotterranee non compaiono organismi con un forte valore indicatore.

Gli altri parametri presi in considerazione per la CCA (pH, Nitrati, classificazione chimica o in base alle pressioni, punteggio di vulnerabilità) non evidenziano correlazioni di un certo significato.

Altre elaborazioni sui parametri fisico-chimici (anioni e cationi, metalli) sono risultate poco significative, dato il range limitato di questi elementi nelle acque sorgive o lo scarso numero di analisi effettuate.

Analisi della tanatocenosi: fattori quantificabili valutati tramite approccio multifattoriale

Dall'analisi tra le componenti biotiche (resti) della tanatocenosi e i principali parametri fisico-chimici, inclusi i valori di impatto ambientale e i punteggi degli indicatori basati sui fattori abiotici, effettuata tramite CCA, risulta che più della metà della varianza totale è spiegata dai primi tre assi (39% sul primo asse, 59% sui primi due assi, 70% sui primi tre assi). La disposizione delle componenti biotiche sul piano cartesiano non mostra netti raggruppamenti correlabili con le variabili ambientali, ma una concentrazione verso il centro del grafico, con poche componenti localizzate nei settori periferici (Fig. 16). Molte componenti risultano quindi poco significative come indicatori, anche se non mancano elementi di una certa importanza.

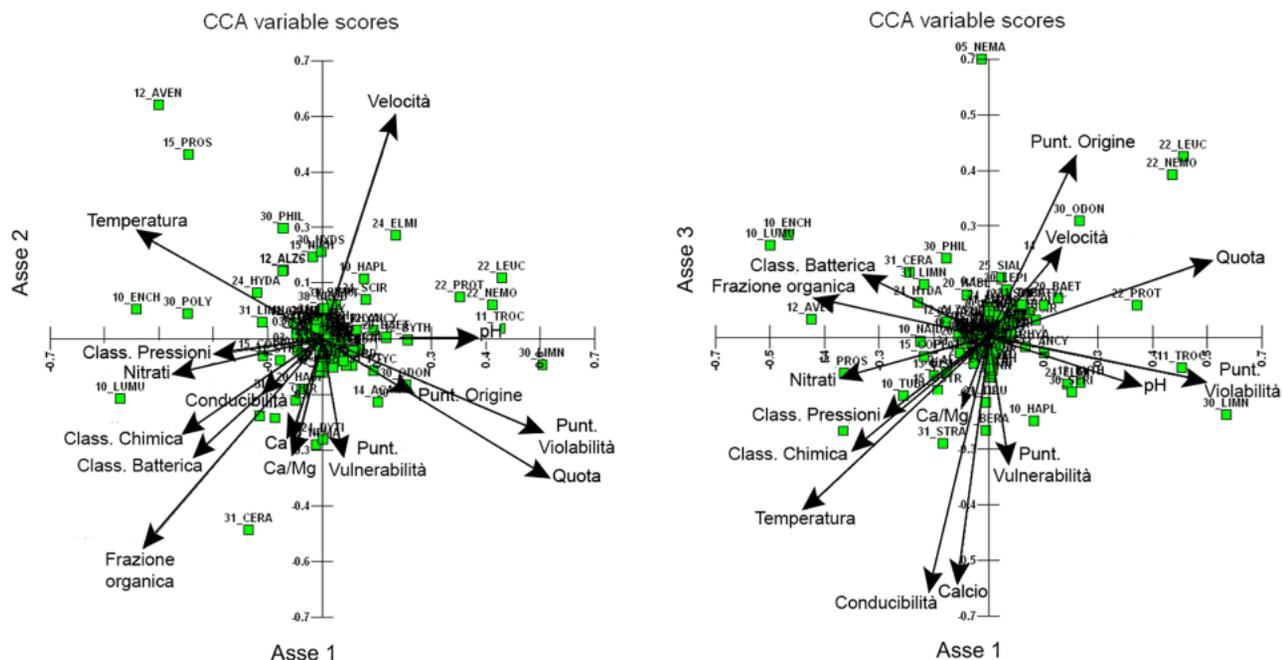


Fig. 15. Analisi della comunità macrobentonica con i principali fattori considerati tramite CCA; rappresentazione sul primo e secondo asse (a sinistra) e sul primo e terzo asse (a destra).

Il primo asse è correlato positivamente con la concentrazione di calcio, la conducibilità e il punteggio di vulnerabilità dell'acquifero. L'aumento della vulnerabilità in relazione al chimismo delle acque è abbastanza ovvio, in quanto sono proprio i litotipi carbonatici quelli che presentano acquiferi carsici, più vulnerabili. I resti che indicano una più alta vulnerabilità sono i gusci di ostracodi e i nicchi di alcuni molluschi endogei (*Argna* e *Vitrea* ipogea), associati soprattutto alla litologia calcarea; anche i foderi dei Beraeidae sono indicatori di una elevata vulnerabilità in quanto anch'essi sono associati ai litotipi fratturati, soprattutto carsici, e potrebbero indicare una provenienza esterna attraverso i reticoli idrici. Viceversa tra i resti associati ad una bassa vulnerabilità si nota il detrito carbonizzato, segno di un apporto organico antico, e i foderi di alcuni Tricotteri, probabilmente perché privi di matrice calcarea e quindi a lunga conservazione anche in acque a bassa durezza rispetto ad altri resti. L'indicatore biologico relativo alla vulnerabilità sembra quindi condizionato fortemente dalla litologia.

Il secondo asse è correlato positivamente con il punteggio di violabilità e, parallelamente con il punteggio di origine delle acque; anche la quota ha una certa influenza e, in senso opposto, la temperatura. Questo risultato è analogo a quello ottenuto per la comunità macrobentonica, però il punteggio di violabilità assume un'importanza un poco inferiore (secondo asse anziché primo asse) e risulta di maggiore importanza rispetto al punteggio di origine. I resti associati a un'alta violabilità

(e ad un'origine delle acque più superficiale) sono i foderi di insetti, indicatori tipicamente di acque superficiali, come Tricotteri Limnephilidae e Ditteri Chironomidae; mentre ad una bassa violabilità (e origine prettamente sorgiva) si associano il detrito di radici, proveniente dal terreno e quindi non direttamente dall'esterno, e i nicchi di *Avenionia*, gasteropode di acque sotterranee.

Infine il terzo asse mostra una certa correlazione positiva con la frazione organica e, più debolmente, con la classificazione chimica; negativa con la temperatura, mentre con gli indicatori non compare alcuna correlazione.

Riguardo l'analisi dei fattori non quantificabili, dato che la tanatocenosi comprende generalmente categorie più ampie rispetto ai taxa macrobentonici, l'aspetto biogeografico non dovrebbe incidere sensibilmente sulle elaborazioni. La presenza di litotipi calcarei, invece, condiziona la conservazione di alcuni resti a matrice carbonatica, quali nicchi di molluschi; comunque il rilievo di questo aspetto è legato alla concentrazione di calcio e alla conducibilità, parametri già considerati nell'elaborazione dei dati quantitativi.

Inoltre anche i diversi siti di campionamento possono influenzare gli aspetti quantitativi del deposito organico; infatti vasche o siti di raccolta con acque più lente favoriscono l'accumulo di resti e funzionano da trappole per gli organismi che frequentano l'interno delle captazioni. Esiste infatti una certa correlazione tra il sito e la velocità della corrente, e quindi le differenze tra i siti sono già state considerate nel parametro velocità.

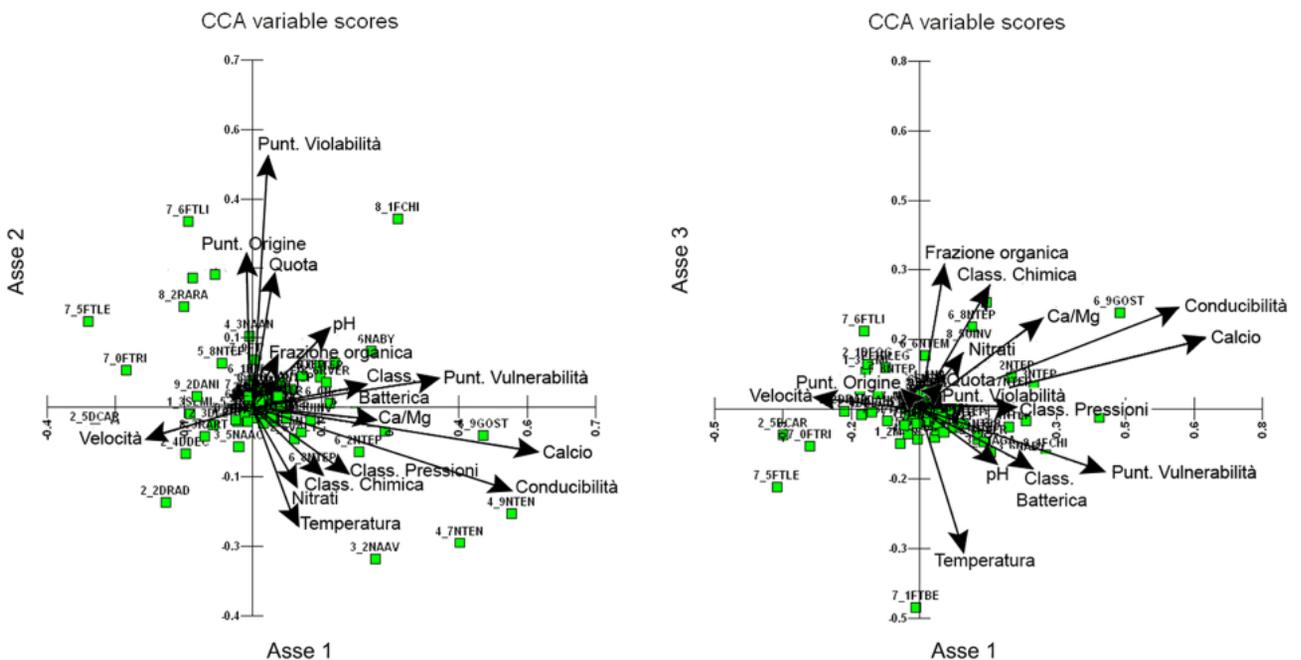


Fig. 16. Analisi della tanatocenosi con i principali fattori considerati tramite CCA; rappresentazione sul primo e secondo asse (a sinistra) e sul primo e terzo asse (a destra).

Analisi del macrobenthos: elaborazione di indici per la valutazione dell'origine e violabilità delle acque

Attraverso l'analisi CCA (Fig. 15) si nota come la biocenosi mostri una certa correlazione con il grado di compromissione o inquinamento delle acque, rilevato tramite la classificazione batteriologica (varianza totale -0,320 sul primo asse della CCA), che risulta la classificazione più sensibile a bassi livelli di impatti (ma anche le classificazioni sullo stato chimico, sul livello di nitrati e sul punteggio delle pressioni mostrano un andamento analogo). Malgrado ciò, l'utilizzo del macrobenthos quale indicatore di compromissione attualmente non è proponibile. Infatti, da un'analisi di dettaglio si nota che solo alcuni organismi tipici di acque superficiali, insetti e in particolare Plecotteri, sono sensibili ai livelli di compromissione molto deboli come quelli rilevati nelle sorgenti analizzate, mentre gli organismi tipicamente sorgivi o ipogei (*Niphargus*, *Avenionia*, *Proasellus* stigobionte) non si sono rivelati buoni indicatori. Chiaramente è verosimile che questo approccio possa dare buoni risultati in presenza di livelli di compromissione sensibili o forti, dato che anche i taxa di sorgente possiedono una buona sensibilità alle alterazioni ambientali (Di Sabatino *et al.*, 1997; Pezzoli e Cantonati, 1998; Korbel e Hose, 2011; Di Sabatino *et al.*, 2009; Galassi *et al.*, 2009a), ma non è stato possibile verificare ciò in mancanza di un set di dati adeguato.

Per l'origine delle acque il valore indicatore della biocenosi è scontato, ma la correlazione tra gli organismi e le diverse tipologie di origine non è molto accentuata (varianza totale 0,453 solo sul terzo asse della CCA). Questo risultato dipende dal fatto che sono disponibili solo pochi campionamenti con valori elevati di punteggio di origine (acque superficiali), in quanto i rivi campionati sono stati in gran parte esclusi per mancanza di analisi fisico-chimiche e batteriologiche. La bassa correlazione dipende anche dal fatto che le diverse classi considerate presentano molte incertezze nell'attribuzione della tipologia di origine. Infatti, uno dei fattori preso in esame, la distanza da rivi attivi, permette di attribuire solo ipoteticamente la possibilità di una commistione tra acque sotterranee e quelle superficiali, dato che mancano verifiche sperimentali sull'effettiva origine della falda, ottenibili solo con lunghe ricerche sull'andamento delle portate o mediante prove con marcatori. Quindi solo la prima classe (sorgenti distanti da rivi attivi) può essere ritenuta, con ragionevole certezza, di origine propriamente sorgiva, le due classi successive (sorgenti situate in prossimità dell'alveo di rivi attivi o nell'alveo) sono state accorpate in una classe unica (in quanto i risultati non si discostano tra loro), che rappresenta acque probabilmente sorgive. Le ultime due classi, la classe quarta, che include acque miste (sorgenti insieme a piccoli ruscelli) e la quinta, che comprende i rivi, sono ben identificabili dal solo esame ispettivo. Infatti una netta

differenza del popolamento si verifica nei rivi rispetto alle prime classi rappresentate da acque sorgive. L'indice macrobentonico di origine delle acque comunque mostra una correlazione significativa con il punteggio di origine (coefficiente di correlazione di Pearson $R = 0,38$, $p < 0,01$) ma la variabilità dell'indice è tale per cui il suo valore non permette, nella maggior parte dei casi, di assegnare univocamente la classe di origine (Fig. 17; Tab. VII). Questo ad eccezione dei valori molto bassi ($< -0,13$) che denotano acque sicuramente sorgive, mentre valori alti ($> 0,08$) indicano acque sicuramente miste o superficiali, come piccoli rivi; quest'ultima condizione presenta un range di valori (al 90 %) quasi del tutto separato da quello che denota acque sorgive. Tra gli organismi con migliore valore indicatore si notano diversi taxa tipici di acque sorgive e sotterranee, quali Molluschi (*Avenionia*, *Alzoniella* crenobionte), crostacei (*Proasellus* stigobionte), Oligocheti (Haplotoxidae) ma anche qualche Tricottero (Polycentropodidae), mentre gli indicatori di acque superficiali annoverano soprattutto insetti quali Efemerotteri (*Baetis*, *Ecdyonurus*), Coleotteri (Dytiscidae), Ditteri (Limoniidae, Dixidae, Ptychopteridae).

Per la vulnerabilità della falda nell'ultimo tratto di scorrimento il valore indicatore della biocenosi è irrilevante (la varianza totale raggiunge -0,310 ma solo sul terzo asse della CCA; Fig. 15). Questo risultato è ovvio, in quanto gli organismi che potrebbero indicare presenza di acque di falda sono gli organismi stigobi, ma questi colonizzano più frequentemente acque carsiche, che presentano maggiore vulnerabilità rispetto ad acquiferi che scorrono in terreni permeabili per porosità.

Sulla violabilità (grado di isolamento da parte del manufatto) il valore indicatore della biocenosi è buono (varianza totale -0,546 sul primo asse della CCA; Fig. 15). L'indice di violabilità del macrobenthos mostra una correlazione significativa con il punteggio di violabilità (coefficiente di correlazione di Pearson $R = 0,49$, $p < 0,01$) anche se, analogamente all'indice di origine, si ha un'ampia variabilità per cui molti valori che ricadono all'interno del range non consentono di assegnare univocamente la classe di violabilità (Fig. 18; Tab. VIII). L'andamento dei valori mediani nelle diverse classi però segue esattamente un algoritmo crescente con il punteggio di violabilità. Tra i migliori indicatori di bassa violabilità si annoverano alcuni taxa già risultati buoni indicatori di acque sorgive e sotterranee, quali Molluschi (*Avenionia*) e Tricotteri (Polycentropodidae), mentre tra gli indicatori di acque soggette a forte violabilità si elencano taxa tipici di acque superficiali, quali Efemerotteri (*Baetis*) e Plecotteri (*Protonemura*). Sia per l'origine che per la violabilità, gli organismi indicatori di origine superficiale o di minore protezione sono in numero superiore a quelli che vivono in ambienti sotterranei protetti, in quanto la diversità aumenta dalle

acque sotterranee alle acque superficiali (Glazier, 2009).

In definitiva si conferma come la comunità macrobentonica di sorgente sia condizionata prevalentemente da fattori geografici, biogeografici, ambientali e di habitat, mentre le variabili chimiche hanno minore influenza (Di Sabatino *et al.*, 2009; Dole-Oliver *et al.*, 2009; Galassi *et al.*, 2009b).

Analisi del macrobenthos: verifica e confronto con altri approcci valutativi

In letteratura sono stati sviluppati altri approcci, mediante categorie di livello superiore alle unità sistematiche qui considerate, che teoricamente potrebbero dare informazioni utili allo scopo del presente lavoro.

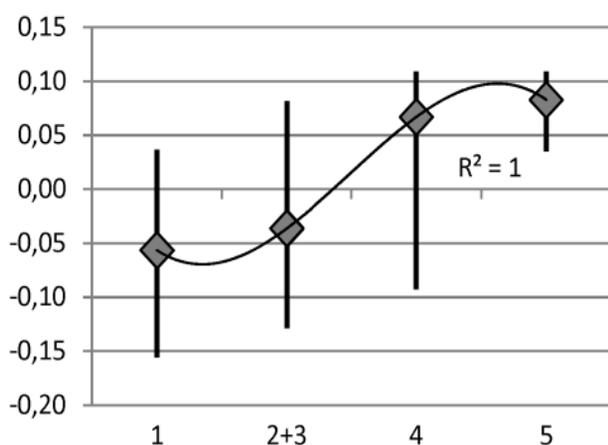


Fig. 17. Valore medio, 5° e 95° percentile della distribuzione dei valori dell'indice di origine del macrobenthos nelle rispettive classi di origine (1, sorgenti distanti da rivi attivi; 2+3, sorgenti nell'alveo o prossime all'alveo di rivi attivi; 4, sorgenti captate insieme a rivi; 5, rivi).

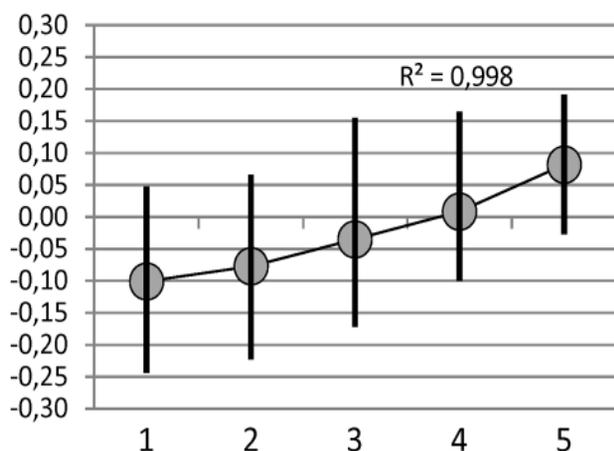


Fig. 18. Valore medio, 5° e 95° percentile della distribuzione dei valori dell'indice di violabilità del macrobenthos nelle rispettive classi di violabilità (da 1, non violabile, a 5, estremamente violabile).

Gli indici di diversità sono sovente utilizzati per valutare vari aspetti della comunità; in ambito sorgivo la diversità dovrebbe aumentare dalle acque sotterranee alle acque superficiali (Glazier, 2009). Applicando l'indice di diversità di Simpson in relazione al punteggio di origine non si nota una correlazione significativa ($R^2 = 0,0021$), anche se l'indice tende a diminuire leggermente (quindi verso una maggiore biodiversità) passando dalle acque propriamente sotterranee a quelle superficiali.

Alcuni autori hanno constatato che la captazione provoca un sensibile calo nel numero di taxa e nella densità dello zoobenthos (Sambugar *et al.*, 2006; Cantonati *et al.*, 2012); una verifica sulla relazione tra il numero di taxa e l'indice o il punteggio di violabilità (indicativo del gradiente tra sorgenti captate e non captate) non conferma un andamento pienamente significativo, anche se mediamente il numero di taxa subisce un incremento da ca. 5 nelle scaturigini captate a 8 in quelle non captate. Invece per la densità non si evidenzia nessuna correlazione ma una forte variabilità nelle diverse condizioni.

Il diverso rapporto numerico tra insetti e non insetti è stato focalizzato da diversi autori per distinguere le biocenosi sorgive e sotterranee rispetto alle superfi-

Tab. VII. Attribuzione della classe di origine in base al valore dell'indice di origine del macrobenthos e giudizio relativo.

Valore indice origine	Classe ricadente al 90% della distribuzione
< -0,13	1
-0,13 - -0,10	1-3
-0,09 - 0,02	1-4
0,03 - 0,04	1-5
0,05-0,08	2-5
> 0,08	4-5

Classe origine	Giudizio
1	Sorgiva
2-3	Probabilmente sorgiva
4	Mista
5	Superficiale

Tab. VIII. Attribuzione della classe di violabilità in base al valore dell'indice di violabilità del macrobenthos e giudizio relativo.

Valore indice violabilità	Classe ricadente al 90 % della distribuzione
< -0,22	1
-0,22 - -0,16	1-2
-0,17 - -0,11	1-3
-0,10 - -0,04	1-4
-0,03 - 0,05	1-5
0,06 - 0,07	2-5
0,08 - 0,15	3-5
0,16	4-5
> 0,16	5

Classe violabilità	Giudizio
1	Non violabile
2	Appena violabile
3	Moderatamente violabile
4	Molto violabile
5	Estremamente violabile

ciali, a causa di una maggiore consistenza dei non insetti, soprattutto a bassa quota e in litotipi calcarei (Deharveng *et al.*, 2009; Glazier, 2009; Bottazzi *et al.*, 2011). Analizzando i dati riferiti a queste due categorie si è riscontrato un aumento medio, anche se lieve, del numero di insetti all'aumentare della quota, mentre non è stata rilevata alcuna relazione con la presenza di acque più calcaree. Rispetto al punteggio di origine l'andamento segue il trend verso un aumento percentuale (sia del numero che delle classi di frequenza) degli insetti dalle acque sorgive alle acque superficiali, soprattutto sui valori medi, ma la dispersione dei dati è molto ampia.

Von Fumetti e Nagel (2011) hanno analizzato le biocenosi di sorgente attraverso il ruolo trofico degli organismi; mentre gli erbivori sono poco rappresentati negli habitat sorgivi, contrariamente agli habitat rhithrali, i detritivori e i carnivori sono parimenti rappresentati. Inoltre, in relazione alla composizione del substrato, che è a sua volta determinato dalla portata, gli ambienti lentici sarebbero dominati da filtratori, i lotici da raschiatori, mentre gli ambienti intermedi da collettori. Un approccio mediante il ruolo trofico mostra che la proporzione tra il numero di taxa delle tre categorie trofiche varia solo leggermente nelle acque sorgive rispetto alle miste e alle acque superficiali: gli erbivori aumentano dal 4,7 a 6,3 e a 9,3 %. Prendendo in considerazione il grado di violabilità in rapporto al ruolo trofico si è riscontrato che al variare della violabilità varia la proporzione tra il numero di individui (varia soprattutto il rapporto tra erbivori e detritivori e tra erbivori-detritivori e detritivori). Invece un approccio mediante gruppi basati sulla modalità di nutrizione, in relazione alla velocità del flusso nelle diverse sorgenti e siti sorgivi non ha dato evidenza di una variazione tra le percentuali delle diverse categorie, contrariamente ai risultati degli autori sopra citati.

Di Lorenzo *et al.* (2003b) hanno proposto un indice R basato sul rapporto tra numero di esemplari di specie stigossene rispetto ai taxa stigobi e stigofili, per valutare il grado di protezione delle sorgenti carsiche captate, mentre Stoch (2001) ha sviluppato un indice basato sul rapporto in % tra il numero di specie stigobie e il numero di specie totali (stigobie, stigofile e stigossene), per rilevare il livello di compromissione delle acque. Entrambi questi indici sono stati applicati su taxa determinati a livello di specie, in particolare copepodi. Una verifica di tali indici, realizzata attraverso il rapporto tra taxa stigosseni sul totale dei taxa o tra taxa stigobi sul totale dei taxa, secondo le categorie classiche in uso in letteratura scientifica, ha evidenziato una correlazione positiva, anche se debole, con il livello di violabilità. Questo avviene sia con la presenza/assenza che con il punteggio di frequenza dei taxa (range 1-4), mentre non si evidenzia alcuna

correlazione con il numero di esemplari. Comunque la dispersione dei dati è sempre notevole e quindi tali indici avrebbero poca possibilità di applicazione per un giudizio di violabilità della sorgente.

Infine, è noto come la presenza e la diversità della stigofauna sia dipendente da alcuni fattori: paleo-geografici, litologici, geo-idrologici come il tipo di acquifero (biocenosi più ricca in acquiferi carsici), altitudine correlata con la temperatura (biocenosi più ricca a quote basse) (Dole-Oliver *et al.*, 2009; Gibert *et al.*, 2009), e con la dimensione della falda (Bodon e Gaiter, 1989; Gaiter e Feletti, 1999), che può essere valutata attraverso la portata. Anche Webb *et al.* (1998) hanno evidenziato una correlazione tra la dimensione dell'area di alimentazione (che è in relazione con la portata) e la ricchezza in taxa, mentre sulle sorgenti liguri Grazioli (2006) accenna ad una correlazione positiva tra la portata e il numero di taxa stigobi. Con i dati ora disponibili, dato che la maggior parte delle sorgenti esaminate non presenta un ampio range nei valori di portata, sembra che questa sia un fattore poco rilevante, mentre altri fattori incidono maggiormente nel condizionare il numero di taxa e quindi per questo motivo la correlazione tra il numero di taxa e la portata è poco significativa. Ad esempio, il numero complessivo di taxa è meglio correlato con la luminosità e, solo quando la luminosità è assente ed è basso il punteggio di violabilità, diventa più evidente la correlazione tra il numero complessivo di taxa e la portata, segno che nelle sorgenti con più vasta area di alimentazione vi è un maggior numero di taxa stigobi o comunque stigofili. Infatti, considerando il numero di taxa presenti nei campionamenti in relazione alla portata media della sorgente, si nota una leggera tendenza positiva all'aumento del numero di taxa stigobi in relazione alla portata (mediamente da 0,6 per basse portate a 0,9 per le portate più elevate), che non raggiunge però un livello di significatività accettabile. In relazione al tipo di acquifero si constata un leggero incremento del numero medio di taxa stigobi in relazione al carsismo (da 0,77 per acquiferi porosi a 0,80 per quelli fratturati e 0,88 per i carsici), mentre in relazione alla quota si osserva un modesto decremento (da 0,93 per le scaturigini a quota inferiore ai 500 m a 0,68 per quelle superiori a 1000 m).

Analisi della tanatocenosi: elaborazione di indici per la valutazione della vulnerabilità e violabilità delle acque

Per gli aspetti relativi alla compromissione o inquinamento delle acque, rilevato tramite la classificazione chimica, batteriologica e sulle pressioni, l'analisi CCA sulla tanatocenosi ha mostrato una bassa correlazione (solo un poco più alta per la classificazione batteriologica), per cui questa componente non rileva efficace-

mente lo stato di contaminazione che comunque, per il set di dati analizzato, si attesta sempre su livelli molto modesti (Fig. 16).

Per l'origine delle acque il valore indicatore della tanatocenosi è dubbio; anche se la correlazione tra i resti e le diverse tipologie di origine è abbastanza alta (varianza totale 0,467 sul secondo asse della CCA; Fig. 16), è di molto inferiore rispetto alla violabilità, fattore che si allinea quasi perfettamente al secondo asse. Da un'analisi delle componenti, solo i nicchi di *Ancylus*, gasteropode di acque superficiali, risultano validi indicatori correlati a valori elevati di punteggio di origine (acque superficiali), mentre tra le componenti che dovrebbero indicare un'origine sorgiva figurano nicchi di *Avenionia*, elemento caratteristico di acque sotterranee, ma anche nicchi di molluschi endogeni o terrestri che si rifugiano in ambienti protetti, elementi quindi più significativi in relazione alla violabilità. In base a queste considerazioni non si è ritenuto utile sviluppare un indice per origine delle acque impostato sulla tanatocenosi.

Per la vulnerabilità della falda nell'ultimo tratto di scorrimento il valore indicatore della tanatocenosi sembra buono (varianza totale 0,574 sul primo asse della CCA; Fig. 16), per cui questa componente parrebbe un buon indicatore per rilevare il grado di isolamento della falda. L'indice di vulnerabilità della tanatocenosi mostra una correlazione significativa con il punteggio di vulnerabilità (coefficiente di correlazione di Pearson $R = 0,46$, $p < 0,01$); tuttavia, pure in questo caso, si ha un'ampia variabilità per cui molti valori che ricadono all'interno del range non consentono di assegnare univocamente la classe di vulnerabilità (Fig. 19; Tab. IX). Solo per i valori più alti e più bassi (anche se i valori

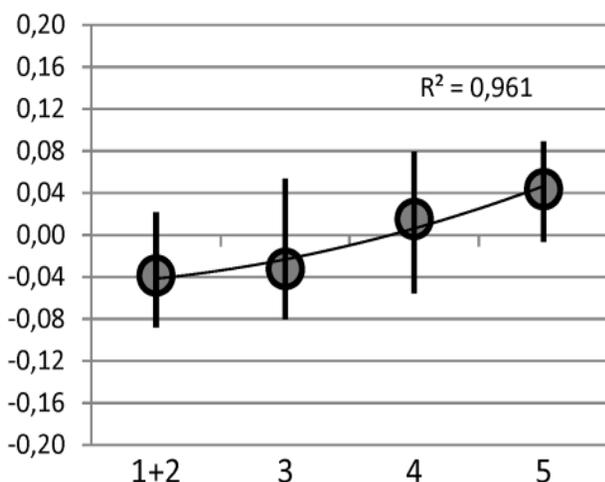


Fig. 19. Valore mediano, 5° e 95° percentile della distribuzione dei valori dell'indice di vulnerabilità della tanatocenosi nelle rispettive classi di vulnerabilità (da 1+2, falda non o poco vulnerabile, a 5, estremamente vulnerabile).

delle due classi più basse non si differenziano tra loro e, pertanto le due classi sono state accorpate in una classe unica) è possibile ottenere un giudizio abbastanza preciso (situazione non o moderatamente vulnerabile e situazione molto o fortemente vulnerabile). Nonostante ciò, l'andamento dei valori mediani nelle diverse classi segue quasi esattamente un algoritmo crescente con il punteggio di vulnerabilità, aumentando decisamente nelle classi di maggiore vulnerabilità. Tra i resti con migliore valore indicatore di una bassa vulnerabilità si annoverano i nicchi di alcuni molluschi terrestri (*Discus*) e i foderi di tricoteri Lepidostomatidae, mentre ad una più alta vulnerabilità sono associate altre conchiglie di molluschi terrestri (*Toffolettia*, *Argna*) e uova di invertebrati. Desto comunque perplessità la relazione tra queste componenti e la vulnerabilità, in quanto, ad eccezione dei molluschi del genere *Argna*, e, forse, delle uova di invertebrati (componenti legate agli ambienti endogeni e quindi veicolati dallo scorrimento della vena sorgiva a contatto con i terreni), gli altri elementi provengono per lo più dall'esterno e quindi dovrebbero essere maggiormente attesi come indicatori di violabilità.

Riguardo la violabilità il valore indicatore della tanatocenosi è buono (varianza totale 0,769 sul secondo asse della CCA; Fig. 16). L'indice di violabilità delle acque mostra una correlazione significativa con il punteggio di violabilità (coefficiente di correlazione di Pearson $R = 0,42$, $p < 0,01$) sebbene anche qui si nota un'ampia variabilità, per cui molti valori che ricadono all'interno del range non consentono di assegnare univocamente la classe di violabilità (Fig. 20; Tab. X). L'andamento dei valori mediani nelle diverse classi però segue quasi esattamente un algoritmo crescente con il punteggio di violabilità, aumentando in modo esponenziale sui livelli più alti. Pochi sono i resti con buon valore indicatore di una bassa violabilità, come elementi stigobi ed endogeni (nicchi di *Avenionia* e di *Oxychilus*), mentre più numerosi sono i resti che

Tab. IX. Attribuzione della classe di vulnerabilità in base al valore dell'indice di vulnerabilità della tanatocenosi e giudizio relativo.

Valore indice	Classe ricadente al 90 % della distribuzione
<-0,08	1-2
-0,08 - -0,06	1-3
-0,07 - -0,02	1-4
-0,01 - 0,02	1-5
0,03 - 0,05	3-5
0,06 - 0,08	4-5
> 0,08	5

Classe vulnerabilità	Giudizio
1-2	Non o poco vulnerabile
3	Moderatamente vulnerabile
4	Molto vulnerabile
5	Estremamente vulnerabile

indicano acque soggette a forte violabilità, soprattutto elementi esterni (alghe, muschi, nicchi di Molluschi di ambienti illuminati quali *Galba*, foderi di Chironomidi e di Tricotteri Limnephilidae).

Analisi del macrobenthos: verifica dell'ecologia dei singoli taxa

Attraverso l'analisi CCA è stato possibile verificare in modo più obiettivo, rispetto a quanto generalmente noto, le esigenze ecologiche dei singoli taxa. Infatti molti autori assegnano la categoria ecologica dei taxa, anche a livello di specie, solo in base all'esperienza e all'habitus degli organismi, classificando quelli stigobi solo su caratteri stigomorfici (Martin *et al.*, 2009), senza verificare la reale presenza di questi rispetto all'habitat. Quindi, in merito al gradiente da acque sotterranee/sorgive ad acque superficiali (da taxa stigobi o crenobi verso stigofili o crenofili fino a stigosseni o crenosseni) e a quello relativo al grado di violabilità, da ambiente sotterraneo ad ambiente sorgivo (da taxa stigobi e crenosseni verso stigofili/crenofili fino a crenobi e stigosseni) è possibile assegnare ogni taxon ad una categoria ecologica (Tab. XI; Fig. 21). I dati disponibili, comunque, sono solo relativi a sorgenti, ambienti che, anche se ben protetti da un manufatto, sono prossimi e contigui con quelli superficiali, non a falde che scorrono in grotta o in acquiferi sotterranei molto isolati da quelli superficiali. L'attribuzione delle categorie ecologiche è quindi relativa a questi ambienti ecotonali, e anche gli stigobi sono da intendersi in senso lato, in relazione agli altri organismi di sorgente, non stigobi in senso stretto che vivono solo in falde profonde e del tutto isolate da quelle superficiali.

I taxa che hanno un minore punteggio negativo

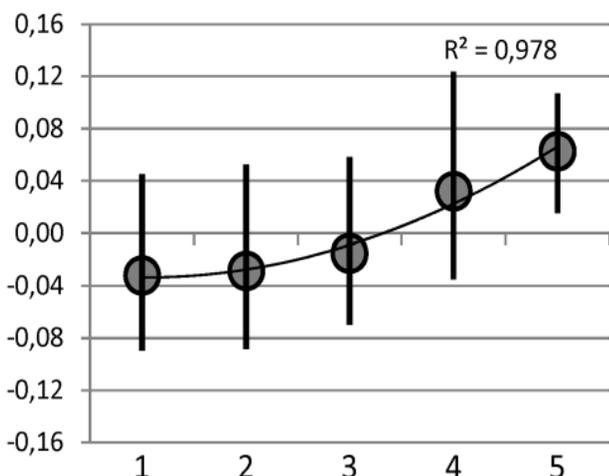


Fig. 20. Valore mediano, 5° e 95° percentile della distribuzione dei valori dell'indice di violabilità della tanatocenosi nelle rispettive classi di violabilità (da 1, scaturigine ben protetta e quindi non violabile, a 5, scaturigine estremamente violabile).

di origine e di violabilità sono quelli stigobi; si confermano in questa categoria: *Avenionia*, *Proasellus* anoftalmo, *Niphargus* ma anche Enchytraeidae, Ostracoda e Polycentropodidae. Sicuramente Enchytraeidae e Ostracoda comprendono specie con esigenze ecologiche disparate, e alcune compaiono frequentemente in sorgenti protette; i Tricotteri Polycentropodidae non sono da considerarsi stigobi, però colonizzano frequentemente le sorgenti ben protette. Con punteggio di origine e di violabilità ancora piuttosto basso si collocano i taxa stigofili o quelli crenobi: Haplotaxidae, *Trocheta*, *Bythinella*, *Lumbriculidae*. Taxa crenofili, che prediligono acque di origine sotterranea ma ambienti non protetti possiedono un punteggio negativo di origine ma positivo di violabilità; tra questi figurano Tricotteri Lepidostomatidae e Sericostomatidae. Tipicamente di acque superficiali, invece, sono i taxa con alto punteggio di origine e di violabilità, come Ancyliidae e vari insetti, come Tricotteri Beraeidae, Plecotteri (*Protonemura*) e soprattutto Efemerotteri (*Ecdyonurus*, *Electrogena*, *Baetis*), mentre di acque superficiali ma adattabili ad ambienti protetti si collocano i taxa con alto punteggio di origine ma un minore punteggio di violabilità, come Acari, *Leuctra*, *Habroleptoides*. Anche nelle sorgenti alpine Cantonati *et al.* (2006) riportano diversi taxa crenobi o crenofili tra i Plecotteri, Tricotteri e Ditteri, mentre gli Efemerotteri compaiono generalmente nei ruscelli a valle delle sorgenti. Pochi organismi sono indicatori di origine superficiale ma preferiscono ambienti chiusi; tra questi si collocano i Tubificidae che compaiono con maggiore frequenza nelle vasche di captazione dove la corrente è scarsa e si accumula sedimento fine. Hydraenidae e Chironomidi, anche se ben rappresentati nelle acque sorgive, non sembrano essere in relazione con l'origine o la violabilità delle acque; sicuramente i Chironomidae comprendono più specie con ecologia differente.

Tab. X. Attribuzione della classe di violabilità in base al valore dell'indice di violabilità della tanatocenosi e giudizio relativo.

Valore indice violabilità	Classe ricadente al 90 % della distribuzione
<-0,07	1-2
-0,07- -0,02	1-3
-0,03- 0,01	1-4
0,02 - 0,05	1-5
0,06	3-5
> 0,06	4-5

Classe violabilità	Giudizio
1	Non violabile
2	Appena violabile
3	Moderatamente violabile
4	Molto violabile
5	Estremamente violabile

Analisi della tanatocenosi: verifica del significato delle singole componenti

Attraverso l'analisi CCA è stato possibile verificare in modo più obiettivo, rispetto a quanto ipotizzato in base all'esperienza, il significato delle singole componenti. In merito ai gradienti relativi al grado di vulnerabilità della falda e di violabilità della scaturigine è possibile assegnare a ogni componente un punteggio corrispondente a questi due fattori e rappresentarlo in un diagramma (Tab. XI, nell'appendice; Fig. 22).

I diversi resti che costituiscono la tanatocenosi e hanno un punteggio negativo più basso di vulnerabilità e di violabilità sono quelli che denotano una maggiore protezione; a parte il detrito carbonizzato, che non dimostra apporti recenti dall'esterno o dalla falda, e il detrito di radici, che non è in relazione con l'ambiente esterno né un indicatore di violabilità delle falda, non vi sono altre componenti significative. In ogni caso il significato come indicatori per queste due componenti è basso; si può quindi affermare che una buona protezione della falda e della scaturigine dall'ambiente esterno va ricercata nella mancanza

di resti che indicano un apporto da una falda non protetta o dall'ambiente esterno. Tra gli indicatori di falda protetta ma violabile assumono un certo ruolo i foderi dei Tricoteri, probabilmente perché associati a litologie poco carsiche, mentre tra gli indicatori di falda vulnerabile ma poco violabile dall'esterno vi sono i resti di conchiglie di specie stigobie, come gli Idrobiidi del genere *Avenionia*, e le conchiglie di Gasteropodi endogei, come *Argna* e *Oxychilus*, frequenti nelle falde o nei terreni carsici, e i resti di Ostracodi. Buoni indicatori di violabilità, ma non di vulnerabilità della falda, sono rappresentati dai muschi e dal detrito di foglie, in quanto provenienti dall'esterno. Conchiglie dei Limnei del genere *Galba* e foderi di Chironomidi indicano una assai scarsa protezione della scaturigine. Altre componenti molto frequenti, come il detrito legnoso o i semi, non sembrano presentare un preciso significato.

CONCLUSIONI

Data l'ampia variabilità della componente biologica negli ambienti sorgivi i modelli predittivi non sono

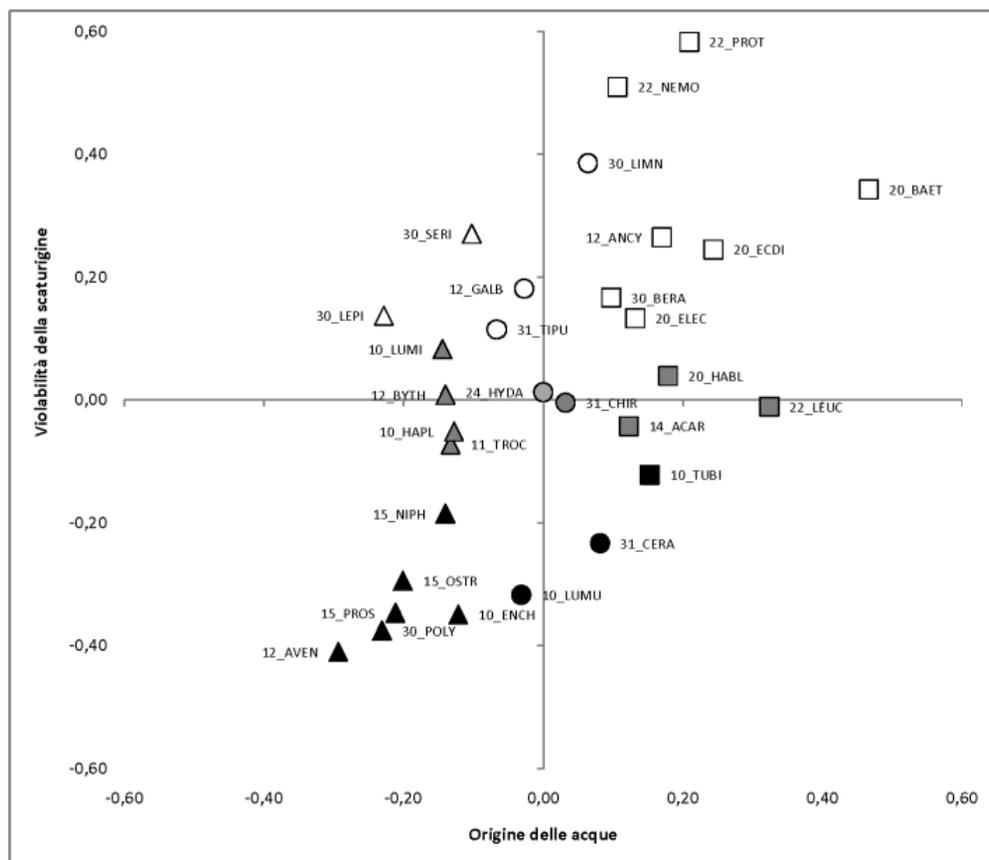


Fig. 21. Diagramma relativo al gradiente di origine delle acque e al grado di violabilità della scaturigine ottenuto dal punteggio dei taxa macrobentonici in base all'analisi CCA. Triangolo: indicatore di origine sotterranea; cerchio: scarso indicatore di origine; quadrato: indicatore di origine superficiale; nero: indicatore di bassa violabilità; grigio: scarso indicatore di violabilità; bianco: indicatore di alta violabilità.

facilmente applicabili (Dole-Oliver *et al.*, 2009; Gibert *et al.*, 2009), ed è difficile stabilire una relazione con gli aspetti oggetto dell'indagine (Grazioli, 2006). Inoltre la biocenosi degli ambienti sorgivi, specie se protetti, e di quelli sotterranei, anche se presenta un'alta biodiversità su vasta scala (beta-biodiversità), ha sovente una bassa biodiversità a piccola scala (alfa-biodiversità) (Gibert *et al.*, 2009; Stoch e Galassi, 2010) e quindi vi sono pochi elementi sui quali costruire un indicatore valido. Nonostante questi problemi, è stato possibile realizzare e testare alcuni indici che possono dare un giudizio, anche se indicativo e non sempre risolutivo, sugli aspetti indagati. La biocenosi rappresenta comunque un indicatore valido per l'origine delle acque e la violabilità della captazione, mentre la tanatocenosi può fornire anch'essa un giudizio sulla violabilità della captazione oltre che sulla vulnerabilità della falda. Condizione necessaria per

l'applicazione degli indici è che il numero di taxa o resti sia maggiore di due. Gli indici danno un giudizio abbastanza affidabile se il valore che si ottiene si colloca verso gli estremi della scala; se il valore ottenuto si attesta verso il centro del range il giudizio è più incerto. L'applicazione ad altre realtà territoriali italiane potrebbe portare a importanti conferme e una miglior definizione degli standard proposti per una più ampia estensibilità della metodica.

Ringraziamenti

Si ringrazia innanzitutto Daniela Rocca per il grande lavoro d'indagine svolto negli anni sulle sorgenti liguri, e tutti gli altri operatori che hanno partecipato ai campionamenti, in particolare: Valentina Grazioli, Rosanna Bruzzone, Elena Rizzi, Serena Amabene, Francesca Merlanti, Giorgio Gariglio, Micaela Ricci Lucchi, Gian Marco Chiappara, Roberto Iacone. Si ringrazia, inoltre, Fabio Stoch per alcuni suggerimenti relativi all'analisi statistica multivariata.

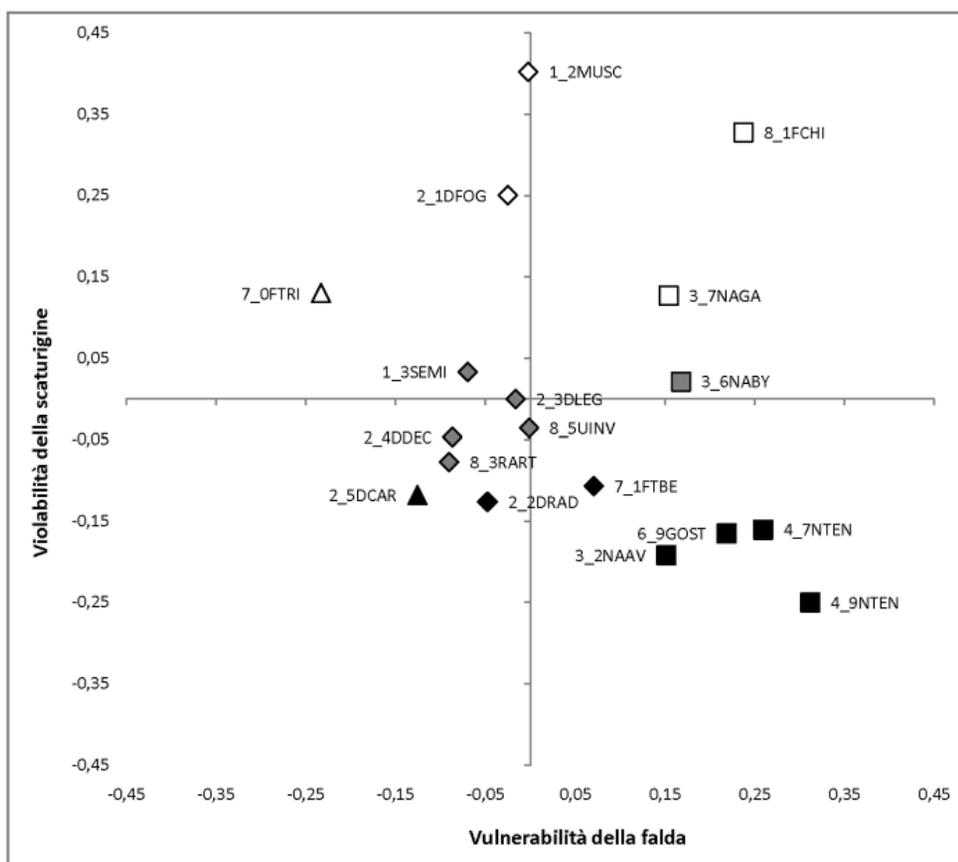


Fig. 22. Diagramma relativo al grado di vulnerabilità della falda e di violabilità della scaturigine ottenuto dal punteggio delle componenti della tanatocenosi in base all'analisi CCA. Triangolo: indicatore di bassa vulnerabilità; rombo: scarso indicatore di vulnerabilità; quadrato: indicatore di alta vulnerabilità; nero: indicatore di bassa violabilità; grigio: scarso indicatore di violabilità; bianco: indicatore di alta violabilità.

APPENDICE

Formule e coefficienti per il calcolo degli indici di origine, violabilità e vulnerabilità in base alla biocenosi e tanatocenosi

Gli indici presentati in questo articolo possono essere calcolati con le seguenti formule:

$$\begin{aligned} \text{Indice di origine del macrobenthos:} & \quad \mathbf{IorigB} = \Sigma \text{CorigB} \cdot F / \Sigma F \\ \text{Indice di violabilità del macrobenthos:} & \quad \mathbf{IviolB} = \Sigma \text{CviolB} \cdot F / \Sigma F \\ \text{Indice di vulnerabilità della tanatocenosi:} & \quad \mathbf{IvulnT} = \Sigma \text{CvulnT} \cdot F / \Sigma F \\ \text{Indice di violabilità della tanatocenosi:} & \quad \mathbf{IviolT} = \Sigma \text{CviolT} \cdot F / \Sigma F \end{aligned}$$

Dove: C = coefficienti rispettivamente di origine (orig), violabilità (viol), vulnerabilità (vuln) in base alla biocenosi (B) e tanatocenosi (T), riportati in Tab. XI per ciascun taxa o componente; F = punteggio in base alla frequenza di ciascun elemento (1: raro, 2: scarso, 3: frequente, 4: abbondante).

Per un giudizio attendibile il numero di componenti in ciascun indice non deve essere inferiore a tre.

Tab. XI. Elenco dei taxa della biocenosi (a sinistra, preceduto dal relativo acronimo) e dei resti della tanatocenosi (a destra, preceduto dal relativo acronimo) con i rispettivi coefficienti per il calcolo degli indici di origine, violabilità e vulnerabilità.

Cod Taxa	Taxa	Gruppo	CorigB	CviolB	Cod Resti	Resti	CvulnT	CviolT
03.CREN	<i>Crenobia</i>	Turbellari	0,00	-0,03	1.1ALGH	Alghe	-0,01	0,10
03.DEND	<i>Dendrocoelum</i>	Turbellari	-0,02	0,00	1.2MUSC	Muschi	0,00	0,40
03.DUGE	<i>Dugesia</i>	Turbellari	0,00	-0,02	1.3SEMI	Semi	-0,07	0,03
03.MITU	Microturbellari	Turbellari	-0,03	-0,04	2.1DFOG	Detrito di foglie	-0,03	0,25
04.PROO	<i>Prostoma</i>	Nemertini	-0,02	-0,02	2.2DRAD	Detrito di radici	-0,05	-0,13
05.NEMA	Nematoda	Nematodi	0,13	-0,16	2.3DLEG	Detrito legnoso	-0,02	0,00
06.GORD	Gordiidae	Nematomorfi	-0,01	-0,06	2.4DDEC	Detrito decomposto	-0,09	-0,05
10.ENCH	Enchytraeidae	Oligocheti	-0,13	-0,35	2.5DCAR	Detrito carbonizzato	-0,13	-0,12
10.HAPL	Haplotaxidae	Oligocheti	-0,11	-0,05	2.6VALT	Altro (vegetale)	0,00	-0,02
10.LUMI	Lumbricidae	Oligocheti	-0,12	0,08	3.1NAAS	NICCHI <i>Alzoniella</i> (stigobionte)	0,00	0,00
10.LUMU	Lumbriculidae	Oligocheti	-0,01	-0,32	3.2NAAV	NICCHI <i>Avenionia</i>	0,15	-0,19
10.NAID	Naididae	Oligocheti	-0,06	0,14	3.3NAFI	NICCHI <i>Fissuria</i>	-0,06	0,01
10.TUBI	Tubificidae	Oligocheti	0,12	-0,12	3.4NAPE	NICCHI <i>Pezzolia</i>	0,05	0,01
11.BATR	<i>Batracobdella</i>	Irudinei	0,04	0,00	3.5NAAC	NICCHI <i>Alzoniella</i> (crenobionte)	-0,07	-0,05
11.DINN	<i>Dina</i> (stigobionte)	Irudinei	-0,04	-0,02	3.5NAGR	NICCHI <i>Graziana</i>	0,03	-0,02
11.TROC	<i>Trocheta</i>	Irudinei	-0,09	-0,07	3.6NABY	NICCHI <i>Bythinella</i>	0,17	0,02
12.ALZC	<i>Alzoniella</i> (crenobionte)	Gasteropodi	-0,09	-0,06	3.6NAPO	NICCHI <i>Potamopyrgus</i>	-0,05	0,00
12.ALZS	<i>Alzoniella</i> (stigobionte)	Gasteropodi	0,00	-0,03	3.7NAGA	NICCHI <i>Galba</i>	0,15	0,13
12.ANCY	<i>Ancylus</i>	Gasteropodi	0,15	0,26	3.7NAGY	NICCHI <i>Gyraulus</i>	-0,05	0,00
12.AVEN	<i>Avenionia</i>	Gasteropodi	-0,26	-0,41	3.7NAHI	NICCHI <i>Hippeutis</i>	-0,04	0,00
12.BYTH	<i>Bythinella</i>	Gasteropodi	-0,14	0,01	4.0NALY	NICCHI <i>Radix</i>	0,00	0,02
12.FISS	<i>Fissuria</i>	Gasteropodi	0,11	-0,01	4.1NAPH	NICCHI <i>Physella</i>	-0,06	0,00
12.GALB	<i>Galba</i>	Gasteropodi	-0,02	0,18	4.3NAAN	NICCHI <i>Ancylus</i>	0,10	0,19
12.GRAZ	<i>Graziana</i>	Gasteropodi	-0,03	-0,04	4.4NAPI	NICCHI <i>Pisidium</i>	-0,02	0,00
12.PEZZ	<i>Pezzolia</i>	Gasteropodi	-0,01	0,00	4.5NTEN	NICCHI Moll. terr. endogei	0,04	0,03
12.PHYS	<i>Physella</i>	Gasteropodi	0,07	0,00	4.6NTEN	NICCHI <i>Acicula</i>	0,02	-0,03
12.PLAN	<i>Planorbis</i>	Gasteropodi	0,04	0,01	4.7NTEN	NICCHI <i>Argna</i>	0,26	-0,16
12.POTA	<i>Potamopyrgus</i>	Gasteropodi	0,12	-0,01	4.8NTEH	NICCHI <i>Lucilla</i>	-0,04	0,00
13.PISI	<i>Pisidium</i>	Bivalvi	-0,01	-0,10	4.9NTEN	NICCHI <i>Oxychilus</i>	0,31	-0,25
14.ACAR	Acari	Acari	0,11	-0,04	4.9NTEQ	NICCHI <i>Vitrea</i> (ipogea)	0,05	-0,03
15.AUST	<i>Austropotamobius</i>	Crostacei	0,05	0,05	5.0NTEP	NICCHI Moll. terr. epigei	0,05	0,08
15.COPE	Copepoda	Crostacei	-0,06	-0,12	5.1NTEP	NICCHI <i>Toffolettia</i>	0,21	-0,01
15.ECHI	<i>Echinogammarus</i>	Crostacei	-0,03	0,07	5.2NTEA	NICCHI <i>Platyla</i>	0,00	-0,01
15.NIPH	<i>Niphargus</i>	Crostacei	-0,15	-0,19	5.2NTEP	NICCHI <i>Renea</i>	0,03	-0,02
15.OSTR	Ostracoda	Crostacei	-0,20	-0,29	5.3NTEP	NICCHI <i>Pomatias</i>	0,23	0,08
15.PROC	<i>Proasellus</i> (crenobionte)	Crostacei	0,00	-0,02	5.4NTEP	NICCHI <i>Carychium</i>	0,15	0,02
15.PROR	<i>Proasellus</i> (rhithrale)	Crostacei	0,07	0,02	5.5NTEC	NICCHI <i>Cochlicopa</i>	0,01	0,00

