

Ecosistemi di acque interne e di transizione

Sintesi

La valutazione dello stato di conservazione di biodiversità, funzioni e servizi degli ecosistemi di acque interne e la stima della loro vulnerabilità ai cambiamenti climatici sono affrontate considerando tipologie omogenee di ecosistemi acquatici, alla scala integrata del bacino idrografico e della zona di transizione adiacente. Gli ecosistemi acquatici sono ripartiti, secondo uno schema tradizionale, in: bacini fluviali, laghi, zone umide e acque lentiche⁸⁵ di piccole dimensioni, ecosistemi dipendenti dalle acque sotterranee (Groundwater Dependent Ecosystems - GDE) e ambienti di transizione a mare. I bacini fluviali e i laghi sono inoltre analizzati nel contesto della regione geografica cui appartengono, assumendo che vi siano associate diverse pressioni e minacce derivanti dai cambiamenti climatici.

I cambiamenti climatici hanno effetti diretti sulla fenologia e sulla distribuzione delle specie che si manifestano in seguito a modificazioni della durata delle fasi di crescita, anticipazione o ritardo nelle migrazioni, sfasamento dei cicli vitali di predatore e preda, e migrazione verso nord e verso monte delle specie sensibili all'aumento di temperatura. Negli ecosistemi acquatici queste perturbazioni sono causate non solo dall'aumento della temperatura, ma anche dalle variazioni del regime idrologico e delle proprietà fisiche delle masse d'acqua. Tra gli ecosistemi a maggiore vulnerabilità si annoverano le acque lentiche di piccole dimensioni, i GDE e i laghi d'alta quota, e i corsi d'acqua appenninici e delle isole maggiori, sui quali già insistono pressioni importanti per l'elevato tasso di sfruttamento del territorio e delle risorse idriche.

La vulnerabilità dei grandi corsi d'acqua dipende dall'interazione tra le pressioni locali (uso del suolo, urbanizzazione, alterazioni idro-morfologiche), le variazioni del regime idrologico e la gestione delle risorse idriche. Attualmente si segnalano problemi legati al dissesto idro-morfologico dei corsi d'acqua, al deflusso residuo a valle delle derivazioni idriche, alle variazioni improvvise e intense delle portate dovute all'esercizio delle centrali idroelettriche (hydropeaking), all'inquinamento delle acque, alla perdita di specie indigene e alla crescente diffusione di specie aliene. Queste situazioni potrebbero essere amplificate dalle variazioni del regime idrologico indotte dai cambiamenti climatici.

I grandi laghi subalpini profondi sono regolati e costituiscono la più importante riserva di acqua dolce in Italia. Negli ultimi decenni si sono osservate condizioni critiche per il bilancio termico e la conseguente stratificazione della colonna d'acqua: l'aumento della temperatura atmosferica ha già causato una notevole riduzione della frequenza del rimescolamento delle intere masse d'acqua (oligomissi) e potrebbe portare a un rimescolamento limitato ai soli strati superficiali (meromissi).

⁸⁵ Ambienti di acque ferme, con corrente nulla o molto debole.

Le condizioni di meromissi sono in genere accompagnate dall'esaurimento dell'ossigeno disciolto nelle acque di fondo e da notevoli alterazioni della composizione delle comunità lacustri. Nel lungo termine, la diminuzione degli apporti nivali e glaciali e l'aumento dei prelievi potrebbero determinare oscillazioni del livello idrico con gravi impatti anche sulle zone litoranee di basso fondale.

Condizioni di particolare vulnerabilità sono previste per i laghi dell'Italia centrale, in particolare per quelli poco profondi come il Lago Trasimeno, nei quali si stanno verificando l'interramento delle zone litoranee, l'aumento delle concentrazioni dei soluti e il riscaldamento delle acque. Nei laghi artificiali dell'Italia meridionale e delle isole, la diminuzione delle precipitazioni e l'aumento della temperatura, combinate con un maggiore consumo idrico, potrebbero accentuare le variazioni di livello, favorendo così il peggioramento della qualità delle acque e l'affermazione di specie invasive e di cianobatteri tossici.

Le acque di transizione (foci fluviali e lagune costiere) sono esposte alle variazioni del regime idrologico dei bacini di monte, all'innalzamento del livello marino e all'aumento della temperatura. Trattandosi di sistemi a bassa profondità, sono attesi effetti particolarmente marcati nelle comunità bentoniche, con comparsa di fioriture di macroalghe, microalghe tossiche e cianobatteri e scomparsa delle specie animali maggiormente sensibili. Le opere di difesa idraulica a protezione dei centri abitati e delle zone agricole subsidenti potrebbero fare aumentare il confinamento delle aree lagunari interne, con rischi crescenti di stagnazione e anossia delle acque, condizioni che comportano la perdita di specie sensibili al tenore di ossigeno e alla temperatura. Complessivamente, si ritiene che le tendenze evolutive degli ecosistemi lagunari possano essere sfavorevoli per le specie native a vantaggio di quelle esotiche, con possibili impatti anche sulle attività di pesca e acquacoltura. Nelle foci fluviali, nei periodi di secca si potrà verificare la risalita del cuneo salino, un fenomeno che si è già manifestato in modo significativo in anni particolarmente siccitosi, ad esempio dal 2003 al 2007.

Nella maggior parte degli ambienti acquatici considerati, al crescere della temperatura e della durata della stagnazione delle masse idriche potranno aumentare il metabolismo microbico e l'eterotrofia, con possibili retroazioni sulle emissioni di gas clima-alteranti (CO₂, N₂O e CH₄).

Introduzione

I temi trattati in questo capitolo sono già in parte presenti negli studi prodotti dal *tavolo tecnico su cambiamenti climatici e biodiversità: studio della mitigazione e proposte per l'adattamento*, attivato in preparazione della Strategia nazionale per la biodiversità (Attorre et al., 2009).

In questo contributo la vulnerabilità degli ecosistemi acquatici ai cambiamenti climatici è analizzata in relazione ai meccanismi di organizzazione e mantenimento della biodiversità e dei processi ecosistemici. Dai processi degli ecosistemi derivano funzioni che forniscono una serie di

benefici o servizi per il genere umano (Daily et al., 2009). Tali servizi sono in larga misura dipendenti dalle componenti biologiche degli ecosistemi⁸⁶. Negli ecosistemi acquatici i processi biogeochimici (ad es. denitrificazione batterica e assimilazione da parte della vegetazione acquatica), garantiscono l'abbattimento dei nutrienti, una funzione ecosistemica che produce il servizio di depurazione dell'acqua. Altri servizi sono la laminazione delle piene, la ricarica degli acquiferi, la regolazione del microclima locale, la produzione di risorse alimentari quali pesci, crostacei, ecc. (Jones, 2013). Le alterazioni degli ecosistemi, in particolare la perdita di specie e la diminuzione della biodiversità danneggiano questi servizi, con ricadute anche di tipo economico (si pensi, ad esempio, ai costi della depurazione dell'acqua destinata al consumo umano).

Gli impatti dei cambiamenti climatici possono presentarsi a livello di ecosistema, habitat e specie. Si osservano anzitutto effetti diretti sulla fenologia⁸⁷ e sulla distribuzione delle specie, sia vegetali sia animali (Parmesan, 2006). Nel caso dei vegetali, l'aumento della temperatura tende a favorire le specie tolleranti, che possono presentare un incremento della durata delle fasi di crescita vegetativa e della produttività, e a sfavorire le specie stenoterme⁸⁸. Il riscaldamento influisce sui tempi di riproduzione causando mutamenti di comportamento degli animali migratori: in genere si osserva la migrazione verso Nord e verso monte delle specie maggiormente sensibili. Può anche avvenire uno sfasamento dei cicli vitali di predatore e preda, parassita e ospite, con una propagazione degli effetti nell'intera rete alimentare. Negli ecosistemi di acque correnti le perturbazioni sono dovute non solo all'aumento della temperatura, ma anche alle variazioni del regime idrologico o delle proprietà fisiche delle masse d'acqua (Jones, 2013). Nei corsi d'acqua non perturbati, le variazioni regolari del regime idrologico, caratterizzate dalla successione di fasi di secca, morbida e piena, modellano gli alvei e gli habitat, selezionano le specie che hanno cicli vitali adattati alla frequenza degli eventi estremi, determinano le condizioni termiche e la qualità della massa d'acqua, diluendo e allontanando gli eventuali inquinanti. Le piene fluviali svolgono un ruolo essenziale nel mantenimento della connettività laterale e longitudinale che consente, ad esempio, il passaggio della fauna ittica verso le zone di riproduzione e alimentazione, la dispersione di semi, uova e larve. Altrettanto importanti sono le secche che selezionano microhabitat sfavorevoli per le specie alloctone, non adattate alle variazioni del regime idrologico locale.

I cambiamenti climatici producono impatti diretti sul regime termico, sull'idrodinamismo e sulle caratteristiche chimiche delle acque lacustri, che spesso si sommano agli effetti dell'uso della risorsa idrica e dell'inquinamento (Bates et al., 2008). Nei laghi profondi subalpini, i processi fisici e gli adattamenti biologici sono regolati soprattutto dalle condizioni termiche e dalla regolarità con cui si alternano fasi di stratificazione e di rimescolamento convettivo della massa d'acqua. Tali processi controllano l'ossigenazione delle acque e i cicli dei nutrienti. Ciclo vitale, tempi di sviluppo, velocità di crescita ed efficienza di utilizzo del cibo degli organismi zooplanctonici

86 Ulteriori informazioni: Millennium Ecosystem Assessment, <http://www.maweb.org>.

87 Studio dei fenomeni biologici che si manifestano con ricorrenza periodica, ad esempio su base stagionale o annuale.

88 Specie che tollerano solo piccole variazioni di temperatura.

dipendono pertanto dai cambiamenti di temperatura (Schindler, 2001). Altrettanto importanti sono le variazioni del livello idrico che determinano lo sviluppo e l'estensione della fascia litoranea poco profonda. Qui, le risposte dei macroinvertebrati all'aumento della temperatura sono gruppo- o addirittura specie-specifiche e spesso le variazioni sono correlate a modificazioni di pH, nutrienti e carbonio organico, a loro volta influenzate dai cambiamenti climatici (Burgmer et al., 2007). La risposta della fauna ittica al riscaldamento globale può manifestarsi con lo spostamento verso aree a temperatura e condizioni ambientali ottimali sia nello stesso corpo idrico che a più ampia scala spaziale (Mehner et al., 2011), oppure con risposte fisiologiche ed ecologiche, quali i tassi di crescita e le modalità riproduttive (Lappalainen et al., 2007). In generale, con il riscaldamento ci si deve aspettare un aumento della ricchezza in specie, soprattutto di quelle euriterme⁸⁹, e una diminuzione di biomassa, densità e taglia corporea media. Nei laghi poco profondi la siccità persistente può determinare forti riduzioni di livello, aumento della concentrazione di sali e nutrienti, incremento di torbidità, rischio di imponenti fioriture algali, deossigenazione delle acque e stress per la fauna acquatica, con effetti particolarmente severi sulla flora e sulla fauna dell'ampia fascia litorale (Jones, 2013; Ludovisi et al., 2013).

Nelle acque di transizione tra terra e mare, temperatura e salinità hanno effetti sinergici sulla distribuzione degli organismi poiché regolano reclutamento, deposizione e schiusa delle uova, dispersione degli stadi larvali e mortalità. Tali fattori possono indurre profonde modificazioni della fenologia delle diverse specie. In particolare, risposte diverse e non sincronizzate di specie che hanno interazioni strette possono creare squilibri tra domanda e disponibilità di cibo e tra preda e predatore (Edwards & Richardson, 2004).

Tra gli ambienti sottoposti a pressione antropica, la maggiore ricchezza in specie si trova nelle fasce marginali di laghi e fiumi, nelle zone di transizione verso il mare e, soprattutto, in quella miriade di ambienti acquatici lentic⁹⁰, spesso di piccole dimensioni o effimeri, che dipendono in larga misura da fattori idrologici e meteo-climatici locali. Per questi ambienti è noto l'eventuale valore d'uso (ad es. acquacoltura nelle lagune costiere), mentre la rilevanza ecologica non è ancora del tutto riconosciuta.

Per quanto le variabili idrologiche siano influenzate dai fattori climatici, le relazioni di causa-effetto tra cambiamenti climatici e sistemi biologici sono spesso mascherate da perturbazioni locali di forte intensità o dal fatto che la risposta delle componenti biologiche non è lineare e può presentare lunghe fasi di latenza (Parmesan et al., 2011). La valutazione della vulnerabilità ai cambiamenti climatici degli ecosistemi di acque interne non può dunque prescindere dalla considerazione dei concomitanti fattori locali di disturbo: regimazione dei corsi d'acqua, riduzione dei deflussi in alveo, elevato tasso di urbanizzazione e di artificializzazione del territorio, crescente incidenza di pratiche intensive di agricoltura e zootecnia e occupazione della costa; in particolare,

⁸⁹ Specie che tollerano ampie variazioni di temperatura.

⁹⁰ Di acque ferme o stagnanti.

si dovranno valutare non solo i possibili effetti additivi, ma anche l'amplificazione spesso esponenziale degli impatti e la loro propagazione a cascata nel reticolo idrografico (Viaroli, 2013).

