
variation and anthropogenic pressure, such as the introduction and establishment of alien species mainly linked to commercial use. Terrestrial and aquatic systems, especially the marine ones, respond differently to climate change and anthropogenic activity even if both systems show responses to the temperature increasing. However, it is still difficult to completely disentangle anthropogenic from natural factors that tightly interplay and affect ecosystem components and dynamics.

Introduzione

I 79 siti della Rete LTER-Italia, distribuiti sia nel dominio terrestre che acquatico, rispecchiano la grande varietà di ambienti presenti sul territorio italiano, con la loro biodiversità. I dati raccolti in questi siti, su diverse scale temporali, permettono di seguire e comprendere la dinamica dei cambiamenti ecologici nel breve e lungo termine. Si tratta di informazioni ad ampio spettro, fondamentali per elaborare adeguate strategie di conservazione della biodiversità e uso sostenibile dell'ambiente. Le varie attività di ricerca, descritte in dettaglio per i singoli siti nel capitolo "Macrositi e Siti", hanno portato ad una ricca produzione scientifica con numerose pubblicazioni, alcune delle quali recentemente raccolte in un numero speciale di *Nature Conservation* (<https://natureconservation.pensoft.net/issue/1387/>).

In questo capitolo viene presentata una sintesi dei risultati di tali attività, focalizzata sui cambiamenti ambientali rilevati nelle diverse tipologie di ecosistemi (Fig. 1).

Ecosistemi terrestri

Gli ecosistemi terrestri della rete LTER-Italia sono distribuiti lungo un'ampia fascia altitudinale: dagli ambienti d'alta quota, alle foreste planiziali, fino alle dune costiere.

Le numerose osservazioni sugli ecosistemi montani, sia Alpini che Appenninici, hanno mostrato l'impatto significativo indotto dalla variabilità climatica verificatasi nell'ultimo secolo. In particolare, si è constatato l'effetto dovuto all'aumento della temperatura, della variabilità nelle precipitazioni e della frequenza degli eventi estremi (Bucchignani *et al.* 2016). Uno studio multidisciplinare e transdominio focalizzato sui siti montani presenti in Italia, Svizzera e Austria, su un arco temporale di circa 20 anni, ha evidenziato una rapida risposta degli ecosistemi montani ai cambiamenti climatici, sebbene con tempi e modalità specifiche per i diversi siti (Rogora *et al.* 2018a). In ambito terrestre, a seguito di un aumento di temperatura è aumentata la copertura vegetale nelle aree alpine e subalpine e, come conseguente riduzione della copertura nevosa, sono aumentate nel suolo sia la temperatura che la biomassa microbica. Nei corsi d'acqua e nei piccoli laghi sono stati osservati, in relazione a variazioni climatiche (es., aumento di temperatura e di scioglimento nevoso) un aumento nelle concentrazioni di soluti, variazioni nei livelli di azoto e cambiamenti nella fenologia e composizione di plancton e benthos. L'indagine ha anche messo in evidenza l'importanza di adottare approcci standardizzati tra siti e network diversi per garantire la confrontabilità dei dati osservati.

Nelle Alpi Nord-Occidentali, in ecosistemi di tundra e foresta montana, le condizioni climatiche e pedoclimatiche hanno influenzato in modo significativo il contenuto di carbonio e azoto nel suolo e in acque lacustri, essendo tale contenuto correlato positivamente al carico cumulativo di neve registrato durante l'anno e al numero di cicli di congelamento e scongelamento (Freppaz *et al.* 2019). Nelle Alpi Centrali, il monitoraggio delle deposizioni atmosferiche e delle concentrazioni di carbonio e azoto nel suolo ha mostrato che la quantità delle piogge controlla significativamente le concentrazioni di carbonio e azoto organico disciolto, per un effetto di diluizione evidente soprattutto a livello di canopia (Balestrini *et al.* 2019). In questo settore alpino sono state rilevate significative variazioni nella distribuzione delle farfalle lungo i gradienti altitudinali, con un generale aumento della ricchezza delle specie e un aumento di specie generaliste e altamente mobili a spese di quelle specialiste e di quelle meno mobili (Cerrato *et al.* 2019). Per le Alpi Orientali, modelli predittivi indicano che un aumento della temperatura di 2,8°C porterebbe in tre anni ad un aumento significativo della biomassa vegetale e ad un notevole turnover di specie (Niedrist *et al.* 2016). Un modello eco-idrologico, che permette di valutare gli impatti delle variazioni climatiche sulle risorse idriche e sulla produttività della vegetazione in ambienti montani, ha