Cod Taxa	Taxa	Gruppo	CorrigB	CviolB	Cod Resti	Resti	CvuIT	CviolT
15.PROS	<i>Proasellus</i> (stigobionte)	Crostacei	-0,23	-0,35	5.5NTEG	NICCHI <i>Vertigo</i>	0,00	0,00
20.BAET	<i>Baetis</i>	Efemerotteri	0,40	0,34	5.5NTEH	NICCHI <i>Chondrina</i>	0,02	0,00
20.CAEN	<i>Caenis</i>	Efemerotteri	0,04	0,01	5.5NTEN	NICCHI <i>Gittenbergia</i>	0,01	0,00
20.CLOE	<i>Cloeon</i>	Efemerotteri	-0,01	0,02	5.5NTEO	NICCHI <i>Columella</i>	0,01	0,02
20.ECDI	<i>Ecdyonurus</i>	Efemerotteri	0,21	0,24	5.5NTEP	NICCHI <i>Acanthinula</i>	0,08	0,02
20.ELEC	<i>Electrogena</i>	Efemerotteri	0,11	0,13	5.5NTER	NICCHI <i>Cornu</i>	0,02	0,00
20.EPHA	<i>Ephemera</i>	Efemerotteri	0,07	0,05	5.5NTEF	NICCHI <i>Truncatellina</i>	-0,04	-0,01
20.HABL	<i>Habroleptoides</i>	Efemerotteri	0,15	0,04	5.5NTEU	NICCHI <i>Paralaoma</i>	-0,04	0,00
20.HABP	<i>Habrophlebia</i>	Efemerotteri	0,15	0,05	5.5NTEV	NICCHI <i>Vallonia</i>	-0,04	0,01
21.BOYE	<i>Boyeria</i>	Odonati	-0,01	0,00	5.5NTEY	NICCHI <i>Pyramidula</i>	0,01	0,00
21.CORD	<i>Cordulegaster</i>	Odonati	0,02	0,04	5.6NTEP	NICCHI Chondrinidae	0,00	-0,01
21.PLAT	<i>Platycnemys</i>	Odonati	0,04	0,01	5.6NTES	NICCHI <i>Sphyradium</i>	0,01	-0,01
22.CAPN	<i>Capnia</i>	Plecotteri	0,02	0,01	5.7NTEE	NICCHI <i>Ena</i>	0,01	0,00
22.DINO	<i>Dinocras</i>	Plecotteri	0,03	0,03	5.7NTEP	NICCHI <i>Punctum</i>	0,10	0,00
22.ISOP	<i>Isoperla</i>	Plecotteri	0,06	0,05	5.8NTEP	NICCHI <i>Discus</i>	-0,08	-0,04
22.LEUC	<i>Leuctra</i>	Plecotteri	0,33	-0,01	5.9NTEH	NICCHI <i>Helix</i>	0,01	0,00
22.NEMO	<i>Nemoura</i>	Plecotteri	0,10	0,51	5.9NTEP	NICCHI <i>Vitrea</i>	0,08	-0,01
22.PROT	<i>Protonemura</i>	Plecotteri	0,19	0,58	6.0NTEN	NICCHI <i>Nesovitrea</i>	-0,01	0,00
22.SIPH	<i>Siphonoperla</i>	Plecotteri	0,04	0,10	6.0NTEP	NICCHI <i>Retinella</i>	-0,08	0,07
24.DRYO	Dryopidae	Coleotteri	0,10	-0,02	6.1NTEA	NICCHI <i>Aegopinella</i>	0,01	0,02
24.DYTI	Dytiscidae	Coleotteri	0,14	0,33	6.1NTEG	NICCHI <i>Granaria</i>	0,00	0,00
24.ELMI	Elmidae	Coleotteri	0,10	0,17	6.1NTES	NICCHI <i>Solatopupa</i>	0,02	0,00
24.HALI	Haliplidae	Coleotteri	-0,01	-0,01	6.2NTEP	NICCHI limacella	0,14	-0,02
24.HYDA	Hydraenidae	Coleotteri	0,01	0,01	6.3NTEP	NICCHI <i>Vitrinobrachium</i>	0,01	0,02
24.HYDH	Hydrophilidae	Coleotteri	-0,06	0,07	6.4NTEP	NICCHI <i>Euconulus</i>	-0,01	0,00
24.SCIR	Scirtidae	Coleotteri	-0,03	0,14	6.5NTEP	NICCHI <i>Cecilioides</i>	-0,01	0,00
25.SIAL	Sialidae	Megalotteri	0,09	0,00	6.6NTEC	NICCHI <i>Clausilia</i>	0,02	-0,01
26.OSMY	Osmylidae	Planipenni	-0,01	0,04	6.6NTEM	NICCHI <i>Macrogastra</i>	-0,05	-0,01
30.BERA	Beraeidae	Tricotteri	0,10	0,17	6.6NTEO	NICCHI <i>Cochlodina</i>	-0,01	0,01
30.HELH	Helicopsychidae	Tricotteri	-0,01	0,04	6.6NTEP	NICCHI <i>Testacella</i>	0,01	0,01
30.HYDS	Hydropsychidae	Tricotteri	0,09	0,10	6.7NTEC	NICCHI <i>Ciliella</i>	0,01	0,04
30.HYDT	Hydroptilidae	Tricotteri	-0,01	0,03	6.7NTEM	NICCHI <i>Monacha</i>	0,03	-0,01
30.LEPI	Lepidostomatidae	Tricotteri	-0,20	0,14	6.7NTEP	NICCHI <i>Hygromia</i>	0,04	0,02
30.LEPT	Leptoceridae	Tricotteri	-0,02	0,03	6.7NTES	NICCHI <i>Xerosecta</i>	0,04	0,00
30.LIMN	Limnephilidae	Tricotteri	0,06	0,39	6.7NTEF	NICCHI <i>Trochoidea</i>	0,02	0,00
30.ODON	Odontoceridae	Tricotteri	0,15	0,10	6.8NTCA	NICCHI <i>Cantareus</i>	0,03	0,00
30.PHIL	Philopotamidae	Tricotteri	0,05	-0,03	6.8NTCE	NICCHI <i>Cepaea</i>	0,00	-0,01
30.POLY	Polycentropodidae	Tricotteri	-0,22	-0,38	6.8NTEP	NICCHI <i>Helicodonta</i>	-0,01	-0,08
30.PSYM	Psychomyidae	Tricotteri	0,01	0,06	6.9GOST	Gusci Ostracodi	0,22	-0,17
30.RHYA	Rhyacophilidae	Tricotteri	-0,01	0,09	6.9NTPU	NICCHI Pupilla	0,01	0,00
30.SERI	Sericostomatidae	Tricotteri	-0,08	0,27	7.0FTRI	Foderi Tricotteri	-0,23	0,13
31.ATHE	Athericidae	Ditteri	0,03	0,05	7.1FTBE	Foderi Beraeidae	0,07	-0,11
31.CERA	Ceratopogonidae	Ditteri	0,08	-0,23	7.3FTHE	Foderi Helicopsychidae	-0,02	0,04
31.CHIR	Chironomidae	Ditteri	0,04	0,00	7.4FTHY	Foderi Hydroptilidae	0,00	0,01
31.CULI	Culicidae	Ditteri	-0,01	0,02	7.5FTLE	Foderi Lepidostomatidae	-0,15	0,02
31.DIXI	Dixidae	Ditteri	0,07	0,14	7.6FTLI	Foderi Limnephilidae	-0,12	0,33
31.DOLI	Dolichopodidae	Ditteri	-0,02	-0,03	7.7FTLT	Foderi Leptoceridae	-0,03	-0,04
31.EMPI	Empididae	Ditteri	0,02	0,06	7.8FTOD	Foderi Odontoceridae	-0,07	0,12
31.EPHY	Ephydriidae	Ditteri	-0,01	-0,04	7.9FTSE	Foderi Sericostomatidae	-0,07	0,04
31.LIMN	Limoniidae	Ditteri	0,06	-0,06	8.1FCHI	Foderi Chironomidi	0,24	0,33
31.MUSC	Muscidae	Ditteri	0,00	0,04	8.2RARA	RESTI Artropodi acquatici	-0,12	0,01
31.PEDI	Pediciidae	Ditteri	0,00	0,06	8.3RART	RESTI Artropodi terrestri	-0,09	-0,08
31.PSYD	Psychodidae	Ditteri	-0,05	0,13	8.5UINV	Uova Invertebrati	0,00	-0,04
31.PTYC	Ptychopteridae	Ditteri	0,16	0,09	8.6RVER	RESTI Vertebrati	-0,03	-0,06
31.RHAG	Rhagionidae	Ditteri	-0,01	-0,02	9.1AALT	Altro (animale)	0,03	0,01
31.SIMU	Simuliidae	Ditteri	0,04	0,05	9.2DANI	Detrito animale	-0,09	0,02
31.STRA	Stratiomyidae	Ditteri	0,01	0,14				
31.TABA	Tabanidae	Ditteri	0,01	0,04				
31.THAU	Thaumaleidae	Ditteri	-0,01	0,04				
31.TIPU	Tipulidae	Ditteri	-0,05	0,11				
36.AVAN	Avannotti di Pesci	Vertebrati	0,04	0,00				
38.UROD	Larve di Urodeli	Vertebrati	0,03	0,01				

BIBLIOGRAFIA

- Baldini I., Gaiter S., 1990. Possibili metodologie di valutazione della "vulnerabilità" delle acque sorgive e proposte preliminari per la formulazione di "gradienti di rischio igienico". *Rivista Italiana d'Igiene*, **50** (5-6): 232-246.
- Bianucci G., Ribaldone Bianucci E., 1985. *La chimica delle acque sotterranee. Origine - Composizione - Inquinamento*. Hoepli ed., Milano, 267 pp.
- Bodon M., Gaiter S., 1989. Considerazioni sul popolamento macrobentonico delle acque sorgive. *Biologia Ambientale*, **3** (2): 5-12.
- Bodon M., Gaiter S., 1995. Nuovi criteri di valutazione, basati sulla componente biologica, per le captazioni di acque destinate al consumo umano. *Biologia Ambientale*, **9** (1): 5-17.
- Bodon M., Gaiter S., Costa S., 2017. La componente biologica nella valutazione delle acque sorgive: considerazioni sulla validità di questo indicatore dopo 25 anni di sperimentazione in Liguria. *Biologia Ambientale*, **31**: 49-56.
- Bonettini A.M., Cantonati M., 1998. *Il macrozoobenthos*. In Cantonati M. (Ed.): *Le sorgenti del Parco Adamello-Brenta. Ricerche idrobiologiche su fonti non captate*. Parco documenti, Parco Adamello Brenta: 125-143.
- Bottazzi E., Bruno M.C., Pieri V., Di Sabatino A., Silveri L., Carolli M., Rossetti G., 2011. Spatial and seasonal distribution of invertebrates in Northern Apennine rheocrene springs. In: Cantonati M., Gerecke R., Jüttner I., Cox E.J. (Ed.), *Springs: neglected key habitats for biodiversity conservation*. *Journal of Limnology*, **70**, Suppl. 1: 77-92.
- Boulanouar M., 1995. *Fauna aquatique des puits et qualité de l'eau dans les régions de Marrakech et des Jbilet. Status et dynamique d'une population de Proasellus coxalis africanus (Crustacés Isopodes) des Jbilet*. Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech. These, docteur d'état es-sciences, 159 pp.
- Cantonati M., Gerecke R., Bertuzzi E., 2006. Springs of the Alps - sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. In: Lami A., Boggero A. (eds.), *Ecology of high altitude aquatic systems in the Alps, developments of hydrobiology*. *Hydrobiologia*, **562**: 59-96.
- Cantonati M., Füreder L., Gerecke R., Jüttner I., Cox E.J., 2012. Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science*, **31** (2): 563-574.
- Cicolani B., D'Alfonso S., Di Ferdinando C., Di Sabatino A., 1996a. *Gli acari acquatici delle sorgenti del Gran Sasso e proposte di biotipologie*. In: Cicolani B. (ed.), *Monitoraggio biologico del Gran Sasso*. Andromeda ed., Teramo: 202-210.
- Cicolani B., Di Ferdinando C., D'Alfonso S., 1996b. *Gli invertebrati bentonici delle sorgenti del Gran Sasso. Dati preliminari sulla biodiversità e sui ruoli trofici*. In Cicolani B., *Monitoraggio biologico del Gran Sasso*. Andromeda Ed., Colledara (TE): 228-235.
- Civita M., 1990. *Legenda unificata per le carte della vulnerabilità all'inquinamento dei corpi idrici sotterranei*. In: Zavatti A. (a cura di), *Studi sulla vulnerabilità degli acquiferi I*. Pitagora, Bologna. Appendice, 13 pp.
- Civita M., De Regibus C., 1995. Sperimentazione di alcune metodologie per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi. Atti del 2° Convegno Nazionale sulla protezione e gestione delle acque sotterranee: metodologie, tecnologie e obiettivi. Nonantola (MO), 17-19/5/1995; *Quaderni di Geologia Applicata*, Pitagora Ed., **3**: 3.63-3.71.
- Crema S., Ferrarese U., Gold D., Modena P., Sambugar B., Gerecke R., 1996. *Ricerche sulla fauna bentonica ed interstiziale di ambienti sorgentizi in area alpina e prealpina*. Centro di Ecologia Alpina, Viote del Monte Bodone, rep. n. 8, 104 pp.
- D'Ambrosio P., Fiasca B., Galassi D.M.P., 2003. Caratterizzazione tipologica, biologica ed ambientale e modellistica statistica di sistemi sorgivi del Gran Sasso (Abruzzo). *Thalassia Salentina*, **26**, suppl.: 249-260.
- Dalfreddo C., Bodon M., 2007. Molluscs in springs: diversity and sampling techniques. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (eds.), *The spring habitat: biota and sampling methods. Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 173-183.
- Danielopol D.L., Drozdowski G., Mindl B., Neudorfer W., Pospisil P., Reiff N., Schabetsberger R., Stichler W., 2006. *Invertebrate animals, and microbial assemblages as useful indicators for evaluation of the sustainability and optimisation of an artificial groundwater-recharge system (Stallingerfeld, Deutsch-Wagram, Lower Austria)*. In K. Kovar, Z. Hrkal and J. Bruthans (eds.), *International Conference on Hydrology and Ecology: the groundwater-ecology connection*. Proceedings Czech Association of Hydrogeologists, Special Publication, Prague: 149-156.
- Deharveng L., Stoch F., Gibert J., Bedos A., Galassi D., Zagmajster M., Brancelj A., Camacho A., Fiers F., Martin P., Giani N., Magniez G., Marmonier P., 2009. Groundwater biodiversity in Europe. *Freshwater Biology*, **54**: 709-726.
- Di Francesco M., Cicolani B., 2001. *Molluschi gasteropodi rinvenuti in alcune sorgenti del Massiccio del Gran Sasso*. In Cicolani B.: *Monitoraggio biologico del Gran Sasso*. Andromeda Ed., Colledara (TE), **2**: 148-152.
- Di Francesco M., Galassi D.M.P., 2015. *Aqualife. Development of an innovative and user-friendly indicator system for biodiversity in groundwater dependent ecosystems*. Workshop: "Best practice per la gestione delle risorse idriche e la tutela dell'ambiente marino: il contributo dei progetti Life". Venezia, 20 ottobre 2015, 15 pp.
- Di Lorenzo T., De Laurentiis P., Galassi D.M.P., 2003a. L'Indice di Protezione Naturale (IPN): nuovo metodo per la valutazione della vulnerabilità di sorgenti carsiche captate per uso potabile. *Biologia Ambientale*, **17** (2): 19-29.
- Di Lorenzo T., De Laurentiis P., Galassi D.M.P., 2003b. L'inferenza biologica nella valutazione del grado di protezione naturale di sorgenti carsiche. *Thalassia Salentina*, **26**, suppl.: 241-248.
- Di Lorenzo T., Galassi D.M.P., 2013. Agricultural impact in Mediterranean alluvial aquifers: do groundwater communities respond? *Fundamental and Applied Limnology*, **182** (4): 271-282.
- Di Sabatino A., Bruni P., Miccoli F.P., Giustini M., Vignini P., Timperi G., Cicolani B., 2009. Diversità delle comunità macrobentoniche e qualità ambientale delle sorgenti dei Monti della Laga (Parco Nazionale Gran Sasso-Laga, Appennino centrale). *Studi Trentini di Scienze Naturali*, **84**: 43-51.
- Di Sabatino A., Cicolani B., 2001. *Biodiversità, ecologia e zoogeografia di acari acquatici (Acari: Actinedida: Hydracnida) nel Massiccio del Gran Sasso*. In Cicolani B.: *Monitoraggio biologico del Gran Sasso*. Andromeda Ed., Colledara (TE), **2**: 120-129.
- Di Sabatino A., Gerecke R., D'Alfonso S., Cicolani B., 1997. Prime considerazioni sulla biodiversità delle sorgenti italiane: la taxocenosi ad acari acquatici (Acari, Actinedida, Hydracnida). *Atti Società Italiana di Ecologia*, **18**: 171-174.
- Dole-Olivier M.J., Malard F., Martin D., Lefebvre T., Gibert J., 2009. Relationships between environmental variables and groundwater biodiversity at the regional scale. In: Gibert J., Culver D.C. (eds.), *Assessing and Conserving Groundwater Biodiversity*. *Freshwater Biology*, Special Issue, **54**: 797-813.
- Dole-Olivier M.J., Marmonier P., Creuzé des Châtelliers M., Martin D., 1994. *Interstitial fauna associated with the alluvial floodplains of the Rhône River (France)*. Chapter 12. In:

- Gibert J., Danielopol D.L., Stanford J.A. (eds.), Groundwater Ecology. Academic Press: 313-346.
- Feletti M., Gaiter S., 1996. Appunti sulle comunità biologiche delle acque sotterranee. *Biologia Ambientale*, **10** (4): 5-20.
- Ferrarese U., Sambugar B., 1976. Ricerche sulla fauna interstiziale iporreica dell'Adige in relazione allo stato di inquinamento del fiume. *Rivista di Idrobiologia*, **15** (1): 47-127.
- Fiasca B., Stoch F., Olivier M.J., Maazouzi C., Petitta M., Di Ciocci, A., Galassi D.M.P., 2014. The dark side of springs: what drives small-scale spatial patterns of subsurface meiofaunal assemblages. *Journal of Limnology*, **73** (1) : 55-64.
- Gaiter S., Baldini I., 1995. Metodi investigativi e analitici atti a valutare lo stato di protezione e i rischi igienici di piccoli acquedotti approvvigionati da acquiferi montani nell'Appennino ligure: impostazione e criteri operativi. Atti del 2° Convegno Nazionale sulla protezione e gestione delle acque sotterranee: metodologie, tecnologie e obiettivi. Nonantola (MO), 17-19/5/1995; *Quaderni di Geologia Applicata*, Pitagora Ed., Bologna, **3**: 369-383.
- Gaiter S., Bodon M., Rocca D., 2004. Applicazione della metodica di indagine biologica, basata sulla fauna bentonica e sulla componente organica del sedimento, in acque di sorgente ed emergenze assimilabili. *Biologia Ambientale*, **18** (2): 31-47.
- Gaiter S., Chiappara G.M., Baldini I., Bertolotto R.M., Traverso P., 1995. Metodi investigativi e analitici atti a valutare lo stato di protezione e i rischi igienici di piccoli acquedotti approvvigionati da acquiferi montani: applicazione alla situazione concreta di un piccolo comune (Maissana, La Spezia). Atti del 2° Convegno Nazionale sulla protezione e gestione delle acque sotterranee: metodologie, tecnologie e obiettivi. Nonantola (MO), 17-19/5/1995; *Quaderni di Geologia Applicata*, Pitagora Ed., Bologna, **3**: 385-395.
- Gaiter S., Feletti M., 1999. Nuovi indicatori di acque di falda: i metazoi. In: Volterra L., Alicino F.A. (eds.), Acque di falda: stato dell'arte delle conoscenze in Italia. *Rapporti ISTISAN*, **99/32**: 15-28.
- Galassi D.M.P., De Laurentiis P., Petitta M., Marinelli G., Fiasca B., 2001. *Influenza dei fattori storici ed ecologici sulla biodiversità animale: la copepodofauna (Crustacea: Copepoda) delle sorgenti di Presciano (Fiume Tirino, L'Aquila, Abruzzo)*. In Cicolani B.: Monitoraggio biologico del Gran Sasso. Andromeda Ed., Colledara (TE), **2**: 160-182.
- Galassi D.M.P., Petitta M., Stoch F., 2008. Le acque sotterranee. La biodiversità nascosta. *Quaderni Habitat*, **20**: 1-156.
- Galassi D.M.P., Di Sabatino A., Pantani C., Di Lorenzo T., Vignini P., Del Tosto D., Fiasca B., Schipani I., 2009a. Invertebrate response to anthropogenic disturbance in the Region Abruzzi (Central Italy): assessment of water quality and new tools for freshwater biomonitoring. *Atti dell'Accademia Nazionale dei Lincei - Convegno sull'VIII giornata mondiale dell'acqua*, 2008: 37-49.
- Galassi D.M.P., Stoch F., Fiasca B., Di Lorenzo T., Gattone E., 2009b. Groundwater biodiversity patterns in the Lessinian Massif of northern Italy. *Freshwater Biology*, **54**: 830-847.
- Galletti I., 2000. Campionamenti di fauna in alcune sorgenti carsiche iblee: prime osservazioni. Atti del I Seminario di Studi sul Carsismo negli Iblei e nell'Area sud Mediterranea, Eremo della Giubiliana, Ragusa 9-11 aprile 1999. *Speleologia Iblea*, **8**: 129-134.
- Gerecke R., Cantonati M., 1998. *Gli idracari*. In Cantonati M. (Ed.), Le sorgenti del Parco Adamello-Brenta. Ricerche idrobiologiche su fonti non captate. Parco documenti, Parco Adamello Brenta: 145-150.
- Gerecke R., Di Sabatino A., 1996. Water mites and spring typology in Sicily. Proceedings 1st Symposium on Spring Ecology, Munster 1995. *Crunoezia*, **5**: 35-41.
- Gerecke R., Di Sabatino A., 2007. Water mites (Hydracnida and Halacaridae) in spring habitats: a taxonomical and ecological perspective. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (ed.), The spring habitat: biota and sampling methods. *Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 193-216.
- Gibert J., Culver D.C., Dole-Olivier M.J., Malard F., Christman M.C., Deharveng L., 2009. Assessing and conserving groundwater biodiversity: synthesis and perspectives. *Freshwater Biology*, **54**: 930-941.
- Glazier D.S., 2009. Springs. Springs. In: Likens G.E. (Ed.), Encyclopedia of Inland Waters. Elsevier, Amsterdam: 734-755.
- Grazioli V., 2006. *Comunità macrobentoniche delle sorgenti dell'Appennino Ligure. Influenza dei parametri ambientali sulla struttura dei popolamenti*. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Genova, Corso di laurea in Scienze dei Sistemi Naturali, a.a. 2004-2005, 131 pp.
- Gutjahr S., Bork J., Hahn H.J., 2013. Grundwasserfauna als Indikator für komplexe hydrogeologische Verhältnisse am westlichen Kaiserstuhl. *Grundwasser*, **18**: 173-184.
- Hahn H.J., 2005. Unbaited traps - A new method of sampling stygofauna. *Limnologia*, **35**: 248-261.
- Hahn H.J., 2006. A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats: The GW-Fauna-Index. *Limnologia*, **36**: 119-137.
- Hahn J. H., Fuchs A., 2009. Distribution patterns of groundwater communities across aquifer types in south-western Germany. *Freshwater Biology*, **54** (4): 848-860.
- Korbel K.L., Hose G.C., 2011. A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health. *Hydrobiologia*, **661**: 329-349.
- Lencioni V., 2007. Chironomids (Diptera, Chironomidae) in alpine and pre-alpine springs. In: Bertuzzi E., Cantonati M. (eds.), The spring habitat: biota and sampling methods. *Monografie del Museo Tridentino Scienze Naturali*, **4**: 247-264.
- Lindgaard C., Brodersen K.P., Wiberg-Larsen P., Skriver J., 1998. *Multivariate analyses of macrofaunal communities in Danish springs and springbrooks*. In Botosaneanu L. (Ed.), Studies in crenobiology. The biology of springs and springbrooks: 201-219.
- Maiolini B., Carolli M., Silveri L., 2011. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in springs in Trentino (south-eastern Alps). In: Cantonati M., Gerecke R., Jüttner I., Cox E.J. (Ed.), Springs: neglected key habitats for biodiversity conservation. *Journal of Limnology*, **70**, Suppl. 1: 122-133.
- Malard F., S. Plenet, Gibert J., 1996. The use of invertebrates in ground water monitoring: a rising research field. *Ground Water Monitoring and Remediation*, **16** (2): 103-113.
- Martin P., De Broyer C., Fiers F., Michel G., Sablon R., Wouters K., 2009. Biodiversity of Belgian groundwater fauna in relation to environmental conditions. *Freshwater Biology*, **54**: 814-829.
- Meinzer O.E., 1923. Outline of ground-water hydrology. *Geological Survey Water*, Supply Paper 494. Washington D.C.: U.S. Government Printing Office, i-iv + 71 pp.
- Merlanti F., 2001. *I macroinvertebrati nello studio delle sorgenti dell'Appennino Ligure*. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Genova, Corso di laurea in Scienze naturali, a.a. 2000-2001, 208 pp.
- Mori N., 2003. Macroinvertebrate communities of karst springs in the Julian Alps in relation to environmental factors. *Natura Sloveniae*, **5** (2): 5-17.
- Morpurgo M., 1996. Descrizione sintetica del saprobienindex. *Biologia Ambientale*, **10** (2-3): 16-29.
- Pezzoli E., 1988a. I molluschi crenobionti e stigobionti presenti nell'Italia Settentrionale (Emilia Romagna compresa). Censimento delle stazioni ad oggi segnalate. *Monografie di "Natura Bresciana", Museo Civico di Scienze Naturali di Brescia*, **9**: 1-151.
- Pezzoli E., 1988b. I molluschi crenobionti e stigobionti presenti in Italia. Censimento delle stazioni: secondo aggiornamento per il settentrione e proseguimento per l'Italia appenninica: IX –

- Regione Toscana; X – Regioni Marche ed Umbria. *Quaderni della Civica Stazione Idrobiologica di Milano*, **15**: 65-103.
- Pezzoli E., 2004. *I Molluschi e i Crostacei (Amphipoda) delle sorgenti e delle "acque sotterranee" dei parchi del Monte Barro, Montevecchia-Val Curone e Area di Rilevanza Ambientale San Genesio-Colle Brianza (o Monte di Brianza)*. Parco Regionale di Montevecchia e della Valle del Val Curone, DVD.
- Pezzoli E., Cantonati M., 1998. *Molluschi crenobionti (Mollusca, Gastropoda, Hydrobioidea)*. In Cantonati M. (Ed.): *Le sorgenti del Parco Adamello-Brenta. Ricerche idrobiologiche su fonti non captate*. Parco documenti, Parco Adamello Brenta: 161-164.
- Pezzoli E., Lemme M., 2003. *I molluschi delle sorgenti e delle "acque sotterranee"*. X° aggiornamento al censimento, VI° capitolo Regione Lombardia Provincia di Brescia. Con una particolare ricerca sulla tanatocenosi che si accumula nelle vasche di decantazione delle sorgenti captate. *Monografie di Natura Bresciana, Brescia*, **26**: 1-237.
- Pezzoli E., Spelta F., 2000. *I molluschi delle sorgenti e delle "acque sotterranee"*. IX aggiornamento al censimento, V. Regione Lombardia, provincia di Bergamo. Con particolare attenzione alla tanatocenosi che si accumula nelle vasche di decantazione delle sorgenti captate. *Monografie di Natura Bresciana, Brescia*, **24**: 1-249.
- Rocca D., Bodon M., Gaiter S., Casarino E., 2003. *Resoconto sul Corso di Formazione "Metazoi delle acque sorgive e sotterranee"*. Biologia, campionamento e riconoscimento, aspetti ambientali ed applicativi. Genova, 18-22 settembre 2000. *Biologia Ambientale*, **17** (1): 77-84.
- Sambugar B., 2007. *Oligochetes from Alpine springs: a review*. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (ed.). *The spring habitat: biota and sampling methods*. *Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 185-192.
- Sambugar B., Dessi G., Sapelza A., Stenici A., Thaler B., Veneri A., 2006. *Fauna sorgentizia in Alto Adige*. Provincia Autonoma di Bolzano, 372 pp.
- Schmidt S.I., Hahn H.J., Hatton T.J., Humphreys W.F., 2007. *Do faunal assemblages reflect the exchange intensity in groundwater zones?* *Hydrobiologia*, **583**: 1-19.
- Schmidt S.I., Hahn H.J., 2012. *What is groundwater and what does this mean to fauna? – An opinion*. *Limnologica, Ecology and Management of Inland Waters*, **42**: 1-6.
- Segadelli S., Angeli N., Spitale D., Cantonati M., 2012. *Alla scoperta della biodiversità delle sorgenti dell'Emilia-Romagna*. <http://www.stefanosegadelli.it/cat.html?cat=233>, 6 pp.
- Spitale D., 2007. *Assessing the ecomorphology of mountain springs: suggestion from a survey in the south-eastern Alps*. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (ed.). *The spring habitat: biota and sampling methods*. *Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 31-39.
- Spitale D., Bertuzzi E., Cantonati M., 2007. *How to investigate the ecology of spring habitats on the basis of experiences gained from a multidisciplinary project (CRENODAT)*. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D., *The spring habitat: biota and sampling methods*. *Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 19-30.
- Spitale D., Leira M., Angeli N., Cantonati M., 2012. *Environmental classification of springs of the Italian Alps and its consistency across multiple taxonomic groups*. *Freshwater Science*, **1** (2): 563-574.
- Stoch F., 1985. *Indagine faunistica sugli anfipodi delle acque interne della Venezia Giulia (Italia nordorientale)*. *Bollettino della Società Adriatica di Scienze Naturali in Trieste*, **68**: 53-65.
- Stoch F., 1993. *Indagini faunistiche sui crostacei delle acque sotterranee della Val Torre (Italia Nordorientale)*. *Gortania, Udine*, **14**: 167-183.
- Stoch F., 1996. *La fauna delle acque carsiche sotterranee delle valli del Torre e del massiccio La Bernadia*. *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia*, s. II, **8**: 81-88.
- Stoch F., 1997. *La fauna delle acque carsiche sotterranee delle valli del Natisone*. *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia*, s. II, **9**: 89-100.
- Stoch F., 1998. *Fauna a microcrostacei*. In Cantonati M. (Ed.), *Le sorgenti del Parco Adamello-Brenta. Ricerche idrobiologiche su fonti non captate*. Parco documenti, Parco Adamello Brenta : 151-159.
- Stoch F., 1999a. *I macroinvertebrati delle acque interne del Friuli-Venezia Giulia (Italia nord-orientale): Anfipodi (Crustacea, Amphipoda)*. *Gortania, Atti del Museo Friulano di Storia Naturale, Udine*, **21**: 133-160.
- Stoch F., 1999b. *I macroinvertebrati delle acque interne del Friuli-Venezia Giulia (Italia nord-orientale): Isopodi (Crustacea, Isopoda)*. *Gortania, Atti del Museo Friulano di Storia Naturale, Udine*, **21**: 161-176.
- Stoch F., 2000. *Isopodi e Anfipodi (Crustacea, Malacostraca) della Provincia di Bergamo: nota sulle specie rinvenute nelle grotte e nelle sorgenti*. In: Pezzoli E., Spelta F. (eds.), *I molluschi delle sorgenti e delle "acque sotterranee"*. IX aggiornamento al censimento. *Monografie di Natura Bresciana*, **24**: 231-241.
- Stoch F., 2001. *Primi risultati sull'uso degli organismi stigobi come indicatori di qualità ambientale*. *Speleologia Veneta*, **9**: 157-163.
- Stoch F., 2003. *Indagini ecologiche e faunistiche sulla meiofauna (Acari e Crostacei) di alcune sorgenti del Parco Naturale delle Prealpi Giulie (Italia nord-orientale)*. *Gortania, Atti del Museo Friulano di Storia Naturale, Udine*, **25**: 239-250.
- Stoch F., 2006. *I Copepodi*. In: Sambugar B., Dessi G., Sapelza A., Stenico A., Thaler B., Veneri A., *Fauna sorgentizia in Alto Adige*. Provincia Autonoma di Bolzano, Dipartimento all'Urbanistica, Ambiente e Energia: 322-323.
- Stoch F., 2007. *Copepods colonising Italian springs*. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (ed.). *The spring habitat: Biota and sampling methods*. *Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 217-235.
- Stoch F., Galassi D.M.P., 2010. *Stygobiotic crustacean species richness: a question of numbers, a matter of scale*. *Hydrobiologia*, **653**: 217-234.
- Stoch F., Valenti D., Chiesi M., Tomasin G., 2008. *Monitoraggio biologico delle sorgenti salse di Poiano (Reggio Emilia)*. *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia*, s. II, **21**: 453-460.
- Stoch F., Arteau M., Brancelj A., Galassi D.M.P., Malard F., 2009. *Biodiversity indicators in European groundwaters: towards a predictive model of stygobiotic species richness*. *Freshwater Biology*, **54**: 745-755.
- Torquin M.J., 1981. *La pollution des eaux souterraines: incidence sur les biocenoses cavernicoles*. 1° Colloque national sur la protection des eaux souterraines, Besançon, C.P.E.P.E.S.C., **2**: 341-347.
- Vervier P., Gibert J., 1991. *Dynamics of surface water/groundwater ecotones in a karstic aquifer*. *Freshwater Biology*, **26**: 241-250.
- Von Fumetti S., Nagel P., 2011. *A first approach to a faunistic crenon typology based on functional feeding groups*. In: Cantonati M., Gerecke R., Jüttner I., Cox E.J. (Ed.), *Springs: neglected key habitats for biodiversity conservation*, *Journal of Limnology*, **70**, Suppl. 1: 147-154.
- Webb D.W., Wetzel M.J., Reed P.C., Phillippe L.R., Young T.C., 1998. *The macroinvertebrate biodiversity, water quality, and hydrogeology of ten karst springs in the Salem Plateau Section of Illinois, USA*. In Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in crenobiology. The biology of springs and springbrooks*: 39-48.
- Williams D.D., Williams N.E., 1998. *Invertebrate communities from freshwater springs: what can they contribute to pure and applied ecology?* In Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in crenobiology. The biology of springs and springbrooks*: 251-261.

Specie vegetali alloctone e stato di qualità dei corsi d'acqua umbri

Elisabetta Ciccarelli*, Barbara Todini, Tisza Lancioni

Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale, ARPA UMBRIA, Via Pievaiola-San Sisto – 06132 Perugia

* Referente per la corrispondenza: e.ciccarelli@arpa.umbria.it

Pervenuto il 12.1.2018; accettato il 26.2.2018

RIASSUNTO

Obiettivo del lavoro è quello di fornire alcune informazioni sulla diffusione di specie vegetali alloctone nei corsi d'acqua umbri, utilizzando come base conoscitiva i dati relativi al monitoraggio delle macrofite per la definizione dello stato ecologico secondo la Direttiva Quadro per le Acque 2000/60/CE. Le liste floristiche esaminate evidenziano la presenza di una quota piuttosto ridotta di specie vegetali esotiche (3%), che si sono insediate in maniera non invasiva negli habitat acquatici, in seguito all'introduzione dal continente asiatico e dall'America: *Arundo donax* L., *Elodea canadensis* Michx., *Paspalum distichum* L., *Lemna minuta* Kunth, *Bidens frondosa* L. La loro distribuzione sul reticolo idrografico regionale è piuttosto ampia, in quanto colonizzano 31 dei 43 siti monitorati, in gran parte caratterizzati da ecosistemi soggetti a disturbo antropico, infatti il 68% presenta uno stato ecologico sufficiente/scarso, al di sotto, quindi, dello stato buono fissato come obiettivo qualitativo da raggiungere in base alla Direttiva per le acque.

PAROLE CHIAVE: monitoraggio macrofite / esotiche / stato ecologico

Non-native plant species and quality status Umbrian water bodies

The aim of this paper is to provide information about the spread of the non-native plant species in the Umbria water bodies, on the basis of data under the macrophyte monitoring on defining ecological status, according to Water Framework Directive 2000/60/CE. The lists show a small share of alien plant species (3%), in fact only the *taxa* are non-native species from Asia and America: *Arundo donax* L., *Elodea Canadensis* Michx., *Paspalum distichum* L., *Lemna minuta* Kunth, *Bidens frondosa* L. These alien species are present in 31 of the 43 monitoring water bodies, with a critical ecological status: 68% water bodies show a sufficient/poor quality, below good status required by the Water Framework 2000/60/CE.

KEY WORDS: macrophyte monitoring / exotic / ecological status

INTRODUZIONE

Il monitoraggio della vegetazione acquatica, quale strumento di valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici introdotto in seguito al recepimento della Direttiva Quadro per le Acque 2000/60/CE, ha rappresentato un importante passo in avanti rispetto alle conoscenze pregresse relative alle fitocenosi vegetazionali presenti sul territorio nazionale e sul loro stato di conservazione.

La vigente normativa sulle acque risulta infatti sempre più orientata ad una gestione integrata delle risorse idriche, con l'obiettivo di salvaguardare la biodiversità e la funzionalità degli ecosistemi acquatici.

Lo stato ecologico delle acque, attualmente, è definito sulla base della distanza delle comunità biologiche rinvenute rispetto a quelle che sarebbero presenti in condizioni di "naturalità"; non si parla più, pertanto, solo di qualità dell'acqua, ma di integrità ecosistemica complessiva. L'obbligatorietà normativa del rilevamento della flora acquatica, ha imposto inoltre, ormai da diversi anni, la messa in campo di professionisti specializzati, che secondo una metodologia condivisa a livello europeo, determinano la composizione e il grado di copertura delle macrofite nelle acque superficiali, al

fine del calcolo di indici biologici in grado di definire lo stato qualitativo degli ambienti fluviali (Minciardi e Rossi, 2001; AFNOR, 2003; Minciardi *et al.*, 2003; Gerbaz *et al.*, 2005; Minciardi *et al.*, 2005; Ceschin e Salerno, 2008; Ciccarelli *et al.*, 2010; Mezzotero *et al.*, 2009; Minciardi *et al.*, 2010; Bolpagni *et al.*, 2012). Dall'analisi delle liste floristiche prodotte per il calcolo dell'indice macrofitico IBMR (AFNOR, 2003), utilizzato per la definizione dello stato di qualità dei corsi d'acqua in base alla comunità macrofitica, si possono trarre importanti indicazioni anche sul fenomeno delle invasioni biologiche nelle acque interne.

Tale problematica, emersa già dalla seconda metà dell'Ottocento, con l'avvento della "globalizzazione" è divenuta di notevole interesse, in quanto l'incremento del numero di specie, animali e vegetali, non indigene o alloctone (note anche come "esotiche", "aliene" o "neofite") assume valore esponenziale, grazie anche ai cambiamenti climatici, che hanno ampliato l'areale di distribuzione di alcune di esse (Vitousek *et al.*, 1997; Rejemánek *et al.*, 2005; Pyšek e Richardson, 2006; 2010; Bolpagni e Paduano, 2014).

Si definisce alloctona (xenofita o esotica) una specie o sottospecie che è stata introdotta dall'uomo volontariamente o accidentalmente in un territorio diverso dalla sua area di origine. Tali specie si distinguono, sulla base del grado di naturalizzazione, in casuali (specie alloctone che si riproducono spontaneamente, ma non formano popolamenti stabili e vengono mantenute solamente attraverso l'apporto di nuovi propaguli), naturalizzate (specie alloctone che formano popolamenti stabili senza bisogno di apporto di propaguli) e invasive (specie naturalizzate che, pur essendo a distanza dal proprio areale d'origine, sono in grado di diffondersi velocemente, rappresentando, quindi, una delle principali cause di riduzione del livello di biodiversità in numerosi ecosistemi) (Pyšek *et al.*, 2004; Mazzola *et al.*, 2009; Celesti-Grapow *et al.*, 2009b; 2010; Landucci e Gigante, 2010; Gigante, 2017).

Gli ambienti fluviali, sia acquatici che ripari, risultano particolarmente vulnerabili all'insediamento di entità vegetali alloctone, anche invasive, soprattutto in presenza di un importante disturbo antropico. Vi sono, infatti, specie che ricoprono rapidamente e in maniera estensiva i substrati colonizzati, fino a dominare la comunità biologica ed alterare completamente la funzionalità dell'ecosistema fluviale (Capers *et al.*, 2007; Celesti-Grapow *et al.*, 2009a; 2010).

Anche se i sistemi di classificazione della qualità dei corpi idrici, applicati a livello nazionale, non prevedono una valutazione del grado di contaminazione biologica da parte delle specie alloctone, l'interesse scientifico e normativo a livello europeo su tale tematica, in quest'ultimi anni, è sicuramente accresciuto (www.europe-aliens.org; Genovesi e Shine, 2004; DAISIE, 2009), come

dimostra l'emanazione di regolamenti atti a prevenire e gestire l'introduzione di specie aliene invasive (Regolamento UE 1143/2014). Alla luce di tutto ciò, crediamo che le informazioni derivanti dall'elaborazione del consistente data-set relativo alle macrofite dei corpi idrici umbri costituiscano un valido strumento per implementare le conoscenze sulla diffusione di specie esotiche vegetali nelle acque interne e per individuare strategie gestionali mirate alla salvaguardia della biodiversità degli ecosistemi acquatici, considerando che le alloctone, soprattutto quelle invasive, potrebbero facilmente entrare in competizione con specie endemiche di particolare valore fitogeografico (Orsomando *et al.*, 2004; Cagiotti *et al.*, 2010).

MATERIALI E METODI

Le macrofite acquatiche comprendono numerosi *taxa* vegetali, che hanno in comune le dimensioni macroscopiche. La Direttiva 2000/60/CE, recepita dal D.Lgs. 152/06, ha inserito la comunità macrofitica tra gli elementi di qualità biologica per la definizione dello stato di qualità delle acque superficiali ed ha introdotto la necessità di adottare metodologie di valutazione fondate sulla misura della distanza della comunità rilevata nel sito di indagine, rispetto alla comunità di riferimento, in assenza, cioè di "disturbo antropico". I criteri per la definizione dello stato ecologico, in base a valori di riferimento per gli Indici calcolati con i dati quali-quantitativi della comunità macrofitica, sono formalizzati nel D.M. 260/2010.

I dati analizzati si riferiscono a 131 campioni prelevati su 43 siti dei corsi d'acqua guadabili della Rete di monitoraggio delle acque superficiali dell'Umbria (Fig. 1) negli anni dal 2008 al 2015.

Le indagini sulla vegetazione acquatica sono state attuate secondo i Protocolli riportati nei Metodi biologici per le acque (APAT, 2007a-b; ISPRA, 2014). Tali metodologie prevedono sia la valutazione della copertura complessiva della comunità macrofitica (fanerogame, briofite, pteridofite e macroalghe), rispetto alla superficie dell'alveo bagnato, sia l'identificazione dei singoli *taxa* e la stima della loro copertura percentuale, rispetto all'intera comunità rinvenuta.

Per il riconoscimento degli organismi vegetali si è fatto riferimento ai seguenti manuali: Granetti, 1965a,b; Bourrelly, 1966; 1968; 1970; Pignatti, 1982; Orsomando e Catorci, 1991; John *et al.*, 2002; Molses, 2003; Wirth *et al.*, 2004; Smith, 1999; 2004; Cortini Pedrotti, 2001; 2006; Casas *et al.*, 2006; Aleffi, 2008; Bazzichelli e Abdelahad, 2009.

I dati sulla comunità macrofitica sono stati utilizzati per il calcolo dell'Indice Biologique Macrofitique en Rivière - IBMR (AFNOR, 2003) espresso come Rapporto di Qualità Ecologica RQE: infatti, i valori di IBMR riscontrati in un dato corso d'acqua vengono messi in

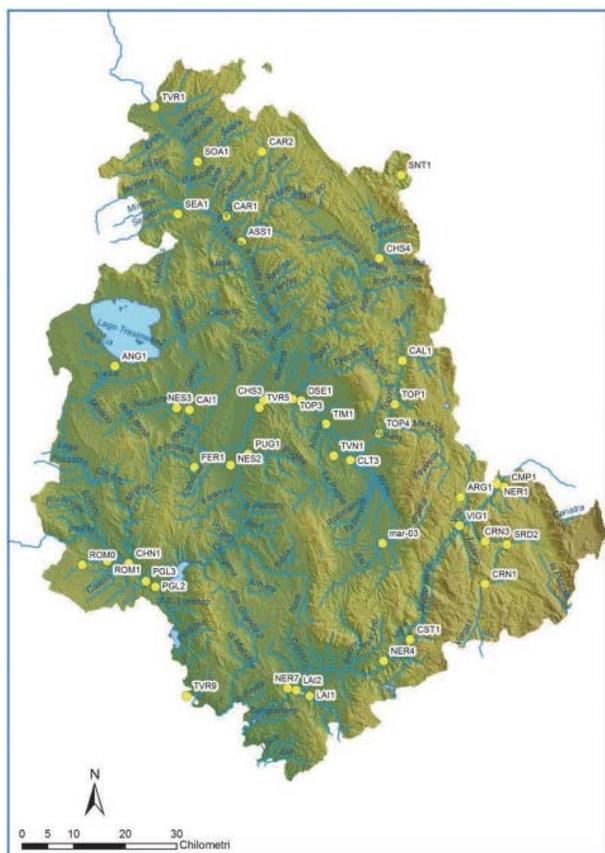


Fig. 1. Siti di monitoraggio della comunità macrofita individuati sui corsi d'acqua umbri.

rapporto con quelli definiti come “riferimento” per la medesima tipologia fluviale. Tale indice, in base ai criteri indicati nel D.M. 260/2010, contribuisce insieme a quelli degli altri indicatori biologici monitorati (diatomee, fauna ittica, macroinvertebrati) alla classificazione del corpo idrico in una delle cinque classi dello Stato ecologico (Elevato, Buono, Sufficiente, Scarso, Cattivo).

RISULTATI

Il monitoraggio delle macrofite eseguito secondo le metodologie mirate alla definizione dello stato ecologico, ha permesso l'identificazione di 152 *taxa*, di cui: 86 fanerogame (57%), 38 briofite (25%), 24 macroalghe (16%) e 4 pteridofite (3%), che caratterizzano gli habitat dei 43 corpi idrici della Rete Regionale di monitoraggio delle acque interne presi in esame.

La quota piuttosto elevata di *taxa* appartenenti alle fanerogame comprende, oltre alle specie prettamente acquatiche, anche numerose piante erbacee spondali in stretta connessione con l'alveo fluviale bagnato ed ampiamente diffuse su tutto il territorio regionale.

Le briofite presentano una buona diversificazione in specie e colonizzano prevalentemente i corsi d'acqua a regime torrentizio, con forte dinamismo delle

acque ed elevato ombreggiamento dell'area montana appenninica, mentre le specie algali costituiscono una componente importante, spesso dominante, soprattutto nei tratti fluviali di pianura a lento decorso, con elevati carichi trofici e sottoposti a forte irraggiamento.

L'esame delle liste floristiche utilizzate per il calcolo dell'indice macrofitico IBMR ha evidenziato la presenza di 5 specie alloctone appartenenti alle fanerogame: *Arundo donax* L., *Elodea canadensis* Michx., *Paspalum distichum* L., *Lemna minuta* Kunth, *Bidens frondosa* L., che rappresentano una quota piuttosto limitata (3%) rispetto ai *taxa* identificati.

Per ogni specie alloctona riscontrata vengono descritte le principali caratteristiche ed alcune informazioni sulla frequenza di ritrovamento nei diversi corsi d'acqua monitorati.

***Arundo donax* L.** (Canna comune) è una pianta erbacea perenne, cosmopolita, con fusti eretti, robusti e cilindrici, alti fino a 5 m. In condizioni favorevoli tende a formare densi canneti che colonizzano i terreni umidi dell'ambiente ripariale, degli argini dei corsi d'acqua, soprattutto quelli canalizzati, ma anche dei margini dei campi coltivati. Originaria del Continente asiatico, viene coltivata da millenni nelle regioni mediterranee, dove ora è completamente naturalizzata ed è stata inserita nell'elenco delle 100 specie esotiche invasive più dannose al mondo (Lowe *et al.*, 2000; D.G.R. Piemonte 18/12/12). La comunità vegetale monospecifica di *A. donax* entra in competizione con le piante ripariali autoctone, determina la riduzione dell'ombreggiamento con il conseguente aumento della temperatura dell'acqua e la diminuzione della concentrazione di ossigeno, interferisce con il controllo delle inondazioni ed, essendo altamente infiammabile, aumenta la probabilità della diffusione degli incendi nell'ambiente ripariale (Lowe *et al.*, 2000).

In Umbria è segnalata fin dal 1886 da diversi autori (Cicioni, 1895; Silvestri, 1891; Granetti, 1965a; Bencivenga e Granetti, 1976; Orsomando e Pedrotti, 1977; Pignatti, 1982; Viegi *et al.*, 2003). Benché *A. donax* presenti un'ampia diffusione su tutto il reticolo regionale, è stata segnalata in 9 campionamenti in 5 corsi d'acqua (F. Clitunno, F. Paglia, F. Topino, T. Caina, T. Romealla), poiché, solo in questi casi, i canneti risultavano estendersi fino all'alveo bagnato sottoposto ad indagine per la comunità macrofita. La diffusione negli habitat ripariali è molto più ampia.

***Bidens frondosa* L.** (Forbicina pedunculata): è un'erbacea annuale appartenente alla famiglia delle Asteraceae. Si tratta di una specie esotica invasiva che si è spostata dal Nord America al vecchio continente, in seguito ad introduzioni per uso ornamentale e per le sue proprietà medicinali (Danuso *et al.*, 2012); in Um-

bria è considerata una specie alloctona casuale (Viegi *et al.*, 2003).

Bidens frondosa non rappresenta una componente vegetale prettamente acquatica, infatti non risulta inserita nella lista di *taxa* utilizzati per il calcolo dell'Indice macrofitico IBMR, ma è una specie pioniera molto diffusa negli ambienti umidi e di greto soggetti ad inondazioni temporanee e piuttosto degradati (Vasilyeva e Papchenkov, 2011; Chun Qiang, 2016).

È stata riscontrata in 63 campionamenti, nei tratti ripariali inondati di 22 corsi d'acqua: T. Anguillara, F. Chiascio, F. Clitunno, F. Nera, F. Nestore, F. Paglia, F. Teverone, F. Tevere, T. L'Aia, T. Caina, T. Romealla, T. Fersinone, T. Marroggia, T. Assino, T. Puglia, T. Caldognola, F. Timia, T. Seano, T. Soara, T. Carpina, F. Topino, T. Chiani. Numerosi studi rivelano che può interferire con le specie native di *Bidens* (*B. tripartita* in primis) e dare luogo ad ibridizzazioni (Danuso *et al.*, 2012).

Lemna minuta Kunth (Lenticchia d'acqua minuscola): è un'idrofita natante, che predilige acque lente, mesotrofiche-eutrofiche di pozze, stagni, bracci morti (Banfi e Galasso, 2010), da mediamente a totalmente ombreggiate, scarsamente ossigenate (Ceschin *et al.*, 2016). Si tratta di una specie alloctona invasiva di recente introduzione, nativa delle aree temperate e subtropicali dell'America; attualmente risulta ampiamente diffusa in Europa (Felzines e Loiseau, 1990). Si propaga quasi esclusivamente per via vegetativa e, grazie all'elevato tasso di crescita, forma densi lamineti che riducono la luminosità e la concentrazione di ossigeno nella colonna d'acqua (Janes *et al.*, 1996). Nei siti di ritrovamento condivide l'habitat con le altre Lemnaceae, in particolare con l'autoctona *L. minor*, con la quale può entrare in competizione e alla quale si può sostituire (Iamonico, 2009; 2010).

In Umbria è stata segnalata per la prima volta nel lago Trasimeno (Gigante *et al.*, 2010; Landucci *et al.*, 2011); nel monitoraggio condotto dagli operatori di ARPA Umbria è stata riscontrata in 8 rilevamenti su 4 siti di monitoraggio (F. Clitunno, F. Nera, F. Teverone, F. Topino) (Ciccarelli *et al.*, 2011).

Elodea canadensis Michx. (Peste d'acqua comune): è un'idrofita radicata sommersa, appartenente alla famiglia delle Hydrocharitaceae, che popola acque correnti, canali, stagni, laghi ed è in grado di svilupparsi anche in acque profonde, torbide e ricche di nutrienti. Nativa delle regioni temperate del Nord America, è stata introdotta nella seconda metà del 1800 negli orti botanici come pianta ornamentale degli acquari e laghetti artificiali. Negli anni '50 diventa comunissima nella pianura lombardo-piemontese ed attualmente è indicata come specie esotica invasiva che si è naturalizzata nell'Italia

centrale (D.G.R. Piemonte 35-5174 del 12/6/17). Forma fitti popolamenti monospecifici che si riproducono tramite propagazione vegetativa. Le popolazioni presenti in Europa sono costituite, infatti, solo da individui femminili (riproduzione asessuata) (Pignatti, 1982). Mostra un'elevata velocità di diffusione e capacità di colonizzazione attraverso piccole parti della pianta che vengono trasportate dalle acque correnti. Può avere in generale un impatto negativo sul funzionamento dell'ecosistema acquatico, in quanto la particolare efficacia di questa specie nell'appropriarsi dei nutrienti e dello spazio determinano una competizione con idrofite sommerse autoctone. L'eccessivo sviluppo di questa specie può impedire il normale deflusso dell'acqua con il rischio di esondazioni ed anche influenzare negativamente le attività ricreative (Bowmer *et al.*, 1995).

In Umbria è stata reperita in 6 campioni prelevati nel tratto terminale del F. Nera e nel torrente L'Aia. La presenza di *E. canadensis* è stata segnalata anche nel lago Trasimeno (Cicioni, 1895; Venanzoni e Gigante, 2000; Viegi *et al.*, 2003), benché non sia stata poi riconfermata nei successivi rilievi eseguiti dal 2005 al 2013 (Cecchetti *et al.*, 2005; Cecchetti e Lazzerini, 2007; Lazzerini *et al.*, 2010; Ciccarelli *et al.*, 2013).

Paspalum distichum L. (Panico acquatico): è un'erba ruderale perenne, segnalata in Umbria come naturalizzata (Pignatti, 1982; Viegi *et al.*, 2003). Originaria del continente americano, ha una spiccata capacità di modificare gli ecosistemi, formando tappeti monospecifici in paludi salmastre ed estuari, alterando così la composizione della comunità autoctona (Banfi e Galasso, 2015).

Tale infestante, compresa nella lista delle specie esotiche dell'Umbria fin dal 1958, è stata rilevata nell'area del Trasimeno (Viegi *et al.*, 2003; Cecchetti *et al.*, 2005). Durante il monitoraggio delle macrofite la sua presenza è stata segnalata, nel corso di 9 campionamenti, in 6 corsi d'acqua (T. Anguillara, F. Chiascio, F. Topino, F. Tevere, T. Puglia, T. Seano).

I corsi d'acqua interessati dalla presenza di *taxa* di macrofite alloctone sono 31 (72%). Nonostante non siano state applicate metodologie specifiche per rilevamenti di biodiversità mirati al censimento di specie vegetali aliene, questo primo approccio ricognitivo evidenzia un'ampia diffusione di tali componenti vegetali sul reticolo idrografico regionale.

La maggior parte delle acque superficiali interessate dalla presenza di specie alloctone risulta classificata, in base ai dati di monitoraggio dell'ultimo triennio (2013-2015), in stato ecologico sufficiente/scarso (21 corpi idrici pari al 68%), mentre 9 dei 12 corpi idrici (75%), che non sembrano aver subito colonizzazioni da parte di questi *taxa*, hanno raggiunto l'obiettivo qualitativo

fissato dalla Direttiva 2000/60/CE (stato buono/elevato).

La pressione derivante dall'introduzione di specie esotiche, allo stato attuale, sembra interessare prevalentemente siti già sottoposti a forti alterazioni antropiche. Nessuna delle specie vegetali esotiche rinvenute ha valenza unionale, cioè non risulta compresa nella lista del Regolamento UE 1143/2014. Per le specie invasive inserite in tale elenco è espressamente previsto prevenire nuove introduzioni o un'ulteriore diffusione nel territorio dell'Unione, promuovendo sistemi di allerta precoce, di eradicazione rapida alle prime segnalazioni e divieti di commercio. Tali azioni vanno gestite in modo adeguato alle circostanze specifiche degli Stati membri interessati, all'interno di un programma di gestione nazionale.

CONCLUSIONI

Le informazioni floristiche e vegetazionali raccolte ai fini del processo di classificazione dello stato di qualità dei corpi idrici superficiali, pur non essendo esaustive, rappresentano un importante contributo alla conoscenza della diffusione delle piante esotiche negli ambienti fluviali dell'Umbria. Gli aspetti più interessanti evidenziati dai dati raccolti riguardano il modesto numero di entità floristiche aliene comprese nelle liste delle macrofite e l'ampia distribuzione nel reticolo fluviale regionale della specie erbacea invasiva *Bidens frondosa*, presente nel 72% dei siti monitorati.

Le due specie esotiche invasive, *Elodea canadensis* e *Lemna minuta*, caratterizzate entrambe da un'elevata velocità di diffusione e colonizzazione degli habitat acquatici, dove possono entrare in diretta competizione con entità autoctone aventi simili esigenze ecologiche, risultano attualmente distribuite in un numero limitato

dei corpi idrici monitorati.

I canneti invasivi di *Arundo donax* e i popolamenti dell'erbacea infestante *Paspalum distichum*, segnalati in fase di monitoraggio solo nei corsi d'acqua dove risultavano estesi fino all'alveo bagnato, presentano una diffusione nell'habitat ripariale sicuramente molto più ampia su tutto il reticolo regionale.

La pressione derivante dall'introduzione di specie esotiche, non rilevata dall'indice macrofitico applicato, sembra interessare allo stato attuale prevalentemente corpi idrici con uno stato ecologico sufficiente/scadente sottoposti ad alterazioni antropiche ed idromorfologiche che ne favoriscono l'insediamento. C'è da evidenziare, inoltre, che importanti corpi idrici regionali (F. Tevere, F. Nera, F. Nestore, F. Topino, F. Chiascio), interessati dalla colonizzazione di specie esotiche, ricadono in aree designate per la protezione degli habitat e delle specie (Direttiva 2000/60/CE); tale situazione rafforza la necessità di mettere in atto, nell'ambito dei Piani di gestione dei Bacini idrografici, azioni di tutela degli ecosistemi acquatici e di riqualificazione delle sponde fluviali, che comprendano il contenimento delle specie aliene, ai fini della salvaguardia della biodiversità territoriale (Direttiva 92/43/CEE).

In conclusione si richiama l'attenzione sulla necessità di implementare, nell'ambito del monitoraggio degli ambienti fluviali, metodologie integrate per la valutazione del fenomeno delle invasioni biologiche, di fornire una formazione specifica degli operatori, mirata all'identificazione tassonomica delle specie non endemiche e di istituire una banca dati che fornisca un quadro aggiornato a livello nazionale, propedeutico all'elaborazione di un Piano di gestione delle specie alloctone invasive per tutto il territorio nazionale.

BIBLIOGRAFIA

- AFNOR, 2003. *Qualité de l'eau: Détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)* – NF T 90-395: 28 pp.
- Aleffi, M., 2008. *Biologia ed ecologia delle briofite*. Ed. Antonio Delfino, Roma, 448 pp.
- APAT, 2007a. *Protocollo di campionamento ed analisi per le macrofite delle acque correnti*. Metodi Biologici per le acque. Parte I. Manuali e Linee Guida APAT, Roma, 20 pp.
- APAT, 2007b. *Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre*. Metodi Biologici per le acque. Parte I. Manuali e Linee Guida APAT, Roma, 16 pp.
- Banfi E., Galasso G., 2010. *La flora esotica lombarda*. Museo di Storia Naturale di Milano. Milano, 274 pp.
- Banfi E., Galasso G., 2015. *Paspalum* (Poaceae), aggiornamento alla flora italiana. In: *Approfondimenti floristici e sistematici sulla flora d'Italia*. Orto botanico di Roma, La Sapienza Università di Roma, 20-21 novembre 2015. Società Botanica Italiana, Gruppo per la Floristica, Sistematica ed Evoluzione, Firenze, 41-42: 67 pp.
- Bazzichelli G., Abdelahad N., 2009. *Flora analitica delle Caroficee*. Università degli Studi di Roma La Sapienza, Roma, 73 pp.
- Bencivenga M., Granetti B., 1976. La flora e la vegetazione dei terreni acidi di pianura situati nel bacino del Lago Trasimeno. Parte I: *Flora Ann. Fac. Agr. Univ. Perugia*, 31: 541-568.