La valutazione dello stato di conservazione e la stima della vulnerabilità ai cambiamenti climatici degli ecosistemi di acque interne sono affrontate adottando uno schema di ambienti acquatici disposti in cascata, avendo come riferimento unificante la scala operativa del bacino idrografico e dell'adiacente zona di transizione marina. Gli ecosistemi acquatici sono ripartiti in bacini fluviali, laghi, acque lentiche di piccole dimensioni, ambienti di transizione a mare. I bacini fluviali e i laghi sono inoltre analizzati considerando la regione geografica cui appartengono, assumendo che a questa corrispondano diverse pressioni e minacce derivanti dai cambiamenti climatici.

Stato di conservazione, vulnerabilità ed effetti attesi dei cambiamenti climatici per gli ecosistemi di acque interne

Fiumi e corsi d'acqua

I fiumi e i corsi d'acqua italiani sono per la maggior parte soggetti a considerevoli azioni di disturbo antropico. Le pressioni si concentrano soprattutto nelle aree di pianura o fondovalle, dove si trovano i suoli più fertili e di maggiore pregio agricolo e le più abbondanti riserve idriche connesse al reticolo idrografico principale. Lo sfruttamento delle risorse idriche comporta interventi, spesso invasivi, su morfologia e idrologia dei fiumi (bacinizzazione, canalizzazione) e sui laghi naturali (regolazione dell'incile, diversione degli immissari, ecc.). L'uso dei suoli ha effetti rilevanti sull'idrologia: ne è un esempio l'impermeabilizzazione dovuta all'espansione delle aree urbane e delle infrastrutture (Gardi et al., 2013). L'agricoltura sta subendo profonde modificazioni, con un crescente aumento delle monoculture estensive e idro-esigenti, soprattutto di quelle destinate alla trasformazione industriale e alla produzione di biogas. In questo contesto, l'uso intensivo del suolo e la forte densità degli allevamenti sono tra i principali responsabili della diffusa contaminazione delle acque, in modo speciale da nitrati (Bartoli et al., 2012).

Nei tratti montani, la costruzione di impianti idroelettrici ha profondamente alterato la funzionalità del reticolo idrografico. Nell'arco alpino si contano circa 600 dighe; numerosi impianti ad uso misto sono presenti anche lungo la dorsale appenninica e nella Sila. La gestione degli sbarramenti ha effetti sia sugli invasi che nei tratti fluviali sottesi, dove l'hydropeaking⁹¹ può causare un forte disturbo delle comunità bentoniche e ittiche (Bruno et al., 2009).

L'escavazione di materiali inerti è una delle cause principali delle modifiche verificatesi negli alvei fluviali nel secondo dopoguerra (Rinaldi et al., 2010). L'erosione è stata inoltre aggravata dalla costruzione di opere per la difesa idraulica e, nei fiumi principali, per la navigazione. Allo sprofondamento dei letti fluviali si è accompagnato un drastico restringimento degli alvei: la larghezza di diversi corsi d'acqua negli ultimi decenni si è ridotta di oltre il 50%. Traverse e

⁹¹ Variazioni improvvise e intense della portate fluviale causate dall'esercizio delle centrali idroelettriche.

sbarramenti interrompono non solo la connettività longitudinale, ma anche quella laterale con le golene fluviali, nelle quali si trovano argini secondari, opere di bonifica e di viabilità e attività agricole. Le profonde modificazioni che si osservano nei corpi idrici planiziali sono in parte dovute anche alle trasformazioni dei corsi d'acqua montani e del sistema dei canali della pianura. Non più di cinquant'anni fa, la maggior parte di questi corpi idrici era integrata nel paesaggio rurale e protetta da un'ampia fascia laterale selvatica che è stata progressivamente assottigliata, al punto che oggi rimane un sistema di canalizzazioni spoglie, rettificata e spesso cementificate.

I prelievi idrici sono particolarmente elevati nei grandi bacini alluvionali. Ad esempio, nel bacino del Po ammontano a circa 22 miliardi di metri cubi l'anno (poco meno del 50% della portata media annua) e sono per lo più concentrati nel periodo estivo, quando è massimo il fabbisogno irriguo ed è minima la disponibilità nei corsi d'acqua e nei laghi (Montanari, 2012). I problemi che ne conseguono riguardano la compatibilità degli usi con lo stato ecologico, la protezione e la conservazione degli ambienti acquatici.

Nei tratti planiziali dei corsi d'acqua permanenti, gli elevati carichi di sostanza organica, azoto e fosforo causano fenomeni di eutrofizzazione delle acque (Dodds, 2006; Rossetti et al., 2009). In tali condizioni, soprattutto nei periodi di magra e nei tratti bacinizzati a bassa velocità di corrente, avviene la crescita di macrofite⁹² e macroalghe galleggianti che tendono a invadere l'alveo fluviale (Caraco et al., 2005). La copertura vegetale impedisce la penetrazione della luce e, di conseguenza, lo svolgimento della fotosintesi e la produzione di ossigeno nella massa d'acqua sottostante. In parallelo, si osserva un aumento del metabolismo eterotrofo e dell'emissione di gas clima-alteranti, quali CO₂, N₂O e CH₄, per effetto del metabolismo batterico anaerobico (Pierobon et al., 2010; Ribauda et al., 2011).

Nei tratti fluviali terminali, anche dei bacini principali, negli anni particolarmente siccitosi (ad es. 2003 e 2007) si è osservato una rilevante risalita del cuneo salino, con effetti rilevanti sia sulle attività antropiche sia sugli ecosistemi acquatici naturali (Alessandrini et al., 2008).

Torrenti e fiumi alpini in relazione all'arretramento dei ghiacciai

I torrenti che defluiscono dai grandi ghiacciai alpini sono habitat estremi a causa dell'elevata torbidità dovuta al detrito glaciale fine in sospensione e delle basse temperature: le comunità di invertebrati sono costituite da poche specie altamente specializzate che in alcuni casi includono anche endemiti (Jacobsen et al., 2012). Il progressivo arretramento dei ghiacciai può pertanto comportare una diminuzione di questo tipo di torrenti e della fauna a essi associata (Jacobsen et al., 2012). Un numero relativamente piccolo di specie di alghe e cianobatteri bentonici colonizza i torrenti glaciali torbidi. Questi gruppi di organismi non sembrano a rischio di estinzione locale, poiché essi colonizzano anche corsi d'acqua alpini di diversa origine, che, al contrario dei torrenti glaciali torbidi, presentano microflore con elevata diversità (Cantonati et al., 2001). A causa del

⁹² Piante visibili a occhio nudo che crescono negli ambienti acquatici completamente sommerse o parzialmente emersa. Comprendono tra le altre: piante superiori, felci ed equiseti, muschi.

riscaldamento globale e del conseguente arretramento di ghiacciai e nevai, i corsi d'acqua alpini subiranno una maggiore dipendenza dalle deposizioni umide e una importante alterazione dell'attuale regime idrologico di tipo nivo-glaciale.

Ecosistemi fluviali nel bacino Padano-Veneto

Il regime idrologico del fiume Po presenta una grande variabilità inter-annuale per la quale non è possibile distinguere il contributo delle opere di regimazione idraulica da quello dei cambiamenti climatici, perciò non si possono identificare tendenze significative nel lungo periodo (Zanchettin et al., 2008). Rilevante è però l'aumento degli eventi estremi registrati negli ultimi vent'anni, nei quali si sono verificate due piene con portate superiori ai 10.000 metri cubi al secondo e secche ripetute con portate inferiori ai 250 metri cubi al secondo (Naldi et al., 2010). La crescente variabilità del regime idrologico si manifesta soprattutto sul versante appenninico della pianura Padana, dove il susseguirsi di eventi estremi (secche prolungate e piene lampo) tende a destrutturare la connettività spaziale e temporale e le comunità vegetali e animali legate all'ambiente acquatico (Jones, 2013; Bonada & Resch, 2013). La diminuzione delle specie della flora autoctona è stimata tra il 25% e il 50%; in parallelo sono cresciute le specie alloctone, in gran parte invasive, che sono causa di un marcato degrado soprattutto delle aree periodicamente sommerse delle fasce laterali (Bolpagni et al., 2013; 2014). Sono inoltre segnalate 83 specie animali aliene, che corrispondono a più del 75% della fauna alloctona censita nelle acque interne italiane: di queste, 38 sono specie ittiche, 26 delle quali sono state immesse dopo il 1950 (Gherardi et al., 2008; 2010).

Nell'ultimo secolo la portata del fiume Adige è diminuita di circa il 30% a causa della riduzione delle precipitazioni e della diminuzione del rilascio estivo derivante dall'arretramento dei ghiacciai e dell'aumento della temperatura atmosferica (Salmaso et al., 2010). Negli anni secchi (ad es. nelle estati del 2003, 2007 e 2012), la portata diminuisce ulteriormente nei tratti planiziali a causa dei prelievi irrigui (Rossi & Veltri, 2007), favorendo un maggiore sviluppo del fitoplancton e un generale deterioramento della qualità delle acque (Salmaso et al., 2010).

In queste condizioni è difficile distinguere il disturbo dovuto ai cambiamenti globali da quello dei fattori locali. Si osserva però una perdita generalizzata e progressiva di habitat e di specie che evidenzia come questi ecosistemi siano particolarmente vulnerabili a ulteriori aumenti della temperatura e, soprattutto, alla variabilità estrema del regime idrologico (per maggiori dettagli si vedano Marchetti, 1993 e Viaroli et al., 2010a).

Torrenti appenninici

La maggior parte dei corsi d'acqua appenninici appartiene alla regione mediterranea e presenta un'elevata vulnerabilità ai cambiamenti climatici a causa delle piccole dimensioni e della forte dipendenza dalle precipitazioni: le piene, prevalentemente autunnali, sono alternate a periodi anche prolungati di magra o secca; in particolare, il regime torrentizio sta evolvendo verso condizioni di marcata intermittenza (Bonada & Resh, 2013). La grande variabilità dei processi idrologici è dovuta all'interazione tra clima e natura geologica dei bacini, caratterizzati principalmente da suoli a bassa permeabilità nei quali la trasformazione delle precipitazioni in

deflusso è piuttosto rapida (Cambi et al., 2003). Costituiscono eccezione i bacini imbriferi di Aterno-Pescara, Sele, Volturno, Liri-Garigliano, Velino, Nera e Clitunno, in cui substrati carbonatici a maggiore permeabilità garantiscono un'alimentazione sorgiva più regolare e costante.

Nella maggior parte dei casi, l'idrologia superficiale è già fortemente compromessa dallo sfruttamento della risorsa idrica e dall'inquinamento, perciò un ulteriore sfruttamento delle acque, accompagnato dalla diminuzione degli apporti, potrà causare un aumento dell'incidenza degli eventi idrologici estremi (Tierno de Figueroa et al., 2013). Variabilità estrema e irregolarità dei processi idrologici hanno una profonda incidenza sul completamento dei cicli vitali delle specie acquatiche, mentre in condizioni di basso deflusso si ha un peggioramento della qualità delle acque dovuto all'aumento della temperatura, alla diminuzione della concentrazione dell'ossigeno e alla minore diluizione dei carichi inquinanti (Poff e Zimmerman, 2010). I corsi d'acqua appenninici sono ricchi di endemiti, molti dei quali presentano areali di distribuzione particolarmente ristretti. Tra questi, il numero di specie ittiche e di anfibi a rischio di estinzione è particolarmente elevato (Tierno de Figueroa et al., 2013). Le comunità ittiche dei torrenti appenninici sono generalmente composte da specie adattate alla grande variabilità delle condizioni ambientali: si può dunque ritenere che, entro una certa misura, siano in grado di far fronte ai cambiamenti climatici (Lorenzoni et al., 2011; Pompei et al., 2011). La persistenza delle popolazioni può inoltre essere garantita, anche in presenza di estinzioni locali, dalla possibilità di migrare e di colonizzare tratti limitrofi (Lorenzoni et al., 2006). La sopravvivenza delle popolazioni locali dipenderà però dalla tolleranza delle singole specie e dal grado di cambiamento. La vulnerabilità sarà infine amplificata da alterazioni locali del corso d'acqua, dovute ad esempio a manufatti che, interrompendo la continuità fluviale, possono impedire le migrazioni.