mostrato un bilancio idrico positivo al di sopra di 1500 m s.l.m. mentre a quote più basse, senza irrigazione la produttività dei prati diminuirebbe significativamente (Della Chiesa *et al.* 2014). In Val di Mazia, nel bacino idrografico del Rio Saldura, sia l'abbandono che l'intensificazione di prati e pascoli agricoli hanno causato una diminuzione della biodiversità. La presenza di pascoli aridi, oltre ad accogliere molte specie, consente la permanenza di quelle più rare (Hilpold *et al.* 2018). L'aumento di portata del Rio Saldura, con i suoi picchi nei mesi di giugno e luglio legati prevalentemente al crescente scioglimento di neve e ghiaccio, ha portato ad una diminuzione dell'abbondanza e della diversità nel macrozoobenthos (Rogora *et al.* 2018a; Scotti *et al.* 2018). In campioni di suolo prelevati a 2000 e 2500 m di altitudine è stata recentemente segnalata la presenza del coleottero *Opetiopalpus sabulosus*, il cui ritrovamento rappresenta il primo record per le Alpi europee e per l'Europa centrale (Steinwandter *et al.* 2019). Questa specie vive in praterie asciutte caratterizzate da basse precipitazioni e poco sfruttate per il pascolo, ambienti che si stanno rivelando habitat di elevata biodiversità.

Sugli Appennini si sono osservate significative variazioni nella distribuzione delle specie vegetali, con un generale aumento, in corrispondenza delle quote più alte, dell'abbondanza di specie termofile, in relazione all'aumento della temperatura registrato nell'ultimo secolo. Tale aumento, nella zona Majella-Matese è stato di 2,87°C in primavera, di 4,38°C in inverno e di 3,17°C per le minime estive (Dai *et al.* 2017). Nell'Appennino settentrionale (Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano e parte del Parco Regionale dell'Appennino Modenese) si è registrata una perdita di specie criofile o tipiche di ambiente alpino (Pauli *et al.* 2012), mentre è aumentata l'abbondanza di graminacee e arbusti (Porro *et al.* 2019; Rogora *et al.* 2018a). La popolazione della specie criofila *Silene suecica* è diminuita costantemente e la produzione di scapi fiorali di *Alopecurus alpinus* e *Vicia cusnae* è risultata correlata negativamente con eventi di caldo estremo (Abeli *et al.* 2012a, 2012b). Nell'Appennino centro-meridionale (Majella-Matese), si è osservato uno spostamento, verso le alte quote, di piante tipiche delle praterie che si sviluppano nella fascia del limite superiore del bosco (specie termofile). In particolare, gli habitat che hanno subito una maggiore "termofilizzazione" risultano essere le praterie discontinue degli altopiani sopra i 2500 m s.l.m. e le formazioni a *Pinus mugo* (Frate *et al.* 2018; Calabrese *et al.* 2018). Inoltre, è stato monitorato uno spostamento della muggheta sia verso quote sopra al limite della vegetazione arborea, sia verso quote inferiori con l'occupazione di superfici idonee allo sviluppo del faggio (Dai *et al.* 2017). Sul Gran Sasso, negli ultimi 30 anni, sono aumentate quantitativamente le specie più termofile e resistenti alla siccità e sono diminuite le specie più mesiche e criofile (Petriccione & Bricca 2019). In alcuni tipi di ecosistemi il 20% delle specie più sensibili è completamente scomparso, mentre molte altre specie sono state progressivamente sostituite da specie più termofile ed opportuniste, come nel caso del *Trifolium thalii*, sostituito in gran parte dal più comune *Trifolium pratense*.