- Bolpagni R., Paduano L., 2014. Tendenze evolutive della vegetazione annuale dei depositi fluviali in Italia settentrionale: ruolo delle specie alloctone e prime evidenze sugli effetti locali del global change. *Biologia Ambientale*, **28**: 49-58.
- Bolpagni R., Laini A., Racchetti E., Bartoli M., Viaroli P., 2012. Analisi delle comunità a macrofite del fiume Oglio sublacuale: prime evidenze per una loro valutazione ecofunzionale. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 29-37.
- Bourrelly P., 1966. *Les algues d'eau douce. I. Les algues vertes*. Éditions Boubée et Cie, Paris, 572 pp.
- Bourrelly P., 1968. *Les algues d'eau douce. II. Les algues jaunes et brunes*. Éditions Boubée et Cie, Paris, 517 pp.
- Bourrelly P., 1970. *Les algues d'eau douce. III. Eugleniens, Peridiniens, algues rouges et algues bleues*. Éditions Boubée et Cie, Paris, 606 pp.
- Bowmer KH, Jacobs SWL, Sainty GR, 1995. Identification, Biology and Management of *Elodea canadensis*, Hydrocharitaceae. *Journal of Aquatic Plant Management*, **33**:13-19.
- Cagiotti M.R., Landucci F., Marinangeli F., Bodesmo M., Ranfa A., 2010. Flora alloctona dell'Umbria (Italia centrale). In: Celesti-Grappow L., Pretto F., Blasi C. (Eds.) - *Flora alloctona d'Italia*. Palombi editore, Roma, 6 pp.
- Capers R.S., Selsky R., Bugbee G.J., White J.C., 2007. Aquatic plant community invasibility and scale-dependent patterns in native and invasive species richness. *Ecological Society of America*, **88** (12): 3135-3143.
- Casas C., Brugués M., Cros R.M., Sérgio C., 2006. *Handbook of mosses of the Iberian peninsula and the Balearic island*. Institut d'estudis Catalans, Barcelona, 349 pp.
- Cecchetti A., Ficola M., Lazzerini G., Pedini A., Segantini F., 2005. *Vegetazione, habitat di interesse comunitario, uso del suolo del Parco del Lago Trasimeno*. Parco del Lago Trasimeno, Regione Umbria. 132 pp.
- Cecchetti A., Lazzerini G., 2007. *La vegetazione idrofitica del Lago Trasimeno – Campagna di monitoraggio 2007*. Parco del Lago Trasimeno, Regione Umbria.
- Celesti-Grappow L., Alessandrini A., Arrigoni P.V., Assini S., Banfi E., Barni E., Bovio M., Brundu G., Cagiotti M.R., Camarda I., Carli E., Conti F., Del Guacchio E., Domina G., Fascetti S., Galasso G., Gubellini L., Lucchese F., Medagli P., Passalacqua N.G., Peccenini S., Poldini L., Pretto F., Prosser F., Vidali M., Villani M.C., Viegi L., Wilhalm T., Blasi C., 2010. Non-native flora of Italy: species distribution and threats. *Plant Biosystems*, **144** (1): 12-28.
- Celesti-Grappow L., Alessandrini A., Arrigoni P.V., Banfi E., Bernardo L., Boviom., Brundu G., Cagiotti M., Camarda I., Carli E., Conti F., Fascetti S., Galasso G., Gubellini L., Lavalva V., Lucchese F., Marchiori S., Mazzola P., Peccenini S., Poldini L., Pretto F., Prosser F., Siniscalco C., Villani M.C., Viegi L., Wilhalm T., Blasi C., 2009a. The inventory of the nonnative flora of Italy. *Plant Biosystems*, **143** (2): 386-430.
- Celesti-Grappow L., Pretto F., Brundu G., Carli E., Blasi C., 2009b. *Le invasioni di specie vegetali in Italia. Contributo tematico alla Strategia Nazionale per la Biodiversità*. MATTM, Soc. Bot. It., Centro Ric. Interuniv. 'Biodiversità, Fitosociologia ed Ecologia del Paesaggio', Univ. La Sapienza Roma. Ed. Palombi & Partner, Roma, 36 pp.
- Celesti-Grappow L., Pretto F., Carli E., Blasi C., 2010. *Flora vascolare alloctona e invasive delle regioni d'Italia*. Casa editrice Università La Sapienza, Roma, 208 pp.
- Ceschin S., Leacche I., Pascucci S., Abati S., 2016. Morphological study of *Lemna minuta* Kunth, an alien species often mistaken for the native *L. minor* L. (Araceae). *Aquatic Botany*, **131**: 51-56.
- Ceschin S., Salerno G., 2008. La vegetazione del basso corso del Fiume Tevere e dei suoi affluenti (Lazio, Italia). *Fitosociologia*, **45** (1): 39-74, 2008.
- Ciccarelli E., Notargiacomo T., Charavgis F., Cingolani L., 2010. L'utilizzo delle macrofite per il controllo della qualità dei corsi d'acqua umbri: applicabilità e problemi. *Macrofite e Ambiente. EURAC Book*, **58** (3): 133-143.
- Ciccarelli E., Lancioni T., Todini B., 2013. Dallo studio delle macrofite come bioindicatori un importante contributo alle conoscenze sulla biodiversità in Umbria. *Atti XX III Congresso Nazionale della Società italiana di ecologia*. Ancona 16-18 settembre 2013. Abstract: 128.
- Ciccarelli E., Todini B., Lazzerini G., 2011. Characterization of Trasimeno aquatic vegetation. *Proceeding of 20th International Workshop European Vegetation Survey*, Roma 6-9 Aprile 2011 (Italy). Abstract: 140.
- Cicioni G., 1895. *La flora del Trasimeno: osservazioni generali*. Tipografia Santucci, Perugia.
- Cortini Pedrotti C., 2001. *Flora dei muschi d'Italia*. – Antonio Delfino Editore, I parte: 1-817.
- Cortini Pedrotti C., 2006. *Flora dei muschi d'Italia*. Antonio Delfino Editore, II parte: 819-1235.
- DAISIE, 2009. *Handbook of alien species in Europe*. Springer, 400 pp.
- Danuso F., Zanin G., Sartorato I., 2012. A modelling approach for evaluating phenology and adaptation of two congeneric weeds (*Bidens frondosa* and *Bidens tripartita*). *Ecological Modelling*, **243**, 9 pp.
- Felzines, J.C., Loiseau J.E., 1990. *Lemna minuscula* et *Azolla filiculoides* dans les vallées de la Loire moyenne et du Bas-Allier. *Le monde des Plantes*, **441**: 6-9.
- Genovesi P., Shine C., 2004. *European Strategy on Invasive Alien Species*. Nature and environment, n. 137. Council of Europe publishing, Strasbourg, 67 pp.
- Gerbaz D., Minciardi M.R., Rossi G.L., 2005. *Applicazione integrata di metodologie di monitoraggio in ambiente fluviale*. Terza Relazione sullo Stato dell'Ambiente in Valle d'Aosta. – ARPA Valle d'Aosta, 6 pp.
- Gigante D., 2017. *Habitat a rischio. La prima lista rossa europea*. Rivista Micron, ARPA Umbria, **36**: 37-40.
- Gigante D., Landucci F., Fé G., Venanzoni R., 2010. *Notula 32. Lemna minuta* L. (Lemnaceae). *Notula alla flora esotica d'Italia*, **2** (22-37), *Inform. Bot. Ital.*, **42**: 387-388.
- Granetti B., 1965a. La flora e la vegetazione del Lago Trasimeno. Parte I: La vegetazione litoranea. *Riv. Idrobiol.*, **4** (3): 115-153.
- Granetti B., 1965b. La flora e la vegetazione del Lago Trasimeno. Parte II: La vegetazione idrofitica sommersa e natante. *Riv. Idrobiol.*, **4** (3): 155-183.
- Iamonico D., 2009. Aggiornamenti floristici per il genere *Amaranthus* L. (Amaranthaceae) in Italia. *Inform. Bot. Ital.*, **41** (2): 303-306.
- Iamonico D., 2010. Aggiornamenti floristici per il genere *Amaranthus* L. (Amaranthaceae) in Italia. 2. *Inform. Bot. Ital.*, **42** (2): 499-502.
- ISPRA, 2014. *Metodi Biologici per le acque superficiali interne*. Manuali e linee guida 110/2014, 20 pp.
- Janes R., Eaton J.W., Hardwick K., 1996. The effects of floating mats of *Azolla filiculoides* Lam. and *Lemna minuta* Kunth on the growth of submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, **340**: 23-26.
- John D.M., Brook A.J., Whitton B.A., 2002. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles: An Identification Guide*

- to *Freshwater and Terrestrial Algae*. Edited by David M. John, Brian A. Whitton, and Alan J. Brook. Cambridge University Press, Cambridge, 702 pp.
- Landucci F., Gigante D., 2010. La flora esotica dell'Umbria. Una reale minaccia per la biodiversità? Contributo al Workshop "Specie aliene in Umbria... biodiversità a rischio?". Passignano sul Trasimeno, Centro di Educazione Ambientale Panta Rei, Sabato 22 maggio 2010, 2pp.
- Landucci F., Gigante D., Venanzoni R., 2011. An application of the Cocktail method for the classification of the hydrophytic vegetation at Lake Trasimeno (Central Italy). *Fitosociologia*, **48** (2): 3-22.
- Lazzerini G., Todini B., Ciccarelli E., 2010. Prime valutazioni ecologiche sulle macrofite del Trasimeno, *Atti del Convegno organizzato da ARPA Umbria a Castiglione del Lago* PG 1-2 dicembre 2010: 100-108.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M., 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species selection from the Global Invasive Species Database*. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp. First published as special lift-out in *Aliens* 12, December 2000. Updated and reprinted version: November 2004.
- Mazzola P., Peccenini S., Poldini L., Pretto F., Prosser F., Siniscalco C., Villani M. C., Viegi L., Wilhelm T., Blasi C., 2009. Inventory of non native flora of Italy. *Plant Biosyst.*, **143** (2): 386-430.
- Mezzotero A., Minciardi M.R., Spada C.D., Lucadamo L., Gallo L., De Filippis A., 2009. Prima caratterizzazione e valutazione delle comunità a macrofite acquatiche nei corsi d'acqua della Provincia di Cosenza. *Studi Trent. Sci. Nat.*, **86**: 1-6.
- Minciardi M.R., Azzolini R., Spada D., 2010. Le macrofite acquatiche come comunità bioindicatrice negli ambienti fluviali del bacino padano: ricerche pregresse, prospettive di utilizzo e necessità conoscitive. In: *Atti del XVIII Congresso Nazionale S.It.E "Ecologia, Emergenza, Pianificazione"*, Parma 1-3 settembre 2008. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 291-300.
- Minciardi M.R., Poma S., Rossi G.L., 2005. Qualità delle acque superficiali. In: Rossi G.L. & Minciardi M.R. (a cura di), *Un Piano per la Palude di San Genuario. Proposte per la gestione di un sito Natura 2000*. Regione Piemonte, 5 pp.
- Minciardi M.R., Rossi G.L., 2001. *La valutazione e il monitoraggio degli ecosistemi fluviali attraverso l'uso di metodiche di bioindicazione*. ENEA Rapporto Tecnico RT/AMB/2001/13, 31 pp.
- Minciardi M.R., Rossi G.L., Azzolini R., Betta G., 2003. *Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. ENEA, Provincia di Torino, Torino, 64 pp.
- Minciardi M.R., Spada C.D., Rossi G.L., Angius R., Orrù G., Mancini L., Pace G., Marcheggiani S., Puccinelli C., 2009. *Metodo per la valutazione e la classificazione dei corsi d'acqua utilizzando la comunità delle macrofite acquatiche*. RT/2009/23/ENEA. Roma, 37 pp.
- Molses I., 2003. *Flora dels briòfits dels països catalans*. Institut d'estudis Catalans, Barcelona, 279 pp.
- Orsomando E., Catorci A., 1991. *Carta della vegetazione del comprensorio Trasimeno*. Ed. Grafica l'Etruria, Cortona (AR), 117 pp.
- Orsomando E., Pedrotti F., 1977. La Vegetazione nei comuni della dorsale appenninica umbra (Comprensori Nursino ed Eugubino). Estratto da "Le ricerche per la elaborazione del progetto pilota per la conservazione e vitalizzazione dei centri storici della dorsale appenninica umbra". C.R.U.R.E.S., Perugia, Sez. Ricerche Naturalistiche ed Ecologiche, 14 pp.
- Orsomando E., Ragni B., Segatori R., 2004. *Siti Natura 2000 in Umbria - manuale per la conoscenza e l'uso*. Regione dell'Umbria, università di Camerino, Università degli Studi di Perugia, Perugia, 373 pp.
- Pignatti S., 1982. *Flora d'Italia*. Voll. 1 (790 pp.) - II (732 pp.) - III (780 pp.). Edagricole. Bologna.
- Pyšek P., Richardson D.M., 2006. The biogeography of naturalization in alien plants. *Journal of Biogeography*, **33**: 2040-2050.
- Pyšek P., Richardson D.M., 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*, **35**: 25-55.
- Pyšek P., Richardson D.M., Rejmánek M., Webster G.L., Williamson M., Kirschner J., 2004. Alien plants in checklist and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, **53** (1): 131-143.
- Rejmánek M., Richardson D.M., Pyšek P., 2005. Plant invasion and invisibility of plant communities. In: VanDer Maarel E. (Ed.) *Vegetation Ecology*: 332-355. Blackwell Science Ltd., 395 pp.
- Silvestri F., 1891. *Contributo allo studio della Flora Mevanate*. Tip. Guerra, Perugia, 8 pp.
- Smith A.J.E., 1999. *The Liverworts of Britain & Ireland*. Cambridge University Press, Cambridge, 260 pp.
- Smith A.J.E., 2004. *The Moss Flora of Britain & Ireland*. Cambridge University Press, 1012 pp.
- Vasilyeva N.V., Papchenkov V.G., 2011. Mechanisms of influence of invasive *Bidens frondosa* L. on indigenous *Bidens* species. *Russian Journal of Biological Invasions*, **2**: 81-85.
- Venanzoni R., Gigante D., 2000. Contributo alla conoscenza della vegetazione degli ambienti umidi dell'Umbria (Italia). *Fitosociologia*, **37** (2): 13-63.
- Viegi L., Vangelisti R., D'Eugenio M.L., Rizzo A.M., 2003. Contributo alla conoscenza della flora esotica d'Italia: le specie presenti in Umbria. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., Serie B*, **110**: 163-188.
- Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L., Westbrooks R., 1997. Introduced species a significant component of human-caused global change. *New Zealand, J. Ecol.*, **21**: 1-16.
- Wei Chun Qiang, Tang Sai Chun, Pan Yu Mei, Li Xiang Qin, 2016. Effects of nutrient on competition between invasive species *Bidens frondosa* and native congener *B. tripartita*. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, **24** (6): 609-616 ref. 34.
- Wirth V., Düll R., Llimona X., Ros R.M., Werner O., 2004. *Guía de campo de los Liqueños, Musgos y hepáticas*. Ediciones Omega, 589 pp.

Indici di qualità ambientale ISECI e NISECI: proposta d'inserimento di *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) nelle comunità ittiche di riferimento della Sicilia

Antonino Duchi

via Giordano Bruno 8 – 97100 Ragusa; aduchi@tin.it

Pervenuto il 4.9.2017; accettato il 20.3.2018

Riassunto

La Direttiva quadro sulle Acque 2000/60/CE prevede, tra gli elementi di valutazione di qualità, l'analisi della fauna ittica. In quest'ambito in Italia sono state proposte diverse metodiche e, tra queste, l'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI) è stato riconosciuto come metodo ufficiale per i corsi d'acqua dal Ministero dell'Ambiente. Tale indice è stato recentemente modificato con l'elaborazione del NISECI. Il monitoraggio ecologico prevede di individuare le comunità di riferimento, cioè quelle con il minimo impatto da parte delle attività umane. In Italia sono state individuate nove zone ittiche, per le quali sono state delineate le comunità ittiche di riferimento. In quella relativa alla Zona dei Ciprinidi a deposizione fitofila delle isole è stata inserita la carpa (*Cyprinus carpio* L.) ma non la tinca (*Tinca tinca* L.). Tuttavia la valutazione delle conoscenze sulla presenza storica della tinca in Sicilia indica che questa specie è stata introdotta nell'isola molto prima della carpa: si propone quindi l'inserimento della tinca nell'ambito delle comunità ittiche di riferimento per quest'isola, in aggiunta o in sostituzione della carpa. Sulla base dei dati rilevati in Sicilia sud-orientale, si evidenzia che decidere in quale/i zona/e inserire questo Ciprinide è alquanto complicato. Infatti, per la particolare natura dei corsi d'acqua, la tinca in quest'area è presente in associazione sia con i Ciprinidi che con i Salmonidi. La scelta va quindi effettuata zona per zona con specifiche indagini.

PAROLE CHIAVE: Direttiva 2000.60.CE / monitoraggio / pesci / *Cyprinus carpio* / *Tinca tinca* / qualità ambientale

Indexes of environmental quality ISECI and NISECI: proposal for the inclusion of *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) in the Sicilian fish reference communities

The Water Framework Directive 2000/60/EC requires, among the criteria for quality assessment, the analysis of the fish fauna. In this field in Italy various methods and indexes have been proposed, and the Index of the Ecological Status of the Fish Communities (ISECI) has been recognized as an official index for watercourses by the Ministry of the Environment. This index has been recently modified into NISECI. One of the objectives of the ecological monitoring is to identify the reference communities, i.e. those that would be expected in conditions of no anthropogenic impact. In Italy nine ichthyological zones have been identified, for which the reference communities have been outlined. In those relative to the 'phytophilic egg-layers cyprinids zone' of the Italian islands (Sicily and Sardinia) carp (*Cyprinus carpio* L.) has been inserted but not tench (*Tinca tinca* L.). But the evaluation of the knowledge on the historical presence of tench in Sicily shows that this species has been introduced long before carp: it is therefore proposed to include tench in the reference fish communities for this island, in addition or in place of carp. Data collected in South-Eastern Sicily show that deciding in which reference community/ies to insert this cyprinid is somewhat complicated. In fact in this area tench has been found in association with both Cyprinids and Salmonids, due to the particular characteristics of the streams (low pendence, winter temperatures rarely below 10°C, presence of macrophytes in the trout zone). The choice must therefore be made area by area through specific investigations.

KEY WORDS: Water Framework Directive 2000.60.EU / monitoring / fish / *Cyprinus carpio* / *Tinca tinca* / environmental quality

INTRODUZIONE

La Direttiva quadro sulle Acque 2000/60/CE prevede, tra gli elementi di valutazione di qualità, l'analisi della fauna ittica. In quest'ambito in Italia sono state proposte diverse metodiche e il Ministero dell'Ambiente (D.M. Ambiente 8 novembre 2010, n. 260) ha adottato per i corsi d'acqua l'ISECI, un indice proposto da Zerunian (2004) e successivamente modificato per adeguarlo alla Direttiva (Zerunian *et al.*, 2009). I principali indicatori dell'ISECI sono: la presenza di specie indigene e aliene, le caratteristiche biologiche delle popolazioni autoctone, la presenza di ibridi e di specie endemiche. Recentemente tale indice è stato modificato con l'elaborazione del NISECI (Macchio *et al.*, 2017).

Elemento centrale nell'applicazione di tali indici è l'identificazione delle comunità ittiche di riferimento, cioè quelle che ci si aspetta siano presenti in condizioni d'impatto antropico minimo o assente. Zerunian *et al.* (2009) hanno individuato 9 zone ittiche, per le quali sono state delineate le comunità ittiche di riferimento: queste sono basate sulle specie indigene presenti nelle varie zone più la carpa (*Cyprinus carpio* L.) che dagli stessi autori dell'indice è considerata parautoctona in Italia, cioè introdotta prima del 1500 ed acclimatata, in accordo con quanto indicato dal D.M. 19/1/2015. Tali comunità di riferimento sono state mantenute nel NISECI. In particolare per le isole (e quindi anche per la Sicilia) sono state proposte: *Salmo (trutta) macrostigma* (Zona dei Salmonidi); *Anguilla anguilla*, *Gasterosteus aculeatus*, *Salaria fluviatilis* (Zona dei Ciprindi a deposizione litofila); *Cyprinus carpio*, *Petromyzon marinus*, *Anguilla anguilla*, *Gasterosteus aculeatus*, *Alosa fallax* e *Syngnatus abaster* (Zona dei Ciprindi a deposizioni fitofila).

La corretta individuazione delle comunità di riferimento è un fattore chiave: infatti diverse applicazioni dell'ISECI hanno dimostrato che una caratterizzazione non valida di tali comunità può portare a variazioni anche significative dei risultati (Ciuffardi *et al.*, 2017; Rossi *et al.*, 2017). Di conseguenza è importante riconoscere qualunque problema nella composizione delle comunità di riferimento. Al riguardo viene riportato qui il caso dell'inclusione della carpa nella zona dei Ciprindi a deposizione fitofila della Sicilia, in comparazione con le conoscenze sulla presenza storica ed attuale della tinca (*Tinca tinca* L.), un altro Ciprinide presente nell'isola ma non incluso nelle sue comunità di riferimento.

LA TINCA E LA CARPA IN SICILIA

Secondo Bianco (1987) non vi sono specie d'acqua dolce autoctone primarie o primario-simili nelle isole italiane: quindi nessun ciprinide riscontrabile oggi in Sicilia sarebbe autoctono (al riguardo si veda anche: Marrone e Naselli Flores, 2015).

Duchi (2016) riporta una sintesi delle conoscenze sulle origini, la presenza, la distribuzione e la gestione della tinca in Sicilia: essa sarebbe alloctona nell'isola ma frutto di antica transfaunazione dalla penisola italiana, probabilmente addirittura da parte dei Normanni (Vinciguerra, 1896); sulla base di quanto indicato dal D.M. 19/1/2015 tale specie può essere quindi definita parautoctona (Marrone e Naselli Flores, 2015). La specie risultava essere diffusa nei bacini fluviali e lacustri dell'isola, soprattutto nella zona centro-orientale (ma la minore presenza nell'area occidentale potrebbe anche essere legata a carenza di informazioni). Attualmente è ancora presente nell'isola ma in diversi siti essa è in diminuzione o scomparsa.

All'opposto, la parautoctonia della carpa in Sicilia (e per alcuni autori, quali Gherardi *et al.*, 2008, probabilmente anche in Italia) è più problematica. La presenza storica della carpa nei corpi idrici siciliani è, infatti, piuttosto controversa: essa è citata da Rafinesque-Schmaltz (1810) e Doderlein (1878-1879) ma non da Vinciguerra (1896), secondo cui proprio non esisteva, né da Sicher (1898); inoltre Sommani (1969, in: Ferrito e Tigano, 1995) riporta che tale specie è stata introdotta in Sicilia all'inizio del XX secolo.

La carpa è considerata una specie invasiva (Lowe *et al.*, 2000), al contrario della tinca. E in effetti la carpa, a differenza della tinca, appare in espansione in Sicilia. Pur non essendovi ancora una Carta Ittica regionale e quindi una completa conoscenza sulla distribuzione della specie in Sicilia, risulta evidente la sua presenza in non meno di nove bacini fluviali (tra cui alcuni dei più importanti, quali il Simeto) e dodici laghi naturali ed artificiali (Faranda, 1977; Ferrito e Tigano, 1995; AQUATER, 2003; Salpietro, 2005; Duchi, 2006, 2008a, 2008b; Termine *et al.*, 2008; Duchi, 2011, 2014; Duchi e Milano, 2014; Duchi, osservazioni personali non pubblicate): un dato verosimilmente in difetto. Tale diffusione della carpa potrebbe aver avuto un effetto negativo sulla presenza della tinca (Martin *et al.*, 1998, 2008). Le caratteristiche delle due specie sono sintetizzate in Tab. I.

Tab. I. Caratteristiche salienti di carpa e tinca. Main characteristics of carp and tench.

	Carpa	Tinca	Bibliografia
Aliena in Italia	Si	No	Gandolfi <i>et al.</i> (1991); Kottelat e Freyhof (2007)
Aliena in Sicilia	Si	Si	Marrone e Naselli Flores (2015); Duchi (2016)
Parautoctona in Sicilia	Si/No	Si	Marrone e Naselli Flores (2015)
Invasiva	Si	No	Lowe <i>et al.</i> (2004); Duchi (2016)

TINCA, CARPA E COMUNITÀ DI RIFERIMENTO IN SICILIA

Com'è stato già evidenziato per l'ISECI in diversi contesti geografici, l'individuazione della comunità ittica di riferimento è un elemento fondamentale che può influire significativamente sul risultato finale dell'indice (Ciuffardi *et al.*, 2017; De Bonis *et al.*, 2017; Rossi *et al.*, 2017), e ciò verosimilmente anche per il NISECI, essendo state mantenute nel nuovo indice le stesse comunità di riferimento delineate per il primo. In relazione a quanto esposto, tale problema si pone in Sicilia per quanto concerne la presenza e la rilevanza della carpa e della tinca.

A tale riguardo, sulla base delle informazioni disponibili, si ritiene che la tinca vada inserita nella lista delle specie facenti parte delle comunità di riferimento, in aggiunta o in sostituzione della carpa, per la stessa motivazione che ha portato ad includere la carpa nelle comunità di riferimento italiane: la motivazione della proposta va ricercata nella sua parautoctonia (Zerunian *et al.*, 2009), analogamente a quanto proposto dallo stesso Zerunian (2012) per la trota fario. Sarebbe quindi opportuna una revisione delle comunità di riferimento per la Sicilia.

In questo caso si porrebbe il problema di quale sia la comunità di riferimento in cui inserire la tinca. In 'condizioni normali' (cioè in accordo con quanto previsto per le Regioni padana e italico-peninsulare) la tinca verrebbe inserita nella Zona dei Ciprinidi a deposizioni fitofila. Ci sono però delle peculiarità, in particolare nei corsi d'acqua della Sicilia Sud-Orientale, in cui tra l'altro vi è la maggiore presenza d'informazioni. Se si considera ad esempio con quali specie la tinca risulta associata, sulla base dei dati della Carta Ittica di Ragusa (Duchi, 2008a) e di Siracusa (Salpietro, 2005) si evidenzia (Tab. II) che la tinca è stata riscontrata più con i Salmonidi che con i Ciprinidi e, tra questi, praticamente allo stesso modo con la carpa (fitofila) e la rovello (litofila). Se consideriamo inoltre anche l'altitudine alla quale la tinca è stata riscontrata negli Iblei (altitudine massima: 986 m a Monte Lauro), la tinca è stata riscontrata dal livello del mare fino ai tratti più elevati di alcuni corsi

Tab. III. Altitudini (metri sul livello del mare) in cui è stata riscontrata la tinca in Sicilia Sud-orientale; dati tratti da: Salpietro (2005) e Duchi (2008a). Altitudes (m a.s.l.) in which tench has been found in SE Sicily; data from: Salpietro (2005) and Duchi (2008a).

	MIN	MAX
RAGUSA	131	359
SIRACUSA	3	610

d'acqua (Tab. III). Questo è spiegabile con le particolari caratteristiche degli Iblei, che sono un'area carsica con corsi d'acqua di basse pendenze, temperature invernali non inferiori a 10 gradi, significativa copertura di macrofite (i.e. > 10%), fondamentali per la deposizione delle uova di questa specie, anche in tratti a Salmonidi (Duchi, 1991, 2008a).

Sulla base di tali osservazioni la tinca potrebbe venire inserita nella Zona a Ciprinidi fitofili, ma probabilmente anche in altre Zone: tale scelta va quindi fatta area per area con specifiche indagini, tenuto conto che nessun altro autore, oltre a Zerunian *et al.* (2009), ha effettuato proposte di comunità di riferimento per la Sicilia o per sue sotto aree.

Infine sulla base di quanto esposto nel presente lavoro e vista la carenza di informazioni storiche sulla presenza della fauna ittica nelle acque interne siciliane, sarebbe opportuna una verifica ed una migliore definizione delle comunità ittiche di riferimento, da fare bacino fluviale per bacino fluviale, in analogia con altre regioni italiane (Agostini *et al.*, 2012; Ciuffardi *et al.*, 2017). Infatti, come già evidenziato da Zerunian *et al.* (2009) e ribadito da Zerunian (2012) e da Macchio *et al.* (2017), le comunità ittiche attese delineate per le 9 zone fluviali sono comunità teoriche che necessitano un affinamento nelle diverse realtà geografiche ed ambientali.

Ringraziamenti

Si ringraziano gli anonimi revisori, nonché Gilberto Baldaccini, per i loro commenti e/o suggerimenti.

Tab. II. Numero di siti in cui la tinca è risultata associata ad altre specie in provincia di Ragusa (N=5), in provincia di Siracusa (N=16) ed in Sicilia Sud-orientale (N=21); dati tratti da: Salpietro (2005) e Duchi (2008a). Number of sites in which tench has been found together with other fish species in the province of Ragusa (N=5), in the province of Siracusa (N=16) and in SE Sicily (N=21); data from: Salpietro (2005) and Duchi (2008a).

	<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Rutilus rubilio</i>	<i>Anguilla anguilla</i>	<i>Salmo cettii</i>	<i>Salmo cettii</i> ibrido	<i>Salmo trutta</i>	<i>Onchorhynchus mykiss</i>	Salmonidae	<i>Salaria fluviatilis</i>	<i>Atherina boyeri</i>	<i>Mugil cephalus</i>	<i>Liza saliens</i>	<i>Gambusia holbrooki</i>
Ragusa													
N	4	4	1	1	1	1	1	3	1	0	0	0	0
Siracusa													
N	0	2	4	0	3	8	2	10	0	2	2	1	1
TOT N	4	6	5	1	4	9	3	13	1	1	2	1	1

BIBLIOGRAFIA

- Agostini G., Maio G., Parati P., Ragusa F., Turin P., 2012. Prima esperienza di applicazione del nuovo Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI) ai corsi d'acqua della Regione Veneto. Atti Seminario CISBA "La bioindicazione come strumento di conoscenza e di gestione degli Ecosistemi", Firenze 16-17.11.2011, *Biologia Ambientale*, **26** (2):1-6.
- AQUATER, 2003. *Piano di gestione monitoraggio e ricerca dell'area SIC 'Biviere e Macconi di Gela' e riqualificazione dell'ambito dunale*. Greenstream. Relazione Tecnica.
- Bianco P.G., 1987. L'inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche. *Atti II convegno AIIAD*: 41-65.
- Ciuffardi L., Capurro M., Oneto F., Ottonello D., Demicheli F., Ferretti S., Duradoni D., Raineri V., 2017. Direttiva 2000/60/CE e comunità ittiche dei corsi d'acqua della Liguria: contributo all'applicazione dell'indice I.S.E.C.I. *Ital. J. Freshw. Ichthyol.*, **4**: 117-124.
- D.M. 19/1/2015. Elenco delle specie alloctone escluse dalle previsioni dell'articolo 2, comma 2-bis, della legge n. 157/1992. Decreto 19 gennaio 2015. G.U. **Serie 31**, 7/2/2015: 5-6.
- De Bonis S., Rossi G., Giorgio A., Bianco P.G., 2017. Monitoraggio dell'ittiofauna del fiume Crati. Affinamento della comunità ittica di riferimento per il calcolo dell'ISECI e proposta di una zonazione ittica per la gestione aliutica. Atti Seminario CISBA "Presente e futuro della biologia negli ambienti acquatici", Cervia (RA) 29.11-1.12.2016, *Biologia Ambientale*, **31**: 105-109.
- Dordelein P., 1878-79. Prospetto metodico delle varie specie di pesci riscontrate sinora nelle acque marine e fluviali della Sicilia, annesso al Prodrómo della Fauna Ittiologica. *Atti Acc. Sc. Lett. Arti Palermo*, **6**: 25-64.
- Duchi A., 1991. Prime indagini per la conservazione della trota macrostigma, *Salmo (trutta) macrostigma* Dum., in provincia di Ragusa. *Atti IV Convegno AIIAD - Riva del Garda 12-13/12/1991*: 423-434.
- Duchi A., 2006. Distribuzione della fauna ittica nelle acque interne dell'areale ibleo: la provincia di Ragusa. Atti 10° Convegno Nazionale A.I.I.A.D., Montesilvano (PE), 2-3 aprile 2004. *Biologia Ambientale*, **20** (1): 291-294.
- Duchi A., 2008a. *Carta Ittica della Provincia di Ragusa*. Provincia di Ragusa, 229 pp.
- Duchi A., 2008b. *Monitoraggio ittiologico del Parco dell'Alcantara*. Parco Regionale dell'Alcantara. Relazione Tecnica, 112 pp.
- Duchi A., 2011. Fecundity, egg and alevin size in a population of the threatened *Salmo cettii* Rafinesque-Schmaltz, 1810 (Sicily, Italy). *Journal of Applied Ichthyology*, **27** (3): 868-872.
- Duchi A., 2014. Indagini sulla fauna ittica dei corsi d'acqua presenti in alcuni Siti di Importanza Comunitaria della Piana di Gela (CL, Sicilia, Italia). *Ital. J. Freshw. Ichthyol.*, **1**: 211-214.
- Duchi A., Milano A., 2014. Il Progetto P. INT. 2005-2007 'Utilizzo dei grandi invasi siciliani per fini produttivi, ambientali e ricreativi' dell'Assessorato Regionale Risorse Agricole ed Alimentari: un'occasione per l'ampliamento della conoscenza della fauna ittica siciliana. *Ital. J. Freshw. Ichthyol.*, **1**: 215- 219.
- Duchi A., 2016. Tench (*Tinca tinca*, Linnaeus) in Sicily: current knowledge and research needs for conservation and management. *Cybium*, **40** (4): 329-332.
- Faranda F., 1977. Primo censimento delle aree destinabili ad acquacoltura in Sicilia. *Atti Soc. Peloritana Sci. Fis. Mat. Nat.*, **23** (Suppl.): 1-110.
- Ferrito V., Tigano C., 1995. The distribution of the ichthyofauna in the Simeto basin (Sicily). *Cybium*, **19** (2): 187-198.
- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P., Marconato A., 1991. *I pesci delle acque interne italiane*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, 615 pp.
- Gherardi F., Bertolino S., Bodon M., Casellato S., Cianfanelli S., Ferraguti M., Lori E., Mura G., Nocita A., Riccardi N., Rossetti G., Rota E., Scalera R., Zerunian S., Tricarico E., 2008. Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. *Biol. Invasions*, **10**: 435-454.
- Kottelat M., Freyhof J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 pp.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M., 2000. *100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database*. First published as special lift-out in *Aliens* 12, December 2000. Updated and reprinted version: November 2004, 12 pp.
- Macchio S., Rossi G.L., Rossi G., De Bonis S., Balzamo S., Martone C., 2017. *Nuovo Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (NISECI)*. ISPRA, Manuali e Linee Guida 159/2017.
- Marrone F., Naselli Flores L., 2015. A review on the animal xenodiversity in Sicilian inland waters (Italy). *Advances in Oceanography and Limnology*, **6** (1/2): 2-12.
- Martin J., Garcia-Ceballos, E., Escudero J. C., Pérez-Regadera J. J., 1998. Interspecific relationships between tench, *Tinca tinca* (L.) and carp, *Cyprinus carpio* (L.), relative to preferred light intensity. *Pol. Arch. Hydrobiol.* **45**: 393-398.
- Martin J., Escudero J.C., Garcia-Caballos E., 2008. Overlap in the preferred values of physical variables of the ecological niche of the tench, *Tinca tinca* (L.), and common carp, *Cyprinus carpio* (L.). In: Gasco L., Lussiana C. (eds.), *Proceedings of the V International Workshop on Biology and Culture of the Tench (Tinca tinca L.)*. Ceresole d'Alba (CN), September 29-October 3, 2008. Dipartimento di Scienze Zootecniche-Torino: 28.
- Rafinesque-Schmaltz C.S., 1810. *Indice d'Ittiologia Siciliana*. G. del Nobolo. Messina, 70 pp.
- Rossi, G., Zuffi, G., Marchi, A., Caricato G., 2017. Problematiche nell'affinamento delle comunità ittiche di riferimento per l'applicazione dell'ISECI in aree con carenze informative e quadro zoogeografico incerto. Il caso di studio del Bacino del Basento in Basilicata. *Ital. J. Freshw. Ichthyol.*, **4**: 125-133.
- Salpietro L., 2005. *Carta Ittica della Provincia di Siracusa*. Provincia di Siracusa, 142 pp.
- Sicher E., 1898. I pesci e la pesca nel compartimento di Catania con due note sui generi *Laemargus* e *Maena*. *Atti Acc. Gioenia*, **11**: 1-70.
- Termine R., Canale E.D., Ientile R., Cuti N., Di Grande C.S., Massa B., 2008. Vertebrati della riserva naturale speciale e sito d'importanza comunitaria Lago di Pergusa. *Nat. Sicil.*, **32** (1-2): 105-186.
- Vinciguerra D., 1896. Relazione intorno alla pesca di acqua dolce e di mare in Sicilia e dei modi per aumentarne il prodotto. *Bollettino di Notizie Agrarie*, **29**: 105-128.
- Zerunian S., 2004. Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia Ambientale*, **18** (2): 25-30.
- Zerunian S., Goltara A., Schipani I., Boz B., 2009. Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, **23** (2): 15-30.
- Zerunian S., 2012. L'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche: criticità e proposte operative. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 55-58.

Riflessioni sul monitoraggio e sulla valutazione della biodiversità in ambito VIA

Rossella Azzoni

via Cola di Rienzo 26 – 20144 Milano. E-mail: ross.azzoni@yahoo.com

Pervenuto il 18.2.2018; accettato il 11.4.2018

Riassunto

L'articolo approfondisce aspetti del monitoraggio della componente "vegetazione, flora, fauna" in ambito VIA, esplicitando alcuni concetti ed evidenziando alcuni limiti. Suggerisce come individuare gli indicatori più utili, come ragionare sull'organizzazione della rete di monitoraggio e come raccogliere ed analizzare i dati.

PAROLE CHIAVE: Vegetazione / Fauna / Piano di monitoraggio

Considerations about biodiversity monitoring and assessment in EIA process

This paper examines some aspects of the biodiversity monitoring in the environmental impact assessment (EIA) process, emphasizing some concepts and highlighting a few limits. It suggests how to identify the most significant indicators, how to design the monitoring network and how to gather and to analyse data.

KEY WORDS: Flora / Fauna / Monitoring Plan

INTRODUZIONE

Il monitoraggio ambientale costituisce una parte fondamentale del processo di Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) in quanto rappresenta lo strumento di verifica degli effetti derivanti dalla costruzione e dall'esercizio dell'opera sulle diverse componenti ambientali.

Rimandando la disamina dell'articolata normativa nazionale e comunitaria che regola il processo di VIA a testi specifici (www.isprambiente.gov.it), si ritiene utile per la presente discussione riproporre in sintesi gli obiettivi del monitoraggio ambientale nonché citare il ruolo delle Agenzie Ambientali in tale ambito.

In estrema sintesi, gli obiettivi del monitoraggio ambientale VIA sono:

- la caratterizzazione delle condizioni di base, e quindi dello stato delle componenti ambientali prima dell'avvio dei lavori per la realizzazione dell'opera (scenario di base o *ante operam*);
- la valutazione delle variazioni intervenute nello scenario di base a seguito della realizzazione dell'opera nelle sue diverse fasi (in corso d'opera prima e di

esercizio, o *post operam*, poi);

- la verifica dell'efficacia delle misure di mitigazione individuate dal proponente per ridurre gli impatti ambientali in fase di cantiere e di esercizio;
- l'individuazione degli impatti non previsti.

Le attività tecniche che consentono di raggiungere tali obiettivi sono contenute nel Piano di Monitoraggio Ambientale (PMA), rispetto al quale l'Autorità Ambientale deve esprimere parere quantomeno sulla congruità dell'area di indagine individuata, del numero e dell'ubicazione dei punti di monitoraggio, del numero e della tipologia dei parametri scelti, della frequenza e della durata dei campionamenti, delle metodiche da utilizzare.

Premesso che il monitoraggio ambientale in ambito VIA è in carico al proponente l'opera, il ruolo delle ARPA consiste –in linea di massima– nel supportare tecnicamente l'Autorità Ambientale sia nella fase di analisi critica del PMA presentato, sia nella fase di verifica dell'attuazione del monitoraggio nonché di validazione

dei dati e di valutazione degli impatti eventualmente rilevati (www.arpa.piemonte.it).

ARPA –in quanto supporto tecnico– ricopre il ruolo fondamentale di verificatore sia della bontà del piano di monitoraggio sia della correttezza della sua realizzazione, assumendo un ruolo propositivo per rendere il PMA sempre più aderente alle esigenze di misura della sostenibilità ambientale dell'opera.

IL MONITORAGGIO DELLA BIODIVERSITÀ

La normativa sulla valutazione di impatto individua un quadro ambientale di riferimento ampio e integrato, che considera numerosi componenti e fattori da monitorare:

- atmosfera: qualità dell'aria e caratterizzazione meteorologica;
- ambiente idrico: acque sotterranee e acque superficiali (dolci, salmastre e marine) considerate come componenti, come ambienti e come risorse;
- suolo e sottosuolo: intesi sotto il profilo geologico, geomorfologico e pedologico, nel quadro dell'ambiente in esame, e anche come risorse non rinnovabili;
- vegetazione, flora, fauna: formazioni vegetali ed associazioni animali, emergenze più significative, specie protette ed equilibri naturali;
- ecosistemi: complessi di componenti e fattori fisici, chimici e biologici tra loro interagenti ed interdipendenti, che formano un sistema unitario e identificabile (quali un lago, un bosco, un fiume, il mare) per propria struttura, funzionamento ed evoluzione temporale;
- salute pubblica: come individui e comunità;
- rumore e vibrazioni: considerati in rapporto all'ambiente sia naturale che umano;
- radiazioni ionizzanti e non ionizzanti: considerate in rapporto all'ambiente, sia naturale che umano;
- paesaggio: aspetti morfologici e culturali del paesaggio, identità delle comunità umane interessate e relativi beni culturali.

La componente “vegetazione, flora, fauna” viene comunemente indicata con il termine “biodiversità”.

Come dichiarato nelle Linee Guida ministeriali (MATTM, 2015), oggetto del monitoraggio è la comunità biologica: essa è rappresentata dalla vegetazione naturale e seminaturale e dalle specie appartenenti alla flora e alla fauna (con particolare riguardo a specie e habitat inseriti nella normativa comunitaria, nazionale e regionale); oggetto del monitoraggio sono anche le interazioni svolte all'interno della comunità e con l'ambiente abiotico, nonché le relative funzioni che si realizzano a livello di ecosistema. L'obiettivo delle indagini è quindi il monitoraggio delle popolazioni animali e vegetali, delle loro dinamiche, delle eventuali modifiche della struttura e composizione delle biocenosi e dello stato di salute delle popolazioni di specie target, indotte dalle attività di cantiere e/o dall'esercizio dell'opera.

A fronte dell'imponenza di questa impresa va sottolineato che un PMA deve essere tecnicamente e realisticamente attuabile, anche in termini di costi-benefici: i proponenti potranno quindi selezionare i “parametri” in funzione delle caratteristiche dell'opera, del contesto territoriale e della significatività degli impatti attesi.

Il monitoraggio della biodiversità –rispetto a quello di altri componenti/fattori– soffre della mancanza di riferimenti normativi: ne deriva che la valutazione di eventuali impatti richiede di stabilire se la comunità rilevata in un certo orizzonte temporale è diversa da quella rilevata al tempo zero (scenario di base).

La valutazione ambientale è infatti fondamentalmente un processo comparativo e monitorare significa rilevare variazioni di valore di una grandezza nel tempo.

In ambito VIA il processo comparativo può essere svolto esclusivamente per confronti temporali attuati sulla medesima stazione di rilievo e deve evidenziare variazioni in tempi brevi o brevissimi: è del tutto evidente che ciò si scontra con le dinamiche delle comunità biologiche che sottostanno a cicli vitali propri dei singoli componenti. Le popolazioni, le comunità e gli ecosistemi mostrano inoltre una sostanziale fase di latenza rispetto al manifestarsi dei sintomi dello stress antropogenico (Sangiorgio, s.d.).

A ciò va aggiunto che un'indagine ambientale che miri a ottenere informazioni quantitative su stato e cambiamenti di una certa componente deve essere condotta in un quadro statistico, e quindi secondo un disegno campionario che assicuri un'adeguata rappresentatività dei dati raccolti. Avere a disposizione buoni dati è infatti la condizione essenziale per poter compiere valutazioni attendibili (Gagliardi e Tosi, 2012).

I tempi di realizzazione concessi al monitoraggio ambientale VIA sono piuttosto ristretti e la letteratura scientifica segnala che la maggior parte degli studi condotti in ambito VIA raggiunge a stento i requisiti scientifici minimi per essere ritenuta utile a fini inferenziali (Roedenbeck *et al.*, 2007).

I testi di riferimento (MATTM, 2015) e la consuetudine indicano la durata minima di un anno solare per il monitoraggio nella fase *ante operam*, la più decisiva nel processo di valutazione in quanto è quella che evidenzia i valori di riferimento contro cui confrontare sia i valori registrati nella fase di corso d'opera sia quelli registrati nel *post operam*.

Poiché durante l'arco dell'anno vegetazione e fauna seguono cicli biologici che mutano la composizione e la consistenza delle comunità insediate in un dato territorio, e poiché gli elementi climatologici possono variare significativamente di anno in anno, le informazioni quantitative di riferimento ricavate da un solo anno di rilevazione esigono di essere trattate con cautela. Sebbene i testi di riferimento suggeriscano l'utilizzo di informazioni preesistenti sulla presenza delle specie

nel territorio, l'informazione qualitativa che se ne ricava non è idonea per il processo di valutazione degli impatti.

La durata del monitoraggio in corso d'opera è ovviamente determinata dal tipo d'opera, ma dovrebbe essere tale da consentire di verificare tutta la fase di realizzazione dell'opera; in linea di massima si tratta di ricercare la presenza di impatti "acuti".

I testi di riferimento (MATTM, 2015) e la consuetudine indicano poi la durata minima di tre anni solari per la fase di *post operam*, lasso di tempo che dovrebbe consentire di definire l'assenza di impatti a medio termine.

A tal proposito è indispensabile segnalare due aspetti:

- nella pianificazione del monitoraggio, la fase di *post operam* viene spesso considerata quella immediatamente successiva alla fine dei lavori. Dal punto di vista della qualità dell'ambiente ciò rappresenta un tranello: la richiesta dei legislatori è infatti quella di misurare gli eventuali impatti dell'opera in funzione, e quindi il monitoraggio *post operam* dovrebbe avere inizio nel momento in cui l'opera ha raggiunto in modo significativo l'esercizio per la quale è stata realizzata;
- le fasi di corso d'opera e di *post operam* sono indipendenti fra loro e potrebbero richiedere di essere monitorate attraverso indicatori diversi. Gli elementi di pressione sulle componenti naturalistiche della fase di cantiere sono spesso totalmente differenti da quelli che possono essere individuati per la fase di esercizio, e potrebbero perfino esercitarsi su comunità viventi differenti. Generalmente gli effetti dovuti alla costruzione dell'opera scompaiono a costruzione conclusa, mentre quelli dovuti all'esercizio si manifestano per tutto il tempo di vita dell'opera (effetti a lungo/lunghissimo termine).

In tal senso un esempio interessante è rappresentato dalle centrali eoliche, la cui localizzazione d'elezione è posta sui crinali montani o collinari. La costruzione della centrale richiede la realizzazione di strade, di manufatti, di cabine di trasformazione, di scavi per la posa dei cavi: sono opere che perturbano le comunità animali ipogee ed epigee nonché le comunità vegetali prative e gli ambienti boschivi limitrofi. Le pale eoliche in funzione, invece, esercitano il loro impatto prevalentemente sulla fauna volante (avifauna e chiroterofauna), soprattutto causando mortalità diretta (Regione Toscana, 2013; ANEV *et al.*, 2012).

DISAMINA DEL PIANO DI MONITORAGGIO

Come noto, tre sono le scelte fondamentali che caratterizzano un piano di monitoraggio e ne determinano l'efficacia: quella relativa agli indicatori da rilevare, quella riguardante la frequenza con cui rilevarli, e quella relativa al numero e al posizionamento delle stazioni ove rilevare tali indicatori (ARPA Lombardia, 2006).

Riflettendo su quanto già detto, risulta evidente che

gli specialisti ARPA dovranno orientare il proponente l'opera verso indicatori che rispondano rapidamente alle perturbazioni a cui sono sottoposti.

Rispetto a quanto proposto dalle Linee Guida ministeriali sulla biodiversità, quindi, andranno trascurati gli "indicatori" che non sono in grado di variare nei tempi concessi al monitoraggio VIA: un esempio è la diversità strutturale per gli ambiti forestali e arbustivi di macchia, che registra parametri quali il numero di fusti, e i relativi diametri e altezze.

Per la vegetazione, solitamente, i proponenti indicano due approcci: l'elenco floristico e il rilievo fitosociologico.

L'elenco floristico –come dice il nome stesso– è un elenco che riporta tutte le specie vegetali che crescono spontaneamente nella stazione di rilievo; è sostanzialmente un'analisi qualitativa, sebbene alcune volte vengano riportati anche valori di ricoprimento specifico per ampie classi (Tinti *et al.*, 2005).

Il rilievo fitosociologico comporta invece l'osservazione e l'annotazione di dati riguardanti la stazione di rilievo (come altitudine o inclinazione della superficie), il substrato (caratteristiche litologiche e del suolo) e la copertura vegetale. La stazione è rappresentata da un'area caratterizzata da una copertura vegetale uniforme, di cui vengono rilevati: copertura della vegetazione in percentuale suddivisa in strato arboreo, arbustivo, suffruticoso e erbaceo; altezza della vegetazione suddivisa per strati; elenco floristico con le annotazioni quantitative. Per ogni specie dell'elenco floristico viene infatti valutato il grado di copertura del terreno mediante la scala di Braun-Blanquet, che prevede sei gradi di abbondanza-dominanza (Poore, 1955).

Dal rilievo fitosociologico è possibile derivare alcune metriche compatibili con i tempi del monitoraggio VIA, e quindi utili per valutare la significatività delle variazioni rilevate nella vegetazione.

Le due metriche derivano dalle osservazioni relative allo strato erbaceo e basso arbustivo e possono essere indicate con i termini *Alberi e arbusti autoctoni in rinnovazione* la prima, e *Inquinamento floristico* la seconda. Esse si muovono in senso opposto: la prima cresce in ambiti non disturbati mentre la seconda cresce al crescere del disturbo antropico.

La metrica *Alberi e arbusti autoctoni in rinnovazione* consente di osservare la rinnovazione naturale delle specie e quindi di valutare le potenzialità di perpetuazione di un popolamento, fermo restando che l'individuazione delle specie autoctone va effettuata sulla scorta della specifica normativa regionale. La metrica *Inquinamento floristico* esprime invece la banalizzazione dell'associazione vegetale attraverso la valutazione della presenza di specie alloctone non arboree, anch'esse definite al livello del territorio d'indagine (ISPRA-ATAP, 2010).

Convertendo i dati rilevati in punteggi è possibile

calcolare la differenza fra il punteggio attribuito nei rilievi *ante operam* con quello attribuito in fase di corso d'opera e di *post operam*, avendo chiaro in mente che –a qualunque anno si riferiscano i dati in esame– i rilievi di corso d'opera e di *post operam* vanno sempre confrontati con i rilievi di *ante operam*. Occorre poi attribuire una significatività alla differenza calcolata, in modo da poter considerare la variazione registrata casuale o non casuale, di lieve entità o significativa.

Per evitare equivoci circa la presenza di una data specie –e per creare un database attendibile con cui lavorare– è indispensabile essere in grado di riconoscere eventuali sinonimi dei nomi scientifici; la strada più semplice per ovviare a questo problema è quella di richiedere al proponente il PMA di restituire i dati adottando una nomenclatura derivata da pubblicazioni scientifiche condivise.

La seconda scelta fondamentale che determina l'efficacia del piano di monitoraggio è quella che riguarda la frequenza con cui rilevare gli indicatori scelti.

Nel caso del monitoraggio della fauna, l'aleatorietà degli incontri con gli animali selvatici richiede di adottare strategie di campionamento che privilegino sia la dimensione spaziale che quella temporale.

Ad esempio, per il monitoraggio delle specie anfibe –che deve essere svolto ogni anno durante il periodo riproduttivo, post-riproduttivo e pre-ibernazione– le Linee Guida ministeriali affermano che informazioni utili su un'area di studio si ottengono identificando almeno 25-30 transetti di 100 metri per 2 circa.

Per l'avifauna le Linee Guida suggeriscono di suddividere il monitoraggio in periodi fenologici (svernamento, migrazione pre-riproduttiva, riproduzione, migrazione post-riproduttiva) e indicano come frequenza ottimale per i periodi dello svernamento e della riproduzione quella della decade (una sessione ogni 10 giorni) mentre suggeriscono la frequenza giornaliera in periodi campione per il periodo fenologico della migrazione.

È del tutto evidente che un piano di monitoraggio che vuole descrivere compiutamente lo stato di più di una componente naturalistica non è realisticamente realizzabile dal punto di vista economico. Scelta quindi la componente più rappresentativa dell'ambito di indagine, è comunque necessario trovare un compromesso che tenga conto della rappresentatività dei dati e dei costi da sostenere per ottenere tali dati.

L'avifauna diurna può essere considerata una delle comunità faunistiche più rappresentative in quanto è generalmente composta da un buon numero di specie e da un buon numero di individui per specie; nonostante ciò, il confronto statistico di serie di dati ornitologici rilevati in natura in annualità differenti soffre –come già accennato– di limiti intrinseci alle dinamiche della comunità stessa, quali i fenomeni migratori condizionati

dai fattori climatici dell'anno.

La letteratura scientifica specialistica relativa all'avifauna diurna in ambito VIA è dedicata in modo assolutamente prevalente alle ricadute nella fase di *post operam*; in generale evidenzia che lo schema comportamentale degli uccelli diurni è quello dell'abbandono più o meno totale dell'uso della fascia più vicina all'opera con contemporaneo aumento dell'uso della seconda fascia. Evidenzia inoltre che la risposta ai disturbi può cambiare durante l'arco dell'anno e che ciò dipende sia dai ritmi biologici delle diverse specie ornitiche che dai cicli biologici della vegetazione presente nelle diverse fasce adiacenti all'opera (Halwerk *et al.*, 2011; Summers *et al.*, 2011).

La complessità insita in un campionamento che vuole ricostruire la struttura di una determinata comunità richiede di raccogliere un numero di campioni sufficiente, e tale numero dipende dalla ricchezza e dalla dispersione della fauna. Fermo restando che il non aver rilevato una specie non implica che la specie sia certamente assente, per le comunità stanziali si ritiene che il primo campionamento raccolga oltre la metà delle specie presenti e che dopo otto/dieci campionamenti il numero di specie raccolte non aumenti più. Per l'avifauna la questione è complicata dal fatto che vi sono specie presenti tutto l'anno nel territorio in esame, specie migratrici, specie svernanti e specie accidentali (Magurran, 2003).

Contrariamente a quanto visto per il rilievo fitosociologico –che produce dati espressi in classi di abbondanza– il monitoraggio dell'avifauna restituisce il numero di individui per specie: con questi dati è possibile quindi ragionare in termini di inferenza statistica.

Occorre applicare metodi che non richiedano ipotesi a priori sul tipo e sulle caratteristiche della distribuzione dei dati sperimentali: occorre quindi adottare un metodo non parametrico (o *distribution free*).

Tenendo separati i risultati ottenuti nei diversi periodi fenologici, occorre individuare test statistici applicabili in funzione del numero di annualità disponibili per il confronto:

- per il confronto di due serie di dati (tipicamente *ante operam* vs. (1) corso d'opera e *ante operam* vs. (1) *post operam*);
- per il confronto di più di due serie di dati (ad esempio *ante operam* vs. (1 + 2) *post operam*).

Per il confronto di due serie di dati si può utilizzare il test χ^2 , metodo di inferenza statistica con il quale è possibile stabilire se una serie di dati è in accordo con una specifica ipotesi relativa alla sua distribuzione. Nella pratica sperimentale il test viene solitamente utilizzato per verificare se esiste accordo fra una distribuzione osservata e la corrispondente distribuzione attesa (o teorica); l'ipotesi nulla H_0 afferma che le differenze registrate sono trascurabili e quindi probabilmente dovute solo al caso.

Se il numero di individui osservati per specie ornitica è molto basso (tendenzialmente inferiore a 5), il test χ^2 viene cautelativamente applicato al senso della differenza del numero di individui (f) registrati per ogni specie nelle due serie: se $f_1 > f_2$ la presenza della specie è diminuita (senso della differenza: -), se $f_1 < f_2$ la presenza della specie è aumentata (senso della differenza: +), se $f_1 = f_2$ la presenza della specie è rimasta inalterata (senso della differenza: =). L'ipotesi nulla prevede che –per ogni specie– la probabilità di aumentare o diminuire sia la stessa; ne deriva che i valori $f_1 = f_2$ non vanno conteggiati perché fanno già parte di H_0 .

Per il confronto di più serie di dati si può applicare in prima istanza un test statistico globale, che analizzi simultaneamente le differenze fra i rilievi di *ante operam* e tutti quelli di corso d'opera, così come quelle fra i rilievi di *ante operam* e tutti quelli di *post operam*. Se si ottiene un risultato statisticamente significativo si approfondisce l'analisi verificando quale annualità ha generato queste differenze, applicando confronti a posteriori.

È possibile utilizzare ANOSIM (*Analysis of Similarities*), un test non parametrico basato sui ranghi e sull'uso delle permutazioni per la stima del valore di probabilità; è un metodo che non richiede specifiche distribuzioni di frequenza dei dati sperimentali ma richiede la presenza minima di 4 unità sperimentali qualora i gruppi a confronto siano solo 2, al fine di permettere la procedura di randomizzazione.

La procedura generale per ANOSIM (*one-way*; la variabile indipendente è l'opera) richiede passaggi successivi, esplicitati compiutamente nella letteratura dedicata (Montanari, 2012).

L'ipotesi nulla prevede che non ci siano differenze significative fra i gruppi, e quindi che la media dei ranghi delle distanze calcolate tra oggetti appartenenti a gruppi diversi (fra gruppi) equivalga alla media dei ranghi delle distanze calcolate tra oggetti appartenenti allo stesso gruppo (entro gruppi).

Per definire la somiglianza fra oggetti si utilizza l'indice di dissimilarità di Bray-Curtis (Gardener, s.d.)

L'ipotesi nulla viene testata dall'indice R , calcolabile mediante l'algoritmo riportato in letteratura (Montanari, 2012).

Il successivo calcolo della probabilità P associata alla statistica sperimentale R può essere eseguito con l'ausilio del *free* software PAST (Paleontological statistics software package for education and data analysis), scaricabile all'indirizzo <http://folk.uio.no/ohammer/past/>.

Con la funzione *One-way ANOSIM* il programma stima direttamente la probabilità P associata alla statistica sperimentale R mediante un test di randomizzazione (o *permutation test*) che consente di effettuare 9.999 cicli di permutazione. Il risultato del test è dato dal confronto

fra il valore di probabilità P ottenuto dal processo di randomizzazione con il livello di probabilità prefissata di sbagliare nel rifiutare l'ipotesi nulla.

Se si ottiene un risultato statisticamente significativo, si può approfondire l'analisi verificando quali gruppi abbiano generato le differenze. I confronti multipli o confronti a posteriori (*post-hoc comparisons*) sono utili quando non è possibile programmare confronti a priori: si effettuano tutti i confronti tra le medie o loro combinazioni alla ricerca di quelle differenze che hanno determinato la significatività totale.

La valutazione della presenza di alterazioni nella comunità ornitica della stazione è dunque espressa dal rifiuto dell'ipotesi nulla del test statistico applicato. Come già detto, non è però opportuno relazionare direttamente l'alterazione registrata con la presenza dell'opera in quanto i fattori in gioco a livello territoriale e ambientale sono numerosi. Il manifestarsi di variazioni statisticamente significative andrà relazionato con le caratteristiche della stazione di rilievo e con le pressioni che su di essa gravano nonché con i fattori che caratterizzano la fase fenologica e con la biologia delle specie prevalenti.

Da ultimo è opportuno spendere due parole sugli indici di diversità, che vengono proposti con frequenza sempre maggiore nonostante gli ecologi abbiano spesso difficoltà nello stabilire se due valori dello stesso indice indichino diversità biologiche paragonabili o sostanzialmente differenti (Magurran, 2003).

Premesso che gli indici di diversità più popolari non sono necessariamente i migliori, viene universalmente riconosciuto che una delle fonti di errore comune a tutti gli indici è rappresentata dal fatto che il campione non includa tutte le specie della comunità: è assodato, inoltre, che questo errore aumenta al diminuire della proporzione delle specie rappresentate nel campione. In qualunque tipo di monitoraggio biologico il numero di specie registrate –e quindi la diversità biologica– tende ad aumentare con l'intensità del campionamento, sia che l'intensità si manifesti con un campionamento esteso nello spazio, prolungato nel tempo, ripetuto nel tempo e persino realizzato con maggior cura (Elzinga *et al.*, 2001).