Laghi

Laghi alpini profondi

Nei laghi profondi a sud delle Alpi la vulnerabilità dell'ecosistema dipende soprattutto dagli apporti di nutrienti algali e dalle variazioni dei fattori fisici (Mosello et al., 2010; Salmaso & Mosello, 2010). A scala globale, negli ultimi 50 anni, le acque lacustri hanno presentato incrementi di temperatura compresi tra 0,10 e 0,45 °C per decennio (Dokulil et al., 2006). Contemporaneamente, nei laghi profondi a sud delle Alpi, nel periodo di massima circolazione, sono stati rilevati aumenti tra 0,11 e 0,21 °C per decennio (Salmaso & Mosello, 2010). È stata osservata anche una progressiva crescita della stabilità della massa d'acqua che ha indotto una marcata diminuzione della frequenza e delle profondità del rimescolamento convettivo invernale, causando l'isolamento e la stagnazione delle acque profonde (Ambrosetti & Barbanti, 2002). Nei laghi più eutrofizzati (Lugano, Iseo e Idro) le masse d'acqua ipolimniche⁹³ vanno incontro ad

⁹³ Relative all'ipolimnio, la zona profonda di un lago, individuabile quando è presente stratificazione termica lungo la colonna d'acqua. L'ipolimnio è caratterizzato da acque più fredde e dense rispetto a quelle situate a profondità minori.

anossia e si arricchiscono di ioni e nutrienti per effetto dei processi di mineralizzazione della sostanza organica sedimentaria e della dissoluzione di CaCO_3 che fanno aumentare la densità e la stabilità della stratificazione. La persistenza della stratificazione e la circolazione delle acque nei laghi profondi subalpini dipendono dalle condizioni climatiche invernali e dalle caratteristiche della circolazione atmosferica (Salmaso, 2012; Salmaso et al., 2012). Considerando gli scenari di riscaldamento globale si può pertanto ritenere probabile un aumento dei casi di meromissi. La mancanza del rimescolamento convettivo potrebbe limitare l'apporto di nutrienti alle acque superficiali e quindi ridurre la produttività primaria (Morabito et al., 2012; Salmaso, 2012). A livello di bacino imbrifero, temperature più elevate possono però favorire il rilascio di azoto e fosforo dai suoli a causa della maggiore mineralizzazione della sostanza organica, aumentando così l'afflusso di nutrienti ai laghi. In aggiunta, la diminuzione delle concentrazioni di ossigeno ipolimnico può far aumentare il rilascio di fosforo dai sedimenti e diminuire la capacità di denitrificazione delle acque, che si arricchiscono così di nutrienti inorganici solubili (Nizzoli et al., 2010). Una quota rilevante, soprattutto di fosforo, potrebbe essere rilasciata nella zona litoranea, in cui l'abbassamento estivo dei livelli idrici e le alte temperature promuovono la mineralizzazione della sostanza organica del sedimento. Quest'ultimo meccanismo potrebbe ulteriormente favorire, come ipotizzato da Bertoni et al. (2007), lo sviluppo di fioriture cianobatteriche. Le fioriture di cianobatteri possono avere conseguenze gravi per la biosintesi di tossine nelle acque destinate a uso ricreativo e potabile (Meccalf & Codd, 2012), per il trasferimento delle stesse tossine lungo le reti trofiche (Sotton et al., 2014), e per la produzione di sostanze maleodoranti (Newcombe et al., 2010). La connessione tra presenza di cianobatteri e produzione di un ampio spettro di epato- e neurotossine⁹⁴ è stata dimostrata in tutti i laghi sudalpini (Cerasino & Salmaso, 2012). Lo sviluppo dei cianobatteri è favorito dall'aumento delle concentrazioni di nutrienti e della temperatura dell'acqua. In uno scenario di riscaldamento globale non è escluso che si debba pertanto far ricorso a un ulteriore restringimento degli obiettivi di qualità e contenimento dei nutrienti, in particolare fosforo. Queste considerazioni diventano ancora più importanti se si considera che nei prossimi decenni i grandi laghi sudalpini saranno destinati a diventare riserve strategiche di acqua potabile.

Su base annuale, il precoce riscaldamento della colonna d'acqua può indurre alterazioni fenologiche, solitamente attraverso un anticipo dei tempi di sviluppo dei popolamenti primaverili, che influenza le relazioni trofiche e può causare una perdita di efficienza nei trasferimenti energetici lungo la rete alimentare e il crollo della produttività dell'intero ecosistema lacustre (Manca & DeMott, 2009). L'innalzamento termico può anche causare un peggioramento dello stato trofico: per esempio, nel 2003, l'anno con l'estate più calda e lunga degli ultimi due secoli, nel Lago Maggiore si è verificato uno sviluppo dello zooplancton tipico di un lago mesotrofo⁹⁵, nonostante le concentrazioni dei nutrienti fossero nei limiti dell'oligotrofia⁹⁶ (Visconti et al., 2008). La variazione del livello idrico espone la vegetazione a macrofite⁹⁷ della fascia litoranea ai danni

⁹⁴Tossine che possono determinare, rispettivamente, danni al fegato e al sistema nervoso.

⁹⁵ Livello intermedio tra oligotrofia e eutrofia.

⁹⁶ Condizione di bassa disponibilità di nutrienti e limitata produzione primaria nelle acque lacustri.

⁹⁷ Termine generico che comprende tutte le forme "macroscopiche" della vegetazione acquatica.

derivanti dal disseccamento e dalla radiazione ultra-violetta. Nei laghi con stato trofico elevato, la vegetazione a macrofite del litorale è costituita in genere da una fascia più superficiale che può essere dominata da elodeidi⁹⁸ e da una più profonda che presenta la tipica vegetazione a caridi⁹⁹. Nella prima le specie alloctone, che sono meglio adattate a variazioni dei livelli e dei fattori climatici, sono generalmente dominanti, mentre sono sfavorite quelle native. La diminuzione della profondità può inoltre stimolare la crescita di pleustofite¹⁰⁰ che tendono a coprire gli specchi d'acqua causando ipossia e anossia negli strati sottostanti e, a cascata, la perdita delle specie più sensibili della fauna bentonica. La successione delle diverse specie che colonizzano la zona costiera sembra inoltre favorire i gruppi di organismi che hanno meccanismi di adattamento (ad es. rilascio radicale di ossigeno) alle condizioni anossiche e riducenti¹⁰¹ dei sedimenti (Ribaud et al., 2011). È documentata anche l'affermazione di nuove specie alloctone: ad es. l'alga rossa filamentosa *Bangia atropurpurea* è d'introduzione relativamente recente nel Lago di Garda (Spitale et al., 2012).

Distribuzione, ricchezza e composizione in specie delle comunità macrobentoniche sono influenzate dalle variazioni del livello idrico. Cambiamenti nella struttura della vegetazione hanno effetti soprattutto sulle comunità animali delle fasce costiere, con scomparsa di specie o di interi gruppi. I molluschi d'acqua dolce, che rappresentano una componente importante del comparto bentonico litorale, sono tra i gruppi più a rischio di estinzione a livello globale (Lydeard et al., 2004); includono tuttavia alcune tra le specie invasive di maggiore impatto sugli ecosistemi acquatici. La diminuzione di circa il 90% della densità dei bivalvi nativi nel Lago Maggiore, seguita dall'invasione di specie esotiche, è stata attribuita a periodi di prolungata siccità. La diminuzione del livello e l'eventuale disseccamento delle zone di basso fondale hanno, infatti, effetti negativi sulle popolazioni native, mentre danneggiano in misura minore quelle alloctone, generalmente avvantaggiate da una strategia opportunistica (McMahon, 2002). Le specie invasive (ad es. *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*, *Anodonta woodiana*) hanno tassi di crescita molto elevati che permettono una veloce ricolonizzazione dell'habitat dopo eventi catastrofici. In aggiunta, queste specie raggiungono densità molto elevate e formano estesi banchi che provocano un notevole consumo dell'ossigeno disciolto e sono in grado di modificare notevolmente i rapporti tra i diversi nutrienti algali (N, P, Si). I bivalvi nativi, al contrario, hanno tassi e tempi di crescita molto più bassi perciò sono sfavoriti nella fase di ricolonizzazione (Strayer et al., 1999).

La risposta della fauna ittica ai cambiamenti climatici nei grandi laghi europei si è manifestata chiaramente con una diminuzione dell'abbondanza delle specie stenoterme¹⁰² di acque fredde e un incremento delle specie euriterme¹⁰³ (Jeppesen et al., 2010). In particolare, nel Lago Maggiore sono diminuite in modo considerevole le specie stenoterme (coregone e trota), mentre hanno

⁹⁸ Piante radicate nel sedimento appartenenti ai generi *Elodea*, *Lagarosiphon*, ecc.

⁹⁹ Alghe a candelabro, ad esempio del genere *Chara*.

¹⁰⁰ Piante non ancorate al substrato, liberamente fluttuanti nella colonna o sulla superficie dell'acqua.

¹⁰¹ Quando il sedimento è privo di ossigeno i processi microbici trasformano le sostanze ossidate (es. nitrati e solfati) nelle corrispondenti specie chimiche ridotte (ammoniaca e solfuri) che possono risultare tossiche per gli organismi viventi.

¹⁰² Specie che possono sopravvivere solo in un ristretto ambito di temperatura.

¹⁰³ Specie che si adattano facilmente a un ampio spettro di temperature.

riscontrato una crescita esplosiva quelle euriterme, come agone, rutilo e lucioperca (Volta & Jepsen, 2008). Per i laghi poco profondi e nelle aree di basso fondale, al crescere delle temperature le comunità ittiche tendono a essere dominate da specie onnivore e bentivore¹⁰⁴, spesso alloctone, quali persico sole, carassio, carpa, acerina e rutilo. Le popolazioni sono in genere costituite da individui di dimensioni ridotte, ma con elevate densità e una precoce maturità sessuale. Ciò può determinare un impatto grave sul funzionamento degli ecosistemi, poiché questi pesci hanno tassi di escrezione molto elevati e si nutrono grufolando nel sedimento, causando la risospensione e il rilascio di nutrienti, sostanza organica disciolta e altri composti riducenti.

Un particolare fattore di stress è rappresentato dalla fusione dei ghiacciai seguita da piogge di particolare intensità. Queste ultime provocano il dilavamento superficiale, rimettendo in ciclo inquinanti persistenti che erano in precedenza accumulati nel ghiaccio e nel suolo sottostante: come conseguenza avviene il bioaccumulo di sostanze chimiche pericolose, soprattutto nei pesci predatori che sono all'apice delle reti trofiche (Bettinetti et al., 2006; Volta et al., 2009). Gli effetti di tali composti possono manifestarsi in singoli organi, causare alterazioni dei processi di sintesi degli ormoni sessuali e riduzione della fertilità, indurre l'aumento della mortalità larvale o giovanile fino a determinare la scomparsa delle specie sensibili.

Laghi d'alta quota

I bacini lacustri situati oltre il limite della vegetazione arborea sono scarsamente conosciuti, nonostante ospitino un numero elevato di specie, spesso endemiti o relitti glaciali. Per la loro ubicazione remota, questi laghi si prestano come indicatori dell'inquinamento diffuso derivante dalle deposizioni atmosferiche e dai cambiamenti climatici (Battarbee et al., 2007).

L'idrochimica dei laghi d'alta quota e le sue variazioni temporali dipendono in larga misura dagli apporti atmosferici. La riduzione della copertura di ghiaccio e neve espone rocce e suoli ai processi di disgregazione e lisciviazione, causando un rilascio di ioni e soluti che vanno ad arricchire le acque lacustri (Rogora et al., 2003). La qualità chimica delle acque è spesso influenzata da pressioni locali: pascolo, turismo, immissione di specie ittiche alloctone, prelievo d'acqua per l'innervamento artificiale. Le specie presenti in questi laghi sono particolarmente sensibili anche a piccole variazioni della temperatura e della durata della copertura ghiacciata. Il riscaldamento globale può causare variazioni nella composizione in specie delle comunità, perdita di specie poco tolleranti e colonizzazione da parte di specie normalmente adattate a vivere a quote più basse. La diminuzione del periodo di copertura ghiacciata può inoltre comportare un aumento della produzione primaria. In ambienti lentici temporanei sono possibili variazioni rilevanti della durata della fase in cui è presente una lama d'acqua, con ripercussioni sulla fenologia e sulla persistenza stessa di specie presenti esclusivamente in questa tipologia di ambienti e con areali di distribuzione particolarmente ristretti (Mura & Rossetti, 2002).

¹⁰⁴ Animali che si nutrono di organismi che vivono a contatto con il sedimento di fondo (benthos).

Nell'arco alpino, l'arretramento dei ghiacciai determina la scomparsa dei laghi glaciali o la loro trasformazione in bacini non glaciali (Cantonati & Lazzara, 2006). Nell'Appennino settentrionale la maggior parte dei laghi naturali sta evolvendo verso l'interramento e, in anni particolarmente secchi, i bacini meno profondi vanno incontro a completo prosciugamento, con una conseguente perdita delle specie in grado di sopravvivere esclusivamente in laghi permanenti (Rossetti et al., 2010).

Laghi poco profondi dell'Italia centrale

Le condizioni attuali e le tendenze evolutive possono essere esemplificate con il Lago Trasimeno, il lago di maggiore estensione dell'Italia peninsulare. Il Lago Trasimeno è regimato fin dall'epoca etrusca e presenta un'elevata vulnerabilità ai cambiamenti climatici, in quanto il bilancio idrico dipende strettamente dagli apporti atmosferici e dall'evaporazione, non essendo presenti immissari significativi. Nell'ultimo ventennio, l'aumento della temperatura dell'aria di circa 1 °C e la diminuzione della deposizione umida annuale di circa 100 mm hanno causato la progressiva riduzione del livello idrico, con conseguente accumulo di soluti e riduzione della trasparenza delle acque (Ludovisi et al., 2013). Indagini paleolimnologiche e analisi di serie storiche del pescato hanno evidenziato come la riduzione del livello idrico sia in grado di produrre impatti estremamente negativi sui popolamenti spongini e ittici del lago (Gaino et al., 2012). Una marcata contrazione delle popolazioni di anfibi nel bacino lacustre è stata inoltre messa in relazione con la riduzione delle precipitazioni.

Qualora si verificassero le proiezioni climatiche peggiori, il lago potrebbe andare incontro a disseccamento completo entro la fine del secolo corrente (Ludovisi et al., 2013). Le misure di mitigazione attualmente ipotizzate (blocco totale dei prelievi irrigui e apporto da altri bacini) non sarebbero sufficienti a scongiurare il rischio di disseccamento. È evidente che la riduzione dei livelli idrici sarebbe comunque accompagnata da un ulteriore deterioramento dell'ecosistema, a causa dell'aumento di torbidità e salinità e della deossigenazione delle acque. In queste condizioni sarebbero a rischio la maggior parte delle specie acquatiche del lago e i servizi ecosistemici correlati.