La terza scelta fondamentale che determina l'efficacia del piano di monitoraggio è quella che riguarda le stazioni di rilievo.

La tipologia d'indagine prevista dalla normativa –con termine anglosassone– è denominata BDACI: Before-During-After-Control-Impact (Roedenbeck *et al.*, 2007).

In tale disegno sperimentale i siti influenzati dagli impatti umani (I) vengono confrontati con siti di controllo esenti dalle influenze studiate (C) sia prima (B) che dopo (A) che durante (D) gli interventi.

Nella fase applicativa questo approccio teorico

sconta alcune difficoltà contingenti quali la mancanza di siti di controllo, la scarsità di siti di indagine ben distribuiti e la solita scarsità di risorse economiche per supportare un'indagine esaustiva (Smokorowski e Randall, 2017).

Ciò detto, e semplificando, le stazioni di rilievo possono essere "classificate" secondo tre tipologie funzionali:

- stazioni di controllo: svolgono il ruolo di controllo sperimentale e sono poste a distanza sufficiente dall'opera e dai cantieri perché le componenti naturalistiche non risentano di alcuna ricaduta; in tali stazioni è necessario effettuare rilievi nelle fasi AO, CO e PO;
- stazioni per la valutazione della fase corso d'opera: sono situate a una distanza dai cantieri dell'opera tale da consentire di effettuare rilievi per valutare l'eventuale impatto dei lavori in atto; in tali stazioni verranno effettuati rilievi nelle fasi AO e CO;
- stazioni per la valutazione della fase *post operam*: sono poste a distanza tale dall'opera da essere soggette alle sole ricadute potenziali dovute all'esercizio

dell'infrastruttura; in tali stazioni verranno effettuati rilievi nelle fasi AO e PO.

Nel predisporre – e nell'analizzare – la rete di monitoraggio della biodiversità occorre avere sempre ben presente che una rete in cui i punti di rilievo sono disposti male può anche essere fitta, ma fornisce risposte di scarsa utilità.

CONCLUSIONI

Per concludere, è indispensabile che il Piano di monitoraggio della biodiversità sia finalizzato alla raccolta di dati quantitativi che permettano di registrare differenze nella composizione della comunità.

Proponente e validatore devono dotarsi di strumenti di valutazione della significatività delle differenze registrate nel tempo nella singola stazione di rilievo.

Al contrario, l'errore più frequente da parte del proponente è proprio quello di limitarsi a descrivere lo stato delle componenti naturalistiche. E l'errore da parte del verificatore è quello di accettare questa restituzione dei risultati del monitoraggio.

BIBLIOGRAFIA

ANEV, Osservatorio Nazionale Eolico e Fauna, Legambiente, 2012. *Protocollo di Monitoraggio dell'Osservatorio Nazionale su Eolico e Fauna*, 44 pp.

ARPA Lombardia, Regione Lombardia, 2006. *Rapporto sullo Stato dell'Ambiente in Lombardia*, 240 pp

Elzinga C.L., Salzer D.W., Willoughby J.W., Gibbs J.P., 2001. *Monitoring plant and animal populations*. Blackwell Science, 368 pp.

Gagliardi A., Tosi G. (a cura di), 2012. *Monitoraggio di Uccelli e Mammiferi in Lombardia. Tecniche e metodi di rilevamento*. Regione Lombardia, Università degli Studi dell'Insubria, Istituto Oikos, 448 pp.

Gardener M., senza data. *Statistics for Ecologists using R and Excel. Data Collection, Exploration, Analysis and Presentation*. (Ed.2) Pelagic Publishing, 404 pp.

Halfwerk W., Holleman L.J.M., Lessells C.M., Slabbekoorn H., 2011. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of Applied Ecology*, **48**: 210-219.

ISPRA-ATAP (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Coordinamento delle Associazioni Tecnico-scientifiche per l'Ambiente e il Paesaggio), 2010. *Analisi e progettazione botanica per gli interventi di mitigazione degli impatti delle infrastrutture lineari*. Manuali e linee guida 65.3/2010, 57 pp.

Magurran A.E., 2003. *Measuring biological diversity*. Wiley-Blackwell, 264 pp.

MATTM (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare – Direzione per le Valutazioni Ambientali), 2015. *Linee Guida per la predisposizione del Progetto di Monitoraggio Ambientale (PMA) delle opere soggette a procedura di VIA (D.Lgs. 152/2006 e s.m.i.; D.Lgs. 163/2006 e s.m.i.)*. Indirizzi metodologici specifici: *Biodiversità (Vegetazione, Flora, Fauna)*, 65 pp.

Montanari M., 2012. La variabilità multivariata MaNOvA PerMANOVA. In: *Statistica ambientale*, 802 pp., www.sissad.eu

Poore M.E.D., 1955. The Use of Phytosociological Methods in Ecological Investigations: I. The Braun-Blanquet System. *The Journal of Ecology*, **43**: 226-244.

Regione Toscana, 2013. *Linee guida per la valutazione di impatto ambientale degli impianti eolici*, 73 pp.

Roedenbeck I.A., Fahrig L., Findlay C.S., Houlahan J.E., Jaeger N.K., Kramer-Schadt S., Van der Grift E.A., 2007. The Rauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology and Society*, **12** (1): 11.

Sangiorgio F., (senza data). Corso seminariale su: *Ecosistema e le sue caratteristiche*. http://www.ecology-unit.unisalento.it/LinkClick.aspx?fileticket=fmGVb4VKO_0%3D&tabid=160&language=en-US

Smokorowski K.E., Randall R.G., 2017. Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *FACETS*, **2**: 212-232.

Summers P.D., Cunnington G.M., Fahring L., 2011. Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? *Journal of Applied Ecology*, **48**: 1527-1534.

Tinti D., Conti F., Gubellini L., 2005. Come si fa una flora. In: *Herbaria*. Museo Botanico, Università Politecnica delle Marche, 832 pp.

SITOGRAFIA

<http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/grandi-opere>

<http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/autorizzazioni-e-valutazioni-ambientali/valutazione-di-impatto-ambientale-via/normativa-vigente-in-materia-di-via-l>

<http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/autorizzazioni-e-valutazioni-ambientali/valutazione-di-impatto-ambientale-via/la-nuova-direttiva-via-2014-52-ue>

Criticità nella determinazione del Deflusso Ecologico in Italia mediante gli invertebrati bentonici

Daniel Spitale^{1,2}, Maria Cristina Bruno^{3*}

¹ *BioMonitoringTeam, via Stenico 2 – 38095 Tre Ville (TN), www.biomonitoraggi.it*

² *Museo delle Scienze, MUSE, Sezione di Limnologia e Algologia, Corso del Lavoro e della Scienza 3 – 38123 Trento.*

³ *Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca e Innovazione, Dipartimento Agroecosistemi Sostenibili e Biorisorse, Via E. Mach 1 – 38010 San Michele all'Adige (TN).*

* *Referente per la corrispondenza: cristina.bruno@fmach.it*

Pervenuto il 1.2.2018; accettato il 18.4.2018

Riassunto

Nel Decreto n. 30/STA del 13.02.2017 si definiscono le Linee Guida per l'aggiornamento dei metodi di determinazione del Deflusso Minimo Vitale e Deflusso Ecologico. La disamina del metodo basato sugli invertebrati bentonici rileva una serie di problematiche che il presente lavoro identifica e discute. 1) Relazione tra STAR_ICMi e portata: le due variabili vanno correlate attraverso un terzo fattore (LRD: Lentic-lotic River Descriptor) che è a sua volta composto da 7 metriche le quali sono ricodificate in maniera arbitraria, e alcune di queste non hanno una relazione diretta con la portata. Si suggerisce di adottare metodi che pongano in relazione diretta STAR_ICMi e portata, senza passare attraverso campagne di misura delle portate che richiedano applicazione del protocollo CARAVAGGIO; 2) Metodo di ponderazione dell'indice STAR_ICMi per ridurre l'abbondanza del benthos in funzione della riduzione dell'habitat: la correzione non agisce sulla presunta riduzione dell'abbondanza assoluta degli organismi bentonici, ma modifica direttamente il valore dell'indice STAR_ICMi. La correzione dell'indice non ha quindi basi ecologiche sostenibili teoricamente; 3) Correzione dell'indice STAR_ICMi per corpi idrici in stato ecologico elevato/buono, verificato applicandolo a dati reali: la correzione, oltre a non avere presupposti ecologici, non è efficace in quanto i valori risultanti sono compresi nell'intervallo di confidenza stesso dell'indice; 4) Applicabilità delle metriche nOCH e AB/BaSi, non adatte al contesto alpino a causa della scarsa presenza dei taxa in esse inclusi. È auspicabile che a livello nazionale si avvii una riflessione più ampia e partecipata, che coinvolga non solo gli Enti di Ricerca predisposti alla definizione delle metriche, ma anche ricercatori e Agenzie per l'Ambiente, in modo da non mettere in campo metodiche e procedure che potrebbero rivelarsi molto presto non idonee a definire i DE secondo le indicazioni fornite nelle *Guidance* europee.

PAROLE CHIAVE: Bioindicatori / STAR_ICMi / Direttiva Quadro Acque / Stato Ecologico / Carattere lentic-lotico

Critical issues in using benthic invertebrates to determine the Ecological Flows in Italy

The decree n. 30/STA, 13.02.2017 defines the Guidelines to identify the methods useful to determine the Ecological Flows. In this paper we discuss the method based on benthic macroinvertebrates and identify several critical issues: 1) Relationship between the STAR_ICMi and discharge: these two variables should be related through a third factor (LRD: Lentic-lotic River Descriptor), which is in turn composed by 7 metrics, coded arbitrarily to attribute a final score; moreover, some of the LRD metrics are not directly related to discharge. We suggest adopting methods based on the direct relationship between STAR_ICMi and discharge, without the need to add discharge surveys based on the CARAVAGGIO method; 2) Correction of the STAR_ICMi index when habitat availability decreases: the correction does not act on the supposed reduction of the absolute abundance of benthic organisms, but instead it modifies the value of the STAR_ICMi index. Therefore, this correction cannot be ecologically supported, 3) Correction of the STAR_ICMi for water bodies in high/good ecological status, verified using real data: the correction, besides not being ecologically-supported, is ineffective, as the resulting values are within the confidence interval of the index; 4) Applicability of the nOCH and AB/BaSi metrics, which are unsuitable for the Alpine streams because based on rare/absent taxa. We hope to open up a debate involving not only the research institutes in charge of the development of the specific methods, but also scientists and Environmental Agencies. This could prevent to adopt methods and procedures that could prove inappropriate to define the e-flow according to the European Guidelines.

KEY WORDS: Bioindicators / STAR_ICMi / Water Framework Directive / Ecological Status / Lentic-lotic River Descriptor

INTRODUZIONE

Nel 2012 la Commissione Europea (European Commission, 2013) ha sottolineato l'importanza della gestione quantitativa della risorsa idrica nel raggiungimento degli obiettivi della Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE. Nello stesso documento è stato riconosciuto che qualità e quantità della risorsa idrica sono strettamente correlate nel concetto di "buono stato ecologico" e che la gestione dei prelievi dovrebbe basarsi sull'individuazione dei deflussi ecologici (*ecological flows* o *e-flows*).

Le linee guida europee (European Commission, 2015) considerano i deflussi ecologici (DE) un elemento integrante dei Piani di Gestione delle Autorità di Bacino distrettuali. Il DE è definito come il regime idrologico coerente con il raggiungimento degli obiettivi ambientali fissati dalla Direttiva Quadro Acque e delle Direttive Uccelli (Direttiva n. 79/409/CEE) e Habitat (Direttiva n. 92/43/CEE) per i corpi idrici superficiali naturali. Gli obiettivi prevedono il non deterioramento dello stato esistente, il raggiungimento dello stato buono nei corpi idrici superficiali naturali e la coerenza con gli standard e gli obiettivi delle aree protette.

Con il Decreto n. 30/STA del 13.02.2017 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (di seguito: DD STA MATTM 30/2017), sono state approvate per l'Italia le Linee Guida per l'aggiornamento dei metodi di determinazione del Deflusso Minimo Vitale. Nell'allegato A di tale decreto vengono fornite definizioni di DMV e DE sostanzialmente coincidenti e volutamente coerenti con la necessità di considerare gli effetti dei deflussi sugli elementi di qualità biologica.

L'allegato al Decreto rileva la presenza di disomogeneità relative all'implementazione del DMV su scala nazionale, dovute in particolare a: i) assenza di un chiaro riconoscimento della dipendenza del DMV dal regime idrologico naturale e dalla dinamica morfologica del corso d'acqua; ii) assenza di evidenti e robuste correlazioni tra i valori del DMV e lo stato dei corpi idrici classificato sulla base degli indici previsti dal D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii.; iii) presenza di una significativa diversità delle formule di calcolo, tali da comportare valori territoriali di DMV sensibilmente disomogenei, anche all'interno di uno stesso distretto idrografico.

È importante sottolineare che nelle Linee Guida viene specificato che il monitoraggio specifico che accompagnerà il rilascio dei DE consentirà la messa a punto di metriche biologiche per la valutazione delle relazioni causa-effetto tra le alterazioni idrologiche e quelle delle cenosi. Nelle Linee Guida è presente il chiaro auspicio che nella fase di monitoraggio degli effetti dei DE vengano sviluppate metodiche in grado di quantificare i DMV/DE per mezzo dei parametri ecologici. È quindi

chiaro l'intento di indirizzare la sperimentazione verso strumenti che abbiano una fondata base ecologica, avendo riconosciuto i limiti dei metodi esclusivamente idrologici-topografici.

I metodi di calcolo per l'aggiornamento del DMV/DE indicati nell'allegato A del Decreto sono riconducibili a tre categorie principali: metodi idrologici (basati sul concetto di deflusso naturale: Poff *et al.*, 1997), metodi idraulico/habitat (Indice di integrità dell'Habitat fluviale, basato sul modello MesoHABSIM, Vezza *et al.*, 2017) e metodi su base biologica. L'allegato A del Decreto (Appendice 3) propone un approccio su base biologica definito come "Metodo eco-biologico basato sugli invertebrati bentonici, in diretta connessione con la classificazione dello Stato Ecologico". In tale approccio, il DMV/DE è valutato in funzione degli aspetti di qualità dell'habitat, e basato sulla risposta attesa tra l'indice STAR_ICMi e il carattere lenticolo-lotico del corpo idrico (Lentic-lotic River Descriptor, LRD: Buffagni, 2004), e tra LRD e portata, che permetterebbero di ricavare la relazione tra STAR_ICMi e portata. Si ricorda che lo STAR_ICMi è l'indice attualmente utilizzato per la classificazione dei corpi idrici sulla base della componente macrobentonica ai sensi del DM 260/2010, mentre l'LRD è basato sull'applicazione del metodo CARAVAGGIO (Buffagni *et al.*, 2013), protocollo di raccolta dati per il rilevamento delle caratteristiche idromorfologiche degli habitat fluviali. Viene poi proposta una correzione dell'indice STAR_ICMi che dovrebbe tener conto degli effetti della riduzione quantitativa dell'alveo bagnato in seguito a derivazioni idriche. Inoltre, nel caso lo stato ecologico risulti elevato o buono, ma si sia in presenza di acclarata riduzione di portata, l'Appendice 3 identifica una seconda correzione da applicarsi però a livello delle metriche che compongono l'indice STAR_ICMi. Infine, vengono indicati due indici che dovrebbero rispondere bene al carattere lenticolo-lotico, da utilizzare in parallelo alle consuete analisi per la classificazione dello stato ecologico: 1) nOCH (numero famiglie Odonata, Coleoptera, Hemiptera)/nFAM; 2) AB/BaSi (*Acentrella*+*Baetis*)/(*Baetidae*+*Siphonuridae*).

Gli obiettivi del presente lavoro sono pertanto:

1. esaminare la relazione teorica tra STAR_ICMi e portata;
2. verificare mediante esempi l'efficacia del metodo di ponderazione dell'indice STAR_ICMi che dovrebbe ridurre l'abbondanza del benthos in funzione della riduzione dell'habitat;
3. analizzare l'effetto della correzione dell'indice STAR_ICMi nel caso di corpi idrici in stato ecologico elevato/buono;
4. applicare le metriche nOCH e AB/BaSi in alcuni esempi alpini per verificarne l'efficacia.

METODI

Al fine di testare le modalità e l'efficacia delle metodiche proposte nel DD STA MATTM 30/2017 sono stati scelti due torrenti appartenenti al bacino dell'Adige, l'Arnò e il Fersina. Entrambi sono derivati a scopo idroelettrico, di media montagna, posti a breve distanza dalla sorgente (rispettivamente 14 e 10 km) e ad una quota di circa 700 m. Il torrente Arnò si trova su substrato calcareo, mentre il Fersina è su substrato siliceo. I due corpi idrici sono attualmente classificati dal Piano di Tutela delle Acque 2015 con stato ecologico buono per il triennio 2014-2016 (PAT, 2015).

I campioni di macroinvertebrati sono stati prelevati utilizzando la metodica multihabitat proporzionale descritta nel dettaglio sul manuale ISPRA (2014). In entrambi i casi le analisi dei macroinvertebrati sono state eseguite in due stagioni differenti, ovvero in condizioni idrologiche di magra e di morbida, a monte e nel tratto sotteso dalla derivazione idroelettrica ad acqua fluente (potenza < 3MW). Nel tratto sotteso viene rilasciata la sola quota relativa al DMV, cioè un volume teorico pari a $0,097 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ per la derivazione sul torrente Fersina, e $0,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ sul torrente Arnò, a fronte di una portata media derivata rispettivamente di 1,168 e $0,726 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Gli aspetti di dettaglio metodologico che verranno discussi e che sono presentati nel DD STA MATTM 30/2017, sono i seguenti:

1. Calcolo del DMV/DE sulla base degli indici STAR_ICMi e LRD. L'approccio prevede i seguenti passaggi:
 - a) lo STAR_ICMi viene stimato a partire dal carattere lenticolo-tico (LRD) tramite modelli appositamente costruiti o già esistenti, definiti per tipologie fluviali;
 - b) i valori di LRD attesi in funzione delle variazioni di portata vengono ricostruiti sulla base di appositi modelli (definiti per macrotipo fluviale o per tipi raggruppati) che mettono in relazione la portata (Q) con l'LRD. I modelli vengono poi calibrati a livello di corpo idrico;
 - c) sulla base delle relazioni STAR_ICMi vs LRD (punto a) e LRD vs Q (punto b), viene derivata la relazione tra STAR_ICMi e Q. L'intersezione di questa relazione con i limiti di classe dello stato ecologico Elevato/Buono e Buono/Moderato dovrebbe consentire di individuare i valori utili per la definizione del DE in base agli obiettivi fissati per il corpo idrico.
2. Correzione dell'indice STAR_ICMi in funzione della riduzione dell'alveo bagnato. Questa ponderazione è effettuata mediante un coefficiente (rA), stimato in funzione della diminuzione di habitat disponibile. Tale coefficiente è calcolato mediante la seguente formula: $rA = ((\ln(HD+1) + 0,24) / 4,8551)$, con a = larghezza media dell'alveo bagnato osservata, b = larghezza media dell'alveo bagnato attesa in "condizioni naturali", e $HD = (a/b) * 100$. Il coefficiente rA, da utilizzare se $b \geq a$, quindi se l'alveo presenta

riduzione in confronto alle condizioni naturali, varia tra 1 (quando $a = b$) e $\approx 0,05$ (quando $a \approx 0$). Il valore di rA ottenuto viene moltiplicato per il valore di STAR_ICMi derivato dal campione raccolto, ottenendo il valore di STAR_ICMi da usare per la classificazione dello stato ecologico.

3. Correzione nei casi con stato ecologico elevato/buono e derivazioni significative. La correzione è finalizzata a modificare i valori dei subindici di STAR_ICMi quando questi risultano di valore superiore a quelli di riferimento. Qualora lo stato ecologico risulti elevato o buono e si sia in presenza di acclarata riduzione di portata e, contemporaneamente, $(mj - REFj) > 0$, i valori di STAR_ICMi vengono corretti secondo la seguente formula: $mpj = mj - 2(mj - REFj)$, con mpj = valore corretto della metrica j in caso di prelievo (p), mj = valore osservato della metrica j, $REFj$ = valore tabellare per la metrica j, per il mesohabitat corrispondente. Tale correzione è operata per tutte le metriche per le quali $(mj - REFj) > 0$ (a livello di Famiglia). Ai fini del calcolo dello STAR_ICMi, gli RQEj si calcolano come: $mpj / REFj$ (RQE, Rapporti di Qualità Ecologica).
4. Metriche per la messa a punto di metodiche per la quantificazione dei DE: le metriche nOCH (numero famiglie Odonata, Coleoptera, Hemiptera)/nFAM e AB/BaSi (*Acentrella+Baetis*)/(Baetidae+Siphonuridae), sono proposte come strumenti per il riconoscimento di situazioni di particolare lenticità, per la loro buona risposta al carattere lenticolo-tico.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Calcolo del DE sulla base degli indici STAR_ICMi e LRD

La procedura per la quantificazione dei DE proposta nel DD STA MATTM 30/2017 si basa su due relazioni, la prima che lega l'indice STAR_ICMi con il carattere lenticolo-tico, e la seconda tra LRD e la portata. Nella procedura di calcolo sono stati identificati tre elementi critici di seguito esposti.

Il descrittore LRD è un indicatore eterogeneo a sua volta definito da ben 7 metriche, alcune delle quali sono variabili categoriche ordinali, altre nominali, altre numeriche discrete (Tab. I). A prescindere dalla tipologia, queste vengono trasformate tutte in variabili categoriche ordinali attribuendo loro un punteggio. Per alcune di queste il punteggio deriva dalle frequenze con cui le categorie sono presenti nel transetto, per altre l'attribuzione è meno chiara. Per esempio, la procedura prevede di identificare e contare i tipi di substrato lungo 10 transetti trasversali all'alveo. Il punteggio finale della variabile substrato deriverà dalla somma delle frequenze del substrato j moltiplicato per il peso delle categorie di substrato. Quindi, per esempio, ai substrati fini (sabbia e

Tab. I. Sintesi delle 7 metriche che compongono l'indice LRD, rilevate sul canale primario, secondario (se presente) e a livello di tratto fluviale (500 m) (Buffagni, 2004; Buffagni *et al.*, 2010).

Metrica	Tipo di variabile	Ricodifica	Scala spaziale
F = Tipo di flusso	Categorica ordinale	range 8 ÷ -2	Transetto trasversale
D = Profondità massima	Numerica discreta	range 0 ÷ 1	Transetto trasversale
S = Tipo di substrato	Categorica nominale	range 1 ÷ -1	Transetto trasversale
B= Barre di deposito	Categorica nominale	range -0,5 ÷ -5	Transetto trasversale
V = Tipo di vegetazione	Categorica nominale	range 1 ÷ -3	Transetto trasversale
SWC = Tipo di flusso	Categorica ordinale	range 24 ÷ -10	Tratto fluviale
SWSa = Elementi artificiali	Categorica nominale	range 0 ÷ 2	Tratto fluviale

limo) è stato dato un peso pari a 1, mentre a quelli grossolani (massi e ciottoli) -1. Se la frequenza dei substrati fini e grossolani è uguale, la variabile substrato avrà un valore pari a 0. Il peso 1 e -1 è stato dato in base all'osservazione che tendenzialmente ciottoli e massi si trovano in ambienti lotici, mentre sabbia e limo in quelli lenticci.

Pare evidente che questa rielaborazione delle frequenze con attribuzione di pesi arbitrari sia una componente fortemente critica dell'indice LRD. A questo si aggiunge che alle diverse metriche del LRD (Tab. I) sono stati attribuiti pesi diversi in base alla presunta diversa importanza nel rappresentare le condizioni lenticche e lotiche. Come chiaramente esposto da Legendre e Legendre (2012), la ricodifica di variabili categoriche in variabili numeriche in modo da poterle trattare come tali (p.e. per poterne farne una media) è una procedura spesso adottata in passato ma che non ha nessuna validità. L'unico modo per trattare le variabili categoriche è considerarle come tali, cioè utilizzando il campionamento per stimare i parametri della loro distribuzione (Agresti, 2007).

Un secondo aspetto critico dell'indice LRD, che ricordiamo dovrebbe indicare le variazioni di portata, è che esso è composto da metriche che non hanno una relazione diretta con la portata (tipi di substrato, artificialità e, in molti casi, il tipo di vegetazione, Tab. I). L'inclusione di questi fattori che non variano direttamente con la portata rende ancora più difficoltosa l'interpretazione della relazione tra LRD e portata e tra LRD e STAR_ICMi.

Dal punto di vista numerico, questi fattori tendono ad aumentare l'incertezza della previsione, e probabilmente sarebbe preferibile ometterli. A ciò si aggiunga che la stima del DMV/DE è data da una doppia previsione, la prima che si basa sulla relazione tra LRD e portata, e la seconda tra LRD e STAR_ICMi. L'intervallo di confidenza di queste due operazioni aumenta esponenzialmente in quanto la previsione deve tener conto dell'errore associato sia alla variabile dipendente che a quella indipendente (LRD è la dipendente nella relazione LRD-portata, e LRD è a sua volta variabile indipendente nella relazione STAR_ICMi-LRD). È molto probabile

che l'intervallo di confidenza che si otterrà nella stima di STAR_ICMi sarà spesso molto ampio, anche con un ipotetico buon *fitting* di entrambe le relazioni. Dato che, come rilevato da altri ricercatori, lo STAR_ICMi non risponde molto bene alle variazioni di portata in ambienti privi di inquinamento (p.e. Quadroni *et al.*, 2017; Salmaso *et al.*, 2018), ci si attende che la stima dei DE dallo STAR_ICMi avrà una variabilità tale da limitarne l'utilità pratica.

Infine, va sottolineato che le relazioni tra STAR_ICMi e LRD e tra LRD e portata dovranno essere necessariamente definite per ogni tipologia fluviale. Secondo quanto affermato nel DD STA MATTM 30/2017, la relazione tra STAR_ICMi e LRD risulterebbe già disponibile in base a non ben specificate implementazioni svolte in diverse regioni italiane inclusa l'area alpina. La relazione LRD e portata, invece, dovrebbe essere ottenuta mediante apposite campagne di misura delle portate e applicazione del protocollo CARAVAGGIO. Dato che ciò significa che in larga parte questo lavoro debba essere ancora svolto, non si vede la necessità di passare attraverso l'indicatore LRD quando saranno disponibili i dati di portata raccolti, appunto, in tali campagne.

Un programma più idoneo con le medesime finalità potrebbe prevedere piuttosto delle misure ripetute di portata in concomitanza con misure di campo che effettivamente e direttamente variano con essa, quali la profondità, la larghezza dell'alveo bagnato, la velocità di corrente, e le unità idromorfologiche così come definite nel manuale ISPRA 132/2016 (Rinaldi *et al.*, 2016). Se davvero la relazione tra STAR_ICMi e portata verrà confermata, allora potrà essere utilizzata direttamente, senza la necessità di utilizzare i rilievi con metodologia CARAVAGGIO. La semplificazione dell'approccio gioverebbe, non solo in termini di risorse.

Correzione dell'indice STAR_ICMi in funzione della riduzione dell'alveo bagnato

La correzione proposta nel DD STA MATTM 30/2017 si basa sul presupposto che, in seguito alla diminuzione della portata (p.e. causa derivazione), l'alveo bagnato diminuisca e quindi si riduca l'abbondanza assoluta de-

gli organismi bentonici. Di conseguenza viene indicata una procedura di correzione che vorrebbe tener conto di tale presunta riduzione dell'abbondanza degli organismi bentonici, ma che, in realtà, agisce direttamente sull'indice, anziché sull'abbondanza degli organismi. Infatti, la correzione dell'indice STAR_ICMi viene applicata in funzione della diminuzione percentuale della larghezza media dell'alveo bagnato, e non dell'abbondanza. Ad esempio, se l'indice STAR_ICMi in un torrente non derivato è pari a 0,80 (Buono), e dopo la derivazione la larghezza dell'alveo diminuisce del 50%, la correzione proposta è la seguente: $(\ln(50+1) + 0,24) / 4,8551 = 0,859$ (dove 0,24 e 4,8551 sono costanti). Il valore rappresenta la correzione da effettuare all'indice, quindi $0,80 \times 0,859 = 0,687$. In questo esempio ipotetico, il tratto fluviale verrebbe declassato da Buono a Sufficiente.

Una prima criticità che si solleva riguarda la definizione di "larghezza media dell'alveo bagnato in condizioni naturali". È comune la situazione in cui a monte del tratto oggetto di misura insistano già diversi utilizzi, e quindi la stima della larghezza in condizioni naturali diventa molto approssimativa. Nello spirito delle Linee Guida forse sarebbe sufficiente definire la larghezza media dell'alveo nelle condizioni precedenti (ex-ante) ad una derivazione in progetto.

Al di là di questo problema di definizioni, si deve annotare che la correzione non agisce sul presupposto con cui è stata proposta, ovvero la presunta riduzione dell'abbondanza assoluta degli organismi bentonici, ma piuttosto modifica direttamente il valore dell'indice STAR_ICMi. Se da una parte è ammissibile, ma da dimostrare, che al diminuire dell'alveo bagnato diminuisca anche l'abbondanza degli organismi, un approccio ecologico al problema dovrebbe modellizzare la variazione dell'indice al diminuire della numerosità (p.e. mediante rarefazione, vedi Spitale, 2017). Va comunque riconosciuto come sia improbabile che l'indice possa diminuire semplicemente in rapporto alla diminuzione dell'area bagnata, in quanto la relazione tra portata e biota è sicuramente non lineare e verosimilmente diversa in funzione della tipologia morfologica di corso d'acqua e/o dello stato di alterazione della sua morfologia (Rosenfeld, 2017).

La conoscenza delle relazioni empiriche tra portata e risposte ecologiche è un aspetto cruciale per definire i DE, e una correzione artificiale dell'indice, oltre che non aver nessun supporto ecologico, è contraria anche alle Linee Guida europee (European Commission, 2015) da cui il DD STA MATTM 30/2017 discende.

Correzione dell'indice STAR_ICMi nei casi con stato ecologico elevato/buono

Al fine di porre in relazione diretta la modulazione dei rilasci e la definizione del DE con lo stato ecolo-

gico definito mediante i macroinvertebrati, il DD STA MATTM 30/2017 propone un secondo tipo di correzione da applicarsi nei casi in cui la qualità ecologica sia elevata o buona e quando uno o più sub-indici dello STAR_ICMi superino i valori di riferimento (un esempio di applicazione di tale correzione è presentato in Tab. II).

Gli elementi critici di questo approccio sono simili a quelli precedenti, ovvero la correzione non si basa su motivazioni ecologiche accertate, ma è rappresentata da un ulteriore aggiustamento dell'indice, dettato dall'esigenza di farlo forzatamente rispondere alla diminuzione di portata. Se, come affermato, esistesse realmente una relazione diretta tra DMV/DE e STAR_ICMi, allora evidentemente non sarebbero necessarie correzioni di sorta. Nel caso reale presentato (Tab. II), la correzione determina una diminuzione dell'indice STAR_ICMi da 0,826 a 0,802. La diminuzione determina peraltro una diminuzione inefficace, in quanto compresa nell'intervallo di confidenza stesso dell'indice, e pari a 0,774 - 0,865 (Spitale, 2017).

Metriche per la messa a punto di metodiche per la quantificazione del DE

L'applicazione degli indici nOCH e AB/BaSi ai due casi studio fornisce un quadro eterogeneo sulla reale efficacia nel rappresentare la situazione ambientale. Nel caso del nOCH questo ha un valore maggiore nel tratto sotteso nell'Arnò, mentre presenta entrambe le

Tab. II. Esempio della correzione proposta nel DD STA MATTM 30 da applicarsi nei casi in cui la qualità ecologica sia elevata o buona e quando uno o più sub-indici dello STAR_ICMi superano i valori di riferimento. m_j = valore osservato della metrica j , REF_j = valore tabellare di riferimento per la metrica j , mp_j = valore corretto della metrica j in caso di prelievo (p). La correzione è operata per tutte le metriche per le quali $(m_j - REF_j) > 0$. In questo esempio il numero di famiglie (N_{fam}) identificato è pari a 22, quindi maggiore del valore di riferimento per questa tipologia fluviale e pari a 20,5 (O3SS1 A2 siliceo, regione TAA, vedi Tab. I del DL 260 del 08.11.2010). La correzione determina una diminuzione dell'indice STAR_ICMi da 0,826 a 0,802. La diminuzione è compresa nell'intervallo di confidenza dell'indice determinato col metodo presentato in Spitale (2017), ovvero tra gli intervalli di confidenza (CI) al 5% e 95%.

	M_j	REF_j	$m_j - REF_j > 0$	mp_j
ASPT	6,105	6,179		6,105
logEPTD	1,519	2,24		1,519
N_{fam}	22	20,5	1.5	19
EPT	9	9		9
GOLD	0,248	0,661		0,248
Shannon	0,970	2,271		0,970
STAR_ICMi	0,826	1,006		0,802
Classe	Buono			Buono
CI 5%	0,774			
CI 95%	0,865			

Tab. III. Esempio di applicazione degli indici nHOC (numero famiglie Odonata, Coleoptera, Hemiptera)/nFAM) e AB/BaSi (*Acentrella*+*Baetis*) / (Baetidae+Siphonuridae) nei due torrenti usati come esempio.

	nHOC monte	nHOC sotteso	AB/BaSi monte	AB/BaSi valle
Arnò febbraio 2017	0,074	0,083	1	1
Arnò maggio 2017	0,071	0,107	1	1
Fersina giugno 2017	0,125	0,059	1	1
Fersina agosto 2017	0,086	0,114	1	1

situazioni (maggiore o minore nel sotteso) nel Fersina (Tab. III).

Ricordiamo che, qualora l'indice risponda alle sue finalità, è da attendersi un suo aumento nel tratto sotteso, dovuto ad un aumento delle famiglie di odonati, coleotteri ed emitteri rispetto al totale delle famiglie. Nei torrenti alpini, tuttavia, il numero di famiglie di odonati ed emitteri è sempre molto scarso, sia in termini di abbondanza che di ricchezza di famiglie, perciò la metrica spesso si riduce ad un confronto dei soli coleotteri. Tra questi, dominano in termini di abbondanza le famiglie Elmidae e Hydraenidae, sono inoltre presenti in bassa densità altre famiglie quali Hydrophilidae, Haliplidae, Dytiscidae, Helodidae, Dryopidae. I rappresentanti di queste famiglie sono acquatici sia da adulti che da larve, tranne Hydraenidae e Helophoridae, che lo sono solo da adulti. I coleotteri acquatici prediligono, in generale, gli ambienti ripari caratterizzati da una ridotta velocità di corrente e da bassa profondità, soprattutto dove c'è vegetazione e tende ad accumularsi materiale organico. Pertanto, in torrenti alpini, l'aumento della metrica nOCH dovrebbe essere ascritto principalmente alla presenza delle famiglie più rare che, in quanto tali, forse non sono così idonee a rappresentare un aumento della lenticità.

L'indice AB/BaSi a monte e nel tratto sotteso dalla derivazione non è calcolabile nei due torrenti presi come esempio in quanto tra i Baetidae era presente il solo genere *Baetis* (e non *Acentrella*), mentre non sono stati trovati Siphonuridae.

Un'altra criticità legata a questo indice sta nella necessità di distinguere i taxa ad un livello più accurato di quello richiesto dall'indice STAR_ICMi. La distinzione tra *Baetis* e *Acentrella* può non essere così ovvia in quanto sostanzialmente legata alla presenza di una frangia di peli sul lato esterno delle tibie. I due generi, inoltre, fanno oggi parte del "*Baetis* complex", cioè sono entrambi due sottogeneri del genere *Baetis* (Bauernfeind e Soldan, 2012). *Acentrella sinaica* è l'unica specie del genere presente in Italia, è rara in torrenti alpini essendo stata raccolta solo in Piemonte, e presente soprattutto nelle zone alte di fiumi e torrenti (rhitral) dove la corrente è veloce ed il substrato costituito di ciottoli o ghiaia (Belfiore, 1983; Buffagni e Belfiore,

2003; ARPA Piemonte, 2014). I Siphonuridae sono rappresentati in Italia da una sola specie, *Siphonurus lacustris*, diffusa in quasi tutte le regioni in acque ferme o a debole corrente, pozze e zone umide anche a quote elevate, con abbondante vegetazione sommersa, ma a bassa quota (massimo 900 m slm: Ruffo e Stoch, 2000-2004). Pertanto, il valore dell'indice in torrenti alpini risulta sempre = 1 e inapplicabile per la definizione dei DMV e DE in tali contesti geografici.

CONCLUSIONI E PROSPETTIVE

Le metodiche identificate nel DD STA MATTM 30/2017 per la definizione dei DMV/DE tramite i macroinvertebrati si basano su un riutilizzo di indici (STAR_ICMi) e procedure (CARAVAGGIO) originariamente sviluppati per finalità diverse. Dall'entrata in vigore dell'indice come strumento per la classificazione (Decreto MATTM 260/2010), tra gli operatori e ricercatori è maturata la convinzione della scarsa sensibilità dello STAR_ICMi nei casi di derivazioni idriche senza peggioramento legato alle caratteristiche chimiche (caso frequente in ambito alpino) (p.e., Quadroni *et al.*, 2017; Salmaso *et al.*, 2018). Se a ciò si aggiungono le forti perplessità legate alle criticità appena esposte, pare quanto mai opportuna una rivalutazione dell'intero approccio che porti ad individuare indicatori di tipo stressor-specifici.

È necessario un cambio di paradigma, che evolva dai metodi basati sulla valutazione della qualità delle acque verso nuove metriche, definite e sviluppate ad hoc, e che si basino sulle effettive relazioni portata-risposte ecologiche e/o biologiche. Tra gli approcci più promettenti, si possono citare quelli basati sulla diversità e abbondanza degli invertebrati reofili, la cui risposta alla diminuzione di portata è di tipo soglia, anziché graduale (Wilding e Poff, 2008). Altri indici basati sulla fauna a invertebrati sono stati proposti per altri tipi di impatti idromorfologici, quali l'hydropeaking (Leitner *et al.*, 2017). Buoni risultati stanno dando anche le metriche che utilizzano gruppi funzionali trofici (FFG, Functional Feeding Group: Cummins, 1974; Merritt e Cummins, 1996), che rispondono alle alterazioni dei flussi energetici e delle reti trofiche causate dalla diminuzione progressiva del deflusso (Merritt *et al.*, 2017).

Nell'ottica di una implementazione della legislazione nazionale che risponda ai più recenti sviluppi della pianificazione integrata delle risorse idriche e del territorio, va ricordato che nel panorama internazionale per la definizione dei DE la comunità scientifica si sta spostando dall'utilizzo di metriche basate su regimi idrologici statici, a una caratterizzazione del deflusso dinamica, variabile temporalmente (Poff, 2017).

Nelle metriche biologiche vengono inclusi i processi a livello di popolazioni e le caratteristiche funzionali (*species traits*). Inoltre, si sta ravvisando la necessità

di incorporare altre variabili ambientali (ad es., temperatura, sedimento: Acreman, 2016) per aumentare l'efficacia nella definizione ed applicazione degli *environmental flows*.

È auspicabile che a livello nazionale si avvii una riflessione più ampia e partecipata, che coinvolga non

solo gli Enti di Ricerca predisposti alla definizione delle metriche, ma anche ricercatori e operatori (ad es. del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente), in modo da non mettere in campo metodiche e procedure che potrebbero rivelarsi non idonee a definire i DE secondo le indicazioni fornite nelle *Guidance* europee.

BIBLIOGRAFIA

- Acreman M., 2016. Environmental flows – basics for novices. *WIREs Water*, **3**: 622-628.
- Agresti A., 2007. *An Introduction to Categorical Data Analysis, second edition*. Wiley & Sons Inc. Hoboken, New Jersey, 372 pp.
- ARPA Piemonte, 2014. *Indagine qualitativa di alcuni corsi d'acqua appenninici di pregio della provincia di Alessandria*. Relazione tecnica, 66 pp.
- Bauernfeind E., Soldan T., 2012. *The Mayflies of Europe (Ephemeroptera)*. Brill, 781 pp.
- Belfiore C., 1983. *Efemeroteri (Ephemeroptera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne Italiane*, 24. Consiglio Nazionale delle Ricerche, 113 pp.
- Buffagni A., 2004. *Classificazione ecologica e carattere lentic-lotico in fiumi mediterranei*. Quaderni dell'Istituto di Ricerca sulle Acque del C.N.R., 122. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma, 190 pp.
- Buffagni A., Belfiore C., 2003. A review of Ephemeroptera species distribution in Italy: Gains from recent studies and areas for future focus. In: Gaino E. (ed.), *Research Update on Ephemeroptera&Plecoptera*. University of Perugia, Perugia, Italy: 279-290.
- Buffagni A., Terranova L., Demartini D., 2013. *Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO - Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali*. Monografie dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del C.N.R. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma. 293 pp.
- Buffagni A., Erba S. Armanini D.G., 2010. The lentic-lotic character of Mediterranean rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquatic Sciences*, **72**: 45-60.
- Cummins K.W., 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, **24**: 631-641.
- European Commission, 2013. *A Water Blueprint for Europe*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 27 pp.
- European Commission, 2015. *Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*. WFD CIS Guidance Document No. 31, 106 pp.
- ISPRA, 2014. *Metodi biologici per le acque superficiali interne*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale – Manuali e Linee Guida 111/2014, 232 pp.
- Legendre P., Legendre L., 2012. *Numerical Ecology, 3rd Ed.* Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, 1006 pp.
- Leitner P., Hauer C., Graf W., 2017. Habitat use and tolerance levels of macroinvertebrates concerning hydraulic stress in hydropeaking rivers – A case study at the Ziller River in Austria. *Science of The Total Environment*, **575**: 112-118.
- Merritt R.W., Cummins K.W., 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishers, Dubuque, 862 pp.
- Merritt R.W., Fenoglio S., Cummins K.W., 2017. Promoting a functional macroinvertebrate approach in the biomonitoring of Italian lotic systems. *Journal of Limnology*, **76**: 5-8.
- PAT, 2015. Deliberazione della Giunta Provinciale PAT n. 233 16-12-2015, aggiornato APPA-TN al Dicembre 2017. http://www.appa.provincia.tn.it/pianificazione/Piano_di_tutela/-Piano_Tutela_Acque/pagina10.html.
- Poff N.L., 2017. Beyond the natural flow regime? Broadening the hydro-ecological foundation to meet environmental flows challenges in a non-stationary world. *Freshwater Biology*, **00**: 1-11. <https://doi.org/10/1111/fwb.13038>.
- Poff N.L., 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**: 769-784.
- Quadroni S., Crosa G., Gentili G., Espa P., 2017. Response of stream benthic macroinvertebrates to current water management in Alpine catchments massively developed for hydropower. *Science of the Total Environment*, **609**: 484-496.
- Rinaldi M., Belletti B., Comiti F., Nardi L., Mao L., Bussettini M., 2016. *Sistema di rilevamento e classificazione delle Unità Morfologiche dei corsi d'acqua (SUM). Versione aggiornata 2016*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale – Manuali e Linee Guida 132/2016, 130 pp.
- Rosenfeld J.S., 2017. Developing flow-ecology relationships: Implications of nonlinear biological responses for water management. *Freshwater Biology*, **62**: 1305-1324.
- Ruffo S., Stoch, F., 2000-2004. *CKmap 2004. Ver 5.1*. Ministero dell'Ambiente della Tutela del Territorio.
- Salmaso F., Crosa G., Espa P., Gentili G., Quadroni S., Zaccara S., 2018. Benthic macroinvertebrates response to water management in a lowland river: effects of hydro-power vs irrigation off-stream diversions. *Environmental Monitoring and Assessment*, **190**: 33.
- Spitale D., 2017. Performance of the STAR_ICMi macroinvertebrate index and implications for classification and biomonitoring of rivers. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, **418**: 20.
- Veza P., Zanin A., Parasiewicz P., 2017. *Manuale tecnico-operativo per la modellazione e la valutazione dell'integrità dell'habitat fluviale*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale – Manuali e Linee Guida 154/2017, 102 pp.
- Wilding T.K., Poff N.L., 2008. *Flow-ecology relationships for the watershed flow evaluation tool*. Report to The Colorado Water Conservation Board, 49 pp.

Recupero, allevamento e reintroduzione di *Cottus gobio* (Linnaeus, 1758) nella ZSC alpina Valli di Sant'Antonio (Lombardia)

Alessandro Marieni*, Antonella Anzani

Centro Studi Biologia e Ambiente snc Corso XXV Aprile, 87 – 22036 Erba (CO)

* Referente per la corrispondenza: csba.erba@virgilio.it

Pervenuto il 22.2.2018; accettato il 27.4.2018

Riassunto

Presso la Stazione di Idrobiologia Alpina di Sant'Antonio, un centro di ecologia applicata per la gestione delle popolazioni ittiche della ZSC IT2070017 "Valli di Sant'Antonio" (Corteno Golgi, BS, Lombardia), è stato avviato nel 2010 uno specifico programma di allevamento e riproduzione in cattività di *Cottus gobio*, finalizzato alla reintroduzione della specie nelle acque dell'area protetta. Sono stati sperimentati diversi sistemi di allevamento in un ambiente freddo di montagna e ne è stata valutata l'efficacia, mettendo a punto procedure standard che si integrano con la gestione degli impianti comunemente in uso presso gli incubatoi ittici di valle, giungendo alla definizione di protocolli di gestione specifici per queste tipologie ambientali, esportabili in altri contesti analoghi.

PAROLE CHIAVE: scazzone / riproduzione artificiale / conservazione / torrente alpino / piano di gestione

Cottus gobio (Linnaeus, 1758) recovery and reintroduction plan in alpine SAC IT2070017 Valli di Sant'Antonio (Lombardy)

Since 2010, the Stazione di Idrobiologia Alpina di Sant'Antonio (Corteno Golgi, BS, Lombardy), an applied-ecology laboratory, has taken part in an experimentation, with the goal of reintroduction of *Cottus gobio* in SAC IT202017 "Valli di Sant'Antonio" through artificial breeding, farming and restocking in the local streams. Different farming solutions in cold mountain environment were tested and related efficiency has been assessed. Specific protocol integrating bullhead farming in local small trout-fisheries has been drawn up, with the purpose of application in other Alpine districts whenever needed.

KEY WORDS: bullhead / artificial breeding / conservation / Alpine stream / management plan

INTRODUZIONE

Lo scazzone, *Cottus gobio* (Linnaeus, 1758), una specie autoctona dell'Europa centro-settentrionale, è un tipico pesce delle acque del comprensorio alpino italiano, un tempo ampiamente diffuso sull'intero arco alpino e sull'Appennino settentrionale (Zerunian, 2002, 2004).

La specie, autoctona delle acque interne italiane, vive in ambienti freddi (temperatura media inferiore a 14-16°C) e ben ossigenati, dove condivide l'habitat con i Salmonidi. È un pesce bentonico stretto, privo di vescica natatoria, che trascorre la maggior parte del tempo nascosto in rifugi tra i substrati del fondo (Van

Lieferinge *et al.*, 2005). La sua struttura corporea e le sue abitudini lo rendono poco incline agli spostamenti, tendendo ad occupare un ristretto habitat durante il proprio ciclo vitale (Tomlinson *et al.*, 2003). La livrea varia molto in base alla colorazione dei substrati su cui vive e può andare dal grigio omogeneo ad una livrea marmorizzata con striature di colore marrone (Fig. 1).

Maschi e femmine presentano un dimorfismo sessuale che tende a divenire evidente negli adulti: il capo è massiccio nei maschi, con margine anteriore appiattito, mentre nelle femmine la testa è più stretta

e con margine tendenzialmente più appuntito. Anche il corpo è più tozzo nei maschi e più slanciato nelle femmine (Fig. 2 e 3).

L'accrescimento è in relazione alle caratteristiche ambientali. Le due principali variabili che ne condizionano la crescita sono la temperatura e la disponibilità di risorse trofiche. In ambienti con acque con temperatura compresa tra 14 e 16 °C e ricchi di cibo la crescita è molto rapida, ma il ciclo di vita è piuttosto breve. Di contro, in ambienti montani oligotrofici, dove le temperature sono sempre inferiori a 10 °C, l'accrescimento è molto lento, ma le ridotte velocità metaboliche consentono alla specie di essere più longeva (Cowx *et al.*, 2003). In questi casi la maturità sessuale viene raggiunta tra

il secondo ed il quarto anno di vita ed i pesci possono vivere anche fino a 9 o 10 anni. Anche il periodo riproduttivo varia a seconda dell'ambiente: nelle acque di pianura e nelle risorgive le uova vengono deposte già da febbraio, mentre nei torrenti di montagna la riproduzione avviene solitamente a maggio. In natura le uova vengono deposte all'interno di un riparo scelto dal maschio, dopo un breve corteggiamento che induce le femmine ad entrare nel riparo. Le uova, di colore giallastro chiaro e di forma tondeggiate, hanno un diametro di 2-3 mm e vengono deposte in piccoli grappoli sulla volta o sulle pareti del riparo, a cui restano adese e dove vengono immediatamente fecondate dal maschio. Terminata la deposizione il maschio scaccia la femmina dal nido



Fig. 1. *Cottus gobio*. Le due fotografie ritraggono le tipiche livree a tonalità marrone (sopra) e a tonalità grigia (sotto). Foto Centro Studi Biologia e Ambiente (CSBA).



Fig. 2. Esemplari maschi di *Cottus gobio*. Si noti il capo massiccio ed ampio. Foto Centro Studi Biologia e Ambiente (CSBA).



Fig. 3. Esemplare femmina di *Cottus gobio*. Il capo è più affusolato rispetto ai maschi ed il ventre è rigonfio a causa della presenza delle uova. Foto Centro Studi Biologia e Ambiente (CSBA).

e resta ad effettuare cure parentali fino alla schiusa. Più femmine possono essere richiamate dal maschio a deporre all'interno dello stesso nido (Anzani *et al.*, 2014). Ciascuna femmina depone un numero variabile di uova, in relazione alla propria taglia. I dati riportati in bibliografia indicano valori molto diversi tra loro. Zerunian (2002), ad esempio, riporta un numero compreso tra 80 e 600 uova per femmina in base alla taglia, mentre Piccinini *et al.* (2012) indicano valori compresi tra 500 e 1200 uova per femmine di circa 11 cm valutate in allevamento. Durante la fase di incubazione il maschio non abbandona il nido e si alimenta solo con le prede che riesce a catturare dal presidio. Le uova schiudono in circa 170 gradi giorno.

A causa delle sue abitudini strettamente bentoniche, questo pesce è particolarmente minacciato dalle alterazioni morfologiche degli habitat, dalle modifiche del regime idrologico e dalle alterazioni ecologiche prodotte dalle immissioni in sovrannumero di pesci a sostegno della pesca sportiva, come i Salmonidi, di cui è preda d'elezione (Zerunian, 2003). Recentemente è stato rimosso dalla lista rossa delle specie minacciate redatta da IUCN a causa dell'ampio areale di diffusione (Rondinini *et al.*, 2013); tuttavia la sua presenza nel comparto alpino della Provincia di Brescia è piuttosto frammentaria e spesso legata a metapopolazioni isolate (Viglione *et al.*, 2003). Nelle Valli di Sant'Antonio la specie si è estinta a causa dell'eccessiva immissione di trote (Anzani *et al.*, 2007). Le acque in questione, infatti, sono ricomprese all'interno di una riserva di pesca che il Comune di Corteno Golgi gestisce in concessione dal 1949. Tuttavia, essendo tale riserva di pesca ricompresa in parte all'interno dei confini della Riserva Naturale delle Valli di Sant'Antonio, nonché in gran parte all'interno anche dell'omonima ZSC IT2070017, dal 2007 il Comune di Corteno Golgi ha avviato un programma di revisione delle modalità di gestione della pesca al fine di renderla compatibile con le finalità conservazionistiche che il sito impone: le azioni ad oggi avviate riguardano sostanzialmente la ricostituzione di popolazioni ittiche selvatiche in linea (Anzani *et al.*, 2011, 2013). Nel dettaglio l'attività scientifica riguarda una azione specifica che ha interessato la reintroduzione dello scazzone nel bacino del torrente Sant'Antonio (Anzani *et al.*, 2014).

Proprio per tale fine, è stata avviata un'attività di ricerca applicata finalizzata a valutare le modalità operative più efficaci per la reintroduzione di questa specie ittica nell'area. La sperimentazione dell'allevamento presso la stazione di Idrobiologia Alpina ha avuto inizio nel 2010 e le fasi operative sono state attuate tra il febbraio 2012 ed l'ottobre 2016. Dopo aver preso in esame diverse popolazioni del bresciano, scartate poiché destrutturate, troppo povere o già gravate da fattori di stress, alla luce dell'omogeneità delle popo-

lazioni di scazzone dell'area padana (Slechtova *et al.*, 2004; Vonlanthen *et al.*, 2007) sono stati reperiti alcuni esemplari di *C. gobio* maschi e femmine, subadulti e riproduttori, da una florida popolazione del fiume Lambro (Como). I pesci sono stati quindi trasferiti presso la Stazione di Idrobiologia Alpina delle Valli di Sant'Antonio, struttura operativa per la gestione della fauna ittica dell'area protetta, dove sono state messe a punto e sperimentate diverse condizioni di allevamento. L'attività sperimentale ha riguardato il monitoraggio delle condizioni ambientali e la risposta fisiologica e comportamentale di *C. gobio* alle diverse situazioni. Si è così giunti alla definizione delle migliori strategie per l'allevamento e la riproduzione in ambiente artificiale della specie in contesti alpini, verificando le differenze con attività di allevamento sperimentate svolte in condizioni ambientali diverse.

MATERIALI E METODI

La sperimentazione ha preso in esame dapprima quanto riportato in Piccinini *et al.* (2012) relativamente al manuale tecnico-pratico per l'allevamento dello scazzone, adattandone le procedure al contesto ambientale ed impiantistico della Stazione di Idrobiologia Alpina delle Valli di Sant'Antonio. Da qui poi sono stati sviluppati e testati nuovi sistemi e strategie di allevamento specifici per ambienti freddi e poco produttivi.

L'acclimatazione alle condizioni ambientali in impianto da parte degli esemplari reperiti in natura e qui trasferiti è avvenuto gradualmente, mantenendo la temperatura dell'acqua tra 8 °C e 10 °C e garantendo una adeguata ossigenazione tramite gorgogliamento dell'acqua in ingresso. Entro poche ore dal trasferimento tutti i pesci hanno dimostrato un pieno adattamento alle nuove condizioni, mostrando addirittura di accettare voracemente il cibo somministrato. In questa prima fase di adattamento il tasso di sopravvivenza è stato del 100%.

Durante la fase sperimentale è stata valutata l'efficacia di differenti strutture per la stabulazione. In ciascuna delle diverse condizioni è stato mantenuto un pool di individui caratterizzato dai medesimi valori di densità ittica e di biomassa per unità di volume, costituito da un gruppo misto formato per un terzo da individui subadulti, un terzo da maschi riproduttori ed un terzo da femmine riproduttrici. Le diverse soluzioni tecniche sperimentate sono state le seguenti:

- impianti a circuito chiuso a ricircolo;
- impianti aperti;
- vasche "californiane".

Una prima fase della sperimentazione ha riguardato la stabulazione degli individui di scazzone in impianti a circuito chiuso, con ricircolo dell'acqua. L'impianto è stato realizzato impiegando due vasche in vetro aventi

dimensioni ciascuna di 120 x 40 x 40 cm, compartimentate in 3 scomparti in serie, ciascuno recapitante all'interno dello stesso impianto di filtrazione, corredato da apposito refrigeratore per la gestione della temperatura (Fig. 4).

La sezione filtrante, alloggiata nel retro delle vasche, tratta l'acqua in uscita da ciascuna di esse mediante un sistema di filtrazione trifasico a più stadi, meccanico, chimico e biologico, e successivamente la invia al termoregolatore per poi ridistribuirli nei compartimenti. La temperatura dell'acqua, per l'intero periodo di stabilizzazione, è stata costantemente mantenuta a 12°C. In queste condizioni la conducibilità elettrica dell'acqua, inizialmente sul valore di 89 µS/cm, tende ad aumentare nel tempo con un incremento mensile pari a circa il 30%. Benché efficiente, si è osservato come il sistema di filtraggio tenda a concentrare i soluti presenti nell'impianto. L'ossigeno disciolto, in concentrazione di 10,2 mg/L al momento del riempimento dell'impianto, si è abbassato nei primi giorni di funzionamento fino al valore di 8,5 mg/L, mantenendosi però poi costante su questo valore per l'intero periodo di sperimentazione. Il pH è risultato tendenzialmente stabile, oscillando tra 7,20 e 7,80.

È stato sperimentato anche l'utilizzo di sistemi aperti, modificando l'impianto descritto precedentemente, convertendolo da un sistema chiuso a ricircolo, ad un sistema aperto. Pur non avendo osservato particolari problemi sulla vita dei pesci anche nei sistemi a ricircolo, l'utilizzo dell'impianto aperto ha consentito di accertare un evidente miglioramento delle condizioni generali degli animali essenzialmente in termini di maggiore attività degli individui. In queste condizioni non sono stati registrati né incrementi di conducibilità elettrica, che si è sempre mantenuta costante attorno a 85 µS/cm, né variazioni sensibili di concentrazione di ossigeno disciolto, costante attorno a 10 mg/L, così come stabile è risultato il pH, di poco superiore alla neutralità. Ciò ha consentito anche di ridurre enormemente le attività di controllo e manutenzione degli impianti. Più variabile, invece, è risultata la tempera-



Fig. 4. Impianto per l'allevamento sperimentale di *Cottus gobio*. Sistema a circuito chiuso, con coppie (sopra) e mattoni forati (sotto) (foto CSBA).

tura che, essendo legata agli andamenti stagionali che interessano la rete di distribuzione idrica comunale, ha oscillato tra valori di poco superiori a 4 °C in inverno, fino a 10-12 °C in estate. L'acqua è fornita dalla rete acquedottistica, il cui allacciamento è posto a monte dell'impianto di trattamento igienico-sanitario del potabilizzatore garantendo così una risorsa idrica naturale, priva di additivi disinfettanti, costante in tutti i periodi dell'anno e con temperature sempre idonee per la specie ittica. Questo elemento ha giocato un ruolo chiave per la scelta effettuata (Fig. 5). Diversamente però da quanto osservato nei sistemi a ricircolo, l'acqua più fredda nel periodo invernale e primaverile ha ritardato l'inizio del periodo riproduttivo, spostandolo dai primi di aprile (sistemi a ricircolo) ai primi di maggio (sistemi aperti).

Quale ultima soluzione tecnica è stata testata anche l'efficacia dell'utilizzo di impianti comunemente impiegati in trotticoltura e cioè le vasche cosiddette "californiane". Si tratta di vasche in acciaio inox, collegate in serie, aventi forma a base rettangolare con superficie di circa 0,7 m² e profondità di 20 cm (Fig. 6 e 7). Sono anch'essi sistemi aperti, nei quali i parametri di temperatura, ossigeno, conducibilità



Fig. 5. Impianto per l'allevamento sperimentale di *Cottus gobio*. Vasche modificate con impianto a circuito idrico aperto (foto CSBA).



Fig. 6. Vasche "californiane" solitamente impiegate per l'incubazione delle uova e primo allevamento di avannotti di trota negli incubatoi ittici di valle, adattate ed allestite per l'allevamento sperimentale di *Cottus gobio*. L'immagine si riferisce ad una batteria di vasche senza ghiaia, con presenza dei soli ricoveri (foto CSBA - S. Cisani).

elettrica ed ossigenazione monitorati hanno mostrato i medesimi andamenti descritti nel caso precedente. Le californiane sono caratterizzate da spazi più ampi rispetto alle strutture sopra descritte e tale morfologia ha positivamente influenzato le possibilità di mobilità del pesce. Si è potuto così verificare come lo scazone prediliga spazi vitali caratterizzati da acque basse ed una certa disponibilità di superficie in cui muoversi: le californiane si sono così dimostrate l'opzione ottimale, soprattutto durante il periodo riproduttivo.

Oltre alle condizioni generali di stabulazione, si è provveduto anche a valutare il livello di gradimento dei pesci nei confronti di diversi substrati. Le diverse tipologie di vasche sono state quindi allestite sia con substrati minerali, costituiti da uno strato di ghiaia di fiume grossolana e ricoveri realizzati con ciottoli, che con ricoveri artificiali, essenzialmente coppi in terracotta e mattoni forati. Queste soluzioni sono state testate sia in maniera integrata (substrato e diverse tipologie di ricoveri posizionati nelle medesime vasche) sia in maniera singola (substrato e diversi tipi di rifugi allestiti in vasche separate, ciascuna con una sola tipologia all'interno).



Fig. 7. Vasche "californiane" appositamente allestite con substrato di ghiaia, ciottoli e rifugi (foto CSBA – S. Cisani).



RISULTATI

Durante la sperimentazione negli impianti a circuito chiuso, con temperatura costantemente mantenuta a 12 °C, la comparsa dei tipici comportamenti prodromici della fase riproduttiva è stata osservata tra la fine di marzo ed i primi giorni di aprile. In questa fase i pesci hanno dimostrato una maggior attività, con frequenti spostamenti all'interno delle vasche ed atteggiamenti aggressivi tra i vari individui, soprattutto da parte dei maschi. In questi impianti di allevamento la deposizione delle uova è avvenuta sempre nella prima decade di aprile, unicamente all'interno dei ricoveri appositamente introdotti, sia sulla volta che sulle pareti laterali degli stessi. In queste condizioni le uova lasciate nelle vasche sono state immediatamente predate da altri esemplari, nonostante i tentativi di difesa dei maschi a protezione dei nidi. Altre uova sono state spostate, unitamente al substrato al quale erano adese, in scomparti del medesimo impianto privi di pesci. In questo caso tutte le uova sono state rapidamente invase da muffe acquatiche (*Saprolegniaceae*) e sono successivamente degenerate. Tra le diverse tipologie di ricoveri immessi, la deposizione delle uova è stata riscontrata solo all'interno di mattoni forati, dei quali solo il 10% di quelli disponibili è stato comunque utilizzato.

Diversamente da quanto osservato nei sistemi a ricircolo, in quelli a sistema aperto l'acqua più fredda (nei mesi di gennaio e febbraio le temperature registrate in impianto sono risultate sempre inferiori a 4 °C) ha verosimilmente ritardato l'inizio del periodo riproduttivo. I pesci hanno iniziato a manifestare i tipici comportamenti pre-riproduttivi nella terza decade di aprile, mentre la deposizione delle uova si è verificata tra la seconda decade e l'inizio della terza decade di maggio. La frequenza delle deposizioni è stata piuttosto regolare in questo lasso di tempo con gli episodi più precoci osservati il 15 maggio del 2013 ed i più tardivi il 22 maggio dello stesso anno. In concomitanza con le deposizioni la temperatura media dell'acqua si è mante-

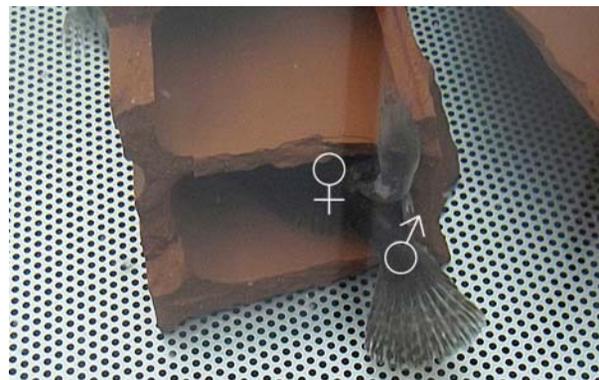


Fig. 8. Due fasi della deposizione delle uova osservata direttamente in impianto (foto CSBA).

nuta tra 6 e 7 °C. Anche in questa tipologia di impianto sono stati osservati fenomeni di predazione a carico delle uova, ma nel complesso i maschi a presidio delle deposizioni sono apparsi molto più reattivi ed efficaci nel difendere il nido (Fig. 8), conseguentemente la perdita di uova per predazione è stata decisamente contenuta. Solo nel caso della deposizione del 15 maggio 2013, che rappresentava l'unica presente in quel momento nell'impianto, il maschio non è riuscito a fronteggiare le diverse incursioni che nel giro di due giorni hanno portato alla completa predazione dell'intero grappolo di uova deposte.

Come da protocollo di sperimentazione, alcuni gruppi di uova sono stati isolati dai pesci (Fig. 10). Rispetto alle ovature presidiate dai maschi (Fig. 9), in quelle isolate è stata osservata l'insorgenza di saprolegnosi (Fig. 13). In questo caso la perdita di uova è risultata comunque inferiore al 20% di quelle isolate. Nelle vasche erano presenti, in egual misura, ricoveri delle tre tipologie scelte. Di questi, è stato utilizzato

per la deposizione il 50% dei mattoni forati presenti ed il 20% dei ricoveri realizzati con i ciottoli, mentre in nessun caso sono stati utilizzati i coppi. Le uova in incubazione, sia quelle presidiate dai pesci che quelle isolate, sono state monitorate costantemente. Lo sviluppo di entrambi i gruppi è proceduto regolarmente ed in maniera sincrona. Poco prima della schiusa (Fig. 11 e 12), al fine di evitare la dispersione delle larve, anche le uova presidiate sono state isolate e trasferite, assieme alle altre, in appositi contenitori a ciclo aperto (Fig. 14).

La sperimentazione dell'allevamento nelle vasche californiane ha permesso di accertare condizioni analoghe a quelle descritte nel caso precedente. Le caratteristiche dell'acqua, infatti, sono risultate le medesime dal momento che sia queste vasche che i sistemi aperti sono stati alimentati in continuo dalla stessa fonte di approvvigionamento idrico, con la medesima portata di ricambio (cambio completo dell'intero volume in circa 6 minuti). A seguito di ciò, i comportamenti osservati



Fig. 9. Esemplare maschio di *Cottus gobio* che presidia le uova (foto CSBA).

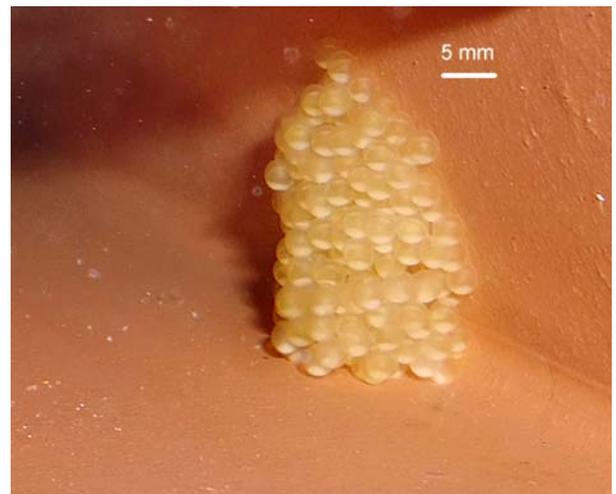


Fig. 10. Particolare di un grappolo di uova deposte e fecondate all'interno di un substrato artificiale (foto CSBA).



Fig. 11. Uova di *C.gobio* deposte sulla volta di un riparo realizzato con ciottoli di fiume appositamente allestito all'interno della vasca di stabulazione. Le uova sono in procinto di schiudersi e sono chiaramente visibili le larve al loro interno (foto CSBA).



Fig. 12. Uova di *C. gobio* deposte sulla parete interna di un mattone forato, appositamente introdotto nella vasche di allevamento. Le uova sono in procinto di schiudersi e sono chiaramente visibili le larve al loro interno (foto CSBA).

nei pesci non si sono scostati da quanto riscontrato nei sistemi aperti. In questo caso tutti i mattoni forati sono stati utilizzati per la deposizione delle uova, così come il 50% dei ricoveri in ciottoli. Anche nelle californiane, gli scazzoni hanno dimostrato di non gradire i coppi



Fig. 13. Uova attaccate da *Saprolegnia* spp. (foto CSBA – S. Cisani).



Fig. 14. Vaschetta utilizzata per la prima stabulazione degli avannotti (foto CSBA – S. Cisani).

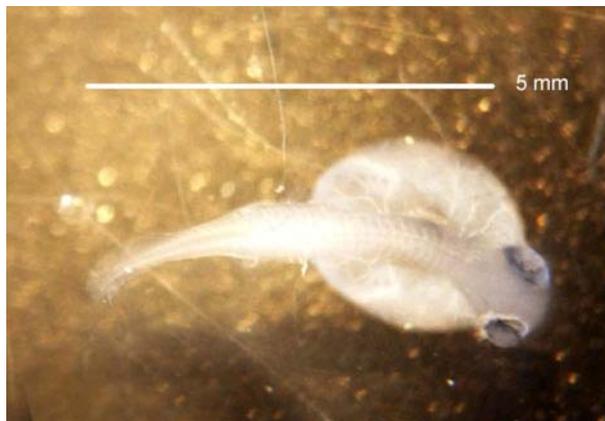


Fig. 15. Immagine ripresa allo stereoscopio di una larva di scazzone appena schiusa (foto CSBA – S. Cisani).

quali substrati per la deposizione.

Anche in merito all'incubazione, nelle vasche californiane sono state osservate le medesime dinamiche già descritte per gli impianti a circuito aperto. In questo impianto, in un caso è stato possibile assistere direttamente alla deposizione di uova all'interno di uno dei substrati appositamente predisposti. Il maschio, una volta scelto il sito, attraverso un caratteristico rituale di corteggiamento, ha richiamato una femmina all'interno, la quale, rovesciandosi, ha deposto alcune centinaia di uova sulla volta del riparo che sono state immediatamente fecondate dal maschio (Fig. 8). Terminata la fecondazione, il maschio ha allontanato la femmina dal nido, rimanendo poi all'interno per le cure parentali. Nei giorni successivi, altri grappoli di uova sono stati depositi nello stesso ricovero.

Dalle osservazioni condotte, soprattutto in riferimento al successo riproduttivo, la granulometria e la natura del substrato non sembrerebbero rappresentare un fattore discriminante, mentre lo è la presenza di rifugi efficaci in cui rintanarsi ed in cui deporre le uova: i migliori risultati, infatti, sono stati ottenuti con le vasche californiane, corredate ciascuna da una decina di rifugi costituiti sia da ciottoli che da mattoni forati, indipendentemente dalla presenza o assenza di substrato posto sul fondo.

I dati raccolti durante gli anni di sperimentazione hanno dato le seguenti informazioni relativamente allo sviluppo embrionale e al primo accrescimento degli avannotti:

- l'incubazione delle uova richiede circa 22 giorni alla temperatura di circa 7 °C. Il dato osservato risulta in linea con il valore di 170 gradi giorno riportato in letteratura (Piccinini *et al.*, 2010);
- dopo circa 10 giorni dalla deposizione, le uova cambiano aspetto, assumendo una colorazione gialla più intensa e rivelando le macchie oculari degli embrioni all'interno (Fig. 11 e 12);
- il riassorbimento del sacco vitellino, alla temperatura



Fig. 16. Due avannotti di 26 giorni di età, a sacco vitellino riassorbito. (foto CSBA – S. Cisani).

dell'acqua di circa 7 °C, avviene in una ventina di giorni (Fig. 15 e 16);

- al termine di questa fase gli avannotti si alimentano autonomamente e sono risultati attratti solo da prede in movimento, non riconoscendo come cibo, benché commestibili, le particelle immobili. A fronte di questa particolarità si è rivelato del tutto inefficace l'impiego dei classici mangimi appositamente studiati per avannotti, compresi quelli utilizzati in acquariofilia. Viste le ridotte dimensioni degli avannotti, che in questa fase misurano circa 7-8 mm, si è optato per la somministrazione di naupli vivi di *Artemia salina*, immessi quotidianamente nelle vaschette di stabulazione (Fig. 17 e 18);
- i giovani nati, dopo 5 mesi, raggiungono una lunghezza media di circa 18 mm (Fig. 19);
- raggiunta la taglia di 20 mm circa, a 5-6 mesi d'età (Fig. 20), la dieta può essere arricchita con larve sminuzzate di Chironomidi, che da questo stadio



Fig. 17. Uovo e nauplio di *Artemia salina* appena schiuso (foto CSBA – S. Cisani).



Fig. 18. Avannotti di scazzone di 2 mesi dopo la somministrazione del cibo. Pur iniziando ad evidenziare una certa pigmentazione, il corpo lascia intravedere in trasparenza gli organi interni. Il colore arancio è dato dai naupli di *Artemia salina* appena catturati che conferiscono una tipica colorazione allo stomaco (foto CSBA – S. Cisani).

di sviluppo dello scazzone, nell'arco di un paio di settimane, ne rappresentano l'intera dieta;

- le larve sminuzzate di Chironomidi devono comunque essere mantenute in movimento dalla circolazione dell'acqua poiché anche in questa fase i giovani scazzoni non riconoscono come cibo le particelle immobili;
- in queste condizioni di allevamento lo scazzone ha evidenziato un accrescimento regolare e lineare, raggiungendo una taglia di circa 40 mm ad un anno di vita. L'analisi dei dati (Ricker, 1975) (Gayanilo *et al.*, 2006) ha permesso di ricavare per il dataset età-

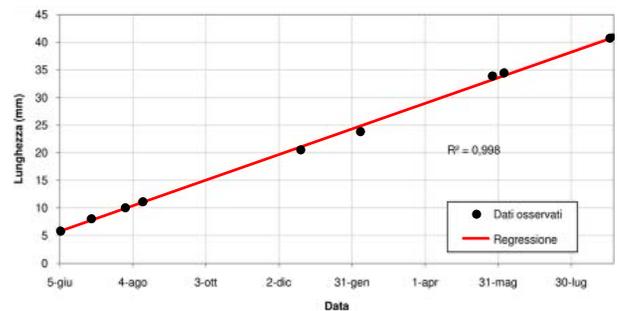


Fig. 19. Accrescimenti medi di *C. gobio* riferiti ad individui nati in cattività presso l'impianto sperimentale della Stazione di Idrobiologia Alpina delle Valli di Sant'Antonio, misurati nei primi 16 mesi di vita, tra giugno e settembre.



Fig. 20. Giovane scazzone all'età di 6 mesi (foto CSBA – S. Cisani).



Fig. 21. Giovani scazzoni di età di 12 mesi, taglia ritenuta adeguata per il rilascio in acque libere (foto CSBA – S. Cisani).

lunghezza una correlazione di tipo lineare, associata ai primi 16 mesi di vita (Fig. 19);

- all'età di circa 1 anno (Fig. 21), i pesci sono in grado di alimentarsi anche di larve o loro frammenti non in movimento, che ricercano attivamente dopo la somministrazione nelle vasche.

Durante la sperimentazione è stato inoltre osservato che:

- in assenza di trattamento farmacologico si è verificata a carico delle uova una significativa insorgenza di saprolegnosi che ha ridotto la schiusa a circa il 50% del totale di uova deposte (Fig. 13);
- l'insorgenza di saprolegnosi tende a non verificarsi nei casi in cui le uova siano presidiate dal maschio, il quale provvede a garantire un costante ricambio idrico tramite un flusso forzato mediante l'uso delle pinne pettorali; non sono, tuttavia, da escludere fenomeni di predazione a carico delle uova, anche da parte del maschio stesso;
- per i diversi stadi di sviluppo da uovo ad avannotto il tasso di mortalità maggiore è stato registrato per lo stadio di uovo (causa saprolegnosi), mentre per le larve e gli avannotti il tasso di mortalità è risultato prossimo allo zero.

Nelle condizioni di allevamento descritte, lo scazzone ha evidenziato un accrescimento regolare e lineare, raggiungendo una taglia di circa 40 mm ad un anno di vita (Fig. 19). Il dato appare inferiore ai valori riportati in bibliografia ed in particolare è inferiore ai dati osservati in altri casi di allevamento (Piccinini *et al.*, 2010), che indicano una lunghezza di circa 50-60 mm per gli *yearlings*. Il fatto è verosimilmente attribuibile alle basse temperature che caratterizzano le acque dell'impianto di Corteno Golgi, ben inferiori ai 14-16°C a cui si riferiscono i dati riportati in letteratura.

La fase di sperimentazione si è conclusa liberando tutti gli esemplari coinvolti, sia quelli originariamente prelevati dalle popolazioni selvatiche, sia quelli prodotti durante l'allevamento in tre aree distinte delle Valli di Sant'Antonio, corrispondenti alle seguenti tipologie fluviali.

Area 1 – Torrente Sant'Antonio - Quota 1050 m slm. Substrato costituito in prevalenza da massi (compreso *megalithal*) e ciottoli con ghiaia presente in misura minore. Sponde con vegetazione arbustiva ripariale. Medio gradiente altimetrico longitudinale. Mesohabitat caratteristici sono il *pool* ed il *riffle*. L'area sperimentale è stata localizzata nei pressi della Stazione di Idrobiologia Alpina.

Area 2 – Torrente Brandet - Quota 1150 m slm. Substrato costituito da blocchi e massi, con ciottoli e ghiaia presente solo nelle aree a minor corrente. Sponde piuttosto incise, ma comunque colonizzate da vegetazione arbustiva ripariale. Elevato gradiente altimetrico longitudinale. L'habitat si presenta come

una successione di *pools* intervallate da salti e piccole cascate.

Area 3 – Torrente Campovecchio - Quota 1310 m slm. Substrato costituito da ciottoli, ghiaia e massi, con rari ed occasionali blocchi. Sponde poco incise e colonizzate da vegetazione arbustiva ripariale. Basso gradiente altimetrico longitudinale. Il torrente è caratterizzato da *riffles*, con presenza subordinata di *pools*.

DISCUSSIONE

La sperimentazione ha dimostrato come *Cottus gobio*, anche in diverse situazioni di stabulazione, possa essere agevolmente allevato e come la specie sia in grado di riprodursi autonomamente in cattività, benché con rese diverse a seconda delle condizioni di impianto. Si tratta di un risultato che in parte conferma quanto rilevato da altri autori (Piccinini *et al.*, 2010; 2012).

In questa sperimentazione, tuttavia, sono state testate varie soluzioni tecniche. Tra queste, l'utilizzo di sistemi aperti d'allevamento, con possibilità di ricambio diretto dell'acqua, rispetto ad impianti a ricircolo, ha dato i risultati migliori sia per la stabulazione dei pesci che per l'incubazione e il successivo sviluppo di uova ed embrioni. Oltre a ciò, gli impianti aperti non necessitano né di sistemi di regolazione della temperatura, né di sistemi di filtrazione, alleggerendo così le attività di manutenzione nonché i relativi costi di gestione.

Pur dando prova di una elevata capacità di adattamento in cattività, come dimostrato in particolare da Piccinini *et al.* (2012), nelle attività condotte presso la Stazione di Idrobiologia Alpina *C. gobio* ha dimostrato di prediligere maggiormente ambienti di stabulazione, a parità di volume, con ampia superficie di base e battente ridotto rispetto a strutture più strette e profonde.

La presenza di substrato sul fondo delle vasche, immessa al fine di ricreare condizioni vicine a quelle naturali non ha avvantaggiato l'ambientamento di pesci selvatici così come è risultata del tutto ininfluenza per le condizioni di allevamento, mentre si è confermata determinante la presenza di rifugi. Le stesse strutture di rifugio sono poi utilizzate in fase riproduttiva quali substrati di deposizione. Se per la funzione di ricovero tutte le diverse tipologie di substrati sono state utilizzate allo scopo, per la deposizione delle uova è invece risultata discriminante la forma degli stessi, con netta predilezione per i rifugi di forma regolare, quali gli spazi interni tipici dei mattoni forati. In tutte le tipologie di impianti testati, i pesci hanno deposto spontaneamente le uova, benché, a parità di condizioni al contorno, le deposizioni siano state più numerose nelle vasche californiane dove i pesci sono risultati molto più inclini ad effettuare spostamenti. Questo fatto ha verosimilmente incrementato le occasioni di incontri riproduttivi efficaci.

In allevamento è stata invece confermata una significativa perdita di uova fecondate a causa dell'insorgenza di saprolegnosi. Questa tendenza viene efficacemente contrastata dall'azione di monda ed ossigenazione svolta dal maschio che presidia il nido. Tuttavia, qualora non si provveda a separare dal maschio le uova deposte, molte di esse vengono mangiate direttamente dallo stesso. Pur non avendo raccolto informazioni specifiche a riguardo, è verosimile ritenere che le uova eliminate per predazione siano quelle che per vari motivi potrebbero degenerare, come ad esempio le uova non fecondate o non vitali. Il maschio così, eliminandole, eviterebbe l'attecchimento delle spore di Saprolegniaceae e conterrebbe il rischio di una successiva estensione anche alle uova vitali. Le principali criticità in questa esperienza di allevamento sono state rilevate durante l'incubazione e sviluppo delle uova, che costituisce pertanto la fase più critica e delicata dell'intero ciclo vitale in cattività. Dopo la schiusa, infatti, la mortalità delle larve e l'accrescimento degli avannotti ha fatto registrare un tasso di mortalità pressoché nullo, associato esclusivamente ad eventi accidentali occorsi nelle fasi di manutenzione delle vasche.

L'intera area delle Valli di Sant'Antonio è ad alta vocazione per *Cottus gobio*, così come già esposto in precedenza. La sua presenza storica in quest'area è inoltre un dato accertato. Allo stato attuale gli interventi di riqualificazione della fauna ittica e le nuove modalità di gestione della riserva di pesca delle Valli di Sant'Antonio hanno posto il presupposto per concretizzare la reintroduzione della specie. A fronte delle caratteristiche ambientali rilevate e dell'elevata naturalità dell'habitat fluviale si ritiene che già la semplice immissione di coppie di riproduttori di scazzone, purché adattati a vivere in contesti ambientali analoghi a quelli delle Valli di Sant'Antonio, possa portare nel tempo all'affermazione di una popolazione in grado di sostenersi.

CONCLUSIONI

La sperimentazione condotta ha permesso di testare l'efficacia di diverse condizioni di stabulazione e allevamento di *Cottus gobio* in ambienti montani, caratterizzati da basse temperature, da integrare nelle strategie di gestione per il supporto ed il sostegno di questa specie di interesse naturalistico e conservazionistico. In funzione dell'obiettivo di calibrare un protocollo operativo a supporto di uno specifico programma di gestione, presso la Stazione di Idrobiologia Alpina, quindi, si è cercato di mantenere condizioni termiche, idrochimiche e trofiche che fossero il più simili possibile e rappresentative delle caratteristiche ambientali delle stazioni dei torrenti S. Antonio, Brandet e Campovecchio in cui è prevista l'attuazione di azioni estensive volte alla reintroduzione di *Cottus gobio*. È stato pertanto possibile raccogliere importanti dati sulla biologia della specie

ritenuti significativi per descriverne l'autoecologia in ecosistemi torrentizi alpini ed utili per l'indirizzo e la pianificazione delle attività future. La valutazione del grado di adattamento dei pesci mantenuti in allevamento, permette di affermare che anche individui provenienti da popolazioni della fascia prealpina o anche di pianura, dopo un periodo di acclimatamento alle condizioni specifiche di tale area, una volta reimmessi in acque libere, possano accrescersi, riprodursi naturalmente e dare luogo a popolazioni in grado di sostenersi.

La sperimentazione condotta ha evidenziato come il periodo riproduttivo e l'accrescimento dello scazzone siano in gran parte dipendenti dalle caratteristiche ambientali, funzione anzitutto della temperatura che ne condiziona il metabolismo. Per le condizioni che si rilevano presso le Valli di Sant'Antonio è possibile ritenere che la deposizione delle uova possa avvenire indicativamente nel mese di maggio, ed in ogni caso quando la temperatura raggiunge circa i 6 °C. Gli accrescimenti sono comunque ridotti ed inferiori a quelli tipici di altre tipologie ambientali di risorgiva o di fondovalle. Nel corso della sperimentazione, nessun individuo ha raggiunto la maturità sessuale prima della conclusione della stessa, pertanto è verosimile ritenere che, in questi contesti, i pesci divengano riproduttori solo dal quarto anno di vita. Questo dato è in accordo con le altre risultanze emerse e conferma come in acque fredde di montagna lo sviluppo richieda tempi più lunghi rispetto a quanto riportato in bibliografia. Le caratteristiche ottimali per la specie in termini di microhabitat risultano ampiamente diffuse in questo comprensorio.

Le indagini di approfondimento e la sperimentazione condotta confermano pertanto la sussistenza di oggettivi presupposti per ritenere che il processo di reintroduzione della specie, rigorosamente condotto su basi scientifiche e costantemente monitorato, possa effettivamente raggiungere gli obiettivi prefissati. Quanto attuato in questi anni presso la Stazione di Idrobiologia Alpina conferma la validità dell'impiego, nel progetto, di questa struttura operativa che ha messo a punto una procedura di allevamento di potenziali riproduttori, consentendone la riproduzione e primo sviluppo dei nuovi nati in ambiente controllato.

È stata inoltre accertata la possibilità di allevare lo scazzone utilizzando le infrastrutture degli incubatoi ittici di valle. Tutto ciò porta diretti vantaggi legati alla possibilità di disporre di novellame prodotto secondo la stessa filosofia che sta alla base di questi centri ittiogenici e che impiega le medesime attrezzature già utilizzate nei piccoli impianti per i Salmonidi. La stazione di Idrobiologia Alpina, così come altri centri analoghi, inoltre, rappresenta un sito di stazionamento temporaneo per lo scazzone che può pertanto essere successivamente introdotto in acque libere dopo un opportuno periodo di osservazione ed acclimatamento alle particolari condizioni di questi

torrenti. La Stazione di Idrobiologia Alpina costituisce un caso unico in Regione Lombardia, funzionale non solo al perseguimento di obiettivi concreti di riqualificazione e gestione degli stock ittici della ZSC IT2070017 Valli di Sant'Antonio, ma anche funzionale alla gestione e monitoraggio del comparto alieutico nel pieno rispetto degli obiettivi di conservazione e rinaturalizzazione dell'area protetta. La struttura svolge anche il ruolo di centro di divulgazione, di didattica e di ricerca scientifica. Si tratta di aspetti che possono avere indiscutibili ripercussioni positive anche per un territorio ben più ampio.

Ringraziamenti

Le attività sperimentali sono state attuate grazie al supporto dell'amministrazione comunale di Corteno Golgi, in cui ha avuto un ruolo determinante la convinzione dell'assessore alla Riserva Sig. Luigi Marniga. Durante la conduzione delle attività pratiche è stato fondamentale il lavoro svolto dal Sig. Sandro Marniga che si è fatto carico della gestione delle fasi di allevamento. Della stabulazione e primo allevamento degli avannotti, invece, si è occupata Dott.ssa Silvia Cisani. Fondamentale per gli aspetti amministrativi ed autorizzativi infine, è stata la collaborazione della Dott.ssa Maria Pia Viglione, responsabile dell'Ufficio Pesca competente territorialmente.

BIBLIOGRAFIA

- Anzani A., Marieni A., 2007. *Definizione delle norme di gestione della riserva di pesca in concessione al Comune di Corteno Golgi (BS) in relazione al SIC Valli di S. Antonio. Relazione Tecnica.* Comune di Corteno Golgi, 28 pp.
- Anzani A., Marieni A., Gaffuri C., 2011. *Progetto per la realizzazione della Stazione di Idrobiologia Alpina "Valli di S. Antonio" Realizzazione di incubatoio ittico e allestimenti didattico-scientifici presso il Centro Visitatori di S. Antonio.* Comune di Corteno Golgi, 10 pp.
- Anzani A., Marieni A., Gregorini G., Carlini E., Spada M., Bologna S., Piccioli M., Mazzaracca S., Gagliardi A., Morelli C., Trizzino M., 2013. *Piano di Gestione SIC IT2070017 Valli di Sant'Antonio.* Comune di Corteno Golgi, 450 pp.
- Anzani A., Marieni A., 2014. *Interventi di miglioramento ambientale per la reintroduzione e la riproduzione spontanea di Cottus gobio del SICIT2070017 Valli di Sant'Antonio.* Studio ittiologico. Comune di Corteno Golgi, 22 pp.
- Cowx I.G., Harvey J.P., 2003. *Monitoring the Bullhead.* Life in UK rivers. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series n. 4, 26 pp.
- Gayanilo F.C., Sparre P., Pauly P., 2006. *FAO-ICLARM stock assessment tools II. Revised version, user's guide.* Rome, FAO.
- Piccinini A., De Biaggi M., Beaucham J., Magnanini G., Nonnis Marzano F., 2010. *Prove di riproduzione artificiale di Cottus gobio in sistema a ricircolo.* *Studi Trent. Sci. Nat.*, **87**: 241-243.
- Piccinini A., Nonnis Marzano F., Bilò F., 2012. *Manuale tecnico-pratico di allevamento dello Scazzone (Cottus gobio).* Veneto Agricoltura, 36 pp.
- Ricker W.E., 1975. *Computation and interpretation of biological statistics of fish population.* *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* **191**, 382 pp.
- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C., 2013. *Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani.* Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, Federparchi, IUCN Comitato Italiano, 54 pp.
- Slechtova V., Bohlena J., Freyhof J., Persat H., Delmastro G.B., 2004. *The Alps as barrier to dispersal in cold-adapted freshwater fishes? Phylogeographic history and taxonomic status of the bullhead in the Adriatic freshwater drainage.* *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **33**: 225-239.
- Tomlinson M.L., Perrow M.R., 2003. *Ecology of the Bullhead.* Life in UK rivers. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series n.4, 16 pp.
- Van Lieferinge C., Seeuwst P., Meire P., Verheyen R.F., 2005. *Microhabitat use and preferences of the endangered Cottus gobio in the river Voer, Belgium.* *Journal of Fish Biology*, **67**: 897-909.
- Viglione M., Gentili G., Romanò A., Porrini S., Ballerio A., 2012. *Piano ittico provinciale.* Provincia di Brescia, 94 pp.
- Vonlanthen P., Excoffier L., Bittner D., Persat H., Neuenchwander S., Largiader C., 2007. *Genetic analysis of potential postglacial watershed crossings in Central Europe by the bullhead (Cottus gobio L.).* *Molecular Ecology*, **16**: 4572-4584.
- Zerunian S., 2002. *Condannati all'estinzione?* Edagricole – Bologna 220 pp.
- Zerunian S., 2003. *Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani.* Quad. Cons. Natura, 17, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica, 129 pp.
- Zerunian S., 2004. *Pesci delle acque interne d'Italia.* Quad. Cons. Natura, 20, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica, 257 pp.

Zone umide: dal degrado al recupero ecologico. Il caso del lago di Massaciuccoli (Toscana nord-occidentale)

Gilberto N. Baldaccini

Biologo, Via Rosso di San Secondo, 47 – Lido di Camaiore (LU). E-mail: gilbaldaccini@libero.it

Pervenuto il 2.3.2018; accettato il 12.5.2018

Riassunto

Attraverso lo studio della letteratura scientifica disponibile sull'argomento e delle vigenti normative in materia di tutela ambientale, vengono esaminate le cause e gli effetti che determinano il degrado della zona umida del Massaciuccoli (Parco Regionale Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli, Toscana nord occidentale), area Ramsar di interesse internazionale. Le pressioni antropiche che si sono avviate nel corso degli anni e l'utilizzo che si è fatto dell'area hanno infatti determinato sostanziali mutamenti nell'assetto funzionale e negli aspetti ecosistemici e naturalistici dell'area, minacciandone la biodiversità. Ponendo come obiettivo principale il raggiungimento delle condizioni di riferimento, ricostruite prevalentemente in base all'analisi storica dei dati, vengono individuate alcune delle azioni ritenute necessarie per il ripristino, la salvaguardia e la gestione dell'area.

PAROLE CHIAVE: subsidenza / salinizzazione / meromissi / specie alloctone / eutrofizzazione

Wetlands: from degradation to ecological recovery. The case of Massaciuccoli lake

By a review of the scientific literature available and the existing directive on environmental protection, the causes and effects that determine the degradation of the Massaciuccoli wetlands (Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli Regional Park, northwestern Tuscany), Ramsar area of international interest, are examined. The alteration caused over the years by anthropic pressures and the use that has been made of the area have caused substantial changes in the functionality and naturalistic aspects of this ecosystem in particular threatening the biodiversity. Taking as main objective the achievement of the reference conditions, mainly reconstructed on the base of historical data, are identified some of the actions considered necessary for the restoration, preservation and management of the area.

KEY WORDS: subsidence / salinization / meromixis / alien species / eutrophication

INTRODUZIONE

La rilevanza delle zone umide, ampiamente riconosciuta e sancita attraverso importanti convenzioni internazionali, prima fra queste quella di Ramsar (1971), si sta diffondendo nella cultura popolare, soppiantando lentamente il retaggio che per secoli ha emarginato questi ecosistemi. Nell'ambito del principale strumento europeo per la tutela degli ecosistemi acquatici, la Direttiva 2000/60/CE, tuttavia, le zone umide non sono state inserite tra gli elementi del reticolo superficiale ai quali si applicano gli obiettivi di qualità ambientale, stabiliti dalla direttiva stessa. Al fine di superare questa ambigua situazione, la Commissione europea, gli Stati

membri e la Norvegia, nel novembre del 2001, decisero di sviluppare, nel contesto della Strategia Comune di Implementazione, un documento guida per definire il ruolo delle zone umide e degli ecosistemi terrestri nell'ambito della suddetta normativa (Siligardi *et al.*, 2007).

Le linee guida scaturite da tale processo di implementazione (Wetlands Horizontal Guidance, 2003) individuarono le principali componenti idonee a caratterizzare le zone umide, in quanto ecosistemi diversi e complessi, che tendono a svilupparsi all'interno di un gradiente idrologico, passando da habitat terrestri ad habitat principalmente acquatici. Le definirono ecosistemi

eterogenei che si sviluppano naturalmente o anche come il prodotto di attività umane. Aspetto, quest'ultimo, che sembrava rivolto a tutelare e conservare anche habitat creati o modificati dall'intervento dell'uomo.

Il processo di implementazione cercò quindi di recuperare l'importanza della funzione delle zone umide all'interno della logica della Direttiva, riconoscendo loro un ruolo potenzialmente importante per una gestione sostenibile dei bacini idrografici, pur non definendone gli obiettivi ambientali. Le zone umide, in quanto strettamente legate ai corpi idrici, avrebbero tratto beneficio dagli obblighi che discendevano dalla normativa comunitaria. Secondo tale processo sarebbero stati dunque i piani di gestione elaborati dalle Autorità di Bacino (oggi Autorità di Bacino Distrettuali) a contenere le misure idonee a tutelarle: la salvaguardia o la creazione delle zone umide o il loro miglioramento avrebbero potuto offrire meccanismi sostenibili, economicamente validi e socialmente accettabili per contribuire al raggiungimento degli obiettivi ambientali (Pacini, 2005).

Rimaneva il fatto che la Direttiva non avrebbe fornito chiari strumenti di tutela delle zone umide basati sul raggiungimento di precisi obiettivi e, ancor meno, di

gestione. Essa, tuttavia, ha introdotto importanti concetti innovativi, anche se non del tutto concretizzabili per i conflitti che possono derivare dalla loro applicazione (Nardini *et al.*, 2008), fondati sull'approccio ecosistemico degli ambienti acquatici e sul concetto delle condizioni di riferimento, da cui è possibile attingere suggerimenti anche per la gestione e la tutela delle zone umide.

L'identificazione delle condizioni di riferimento viene richiesta per fornire un modello rispetto al quale misurare gli effetti delle attività umane passate e presenti su ogni corpo idrico. La strada che conduce alla loro ricostruzione dovrebbe necessariamente attraversare una delle seguenti fasi: 1) ricerca delle tipologie simili non soggette a pressioni; 2) elaborazione di modelli teorici che si possono anche basare sul parere esperto; 3) analisi storica dei dati e delle informazioni disponibili su una determinata area.

Il presente lavoro ha l'intento di evidenziare la complessità dei problemi che può comportare la tutela ma, soprattutto, la gestione di una zona umida, prendendo spunto da un caso reale ed effettuandone una ricostruzione basata sull'analisi storica dei dati.

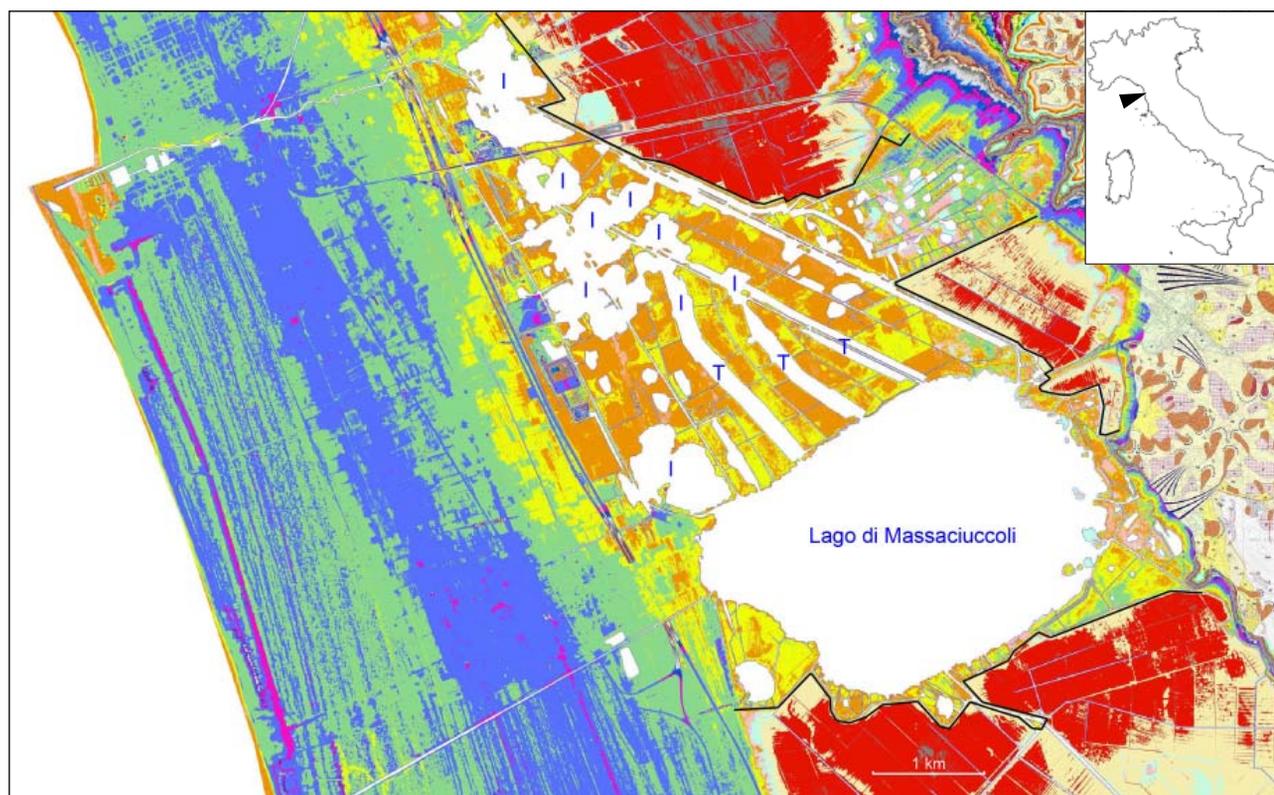


Fig. 1. Area di studio. Cartografia in falsi colori rappresentativa dei livelli altimetrici. La linea nera individua gli argini che delimitano la zona umida a nord e a sud. Gli specchi acquei (colore bianco) interni alla zona palustre rappresentano i chiari e gli invasi, sito di estrazione delle sabbie (lettera I). I tratti di forma rettangolare (lettera T) sono riconducibili all'estrazione della torba. Le zone bonificate esterne all'area, riconoscibili per la frammentazione tipica degli ambiti rurali e identificate con i colori grigio (da -7,6 a -3 s.l.m.), rosso (da -2,9 a -2 s.l.m.) e beige (da -1,9 a -1 s.l.m.), sono quelle caratterizzate da subsidenza (da http://www.autorità.bacinoserchio.it/cartografie/dsm_dtm#ricostruzione, modificato, data di accesso 20/02/2018).

AREA DI STUDIO

La zona umida del Massaciuccoli (Fig. 1) comprende il lago omonimo e rappresenta il residuo di un più ampio comprensorio palustre e lagunare che fino a circa 3000 anni fa (Bini *et al.*, 2009) occupava gran parte della pianura versiliese (Toscana nord-occidentale). L'intero distretto lacuo-palustre è stato oggetto nel corso del tempo di interventi antropici che hanno inciso sulla sua estensione.

Sebbene i primi tentativi di regimazione delle acque risalcano all'epoca romana, fino alla metà del secolo XIX lo specchio lacustre era circondato da paludi che si estendevano a sud e a nord del lago (Fig. 2). In seguito all'azione della bonifica idraulica, intrapresa in modo sistematico a partire dall'inizio del secolo scorso (Pedreschi, 1956), si è giunti al residuo di zona umida

che oggi vediamo delimitata a nord e a sud da argini artificiali, a ovest dall'ampia duna costiera che la separa dal mare e a est da un sistema orografico collinare. Il lago si estende per circa 700 ha e ha una profondità media intorno ai 2 m (Di Grazia *et al.*, 2011). La zona palustre si estende per circa 1700 ha ed è intersecata da tre canali navigabili (Burlamacca, Malfante e Quindici) e da una serie di piccoli canali minori, la cui profondità non supera i 2,5 m. In gran parte colonizzata da associazioni vegetali tipiche (Tomei e Garbari, 1981; Tomei *et al.*, 1994; Tomei *et al.*, 1997), la palude costituisce uno dei più importanti siti italiani per l'estensione di *Cladium mariscus* e la conservazione di questo tipo di habitat (Viciani *et al.*, 2017). La sua superficie è interrotta da una serie di "chiarì", raccolte d'acqua isolate dove la profondità è limitata a poche decine di centimetri e

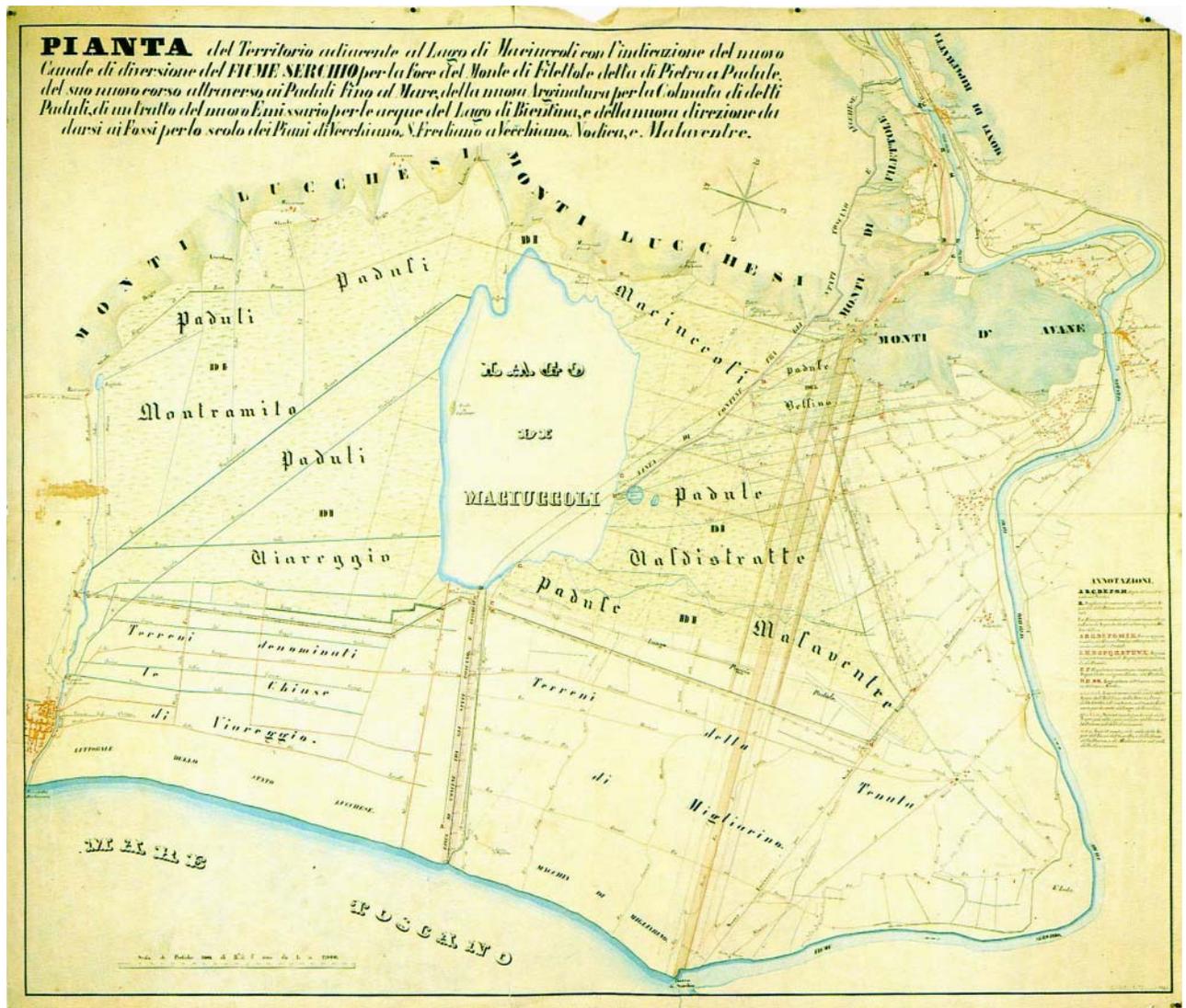


Fig. 2. Cartografia storica risalente alla metà del secolo XVIII in cui si apprezza la maggior estensione dell'area palustre che circondava il lago di Massaciuccoli (da Cervellati e Maffei Cardellini, 1988).

dove predominano praterie di caracee, e di invasi, residuo dell'escavazione della sabbia silicea, che invece possono raggiungere i 24 m di profondità (Fig. 1 e 3).

Oggi l'area è compresa nel Parco Regionale Migliarino San Rossore Massaciuccoli (AA. VV., 1983; Cervellati e Maffei Cardellini, 1988) e rappresenta una delle più importanti zone umide della Toscana e d'Italia, costituendo un comprensorio di importanza internazionale ai sensi della convenzione di Ramsar, essendo stata designata con Decreto MATTM del 21/10/2013 e inserita nell'elenco ufficiale nel giugno 2017 con n. 2311¹. È inoltre Sito di Interesse Regionale e Zona di Protezione Speciale ai sensi delle direttive 79/0409/CEE e 92/43/CEE.

LA SUBSIDENZA

Le aree circostanti, a nord e a sud del lago, sono per la gran parte destinate a una forma di agricoltura convenzionale, con ordinamento produttivo prevalentemente cerealicolo (mais) (Baneschi *et al.*, 2013), che oggi presentano situazioni di criticità ormai insostenibili. Tali zone, infatti, sembrano risultare del tutto esauste per gli effetti della subsidenza causata da una consistente compattazione del terreno, dovuta al reiterato pompaggio delle acque per la bonifica idraulica e alle pratiche agricole. Complessi processi di mineralizzazione, liberando ingenti quantità di gas volatili come anidride carbonica, ossidi di azoto, metano, ecc., hanno provocato nel tempo una consistente riduzione della massa degli strati torbosi. Tali processi sono stati favoriti da pratiche agronomiche che hanno portato in superficie torbe non ancora mineralizzate. La consistente subsidenza registrata ha reso pensile l'intera area umida rispetto al territorio circostante, rendendo indispensabile la costante opera di manutenzione degli argini e mettendo a dura prova l'azione della bonifica meccanica nel mantenere il franco di coltivazione. Tale situazione ha indotto una profonda riflessione sulla opportunità di continuare l'opera di bonifica, per le aree coltivate che si collocano ormai a vari metri sotto il livello medio marino (dai -0,25 m rilevati nel 1935 si è passati ad altezze minime intorno a -3 m s.l.m.: Di Grazia *et al.*, 2009). La soluzione di tale problema, ancora oggetto di un acceso dibattito, dovrà passare attraverso varie alternative di gestione del territorio bonificato tra cui il possibile abbandono della bonifica meccanica e la restituzione delle aree al lago, con perdita totale delle funzioni agricole.

L'ESTRAZIONE DELLA TORBA

L'area palustre sovrasta un giacimento torboso che presenta uno spessore variabile da 1 a 8 m in direzione ovest-est che a sua volta la separa dai sottostanti giacimenti

di sabbia silicea (Federigi, 1987). L'estrazione della torba ha interessato parte dell'area palustre, sin da tempi remoti (Pedreschi, 1956). L'attività si è svolta durante tre periodi principali: dal 1894 al 1910, con una prima torbiera posta tra i canali Burlamacca e Malfante, con produzione modesta, di cui rimangono oggi poche vestigia delle opere murarie. L'attività fu incrementata dal 1917 al 1921 per la richiesta di energia del primo dopoguerra ma sempre con quantitativi contenuti, nel nuovo insediamento di Torre del Lago (LU). Dal 1922 al 1927 l'attività attraversò il periodo più florido, quando dalla torba si estraevano solfato d'ammonio e catrame paraffinoso, oltre al gas utilizzato per la produzione di energia elettrica. La zona destinata all'estrazione della torba venne divisa in strisce parallele (Fig. 1) che rappresentarono una prima forma di impatto sulle biocenosi vegetali presenti nell'area. Per coltivare i banchi era infatti necessario liberarli dalla vegetazione palustre sovrastante. L'attività di coltivazione sottrasse circa 200 ha di area palustre, lasciando settori allagati, di forma regolare e privi di vegetazione, profondi circa 2,5 m, mai più ricolonizzati dalla vegetazione elofitica (Fig. 1, lettera T). Durante la fase produttiva la torbiera doveva anche produrre scarichi inquinanti tant'è che proprio in quel periodo iniziarono le prime indagini idrobiologiche (Brunelli e Cannicci, 1935; 1942) per valutarne l'impatto.

ESTRAZIONE DELLA SABBIA SILICEA

A nord dello specchio lacustre, nell'orizzonte sottostante la vegetazione palustre e lo strato delle torbe, si trovano banchi di sabbia silicea (Federigi, 1987) che, come già accennato, sono stati sottoposti a sfruttamento. L'attività di coltivazione viene segnalata già a partire dalla fine del XVII secolo (Pandolfi, 1975) e l'impatto da essa esercitato vede il picco maggiore a seguito del forte incremento verificatosi nei decenni del secondo dopoguerra quando, per l'evolversi delle tecnologie utilizzate e la spinta del mercato che richiedeva il prezioso materiale, si è progressivamente costruito lo scenario che oggi possiamo osservare (Fig. 1). L'attività di escavazione è terminata intorno alla metà degli anni '90, in quanto ritenuta impattante per l'area palustre, ormai sottoposta ai vincoli del Parco. La coltivazione dei banchi di sabbia richiedeva infatti la preeliminazione e totale asportazione della vegetazione e del sottostante letto di torbe fossili. Successivamente a questa fase preparatoria, iniziava il prelievo delle sabbie fino a profondità variabili da -18 a -24 m slm, che lasciava sul posto invasi con altrettanta profondità.

Il primo studio sulle caratteristiche chimico-fisiche di questi invasi risale agli anni '70 (Geotecneco, 1975), quando si evidenziò che tali depressioni costituivano una sorta di trappola per l'acqua salata in ingressione. Successivamente Baldaccini e Bianucci (1986) studiarono

¹ www.rsis.ramsar.org/ris/2311 (Data di accesso: 1/5/2018)

l'impatto del fenomeno sulle biocenosi acquatiche causato proprio dalla elevata salinità che si riscontrava negli strati inferiori delle cave. Ulteriori studi furono effettuati da Spandre e Meriggi (1997) che ne definirono gli aspetti batimetrici e ne approfondirono quelli idrogeologici. Recenti rilievi (Di Grazia *et al.*, 2011) hanno ridefinito con maggior dettaglio lo stato attuale delle batimetrie dell'area palustre e di quella lacustre, misurandone l'estensione e valutandone la capacità di invaso (Fig. 3).

Come dimostrato dai lavori citati e confermato da una recente indagine condotta sulla conducibilità delle acque del comprensorio (Gabrielli e Di Grazia, 2014), la presenza delle cave ha accentuato gli effetti dell'ingressione marina, favorita anche dal malfunzionamento delle barriere realizzate proprio per contrastare tali effetti (cateratte a bilico e barriera gonfiabile). Il cuneo salino veicolato dal canale Burlamacca, unico emissario che collega direttamente la zona umida con il mare, incrementa i livelli di conducibilità delle acque profonde delle cave, modificando così la struttura di tali corpi idrici. La maggior parte di questi, infatti, si comporta come un sistema meromittico (Tonolli, 1969), caratterizzato da uno strato superficiale (mixolimnion), di spessore variabile, in genere non superiore ai tre metri, con una concentrazione della salinità che oggi oscilla mediamente intorno a 1,9 ‰ (dati da Di Grazia e Gabrielli, 2014, modificato), soggetto a rimescolamento stagionale delle acque; da un piano orizzontale intermedio, di transizione, dove si verifica il flesso in aumento della curva del parametro salinità (chemocline o, meglio, alocline), e uno strato profondo più salato (monimolimnion), dove le acque possono raggiungere salinità maggiori (10-17‰). Per effetto della maggior densità, le acque più salate che si depositano sul fondo rimangono costantemente separate dallo strato più superficiale. Questo fenomeno influenza la concentrazione dell'ossigeno disciolto lungo la colonna d'acqua e i livelli di temperatura che vengono così rappresentati da un andamento curvilineo pressoché stabile nell'arco delle stagioni (Fig. 4).

I sistemi meromittici sono relativamente improduttivi a causa dell'isolamento degli strati profondi. La mancanza di ossigeno innesca inoltre processi di decomposizione anaerobica che generano sostanze riducenti (H_2S , NH_4^+ , Fe^{++} , ecc.) ostili alla vita acquatica. Inoltre non è da escludere che nel tempo si verificano, a livello di mixolimnion, una contaminazione salina delle acque più superficiali (Tonolli, 1969) che, in condizioni meteorologiche povere di precipitazioni, possono raggiungere concentrazioni sfavorevoli alle comunità stenoaline. La caratterizzazione biogeochimica delle acque presenti nelle cave è stata ben evidenziata da Baneschi (2007), con un aggiornamento ed un approfondimento dei processi evidenziati in passato.

L'ambiente delle cave condiziona quindi lo svilup-

po delle biocenosi macrobentoniche e macrofittiche, confinandole negli strati superficiali e impedendone l'insediamento negli strati profondi che ospitano solo comunità batteriche anaerobiche, come dimostrato dalle indagini di Baldaccini e Bianucci (1986). La totale assenza di disponibilità di cibo, non favorisce la sosta di avifauna acquatica, ostacolata anche dall'eccessiva profondità, che non consentirebbe di pascolare sul fondo. Questa nuova tipologia di habitat si allontana da quella canonica di zona umida non presentandone i requisiti fondamentali.

Una delle definizioni più accreditate di zona umida è infatti quella riportata nella convenzione di Ramsar, il cui principale scopo era garantire l'idoneità per l'avifauna acquatica. La definizione individuava la varietà di habitat che potevano essere compresi nelle zone umide e i caratteri morfologici distintivi, indispensabili per una loro identificazione. Uno di questi era dato dalla profondità

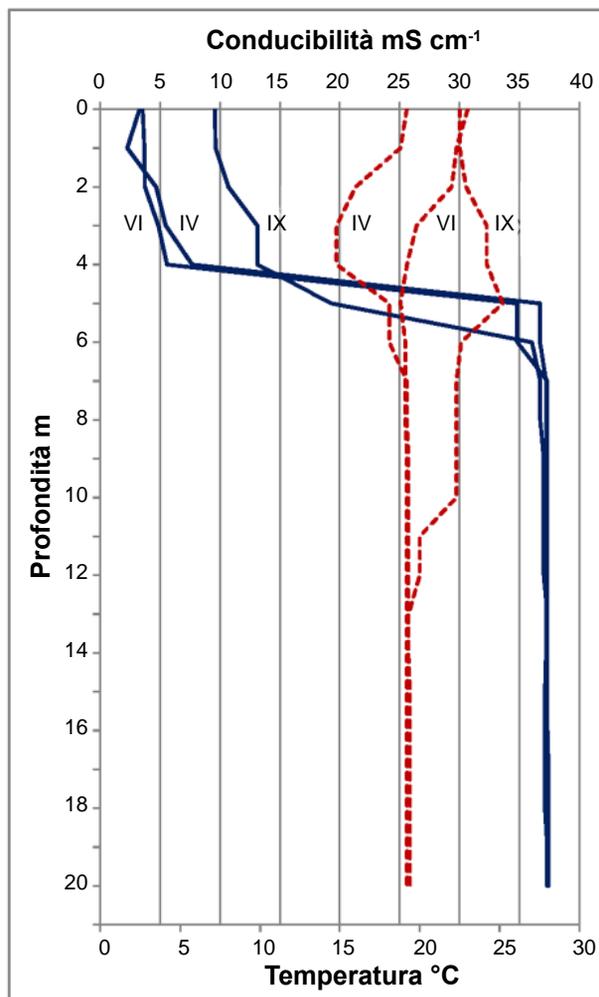


Fig. 4. Andamento dei parametri conducibilità ($mS\ cm^{-1}$ – linea intera) e temperatura ($^{\circ}C$ – linea tratteggiata) in una ex cava di sabbia, rilevati nei mesi di aprile, giugno e settembre del 2013 (da Gabrielli e Di Grazia, 2014, modificato).

che, sebbene venisse fissata solo per i tratti di mare, non doveva superare i 6 metri. Tale aspetto risulta compatibile con la capacità degli uccelli marini di raggiungere il fondo e cibarsi. Sebbene non specificato, ne consegue che anche le zone umide nelle acque interne dovrebbero essere caratterizzate da profondità contenute, forse anche inferiori a quella stabilita per le acque marine, per garantire il pascolo delle varie specie di avifauna acquatica.

Una deroga alla profondità sembra essere prevista dalla stessa convenzione e dal manuale di applicazione redatto nel 2013 dove si inseriscono anche fiumi e laghi (Ramsar Convention Secretariat, 2013). Questa scelta appare del tutto cautelativa e rivolta ad ambienti che integrano le funzioni delle zone umide e ne garantiscono la conservazione.