Laghi vulcanici dell'Italia centrale

I laghi laziali (Bolsena, Bracciano, Vico, Nemi, Albano e Martignano) sono tra i pochi bacini vulcanici in Europa. Essi hanno un elevato valore economico sia per il turismo sia per l'approvvigionamento di acqua potabile. Sono caratterizzati da una corona circolare costiera (0-25 m) nella quale si sviluppano praterie di macrofite sommerse e da un cono vulcanico che può raggiungere i 200 m di profondità (Azzella et al., 2014). L'epilimnio è particolarmente vulnerabile per le forti variazioni termiche e del livello idrico, mentre per il momento l'ipolimnio mantiene buone condizioni di ossigenazione. Durante il periodo estivo, la riduzione di livello lascia scoperte ampie zone del fondale costiero provocando processi degenerativi di decomposizione e una perdita notevole di specie di macrofite e invertebrati. Tali fenomeni sono aggravati dal prelievo di acqua per uso potabile che accentua la diminuzione del livello idrico.

La fascia della vegetazione litorale presenta un numero elevato di specie di macrofite, in particolare di caridi, che indicano una buona qualità ecologica (Azzella et al., 2014). L'analisi comparativa dei diversi bacini e delle serie storiche disponibili ha evidenziato che in alcuni laghi è in atto una riduzione del numero di specie che può essere in parte dovuta a processi di eutrofizzazione. In occasione di eventi meteorologici estremi è stata anche osservata una notevole diminuzione della profondità raggiunta dalle praterie di macrofite, con una restrizione dell'areale di distribuzione delle specie maggiormente sensibili. È stato inoltre dimostrato che la struttura e le funzioni di questi ecosistemi lacustri dipendono dalla disponibilità e dalla qualità del detrito vegetale prodotto nella zona del litorale che, a cascata, sostiene le reti trofiche lacustri (Rossi et al., 2010). La fascia costiera presenta una forte pendenza, per cui piccole variazioni del livello idrometrico possono causare una perdita rilevante di habitat idonei alla crescita della vegetazione acquatica e delle principali comunità zoobentoniche. Si può pertanto ritenere che un ulteriore aumento della temperatura e delle perdite per evaporazione, abbinato a un incremento dei prelievi idrici, possa avere effetti particolarmente negativi su una delle componenti più pregiate dell'ecosistema lacustre.

Bacini artificiali dell'Italia meridionale e delle isole

I bacini artificiali dell'Italia meridionale e, in misura ancor maggiore delle isole, nascono in risposta alla scarsità d'acqua dolce e, per questo motivo, sono soggetti ad ampie oscillazioni stagionali del livello idrico. Durante la stagione piovosa invernale i bacini si riempiono e i deflussi sono minimi; al contrario, durante la stagione estiva, i bacini non più alimentati dalle precipitazioni si svuotano, soprattutto per l'accresciuta richiesta idrica del comparto agricolo. L'ampiezza delle oscillazioni del volume invasato può variare dal 10 al 90% e dipende strettamente dalle fluttuazioni meteorologiche nell'area interessata (Naselli-Flores, 2011). Le variazioni di livello sono tali da provocare ampie modificazioni idrologiche ed ecologiche. La prima diretta conseguenza è l'assenza della fascia di vegetazione litorale e il netto predominio del fitoplancton tra i produttori primari (Sechi & Lugliè, 1996). Il fitoplancton, a sua volta, manifesta caratteristiche diverse in relazione alle variazioni idrologiche sia annuali sia pluriennali. Gli impatti delle oscillazioni del livello idrico dipendono dalla quota raggiunta nella fase di riempimento primaverile ed è maggiore negli anni caratterizzati da penuria idrica e siccità che ricorrono ciclicamente nell'area mediterranea. Un basso livello di riempimento dei corpi idrici e/o ampie oscillazioni del loro livello possono determinare un aumento del rapporto tra la profondità della zona di rimescolamento e la profondità della zona eufotica¹⁰⁵ tale da eventualmente provocare una brusca alterazione nella struttura delle comunità fitoplanctoniche, inducendo fioriture di cianobatteri tossici (Naselli-Flores, 2011). La diffusione dei cianobatteri può essere causata anche dall'innalzamento della temperatura dell'acqua e dal prolungamento della stratificazione. Peraltro, esistono numerose evidenze che le tossine prodotte dai cianobatteri possono limitare la crescita e lo sviluppo della

¹⁰⁵ Strato d'acqua superficiale in cui arriva energia luminosa sufficiente per sostenere la fotosintesi.

vegetazione terrestre, rendendo le acque contaminate non idonee all'irrigazione (Purkayastha et al., 2010).

L'intensa crescita dei cianobatteri interessa ormai 2/3 dei laghi sardi e siciliani nei quali le tipiche fioriture estive e autunnali sono seguite da fioriture invernali e primaverili di specie del gruppo *Planktothrix agardhii-rubescens* (in particolare di *P. rubescens*) che producono tossine. L'abbondanza dei cianobatteri e delle cianotossine è correlata con lo stato trofico, quindi le relazioni tra fattori climatici e pressioni locali rendono questi laghi particolarmente vulnerabili. Recentemente sono state segnalate anche specie di cianobatteri del genere tropicale *Cylindrospermopsis* che potrebbero trarre vantaggio dal riscaldamento globale, creando ulteriori problemi di tossicità.

Gli scenari climatici sono concordi nel prevedere una considerevole diminuzione delle deposizioni umide e un aumento della temperatura nel Mediterraneo meridionale, con probabile comparsa di processi di desertificazione connessi alla diminuzione dell'umidità del suolo e all'aumento dei tassi di evapotraspirazione (Giorgi & Lionello, 2008). Ne potrebbe conseguire un peggioramento della carenza idrica, aggravato da un'intensificazione dell'uso del suolo a scopo agricolo. Tali fattori potranno incidere notevolmente sulla qualità ecologica delle acque nei bacini artificiali dell'Italia meridionale e insulare (Erol & Randhir, 2012). Altri fattori di perturbazione possono derivare dalla scala spaziale alla quale è svolta la gestione dei laghi artificiali. Ad esempio, la maggior parte dei laghi della Sardegna è gestita in modo integrato con trasferimento di masse d'acqua tra bacini, mediante condotte e canali, per far fronte alla domanda locale (Sechi & Vacca, 1993). Ciò ha profonde implicazioni ecologiche, poiché aggiunge complessità ai singoli ecosistemi e alla loro gestione, rendendo ancora più incerta la proiezione degli impatti dei cambiamenti climatici su questa tipologia di laghi. Basti solo pensare all'inevitabile trasferimento di cianobatteri potenzialmente tossici e di specie alloctone tra invasi (Havel et al., 2005; Hermoso et al., 2011), alla difficoltà nella valutazione dei carichi di nutrienti in ingresso nei laghi e alla loro gestione rispetto all'eutrofizzazione, o all'alterazione idrologica e limnologica che le correnti derivanti dal prelievo e dall'immissione dei relativi volumi idrici genera nei laghi. La connessione tra bacini permette, però, di limitare le oscillazioni dei volumi idrici e delle profondità d'invaso, attenuando così possibili impatti dei cambiamenti climatici, come l'atolomissi¹⁰⁶, che si presenta con una certa frequenza nei laghi siciliani (Naselli-Flores & Barone, 2005).

Acque temporanee: pozze, stagni e paludi d'acqua dolce

Le acque lentiche di piccole dimensioni (pozze, stagni, paludi e acquitrini) svolgono un ruolo centrale nella conservazione della biodiversità acquatica, forniscono importanti servizi ecosistemici e possono essere considerate sistemi sentinella per il monitoraggio del cambiamento globale (Céréghino et al., 2008). Complessivamente, questi ambienti poco profondi e di piccole dimensioni ospitano un numero di specie di invertebrati, in particolare specie rare e minacciate, che è

¹⁰⁶ Formazione di una stratificazione effimera nelle ore diurne nei primi centimetri della colonna d'acqua, che si osserva in condizioni di assenza di vento e elevata temperatura e scompare durante le ore notturne.

maggiore di quello di fiumi e laghi (Stoch, 2005). Ad esempio, gli stagni temporanei mediterranei possono ospitare in modo esclusivo più del 60% delle specie della carinofauna¹⁰⁷ (Marrone et al., 2009). Le aree ricche di piccoli ambienti di acque temporanee hanno anche la funzione di corridoi ecologici nelle reti di ambienti acquatici, svolgendo un ruolo fondamentale nel tessuto paesaggistico e fungendo da ambienti filtro per la depurazione delle acque che sono drenate dal reticolo idrico superficiale. I parametri ecologici di maggior rilievo per questi ambienti sono l'idroperiodo e il conseguente regime termico, e il grado d'interconnessione tra i diversi ecosistemi.

Numerose specie acquatiche sono esclusive di acque temporanee (ad es. rotiferi, anostraci, notostraci, spinicaudati, cladoceri e copepodi) e per completare il loro ciclo vitale necessitano di almeno un periodo di secca, durante il quale producono stadi di dormienza. Anche alcuni anfibi si riproducono in prevalenza nelle acque temporanee (ad es. le raganelle e i rospi smeraldini sono presenti con due specie endemiche in Italia). La sopravvivenza è spesso garantita dalle metapopolazioni¹⁰⁸, che occupano una serie di piccoli bacini, mentre le specie che popolano stagni isolati o periferici hanno una maggiore probabilità di estinguersi.

La principale minaccia per gli ambienti acquatici temporanei di piccole dimensioni è da ricercarsi nell'uso dei suoli (urbanizzazione, agricoltura intensiva, ecc.). Parallelamente, stanno scomparendo le piccole raccolte d'acqua artificiali (stagni di paese e abbeveratoi) a causa del declino delle attività pastorali e dell'abbandono delle pratiche agricole tradizionali. La perdita di questi ambienti è compresa tra il 60% e l'80% negli ultimi trent'anni, perciò è prevedibile una loro completa scomparsa in tempi brevi (Stoch, 2005). Negli ambienti residui, la fauna è ulteriormente minacciata dall'introduzione di specie aliene (ad es. idrofite invasive come l'azzolla (*Azolla filiculoides*) e la lenticchia minuscola (*Lemna minuta*); o predatori come il gambero della Louisiana (*Procambarus clarkii*), che resiste bene al disseccamento, la gambusia (*Gambusia affinis*) e i pesci rossi (*Carassius auratus*); anfibi (*Xenopus laevis* in Sicilia) e, tra i rettili, le trachemidi (*Trachemys scripta*). Con la scomparsa delle piccole raccolte d'acqua sono a rischio di estinzione anche alcune specie vegetali presenti in stazioni relitte in Sicilia e Sardegna (*Isoetes velata*, *Pilularia minuta* e *Ranunculus batrachioides*), numerose specie di anfibi, invertebrati acquatici (notostraci e anostraci) e insetti (odonati)).

Tra gli ambienti maggiormente in pericolo si annoverano le torbiere che in Italia si trovano in una posizione marginale rispetto alla loro distribuzione fitogeografica, essendo relitte delle glaciazioni del Quaternario e la loro formazione e colonizzazione sono legate alle condizioni climatiche storiche (Minelli, 2004; Bazzanti et al., 2009). L'aumento della temperatura e la diminuzione della dotazione idrica dei suoli causano un aumento dei processi ossidativi responsabili della mineralizzazione del substrato organico, con conseguente emissione di gas clima-alteranti derivanti dal metabolismo microbico.

¹⁰⁷ Fauna a crostacei.

¹⁰⁸ Insieme di popolazioni costituite da individui della stessa specie, spazialmente separate ma interessate da interazioni reciproche di diverso tipo.

Ecosistemi dipendenti dalle acque sotterranee (GDE)

L'acronimo GDE (*Groundwater Dependent Ecosystems*) indica ecosistemi nei quali le specie e i processi ecologici sono condizionati dalle acque sotterranee. Sono da considerarsi GDE gli acquiferi, le sorgenti, inclusi i fontanili delle pianure alluvionali, i corsi d'acqua da esse alimentati e i loro corridoi iporreici¹⁰⁹, i laghi carsici e le zone umide alimentate da acque di falda (Eamus & Froend, 2006). Particolare rilievo hanno le sorgenti in ambito alpino e appenninico che ospitano un numero elevato di specie endemiche (Cantonati et al., 2012). Le acque sotterranee albergano una biodiversità di grande valore costituita da una componente sotterranea (specie stigobie) e da una superficiale, ovvero da specie di superficie che penetrano, attivamente o passivamente, nelle acque sotterranee. Le specie stigobie presentano un tasso di endemismo superiore al 90% e costituiscono un gruppo prioritario per la conservazione della biodiversità¹¹⁰. Un caso emblematico è rappresentato dal proteo (*Proteus anguinus*), anfibio presente solo in una ristretta area di circa 200 chilometri quadrati del carso goriziano e triestino. Tra i crostacei, interi ordini contano solo rappresentanti stigobi (batinellacei, termosbenacei, copepodi gelielloidi), mentre numerosissime specie di ostracodi, copepodi, isopodi, anfipodi, misidacei e decapodi hanno areali di distribuzione estremamente ristretti. I cicli vitali di molte specie acquatiche di superficie dipendono dall'apporto di acqua sotterranea. Gli stadi larvali di numerose specie di macroinvertebrati bentonici (tra cui efemerotteri, plecoteri, tricoteri e ditteri) si sviluppano nell'ambiente iporreico, mentre vari salmonidi endemici come le trote macrostigma (*Salmo cettii*) e marmorata (*Salmo marmoratus*) richiedono circolazione idrica sotterranea nelle zone di riproduzione. Nelle sorgenti le minacce principali riguardano la meiofauna¹¹¹, mentre gli stadi larvali di specie che hanno adulti alati che abbandonano le sorgenti e la fauna terrestre igrofila ne sono solo indirettamente influenzati (Cantonati et al., 2012).