Sommando le superfici occupate dalle cave, si calcola che circa 260 ettari di area palustre non sono più funzionali alla zona umida per una serie di effetti che possono essere riassunti nei seguenti punti:

- scomparsa delle fitocenosi palustri e dei “chiari” che ne caratterizzavano la superficie e conseguente decremento di diversità paesaggistica e biologica;
- accumulo di acqua salata sul fondo degli invasi con effetto “trappola” sul fenomeno di ingressione salina;
- innesco di fenomeni di stratificazione di ingenti volumi di acqua a diversa densità con ripercussioni sugli aspetti chimico-fisici e biologici (sistema meromittico);
- possibile incremento della salinità dell’intera area umida per gli inevitabili scambi nell’interfaccia (alocline) tra strati superiori e inferiori e l’improbabile ritorno delle acque salate al mare;
- produzione di sostanze tossiche derivanti dai processi anaerobici e biogeochimici che impediscono l’inseppimento di fitocenosi acquatiche e delle comunità perfitiche associate;
- scarsa o nessuna attrattiva per l’ittiofauna dato l’ambiente inospitale e per l’avifauna acquatica causa l’eccessiva profondità delle acque.

SALINIZZAZIONE DELLE ACQUE

La stretta vicinanza della zona umida al mare e gli interventi di riconnessione operati dall’uomo nel corso dei secoli (Paderi, 1935) hanno da sempre favorito il fenomeno dell’ingressione di acque salate nella depressione retrodunale oggi occupata dal lago di Massaciuccoli. Per contrastare tale fenomeno, ritenuto responsabile della malaria che imperversava in questi luoghi, verso la metà del XVIII secolo venne progettato un sistema di barriere, costituito da cateratte a bilico, in grado di contrastarlo (Sforza, 1894; Pedreschi, 1956). Con tale intervento, nel corso dei secoli, grazie anche al copioso apporto di acque dolci provenienti dalle sorgenti collinari, la concentrazione della salinità delle acque interne si stabilizzò intorno a valori oligoalini che, fino alla fine degli anni

’30, non superavano lo 0,7‰ (Brunelli e Cannicci, 1935; 1942). Utilizzando i dati reperibili in letteratura (Brunelli e Cannicci, 1942; Pedreschi, 1956; Geotecneco, 1975; Baldaccini e Bianucci, 1986; Crema, 1989; Pensabene *et al.*, 1997; Spandre e Meriggi, 1997; banca dati ARPAT²) è stato ricostruito l’andamento della salinità superficiale del lago nel corso degli ultimi cento anni (Fig. 5). I dati utilizzati, nella maggioranza dei casi espressi in mg/L di cloruri (Cl⁻), sono stati convertiti in corrispondenti valori di salinità ‰ con la formula di Knudsen (Cognetti e Sarà, 1974). Nei casi in cui erano disponibili solo valori della conducibilità (mS/cm), il calcolo è stato integrato con il rapporto esistente tra concentrazione di cloruri e conducibilità per le acque della zona (Duchi, 1985). Nella consapevolezza che molte variabili possono aver condizionato i livelli di salinità nel corso degli anni (andamento delle precipitazioni atmosferiche, funzionamento delle barriere, validità del dato, ecc.) e che i dati reperibili nella maggior parte dei casi si riferivano a un numero limitato di anni del decennio considerato, sembra chiaro come l’andamento dei valori evidenzia una notevole instabilità. È ragionevole supporre che la causa dell’incremento rilevato negli anni sia da ricercare nella scarsa efficacia delle barriere anti-intrusione protrattasi per anni, ma anche nei consistenti volumi di acqua salata che nel tempo sono andati ad occupare il fondo delle cave, incrementando così la concentrazione salina delle acque superficiali. Il sensibile aumento rilevato nel periodo successivo al secondo conflitto, che raggiunge il valore massimo negli anni ’70, sembra coincidere con la notevole espansione dell’estrazione delle sabbie registrata in quegli anni (Fig. 5). Negli ultimi decenni la tendenza sembra in diminuzione, sebbene con valori ancora sensibilmente più elevati rispetto al periodo anteguerra.

2 Arpat. Banca dati MAS acque superficiali. www.arpat.toscana.it (data di accesso: 31/01/2018).

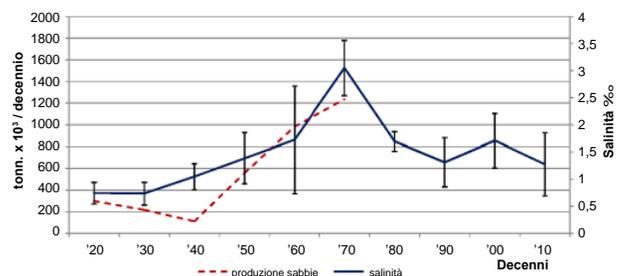


Fig. 5. Andamento della salinità (linea intera - valori medi e deviazione standard) e della produzione decennale di sabbia silicea (linea tratteggiata - valori tratti da Pandolfi, 1975). Data la mancanza di dati, al fine di dare continuità al grafico, il valore della salinità per gli anni '50 è stato ottenuto dalla media dei valori riscontrati nei due decenni limitrofi. La minor produzione di sabbie degli anni '40 risente degli effetti legati al periodo bellico. Come riportato nel testo l’escavazione delle sabbie si interrompe a metà degli anni '90.

All'interno delle ex cave di sabbia, Gabrielli e Di Grazia (2014) hanno riscontrato un ulteriore incremento dei valori della conducibilità rispetto al passato, con un andamento che, allontanandosi dalle barriere anti-ingressione, diminuisce fino a valori confrontabili con quelli medi delle acque superficiali. Ciò sembrerebbe evidenziare da un lato il malfunzionamento delle barriere ma, nel contempo, la mancanza dell'effetto rimescolamento delle acque associabile all'attività di escavazione, terminata a metà degli anni '90, che favorisce il contenimento della salinizzazione.

La salinizzazione delle acque, oltre a ostacolarne l'uso irriguo, costringe le comunità acquatiche ad adattarsi a un ambiente salmastro, tipico delle zone di transizione. Nel lago di Massaciuccoli varie campagne di studio avevano evidenziato variazioni significative all'interno della comunità zooplanctonica correlabili con i cambiamenti della salinità delle acque (Baldaccini *et al.*, 1997; Baldaccini *et al.*, 1999). La salinità media rilevata nel corso di quegli anni risultava chiaramente correlabile con il tasso annuale di precipitazioni e in grado di condizionare la dominanza di alcune componenti zooplanctoniche (Copepodi, Calanoidi o Ciclopoidi) che si avvicendavano in funzione del comportamento più o meno eurialino. I Cladoceri inoltre, altamente stenohalini, sembravano risentire maggiormente dell'aumento della salinità e della comparsa di forme eurialine come i Misidacei, che possono esercitare una pesante azione predatoria su di essi. L'instabilità delle comunità planctoniche, soprattutto a scapito dei macrofiltratori, ha favorito nel tempo gli effetti del processo di eutrofizzazione che hanno inciso sulla trasparenza delle acque, la scomparsa di macrofite, ecc. Le variazioni della salinità, insieme al processo di eutrofizzazione, già dagli anni '70 sono state ritenute responsabili della comparsa di specie algali tossiche con conseguenti morie di fauna ittica (Simoni, 1977; Simoni e Bianucci, 1997).

EUTROFIZZAZIONE

Noto anche come eutrofizzazione culturale (Odum, 1973), il processo ha inizio con un aumento della disponibilità di sostanze nutrienti (carbonio, azoto, fosforo, ecc.), provenienti in genere dai prodotti di rifiuto del metabolismo umano e zootecnico, dalle attività produttive con particolare riguardo all'agricoltura. Esso accelera le fasi naturali attraversate dalla vita di una zona umida (eutrofizzazione naturale).

Gli effetti provocati dall'eutrofizzazione tendono a mutare le condizioni ambientali, alterando in modo particolare gli aspetti estetici e funzionali dell'ecosistema acquatico. Dell'intero comprensorio umido, lo specchio lacustre è quello che ha maggiormente risentito di questo processo (forse più che del fenomeno salinizzazione), rilevato per l'area già negli anni '70 (Geotecneco, 1975).

In ambienti con acque poco profonde è possibile

applicare il modello proposto da Phillips (1992) che prevede tre fasi che, per il Massaciuccoli, possono essere così sintetizzabili:

- 1) Condizioni di riferimento (fase 1). Le acque sono molto limpide, scarso contenuto di nutrienti, con particolare riguardo al P come fattore limitante (una media annuale < 50-60 µg/L), la vegetazione sommersa è distribuita secondo modelli naturali e caratterizzata, nelle zone più distanti dalla riva, da macrofite di fondale (caracee e fanerogame), in grado di ospitare una fauna macrobentonica molto diversificata, prevalentemente epifitica, e dove la comunità zooplanctonica è dominata dai macrofiltratori.
- 2) Condizioni intermedie (fase 2). Le macrofite di fondale tendono a scomparire per dare spazio a fitocenosi composte da macrofite radicate flottanti (*Ceratophyllum* sp., *Myriophyllum* sp.) ed emergenti (*Nymphaea* sp., *Callitriche* sp.), e quindi in grado di porre grossi ostacoli alla navigazione. Questa fase è associata ad un aumento dei nutrienti (una media annuale fino a 100-125 µg/L Ptot) e a una riduzione della trasparenza delle acque, a causa di un certo incremento della comunità fitoplanctonica e dei solidi sospesi. Con questa fase inizia anche una diminuzione della diversità biologica.
- 3) Condizioni di degrado avanzato (fase 3, quella attuale). Nelle acque si registra una progressiva e totale scomparsa di macrofite; domina oramai una elevata torbidità che varia in relazione ai mutamenti stagionali e al regime dei venti, dovuta a un eccesso di produttività primaria e sollevamento dei sedimenti dal fondo. Le acque sono interessate da successioni di fioriture di alghe fitoplanctoniche, con dominanza delle cianofite. Le concentrazioni di nutrienti sono ormai a livelli di eutrofia (fosforo con medie annuali > 125 µg/L), le comunità macrobentoniche che popolano il fondo del lago, ormai costituito solo da una matrice limo-argillosa, presentano una netta perdita della diversità e anche la popolazione zooplanctonica è sostenuta principalmente da organismi di piccole dimensioni (Rotiferi), forme tipiche di ambienti eutrofizzati.

L'eutrofizzazione delle acque ha inoltre favorito la proliferazione di cianobatteri (*Microcystis aeruginosa*) (Simoni e Bianucci, 1997) e la produzione di microcistine da essi derivanti (Simoni *et al.*, 2004), con implicazioni di ordine sanitario (Funari *et al.*, 2008) tali da consigliare il divieto dell'utilizzo alimentare di prodotti ittici di origine lacustre e della balneazione nelle acque del comprensorio umido.

Le cause di questo processo e di processi indotti, come l'interrimento, sono da ricercare prevalentemente negli apporti veicolati nel lago dagli impianti idrovori che drenano il comparto agricolo adiacente e, in parte, negli effluenti derivanti da impianti di trattamento reflui urbani (Geotecneco, 1975; Caporali e Palmerini,

1981; Baneschi *et al.*, 2007; Pistocchi *et al.*, 2012; AA. VV., 2013). Utilizzando dati disponibili in letteratura (Brunelli e Cannicci, 1942; Geotecneco, 1975; Cini *et al.*, 1997) e nelle banche dati ARPAT, è stato costruito l'andamento di uno dei fattori limitanti che possono giocare un ruolo determinante nell'innescare di fenomeni eutrofici. La scelta è caduta sulla concentrazione di fosforo totale, per la possibilità di confrontare dati su lungo periodo. Da tale elaborazione si evince come rispetto al periodo prebellico si assista ad un sensibile incremento di tale composto negli anni '70 che sembra mantenersi stabile fino agli anni '90. Dopo tale periodo cresce considerevolmente in tempi attuali (Fig. 6).

La spiegazione di tale comportamento potrebbe essere fornita dall'elevato contenuto di nutrienti immagazzinati nei sedimenti (Frascari *et al.*, 1994; Pensabene *et al.*, 1997) e che oggi, nonostante il tentativo di abbatterne la concentrazione negli scarichi, continuano ad essere rilasciati. Il fenomeno può essere accentuato dallo scarso assorbimento da parte della vegetazione sommersa, quasi totalmente scomparsa. Le quantità medie di P tot. rilevate negli anni '70 non sembravano giustificare le condizioni di eutrofia elevata, che si manifestavano con la diminuzione della trasparenza e l'elevata concentrazione di fitoplancton, in quanto non costantemente sopra valori ritenuti indicatori di tale fenomeno. Per l'innescare del processo è apparsa piuttosto determinante l'azione volta a modificare drasticamente l'assetto del paesaggio sommerso: testimonianze attendibili, anche se non facilmente documentabili, riportavano attività del secondo dopoguerra volte all'eradicazione totale delle macrofite acquatiche in quanto ostacolavano l'utilizzo del lago finalizzato alla pesca, agli sport nautici, ecc. (Baldaccini e Cenni, 1999). La scomparsa dell'azione consolidante sui sedimenti da parte delle macrofite, potrebbe aver innescato fenomeni di rimescolamento che hanno prodotto periodici intorbidamenti delle acque con effetti negativi sulla loro stessa crescita (Zuccarini *et al.*, 2011). L'assenza del contributo fornito dalla vegetazione acquatica sul metabolismo dei nutrienti, potrebbe averne favorito l'assorbimento da parte delle comunità fitoplanctoniche.

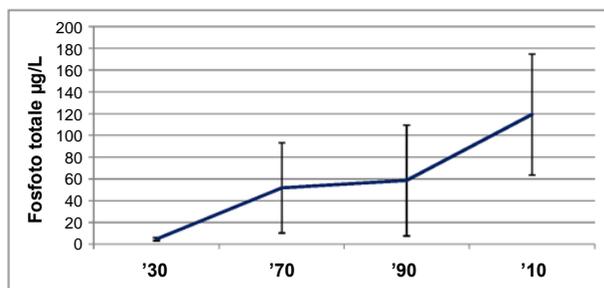


Fig. 6. Andamento della concentrazione di Fosforo totale rilevata nelle acque superficiali dello specchio lacustre nel corso di quattro decenni (media e dev. st.).

Come già accennato, uno dei processi indotti dall'eutrofizzazione è quello del progressivo interrimento e della perdita di capacità di invaso. A lunga scadenza il processo è attribuibile alla maggior produzione interna di sedimenti ma nel breve periodo dall'apporto di sedimenti che nel caso del Massaciuccoli giungono direttamente dai terreni bonificati insieme alle acque di drenaggio (Cenni, 1997). Il problema fu sollevato in modo eclatante negli anni '90 del secolo scorso, allorché si intrapresero specifiche indagini volte anche a giustificare una sperimentazione sulla escavazione delle sabbie nel lago (Duchi *et al.*, 1995). Il fenomeno era stato già segnalato da Pedreschi (1956) che aveva calcolato le batimetrie del lago confrontandole con precedenti rilievi del secolo XIX. Ne risultava una perdita di invaso di circa 5 milioni di m³ in un arco di tempo di circa 110 anni. Ma la cosa che sembrava allarmare era che ben 2 milioni di capacità di invaso si erano perduti in poco più di trenta anni dal rilevamento di Pedreschi. Un recente lavoro sulle batimetrie dell'area (Di Grazia *et al.*, 2011) sembra aver messo in discussione la validità delle precedenti misurazioni. La capacità di invaso risulta infatti comparabile con quella misurata nel secolo XIX essendo pari a circa 14 milioni di m³. Il fenomeno dell'interrimento apparirebbe quindi inconsistente, nonostante vi siano tutti i presupposti perché tale fenomeno possa verificarsi, come rilevato da indagini mirate (Cini *et al.*, 1997) e dimostrato anche dalle foto aeree che evidenziano gli afflussi di torbide provenienti dalle idrovore (Cenni, 1997), frequenti durante i periodi particolarmente piovosi. L'apparente discrepanza riscontrabile nelle recenti misurazioni della batimetria, peraltro effettuate con tecnologie più sofisticate e quindi più attendibili, ha indotto a formulare alcune ipotesi, tra cui quella di un possibile abbassamento del fondo del lago, "trascinato", sebbene in misura molto minore, dalla subsidenza. La manutenzione degli argini, il loro continuo consolidamento e innalzamento, avrebbero quindi attenuato la percezione di tale fenomeno (Di Grazia, comunicazione personale).

PRESENZA DI SPECIE ALLOCTONE

Le invasioni biologiche sono ormai da tempo ritenute una delle principali cause del declino della biodiversità, e il lago di Massaciuccoli, come molti laghi italiani (Ciutti e Cappelletti, 2017), non è certo esente da questo fenomeno (Tab. 1). Paradossalmente, quando nel 1979 veniva stipulata la convenzione di Berna³, nel medesimo istante venivano forse introdotti i primi esemplari di persico trota (*Micropterus salmoides*) della storia di questa zona umida. Allora c'era la ferma convinzione

³ L. 5-8-1981 n. 503, ratifica ed esecuzione della convenzione relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa, con allegati, adottata a Berna il 19 settembre 1979.

Tab. I. Lista delle specie alloctone animali naturalizzate nel comprensorio umido del Massaciuccoli. L'anno si riferisce indicativamente alla prima segnalazione.

Gruppo	Famiglia	Specie	Anno	Bibliografia
Hirudinea	Piscicolidae	<i>Piscicola geometra</i> (Linnaeus, 1758)	1992	Baldaccini <i>et al.</i> , 1997
Gastropoda	Physidae	<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	1985	Baldaccini e Bianucci, 1986
Gastropoda	Planorbidae	<i>Ferissia californica</i> (Rowell, 1863)	1991	Baldaccini e Bianucci, 1994; Baldaccini, 1995
Bivalvia	Unionidae	<i>Sinanodonta woodiana</i> (Lea, 1834)	2005	Ercolini, 2015a
Copepoda	Cyclopidae	<i>Apocyclops panamensis</i> (Marsh, 1913)	1992	Baldaccini <i>et al.</i> , 1997
Decapoda	Cambaridae	<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)	1995	Baldaccini, 1995; Gherardi <i>et al.</i> , 1999
Osteichthyes	Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	1982	AA.VV., 1983; Alessio <i>et al.</i> , 1994; Chelucci, 2005
Osteichthyes	Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i> Lacépède, 1802	1982	AA.VV., 1983; Alessio <i>et al.</i> , 1994; Chelucci, 2005
Osteichthyes	Cyprinidae	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	1982	AA.VV., 1983; Alessio <i>et al.</i> , 1994; Chelucci, 2005
Osteichthyes	Cyprinidae	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	1982	AA.VV., 1983; Alessio <i>et al.</i> , 1994; Chelucci, 2005
Osteichthyes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	1935	Brunelli e Cannicci, 1935; AA.VV., 1983; Alessio <i>et al.</i> , 1994; Chelucci, 2005
Osteichthyes	Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	1982	AA.VV., 1983; Alessio <i>et al.</i> , 1994; Chelucci, 2005
Osteichthyes	Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	1982	AA.VV., 1983; Alessio <i>et al.</i> , 1994; Chelucci, 2005
Osteichthyes	Siluridae	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus 1758	2005	Chelucci, 2005; Ercolini, 2015b
Osteichthyes	Cyprinidae	<i>Pseudorasbora parva</i> Schlegel, 1842	2005	Chelucci, 2005
Mammalia	Myocastoridae	<i>Myocastor coypus</i> Molina, 1782	?	Baldaccini e Ercolini, 2006

che, nutrendosi di piccoli pesci, avrebbero favorito lo sviluppo di specie zooplanctoniche filtratrici, utili per controllare l'eutrofizzazione che si stava manifestando (dato inedito). Ma questa non era certo la prima delle invasioni di specie alloctone. Nel lago, infatti, la presenza di specie come la gambusia (*Gambusia holbrooki*), che avevano seguito gli eventi di eradicazione della malaria (Sommani, 1967), o il persico sole (*Lepomis gibbosus*), introdotto casualmente con le azioni di ripopolamento (Tortonese, 1975), era stata ormai accertata da tempo (AA.VV., 1983). La composizione della comunità ittica sembra tuttavia che non avesse subito alterazioni fino al periodo prebellico, se si fa eccezione per la carpa (*Cyprinus carpio*) la cui introduzione sembrerebbe coincidere proprio con esso (Brunelli e Cannicci, 1935). Ulteriori indagini hanno confermato, sin dalla metà degli anni '80, la presenza di specie alloctone nella zona umida del Massaciuccoli (Baldaccini e Bianucci, 1986; Alessio *et al.*, 1994; 1997; Baldaccini, 1995; Baldaccini *et al.*, 1997) e l'elenco iniziato con quelle indagini non accenna ad esaurirsi (Chelucci, 2005; Ercolini, 2015a), anzi è molto improbabile che ciò si verifichi se non interverranno azioni decise per invertirne la tendenza.

Il problema delle specie alloctone viene comunemente sottovalutato anche se la letteratura scientifica è prodiga nella produzione di articoli che descrivono ogni anno specie nuove, evidenziandone gli impatti. Buona parte delle specie ittiche alloctone rilevate nel comprensorio del Massaciuccoli sono naturalizzate al punto da costituire la preponderanza della biomassa nella comunità (Alessio *et al.*, 1994). Il regime alimentare di queste specie, inoltre, essendo orientato verso organismi filtratori, favorisce lo sviluppo del fitoplancton e degli effetti negativi dell'eutrofizzazione (Rongoni *et al.*, 1996). La pressione predatoria di specie come il persico trota (*Micropterus salmoides*), evidenziata da vari Au-

tori (Marinelli *et al.*, 2002; 2004; 2006) potrebbe aver contribuito alla scomparsa di crostacei autoctoni come *Palaemonetes antennarius* e *Athyaephyra desmaresti*, un tempo abbondanti nei vari ambiti palustri. Per tale specie ittica non è poi da escludere la possibile competizione con il luccio (*Esox lucius*) come evidenziato da Lorenzoni *et al.* (2002) per altri ambienti lacustri. L'introduzione di specie aliene ha favorito la loro dispersione in altre acque interne italiane, come nel caso del gambero della Louisiana (*Procambarus clarkii*) (Gherardi *et al.*, 1999) dando avvio ad un fenomeno difficile da arrestare, le cui responsabilità vanno ricercate anche nella scarsa attenzione verso il problema, dimostrata da una parte dei fruitori delle acque interne. Il potenziale impatto del crostaceo esotico sulla vegetazione acquatica (Ciurli e Alpi, 1999; Barbaresi, 2002; Donato *et al.*, 2018) contribuisce inoltre a ostacolare ogni tentativo di nuovo insediamento di questa importante componente ecosistemica (Ciurli *et al.*, 2009).

La cultura generale sul fenomeno specie alloctone non è per niente cambiata rispetto ai tempi in cui non sembrava costituire alcun problema, anzi si potrebbe affermare che se prima prevaleva la scarsa consapevolezza degli effetti prodotti, oggi sono gli aspetti economici che prevalgono. Come evidenziato recentemente (Baldaccini e Ercolini, 2016), sembra che neppure la normativa regionale sulla pesca delle acque interne sia riuscita a imporsi in modo incisivo sul controllo delle specie alloctone, a causa delle implicazioni di ordine economico e sociale ad esse legate. Una svolta al problema potrebbe essere data dalla recente normativa nazionale in materia (D. Lgs. 230/2017), peraltro ancora da perfezionare nella parte, del tutto sostanziale, relativa all'elenco delle specie invasive, che attualmente, almeno per gli ambienti acquatici, comprende solo in minima parte quelle rilevate sul territorio nazionale.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Gli obiettivi della Direttiva 2000/60, per l'area del Massaciuccoli, sono stati fissati solo per lo specchio lacustre, inserito nella rete regionale di monitoraggio dei laghi come corpo idrico significativo (Del. GR Toscana 25 maggio 2009, n. 416). Nel triennio 2013-2015 il lago è stato classificato in stato ecologico *scarso* e stato chimico *non buono* (Franchi e Cavalieri, 2016). Lo stato ecologico, che si desume da un indice complessivo⁴ basato sullo studio del fitoplancton, conferma lo stato eutrofico in cui versa il lago. Il raggiungimento dell'obiettivo di stato *buono* previsto dal piano di gestione dell'Autorità di Bacino aggiornato al 2016⁵ è stato rinviato al 2027. L'area è inoltre interessata da inquinamento da sostanze pericolose, prime tra queste mercurio e tributilstagno (quest'ultimo in decremento dal 2013), che ne hanno determinato lo stato chimico, poi piombo (in aumento dal 2012), arsenico e cromo totale con valori che oscillano a seconda degli anni. Il raggiungimento dell'obiettivo di stato chimico buono previsto dal piano di gestione è rinviato al 2021.

Il monitoraggio periodico non evidenzia nella giusta misura le complesse problematiche che sono state descritte e che incidono ormai da decenni sull'equilibrio di questa zona umida. Negli anni '90 (Cenni, 1994; 1997; AA.VV., 1999) furono realizzate indagini rivolte alla ricerca di ipotetiche condizioni di riferimento elaborate sulla base di precedenti ricerche (Brunelli e Cannicci, 1942), di documentazione storica (Pedreschi, 1956) e recente, di interviste e inchieste ai fruitori e frequentatori dell'area, che fornissero un quadro applicabile all'intera zona umida, coerente anche con gli obiettivi dettati dalle direttive Habitat (Dir 92/43/CEE e s.m.i.) e Uccelli (Dir 79/409/CEE).

In modo particolare erano state le indagini ecologiche effettuate da Brunelli e Cannicci (1942) e le notizie riportate dalle cronache storiche, a fornire elementi utili a stabilire condizioni di riferimento, che avrebbero riproposto lo stato dell'area come si presentava nel periodo antecedente al secondo conflitto bellico, per un ambito territoriale ormai definito dalla vigente normativa regionale sulle aree protette⁶.

Tali condizioni possono essere rappresentate da elementi biologici, idromorfologici e idroclimatici sintetizzabili in: 1) presenza di comunità acquatiche,

animali e vegetali, autoctone e tipiche degli ecosistemi palustri, con caratteristiche dulciacquicole o moderatamente eurialine; 2) profondità media delle acque intorno a 2,5 m; 3) concentrazione di cloruri stabile su valori oligoalini bassi (salinità media < 0,7 ‰); 4) massima concentrazione di fosforo non superiore a 50 µg/L; 5) trasparenza delle acque al disco di Secchi non inferiore a 2,50 m.

Il ripristino delle condizioni di riferimento fornirebbe servizi oggi non più disponibili, tra cui possiamo includere una percezione del paesaggio con livelli di gradevolezza elevati, la presenza di comunità in grado di richiamare avifauna acquatica sia stanziale che di passo, un utilizzo idoneo delle acque per uso irriguo, un utilizzo sostenibile della pesca sportiva e professionale. Potrebbe favorire inoltre il reinserimento di specie di interesse ecologico e conservazionistico oggi scomparse come la lontra (*Lutra lutra*), un tempo elemento di valore faunistico dell'area (Cenni, 1984). Il presente lavoro, che si configura come esempio di indagine di ecologia storica applicata (Swetnam *et al.*, 1999), ha individuato obiettivi il cui raggiungimento non può tuttavia prescindere da una complessa serie di azioni, combinate e in stretta sinergia tra loro, da attuarsi sull'intero sistema lacuo-palustre e sul relativo comprensorio di bonifica, dal quale provengono i maggiori carichi di nutrienti e di solidi sospesi. Tra queste azioni andrebbero incluse: 1) controllo puntuale dell'ingressione di acqua salata dall'emissario, con ripristino della gestione diretta e consapevole delle barriere anti-intrusione (cateratte a bilico e barriera sommersa) e con la gestione degli afflussi e dei deflussi idrici finalizzato all'immagazzinamento di acque dolci, anche meteoriche, da effettuare nel rispetto dei limiti di sicurezza verso il rischio idraulico; 2) svuotamento delle masse d'acqua salata poste sul fondo delle cave originatesi dall'estrazione della sabbia, sfruttando le correnti emissarie (misura peraltro prevista dal piano di gestione citato) e recupero della funzionalità ecologica delle medesime con ripristino delle profondità compatibili con le caratteristiche di zona umida e quindi non superiori a 4-5 m; 3) abbattimento del carico di nutrienti, sia di origine interna sia esterna (su cui peraltro numerosi sono stati i contributi scientifici degli ultimi anni, cfr. Cenni, 1994; 1997; AA. VV., 1999), tramite anche la riconversione delle pratiche agricole e delle finalità d'uso di porzioni del territorio, e l'estrazione di sedimenti ricchi di nutrienti; 4) ampliamento dell'area umida tramite il riallagamento di aree bonificate ormai non più sostenibili, come già previsto in precedenti piani di gestione (Cervellati e Maffei Cardellini, 1988), che consentirebbe la sedimentazione delle acque prima di essere veicolate nel lago e il recupero dalla subsidenza; 5) lotta alle specie alloctone, da orientarsi prevalentemente verso il recupero e la salvaguardia delle comunità ittiche autoctone, se necessario anche in deroga alle

4 La classificazione dei laghi e degli invasi a partire dal fitoplancton si basa sulla media dei valori di due indici, l'Indice medio di biomassa e l'Indice di composizione. Il calcolo di questi due indici si basa a sua volta su più indici componenti: Concentrazione media di clorofilla *a*, Biovolume medio, PTI (PTI_{tot}, PTI_{species}, MedPTI) e Percentuale di cianobatteri caratteristici di acque eutrofe. (Decreto MATTM 260/2010).

5 <http://www.autorita.bacinoserchio.it/pianodigestione-aggiornamento-piano> (Data di accesso: 20/02/2018).

6 L.R. Toscana n. 61 del 13/12/1979.

vigenti normative sulla pesca; 6) azione di tutela della vegetazione acquatica sommersa e la sua conservazione, se il caso tramite interventi di ripristino (anche in questo settore non sono mancati contributi, cfr. Ciurli e Alpi, 1999; Ciurli *et al.*, 2009); 7) regolamentazione delle attività ludico-sportive per un utilizzo moderato e sostenibile dello specchio lacustre e dell'ambiente acquatico in genere.

Le indagini effettuate nel corso degli anni hanno messo in luce queste principali problematiche, cercando di definire un possibile scenario di riferimento, ma altri sono stati gli indirizzi degli interventi fino ad oggi iniziati o portati a termine, spesso con una logica non del tutto coerente con le necessità proprie della zona umida. Da un lato si è scelta la strategia di captare acqua per gli usi domestici, sottraendola al lago per deviarla direttamente in mare e dall'altro si è progettato il prelievo di acqua dal vicino Serchio, motivandolo con la necessità di risanare il lago, ma in realtà finalizzato a soddisfare esigenze irrigue⁷, senza curarsi delle possibili conseguenze. Sebbene ad oggi su tale progetto vi siano mutamenti d'opinione⁸, le

finalità principali di molti interventi passati non hanno coinciso effettivamente con le esigenze di ripristino della zona umida che, nel frattempo, ha visto progredire il degrado causato dall'eutrofizzazione e da una gestione disattenta. La recente opportunità fornita dal Contratto di Lago⁹ ha evidenziato quanto sia preponderante il peso degli aspetti socio economici rispetto alla primaria esigenza di ripristinare condizioni di stato ecologico funzionali e consoni agli obiettivi di riferimento, costati anni di indagini e indispensabili per il mantenimento di prerogative proprie di una zona umida. L'applicazione delle linee di indirizzo previste per la salvaguardia di questi particolari ambienti forse richiede *in primis* un serio impegno educativo che contrasti il notevole grado di arretratezza culturale sui temi ambientali.

Ringraziamenti

Un particolare ringraziamento a Chiara Rustighi e Susanna Cavalieri per aver facilitato l'accesso alla banca dati di ARPAT e all'anonomo revisore per la lettura critica del manoscritto e i consigli suggeriti.

7 (<http://www.provincia.pisa.it/it/provincia/40080/La-salvezza-del-lago-di-Massaciuccoli.html>) (Data di accesso: 13/02/2018).

8 Mozione Consiglio Regionale n. 741, Bollettino Ufficiale della Regione Toscana n. 17 del 26.04.2017.

9 (<http://www.architettilucca.it/pdf/guida-del-partecipante-cdl-massaciuccoli.pdf>) (Data di accesso: 13/02/2018).

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1983. *Dal Calambrone al Burlamacca*. Nistri-Lischi Ed., Pisa, 141 pp.
- AA.VV., 1999. *Il risanamento del lago di Massaciuccoli*. Arpat, Firenze, 254 pp.
- AA.VV., 2013. *Agricoltura e tutela delle acque nel bacino del lago di Massaciuccoli*. Pacini Editori, Pisa, 287 pp.
- Alessio G., Baldaccini G.N., Bianucci P., Duchi A., Esteban Alonso J., 1994. Fauna ittica e livello trofico del lago di Massaciuccoli: dati preliminari. In: Cenni M. (ed.), *Atti del seminario "Problemi di eutrofizzazione e prospettive di risanamento del Lago di Massaciuccoli"* Massarosa, dic. 1992. Universitaria Litografica Felici, Pisa: 167-180.
- Alessio G., Duchi A., Bercelli M., Baldaccini G.N., Bianucci P., 1997. Interrelazione tra ittiofauna e eutrofizzazione nel lago di Massaciuccoli. In: Cenni M. (Ed.), *Lago di Massaciuccoli 13 ricerche finalizzate al risanamento. 2° contributo*. Universitaria Litografica Felici, Pisa: 347-378.
- Baldaccini G.N., 1995. *Considerazioni su alcuni macroinvertebrati dell'area umida del Massaciuccoli (Toscana)*. Il Bacino del Massaciuccoli. Collana di Indagini Tecniche e Scientifiche. Consorzio Idraulico di II Categoria. Pacini Editore, Pisa: 91-103.
- Baldaccini G.N., Bianucci P., 1994. Prime considerazioni sulla ecologia e sulla struttura delle componenti zooplanctonica e macrobentonica nel bacino del Massaciuccoli. In: Cenni M. (ed.), *Atti del seminario "Problemi di eutrofizzazione e prospettive di risanamento del Lago di Massaciuccoli"* Massarosa, dic. 1992. Universitaria Litografica Felici, Pisa: 167-180.
- Baldaccini G.N., Bianucci P., 1986. Il padule del lago di Massaciuccoli: indagine idrobiologica in relazione all'attività di escavazione. *Atti Soc. Tosc. Sc. Nat., Mem. S.B.*, **93**: 257-286.
- Baldaccini G.N., Cenni M., 1999. L'eutrofizzazione come processo degenerativo. In: AA.VV., *Il risanamento del lago di Massaciuccoli*. Arpat, Firenze: 23-35.
- Baldaccini G.N., Ercolini P., Bresciani O., 1999. Comunità zooplanctonica e macrobentonica nell'area palustre. Struttura e dinamica delle popolazioni sotto l'effetto dei mutamenti ambientali. In: AA.VV., *Il risanamento del lago di Massaciuccoli*. Arpat, Firenze: 124-152.
- Baldaccini G.N., Ercolini P., Mattioli M., 1997. Eutrofizzazione del lago di Massaciuccoli. Composizione ed evoluzione temporale delle comunità zooplanctonica e macrobentonica. In: Cenni M. (ed.), *Lago di Massaciuccoli: 13 ricerche finalizzate al risanamento*. Universitaria Litografica Felici, Pisa: 289-346.
- Baldaccini G.N., Ercolini P., 2016. Gestione della fauna ittica alloctona: riflessioni sulla normativa di settore. *Biologia Ambientale*, **30**: 57-66.
- Baldaccini N.E., Ercolini P., 2006. *Il popolamento animale*. In: Fanfani T. (ed.), *Terra e acqua, una bonifica per lo sviluppo*. Pacini Editori, Pisa: 111-131.
- Baneschi I., 2007. *Geochemical and environmental study of a coastal ecosystem: Massaciuccoli lake (northern Tuscany)*

- Italy). Tesi di Dottorato, Università Ca' Foscari, Venezia, 93 pp. <https://tel.archives-ouvertes.fr>. (data di accesso: 01/03/2018)
- Baneschi I., Gonfiantini R., Guidi M., Michelot J.L., Andreani D., Zuppi G.M., 2007. Isotopic and chemical study of lake Massaciuccoli, Tuscany. Hydrodynamic patterns, water quality and anthropogenic impact. *Proceedings of an International Symposium on Advances in Isotope Hydrology, Vol. I*, IAEA, Vienna: 317-326
- Baneschi I., Basile P., Guidi M., Pistocchi C., Risaliti R., Rossetto R., Sabbatini T., Silvestri N., 2013. I risultati ottenuti. In: AA. VV., *Agricoltura e tutela delle acque nel bacino del lago di Massaciuccoli*. Pacini Editori, Pisa: 105-166.
- Barbaresi S., 2002. Proprietà invasive di *Procambarus clarkii*. In: Petrini R. e Venturato E. (ed.), Atti convegno nazionale "La gestione delle specie alloctone in Italia: il caso della nutria e del gambero rosso della Louisiana". *Quaderni del Padule di Fucecchio*, 2: 89-94.
- Bini M., Sarti G., Da Prato S., Fabiani F., Paribeni E., Baroni C., 2009. Geoarchaeological evidences of changes in the coastline progradation rate of the Versilia coastal plain between Camaiore and Viareggio (Tuscany, Italy): possible relationships with late Holocene high-frequency transgressive-regressive cycles. *Italian Journal of Quaternary Sciences*, 22 (2): 257-266.
- Brunelli G., Cannici G., 1935. Notizie preliminari sulle caratteristiche chimiche e biologiche del lago di Massaciuccoli. *Rend. Acc. Lincei*, 22, ser. VI, 12: 598-604.
- Brunelli G., Cannici G., 1942. Il lago di Massaciuccoli. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol.*, 18: 5-63.
- Caporali F., Palmerini M., 1981. *Il contributo dell'agricoltura al processo di eutrofizzazione del lago di Massaciuccoli*. Collana di Indagini Tecniche e Scientifiche. Consorzio Idraulico di II Categoria. Pacini Editore, Pisa: 1-11.
- Cenni M., 1984. Risultati negativi di una indagine sulla presenza della lontra (*Lutra lutra* L.) nel bacino del Lago di Massaciuccoli ed osservazioni sull'ambiente. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., Serie B*, 91: 233-239.
- Cenni M. (Ed.), 1994. *Atti del convegno "Problemi di eutrofizzazione e prospettive di risanamento del Lago di Massaciuccoli" Massarosa, dic. 1992*. Universitaria Litografica Felici, Pisa, 223 pp.
- Cenni M. (Ed.), 1997. *Lago di Massaciuccoli: 13 ricerche finalizzate al risanamento*. Universitaria Litografica Felici, Pisa, 410 pp.
- Cervellati P.L., Maffei Cardellini G., 1988. *Il Parco di Migliarino, San Rossore, Massaciuccoli: "la storia e il progetto"*. Marsilio Ed., Venezia, 274 pp.
- Cini C., Nottoli R., Calafà A., Manzione R., Giaconi V., 1997. Valutazione della concentrazione di nutrienti nel lago di Massaciuccoli. In: Cenni, M. (ed.), *Lago di Massaciuccoli: 13 ricerche finalizzate al risanamento*. Universitaria Litografica Felici, Pisa: 115-130.
- Ciurli A., Alpi A., 1999. Valutazioni sulla capacità di ripresa delle macrofite acquatiche: limiti e certezze. In: AA.VV., *Il risanamento del lago di Massaciuccoli*. Arpat, Firenze: 169-184.
- Ciurli A., Zuccarini P., Alpi A., 2009. Growth and nutrient absorption of two submerged aquatic macrophytes in mesocosms, for reinsertion in a eutrophicated shallow lake. *Wetlands Ecol. Manage.*, 17: 107-115. DOI 10.1007/s11273-008-9091-9.
- Ciutti F., Cappelletti C., 2017. Invasioni biologiche: il caso del Lago di Garda. *Biologia Ambientale*, 31 (1): 1-6.
- Cognetti G., Sarà M., 1974. *Biologia marina*. Calderini, Bologna, 439 pp.
- Chelucci L., 2005. *I pesci del comprensorio del Massaciuccoli. Check list, distribuzione, note biologiche*. Tesi di Laurea, Università di Pisa, Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali, 151 pp.
- Crema R., 1989. *Osservazioni sulla situazione ecologica del bacino palustre di Massaciuccoli in rapporto con l'attività estrattiva della sabbia*. Rapporto inedito, SISA srl, Torre del Lago, 57 pp.
- Di Grazia A., Baldaccini I., Coscini N., Lorenzo D., Sadun S., 2011. *Rilievo batimetrico del Lago di Massaciuccoli e del suo reticolo idraulico*. www.autorita.bacinoserchio.it (data di accesso 27/09/2017): 1-25.
- Di Grazia A., Giannecchini L., Sadun S., 2009. *Problematiche da subsidenza indotta nel bacino del Lago di Massaciuccoli*. www.autorita.bacinoserchio.it (Data di accesso 06/02/2018): 1-54.
- Donato R., Rollandin M., Favaro L., Ferrarese A., Pessani D., Ghia D., 2018. Habitat use and population structure of the invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in a protected area in northern Italy. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*, 419, 12: 1-10.
- Duchi G., 1985. Studio idrogeologico finalizzato alla determinazione dell'inquinamento da acque salmastre in un'area prospiciente la località Brentino (Viareggio). In: Ferrari R. (ed.), 1987, *Studio idrogeologico della piana versiliese*. Associazione Intercomunale della Versilia: 21-33.
- Duchi G., Ferrari R., Matraia M., Viti C., 1995. *Contributo alle conoscenze idrogeologiche sul bacino del lago di Massaciuccoli*. Il Bacino del Massaciuccoli. Collana di Indagini Tecniche e Scientifiche. Consorzio Idraulico di II Categoria. Pacini Editore, Pisa: 11-42.
- Ercolini P., 2015a. *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae), nel comprensorio di bonifica idraulica della Versilia (Toscana nord-occidentale). *Biologia Ambientale*, 29 (1):15-20.
- Ercolini P., 2015b. Il siluro (*Silurus glanis* Linnaeus, 1758) nelle acque del Lago di Massaciuccoli: un rischio per la biodiversità. *Biologia Ambientale*, 29 (2): 35-38.
- Federigi P.R., 1987. *Stato attuale delle conoscenze geomorfologiche e geologiche del bacino del Massaciuccoli in Versilia (Toscana)*. Collana di Indagini Tecniche e Scientifiche, Consorzio Idraulico di II Categoria. Pacini Editore, Pisa: 27-52.
- Franchi A., Cavalieri S. (Ed.), 2016. *Risultati monitoraggio delle acque superficiali. Risultati 2015*. www.arpat.toscana.it. (data di accesso: 31/01/2017), 64 pp.
- Frascardi F., Bergamini M.C., Caridei F., Misericocchi S., 1994. Studio geochimico sedimentologico dei fondali in funzione del ciclo delle sostanze nutrienti nel lago di Massaciuccoli. In Cenni M. (ed.), *Atti del seminario "Problemi di eutrofizzazione e prospettive di risanamento del Lago di Massaciuccoli" Massarosa, dic. 1992*. Universitaria Litografica Felici, Pisa: 87-101.
- Funari E., Scardala S., Testai E. (Ed.), 2008. *Cianobatteri potenzialmente tossici: aspetti ecologici, metodologici e valutazione del rischio*. Roma: Istituto Superiore di Sanità, Rapporti ISTISAN, 08/6: 4-29.
- Gabrielli I., Di Grazia A., 2014. *Analisi dati di conducibilità elettrica nel canale Burlamacca e Lago di Massaciuccoli*. www.autorita.bacinoserchio.it (data di accesso 27/09/2017): 1-113.
- Gherardi F., Baldaccini G.N., Ercolini P., Barbaresi S., De Luise G., Mazzoni D., Mori M., 1999. The situation in

- Italy. In: Gherardi F. e Holdich D.M. (Eds.), *Crayfish in European alien species. How to make the best of a bad situation?* A.A. Balkema Publishers, Rotterdam: 107-128.
- Geotecneco, 1975. *Accertamenti e indagini per la salvaguardia dall'inquinamento del Lago di Massaciuccoli e del suo territorio. I fase.* Ministero Agricoltura e Foreste, Roma, 50 pp.
- Lorenzoni M., Corboli M., Dörr A.J.M., Giovinazzo G., Selvi S., Mearelli M., 2002. Diets of *Micropterus salmoides* Lac. And *Esox lucius* L. in lake Trasimeno (Umbria, Italy) and their diet overlap. *Bull. Fr. Piscic.*, 365/366: 537-547.
- Marinelli A., Scalici M., Moccia G., Gibertini G., 2002. L'acclimatazione del persico trota (*Micropterus salmoides*, Lacepede 1802) nel Lago di Bracciano (Lazio). In: Petrini R., Venturato E. (Ed.), *Atti del Convegno Nazionale "La gestione delle specie alloctone in Italia: il caso della nutria e del gambero della Louisiana"*. Quaderni Padule di Fucecchio, n.2: 153-158
- Marinelli A., Scalici M., Gibertini G., 2004. Osservazioni preliminari sull'introduzione del persico trota (*Micropterus salmoides*, Lacépède 1802) nel Lago di Bracciano (Lazio). *Biologia Ambientale*, **18** (1): 251-254 pp.
- Marinelli A., Scalici M., Gibertini G., 2006. Alimentazione del persico trota (*Micropterus salmoides*, Lacépède 1802) nel Lago di Bracciano (Lazio). Descrizione della nicchia trofica. *Biologia Ambientale*, **20** (1): 301-303.
- Nardini A., Sansoni G., Schipani I., Conte G., Goltara A., Boz B., Bizzi S., Polazzo A., Monaci M., 2008. Problemi e limiti della Direttiva Quadro sulle Acque. Una proposta integrativa: FLEA (FLuvial Ecosystem Assessment). *Biologia Ambientale*, **22** (2): 1-16.
- Odum E.P., 1973. *Principi di Ecologia*. Piccin Editore, Padova, 584 pp.
- Pacini N., 2005. La gestione delle zone umide secondo la Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60. *Ann. Ist. Super. Sanità*, **41** (3): 305-316.
- Paderi E., 1935. Modificazioni storiche del litorale dal Serchio a Motrone. *L'universo*, **16**, 137: 2-11.
- Pandolfi P., 1975. *La sabbia silicea della Bassa Versilia e i suoi impieghi*. S.E.A., Carrara, 389 pp.
- Pedreschi L., 1956. Il lago di Massaciuccoli e il suo territorio. *Mem. Soc. Geogr. Ital.*, **22**, 225 pp.
- Pensabene G., Frascari F., Cini C., 1997. Valutazione quantitativa del carico di nutrienti e di solidi sospesi immessi nel lago di Massaciuccoli dai comprensori di bonifica di Vecchiano e Massaciuccoli. In: Cenni, M. (ed.), *Lago di Massaciuccoli: 13 ricerche finalizzate al risanamento*, Universitaria Litografica Felici, Pisa: 131-147.
- Phillips G., 1992. A case study in restoration: shallow eutrophic lakes in the Norfolk Broads. In: Harper D. (ed.), *Eutrophication of freshwater*. Chapman & Hall, London: 251-277.
- Pistocchi C., Silvestri N., Rossetto R., Sabbatini T., Guidi M., Baneschi I., Bonari E., Trevisan D., 2012. A Simple Model to Assess Nitrogen and Phosphorus Contamination in Ungauged Surface Drainage Networks Application to the Massaciuccoli Lake Catchment, Italy. *Journal of Environmental Quality*, DOI 10.2134/jeq2011.0302: 544-553.
- Ramsar Convention Secretariat, 2013. *The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 6th ed.* Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland, 109 pp.
- Rongoni A., Duchi A., Baldaccini G.N., Alessio G., 1996. Il regime alimentare di alcune specie ittiche ed eventuali effetti di amplificazione dei livelli trofici nel lago di Massaciuccoli (Toscana). *Atti 6° Congresso A.I.A.D.*, Varese Ligure: 329-341.
- Sforza G., 1894. *La malaria e le cateratte automatiche in Versilia*. Tipografia E. Medici, Massa, 13 pp.
- Siligardi M., Avolio F., Bernabei S., Bucci M.S., Baldaccini G.N., Cappelletti C., Chierici E., Ciutti F., Floris B., Franceschini A., Mancini L., Minciardi M.R., Monauni C., Negri P., Pineschi G., Rossi G.L., Sansoni G., Spaggiari R., Tamburro C., Zanetti M., 2007. *I.F.F. 2007, Indice di Funzionalità Fluviale*. APAT, MATTM, APPA Trento. Roma, 325 pp.
- Simoni F., 1977. Sulle cause della moria di pesci nel lago di Massaciuccoli negli anni 1972-1977. *Rivista Italiana d'Igiene*, vol. **37**, 5-6: 363-380.
- Simoni F., Bianucci E., 1997. Composizione e ciclo del fitoplancton. In: Cenni, M. (ed.), *Lago di Massaciuccoli: 13 ricerche finalizzate al risanamento*, Universitaria Litografica Felici, Pisa: 203-273.
- Simoni F., di Paolo C., Mancino A., Simoni F., Falaschi A., 2004. Microcystin concentrations in water and ichthyofauna of Massaciuccoli Wetlands (Tuscany). *Harmful Algae News*, **25**: 4-6.
- Sommani E., 1967. Variazioni apportate all'ittiofauna italiana dall'attività dell'uomo. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **2**: 149-166.
- Spandre R., Meriggi A., 1997. Studio idrologico del bacino del Lago di Massaciuccoli. In: Cenni, M. (ed.), *Lago di Massaciuccoli: 13 ricerche finalizzate al risanamento*. Universitaria Litografica Felici, Pisa: 23-91.
- Swetnam T.W., Allen C.D., Betancourt J.L., 1999. Applied historical ecology: using the past to manage for the future. *Ecological applications*, **9** (4): 1189-1206.
- Tonolli V., 1969. *Introduzione allo studio della limnologia*. Ed. Istituto Italiano Idrobiologia, Verbania Pallanza, 288 pp.
- Tomei P.E., Garbari F., 1981. Considerazioni introduttive sulla flora e sulla vegetazione delle paludi di Massaciuccoli e di Porta. *Atti Soc. Tosc. Sc. Nat., Mem. Ser. B*, **88**: 301-310.
- Tomei P.E., Barsanti A., Guazzi E., 1994. La zona umida del Massaciuccoli: analisi e distribuzione delle comunità vegetali. In: Cenni M. (ed.), *Atti del seminario "Problemi di eutrofizzazione e prospettive di risanamento del Lago di Massaciuccoli"* Massarosa, dic. 1992. Universitaria Litografica Felici, Pisa: 153-166.
- Tomei P.E., Guazzi E., Barsanti A., 1997. La carta della vegetazione delle paludi e del Lago di Massaciuccoli. In: Cenni, M. (ed.), *Lago di Massaciuccoli: 13 ricerche finalizzate al risanamento*. Universitaria Litografica Felici, Pisa: 275-288.
- Tortonese E., 1975. *Ostheichthyes*. Fauna D'Italia. Ed. Calderini, 636 pp.
- Viciani D., Dell'Olmo L., Vicenti C., Lastrucci L., 2017. Natura 2000 protected habitats, Massaciuccoli Lake (northern Tuscany, Italy). *Journal of Maps*, vol. **13**, No. 2: 219-226. DOI 10.1080/17445647.2017.1290557
- Wetlands Horizontal Guidance, 2003. *The role of wetlands in the water framework directive. Guidance document n° 12*. WFD Common Implementation. Strategy, Bruxelles: European Commission, 61 pp. [https://circabc.europa.eu/sd/a/47ac25cc-3b7f-4498-a542-afd9e3dc3a4b/Guidance%20No%2012%20-%20Wetlands%20\(WG%20B\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/47ac25cc-3b7f-4498-a542-afd9e3dc3a4b/Guidance%20No%2012%20-%20Wetlands%20(WG%20B).pdf) (Data di accesso: 15/06/2018)
- Zuccarini P., Ciurli A., Alpi A., 2011. Implications for shallow lake manipulation: results of aquaria and enclosure experiments manipulating macrophytes, zooplankton and fish. *Applied Ecology And Environmental Research*, **9** (2): 123-140. DOI 10.15666/Aeer/0902_123140.

Impatto sulla fauna selvatica dello sversamento di cherosene (jet fuel) nei canali di bonifica della Riserva Naturale Statale Litorale Romano (Lazio, Italia)

Riccardo Di Giuseppe^{1*}, Mauro Grano², Alessandro Polinori³

¹ Via dei Tre Denari, 212 – 00054 Maccarese, Italy

² Via Valcenischia, 24 – 00141 Roma, Italy; elaphe58@yahoo.it

³ BirdLife - Lipu, Oasi CHM, Lungomare Duca degli Abruzzi, 84 – 00121 Roma, Italy; alessandro.polinori@lipu.it

* Referente per la corrispondenza: info@programmanatura.it

Pervenuto il 6.3.2018; accettato il 13.6.2018

RIASSUNTO

Nel presente lavoro si dà notizia delle specie faunistiche rinvenute morte dagli operatori volontari delle associazioni ambientaliste WWF e LIPU all'interno della Riserva Naturale Statale Litorale Romano, in località Maccarese nel Comune di Fiumicino durante i giorni successivi alla fuoriuscita di cherosene (jet fuel) dalla condotta Eni Civitavecchia-Pantano di Grano DN12 avvenuta nel novembre 2014. Il censimento, effettuato sulla base di stime qualitative e quantitative, ha consentito di suddividere i reperti nelle varie classi tassonomiche e ha permesso una classificazione a livello di specie e di genere.

PAROLE CHIAVE: Bonifica di Maccarese / Fiumicino / disastro ambientale / oleodotto / inquinamento

Impact on wildlife of kerosene (jet fuel) spillage in the drainage channels of the Litorale Romano State Natural Reserve (Lazio, Italy)

In the present work we report with a qualitative and quantitative estimate of the faunistic species found dead by the volunteer operators of the environmental associations WWF and LIPU inside the State Natural Reserve Litorale Romano, in the Maccarese locality in the Municipality of Fiumicino during the days following the outflow of kerosene (jet fuel) from the Eni Civitavecchia-Pantano di Grano DN12 pipeline, which took place in November 2014. The census made it possible to subdivide the finds into the various taxonomic classes and allowed classification on the species and genus level.

KEY WORDS: Bonifica di Maccarese / Fiumicino / environmental disaster / oil pipeline / pollution

INTRODUZIONE

Nella notte fra mercoledì 5 e giovedì 6 novembre 2014 si è verificata un'ingente fuoriuscita di combustibile (cherosene jet fuel) dall'oleodotto della Società ENI S.p.A. Civitavecchia-Pantano di Grano DN12 nel Comune di Fiumicino. L'oleodotto, che corre lungo l'autostrada A12 Roma-Civitavecchia, collega fra loro i depositi di Civitavecchia e di Pantano di Grano. A causa di un'effrazione della condotta da parte di ignoti all'altezza delle paline 492 e 493 in località Palidoro e presso la palina 547 in località Maccarese, sono

fuoriusciti dalla stessa oltre 50.000 litri di carburante. Il cherosene fuoriuscito alle paline 492 e 493 (poste in un campo, a poche decine di metri a nord dell'autostrada dell'A12 Roma-Civitavecchia, con accesso dalla Strada Provinciale 5C - Via di Castel Campanile) è confluito a valle dopo circa 200 metri fino a raggiungere, attraverso un canale di scolo delle acque meteoriche, il fiume Rio Palidoro. Dopo un percorso di circa 4,6 km il combustibile ha raggiunto la foce presso la spiaggia di Passoscuro. In località Maccarese

(la palina 547 si trova tra via della Muratella Mezzana e il casello dell'autostrada A12 Roma-Civitavecchia) il cherosene ha raggiunto un fosso di drenaggio delle acque meteoriche denominato Fosso Cavallo raggiungendo successivamente il canale di bonifica Rio Tre Cannelle, confluyente del fiume Arrone emissario del lago di Bracciano che sfocia presso la spiaggia tra Fregene e Maccarese, percorrendo una distanza di circa 6,5 km.

La Società Eni S.p.A. ha richiesto e attivato le procedure di Messa in Sicurezza d'Emergenza (MISE) che prevedono il pompaggio del cherosene, la rimozione di acque contaminate mediante *skimmer* e l'installazione di barriere fisiche e oleoassorbenti. Inoltre ha attivato le operazioni di sondaggi con piezometri in modo da perimetrare la contaminazione in itinere. Nonostante queste procedure il cherosene incanalato nella rete capillare dei canali di bonifica è riuscito ad arrivare alla foce del fiume Arrone e presso la foce del Rio Palidoro. Questo pesante inquinamento ha provocato la morte di varie specie animali in qualche modo correlate all'ambiente

acquatico. A seguito dello sversamento di cherosene, volontari delle associazioni ambientaliste WWF e LIPU si sono mobilitati per monitorare gli animali in difficoltà o già deceduti come conseguenza dello sversamento in acqua degli idrocarburi. Nel presente lavoro si dà notizia delle specie animali coinvolte e rinvenute nel territorio della bonifica di Maccarese.

MATERIALI E METODI

Area di studio

I canali di bonifica e di scolo interessati dallo sversamento di cherosene e indagati ricadono all'interno della Riserva Naturale Statale Litorale Romano (RNSLR). La Riserva, istituita con Decreto del Ministro dell'Ambiente 29 marzo 1996, si estende per 16.214,65 ettari includendo territori appartenenti ai Comuni di Fiumicino e di Roma. La zona si caratterizza per la presenza di ecosistemi relitti originari di alta valenza naturalistica, frammentati e isolati da un importante reticolo viario, da centri abitati, infrastrutture commerciali e industriali.

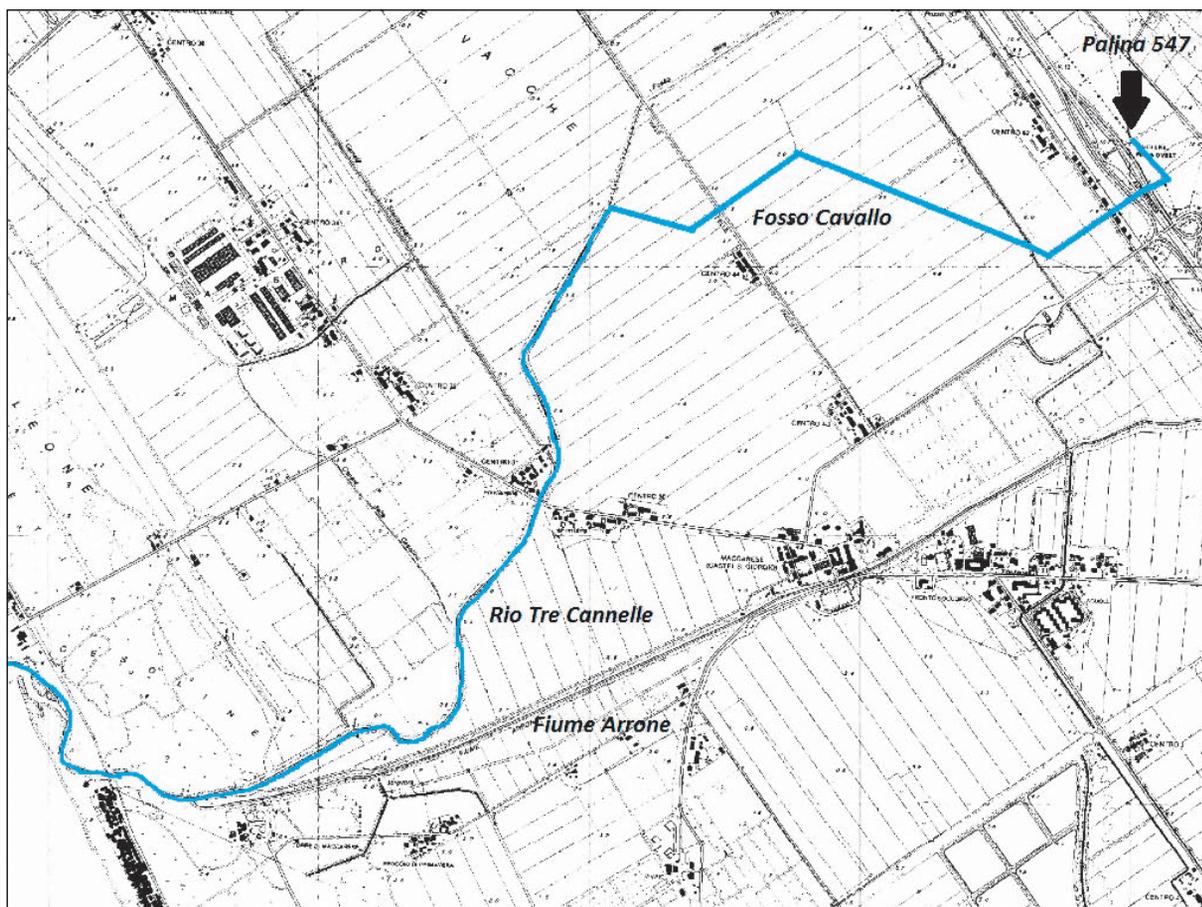


Fig. 1. La linea blu indica il percorso del cherosene (circa 6,5 km) incanalato nei sistemi idrici dal punto di effrazione (Palina 547 in località Maccarese) fino alla foce del fiume Arrone. Durante i sopralluoghi sono stati indagati il Fosso Cavallo e il canale di bonifica Rio Tre Cannelle, confluyente del fiume Arrone emissario del lago di Bracciano che sfocia presso la spiaggia tra Fregene e Maccarese. (CTR 1:10000, GeoPortale Regione Lazio).

Metodo di indagine

Durante questa ricerca sono stati indagati il fosso Cavallo (avente sezione media di 1 m, per un tratto di circa 2.040 metri), il canale Tre Cannelle (avente sezione media di 4 m, per un tratto di circa 1.060 metri), fino alla sua intersezione con il canale artificiale delle Idrovore delle Pagliete e da lì fino alla sua intersezione con il Fiume Arrone (questo tratto presenta una sezione media di 8 m, per una lunghezza di circa 2.087 metri). È stato indagato inoltre l'ultimo tratto del Fiume Arrone avente sezione media di 20 m, per una lunghezza di circa 550 metri fino alla foce.

Sono stati eseguiti dei transetti lineari lungo le rive dei sistemi idrici menzionati. Gli animali rinvenuti morti sono stati raccolti sia sulle sponde sia all'interno dell'alveo. Per gli animali in acqua ci si è avvalsi di guadini per la pesca sportiva con lato di 50 cm a maglia quadrata di 2 cm di lato (Fig. 3); dove l'altezza dell'acqua lo consentiva, direttamente in acqua con l'ausilio di stivali ascellari in gomma e guanti in lattice o neoprene monouso. I guanti erano sostituiti molto frequentemente a causa della viscosità del carburante sversato.

Gli animali raccolti sono stati conservati all'interno di contenitori di plastica di diverso volume per il trasporto e lo stoccaggio. Gli esemplari sono stati suddivisi per classe tassonomica; in seguito si è provveduto a un'analisi quantitativa e qualitativa, effettuando anche una determinazione generica e specifica. Tutti gli esemplari sono stati fotografati al fine di realizzare un database di riconoscimento digitale.

Sono stati recuperati anche alcuni individui ancora vivi di germano reale (*Anas platyrhynchos*). In questo caso gli animali sono stati posti in scatole di cartone con appositi fori per l'aerazione e trasportati immediatamente presso il Centro Recupero Fauna Selvatica Lipu di Roma. Nel caso in cui è stato possibile, prima del trasporto si è proceduto a una pulizia sommaria delle zone glabre (becco, occhi, zampe) con garze e olio



Fig. 3. Operatori e volontari delle associazioni ambientaliste LIPU e WWF intenti nel recupero di un'anguilla *Anguilla anguilla*.

di vasellina (Ceccherelli e Manzia, 2016). In seguito il trattamento degli uccelli imbrattati dal combustibile è stato suddiviso in quattro fasi: stabilizzazione, lavaggio, riabilitazione e liberazione (Ceccherelli e Manzia, 2016).

RISULTATI

Nell'indagine sono state rinvenute grandi quantità dei bivalvi di acqua dolce *Sinanodonta woodiana* e *Unio pictorum*. Inoltre sono stati rinvenuti i crostacei *Austropotamobius pallipes* e *Procambarus clarkii*. I pesci sono risultati sicuramente la classe tassonomica con il maggior numero d'individui rinvenuti. Oltre 500 tonnellate di pesce sono state recuperate in alveo, soprattutto nel canale Tre Cannelle e nell'ultimo tratto del fiume Arrone. In totale sono state censite 12 specie, di cui otto autoctone e quattro alloctone. È stato possibile censire grandi quantità di anfibi riconducibili alle specie di rana verde (*Pelophylax esculentus*) e rospo comune (*Bufo bufo*). Sono state rinvenute complessivamente cinque specie di rettili, di cui tre autoctone e due alloctone. Gli uccelli rinvenuti deceduti sono stati in totale 61, riconducibili a otto specie. La specie con il maggior numero d'individui è stata il germano reale (*Anas platyrhynchos*). Tra i mammiferi sono state rinvenute 15 nutrie (*Myocastor coypus*), vari esemplari di ratto *Rattus norvegicus* e un esemplare di volpe (*Vulpes vulpes*). Nell'analisi dei dati, i conteggi delle singole specie non sono assoluti, ma espressi in classi di abbondanza. Il numero di esemplari morti rinvenuti per ciascuna specie è riportato nella tabella I.

DISCUSSIONE

Molluschi

Durante l'indagine sul campo sono stati recuperati individui di *Anodonta woodiana*. In Italia è stata segnalata per la prima volta negli anni 1989-90 in numerosi corsi d'acqua dell'Emilia Romagna (Malvasi *et al.*, 1999; Fabbri e Landi, 1999; Lodde *et al.*, 2005); altri ritrovamenti si sono poi succeduti in Lazio, Toscana e Veneto (Niero, 2003; Lori e Cianfanelli, 2006), nelle Marche, in Piemonte, in Umbria e in Lombardia (Solustri e Nardi, 2006). L'introduzione di questa specie può essere definita come "umana involontaria" in quanto è da collegarsi all'immissione di pesci, ad esempio i Cyprinidae, a scopo di allevamento e/o ripopolamento. Sono stati recuperati diversi individui anche della specie autoctona *Unio pictorum*. La tassonomia del genere *Unio* è tuttora controversa. *Unio pictorum pictorum* viene a includere tutte le popolazioni del bacino dell'Isonzo, mentre *Unio pictorum mancus* include tutte le popolazioni del bacino del Po, del resto della penisola e delle grandi isole (Nagel, 2000; Nagel e Badino, 2001).

Tab. I. Lista delle specie e numero approssimativo di esemplari rinvenuti deceduti durante l'indagine presso la Bonifica di Maccarese.

Classe	Ordine	Specie	Quantità	
Bivalvia	Unionoida	<i>Sinanodonta woodiana</i> (I. Lea, 1834)	> 100	
		<i>Unio pictorum</i> Linnaeus, 1758	< 20	
Malacostraca	Decapoda	<i>Austropotamobius pallipes</i> Lereboullet, 1858	< 20	
		<i>Procambarus clarkii</i> Girard, 1852	> 100	
Actinopterygii	Anguilliformes	<i>Anguilla anguilla</i> Schrank, 1798	< 20	
		Esociformes	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	> 50
	Perciformes	<i>Lepomis gibbosus</i> Linnaeus, 1758	> 100	
		Cypriniformes	<i>Alburnus arborella</i> (Bonaparte, 1841)	< 10
	<i>Carassius carassius</i> Linnaeus, 1758		> 50	
	<i>Rutilus rubilio</i> Bonaparte, 1837		< 50	
	<i>Squalius squalus</i> Bonaparte, 1837		< 10	
	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758		> 50	
	Mugiliformes		<i>Liza ramada</i> Risso, 1826	> 50
		<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	> 500	
	Perciformes	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	< 50	
		Siluriformes	<i>Ameirus melas</i> Rafinesque, 1820	> 100
	Amphibia	Anura	<i>Bufo bufo</i> (Linnaeus, 1758)	< 10
			<i>Pelophylax esculentus</i> (Linnaeus, 1758)	< 50
Reptilia	Squamata	<i>Natrix natrix</i> Linnaeus, 1758	< 10	
		<i>Natrix tessellata</i> (Laurenti, 1768)	< 10	
	Testudines	<i>Trachemys scripta elegans</i> Wied, 1839	< 50	
		<i>Trachemys scripta scripta</i> Wied-Neuwied, 1839	< 50	
		<i>Emys orbicularis</i> Linnaeus, 1758	< 10	
Aves	Anseriformes	<i>Anas crecca</i> (Linnaeus, 1758)	< 10	
		<i>Tadorna tadorna</i> Linnaeus, 1758	< 10	
		<i>Anas platyrhynchos</i> Linnaeus, 1758	> 50	
	Gruiformes	<i>Gallinula chloropus</i> (Linnaeus, 1758)	> 20	
	Podicipediformes	<i>Tachybaptus ruficollis</i> (Pallas, 1764)	< 10	
	Suliformes	<i>Phalacrocorax carbo</i> Linnaeus, 1758	< 10	
	Pelicaniformes	<i>Egretta garzetta</i> Linnaeus, 1766	< 10	
	Coraciiformes	<i>Alcedo atthis</i> Linnaeus, 1758	< 10	
Mammalia	Rodentia	<i>Rattus norvegicus</i> Berkenhout, 1769	< 5	
		<i>Myocastor coypus</i> Molina, 1782	> 20	
	Carnivora	<i>Vulpes vulpes</i> Linnaeus, 1758	< 5	

Questo bivalve ha requisiti ecologici stringenti riguardo alla qualità delle acque, non essendo in grado di tollerare un elevato livello d'inquinamento. Da segnalare che la specie è inserita nella Direttiva Habitat. I principali fattori di minaccia sono l'inquinamento delle acque e il degrado ambientale.

Crostacei

Durante l'indagine sono stati recuperati senza vita individui di gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*). Considerato da alcuni autori come un complesso di specie (*A. pallipes complex*), costituito da due specie geneticamente ben distinte: *A. pallipes* e *A. italicus* la cui collocazione sistematica è ancora in discussione. In Italia, attualmente, il gambero di fiume è in forte

rarefazione e rimane confinato in zone limitate. Per la Lista Rossa Europea (IUCN Red List 2010) è una specie a rischio di estinzione “*endangered*” per il criterio a2ce; è inclusa nella Direttiva Habitat (92/43/EEC) in allegato II (“specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione”) e in allegato V (“specie animali e vegetali d'interesse comunitario il cui prelievo nella natura e il cui sfruttamento potrebbe formare oggetto di misure di gestione”). Infine la Convenzione di Berna include la specie fra quelle il cui sfruttamento e prelievo potrebbe essere oggetto di apposite linee di controllo (Allegato III). Tutte le liste di conservazione, per la nomenclatura, fanno riferimento ad *Austropotamobius pallipes*.

Il recupero degli animali morti ha evidenziato la consistente presenza dell'alloctono gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*). In Italia centrale, questa specie è ampiamente diffusa nelle Marche, in Abruzzo, nel Lazio (Chiesa *et al.*, 2006). Il successo dei gamberi alloctoni è imputabile alle loro caratteristiche di specie r-selezionate (rapida crescita, maturità precoce, elevata fecondità; Scalici e Gherardi, 2007), associate all'elevata tolleranza dimostrata nei confronti di condizioni ambientali estreme (incluso l'inquinamento chimico, il riscaldamento e condizioni di disseccamento) e la resistenza a parassiti e a malattie.

Pesci

Tra i pesci la specie più rinvenuta è stata il cefalo (*Mugil cephalus*). Sicuramente questo dato è da mettere in relazione alle abitudini ecologiche ed etologiche della specie. Il cefalo, infatti, conduce vita gregaria radunandosi in branchi anche molto numerosi (Louisy e Trainito, 2006). Questo spiega il numero elevato degli esemplari rinvenuti. La specie è frequente in quasi tutte le zone di foce dei fiumi del Lazio, nei quali può penetrare per alcuni chilometri, come nell'Arrone. In questo lavoro sono stati analizzati 110 individui di cefalo adulti e 12 kg di avannotti della stessa specie. L'esame anatomo-patologico ha evidenziato un forte odore di carburante all'apertura della cavità celomatica e le branchie presentavano colorazione verdastra e presenza di sostanze oleose riferibili a combustibile.

Sono stati raccolti anche molti esemplari di muggine calamita (*Liza ramada*); la specie è simile nella forma e colorazione al cefalo. Il muggine calamita è una specie marina molto comune lungo i litorali, nelle lagune costiere e nelle zone estuarine dei fiumi mediterranei, che può risalire spingendosi anche a notevole distanza dalla foce (Kottelat e Freyhof, 2007). Nel Lazio è stato segnalato in tutti i tratti terminali dei corsi d'acqua che sfociano a mare, compreso l'Arrone. Questo spiega la presenza degli individui rinvenuti. Per la sua estesa diffusione e per la sua ampia valenza ecologica non è una specie a rischio (Freyhof e Kottelat, 2008). Il muggine calamita è una delle specie oggetto del Regolamento n. 1626/94 del Consiglio dell'UE "che istituisce misure tecniche per la conservazione delle risorse della pesca nel Mediterraneo".

Sono stati recuperati svariati individui di rovello (*Rutilus rubilio*); la specie, infatti, è gregaria di taglia medio-piccola. Comunque, nei corsi d'acqua del Lazio la rovello gode di uno stato di conservazione complessivamente discreto, con la maggior parte delle popolazioni che mostrano una consistenza media o buona. *Rutilus rubilio* è stata considerata "quasi a rischio" (Crivelli, 2006; Zerunian, 2007).

Numerosi anche gli esemplari morti di luccio (*Esox lucius*) in prossimità della foce del Fiume Arrone.

In tutti i casi, nelle catture sperimentali, la specie è risultata piuttosto rara nel Lazio ed è rappresentata da pochi adulti (Tancioni *et al.*, 2009; Tancioni e Cataudella, 2009). I fattori di minaccia più seri riguardano il deterioramento degli habitat naturali, la riduzione delle formazioni di macrofite acquatiche sommerse (necessarie per l'espletamento della fase riproduttiva) e della vegetazione ripariale, la rettifica dei corsi d'acqua e la cementificazione delle sponde, oltre che l'inquinamento delle acque. Nella Lista Rossa IUCN la specie è classificata "Vulnerabile".

Tra le specie recuperate anche l'anguilla (*Anguilla anguilla*), soprattutto nel tratto di congiunzione tra il fiume Arrone e il canale Tre Cannelle. Nel Lazio si ritrova in tutti i bacini fluviali, soprattutto nei tratti del medio e basso corso di fiumi e canali. La specie ha subito un brusco decremento in tutti gli stadi di accrescimento. L'anguilla europea, nel giugno 2007, è stata inserita nell'allegato II della Convenzione sul commercio internazionale di specie minacciate di estinzione della Fauna selvatica e della Flora (CITES). La Regione Lazio con il DGR n. 160 del 5 marzo 2010 ha approvato un piano di gestione dell'anguilla che prevede misure di conservazione.

Sono stati recuperati individui di alborella (*Alburnus arborella*). La specie è originaria della Dalmazia, Slovenia, Svizzera e di tutta l'Italia settentrionale comprese le acque interne adriatiche, fino a poco oltre la provincia di Ancona, e il bacino del fiume Arno. Nel Lazio la specie è alloctona, transfaunata, probabilmente introdotta insieme con altre specie utilizzate per il ripopolamento per la pesca sportiva; introdotta e acclimatata, è ora presente con popolazioni molto consistenti. L'alborella è una delle poche specie d'acqua dolce non considerata a rischio; infatti, nella Lista Rossa IUCN (Freyhof, 2010) la specie è classificata a rischio minimo.

Numerosi gli esemplari rinvenuti di carassio (*Carassius carassius*) soprattutto in alveo del canale Tre Cannelle. Il carassio è originario dell'Europa centrale e orientale e di diverse regioni asiatiche; è stato inoltre introdotto in gran parte dell'Europa verso la metà dell'800 (Nocita e Zerunian, 2007). È considerata specie invasiva e come tale da sottoporre a misure di controllo per via degli effetti negativi sulla biodiversità, come indicato nelle finalità della Direttiva Habitat 92/42/CEE.

Sono stati recuperati esemplari di carpa (*Cyprinus carpio*). Oltre al fenotipo selvatico, detto anche "carpa regina", sono stati recuperati individui appartenenti a ceppi selezionati in allevamento, come i fenotipi "a specchi" e "nuda", caratterizzati da una riduzione del numero di scaglie. Indigena in parte dell'Europa orientale e nell'Asia. La specie risulta essere "parautoctona" (A.A.VV., 2007).

Sono state recuperate grosse quantità di pesce gatto (*Ameiurus melas*) e 15 individui di questa specie sono

stati analizzati dall'Istituto Zooprofilattico. Anche in questo caso l'esame anatomo-patologico ha evidenziato un forte odore di carburante all'apertura della cavità celomatica e le branchie presentavano colorazione verdastra e presenza di sostanze oleose riferibili a combustibile. *Ameiurus melas* è specie alloctona che predilige le acque calde, a corso lento o stagnanti, a substrato fangoso e ricche di vegetazione (Pedicillo *et al.*, 2008). Nel suo areale originario è ritenuto molto resistente a condizioni di bassa qualità delle acque e a elevati valori di temperatura (Pedicillo *et al.*, 2008).

Sono stati recuperati esemplari di persico sole (*Lepomis gibbosus*); 65 esemplari di questa specie sono stati analizzati dall'Istituto Zooprofilattico e l'esame anatomo-patologico ha evidenziato un forte odore di carburante all'apertura della cavità celomatica e le branchie presentavano colorazione verdastra e sostanze oleose riferibili a combustibile. Il persico sole è una specie alloctona, originaria del Nord-America, nella regione dei Grandi Laghi e dell'alto corso del Mississippi. Attualmente risulta ampiamente diffuso nelle acque del Lazio.

Nel punto di collegamento tra il fiume Arrone e il Canale Tre Cannelle sono stati recuperati alcuni esemplari di diversa pezzatura di spigola (*Dicentrarchus labrax*), specie con ampia valenza ecologica, particolarmente resistente a variazioni termiche e di salinità. La spigola è potenzialmente rilevabile lungo tutta la fascia costiera del Lazio, dove è stata segnalata nelle zone estuarine di molti corsi d'acqua (es. Marta, Arrone e Tevere) (Tancioni *et al.*, 2009). La spigola è considerata molto pregiata e di conseguenza c'è una forte pressione di pesca a fini commerciali. Un ulteriore grave fattore di minaccia è rappresentato dall'inquinamento che può interessare le zone estuarine fluviali e le aree lagunari, causando alterazioni al normale sviluppo embrionale e degli stadi giovanili e fenomeni di bioaccumulo di sostanze tossiche nelle carni, con rischi che diventano progressivamente più elevati all'aumentare della taglia. La spigola è una delle specie oggetto del Regolamento n. 1626/94 del Consiglio dell'UE "che istituisce misure tecniche per la conservazione delle risorse della pesca nel Mediterraneo".

Sono stati inoltre recuperati esemplari di cavedano (*Squalius squalus*), autoctono nei bacini fluviali del Lazio. Si riscontra in diverse tipologie ambientali, come le acque correnti dei bacini fluviali (es. Paglia, Marta, Mignone, Arrone, Tevere, Sacco, Amaseno, Fondi-Itri, Liri-Garigliano), che può colonizzare quasi completamente, dalla foce fino al tratto pedemontano. È inoltre segnalato nelle acque lentiche dei laghi e invasi artificiali. Il cavedano risulta piuttosto tollerante alle condizioni di degrado degli ambienti in cui vive: questo fatto gli ha permesso di non risentire in misura particolare degli impatti generati sugli ecosistemi lotici dalle pressioni

antropiche. Attualmente il cavedano non è considerata una specie minacciata, sia a livello italiano (Lista Rossa WWF) sia a livello europeo (nella Lista Rossa IUCN è considerata "a basso rischio": Freyhof e Kottelat, 2008).

Anfibi

Le due uniche specie di anfibi rinvenute durante le operazioni sono anuri: *Bufo bufo* e *Pelophylax esculentus*. Entrambe le specie sono abbastanza comuni e ampiamente diffuse nel Lazio, soprattutto la rana verde che è in grado di tollerare bene anche le acque inquinate (Cattaneo, 2013). Il rospo comune (*B. bufo*) ha un corpo tozzo e verrucoso; è l'anfibio più grande d'Europa, raggiungendo le femmine i 22 cm di lunghezza dalla punta del muso alla cloaca mentre i maschi in genere sono lunghi 11 cm (Bologna *et al.*, 2000). Dopo la latenza invernale, verso febbraio-marzo inizia la stagione degli accoppiamenti: i rospi si portano ai luoghi di riproduzione solitamente rappresentati da corsi d'acqua a corrente lenta, pozze, stagni e canali, a volte percorrendo anche diversi chilometri. Vive in ogni tipo di raccolta d'acqua, sia naturale che artificiale, ma di preferenza in acqua ferma e ricca di vegetazione ripariale e sommersa. Nei mesi più caldi è attiva anche di notte, mentre in inverno sverna sul fondo dei corpi idrici. L'adulto si nutre di artropodi, anellidi e piccoli molluschi e, nonostante sia provvisto di secrezioni tossiche sulla pelle, viene predato da molti animali, soprattutto aironi e serpenti del genere *Natrix*. Le acque dei vari canali che si trovano nella zona di Maccarese sono stati storicamente occupati dalla specie alloctona americana rana toro (*Lithobates catesbeianus*) (Grano e Cattaneo, 2014). Durante le operazioni di recupero non sono state trovate queste grandi rane e ciò ha consentito di poter affermare che probabilmente la specie non è più presente nella zona (Grano e Cattaneo, 2015a).

Rettili

Tutti i rettili rinvenuti durante le operazioni di soccorso e recupero sono specie legate all'ambiente acquatico; è verosimile che altre specie che sono venute in contatto, direttamente o indirettamente, con le sostanze nocive, siano andate a morire lontano dai luoghi investigati. Le uniche specie ofidiche rinvenute morte sono state *Natrix natrix* e *Natrix tessellata*. È ragionevole pensare che la quantità di esemplari rinvenuti sia decisamente sottostimata, soprattutto nel caso di *N. natrix*, più frequente della congenere e più propensa ad allontanarsi dalle zone acquatiche (Cattaneo, 2013). Inoltre, va considerato che entrambe le specie ofidiche possono aver veicolato l'intossicazione da idrocarburi essendo parte rilevante della catena alimentare; i giovani, meno frequentemente gli adulti, sono infatti prede comuni per uccelli di grandi dimensioni, pesci e mammiferi.

La natrice dal collare è legata prevalentemente ad

ambienti umidi e la si può osservare in diverse tipologie di corpi idrici (fiumi, torrenti, laghi, pozze temporanee, ecc.), di acqua dolce o salmastra. È la meno legata all'acqua tra le natrici italiane e non di rado gli adulti possono essere rinvenuti anche a notevole distanza dal più vicino corpo d'acqua. Anche se è osservabile tutto l'anno, il ciclo annuale di attività di *N. natrix* si svolge tra marzo e ottobre e in special modo nei mesi di maggio e giugno (Gentili e Scali, 2006).

N. tessellata è tra i serpenti italiani quello maggiormente acquatico e lo si ritrova presso ogni tipologia di corpi idrici. Ottima nuotatrice, è in grado di restare immersa anche per diverse ore (Vanni e Nistri, 2006). In Italia la specie è attiva da marzo a ottobre (Gentili e Scali, 2006).

Tra i Testudinati sono state rinvenute tre specie di testuggini palustri, due alloctone *Trachemys scripta scripta* e *Trachemys scripta elegans*; una invece è la testuggine palustre europea (*Emys orbicularis*). Le testuggini alloctone sono state rinvenute in numero decisamente maggiore rispetto alla specie autoctona.

La testuggine palustre europea frequenta ambienti d'acqua dolce con acque ferme o lente, anche artificiali, come laghi, stagni, paludi, canali, per lo più con abbondante vegetazione palustre e in genere a quote basse. Occasionalmente può spingersi in acque salmastre o in mare. È una specie prevalentemente diurna, che nelle ore più calde si espone al sole per termoregolare, alla superficie dell'acqua o su qualsiasi corpo affiorante, pronta a immergersi al minimo segnale di allarme. Di regola non si allontana troppo dall'ambiente acquatico.

Trachemys scripta è un Emidide a vasta diffusione americana: dagli Stati Uniti all'America centrale e meridionale (fino al Brasile settentrionale). Dagli anni Settanta dello scorso secolo la sottospecie nominale *T. s. scripta* e la *T. s. elegans* sono state oggetto di un intenso commercio internazionale, che ha interessato decine di milioni di individui destinati ai mercati occidentali. Un importante numero di individui è stato poi rilasciato in natura nei paesi in cui è stata importata, tra cui l'Italia, e in alcuni casi ne sono state accertate l'acclimatazione e la riproduzione. Nel Lazio entrambe le specie sono molto diffuse in ambienti naturali e artificiali (Grano e Cattaneo, 2015b). *T. s. elegans* rientra nella lista stilata dalla IUCN delle 100 specie più invasive nel mondo (Lowe *et al.*, 2000).

Uccelli

Durante l'indagine sul campo sono state recuperate diverse specie d'uccelli. La maggior parte di essi mostrava corpo e penne completamente impregnati da materiale oleoso e presentava un forte odore di combustibile.

La specie maggiormente rinvenuta è stata il germano reale (*Anas platyrhynchos*). Il dato è da mettere in

relazione alle abitudini ecologiche ed etologiche della specie. Inoltre nel territorio indagato è specie molto frequente e abbondante. Questa trascorre, infatti, gran parte della giornata in acqua e nei canneti, dove si nutre; si spinge sulla terraferma solo per la nidificazione o per riposare. I suoi ambienti prediletti sono quelli che presentano specchi o corsi d'acqua tranquilli, come paludi, stagni, canali, laghi e fiumi (Baratti *et al.*, 2014). Nel periodo durante il quale si è verificato lo sversamento gli individui della specie erano particolarmente numerosi in quanto l'area in questione rappresenta un luogo di sosta e svernamento di molti specie ornitiche acquatiche (la Riserva Litorale Romano è un'area IBA - Important Bird Area). L'esame anatomico-patologico di tre individui, eseguito dall'Istituto Zooprofilattico, ha evidenziato edema polmonare con enfisema. Sul corpo erano assenti lesioni riferibili a malattie infettive e la causa della morte ha confermato la contaminazione da idrocarburi. Su un cadavere della stessa specie è stato effettuato l'esame istologico con tecnica ematossilina eosina, che ha rilevato congestione polmonare e presenza di aree di necrosi del parenchima polmonare.

Da segnalare il rinvenimento presso la foce del Fiume Arrone di un esemplare di volpoca (*Tadorna tadorna*). Gli ambienti frequentati da questa specie sono quasi esclusivamente costieri: saline e lagune salmastre (Baccetti *et al.*, 2002) e presso il Litorale Romano la specie mostra una fenologia migratrice e svernante irregolare (Di Giuseppe e Cappello, 2016). Nel Lazio è nota una distribuzione molto ristretta che interessa principalmente e con modalità regolare tre aree: le Saline di Tarquinia (l'unico sito ad avere una consistenza di 11-50 individui), i Laghi Pontini (1-10 individui) e il Litorale Romano (1-10 individui) (Brunelli *et al.*, 2009).

Tra gli anatidi sono stati rinvenuti anche individui di alzavola (*Anas crecca*). Anche in questo caso la causa della morte è stata la contaminazione da idrocarburi. Il ruolo chiave dei Laghi Pontini e del Litorale Romano per lo svernamento dell'alzavola è testimoniato anche dal fatto che nel periodo 1991-2000 questi due siti sono risultati di importanza nazionale (Baccetti *et al.*, 2002). La specie figura nella Lista Rossa nazionale (LIPU e WWF, 1999) come specie in pericolo cui certamente hanno contribuito la distruzione e la trasformazione degli habitat idonei alla nidificazione e all'alimentazione.

Numerosi anche gli individui rinvenuti deceduti di gallinella d'acqua (*Gallinula chloropus*). Anch'essa è una specie che frequenta le zone umide d'acqua dolce, anche di ridotta superficie, come stagni, canali, fossati e fiumi. Nel territorio preso in esame, la specie è sedentaria, nidificante, migratrice regolare e svernante. Durante lo svernamento la gallinella d'acqua predilige le sponde dei laghi e degli stagni ricchi di canneti e i canali di bonifica. L'Istituto Zooprofilattico ha analizzato quattro campioni della specie. Anche in questo caso è stato riscontrato

edema polmonare con enfisema e come causa di morte è stata confermata la contaminazione da idrocarburi.

Rilevante il rinvenimento di un esemplare deceduto di martin pescatore (*Alcedo atthis*) (Fig. 4). Il corpo dell'animale è stato ritrovato riverso sulla sponda fangosa del fiume Arrone. Il martin pescatore è specie piuttosto localizzata come nidificante; come svernante, invece, è molto più diffusa e in questo periodo la popolazione del Lazio aumenta considerevolmente, anche di tre o quattro volte (Cecere, 2006). L'esemplare trovato morto non presentava sul piumaggio segni da imbrattamento da idrocarburi. La morte dell'animale può essere ricondotta ad avvelenamento dopo aver ingerito una preda contaminata da cherosene. La specie, infatti, si ciba di pesci di piccole dimensioni, insetti acquatici, molluschi, crostacei e altri invertebrati. Da rilevare che il martin pescatore è inoltre inserito nell'Allegato I tra le specie d'interesse comunitario nella Direttiva Uccelli (2009/147/CE). Anche in Italia è stata osservata una tendenza al decremento (Volponi, 2001) e nella Lista Rossa nazionale è considerata "a più basso rischio" (LIPU e WWF, 1999).

È stato rinvenuto morto anche un esemplare di garzetta (*Egretta garzetta*) sulla sponda sinistra del fosso Cavallo. La specie, infatti, frequenta zone interne e seleziona ambienti trofici minori quali canalizzazioni di bonifica e zone aperte come incolti e pascoli (Biondi e Guerrieri, 2001; Castaldi e Guerrieri, 2001; Biondi, 2009). L'esemplare trovato morto non presentava sul piumaggio segni di imbrattamento da idrocarburi. Anche in questo caso la morte è da imputare ad avvelenamento per ingestione di una preda contaminata da idrocarburi. La garzetta si ciba, infatti, di animali acquatici di piccole dimensioni come pesci, rane, larve d'insetti acquatici.

È stato rinvenuto senza vita anche un esemplare di cormorano (*Phalacrocorax carbo*), recuperato nell'alveo del fiume Arrone. Il litorale Romano si conferma uno dei siti, con i Laghi Pontini, con le presenze più consistenti della regione (Brunelli *et al.*, 2009). Anche in questo caso la morte è da imputare a edema polmonare con enfisema ma anche all'ingestione di pesce contaminato. Nel Lazio è una specie che per il momento non corre pericoli; come descritto, un fattore di minaccia è l'inquinamento delle acque.

È stato rinvenuto morto anche un esemplare di tuffetto (*Tachybaptus ruficollis*), recuperato nell'alveo del canale Tre Cannelle. Nel comprensorio del Litorale Romano la specie risulta nidificante-sedentaria e migratrice e svernante. Occupa una grande quantità di habitat acquatici, generalmente zone umide con acque poco profonde, anche minori di un metro, contornate da vegetazione acquatica, sommersa e semisommersa. Utilizza per la riproduzione ambienti sia lentici sia lotici, compresi i canali di bonifica (Brunelli *et al.*, 2009).



Fig. 4. Esemplare di Martin pescatore (*Alcedo atthis*) recuperato presso il fiume Arrone.

Mammiferi

Tra i mammiferi la specie rinvenuta con un numero maggiore d'individui è stata la nutria (*Myocastor coypus*). La nutria è un roditore di grande taglia che in Italia fu introdotta nel 1928 a scopo di allevamento commerciale. L'allevamento, spesso attuato con strutture di stabulazione inadeguate, ha facilitato le ripetute immissioni più o meno accidentali avvenute nel corso degli ultimi decenni. L'area indagata, un comprensorio di bonifica solcato da una rete di canali naturali e/o artificiali rappresenta per la specie un habitat ideale. Qui si nutre di piante acquatiche, radici, foglie, tuberi, rizomi (Bertolino *et al.*, 2005). Sul finire dell'estate e in autunno entrano nella dieta soprattutto le canne palustri (*Phragmites australis*), abbondanti nei canali di bonifica indagati. La morte degli individui è da ipotizzare sia all'ingestione di alimento contaminato trovato in alveo, sia alle esalazioni nocive giunte all'interno delle tane ipogee poste lungo gli argini e le sponde dei canali. Essendo un animale molto sensibile a temperature rigide e alle gelate (Bertolino *et al.*, 2005), si può ipotizzare che alcuni individui siano morti per ipotermia dovuta alla presenza di idrocarburi sul mantello che non ha consentito la giusta termoregolazione. Secondo, infatti, l'esame anatomo-patologico eseguito dall'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle regioni Lazio e Toscana, il pelo del mantello era completamente impregnato da materiale oleoso e con forte odore di combustibile. L'individuo analizzato presentava inoltre edema polmonare con enfisema che ha confermato la causa della morte nella contaminazione da idrocarburi.

L'esemplare di volpe (*Vulpes vulpes*) è stato rinvenuto morto lungo l'argine destro del canale Tre Cannelle; il cadavere non presentava segni di ferite o di imbrattamento da cherosene. La morte è stata imputata ad avvelenamento dopo la probabile ingestione di una carogna impregnata di idrocarburi. La volpe, infatti,

si ciba normalmente di piccoli vertebrati e frutti ma, essendo opportunistica, anche di rifiuti e carogne (De Marinis e Asprea, 2004).

CONCLUSIONI

Lo sversamento di cherosene di origine dolosa qui riportato è considerato un disastro ambientale senza precedenti all'interno della Riserva Naturale Statale Litorale Romano nel Comune di Fiumicino. Oltre 50.000 litri di cherosene hanno raggiunto e si sono incanalati nella rete dei canali di bonifica di Maccarese provocando la morte di un'ingente quantità di animali. Il numero più elevato di animali è stato recuperato dai volontari delle Associazioni ambientaliste WWF e LIPU, per lo più nell'alveo del fosso Cavallo e nel canale Tre Cannelle. Questo dato è da mettere in relazione alle caratteristiche ecologiche dei sistemi idrici menzionati. I canali di bonifica, infatti, prima di confluire nel fiume Arnone, emissario del Lago di Bracciano, rappresentano ambienti di tipo lentico. Quest'andamento delle acque ha consentito agli idrocarburi di ristagnare per molto tempo e causare la morte di molte specie, nonostante gli interventi di tenuta (Messa in Sicurezza d'Emergenza) finalizzate all'eliminazione della sorgente primaria di contaminazione.

Al contrario, il cherosene fuoriuscito presso le paline 492 e 493 in località Palidoro e che è confluito nel Rio Palidoro in un ecosistema di tipo lotico, è stato trasportato velocemente dalla corrente fino a raggiungere la foce. Sebbene anche in questo caso l'inquinamento sia stato ingente, non sono stati rinvenuti animali contaminati e deceduti.

Le acque di transizione, quali canali di bonifica e foci fluviali, dove il ricambio idrico è scarso e il tipico sedimento è fangoso, tendono a intrappolare le miscele oleose prolungandone i tempi di residenza e determinando così inquinamenti con effetti cronici. La contaminazione in questo modo ha intaccato i diversi livelli della catena trofica, causando la morte di specie faunistiche anche d'importanza comunitaria e inserite nella Lista Rossa IUCN delle specie minacciate. I canali di bonifica pur rappresentando opere idrauliche artificiali, costituiscono con la loro vegetazione ripariale, dei corridoi ecologici e degli habitat lineari utilizzati dalle specie nell'agroecosistema in un territorio, quale quello della riserva litorale romano, altamente frammentato. Inoltre le zone umide naturali che ancora insistono sul territorio appaiono intimamente connesse proprio da questa rete di canali.

Il cherosene finito nell'alveo dei canali e fiumi oggetto di studio ha portato considerevoli cambiamenti all'ecosistema acquatico. Nel caso in cui il rilascio accidentale di un liquido oleoso raggiunga un corso d'acqua superficiale, gli idrocarburi tenderanno a formare una chiazza galleggiante in espansione trasportata

dalla corrente e soggetta a un complesso insieme di trasformazioni fisiche e chimiche, denominate fenomeni di "oilweathering", che porta all'avvelenamento e conseguentemente alla morte degli organismi acquatici.

Senza dubbio i pesci sono stati il gruppo faunistico più colpita; sono state, infatti, recuperate almeno 500 tonnellate di pesce. Anche gli uccelli hanno risentito degli effetti negativi dell'inquinamento da cherosene. Difatti tali ambienti, oltre a fornire sostanze trofiche a molti uccelli, rappresentano senza dubbio siti idonei per lo svernamento. La Riserva Naturale Statale Litorale Romano rappresenta, infatti, un'area IBA Important Bird Area (IBA Litorale Romano). In questi ambiti territoriali le uniche raccolte d'acqua coincidono con bacini artificiali, come i canali di drenaggio delle acque e quelli di irrigazione. Questa fitta e capillare rete dei canali con diversi livelli della profondità dell'acqua (di dimensioni variabili: canali grandi/larghi circa 10 m, canali medi/larghi tra 2 e 6 m, scoline/larghezza inferiore ai 2 m), opere realizzate durante il periodo di bonifica che ha interessato tutto il territorio, rappresentano senza dubbio habitat idonei per lo svernamento e nidificazione di molte specie ornitiche legate alle zone umide, incrementando così il grado di eterogeneità e la diversità biologica.

Gli uccelli e i mammiferi imbrattati di carburante, a causa dello sversamento degli idrocarburi in acqua sono andati incontro a cambiamenti fisici, biochimici e fisiologici che hanno portato alla morte. Le fasi di una contaminazione con sostanze oleose sono state due e ben distinte: imbrattamento e intossicazione. Nella prima fase, nella quale l'animale si presenta ricoperto da cherosene, si ha uno stato di reattività buono del soggetto colpito, a differenza di quanto non accada nella seconda fase. I problemi legati alla prima fase sono l'ipotermia, l'incapacità di procurarsi il cibo, l'incapacità di galleggiare e ovviamente la predisposizione alla seconda fase. Uccelli come il germano reale oppure mammiferi come la nutria sono morti proprio per le cause sopra elencate. I problemi inerenti alla seconda fase più devastanti hanno portato gli animali alla morte per varie cause: anemia emolitica, danno agli epatociti, edema polmonare, irritazione gravissima della mucosa intestinale, danni al sistema nervoso centrale, depressione del sistema immunitario, alterazioni dell'attività cardiaca, disfunzione della regolazione osmotica per inibizione della pompa Na/K ATPasi (Ceccherelli e Manzia, 2016).

Nel presente studio è molto probabile che vi sia stata una sottostima del numero delle specie recuperate per una carenza di campionamenti nelle zone più difficili da raggiungere e che non rientravano tra le aree di studio prioritarie. L'indagine ha evidenziato la presenza di molte specie alloctone nelle varie classi investigate; ciò meriterebbe un'attività di monitoraggio allo scopo

di implementare misure per un corretto contenimento.

Questo episodio ha inoltre messo in luce le carenze operative nella gestione di questo tipo di emergenza ambientale e faunistica all'interno della Riserva Naturale Statale Litorale Romano. È auspicabile per il futuro, nei territori ove siano presenti impiantistiche di questo tipo e oleodotti adibiti al trasporto di prodotti idrocarburi, formare personale qualificato, specializzato e munito di attrezzature adeguate, in grado di recuperare e gestire la fauna eventualmente colpita e coinvolta da contaminazione e in grado di mettere in atto protocolli condivisi. È opportuno inoltre, mediante un monitoraggio ambientale, continuare a controllare i luoghi colpiti dalla contaminazione, con campionamenti, analisi e indagini ambientali al fine di valutare lo stato di salute dell'ecosistema e le azioni correttive atte a riportare lo stato qualitativo dei corsi d'acqua alle condizioni precedenti all'evento stesso. Fondamentale inoltre monitorare la vegetazione e il suolo superficiale (*Top Soil*), lungo le sponde dei corsi d'acqua e nelle aree golenali in alveo, nel tratto compreso tra l'oscillazione di livello (min-max) dei corsi d'acqua. Va rilevato come i contaminanti rappresentino senza dubbio un grave rischio per la salute umana. Il 30 dicembre 2014 il GIP del Tribunale di Civitavecchia Dott. Massimo Marasca ha disposto con decreto il sequestro preventivo

dell'oleodotto Civitavecchia-Fiumicino con divieto di utilizzo finché non saranno installati adeguati sistemi di controllo atti a impedire successivi reati; da quella data l'oleodotto ENI non è più entrato in funzione.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori desiderano ringraziare il Dr. Paolo Zagaglia (Veterinario ufficiale ASL Roma D - Area A), Dott.ssa Teresa Bossù, Dr. Francesco School e Dott.ssa Claudia Eleni (Responsabili delle prove - Istituto Zooprofilattico Sperimentale: Regione Lazio e Toscana), Polizia Provinciale distaccamento Fiumicino Roma ovest, Carla Petrianni (Presidente Comitato Rifiuti Zero Fiumicino), Comitato Rifiuti Zero (Fiumicino), Dott.ssa Francesca Manzia (Centro Recupero Fauna Selvatica LIPU Roma), Avv. Maurizio Mazzi, Associazione Raggio Verde (Roma). Un ringraziamento particolare a tutti i volontari delle Associazioni ambientaliste WWF e LIPU che hanno prestato la loro opera durante le operazioni di soccorso: Ivan Alemanno, Leonardo Ancilotto, Roberto Besso, Eleonora Bianchi, Daria Bucchi, Erica Cacopardo, Claudia Cappello, Federico Carhini, Francesca Clementi, Alessia Colle, Martina Cordella, Violetta Costanzo, Alessia De Lorenzis, Luca De Martini, Giuliano Giulianini, Federica Landi, Mario Manfredi, Ester Mantero, Lavinia Maresca, Daniela Martorella, Paolo Montanari, Lorenzo Moreschi, Emanuele Natali, Lorenzo Nottari, Antonia Panaitescu, Pier Francesco Pandolfi De Ronaldis, Arianna Rossi, Roberto Scrocca, Paolo Servidei, Antonio Valente, Valentina Valente, Valter Ventura, Veronica Younes. Un sincero ringraziamento all'anonimo revisore per i preziosi suggerimenti che hanno consentito il miglioramento di questo lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2007. *Linee guida per l'immissione di specie faunistiche*. Quad. Cons. Natura, 27, Min. Ambiente, Ist. Naz. Fauna Selvatica, 51 pp.
- Baccetti N., Dall'Antonia P., Magagnoli P., Melega L., Serra L., Soldatini C., Zenatello M., 2002. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. *Biol. Cons. Fauna*, **111**: 1-240.
- Baratti M., Baccetti N., Cordaro M., Mori A., Dessì-Fulgheri F., 2014. Investigating the puzzling genetic structure of mallard populations (*Anas platyrhynchos* L.) in Italy. *European Journal of Wildlife Research*, **61** (1): 1-9.
- Bertolino S., Perrone A., Gola L., 2005. Effectiveness of coypu in small Italian wetland areas. *Wildlife Society Bulletin*, **33** (2): 714-720.
- Biondi M., 2009. Uso dell'habitat e svernamento della famiglia Ardeidae nella Riserva Naturale Statale del Litorale Romano (RNSLR) (Lazio, Italia centrale): novembre 2005-febbraio 2006. *Picus* **68**: 125-129.
- Biondi M., Guerrieri G., 2001. Status e distribuzione invernale degli Uccelli legati alle zone umide nella Riserva Naturale Statale del Litorale Romano. *Gli Uccelli d'Italia*, **XXVI**-NumeroSpeciale: 13-23.
- Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. *Fitosociologia*, **27**: 1-56.
- Bologna M.A., Capula M., Carpaneto G.M. (Eds.), 2000. *Anfibi e Rettili del Lazio*. Fratelli Palombi Editori, Roma, 160 pp.
- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., 2009. *L'avifauna acquatica svernante nelle zone umide del Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma; Edizioni Belvedere, Latina, 176 pp.
- Castaldi A., Guerrieri G., 2001. Diversità e canali di bonifica nella Riserva Naturale Statale del Litorale Romano. *Gli Uccelli d'Italia*, **26**: 24-42.
- Cattaneo A., 2013. *Osservazioni preliminari sullo status degli Anfibi e dei Rettili della Tenuta Presidenziale di Castelporziano, con nuovi rilievi sull'eco-biologia di Elaphe quatuorlineata e Natrrix natrrix (Serpentes: Colubridae). Il sistema ambientale della Tenuta Presidenziale di Castelporziano. Ricerche sulla complessità di un ecosistema forestale costiero mediterraneo*. Segretariato Generale della Presidenza della Repubblica Italiana, Accademia Nazionale delle Scienze detta

- dei Quaranta "scritti e documenti" XLVI, Roma: 269-285.
- Ceccherelli R., Manzia F., 2016. *Protocollo di gestione uccelli vittime di disastri petroliferi*. LIPU, Roma: 1-15.
- Cecere J.G., 2006. *L'Avifauna - ricerche e check-list*. Collana: I quaderni dell'Oasi LIPU Castel di Guido. Vol. 3. LIPU, Roma, 143 pp.
- Chiesa S., Scalici M., Gibertini G., 2006. Occurrence of allochthonous freshwater crayfishes in Latium (Central Italy). *Bull. Fr. Peche Pisc.*, **380-381**: 883-902.
- Crivelli A.J., 2006. *Rutilus rubilio*. In: IUCN 2011. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2011.1. Downloaded on 10 October 2011.
- De Marinis A.M., Asprea A., 2004. The diet of the red fox *Vulpes vulpes* and badger *Meles meles* in the Mediterranean ecosystem. Proc. 10° MELEDOS Conference, Rodhes, Greece: 1-10.
- Di Giuseppe R., Cappello C., 2016. *Gli Uccelli della Riserva Naturale Statale Litorale Romano in inverno: ricerca e check-list*. Quaderno della Riserva, vol. 1. A cura di Programma Natura APS: 1-50.
- Fabbri R., Landi L., 1999. Nuove segnalazioni di molluschi, crostacei e pesci esotici in Emilia Romagna e prima segnalazione di *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) in Italia (Mollusca Bivalvia, Crustacea Decapoda, Osteichthyes Cypriniformes). *Quad. Studi Nat. Romagna*, **12**: 9-20.
- Freyhof J., Kottelat M., 2008. *Telestes souffia*. In: IUCN 2011. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2011.1. Downloaded on 26 October 2011.
- Freyhof J., 2010. *Alburnus arborella*. In: IUCN 2011. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2011.1. Downloaded on 26 October 2011.
- Gentilli A., Scali S., 2006. *Natrix natrix* (Lacépède, 1789), pp. 560-565. In: Sindaco R., Doria G., Razzetti E., Bernini F. (eds) *Atlante degli Anfibi e dei Rettili*. Societas Herpetologica Italica, Polistampa Edizioni, Firenze.
- Grano M., Cattaneo C., 2014. A new record for the American bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Amphibia Anura Ranidae), near Rome (Latium, Italy). *Biodiversity Journal*, **5** (2): 213-216.
- Grano M., Cattaneo C., 2015a. A survey on the presence of the invasive alien American bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Amphibia Anura Ranidae) in Latium (Central Italy) with reference to a possible infection of *Batrachochytrium dendrobatidis* on *Bufo bufo*. *Hyla, Herpetological Bulletin*, n. 1: 70-75.
- Grano M., Cattaneo C., 2015b. A new record of the red-eared slider, *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1838) (Testudines Emydidae), in Latium (Italy). *Biodiversity Journal*, **6** (4): 803-804.
- Kottelat M., Freyhof J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. 646 pp.
- Lipu, WWF, 1999. Nuova Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia. *Riv. ital. Orn.* **69**: 3-43.
- Lodde A., Palmerini E., Sala L., Castagnolo L., 2005. *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca: Bivalvia: Unionidae), a non-indigenous species wide-spread in Italy: comparison of the biological cycle in native countries (Far East) and in Italy (Modena canals). IV International Congress of the European Malacological Societies. October 10-14, Naples (Italy). *Notiziario S.I.M.*, **23** (5-8): 70.
- Lori E., Cianfanelli S., 2006. New records of *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Mollusca: Bivalvia: Dreissenidae) from Central Italy. *Aquatic Invasions*, **1** (4): 281-283.
- Louisy P., Trainito E., 2006. *Guida all'identificazione dei pesci marini d'Europa e del Mediterraneo*. Il Castello Editore, Milano, 430 pp.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M., 2000. *100 of the World's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database*. IUCN, Auckland: 1-12.
- Malvasi D., Fabbri R., Bernardoni A., 1999. Prima segnalazione del tratto medio del Po di *Corbicula fluminea* Müller (Mollusca: Bivalvia: Corbiculidae). *Pianura*, **11**: 183-185.
- Nagel K.O., 2000. Testing hypotheses on the dispersal and evolutionary history of freshwater mussels (Mollusca: Bivalvia: Unionidae). *Journ. Evolut. Biol.*, Cambridge **13**: 854-865.
- Nagel K.O., Badino G., 2001. Population genetics and systematics of European Unionoidea. In: Bauer G., Waechter K. (eds). *Ecology and Evolutions of the freshwater Mussels Unionoidea*: 51-80, Berlin, Heidelberg. (Ecological Studies, vol. 145).
- Niero I., 2003. Sulla presenza in Veneto e centro Italia di *Anodonta woodiana woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca, Bivalvia). *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia*, **54**: 29-33.
- Nocita A., Zerunian S., 2007. L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 93-96.
- Pedicillo G., Bicchi A., Angeli V., Carosi A., Viali P., Lorenzoni M., 2008. Growth of black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) in Corbara reservoir (Umbria - Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystem*, **389**: 5-15.
- Scalici M., Gherardi F., 2007. Structure and dynamics of an invasive population of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in a Mediterranean wetland. *Hydrobiologia*, **583**: 309-319.
- Solustri C., Nardi G., 2006. Una nuova stazione di *Anodonta woodiana woodiana* (Lea, 1834) nell'Italia centrale (Bivalvia, Unionidae). *Quaderno Studi Notizie St. Nat. Romagna*, **23**: 1-8.
- Tancioni L., Cataudella S., (a cura), 2009. *Carta Ittica della Provincia di Roma. Contributo alla conoscenza Ecologica delle acque correnti superficiali della Provincia*. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche dell'Agricoltura e Università degli Studi di Roma "Tor Vergata", Dipartimento di Biologia, Laboratorio di Ecologia Sperimentale ed Acquacoltura, 367 pp.
- Tancioni L., Campagna F., Canali E., Caprioli R., Ciadamidaro S., Ciuffa D., Scalici M., 2009. *Carta della Biodiversità della Provincia di Roma*. Rel. Tecn., Università degli Studi di Roma "Tor Vergata", Dipartimento di Biologia, Laboratorio di Ecologia Sperimentale ed Acquacoltura e Agenzia Regionale per i Parchi. Roma, 313 pp.
- Vanni S., Nistri A., 2006. *Atlante degli Anfibi e dei Rettili della Toscana*, Edizioni Regione Toscana, Firenze.
- Volponi S., 2001. Martin pescatore *Alcedo atthis*. In: Spagnesi M. e Serra L. (a cura di). *Uccelli d'Italia*. Quad. Cons. Natura, 16. Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Zerunian S., 2007. Problematiche di conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani. *Biologia Ambientale*, **21**: 49-55.

La gestione del camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*): dalla minaccia di estinzione all'espansione della popolazione

Riccardo Carradori

Via del Grecale 4/A – 51100 Pistoia; riccardo.carradori@libero.it

Pervenuto il 24.11.2017; accettato il 6.1.2018

Riassunto

L'articolo illustra l'andamento della popolazione del camoscio appenninico, indicando le principali minacce e le contro-misure predisposte per contrastarle. Dal 1992 sono stati attivati dodici progetti Life per lo studio e la reintroduzione di questo animale un tempo minacciato di estinzione e oggi vulnerabile. Da una popolazione di circa 50 individui localizzati in un'area ristretta si è passati a circa duemila esemplari. Il progetto Life Coornata, l'ultimo in ordine di tempo, continua le attività di reintroduzione della specie, chiarisce le dinamiche delle popolazioni e delinea le future attività.

PAROLE CHIAVE: camoscio appenninico / gestione / conservazione / Life Coornata

Managing Apennine chamois: from extinction to development

The article shows the population dynamics of Apennine chamois and focus on the main threats together with the measures to counteract them. Since 1992 12 life projects started to study and to increase its population; nowadays IUCN estimates that chamois population it is not any longer threatened, but vulnerable. Starting with a population of only 50 specimens in a single area they reached about 2000 animals. The last project, Life Coornata, continued the activity, clarified population dynamics and planned future activities

KEY WORDS: Apennine chamois / managing / conservation / Life Coornata project

INTRODUZIONE

Il camoscio appenninico appartiene al raggruppamento dei camosci sud-occidentali, distinto da quello dei camosci nord-orientali, ed è presente con tre sottospecie in alcune aree montane dell'Europa meridionale: *Rupicapra pyrenaica pyrenaica*, diffusa sulla catena dei Pirenei; *Rupicapra pyrenaica parva*, presente in Spagna sui monti Cantabrigi; *Rupicapra pyrenaica ornata*, distribuita nella porzione centrale della penisola italiana. La consistenza complessiva del raggruppamento meridionale è stimata in circa

45.000-50.000 individui (Carnovali *et al.*, 2009). Attualmente in Italia sono presenti circa 2.000 esemplari (www.camoscioappenninico.it).

Il camoscio appenninico o camoscio d'Abruzzo è una sottospecie endemica presente esclusivamente nel nostro paese (Dupré *et al.*, 2001) ed è rappresentata da distinte popolazioni nella porzione centrale della catena appenninica (Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise – PNALM; Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga – PNGSL; Parco Nazionale

della Majella – PNM, Parco Nazionale dei Monti Sibillini – PNMS; Parco Regionale Sirente Velino – PRSV), grazie a operazioni di reintroduzione realizzate con l'unica popolazione originaria sopravvissuta all'interno del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise (www.camoscioappenninico.it). È specie particolarmente protetta (Box 1).

Il camoscio ha un mantello estivo di colore marrone chiaro piuttosto uniforme, mentre in inverno assume una tipica e vistosa colorazione composta da fasce bianche, nere e brune a contrasto (Fig. 1).

La lunghezza è di 100-130 cm, l'altezza al garrese è di 70-80 cm, il peso è di circa 30 kg per i maschi e 27 kg per le femmine. Le corna, presenti in entrambi i sessi, sono molto sviluppate. La stagione degli amori va da ottobre a novembre; in questo periodo i maschi lottano per accedere alle femmine. A maggio le femmine partoriscono un solo esemplare. Il camoscio frequenta le aree forestali ricche di sottobosco intervallate da pareti rocciose e scoscese, radure, canali, praterie, i margini delle pietraie e, soprattutto, le cenge erbose al di sopra dei limiti della vegetazione arborea (Lovari e Bruno, 2003). I movimenti altitudinali stagionali sono legati alla disponibilità alimentare: con l'inverno e le prime nevicate i camosci si ritirano verso le quote più basse (1.000-1.300 m s.l.m.), situate al di sotto dei limiti del bosco, o in zone rocciose con esposizioni prevalentemente meridionali (Fig. 2).

La dieta delle femmine è legata, tra la primavera e l'autunno, alla comunità vegetale di *Festuco-Trifolietum thalii*, alimento ricco di proteine, importante durante la fase di allattamento e svezzamento della prole. I maschi adulti mostrano un comportamento tendenzialmente solitario e sembrano preferire le aree boscate e quelle morfologicamente più complesse e rocciose durante tutto l'anno a eccezione della stagione riproduttiva (Lovari e Bruno, 2003).

METODO DI RICERCA E STUDIO

La metodologia di studio della popolazione consiste nel percorrere circuiti prestabiliti per determinare la struttura e la composizione in classi di sesso ed età. Degli individui contattati si indicano: sesso, classe di età, se singoli o in gruppo. Si registra anche la presenza/assenza di altri ungulati

selvatici o bestiame domestico. Si considera gruppo un'aggregazione temporanea di individui distanti tra loro meno di 50 m (Berdocou e Bousses, 1985; Von Elsner-Schack, 1985; Perez-Barberia e Nores, 1994). I camosci possono essere suddivisi secondo le seguenti classi di età (Asprea, 2010):

- *Kids* (K) - piccoli nati nell'anno (capretti), tra maggio e giugno, in cui le corna sono assenti;
- *Yearlings* (Y) - giovani nati l'anno precedente, le cui corna raggiun-

gono al massimo la lunghezza dell'orecchio (Fig. 3);

- Classe 1 (I) - subadulti da 2 fino a circa 3 anni di età, le cui corna sono 1/4 o 1/3 più lunghi delle orecchie;
- Classe 2 (II) - adulti tra 4 e 6 anni circa di età, le cui corna sono fino a circa una volta e mezzo più lunghe delle orecchie;
- Classe 3 (III) - adulti sopra i 6 anni, le cui corna sono lunghe quasi il doppio o più delle orecchie; questa classe include an-

Direttiva Habitat 92/43/CEE: Allegati II e IV specie prioritaria.

Convenzione di Berna: Allegato II specie strettamente protetta.

IUCN: lista rossa minacciato di estinzione (1996) e successivamente (2008), vulnerabile all'estinzione.

Legge Nazionale n. 157/92: specie particolarmente protetta.

Box 1. Forme di tutela e protezione del camoscio appenninico in Italia.



Fig. 1. A destra, un esemplare di camoscio appenninico di classe III; accanto, probabilmente, il suo piccolo di classe *kid*. Sono evidenti le caratteristiche colorazioni a fasce bianche e nere. (Foto A. Iannelli/archivio PNALM).

che la classe IV di Lovari (Lovari e Bruno, 2003), data la difficoltà di distinguere tra le due.

La stima dell'età effettuata in questo modo è soggetta a un errore per le classi II e III. I maschi (M) sono distinti dalle femmine (F) osservando la presenza/assenza del "pennello" (ciuffo di lunghi peli intorno all'organo maschile) o dei capezzoli, la posizione di minzione e presenza, dimensione e forma delle corna. Negli *yearlings* e nei *kids* è molto difficile determinare il sesso, se non dalla posizione di minzione, per cui –normalmente– non è considerato. Nei subadulti (classe I) è più difficile distinguere tra maschi e femmine, poiché la presenza del "pennello" non è evidente; teoricamente il sesso può, inoltre, essere identificato tramite spessore e curvatura delle corna. I branchi di camoscio sono suddivisi per numero di individui in 6 classi o tipologie di gruppo (Lovari e Cosentino, 1986; Von Elsner-Schack, 1985): 1, 2-5, 6-10, 11-20, 21-40, > 40 individui (Fig. 4).