La persistenza dei GDE e della biodiversità ad essi associata dipende dall'apporto di acque sotterranee e dal mantenimento dei corridoi ecologici e dei microhabitat costituiti dalla connessione tra acque profonde e superficiali. Le minacce locali più importanti sono costituite da: captazioni, regimazioni idraulico-forestali, escavazioni in alveo, interrimento delle risorgive e delle zone umide, pratiche agricole intensive con uso di fertilizzanti e diserbanti, scarico di reflui urbani e industriali e smaltimento nei suoli di sostanze tossiche. Le alterazioni del regime idrologico causate dai cambiamenti climatici determinano gravi impatti sui GDE. La drastica diminuzione delle portate nei periodi di siccità e le piogge di forte intensità e breve durata portano ad un generale impoverimento delle falde. Anche gli habitat fluviali e le zone umide circostanti risentono dell'alternanza di secche prolungate e piene improvvise e violente che causano la scomparsa di microhabitat e la compattazione e l'impermeabilizzazione dei sedimenti. Il perdurare di questi fenomeni modifica la connettività verticale tra corpo idrico superficiale e falda sottostante, con conseguente perdita di biodiversità. La marcata diminuzione della risorsa idrica

¹⁰⁹ Ambiente di transizione tra le acque che scorrono in alveo e quelle presenti nell'acquifero.

¹¹⁰ Per maggiori informazioni si veda il sito www.faunaeur.org

¹¹¹ Invertebrati bentonici con dimensioni comprese tra 45 µm e 1 mm.

sotterranea determina una maggiore concentrazione delle sostanze inquinanti nelle falde acquifere, con ripercussioni negative sulla qualità delle acque superficiali da queste alimentate. Se gli acquiferi sono prossimi alla linea di costa, si verifica anche l'intrusione del cuneo salino con conseguenze molto negative sulla delicata biodiversità stigobia delle acque dolci. Vi è pertanto una stretta interazione tra sovra-sfruttamento della risorsa idrica sotterranea e cambiamenti climatici, che lascia prevedere un'ulteriore amplificazione degli impatti negativi già in atto.

Ecosistemi di transizione: foci fluviali e lagune

Gli ecosistemi di transizione tra continente e mare comprendono le lagune e le foci fluviali, tipologie di ambienti con caratteristiche morfologiche e idrologiche completamente differenti, ma con proprietà comuni, derivanti dalla loro natura di ecotoni¹¹², che li rendono altamente sensibili ai cambiamenti climatici, con scenari di risposta diversi per le differenti tipologie di ecosistemi (si veda la Tabella 2 in Basset et al., 2012). Negli estuari, dove predomina la componente fluviale, il gradiente è principalmente condizionato dall'apporto di acqua dolce, mentre nelle lagune avviene la situazione inversa (Magni et al., 2009; Tagliapietra et al., 2012b; Basset et al., 2012).

Le lagune italiane¹¹³ rientrano in due macro-regioni climatiche: il Nord-Adriatico, con un clima mediterraneo umido, e le rimanenti aree con clima mediterraneo secco. Le lagune appartenenti alla prima macro-regione, con escursione di marea fino a 1 m, sono microtidali; le altre, con maree inferiori a 0,2 m, sono non-tidali o nano-tidali (Basset et al., 2006; Tagliapietra & Volpi Ghirardini, 2006). Le principali forzanti climatiche sono la temperatura dell'acqua, l'aumento del livello del mare e la variazione del regime idrologico nei bacini fluviali di monte. La loro influenza sulla biodiversità è riconducibile essenzialmente a tre grandi processi: (1) la meridionalizzazione del clima che favorisce specie presenti nel bacino del Mediterraneo a latitudini più basse e la contemporanea riduzione o scomparsa di specie residenti ma non tolleranti il cambiamento; (2) la modificazione dell'habitat che ha effetti sull'adattamento e sulla distribuzione delle specie; (3) l'inquinamento e la deossigenazione delle acque che sono aggravati dal confinamento. Localmente possono avere un ruolo decisivo le alterazioni idro-morfologiche dovute a: difese idrauliche, immissione di specie aliene, pesca e acquacoltura.

L'innalzamento del livello del mare e i cambiamenti idrologici modificano in modo considerevole la connettività delle lagune con il mare. Nelle lagune soggette a regolazione, le opere per la difesa idraulica (ad es. Laguna di Venezia) e quelle per la gestione della pesca (ad es. Stagno di Cabras) e dell'acquacoltura (ad es. Sacca di Goro) possono influenzare i livelli idrici e ridurre gli scambi con il mare adiacente. Il confinamento delle masse idriche può avere effetti rilevanti sulle comunità

¹¹² L'ecotono è un ambiente di transizione tra due ecosistemi che hanno caratteristiche diverse per cui tra di essi si stabilisce un gradiente (variazione), ad esempio di condizioni idrologiche.

¹¹³ Un inventario delle lagune italiane è disponibile su www.circlemednet.unisalento.it.

vegetali e animali e sui processi biogeochimici, con possibile insorgenza di ipossia, anossia e crisi distrofiche¹¹⁴ (Viaroli et al., 2010b).

Variazioni della temperatura e delle precipitazioni possono avere effetti locali diretti, mentre altri impatti dipendono dall'idrologia nei bacini di monte e si propagano a cascata sulle lagune e sugli estuari. Negli anni di particolare siccità si è osservato che nei sistemi tidali, a un minore apporto di acque dolci è corrisposta una notevole risalita del cuneo salino (Alessandrini et al., 2008). In estate, la diminuzione dei tassi di scambio laguna-mare, combinata con il riscaldamento superficiale, porta alla stratificazione della colonna d'acqua, specialmente in bacini profondi e nei periodi di assenza di vento. La persistenza della stratificazione è responsabile della segregazione delle acque di fondo, dove l'instaurarsi dell'ipossia/anossia ha ripercussioni negative sul metabolismo bentonico (Viaroli et al., 2010b).

Le variazioni dell'idrologia superficiale nei bacini idrografici che drenano nelle lagune possono amplificare gli effetti dell'eutrofizzazione. Piogge di breve durata e forte intensità sono, infatti, responsabili dell'erosione e del dilavamento dei suoli agricoli e perciò di un aumento rilevante del carico dei nutrienti, soprattutto dell'azoto nitrico (Padedda et al., 2012).

La bassa profondità e la natura sedimentaria fanno sì che il metabolismo delle lagune sia principalmente legato al sistema bentonico. La stagnazione delle acque e le alte temperature influenzano anzitutto questo comparto, stimolando la produzione primaria e l'attività microbica. La disponibilità di elevate quantità di nutrienti per brevi periodi causa fioriture macroalgali (maree verdi) che determinano l'accumulo di sostanza organica, intensi processi di decomposizione microbica, anossia, insorgenza di processi microbici riducenti (ad es. solfato-riduzione e metanogenesi). In parallelo, nelle comunità vegetali scompaiono le fanerogame¹¹⁵ pluriennali, che sono dapprima sostituite da fitoplancton e pleustofite¹¹⁶ a rapida crescita, per poi lasciare spazio a fioriture di picoplancton¹¹⁷ e cianobatteri. La propagazione a cascata del disturbo lungo le reti trofiche determina la perdita delle specie maggiormente sensibili. In particolare, nelle comunità bentoniche si assiste a un aumento delle specie opportuniste più tolleranti e spesso di piccola taglia, a svantaggio dei molluschi bivalvi filtratori; si osserva anche un forte legame tra vegetazione e fauna bentonica e processi biogeochimici, con effetti sulla qualità delle acque (Viaroli et al., 2010b; Tagliapietra et al., 2012b). Specie che hanno un areale di distribuzione ristretto o che sono particolarmente sensibili a temperatura e salinità saranno maggiormente esposte agli effetti del riscaldamento delle acque, dell'ingressione marina o delle piene fluviali: ad esempio, le specie microterme¹¹⁸ di affinità atlantica nella Laguna di Venezia potrebbero andare incontro a estinzione

¹¹⁴ Processi degenerativi causati dall'elevata produzione primaria e dalla decomposizione delle biomasse prodotte che provoca consumo di ossigeno e comparsa di processi microbici anaerobici che producono solfuri e metano. Le condizioni che ne derivano sono ai limiti della sopravvivenza per la maggior parte delle specie animali e vegetali.

¹¹⁵ Piante con fiori ben visibili, dette anche spermatofite.

¹¹⁶ Macrofite non radicate, fluttuanti liberamente.

¹¹⁷ Frazione del plancton di dimensioni comprese tra 0,2 e 2 µm.

¹¹⁸ Con un intervallo di tolleranza alla temperatura molto ristretto.

locale ed essere sostituite da specie maggiormente tolleranti (Tagliapietra et al., 2012a). La persistenza delle specie presenti e i livelli di biodiversità dipenderanno molto dalle risposte funzionali delle singole popolazioni al cambiamento, ad esempio in termini di adattamenti fisiologici e trofici. In parallelo, saranno favorite specie adattate a temperature più elevate: le specie aliene potranno avere una maggiore probabilità di successo rispetto alle specie indigene che tenderanno invece a spostarsi verso Nord (Parmesan, 2006). Per queste ragioni, si ritiene che nelle aree più settentrionali del bacino Adriatico l'esclusione delle specie indigene da parte di quelle aliene possa essere più veloce che nel resto del territorio nazionale in seguito a malattie causate da parassiti e patogeni e alle barriere geografiche che impediscono le migrazioni (Occhipinti-Ambrogi, 2007).

Gli ecosistemi di transizione sono particolarmente vulnerabili all'innalzamento del livello del mare che, secondo alcune stime, potrebbe raggiungere 1 m entro la fine del secolo (Carbognin & Tosi, 2002; Zecca & Chiari, 2012). La rigidità antropogenica della fascia costiera costituisce un forte impedimento al ri-allineamento della linea di costa. In queste condizioni si avrà la comparsa di condizioni marine nelle acque superficiali e la risalita del cuneo salino nelle falde acquifere, sempre più impoverite dai prelievi idrici.

Lungo le coste italiane, soprattutto nord-adriatiche, esistono aree molto estese poste sotto il livello del mare per effetto di bonifiche e subsidenza e che sono particolarmente vulnerabili al previsto innalzamento del livello del mare e a possibili inondazioni causate da tempeste cui sono associati forti venti¹¹⁹, la cui frequenza ed intensità potrebbe aumentare. Dovrà quindi essere considerata l'eventualità di una loro trasformazione in ambienti acquatici di transizione, in sostituzione di quelli attuali e anche in funzione di una naturale difesa della linea di costa.

Azioni di adattamento già intraprese

I temi della biodiversità e delle funzioni e servizi degli ecosistemi di acque interne sono poco considerati nelle azioni di risposta ai cambiamenti climatici. I temi trattati in questo capitolo non sono nuovi, poiché già inclusi nella Strategia Nazionale per la Biodiversità, approvata dal Ministero dell'Ambiente del Territorio e della Tutela del Mare nel 2010. In quell'ambito erano state individuate alcune priorità in termini di mitigazione degli impatti dei fattori climatici su biodiversità e ecosistemi acquatici e del loro adattamento al cambiamento globale (Attorre et al., 2009). A distanza di tre anni, la situazione è pressoché immutata, anche se sono state avviate diverse iniziative che potrebbero concretizzarsi in azioni con una forte connotazione ecosistemica. Al momento, però, il dibattito sui disastri idrologici che a più riprese hanno colpito vaste aree del territorio nazionale negli ultimi mesi sembra privilegiare azioni di tipo convenzionale, basate sul ricorso alla tecnologia e alla gestione reattiva delle emergenze. In più di un'occasione, le componenti biologiche degli ecosistemi acquatici, soprattutto la vegetazione, sono state

¹¹⁹ Fenomeni meteorologici estremi spesso indicati col termine "storm surges".

considerate in modo estremamente negativo, ritenendole un ostacolo al deflusso delle acque e quindi da eliminare piuttosto che valorizzare. La presenza della vegetazione riparia deve tuttavia essere riconsiderata, valutando ad esempio il ruolo che svolge nel rallentare la corrente e nella laminazione dei picchi di portata. La vegetazione può inoltre contribuire a consolidare le sponde, contrastandone l'erosione e la franosità; persino nel caso dei canali di bonifica la sua presenza può comportare vantaggi, per esempio minori costi di gestione perché, grazie all'ombreggiamento, limita efficacemente lo sviluppo delle macrofite acquatiche (Nardini & Sansoni, 2006).

Come più volte rilevato in questo capitolo, nonostante ci siano segnali incontrovertibili di una relazione tra cambiamenti climatici e risposte degli ecosistemi, molti dei segnali sono mascherati da fattori e pressioni locali. Numerosi lavori hanno chiaramente evidenziato la complessità del problema, che è multifattoriale e con tendenze evolutive non lineari e di lungo termine (Moss et al., 2011; Newton et al., 2013). In quest'ambito, gli studi paleolimnologici e paleoclimatici possono contribuire alla valutazione dell'impatto del clima sulla diversità di specie e sul funzionamento degli ecosistemi lacustri (Guilizzoni & Oldfield, 1996; Guilizzoni et al., 2012). Casi di studio condotti in Europa dimostrano comunque che per molti laghi è ancora difficile separare l'impatto dovuto all'eutrofizzazione da quello dovuto al riscaldamento degli ultimi decenni (Battarbee et al., 2012).

Nonostante i progressi conseguiti negli ultimi anni, su questi temi esiste ancora un forte bisogno di ricerche ecologiche di lungo termine in siti prioritari, ovvero in ecosistemi che sono ritenuti particolarmente sensibili ai cambiamenti climatici e capaci di fornire informazioni sulle possibili tendenze evolutive di medio - lungo termine. Una possibile soluzione è data dal Programma Nazionale di Ricerche Ecologiche di Lungo Termine (LTER Italia)¹²⁰, che annovera tra i siti attivi numerosi ecosistemi acquatici: i laghi alpini profondi, i laghi d'alta quota, i laghi artificiali della Sardegna e alcune lagune. Mancano purtroppo i corsi d'acqua e le piccole acque lentiche. Il programma LTER-Italia partecipa in modo attivo a LTER-Europe e al programma internazionaleILTER: ha dunque la dimensione spaziale idonea a affrontare studi su processi globali che hanno ricadute a livello locale. Nell'ambito della rete europea LTER-Europe, il progetto EnvEurope¹²¹, coordinato dall'Italia, ha portato un contributo importante su qualità ambientale e valutazione delle pressioni negli ecosistemi di acque interne. Complementare a LTER è la piattaforma di ricerca LifeWatch¹²² che ha come obiettivo la promozione e lo sviluppo degli studi su biodiversità e ecosistemi.

La pianificazione di azioni e interventi in sistemi complessi non può essere affidata a modelli di intervento tradizionali, ma richiede un robusto sistema scientifico di supporto alle decisioni, fondato su modelli bioclimatici, modelli bioeconomici per l'analisi di scenari gestionali e modelli per le valutazioni di impatto e di incidenza che stimolino e orientino il confronto verso soluzioni

¹²⁰ Rete Italiana per le Ricerche Ecologiche di Lungo Termine (LTER Italia): <http://www.lteritalia.it/>.

¹²¹ 2010-2014 Life Environment Project LIFE08 ENV/IT/000399, EnvEurope: <http://www.enveurope.eu/>.

¹²² LifeWatch: <http://www.lifewatch.eu>.

attente alle problematiche ecologiche e ambientali.¹²³ Contestualmente deve essere sviluppata una profonda consapevolezza delle problematiche e una coerente partecipazione dei portatori d'interesse e dei cittadini: iniziative in questo senso sono state avviate a livello sperimentale, ad esempio con il progetto europeo AWARE¹²⁴ e con l'esperienza dei contratti di fiume¹²⁵.

Su argomenti specifici si stanno svolgendo attività sperimentali mirate all'individuazione dei livelli di sostenibilità ecologica nella gestione delle risorse idriche e dei deflussi nei principali ecosistemi fluviali (e.g sul deflusso minimo vitale¹²⁶).

Occorre infine ricordare che biodiversità e ecosistemi possono fornire beni e servizi che sono ormai contabilizzati nelle valutazioni dei costi e benefici derivanti da azioni che hanno impatti accertati sull'ambiente e sull'economia (Anthony et al., 2009). Questo principio è stato ufficialmente discusso e accettato alla presenza di Ministri del Governo in carica in occasione della Conferenza Nazionale su "La Natura dell'Italia. Biodiversità e Aree Protette: Green Economy per il rilancio del Paese" tenutasi a Roma nei giorni 11 e 12 dicembre 2013.¹²⁷

Problematiche intersettoriali

Lo stato di conservazione e la vulnerabilità della biodiversità e dei servizi degli ecosistemi di acque interne possono dipendere anche dalle interazioni e/o interferenze con gli altri settori rilevanti della Strategia Nazionale di Adattamento ai cambiamenti climatici.

Risorse idriche

Il reperimento delle risorse idriche avviene prevalentemente da acque superficiali, in particolare nel meridione e soprattutto nelle isole, dove l'unica fonte importante di acqua dolce è costituita dai laghi artificiali. Attualmente, la sottrazione di acqua da fiumi e torrenti è tale da indurre forti impatti su habitat e componenti biologiche; esiste specialmente un problema di rilascio del deflusso minimo vitale (DMV), soprattutto nel periodo estivo nel versante appenninico della pianura padana e nell'Italia peninsulare. Considerando scenari climatici con una diminuzione della deposizione umida e un aumento delle temperature, ci si può attendere un aumento della richiesta di acqua a fronte di una minore disponibilità. Le scelte che saranno adottate per far fronte a questi bisogni avranno effetti sull'ecosistema acquatico e, di riflesso, sulla qualità della risorsa stessa. In particolare è atteso un aumento dei fenomeni estremi, che dovranno essere affrontati con interventi di ritenzione e accumulo d'acqua in coincidenza delle precipitazioni e di rilascio quando la domanda è maggiore. La gestione dei sistemi fluviali e delle risorse idriche, in primo luogo la

¹²³ Si veda, ad esempio, il progetto europeo DITTY - Development of an Information Technology Tool for the Management of European Southern Lagoons under the influence of river-basin runoff: <http://armspark.msem.univ-montp2.fr/dittyproject>.

¹²⁴ AWARE - How to Achieve sustainable Water ecosystems management connecting Research, people and policy makers in Europe: <http://www.aware-eu.net>.

¹²⁵ www.contrattidifiume.it.

¹²⁶ http://www.ors.regione.lombardia.it/cm/pagina.jhtml?param1_1=N12511ea0df6eab9f5e5.

¹²⁷ <http://www.minambiente.it/pagina/la-natura-delitalia>.

bacinizzazione fluviale, è una questione di natura intersettoriale che deve includere anche la parte costiera, perché sono in gioco la risalita del cuneo salino, la qualità delle acque di transizione, il trasporto solido e, dunque, il mantenimento dell'attuale assetto della linea di costa. In questo periodo, la Commissione Europea ha aperto il dibattito sul deflusso ecologico: questo argomento è certamente un tema importante per la Strategia Nazionale di Adattamento ai cambiamenti climatici.

Settore energetico

L'energia idroelettrica è una fonte rinnovabile la cui produzione ha già ora un notevole impatto su tutto l'arco alpino e sui tratti sub-lacuali di alcuni fiumi. Nelle aree appenniniche la gestione degli impianti idroelettrici è da tempo causa di conflitti su DMV, qualità ambientale e attività ricreative. Un ulteriore sviluppo di impianti idroelettrici (inclusi i micro-idroelettrici¹²⁸) potrebbe avere conseguenze non trascurabili sugli ecosistemi acquatici in termini di interruzione del *continuum* fluviale e frammentazione degli habitat. L'effetto complessivo può essere considerevolmente amplificato dalla diminuzione delle precipitazioni e delle portate fluviali.

Nel caso degli impianti termoelettrici con circuito di raffreddamento a ciclo aperto, potrebbero aumentare i rischi per il rispetto delle variazioni e per il superamento del limite assoluto di temperatura a valle della restituzione delle acque di raffreddamento. Tale impatto, già oggi osservato, può essere aggravato dalla diminuzione delle portate nei periodi di siccità (minore capacità di diluizione).

Ambienti d'alta quota

In uno scenario di progressiva riduzione della disponibilità idrica, sia i laghi sia i torrenti montani d'alta quota potrebbero essere sfruttati per l'approvvigionamento di acqua, ad esempio per l'innervamento artificiale. La loro persistenza futura va dunque valutata anche considerando la disponibilità e l'uso delle risorse idriche. Per i laghi del crinale appenninico già ora si assiste a una perdita funzionale di laghi e pozze, che sono soggetti a lunghi periodi di secca e/o a progressivo interrimento.

Acquacoltura

L'acquacoltura esercitata sui corsi d'acqua montani e nelle lagune costiere può influire sulla qualità idrica e sulla funzionalità ecosistemica di questi ambienti.

Nei sistemi fluviali e nei torrenti il problema principale riguarda la qualità dell'acqua. Gli apporti da monte sono, infatti, una risorsa per gli allevamenti, mentre a valle si possono verificare fenomeni di inquinamento, anche grave. Ad esempio, potrebbero insorgere problemi per la trotticoltura, poiché le specie allevate sono stenoterme e richiedono buone condizioni di

¹²⁸ Piccoli impianti per la produzione idroelettrica, generalmente con potenze di picco fino a 100 kW.

ossigenazione. Possibili diminuzioni di portata potranno aggravare gli impatti in termini d'inquinamento e di competizione per l'uso delle risorse idriche.

Nelle lagune e negli stagni costieri dove è praticato l'allevamento ittico e dei molluschi bivalvi, l'impatto sulle comunità naturali e sulla qualità dell'ecosistema raggiunge livelli critici. Il peggioramento delle condizioni ambientali ha, a sua volta, effetti negativi sull'acquacoltura e può innescare una sorta di corto circuito.

Dissesto idrogeologico e sicurezza idraulica

La protezione dell'integrità degli ecosistemi e della biodiversità acquatici non è un aspetto marginale rispetto alla difesa idraulica del territorio e alla prevenzione e riparazione del dissesto. Le componenti naturali sono, infatti, di fondamentale supporto alle azioni di protezione preventiva e riqualificazione territoriale e ambientale. Vanno, però, considerate alla scala spaziale adeguata. Ad esempio, le fasce di pertinenza fluviale, se lasciate libere da infrastrutture e spazi urbanizzati, possono garantire la laminazione delle piene, il mantenimento dei processi biogeochimici da cui dipende la qualità idrica, la ritenzione e l'accumulo di acqua, le funzioni di siti di riproduzione (nursery) per specie acquatiche e la qualità del paesaggio. Al contrario, agricoltura, insediamenti abitativi e industriali e infrastrutture si sono sviluppati nelle golene e nelle zone di pertinenza fluviale, attorno ai laghi e lungo la costa. In tali situazioni, queste attività sono maggiormente esposte agli impatti dei cambiamenti climatici, amplificati da un uso non corretto del territorio. La sistemazione delle aree dissestate e la messa in sicurezza dei corsi d'acqua non possono dunque prescindere dalla considerazione della struttura e dei processi ecologici degli ecosistemi acquatici.

Il reticolo idrografico minore, inclusi i sistemi artificiali di canalizzazione, ha perso la struttura originaria ed è soggetto a manutenzione il più delle volte non idonea, ad esempio con il taglio raso della vegetazione arborea riparia e l'abbandono sul posto dei residui vegetali. In molti casi, i canali sono cementificati e, sempre più frequentemente, intubati per ridurre le perdite di carico e gli interventi di manutenzione. In tal modo, tuttavia, aumentano l'artificializzazione e la velocità di deflusso, e al contempo diminuisce la capacità tampone sia idrologica sia biogeochimica. Sulla rilevanza del ruolo degli elementi ecologici nella gestione dei corsi d'acqua si rimanda a Nardini & Sansoni (2006).

Bibliografia

Alessandrini, C., Pecora, S., Casicci, L. (2008). La risalita del cuneo salino nel delta del Po, impatto e monitoraggio. ARPA Rivista 3 maggio-giugno 2008, 42-43. Arpa Emilia-Romagna, Bologna, Italia.

Ambrosetti, W., Barbanti, L. (2002). Physical limnology of Italian lakes. 1. Relationship between morphometry and heat content. *Journal of Limnology* 61, 147-157. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Anthony, A., Atwood, J., August, P., Byron, C., Cobb, S., Foster, C., Fry, C., Gold, A., Hagos, K., Heffner, L., Kellogg, D.Q., Lellis-Dibble, K., Opaluch, J.J., Oviatt, C., Pfeiffer-Herbert, A., Rohr, N., Smith, L., Smythe, T., Swift, J., Vinhateiro, N. (2009). Coastal lagoons and climate change: ecological and social ramifications in U.S. Atlantic and Gulf coast ecosystems. *Ecology and Society* 14, 1,8. The Resilience Alliance, Wolfville, Nova Scotia, Canada.

Attorre, F., Bruno, F., Danovaro, R., Ferrari, I., Gatto, M., Navarra, A., Valentini, R. (2009). Verso la Strategia Nazionale per la Biodiversità. Esiti del tavolo tecnico Cambiamenti climatici e biodiversità. Studio della mitigazione e proposte per l'adattamento.. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - Direzione generale per la Protezione della Natura e del mare (MATTM-DPN), Roma, Italia.

Azzella, M., Rosati, L., Iberite, M., Bolpagni, R., Blasi, C. (2014). Changes in aquatic plants in the Italian volcanic-lake system detected using current data and historical records. *Aquatic Botany* 112, 41-47. Elsevier B.V.

Bartoli, M., Racchetti, E., Delconte, C.A., Sacchi, E., Soana, E., Laini, A., Longhi, D., Viaroli P. (2012). Nitrogen balance and fate in a heavily impacted watershed (Oglio River, Northern Italy): in quest of the missing sources and sinks. *Biogeosciences* 9, 361- 373. Copernicus Publications, Göttingen, Germany.

Basset, A., Barbone, E., Elliott, M., Li, B.L., Jorgensen, S.E., Lucena-Moya, P., Pardo, I., Mouillot, D. (2012). A unifying approach to understanding transitional waters: fundamental properties emerging from ecotone ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 132, 5-16. Elsevier B.V.

Basset, A., Sabetta, L., Fonnesu, A., Mouillot, D., Do Chi, T., Viaroli, P., Reizopoulou, S., Carrada, G.C. (2006). Typology in Mediterranean transitional waters: new challenges and perspectives. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems* 16, 441-455. John Wiley & Sons, Inc.