DISTRIBUZIONE E ANDAMENTO DELLA POPOLAZIONE

Nell'Olocene il camoscio appenninico era distribuito nelle aree montuose comprese tra i Monti Sibillini e il Pollino ma, nel corso del tempo, l'areale si è progressivamente ristretto. All'inizio della prima guerra mondiale ne sopravviveva un solo gruppo composto da non più di 30 esemplari, in località "Costa Camosciara" (Fig. 5); nel 1922 l'area divenne protetta con il nome di Parco Nazionale d'Abruzzo. Grazie alla maggior tutela, la popolazione si accrebbe fino a raggiungere, nel 1929, la consistenza di 100 individui.

Durante la seconda guerra mondiale si ebbe un nuovo crollo per arrivare a circa 40 esemplari

nel 1949. Dal 1950 al 1970 la popolazione è aumentata da 50 a circa 250 individui; successivamente è rimasta stabile mostrando fluttuazioni pluriannuali attorno ad un valore medio relativamente costante (Perco e Calò, 1994). Dagli anni del dopoguerra in poi la popolazione si è accresciuta fino a raggiungere la consistenza di circa

400 camosci agli inizi degli anni '90 (Lovari, 1989). Tra il 1994 e il 1998 si è verificata una fase di crescita con un tasso medio di incremento annuo di circa il 6% (Pedrotti *et al.*, 2001).

La presenza di un'unica popolazione con scarsa variabilità genetica in un'area di esigue dimensioni, rendeva questa sotto-

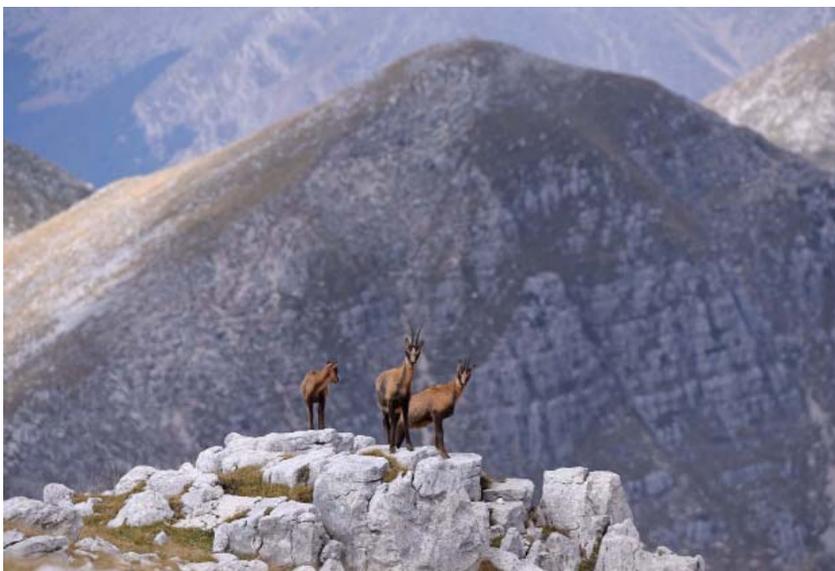


Fig. 2. L'ambiente frequentato nel corso della bella stagione al di sopra della vegetazione arborea. (Foto A. Iannelli/archivio PNALM).



Fig. 3. Un esemplare in classe *yearlings*: sono evidenti le corna con lunghezza inferiore agli orecchi. (Foto A. Iannelli/archivio PNALM).

specie fortemente minacciata di estinzione. Nel 2001 il Ministero dell'Ambiente ha redatto il "Piano d'Azione Nazionale per il camoscio appenninico" – PAN (Dupréet *al.*, 2001), recependo quanto indicato nel Piano d'Azione per la sottofamiglia *Caprinae* redatto nel 1997 dal *Caprinae Specialist Group* della IUCN. L'obiettivo del piano di conservazione era il raggiungimento di una consistenza complessiva superiore a 1.000 individui suddivisi in popolazioni tra loro geograficamente isolate, in modo che eventuali epidemie non potessero compromettere la sopravvivenza della sottospecie. Dal 1991 iniziano le prime operazioni per la salvaguardia del camoscio e, a partire dal 1992, undici progetti Life con l'obiettivo di creare nuove colonie sui massicci della Majella e del Gran Sasso.

La popolazione del Parco della Majella si è originata da una serie di operazioni di immissione negli anni '90 per un totale di 33 capi provenienti dal Parco d'Abruzzo, Lazio e Molise e da un secondo rilascio, attuato nell'ambito di un Progetto Life Natura (2002-2005), di 5 capi provenienti dalle aree faunistiche della Majella e del Gran Sasso. Nel 2005 è stata accertata una presenza minima di 270 capi con una popolazione complessiva stimata in circa 300 individui. Rispetto ai circa 100 capi stimati nel 2000-2001 la popolazione era triplicata con un incremento medio annuo superiore al 25% (Mari e Lovari, 2007).

La popolazione del Parco del Gran Sasso Monti della Laga è frutto di una operazione di reintroduzione avviata nel periodo 1992-1994 con il rilascio complessivo di 26 animali provenienti dal Parco d'Abruzzo. Nel periodo 1999-2001 sono stati liberati altri 9 animali provenienti, in prevalenza, dall'area faunistica presente all'interno



Fig. 4. Un branco di camosci all'interno del PNALM. (Foto R. Latini/archivio PNALM).



Fig. 5. La Costa Camosciara, zona di presenza storica del camoscio, oggi riserva integrale. (Foto V. Mastrella/archivio PNALM).

del Parco. La consistenza della popolazione nei primi anni del 2006 era stimata in 220 animali. Rispetto ai 50-60 individui del 2000, la crescita appare molto veloce con un incremento medio annuo pari a circa il 23,5% (Mari e Lovari, 2007).

Nel 1996 è stato realizzato uno studio di fattibilità per la reintroduzione del camoscio ap-

penninico nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini, nel Parco Regionale Sirente Velino e nel Parco Nazionale del Pollino. I primi due parchi sono risultati idonei a ospitare nuovi nuclei di camoscio appenninico. Al contrario, nel Parco del Pollino le zone ritenute adatte sono risultate troppo esigue per assicurare lo sviluppo e il mantenimento di una popolazione vi-

tale (www.camoscioappenninico.it). Nel 2008 c'è stato l'avvio della IV colonia sui Monti Sibillini; nel settembre è iniziato il programma stilato nell'ambito del Progetto Life Natura OZNAT/IT/008538 e sono stati realizzati i primi rilasci con individui catturati in natura provenienti dal Parco Nazionale Abruzzo, Lazio e Molise e dalle aree faunistiche della Majella e del Gran Sasso Monti della Laga. Tutti i camosci, dotati di marche auricolari e radiocollare GPS, sono stati sottoposti a un programma di monitoraggio intensivo.

Grazie a tali attività si è originato un nucleo di femmine stabile; sono nati 2 piccoli nel 2009 e 5 nel 2010, sebbene ci sia stata la perdita di 4 soggetti morti per cause naturali.

Complessivamente la consistenza del camoscio appenninico ha raggiunto, nel 2006, 1120 individui suddivisi in distinte popolazioni distribuite nei tre Parchi nazionali; a questi vanno aggiunti una decina di soggetti presenti nelle aree faunistiche gestite dai Parchi Nazionali. La popolazione più consistente è quella storica del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise in cui, nel 2005, sono stati censiti 623 individui con un aumento rispetto al 2000 del 15% e un tasso medio di incremento annuo del 3,75% (www.camoscioappenninico.it). Un lavoro compiuto nel 2009 (Asprea, 2010) nel parco ha contato e classificato quasi 300 camosci. Le classi più rappresentate sono stati i *kids*, che costituiscono il 25-33,7 % della popolazione, insieme alle femmine di III classe, che rappresentano il 23,9-35,3%. Gli *yearlings* erano poco rappresentati in generale, mantenendosi mediamente tra il 7,1 ed il 9,8 %. La struttura di popolazione e la composizione dei branchi sono parse in linea con i dati di metà degli anni '90 (Asprea 2009). Il tas-

so di natalità è risultato intorno al 25%, in linea con la media dei dati storici dei censimenti estivi degli anni precedenti (2000-2007); tuttavia la sopravvivenza dei piccoli nel corso del primo anno di vita, che mediamente si attesta intorno al 55%, era in calo da almeno dieci anni (Asprea, 2009). La percentuale degli *yearlings* è soggetta a forti variazioni in virtù del grado di sopravvivenza dei piccoli: nel 2008 costituivano una buona percentuale della popolazione, mentre nel 2009 non arrivavano al 5% (Asprea, 2009). La tendenza nel lungo periodo di tale percentuale appariva negativa (Asprea, 2010).

La contattabilità dei maschi adulti può variare fortemente da zona a zona, in relazione a fattori come la distanza minima di avvistamento e l'orografia del terreno. Nella stagione delle nascite e durante l'estate, i maschi frequentano aree più periferiche e lontane dai gruppi di femmine o ambienti più vicini al bosco, sfuggendo più facilmente ai conteggi. I maschi giovani entro i 3 anni, invece, tendono a rimanere di più nelle aree frequentate dai branchi di femmine divenendo, quindi, più avvistabili; questo spiega perché nella classe I, nonostante le fisiologiche variazioni spaziali e temporali, nel complesso il rapporto sessi era paritario (Asprea, 2008; 2009). Complessivamente, il 23,5% dei gruppi osservati era composto da individui solitari, il 33,2% da 2-5 individui, il 15,5% da 6-10 individui, il 15,9% da 11-20 individui, l'8,4% da 21-40 individui e soltanto il 3,5 % da oltre 40 individui benché i gruppi più piccoli (1 e 2-5 individui) fossero, in generale, quelli più comuni. Sia i maschi che le femmine erano visti più frequentemente in branco che da soli, indice di una generale tendenza all'aggregazione della specie.

Sempre nello studio del 2010 sono stati effettuati anche 105 avvistamenti di gruppi di altre specie di ungulati: 59 di selvatici e 47 di domestici. La specie selvatica di gran lunga più ricorrente nelle zone frequentate dai camosci è stata il cervo. Il cinghiale era avvistato molto occasionalmente in tutte le aree indagate; il bestiame domestico costituiva una presenza consistente e stabile.

Le indagini genetiche eseguite sul camoscio appenninico hanno mostrato l'elevato livello di *inbreeding* della popolazione, probabilmente dovuto ai colli di bottiglia subiti a cavallo delle due guerre mondiali (Lorenzini *et al.*, 2002; Vernesi *et al.*, 2002); per questo è considerato un taxon vulnerabile all'estinzione.

Uno dei principali fattori limitanti per lo sviluppo delle popolazioni sembra essere la competizione spaziale e trofica con il bestiame domestico. Non è, inoltre, da escludere la competizione con la popolazione di cervo che occupa gran parte dell'areale del camoscio e che negli ultimi anni ha mostrato un forte incremento della consistenza. Modesti sembrano gli effetti degli abbattimenti illegali rispetto alla dinamica della popolazione (Latini, com. pers.).

Nel 2010 la presenza di fattori limitanti in grado di vanificare la conservazione del camoscio appenninico ha spinto cinque parchi nazionali (PNALM, PNM, PNGSL, PNMS e PRSV) a riunirsi in un Comitato di Coordinamento Permanente nel tentativo di coordinare e condividere i metodi di studio e gestione. Parallelamente ha preso vita un nuovo Life Natura (LIFE09 NAT/IT/000183) con il fine di contrastare in maniera specifica le minacce e i fattori limitanti già indicati nel Piano d'Azione Nazionale per il camoscio appenninico (Duprè *et al.*, 2001).

Il Progetto Life Coornata ha lo scopo di contrastare il ridotto numero di camosci, studiare le interazioni sanitarie fra bestiame pascolante e ungulati selvatici, chiarire i motivi della lentezza nell'espansione dell'areale, contrastare il randagismo canino e il bracconaggio, studiare e limitare l'impatto turistico.

Al momento della stesura del Life le popolazioni del Parco Nazionale della Majella e del Gran Sasso Monti della Laga avevano una consistenza di circa 500 e 300 individui ed erano in fase di accrescimento mentre nella popolazione del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise iniziavano ad emergere dati preoccupanti riguardo l'andamento demografico e la struttura di popolazione (www.camoscioappenninico.it). Per questo occorre: 1) attuare misure straordinarie per la conservazione della popolazione storica di camoscio appenninico; 2) terminare la reintroduzione nel Parco Nazionale Monti Sibillini e iniziare la reintroduzione nel Parco Regionale Sirente Velino.

Non essendo possibile prelevare individui in natura nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, il Progetto prevedeva lo svolgimento di catture in natura nei parchi della Majella e Gran Sasso Monti della Laga. In totale sono stati catturati 27 camosci nella Majella e 17 nel Gran Sasso-Monti della Laga. Le catture sono state realizzate sia utilizzando la teleanestesia sia applicando metodi di immobilizzazione meccanica e di cattura collettiva (*box trap eupnet®*).

Sui Monti Sibillini sono stati rilasciati animali provenienti da natura e da aree faunistiche; complessivamente è stato raggiunto il numero di 30 camosci rilasciati. Nel 2014 la popolazione di camosci nel Parco Nazionale dei Mon-

ti Sibillini ha raggiunto la consistenza di 72 individui e, durante il monitoraggio, sono state raccolte le prime evidenze di espansione spaziale da parte degli individui presenti.

Nel Parco Regionale Sirente Velino, nel luglio 2013, sono stati rilasciati 17 individui da natura (dai parchi della Majella e Gran Sasso Monti della Laga) e da area faunistica. Già nella primavera successiva ai rilasci sono nati 5 camosci e, a fine 2014, erano presenti 21 individui. Tuttavia, per raggiungere il numero minimo di rilasci necessari per massimizzare la probabilità di mantenimento della popolazione, dovevano ancora essere rilasciati 13 individui.

Nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise sono stati catturati, muniti di radiocollare e monitorati 20 camosci; sono, inoltre, state svolte analisi di laboratorio sulle carcasse di camosci rinvenute e di altri ungulati selvatici che potrebbero trasmettere agenti patogeni (cervo, capriolo e cinghiale). Si è studiata la sovrapposizione spaziale tra camoscio e altri ungulati selvatici (cervo e capriolo) e domestici (bestiame al pascolo). Sono state analizzate la struttura e i parametri demografici dei diversi branchi e dell'intera popolazione, la sovrapposizione della dieta tra camoscio e cervo.

L'analisi dei dati ha permesso di comprendere che l'attuale situazione della popolazione è determinata dalla concomitanza di diversi fattori ed è necessario attuare un piano specifico (Latini, com. pers.).

Il bestiame pascolante può rappresentare un fattore limitante per il camoscio perché è un competitore a livello spaziale e trofico e, inoltre, un potenziale veicolo di agenti patogeni. Attualmente le norme di polizia veterinaria obbligano il trattamento del bestiame solo per quelle malattie che potreb-

bero avere ripercussioni sull'uomo. Non esiste alcuna profilassi obbligatoria nei confronti di patogeni potenzialmente pericolosi per gli animali selvatici. Per questo motivo nel progetto Life Coornata sono state inserite attività mirate alla somministrazione di trattamenti specifici (antiparassitari e vaccinali) presso le aziende pascolanti all'interno delle aree di presenza del camoscio. Inoltre sono state svolte attività di sensibilizzazione degli allevatori e delle istituzioni preposte alla sorveglianza sanitaria coinvolgendo fino al 100% delle aziende potenzialmente interessate; nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise e nei diversi Parchi sono stati trattati dal 91% al 100% dei capi potenzialmente a contatto con le popolazioni di camoscio.

Nonostante il camoscio appenninico sia una delle entità faunistiche italiane di maggior valore conservazionistico, sono poco conosciute le tematiche connesse con la sua conservazione. Per questo motivo è stato realizzato un articolato programma di divulgazione e di comunicazione: sono stati realizzati un sito web (www.camoscioappenninico.it), un programma di educazione ambientale, un documentario, un congresso internazionale e un *press tour* per coinvolgere e sensibilizzare i giornalisti.

Terminato il quinquennio di operatività del progetto Life Coornata, l'obiettivo generale del PAN è stato raggiunto poiché sono presenti circa 2000 individui di camoscio appenninico divisi in 5 popolazioni.

Sono presenti due popolazioni sorgente (Parco Nazionale della Majella e Parco Nazionale Gran Sasso Monti della Laga), oltre alla popolazione storica (Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise). Sebbene ci siano segnali positivi di accrescimento spaziale e numerico

nelle colonie di più recente formazione (Parco Nazionale Monti Sibillini e Parco Regionale Sirente Velino), la popolazione nel Parco Regionale Sirente Velino è ancora nella fase critica di insediamento e, pertanto, è necessario proseguire le attività almeno fino al raggiungimento dell'obiettivo di 30 individui rilasciati (www.camoscioappenninico.it).

Il Comitato di Coordinamento Permanente è ancora impegnato nel contrastare i fattori di disturbo presenti sul territorio migliorando la gestione del bestiame pascolante e acquisendo dati riguardo la struttura e i parametri demografici dei branchi; proseguono gli studi sulla probabile competizione cervo-camoscio e la sorveglianza sanitaria è in espansione. Molto importante è la prosecuzione degli incontri di

formazione e di sensibilizzazione con gli addetti alla sorveglianza sulle problematiche relative alla fauna selvatica (camoscio e orso in particolare), anche al fine di intensificare i controlli nelle zone più a rischio. Le attività di *captive breeding* proseguono con lo scambio di riproduttori tra le diverse aree faunistiche.

Nel territorio del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise occorre la stesura di un regolamento per i carichi di bestiame, per definire le aree dove regolare l'affluenza turistica e per contrastare il randagismo canino. Per ridurre la presenza di bestiame abusivo sono state prese in gestione aree di pascolo del versante laziale e, nel corso del 2014, il Parco ha realizzato una carta dei pascoli. Lo scopo è verificare la qualità dei

pascoli e la loro capacità portante per arrivare alla predisposizione di un regolamento condiviso di uso dei pascoli. Nello stesso anno è stata avviata una campagna che ha portato alla vaccinazione e all'iscrizione all'anagrafe canina di più di 220 cani. Nel 2014 il monitoraggio della popolazione di camoscio è proseguito. I risultati raggiunti restituiscono valori decisamente incoraggianti (oltre 630 camosci contattati) e confermano come le fluttuazioni registrate negli ultimi anni siano tipiche di quelle di una popolazione matura.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ufficio Promozione e l'Ufficio Scientifico del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise per la collaborazione prestata nella stesura del presente articolo.

BIBLIOGRAFIA

- Asprea A. 2008. *Status, monitoraggio e conservazione del camoscio appenninico (Rupicapra pyrenaica ornata) nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise - Struttura di popolazione e protocollo di monitoraggio*. Relazione interna all'Ente.
- Asprea A. 2009. *Status, monitoraggio e conservazione del camoscio appenninico (Rupicapra pyrenaica ornata) nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise - Struttura di popolazione e protocollo di monitoraggio*. Relazione interna all'Ente.
- Asprea A. 2010. *Status, monitoraggio e conservazione del camoscio appenninico (Rupicapra pyrenaica ornata) nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise - Struttura di popolazione e protocollo di monitoraggio*. Relazione interna all'Ente.
- Berdocou C., Bousses P. 1985. Social grouping patterns of a dense population of chamois in the western Pyrenees National Park, France. In: *The biology and management of mountain ungulates*, (S. Lovari ed.), Croom Helm, London: 166-175.
- Carnevali L., Pedrotti L., Riga F., Toso S., 2009. Banca Dati Ungulati: Status, distribuzione, consistenza, gestione e prelievo venatorio delle popolazioni di Ungulati in Italia. Rapporto 2001-2005. *Biol. Cons. Fauna*, **117**: 1-168.
- Dupré E., Monaco A., Pedrotti L. (a cura di) 2001. Piano d'azione nazionale per il camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*). *Quad. Cons. Natura*, 10, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, Roma, 139 pp.
- IUCN, 1990. Red list of Threatened animals. Int. Union Conservation Nature and Natur. Resour., Gland, Switzerland. IZCN, 2003. *Bull. Zool. Nom.*, **60** (1): 81-84.
- Lorenzini R., Lovari S., Masseti M., 2002. The rediscovery of the Italian Roe Deer: genetic differentiation and management implications. *Ital. J. Zool.*, **69**: 367-379.
- Lovari S., 1989. *L'evoluzione del camoscio appenninico*. Le Scienze, **247**: 46-55.
- Lovari S., Bruno E., 2004. *Rupicapra pyrenaica ornata*. In: Boitani L., Lovari S., Vigna Taglianti A. (Eds.), *Mammalia III. Carnivora - Artiodactyla, Serie Fauna d'Italia*, Vol XXXVIII, Ed. Calderini, Bologna: 403-412.
- Lovari S., Cosentino R., 1986. Seasonal habitat selection and groupsize of the Abruzzo chamois (*Rupicapra pyrenaica ornata*). *Boll. Zool.*, **53**: 73-78.
- Mari F., Lovari S., 2007. Il Camoscio

- appenninico: un ritorno in corso. In: Frassinetti M. e Petretti F. (Eds.), *Salvati dall'Arca*. Alberto Perdisa Editore, Bologna: 131-142.
- Pedrotti L., Duprè E., Preatoni D., Toso S., 2001. Banca Dati Ungulati: status, distribuzione, consistenza, gestione, prelievo venatorio e potenzialità degli Ungulati in Italia. *Biol. Cons. Fauna*, **109**: 1-132.
- Perco F., Calò C.M., 1994. The status of Roe Deer in Italy. In: Wotschikowsky U. (Ed.), *Atti del II European Roe Deer Meeting*, October 27-30, 1994, Brixen, Italy: 43-53.
- Perez-Barberia F.J., Nores C., 1994. Seasonal variation in group size of Cantabrian chamois in relation to escape terrain and food. *Acta Theriol.*, **39** (3): 295-305.
- Vernesì C., Pecchioli E., Caramelli D., Tiedemann R., Randi E., 2002. The genetic structure of natural and reintroduced Roe Deer (*Capreolus capreolus*) populations in the Alps and central Italy, with reference to the mitochondrial DNA phylogeography of Europe. *Molecular Ecology*, **11**: 1285-1297.
- Von Eisner-Schack I., 1985. Seasonal changes in the size of chamois groups in the Ammergau Mountains, Bavaria. In: *The biology and management of mountain ungulates*, Lovari S. (ed.), Croom-Helm, London, pp. 166-175.

Towards a validation of *Tradescantia* micronucleus bioassay for genotoxicity monitoring in Alpine climates

Francesca Lazzeri^{1*}, Maddalena Casera¹, Luca Verdi²

¹ Laboratorio biologico. Agenzia provinciale per l'ambiente–Bolzano. Via Sottomonte n. 2, 39055 Laives (BZ) Italia

² Laboratorio di chimica-fisica. Agenzia provinciale per l'ambiente–Bolzano. Via Amba Alagi n. 5, 39100 Bolzano Italia

* Referente per la corrispondenza: francesca.lazzeri@provincia.bz.it

Pervenuto il 5.2.2018; accettato il 14.3.2018

Abstract

Tradescantia is a tropical plant, adapted to climates with high humidity, constant high temperatures and bright sunshine and is routinely used for genotoxicity monitoring. Its suitability has never been tested for screens in Alpine continental climates, characterised by cold, dark winters and periods of very low humidity. In this study the performance of *Tradescantia* micronucleus (MCN) test has been verified in an Alpine environment in Central Europe (South Tyrol). In situ monitoring was carried out from 2011 to 2014. Results indicate that the validity of the tropical plant *Tradescantia* for biomonitoring of genotoxic pollutants is strongly impaired by alpine climate, which results in strong fluctuations of micronucleus frequency and therefore to high standard variations. A solution for future measurements could be to quantify the effects of environmental factors like temperature and light exposure on micronucleus frequency, and to use this information to calibrate the system and standardize the results.

Key words: environmental monitoring / mutagenicity / air pollution / wood fire

Verso la validazione del test dei micronuclei con *Tradescantia* per il monitoraggio della genotossicità in ambiente alpino

La pianta appartenente al genere *Tradescantia*, di origine tropicale e quindi adattata a un clima con elevata umidità e temperatura, viene comunemente impiegata nel monitoraggio della genotossicità. In questo studio è stata verificata l'efficacia del test dei Micronuclei (MCN) con *Tradescantia* in condizioni climatiche estreme, come quelle continentali alpine in Alto Adige (Centro Europa). Il monitoraggio è stato svolto dal 2011 al 2014. I risultati indicano che la validità del test con la pianta tropicale *Tradescantia* per il biomonitoraggio degli inquinanti genotossici in un clima alpino è notevolmente alterata, comportando una forte variabilità della frequenza di micronuclei e di conseguenza un'elevata deviazione standard. Una soluzione per l'impiego futuro di questo test potrebbe essere la quantificazione degli effetti dei fattori ambientali, come la temperatura e l'irraggiamento solare, sulla frequenza di MCN, per calibrare e standardizzare i risultati.

Parole chiave: monitoraggio ambientale / mutagenicità / inquinamento atmosferico / riscaldamento a legna

INTRODUCTION

The World Health Organization (WHO) considers air pollution as one of the major threats to human health; several studies show that the number of people affected by cancer in the respiratory system is significantly higher in urban areas (Bernstein *et al.*, 2004; Nyberg

et al., 2000). These areas contains a number of potentially cancerogenic particles such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), benzene and arsenic. These substances are the result of incomplete combustion of fossil fuels, produced by traffic and industrial activity. The distribution

of particulate matter deriving from wood fire and diesel engines seems to be similar, and wider than other air pollutants (Nussbaumer *et al.*, 2005). Chemical analyses indicate that wood smoke is among the top contributors to particle pollution, particularly in rural regions

(Moshhammer *et al.*, 2009). The harmful emission of wood fire is composed of CO, organic particles produced during incomplete combustion, inorganic salts found in ashes, fine dust and NO_x (Oser *et al.*, 2004). Usually, air monitoring includes only some of these harmful substances. Additionally, only the risk from single substances has been recorded in the past (Klumpp *et al.*, 2006). However, Klumpp *et al.* (2006) report that synergistic, antagonistic or additive effects of chemicals in complex pollutant mixtures cannot be recorded using traditional chemical analytical systems. Biological monitoring procedures are thus required to evaluate the genotoxic potential of ambient

air in situ. The plant genus *Tradescantia* (Fig. 1) is considered an ideal indicator of atmospheric pollution and the genotoxic effect of aerosols (Rodrigues *et al.*, 1997), and is one of the most promising models of environmental monitoring (Mišik *et al.*, 2011). The *Tradescantia* micronucleus (Trad-MCN) bioassay has successfully been used to conduct long-term monitoring (Mišik *et al.*, 2007; Ma *et al.*, 1996; Monarca *et al.*, 2001). *Tradescantia* has the capacity of absorbing polluting particles through its buds. If exposed to genotoxic and/or mutagenic substances, the plant modifies the mother cells of its pollen. From the nucleus of the pollen-cell, small chromatin-fragments are separated. These fragments are called “micronuclei” (Fig. 2). The goal of our study is to test the suitability of *Tradescantia* MCN bioassays to monitor atmospheric pollution caused by traffic and also by wood burning for heating purposes. In particular, we sought to establish whether this tropical plant is suitable for biomonitoring in alpine climates, or whether the validity of data is affected by unsuitable climatic conditions.

MATERIAL AND METHODS

Sampling sites

Samples from six sites in the Province of Bolzano (South Tyrol, Italy) have been analysed. The sites were independently distributed in urban and rural areas, and along the Brennero-highway A22, one of the main North-South axes in Europe (Fig. 3). The samples were taken five times from June 2011 to June 2014, with two samples taken in 2012.

Tradescantia – micronucleus assay

The plant used for the mutagenesis test belongs to the genus *Tradescantia*, and the clone used was #4430. It is a crossing of *T. hirsutiflora* Bush and *T. subcaulis* Bush. During the tests, we followed the procedure of Ma *et al.* (1994). For each sampling site, we used 15 young *Tradescantia* inflorescences. The stem was positioned in a glass beaker containing Hogland’s solution diluted 1:3, and exposed for 24 hours at the different sampling sites. Due to the low temperatures in November and December 2012, which potentially



Fig. 1. The plant genus *Tradescantia*.

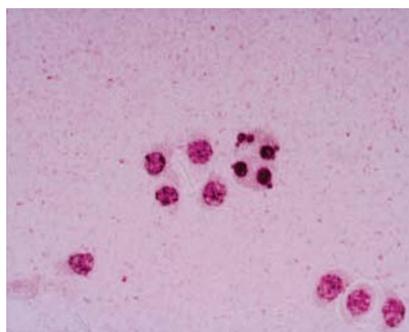


Fig. 2. Micronuclei in pollen mother cells of *Tradescantia*.

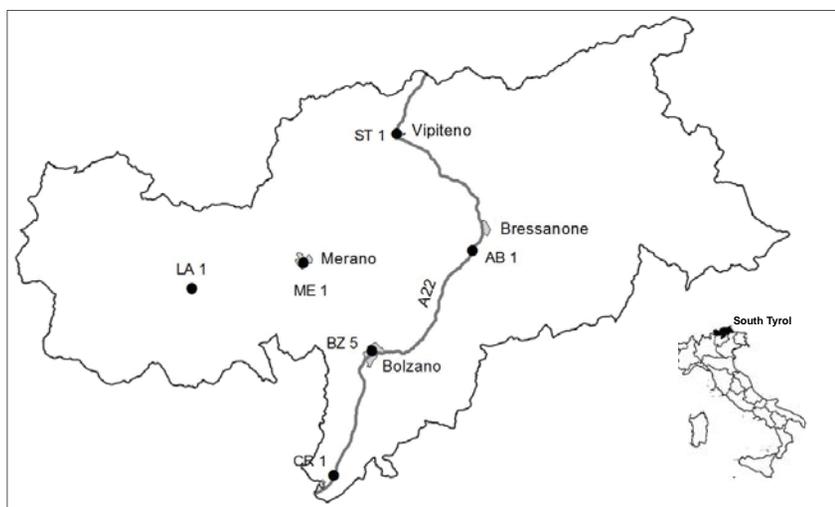


Fig. 3. Location of the *Tradescantia* sampling sites in South Tyrol, Italy. Dots represent the six sampling sites and the line the A-22 Brennero-highway, respectively.

led to plant damages, the plants were exposed only 6h a day. A control sample was handled in the lab at room temperature of 20+/-2°C. After this period of exposure the anthers containing the mother cells were separated and stained with acetocarmine stain. Afterwards, the early tetrads containing micronuclei and those without micronuclei were counted. For each sample at least five buds were checked and for each bud at least 300 tetrads were counted. The result was expressed as percentage of tetrads containing MCN.

Chemical analysis and statistical analysis

In addition to the analysis of MCN induction, the concentration of different chemical and physical parameters was measured, including mean air temperature, sun exposure, NO_x and the particulate matters PM₁₀ and PM_{2.5}. The statistical analyses were performed with SPSS Statistics 20. The micronu-

cleus frequency was analysed with an analysis of variance with a significance level of P<0.05. Correlations between micronucleus frequency and the various chemical and physical parameters were also analysed using the Pearson correlation coefficient.

RESULTS

The values of gene mutation found at the sampling site of Chiusa (AB1) in June 2011, April 2012 and April 2013, were significantly higher compared to those of the negative control. The values of MCN for Vipiteno (ST1) recorded in April, December 2012 and April 2013 were significantly higher than the negative control. Significantly higher MCN values were also measured at the sampling site in Laces in June 2014 (Table I). Due to the relatively high variability of MCN data we didn't find any other statistically significant differences between the sampling sites and the negative control. Pearson's correla-

tion analysis revealed a significant and strong negative correlation between the temperature and the micronucleus frequency (correlation coefficient = -0.613, P = 0.01) and between the sun exposure and the micronucleus frequency (correlation coefficient = -0.478, P = 0.05). The mean values of NO_x, PM₁₀ and PM_{2.5}, respectively, the temperature, and the sun exposure of the sampling sites Bolzano (BZ5), Cortina all'Adige (CR1), Merano (ME1), Laces (LA1), Chiusa (AB1) and Vipiteno (ST1) are reported in table II and table III.

DISCUSSION AND CONCLUSION

We found a significantly higher concentration of micronuclei in the analyzed *Tradescantia* buds in areas close to the A22 highway and thus with a high traffic volume compared to areas with lower traffic. The narrow profile of the Isarco valley, through which the highway A22 runs, seems to increase

Table I. Mean Trad-MCN/100 tetrads found at the six sampling sites on the respective sampling date.

Sites	Trad-MCN/100 tetrads (Mean ± Standard deviation)				
	June 2011	April 2012	Nov./ Dec. 2012	April 2013	June 2014
BZ 5 Bolzano	4.1 ± 0.85	5.2 ± 2.0	n.a.	4.9 ± 3.1	n.a.
AB 1 Chiusa	7.1 ± 3.2**	7.7 ± 1.6*	7.4 ± 2.6	5.1 ± 0.6**	5.7 ± 1.8
ST 1 Vipiteno	4.7 ± 1.7	8.1 ± 1.8*	16.0 ± 4.2**	7.8 ± 3.3*	4.1 ± 2.0
CR 1 Cortina	4.4 ± 1.5	2.9 ± 0.3	n.a.	2.3 ± 0.7	n.a.
ME 1 Merano	3.2 ± 1.2	3.3 ± 1.5	n.a.	4.6 ± 2.2	n.a.
LA 1 Laces	3.4 ± 1.4	4.2 ± 1.2	7.7 ± 3.4	5.4 ± 1.5	8.7 ± 3.2**
Control	2.6 ± 1.0	4.3 ± 0.7	5.4 ± 3.9	2.1 ± 0.4	2.2 ± 1.3

n.a.= not assessed (no sampling performed).

* Asterisks indicate statistical significance compared to the negative control (Dunnett's t-test, P ≤ 0.05).

** Asterisks indicate statistical significance compared to the negative control (Dunnett's t-test, P ≤ 0.01).

Table II. Mean values of NO_x, particulate matter 10 μm (PM₁₀), particulate matter 2.5 μm (PM_{2.5}), temperature (Temp), and solar irradiation (RAD) at the three sampling sites of Bolzano (BZ5), Cortina all'Adige (CR1) and Merano (ME1).

Station:	Bolzano					Cortina a/A					Merano				
	NO _x μg/m ³	Temp °C	RAD W/m ²	PM ₁₀ μg/m ³	PM _{2.5} μg/m ³	NO _x μg/m ³	Temp °C	RAD W/m ²	PM ₁₀ μg/m ³	PM _{2.5} μg/m ³	NO _x μg/m ³	Temp °C	RAD W/m ²	PM ₁₀ μg/m ³	PM _{2.5} μg/m ³
21/06/2011	51.6	24.5	49464	23.4	18.0	16.8	23.9	40008	21.9	14.9	32.5	23.0	37516	19.4	15.8
18/04/2012	68.8	17.9	33264	9.8	8.9	25.0	10.7	22422	4.4	4.8	92.2	16.2	39890	12.9	8.2
22/04/2013	68.8	14.6	29854	11.9	8.9	49.5	13.0	15920	11.7	11.8	53.0	14.5	20929	16.0	13.7

n.a.= not assessed (no sampling performed).

Table III. Mean values of NO_x, Particulate matter 10 µm (PM₁₀), Particulate matter 2.5 µm (PM_{2.5}), temperature (Temp), and solar irradiation (RAD) at the three sampling sites of Laces (LA1), Chiusa (AB1) and Vipiteno (ST1).

Station:	Laces					Chiusa					Vipiteno			
	Parameter	NO _x µg/m ³	Temp °C	RAD W/m ²	PM ₁₀ µg/m ³	PM _{2.5} µg/m ³	NO _x µg/m ³	Temp °C	RAD W/m ²	PM ₁₀ µg/m ³	PM _{2.5} µg/m ³	NO _x µg/m ³	Temp °C	RAD W/m ²
21/06/2011	18.4	20.4	49893	12.1	12.7	116.0	22.5	53404	21.9	17.8	41.0	19.6	34702	15.6
18/04/2012	25.6	14.7	43482	9.2	8.8	141.7	8.7	27684	10.4	7.8	39.4	5.0	15039	7.9
06/11/2012	17.8	7.3	8778	5.0	2.5	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
05/12/2012	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	552.8	0.3	5899	34.4	20.6	105.0	-0.2	5421	17.1
22/04/2013	22.6	12.2	22159	16.9	15.6	141.0	12.0	21482	17.5	14.2	29.0	9.7	19696	11.9
03/06/2014	17.8	16.4	35576	6.6	8.1	126.7	15.8	32395	8.9	9.1	38.0	13.1	32704	8.6

n.a.= not assessed (no sampling performed).

air pollution and MCN frequency, especially in combination with low temperatures, which is highlighted by the strong negative correlation found between the temperature and the MCN frequency. Similar results are reported by Isidori *et al.* (2003), who revealed a higher number of micronuclei in *Tradescantia* placed along highways with elevated traffic volume, particularly during the wintertime with low temperatures. *Tradescantia* is a plant originating from the tropical forest and is therefore not well adapted to prolonged periods with low temperatures which occur in alpine areas during winter. Thus, it was not always possible to conduct the mutagenesis test, especially in the coldest winter months. In addition, the control plants in the laboratory showed a slight increase of MCN values during winter, which hampered the detection of a statistical significant difference between the control plants and plants of the different sampling sites. This applies particularly to the sampling sites of Chiusa and Laces, which showed relatively high MCN values in December 2012, although the highest NO_x and PM₁₀ values were recorded during this month and the exposition time of the plants was reduced from 24h to 6h a day. A reduction of the exposure time was necessary because the temperatures dropped below

zero during night time which potentially led to plant damages. Laces is situated in a valley with a high use of wood heating during the cold season. We could reveal an increase of the mutagenicity in the coldest winter months compared to the control plants. Due to a high variability of data in winter recordings, this increase was, however, not statistically significant. A significant increase of the mutagenicity was only recorded in June 2014 for this sampling site, although there was no correlation with any physical-chemical collected data. Experiments conducted in the field like the present study generally show a higher variability of the data than laboratory experiments under strictly controlled conditions. Consequently, statistically significant differences between different sampling sites are much more difficult to reveal (Klumpp *et al.*, 2006). Variable climate conditions such as changes in the relative humidity, temperature, precipitation, and wind speed can affect the frequency of MCN in response to the presence of gene harming particles in the environment and can highly influence the performance of the experiments (Isidori *et al.*, 2003; Blasior *et al.*, 2005; Costa *et al.*, 2012; Klumpp *et al.*, 2004; Savoia *et al.*, 2009). The results of this study indicate that differences in air pollution can be detected using

the higher plant genus *Tradescantia* as a biological indicator, but in areas with alpine climate low temperatures and light exposure seem to be limiting factors, restricting the suitability of *Tradescantia* to annual seasons with moderate to high temperatures and sufficient daylight. Furthermore MCN frequency variations along time draw attention to the importance of monitoring at various time points throughout the year (Junior *et al.*, 2015). To avoid these problems, in future studies it would be necessary to correct for such additional variables by quantifying the effect of factors like exposure to UV and visible light, temperature and humidity on the frequency of MCN. Therefore, a standardization especially of the exposure technique is necessary to reduce the variability of the data due to varying environmental conditions, and to allow the application of the *Tradescantia* MCN test for routine monitoring, also in areas with alpine climate or otherwise challenging conditions.

Acknowledgements

We thank the employees of the Laimburg Agency, who cultivated *Tradescantia* for us. Additionally we thank the people of the Chemical-Physical and Biological Laboratory of the Environmental Agency of Bolzano who helped realizing this research and M. Spitaler who provided language help and writing assistance.

References

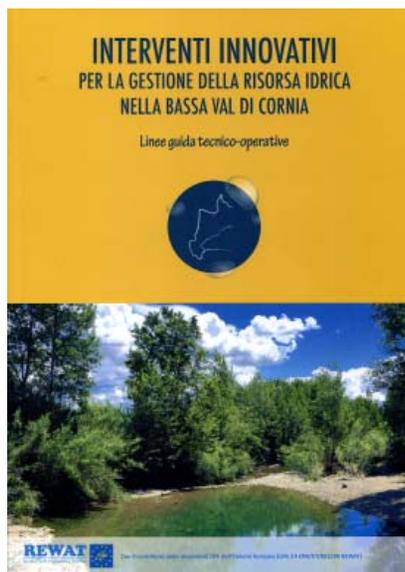
- Bernstein J.A., Alexis N., Barnes C., Bernstein I.L., Nel A., Peden D., Diaz-Sanchez D., Tarlo S.M., Williams P.B., 2004. Health effects of air pollution. *J. Allergy Clin. Immunol.*, **114**: 1116-1123.
- Blasior P., Lazzeri F., 2005. Mutagenicità e traffico veicolare. *Acqua e aria*, **9**: 26-31.
- Costa G.M., Droste A., 2012. Genotoxicity on *Tradescantia pallida* var. *purpurea* plants exposed to urban and rural environments in the metropolitan area of Porto Alegre, southern Brazil. *Braz. J. Biol.*, **72** (4): 801-806.
- Junior E., Sasamori M.H., Cassanego M.B.B., Droste A., 2015. Biomonitoring of water genotoxicity in a conservation unit in the Sinos River Basin, Southern Brasil, using the *Tradescantia* micronucleus bioassay. *Braz. J. Biol.*, **75** (2): S91-S97.
- Klumpp A., Ansel W., Fomin A., Schnirring S., Pickl C., 2004. Influence of climatic conditions on the mutations in pollen mother cells of *Tradescantia* clone 4430 and implications for the Trad-MCN bioassay protocol. *Hereditas*, **141**: 142-148.
- Klumpp A., Ansel W., Klumpp G., Calatayud V., Garrec J.P., He S., Peñuelas J., Ribas À., Ro-Poulsen H., Rasmussen S., Sanz M.J., Vergne P., 2006. *Tradescantia* micronucleus test indicates genotoxic potential of traffic emissions in European cities. *Environ. Pollut.*, **139**: 515-522.
- Isidori M., Ferrara M., Lavorgna M., Nardelli A., Parrella A., 2003. In situ monitoring of urban air in Southern Italy with the *Tradescantia* micronucleus biomassa and semipermeable membrane devices (SPMDs). *Chemosphere*, **52**: 121-126.
- Ma T.H., Cabrera G.L., Chen R., Gill B.S., Sandhu S.S., Vandenberg A.L., Salamone M.F., 1994. *Tradescantia* micronucleus bioassay – *Mutation research*, **310**: 221-230.
- Ma T.H., Xu C., Liao S., McConnell H., Jeong B.S., Won C.D., 1996. In situ monitoring with the *Tradescantia* bioassays on the genotoxicity of gaseous emissions from a closed landfill site and an incinerator. *Mutation research*, **359**: 39-52.
- Mišík M., Mičičeta K., Solenská M., Mišiková K., Písarčíková H., Knasmüller S., 2007. In situ biomonitoring of the genotoxic effects of mixed industrial emissions using the *Tradescantia* micronucleus and pollen abortion tests with wild life plants: demonstration of the efficacy of emission controls in an eastern European city. *Environmental Pollution*, **145**: 459-466.
- Mišík M., Ma T.H., Nersesyan A., Monarca S., Kim J.K., Knasmüller S., 2011. Review. Micronucleus assays with *Tradescantia* pollen tetrads: an update. *Mutagenesis*, **26**: 215-221.
- Monarca S., Feretti D., Zanardini A., Moretti M., Villarini M., Spiegelhalter B., Zerbini I., Gelatti U., Lebbolo E., 2001. Monitoring airborne genotoxicants in the rubber industry using genotoxicity tests and chemical analyses. *Mutation Research*, **490**: 159-169.
- Moshhammer H., Kaiser A., Flandorfer C., Haluza D., Neuberger M., 2009. Air pollution due to wood burning for heating: a health impact assessment. *Epidemiology*, **20** (6): S99.
- Nussbaumer T., Klippel N., Oser M., 2005. *Health relevance of areosols from biomass combustion in comparison to Diesel soot indicated by cytotoxicity tests*. ISBN 3-9501980-2-4. Ed. Obernberger I. Brunner T. in *Areosols in Biomass Combustion*.
- Nyberg F., Gustavsson P., Jarup L., Bellander T., Berglind N., Jakobsson R., Pershagen G., 2000. Urban air pollution and lung cancer in Stockholm. *Epidemiology*, **11**: 487-495.
- Oser M., Nussbaumer T., Müller P., Mohr M., Figi R., 2004. *Mechanisms of Particle Formation in Biomass Combustion. Second World Biomass Conference*, 10-14 May 2004, Rome, ETA Florence and WIP Munich, ISBN 88-89407-04-2: 1246-1249.
- Rodrigues G.S., Ma T.H., Pimentel D., Weinstein L.H., 1997. *Tradescantia* bioassays as monitoring systems for environmental mutagenesis: a review. *Crit. Rev. Plant Sci.*, **16**: 325-359.
- Savóia E.J.L., Domingos M., Guimarães E.T., Brumati F., Saldiva P.H.N., 2009. Biomonitoring genotoxic risks under the urban weather conditions and polluted atmosphere in Santo André, SP, Brazil, through Trad-MCN bioassay. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **72**: 255-260.

RECENSIONI

Rossetto R., Marchina C.

Interventi innovativi per la gestione della risorsa idrica nella bassa Val di Cornia. Linee guida tecnico-operative. Scuola Superiore Sant'Anna, Pisa, 2017.

La tutela della risorsa idrica costituisce una delle più impegnative sfide che la società attuale deve, e sempre più, dovrà affrontare. Sia per i possibili scenari che si presenteranno per il mutamento del clima, sia per la scarsa cultura del risparmio idrico, sia per l'oggettiva carenza della risorsa, l'acqua sarà un fattore strategico tanto per i paesi in via di sviluppo che per quelli del mondo postindustriale. Nonostante questa consapevolezza, sono all'ordine del giorno tendenze comportamentali che sembrano ignorare del tutto il problema. Il progetto LIFE REWAT, elaborato con lo scopo di ricondurre ad una visione olistica del problema i soggetti preposti alla gestione, ma anche i consumatori, e giungere a una sua auspicabile soluzione, fa ben sperare in una possibile inversione di tendenza. Nato con l'obiettivo di realizzare una strategia partecipata per la gestione sostenibile della risorsa idrica, il progetto, sostenuto dall'Unione Europea e coordinato dal Consorzio di Bonifica Toscana Costa, in partenariato con vari altri enti, non a caso ha preso in esame la situazione della bassa Val di Cornia, uno dei sistemi idrici a più elevata criticità della Toscana. Infatti, lo sfruttamento dell'acquifero operato negli ultimi decenni in questo comprensorio, ha condotto ad un deficit idrico stimato intorno a 8 milioni di m³. Le conseguenze di questo sfruttamento si stanno ripercuotendo sulla qualità delle riserve ad uso idropotabile, minacciate sempre più dall'ingressione marina, e sugli



equilibri di aree umide di interesse comunitario come il Padule Orti di Bottagone e Sterpaia. Oltre a determinare fenomeni di subsidenza, con evidenti danni alle infrastrutture e al patrimonio immobiliare. Il progetto si pone l'ambizioso obiettivo di porre in essere interventi strutturali pilota e dimostrativi, e interventi formativi, con l'intento di far crescere la consapevolezza del problema e le conoscenze per una sua soluzione sostenibile. Il volume, curato da Rossetto e Marchina, costituisce un passaggio "essenziale per garantire la coerenza tra la realizzazione delle attività e i diversi e articolati obiettivi del progetto" e si sviluppa nel contesto delle attività previste dall'Azione A4 Linee Guida Tecniche a supporto della progettazione degli interventi. Il volume traccia le fasi principali del progetto illustrandone la struttura e gli scopi primari e affronta aspetti pratici della gestione della risorsa idrica avvalendosi di dettagliate schede illustrative basate sulle indicazioni emerse dalle migliori pratiche attualmente disponibili in ambito europeo e mondiale e raggruppate in

serie tematiche. Ciascuna serie contiene da cinque a sei casi di studio di progetti realizzati in varie parti del mondo su temi inerenti la gestione della risorsa idrica. Il primo tra questi è dedicato alla ricarica delle falde in condizioni controllate con bacini di infiltrazione e altri sistemi di dispersione, pratiche esercitate in Italia, Spagna ma anche in luoghi lontani come l'Australia, gli USA e Israele. Un secondo tema affrontato è quello della riqualificazione fluviale che, sebbene ormai entrata a pieno titolo nel bagaglio culturale di molti addetti ai lavori, è ancora lungi da essere adottata nelle pratiche d'uso, almeno in Italia. A sostegno di questa affermazione sta la prevalenza anglosassone nelle esperienze illustrate. Altro tema che affronta l'economia di una gestione oculata è dato dal tentativo di ridurre le perdite in acquedotto, in questo caso illustrato con esperienze maturate tutte sul territorio nazionale. Sempre contro lo spreco della risorsa è la microirrigazione sotto-superficiale ad alta efficienza, sperimentata in vari ambienti agricoli italiani ma anche brasiliani e statunitensi. Ultimo tema trattato, quello del riuso delle acque reflue trattate che, nonostante la normativa, è ancora lungi dall'essere applicato nel nostro Paese. Le poche esperienze italiane, anche in questo caso, hanno fatto attingere i casi studio da realtà straniere come la Francia, la Spagna e Malta. Ciascun gruppo di schede è preceduto da un'ampia introduzione sullo stato dell'arte e sugli approcci che possono condurre alla messa in pratica delle esperienze. Chiude il volume un'ampia rassegna bibliografica dei temi trattati.

Informazioni: Rudy Rossetto
rudy.rossetto@santannapisa.it.

GNB

La rivista. Per favorire la tempestiva pubblicazione dei lavori e consentire grafici e illustrazioni a colori, i singoli articoli accettati sono pubblicati online sul sito del CISBA (<http://www.cisba.eu/rivista/tutti-i-numeri-della-rivista>) nell'area riservata ai Soci; l'abstract è disponibile a tutti nell'area a libero accesso. Ogni lavoro è accompagnato dal DOI (Digital Object Identifier), un identificatore unico e persistente di proprietà intellettuale immediatamente azionabile in rete dai motori di ricerca. Alla chiusura del numero tutti gli articoli sono raccolti nel fascicolo della Rivista online.

Manoscritti. I lavori (in italiano o inglese) proposti per la pubblicazione nella sezione *Lavori originali*, accompagnati dalla dichiarazione che l'articolo non è già stato pubblicato né sottoposto ad altro editore, vengono sottoposti a *referee*. Compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi nei seguenti paragrafi: Introduzione, Materiali e metodi, Risultati, Discussione, Conclusioni, Ringraziamenti (opzionale), Bibliografia. Le rassegne (*review*) possono essere strutturate diversamente, a discrezione dell'Autore. Qualora il lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori, la circostanza deve essere chiaramente segnalata: in tal caso potrà essere preso in considerazione per essere pubblicato, in forma sintetica, nella sezione *Informazione & Documentazione*. Quest'ultima, essendo finalizzata a favorire la circolazione di informazioni, idee ed esperienze, accoglie anche lavori (esperienze, note tecniche, dibattiti, opinioni, ecc.) che non soddisfano interamente i requisiti dei *Lavori originali* e che, perciò, non sono sottoposti a *referee*.

Titolo e Autori. Il titolo deve essere informativo e il più possibile conciso; deve essere indicato anche un titolo breve (massimo cinquanta caratteri) da utilizzare come intestazione delle pagine successive alla prima. Il titolo deve essere seguito dal nome (per esteso) e dal cognome di tutti gli Autori. I nomi degli Autori devono essere indicati con le rispettive affiliazioni (relative al periodo in cui hanno partecipato al lavoro); per l'Autore corrispondente indicare anche l'indirizzo corrente, quello e-mail e il numero telefonico.

Riassunto, parole chiave, titolo inglese, abstract e key words sono richiesti per tutti gli articoli. Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere la sperimentazione, i principali risultati e le conclusioni; deve essere seguito dalle parole chiave (*evitando* i termini già contenuti nel titolo), separate da una barra obliqua. Devono essere altresì riportati in lingua inglese il titolo e un *abstract* (massimo 250 parole), seguiti dalle *key words* separate da una barra obliqua.

Figure e tabelle. Le figure, con la relativa didascalia e numerate con numeri arabi, possono essere inserite direttamente nel testo. Le tabelle devono essere complete di titolo e numerate con numeri romani. Occorre curare titoli, legenda e didascalie in modo da rendere le tabelle e le figure autosufficienti, cioè comprensibili anche senza consultare il testo. Per le figure (grafici, disegni o fotografie di buona qualità), si raccomanda di verificare con opportune riduzioni l'aspetto finale e la leggibilità delle scritte, tenendo conto che saranno stampate riducendone la base a 8 cm (una colonna) o 17 cm (due colonne). Nella scelta degli accorgimenti grafici privilegiare sempre la facilità e immediatezza di lettura agli effetti estetici. **Importante:** i grafici e le illustrazioni inseriti in un file di testo non sono sufficienti per la realizzazione tipografica (comportano una perdita di nitidezza e difficoltà in fase di impaginazione); è perciò necessario **inviare sempre i grafici e le figure anche come file indipendenti**. Per i grafici realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente sia i grafici che i dati di origine al fine di consentirne il ridimensionamento o eventuali modifiche al formato, volte a migliorarne la leggibilità. I file delle foto e delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato TIF o JPG (con risoluzione minima 300 dpi e base 8 o 17 cm).

Bibliografia. Al termine del testo deve essere riportata la bibliografia in ordine alfabetico. Ad ogni voce riportata nella bibliografia deve necessariamente corrispondere il riferimento nel testo e viceversa. Le citazioni bibliografiche devono essere riportate nel testo attenendosi ai seguenti esempi: (Hellowell, 1986; Corbetta e Pirone, 1988; Dutton *et al.*, 1994), oppure: "... secondo Pulliam (1996)..."; "Dutton *et al.* (1994) ritengono ...". Per la formattazione e la punteggiatura, attenersi strettamente ai seguenti esempi:

Dutton I.M., Saenger P., Perry T., Luker G., Worboys G.L., 1994. An integrated approach to management of coastal aquatic resources. A case study from Jervis Bay, Australia. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 4: 57-73.

Hellowell J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp.

Pulliam H.R., 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. In: Rhodes O.E., Chesser R.K., Smith M.H. (eds.), *Population dynamics in ecological space and time*. The University of Chicago Press, Chicago: 45-69.

Corbetta F., Pirone G., (1986-1987) 1988. I fiumi d'Abruzzo: aspetti della vegetazione. In: Atti Conv. Scient. "I corsi d'acqua minori dell'Italia appenninica. Aspetti ecologici e gestionali", Aulla (MS), 22-24 giugno 1987. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana 6-7: 95-98.

Proposte di pubblicazione. Gli articoli devono essere inviati in formato digitale a biologia.ambientale@cisba.eu. Dopo una preliminare valutazione redazionale, i manoscritti dei *Lavori originali* saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici (*referee*); l'Autore referente per la corrispondenza sarà informato delle decisioni dalla Redazione. Per evitare ritardi nella pubblicazione e ripetute revisioni del testo, si raccomanda vivamente agli Autori di prestare la massima cura anche alla forma espositiva che deve essere concisa, chiara, scorrevole e in buona lingua (italiano o inglese), evitando neologismi superflui. Tutte le abbreviazioni e gli acronimi devono essere definiti per esteso alla loro prima occorrenza nel testo. I **nomi scientifici** delle specie devono essere in corsivo e, alla loro prima occorrenza, scritti per esteso e seguiti dal nome dell'Autore descrittore, anche abbreviato (es. *Arvicola terrestris* Linnaeus, 1758, oppure *Arvicola terrestris* L.). Nelle occorrenze successive, il genere può essere sostituito dalla sola iniziale e il nome dell'Autore può essere ommesso (es. *A. terrestris*). Per i **nomi volgari** dei generi e delle specie usare l'iniziale minuscola (es. l'arvicola, l'arvicola terrestre); per le categorie tassonomiche superiori al genere usare l'iniziale maiuscola quando sono intese in senso sistematico (es. sottofamiglia Arvicolinae, fam. Muridae o Muridi), mentre quando sono intese nel senso comune è preferibile usare l'iniziale minuscola (es. i mammiferi, i cladoceri, le graminacee).

La Redazione si riserva il diritto di apportare ritocchi linguistici e grafici e di respingere i manoscritti che non rispettano i requisiti delle presenti norme per gli Autori. Le opinioni espresse dagli Autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

Bozze ed estratti. Le bozze di stampa sono inviate all'Autore referente per la corrispondenza, che deve impegnarsi ad una accurata correzione del testo. A seguito della pubblicazione sul sito del CISBA, l'Autore referente riceve il file dell'articolo in formato PDF che, per essere diffuso su altri siti, deve ottenere l'autorizzazione dalla redazione di Biologia Ambientale. Alla chiusura del numero l'Autore referente riceve il fascicolo completo della Rivista.

Foto di copertina. Oltre alle illustrazioni a corredo del proprio articolo, **gli Autori sono invitati a inviare una o più foto candidate alla copertina della rivista** (complete di una breve didascalia, dell'anno e del nome dell'Autore della foto stessa e preferibilmente attinenti al lavoro presentato). La redazione si riserva di scegliere, tra le foto pervenute, quella ritenuta più adatta al numero in uscita.

Biologia Ambientale

volume 32

dicembre 2018

SOMMARIO

Lavori originali

- 1 Camerini G. - **Consumo di suolo, urbanizzazione e perdita di biodiversità**
- 16 Padula R. - **Le Fonti del Clitunno – Studio della comunità diatomica**
- 24 Bodon M., Gaiter S., Costa S. - **La biocenosi zoobentonica e la tanatocenosi nella valutazione delle acque sorgive in base alla sperimentazione in Liguria: verifica sulla validità di questi indicatori e proposta di nuovi indici**
- 50 Ciccarelli E., Todini B., Lancioni T. - **Specie vegetali alloctone e stato di qualità dei corsi d'acqua umbri**
- 57 Duchi A. - **Indici di qualità ambientale ISECI e NISECI: proposta d'inserimento di *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) nelle comunità ittiche di riferimento della Sicilia**
- 61 Azzoni R. - **Riflessioni sul monitoraggio e sulla valutazione della biodiversità in ambito VIA**
- 67 Spitale D., Bruno M.C. - **Criticità nella determinazione del Deflusso Ecologico in Italia mediante gli invertebrati bentonici**
- 74 Marieni A., Anzani A. - **Recupero, allevamento e reintroduzione di *Cottus gobio* (Linnaeus, 1758) nella ZSC alpina Valli di Sant'Antonio (Lombardia)**
- 85 Baldaccini G.N. - **Zone umide: dal degrado al recupero ecologico. Il caso del lago di Massaciuccoli (Toscana nord-occidentale)**
- 99 Di Giuseppe R., Grano M., Polinori A. - **Impatto sulla fauna selvatica dello sversamento di cherosene (jet fuel) nei canali di bonifica della Riserva Naturale Statale Litorale Romano (Lazio, Italia)**

Info & doc

- I&D 1 Carradori R. - **La gestione del camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*): dalla minaccia di estinzione all'espansione della popolazione**
- I&D 9 Lazzeri F., Casera M., Verdi L. - **Towards a validation of *Tradescantia micro-nucleus* bioassay for genotoxicity monitoring in Alpine climates**

RECENSIONI

Rossetto R., Marchina C., (2017). **Interventi innovativi per la gestione della risorsa idrica nella bassa Val di Cornia. Linee guida tecnico-operative**