Bates, B.C., Kundzewicz, Z.W., Wu, S., Palutikof, J.P. (eds.) (2008). *Climate Change and Water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Secretariat Geneva, Switzerland.

Battarbee, R.W., Anderson, N.J., Bennion, H., Simpson, G.L. (2012). Combining limnological and palaeolimnological data to disentangle the effects of nutrient pollution and climate change on lake ecosystems: problems and potential. *Freshwater Biology* 57, 2091-2106. John Wiley & Sons, Inc.

Battarbee, R.W., Kernan, M., Rose, N. (2007). Threatened and stressed mountain lakes of Europe: Assessment and progress. *Aquatic Ecosystem Health Management* 12, 118-128. Taylor & Francis. Informa Ltd, London, United Kingdom.

Bazzanti, M., Della Bella, V., Grezzi, F. (2009). Functional characteristics of macroinvertebrate communities in Mediterranean ponds (Central Italy): influence of water permanence and mesohabitat type. *International Journal of Limnology* 45, 29-39. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Bertoni, R., Callieri, C., Caravati, E., Corno, G., Contesini, M., Morabito, G., Panzani, P., Giardino, C. (2007). Cambiamenti climatici e fioriture di cianobatteri potenzialmente tossici nel Lago Maggiore. In: *Clima e cambiamenti climatici: le attività di ricerca del CNR* (Carli, B., Cavarretta, G., Colacino, M., Fuzzi S., eds.), 613-616. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma, Italia.

- Bettinetti, R., Croce, V., Galassi, S., Volta, P. (2006). pp'DDT and pp'DDE accumulation in a food chain of Lake Maggiore (Northern Italy): testing steady-state condition. *Environmental Science and Pollution Research* 13, 1, 59-66. Springer International Publishing AG Cham (ZG), Switzerland.
- Bolpagni, R., Bartoli, M., Viaroli, P. (2013). Species and functional plant diversity in a heavily impacted riverscape: implication for threatened hydro-hydrophilous flora conservation. *Limnologia* 43, 230-238. Elsevier B.V.
- Bolpagni, R., Bartoli, M., Viaroli, P. (2014). Flora della pianura padana centrale (Lombardia-Emilia-Romagna): analisi preliminare delle funzioni e dello stato di conservazione della componente idro-igrofila. *Atti della Accademia Nazionale dei Lincei, Scienze Fisiche e Naturali* (in stampa, Roma, Italia)
- Bonada, N., Resh, V.H. (2013). Mediterranean-climate streams and rivers: geographically separated but ecologically comparable freshwater systems. *Hydrobiologia* 719, 1-29. Springer International Publishing AG Cham (ZG), Switzerland.
- Bruno, M.C., Maiolini, B., Carolli, M., Silveri, L. (2009). Hydropeaking impact on hyporheic invertebrates of an Alpine stream (Trentino, Italy). *International Journal of Limnology* 45, 157-170. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Burgmer, T., Hillebrand, H., Pfenninger, M. (2007). Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia* 151, 93-103. Springer International Publishing AG Cham (ZG), Switzerland.
- Cambi, C., Dragoni, W., Valigi, D. (2003). Water management in low permeability catchments and in times of climatic change: the case of the Nestore River (Western Central Italy). *Physics and Chemistry of the Earth* 28, 201-208. Elsevier B.V.
- Cantonati, M., Corradini, G., Jüttner, I., Cox, E.J. (2001). Diatom assemblages in high mountain streams of the Alps and the Himalaya. *Nova Hedwigia* 123, 37-62. Schweizerbart science publishers, Stuttgart, Germany.
- 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, 463-480. BioOne, Washington, DC.
- Cantonati, M., Lazzara, M. (eds.) (2006). I laghi di alta montagna del bacino del Fiume Avisio (Trentino orientale). *Monografie del Museo Tridentino Scienze Naturali* 3, 1-249. Museo Tridentino Scienze Naturali, Trento, Italia.
- Caraco, N., Cole, J.J., Findlay, S., Wigand, C. (2006). Vascular plants as engineers of oxygen in aquatic systems. *BioScience* 56, 219-225. BioOne, Washington, DC.
- Carbognin, L., Tosi, L. (2002). Interaction between climate changes, eustacy and land subsidence in the North Adriatic region Italy. *Marine Ecology* 23: 38-50.
- Cerasino, L. Salmaso, N. (2012). Diversity and distribution of cyanobacterial toxins in the Italian subalpine lacustrine district. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 41, 54-63. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.
- Céréghino, R., Biggs, J., Oertli, B., Declerck, S. (2008). The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* 597, 1-6. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 21-28.
- Dodds, W.K. (2006). Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography* 51, 671-680. Association for the Sciences of Limnology and Oceanography (ASLO), Canmore, Alberta, Canada.
- Dokulil, M.T., Jagsch, A., George, G.D., Anneville, O., Jankowski, T., Wahl, D., Lenhart, B., Blenckner, T., Teubner, K. (2006). Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic

- Oscillation. *Limnology and Oceanography* 51, 2787-2793. Association for the Sciences of Limnology and Oceanography (ASLO), Canmore, Alberta, Canada.
- Eamus, D., Froend, R.H. (2006). Groundwater dependent ecosystems: the where, what and why of GDEs. *Australian Journal of Botany* 54: 91-96.
- Edwards, M., Richardson, A.J. (2004). Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature* 430, 881-884. Nature Publishing Group (NPG), Macmillan Publishers Limited, New York, NY.
- Erol, A., Randhir, T. (2012). Climatic change impacts on the ecohydrology of Mediterranean watersheds. *Climatic Change* 114, 319-341. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.
- Forster, J., Hirst, A.G., Atkinson, D., 2012: "Warming-induced reaction of reduction in body size are greater in aquatic than in terrestrial species". *PNAS* (online early edition).
- Gaino, E., Scoccia, F., Piersanti, S., Rebora, M., Bellucci, L.G., Ludovisi, A. (2012). Spicule records of *Ephydatia fluviatilis* as a proxy for hydrological and environmental changes in the shallow Lake Trasimeno (Umbria, Italy). *Hydrobiologia* 679:139-153. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.
- Gardi, C., Dall'Olio, N., Salata, S. (2013). L'insostenibile uso di suolo. EdicomEdizioni, Collana Ambiente e territorio.
- 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. *Biological Invasions* 10:435-454. Springer Science+Business Media B.V., Dordrecht, Netherlands.
- Gherardi, F., Occhipinti-Ambrogi, A., Savini, D., Tricarico, E. (2010). Xenodiversità animale nel bacino idrografico del Po. In: *Atti XVIII congresso S.It.E., Parma 1-3 settembre 2008, sessione speciale "Aggiornamento delle conoscenze sul bacino idrografico Padano"* (Viaroli, P., Puma, F., Ferrari, I., eds.). *Biologia Ambientale* 24, 1, 129-134. Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (CISBA), Reggio Emilia, Italia.
- Giorgi, F., Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Changes* 63, 90-104. Elsevier B.V.
- Guilizzoni, P., Levine, S.N., Manca, M., Marchetto, A., Lami, A., Ambrosetti, Brauer, W.A., Gerli, S., Carrara, E.A., Guzzella, L., Vignati, D.A.L. (2012). Ecological effects of multiple stressors on a deep lake (L. Maggiore, Italy) integrating neo and palaeolimnological approaches. *International Journal of Limnology* 71, 1-20. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Guilizzoni, P., Oldfield, F. (eds.) (1996). *Palaeoenvironmental Analysis of Italian Crater Lake and Adriatic Sediments (PALICLAS)*. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 55. Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza, Italia.
- Havel, J.E., Lee, C.E., Vander Zanden M.J. (2005). Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience* 55, 518-525. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Prenda, J. (2011). Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications* 21, 175-188. Ecological Society of America (ESA), Ithaca, NY.
- Jacobsen, D., Milner, A.M., Brown, L.E., Dangles O. (2012). Biodiversity under threat in glacier-fed river systems. *Nature Climate Change* 2, 361-364. Nature Publishing Group (NPG), Macmillan Publishers Limited, New York, NY.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J.E., Audet, J., Sondergaard, M., Hoffman, C.C., Andersen, H.E., Lauridsen, T., Bjerring, R., Conde-Porcuna, J.M., Mazzeo, N., Iglesias, C., Reizenstein, M., Malmquist, H.J., Liu, Z., Balayla, D, Lazzaro,

- X. (2010). Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem functions. *Hydrobiologia* 646, 73-90. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.
- Jones, I. (ed.) (2013). The impact of extreme events on freshwater ecosystem. *Ecological Issues*, , 67. British Ecological Society, London, United Kingdom.
- Lappalainen, J., Tarkan, A.S. (2007). Latitudinal gradients in onset date, onset temperature and duration of spawning of roach. *Journal of Fish Biology* 70, 441-450. John Wiley & Sons, Inc.
- Lorenzoni, M., Carosi, A., Pedicillo, G., Pompei, L., Rocchini, M. (2011). Reproductive properties of the chub *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837) in the Assino Creek (Umbria, Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 403, 1-10. EDP Sciences, Les Ulis Cedex A, France.
- Lorenzoni, M., Mearelli, M., Ghetti, L. (2006). Native and exotic fish species in the Tiber river watershed (Umbria - Italy) and their relationship to the longitudinal gradient. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 382, 19-44. EDP Sciences, Les Ulis Cedex A, France.
- Ludovisi, A., Gaino, E., Bellezza, M., Casadei, S. (2013). Impact of climate change on the hydrology of the shallow Lake Trasimeno (Umbria, Italy): history, forecasting and management. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 16, 190-197. Taylor & Francis. Informa Ltd, London, United Kingdom.
- Lydeard, C., Cowie, R.H., Ponder, W.F., Bogan, A.E., Bouchet, P., Clark, S.A., Cummings, K.S., Frest, T.J., Gargominy, O., Herbert, D.G., Hershler, R., Perez, K.E., Roth, B., Seddon, M., Strong, E.E., Thompson, F.G. (2004). The global decline of non marine mollusks. *BioScience* 54, 4, 321-330. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Magni, P., Tagliapietra, D. Lardicci, C., Balthis, L., Castelli, A., Como, S., Frangipane, G., Giordani, G., Hyland, J., Maltagliati, F., Pessa, G., Rismondo, A., Tataranni, M., Tomassetti, P., Viaroli, P. (2009). Animal-sediment relationships: Evaluating the 'Pearson-Rosenberg paradigm' in Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin* 58, 4, 478-486. Elsevier B.V.
- Manca, M., DeMott, W.R. (2009). Response of the invertebrate predator *Bythotrephes* to a climate-linked increase in the duration of a refuge from fish predation. *Limnology and Oceanography* 54, 2506-2512. Association for the Sciences of Limnology and Oceanography (ASLO), Canmore, Alberta, Canada.
- Marchetti, R. (ed.) (1993). Problematiche ecologiche del sistema idrografico padano. *Acqua e Aria*, 6-7. BE-MA Editrice s.r.l., Milano.
- Marrone, F., Castelli, G., Naselli-Flores, L. (2009). Sicilian temporary ponds: An overview of the composition of their crustacean biota. In: *International Conference on Mediterranean Temporary Ponds. Proceedings & Abstracts* (Fragai Arguimbau, P., ed.), 111-129. Consell Insular de Menorca., Maó, Menorca. Col leccio ricerca 14.
- McMahon, R.F. (2002). Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r-selection versus resistance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59, 1235-1244. Canadian Science Publishing, Ottawa, Canada.
- Mehner, T., Emmrich, M., Kasprzak, P. (2011). Discrete thermal windows cause opposite response of sympatric cold-water fish species to annual temperature variability. *Ecosphere* 2, 104. Ecological Society of America (ESA), Washington, DC.
- Meccalf, J.S., Codd G.A. (2012). Cyanotoxins. In: *Ecology of Cyanobacteria II: Their diversity in space and time* (Whitton, B.A., ed.), 651-675. Springer International Publishing AG Cham (ZG), Switzerland.
- Minelli, A. (ed.) (2004). Mountain peat bogs – Relicts of biodiversity in acid waters. *Italian Habitats* 9, 1-156. Italian Ministry of the Environment and Territory Protection / Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio; Friuli

Museum of Natural History / Museo Friulano di Storia Naturale, Comune di Udine, Italia. Museo Friulano di Storia Naturale, .

Montanari A. (2012). Hydrology of the Po river: looking for changing patterns in river discharge. *Hydrology Earth System Science* 16, 3739-3747. Copernicus Publications, Göttingen, Germany.

Morabito, G., Oggioni, A., Austoni, M. (2012). Resource ratio and human impact: how diatom assemblages in Lake Maggiore responded to oligotrophication and climatic variability. *Hydrobiologia* 698, 47-60. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.

Mosello, R., Ambrosetti, W., Arisci, S., Bettinetti, R., Buzzi, F., Calderoni, C., Carrara, E., De Bernardi, R., Galassi, S., Garibaldi, L., Leoni, B., Manca, M., Marchetto, A., Morabito, G., Oggioni, A., Pagnotta, R., Ricci, D., Rogora, M., Salmaso, N., Simona, M., Tartari, G., Veronesi, M., Volta, P. (2010). Evoluzione recente della qualità delle acque dei laghi profondi sudalpini (Maggiore, Lugano, Como, Iseo e Garda) in risposta alle pressioni antropiche e alle variazioni climatiche. In: *Atti XVIII congresso S.It.E., Parma 1-3 settembre 2008, sessione speciale "Aggiornamento delle conoscenze sul bacino idrografico Padano"* (Viaroli, P., Puma, F., Ferrari, I., eds.). *Biologia Ambientale* 24, 1, 167-177. Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (CISBA), Reggio Emilia, Italia.

Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R.W., Jeppsen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z., De Meeste, L., Paerl, H., Scheffer, M. (2011) Alled attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1, 101-105. FBA & SIL, Cumbria, LA22 0LP, United Kingdom.

Mura, G., Rossetti, G. (2002). On the rediscovery of *Chirocephalus ruffoi* Cottarelli & Mura, 1984 from temporary pools of the Secchia and Panaro Valleys (Tuscan-Emilian Apennines, Northern Italy). *Crustaceana* 75, 969-977. JISC eCollections, London, United Kingdom. Naldi, M., Pierobon, E., Tornatore, F., Viaroli, P. (2010). Il ruolo degli eventi di piena nella formazione e distribuzione temporale dei carichi di azoto e fosforo nel fiume Po. In: *Atti XVIII congresso S.It.E., Parma 1-3 settembre 2008, sessione speciale "Aggiornamento delle conoscenze sul bacino idrografico Padano"* (Viaroli, P., Puma, F., Ferrari, I., eds.). *Biologia Ambientale* 24, 1, 59-69. Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (CISBA), Reggio Emilia, Italia.

Nardini, A., Sansoni, G. (eds.) (2006). *La Riqualificazione Fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio.* CIRF, Mazzanti editore, Mestre, Italia.

Naselli-Flores, L. (2011). Mediterranean Climate and Eutrophication of Reservoirs: Limnological Skills to Improve Management. In: *Eutrophication: Causes, Consequences and Control* (Ansari, A.A., Sarvajeet, S.G., Lanza, G.R., Rast, W., eds.), 131-142. Springer International Publishing AG Cham (ZG), Switzerland.

Naselli-Flores, L., Barone, R. (2005). Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia* 548, 85-99. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.

Newcombe, G., House, G., Ho, L., Baker, P., Burch, M. (2010). *Management Strategies for Cyanobacteria (Blue - Green Algae): A Guide for Water Utilities.* Research Report No 74. Water Quality Research Australia Limited (WQRA).. Adelaide, South Australia..

Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Brito, A., Cardoso, A.C., Colijn, F., Dalla Riva, S., Gertz, F., Hansen, J., Holmer, M., Ivanova, K., Leppäkoski, E., Melaku Canu, D., Mocenni, C., Mudge, S., Murray, N., Pejrup, M., Razinkovas, A., Reizopoulou, S., Pérez-Ruzafa, A., Schernewski, G., Schubert, H., Seeram, L., Solidoro, C., Viaroli, P., Zaldívar, J.M. (2013) An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2013.05.023>. Elsevier B.V.

- Nizzoli, D., Carraro, E., Longhi, D., Viaroli, P. (2010). Effect of organic enrichment and thermal regime on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in hypolimnetic sediments of two lowland lakes. *Water Research* 44, 2715- 2724. Elsevier B.V.
- Occhipinti-Ambrogi, A. (2007) Global change and marine communities: alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin* 55, 342-52. Elsevier B.V.
- Padedda, B.M., Pulina, S., Magni, P., Sechi, N., Lugliè, A. (2012). Phytoplankton dynamics in relation to environmental changes in a phytoplankton-dominated Mediterranean lagoon (Cabras Lagoon, Italy). *Advances in Oceanography and Limnology* 3, 147-169. Taylor & Francis. Informa Ltd, London, United Kingdom.
- Parmesan, C., Duarte, C., Poloczanska, E., Richardson, A.J., Singer, M.C. (2011). Overstretching attribution.. *Nature Climate Change* 1, 2-4. Nature Publishing Group (NPG), Macmillan Publishers Limited, New York, NY.
- Parmesan, C., (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 37, 637-669. Annual Reviews, Palo Alto, California.
- Pierobon, E., Bolpagni, R., Bartoli, M., Viaroli, P. (2010). Net primary production and seasonal CO₂ and CH₄ fluxes in a *Trapa natans* L. meadow. *Journal of Limnology* 69, 225-234. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Poff, N.L., Zimmerman, J.K.H. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* 55, 194-205. John Wiley & Sons, Inc.
- Pompei, L., Carosi, A., Pedicillo, G., Rocchini, M., Lorenzoni, M. (2011). Age and growth analysis of the chub, *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837), in the Assino Creek (Umbria, Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 400, 1-11. EDP Sciences, Les Ulis Cedex A, France.
- Purkayastha, J., Kumar Gogoi, H., Singh, L. (2010). Plant-Cyanobacteria interactions: phytotoxicity of cyanotoxins. *Journal of Phytology* 2, 7-15. KRFD Society(R), Humnabad, India.
- Ribaudo, C., Bartoli, M., Racchetti, E., Longhi, D., Viaroli, P. (2011). Seasonal fluxes of O₂, DIC and CH₄ in sediments with *Vallisneria spiralis*: indications for radial oxygen loss. *Aquatic Botany* 94, 134-142. Elsevier B.V.
- Rinaldi, M., Surian, N., Pellegrini, L., Maraga, F., Turitto, O. (2010). Attuali conoscenze sull'evoluzione recente di corsi d'acqua del Bacino Padano ed implicazioni per la gestione e riqualificazione fluviale. In: Atti XVIII congresso S.It.E., Parma 1-3 settembre 2008, sessione speciale "Aggiornamento delle conoscenze sul bacino idrografico Padano" (Viaroli, P., Puma, F., Ferrari, I., eds.). *Biologia Ambientale* 24, 1, 29-40. Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (CISBA), Reggio Emilia, Italia.
- Rogora, M., Mosello, R., Arisci, S. (2003). The effect of climate warming on the hydrochemistry of alpine lakes. *Water, Air, and Soil Pollution* 148, 1-4, 347-361. Springer International Publishing AG Cham (ZG), Switzerland.
- Rossetti, G., Ferrari, I., Marchetto, A., Monica, C., Mosello, R., Rogora, M., Viaroli, P. (2010). Ricerche ecologiche in laghi d'alta quota del bacino padano. In: Atti XVIII congresso S.It.E., Parma 1-3 settembre 2008, sessione speciale "Aggiornamento delle conoscenze sul bacino idrografico Padano" (Viaroli, P., Puma, F., Ferrari, I., eds.). *Biologia Ambientale* 24, 1, 179-186. Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (CISBA), Reggio Emilia, Italia.
- Rossetti, G., Viaroli, P., Ferrari, I. (2009). Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river. *River Research and Applications* 25, 814-835. John Wiley & Sons, Inc.
- Rossi, L., Costantini, M.L., Carlino, P., di Lascio, A., Rossi, D. (2010). Autochthonous and allochthonous plant contributions to coastal benthic detritus deposits: A dual-stable isotope study in a volcanic lake. *Freshwater Biology* 55, 2281-2295. John Wiley & Sons, Inc.

- Rossi, D., Veltri, R. (2007). Come abbiamo fronteggiato l'emergenza idrica. *Adige-Etsch* 1, 15-19. Autorità di Bacino del Fiume Adige, Trento.
- Salmaso, N. (2012). Influence of atmospheric modes of variability on the limnological characteristics of a deep lake south of the Alps. *Climate Research* 51, 125-133. Inter-Research, Oldendorf/Luhe, Germany.
- Salmaso, N., Buzzi, F., Garibaldi, L., Morabito, G., Simona, M. (2012). Effects of nutrient availability and temperature on phytoplankton development: A case study from large lakes south of the Alps. *Aquatic Sciences* 74, 555-570. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.
- Salmaso, N., Mosello, R. (2010). Limnological research in the deep southern subalpine lakes: synthesis, directions and perspectives. *Advances in Oceanography and Limnology* 1, 29-66. Taylor & Francis. Informa Ltd, London, United Kingdom.
- Salmaso, N., Zignin, A., Centis, B., Maiolini, B., Bruno, M.C., Sartori, P., Zambiasi, M., Angheben, R., Dell'Acqua, N. (2010). Caratteristiche ecologiche del fiume Adige lungo gradienti longitudinali: effetti della regimazione idrologica. In: *Atti XVIII congresso S.It.E., Parma 1-3 settembre 2008, sessione speciale "Aggiornamento delle conoscenze sul bacino idrografico Padano"* (Viaroli, P., Puma, F., Ferrari, I., eds.). *Biologia Ambientale* 24, 1, 197-213. Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (CISBA), Reggio Emilia, Italia.
- Schindler, D.W. (2001). The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 18-29. Canadian Science Publishing, Ottawa, Canada.
- Sechi, N., Lugliè, A. (1996). Phytoplankton in Sardinia reservoirs. *Giornale Botanico Italiano* 130, 977-994. Taylor & Francis. Informa Ltd, London, United Kingdom.
- Sechi, N., Vacca, S. (1993). The eutrophication of the reservoirs in the Flumendosa district (Sardinia, Italy). In: *Proceeding of 5th International Conference on the Conservation and Management of Lakes. Strategies for lakes ecosystems beyond 2000*. Stresa, 17-21 May 1993 (Giussani, G., Callieri, C., eds.), 184-187. Tipografia Griggi GM, Baveno, Novara.
- Sotton, B., Guillard, J., Anneville, O., Maréchal, M., Savichtcheva, O., Domaizon, I. (2014). Trophic transfer of microcystins through the lake pelagic food web: evidence for the role of zooplankton as a vector in fish contamination. *Science of the Total Environment* 466-467, 152-163. Elsevier B.V.
- Spitale, D., Scalfi, A., Cantonati, M. (2012). Niche partitioning, shape of species response, and diversity in the phytobenthos across the rocky shoreline of a large peri-Alpine lake. *Journal of Great Lakes Research* 38, 620-627. Elsevier B.V.
- Stoch, F. (ed.) (2005). Pools, ponds and marshland: small water bodies, oases of biodiversity. *Italian Habitats*, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e Museo Friulano di Storia Naturale 11, 1-158. Museo Friulano di Storia Naturale, Udine, Italia.
- Strayer, D.L., Caraco, N.F., Cole, J.F., Findlay, S., Pace, M.L. (1999). Transformation of freshwater ecosystems by bivalves: a case study of zebra mussels in the Hudson River. *BioScience* 49, 19-27. American Institute of Biological Sciences (AIBS), Reston, Virginia.
- Tagliapietra, D., Aloui-Bejaoui, N., Bellafiore, D., de Wit, R., Ferrarin, C., Gamito, S., Lasserre, P., Magni, P., Mistri, M., Perez-Ruzafa, A., Pranovi, F., Reizopoulou, S., Rilov, G., Solidoro, C., Tunberg, B., Valiela, I., Viaroli, P. (2012a). The Ecological Implications of Climate Change on the Lagoon of Venice. UNESCO Technical Report, UNESCO-ROSTE, Venezia, Italia..
- Tagliapietra, D., Sigovini, M., Magni, P. (2012b). Saprobity: a unified view of benthic succession models for coastal lagoons. *Hydrobiologia* 686, 15-28. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.

Tagliapietra, D., Volpi Ghirardini, A. (2006). Notes on coastal lagoon typology in the light of the EU Water Framework Directive: Italy as a case study. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 16, 457-467. John Wiley & Sons, Ltd.

Tierno de Figueroa, J.M., López-Rodríguez, M.J., Fenoglio, S., Sánchez-Castillo, P., Fochetti, R. (2013). Freshwater biodiversity in the rivers of the Mediterranean Basin. *Hydrobiologia* 719, 137-186. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.

Viaroli, P. (2013). Cambiamenti globali e pressioni locali: tendenze evolutive e problemi inediti negli ecosistemi delle acque interne. *Biologia Ambientale*, 27, 2, 45-53. Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (CISBA), Reggio Emilia, Italia.

Viaroli, P., Azzoni, R., Bartoli, M., Giordani, G., Naldi, M., Nizzoli, D. (2010b). Primary productivity, biogeochemical buffers and factors controlling trophic status and ecosystem processes in Mediterranean coastal lagoons: a synthesis". *Advances in Oceanography and Limnology* 1, 271-293. Taylor & Francis. Informa Ltd, London, United Kingdom.

Viaroli, P., Puma, F., Ferrari, I. (eds.) (2010a). Atti XVIII congresso S.It.E., Parma 1-3 settembre 2008, sessione speciale "Aggiornamento delle conoscenze ecologiche sul bacino idrografico padano". *Biologia Ambientale* 24, 1, 366. Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (CISBA), Reggio Emilia, Italia.

Visconti, A., Manca, M., de Bernardi, R. (2008). Eutrophication-like response to climate warming: an analysis of Lago Maggiore (N. Italy) zooplankton in contrasting years. *Journal of Limnology* 67, 87-92. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Volta, P., Jepsen, N. (2008). The recent invasion of roach (Pisces: Cyprinidae) in a large South-Alpine Lake. *Journal of Limnology* 67, 163-170. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Volta, P., Tremolada, P., Neri, M.C., Giussani, G., Galassi, S. (2009). Age-Dependent Bioaccumulation of Organochlorine Compounds in Fish and their Selective Biotransformation in Top Predators from Lake Maggiore (Italy). *Water, Air, and Soil Pollution* 197, 1-4, 193-209. Springer International Publishing AG Cham (ZG), Switzerland.

Zanchettin, D., Traverso, P., Tomasino, M. (2008). Po river discharges: a preliminary analysis of 200 years time series. *Climate Change* 89, 411-433. Springer International Publishing AG Cham (ZG), Switzerland.

Zecca, A., Chiari, L. (2012). Lower bounds to future sea-level rise. *Global and Planetary Change* 98-99, 1-5. Elsevier B.V.