Nelle foreste delle Alpi, i valori di pH delle precipitazioni sono aumentati in relazione alla significativa riduzione delle concentrazioni di solfati e nitrati nelle deposizioni atmosferiche, conseguenza del generale calo di emissioni di anidridi di zolfo e azoto (Salvadori *et al.* 2009). Al Passo Lavazè, in Val di Fiemme, non è emersa una relazione significativa fra lo stato di salute ed accrescimento delle piante ed i valori di ozono troposferico, nonostante questi siano risultati superiori ai livelli definiti per la protezione della vegetazione (Ferretti *et al.* 2018). Nelle ultime due decadi, fino al 2018, la pecceta subalpina è cresciuta con ritmo abbastanza stabile e piuttosto elevato, soprattutto se rapportato all'altitudine del sito (1800 m s.l.m.) e all'età del soprassuolo. Nei macrofunghi, nell'arco di 26 anni, sono state rilevate significative variazioni annuali tra le specie saprotrofe e quelle micorriziche in relazione soprattutto a fattori climatici. Inoltre, si è osservata una tendenza all'allungamento stagionale del periodo di produzione fungina, con precoci produzioni primaverili e, soprattutto, tardive produzioni autunnali (La Porta *et al.* 2008). Il ricco patrimonio forestale del sito di Passo Lavazè, da oltre 25 anni al centro di importanti ricerche interdisciplinari, nel 2018 è stato devastato dal passaggio dell'uragano VAIA. Quest'evento catastrofico ha causato la distruzione della vegetazione arborea, con la sopravvivenza di solo poche unità degli oltre 100 abeti rossi di diametro medio intorno ai 45-50 cm, nonché di tutta la strumentazione di rilevamento del sito.

Nell'area naturale protetta di Bosco Fontana, residuo dell'originaria foresta che occupava in epoche antiche la Pianura Padana, nell'arco di 20 anni è stata osservata la tendenza alla regressione della farnia (*Quercus robur*), completamente mancante negli stadi giovanili. Dal 2008 ad oggi lo studio della popolazione di Cervo volante (*Lucanus cervus*) ha permesso di definire la fenologia degli adulti (fine maggio – metà luglio) e di individuare il metodo di monitoraggio più adatto per questo coleottero di grandi dimensioni che vive in cavità di tronchi d'albero. Uno studio applicato alla Riserva Naturale "Montagna di Torricchio", un'area considerata rappresentativa dell'Appennino Centrale, indica che i sistemi forestali sembrano attenuare l'impatto delle variazioni climatiche a breve termine, almeno in termini di ricchezza di specie (Chelli *et al.* 2019).

Scendendo verso le zone costiere, le ricerche di lungo termine hanno evidenziato notevoli cambiamenti nel paesaggio terrestre dal dopo-guerra in poi. In particolare, nelle dune sabbiose dell'Italia centrale, ambienti costieri particolarmente fragili, è stato registrato un forte aumento delle aree coltivate, dei rimboschimenti e dei processi di urbanizzazione, con conseguente frammentazione e scomparsa degli habitat naturali (Malavasi *et al.* 2013, 2016). Composizione e abbondanza delle comunità ornitiche hanno mostrato variazioni interannuali legate a cambiamenti ambientali a scala locale (Sorace *et al.* 2015), una diminuzione della diversità delle specie vegetali principalmente nei siti in erosione (Prisco *et al.* 2016) e un aumento generalizzato delle piante termofile negli ultimi 20 anni (Del Vecchio *et al.* 2015). Tuttavia, in seguito ad un esperimento di recinzione, è stata anche evidenziata una veloce ripresa delle specie degli habitat costieri, sia in termini di numero che di abbondanza di specie dunali (Acosta *et al.* 2013). Una specie che mostra rapida crescita e sviluppo negli ecosistemi dunali delle coste Adriatiche dell'Italia centrale è la specie non indigena *Acacia saligna*, una pianta vascolare australiana introdotta in Europa negli ultimi 50 anni e una delle più invasive nel bacino Mediterraneo, oggetto di studi approfonditi per definire le caratteristiche ambientali che promuovono la sua rapida colonizzazione (Marzialetti *et al.* 2019).

Complessivamente tutti gli ecosistemi studiati hanno mostrato cambiamenti, anche su scale relativamente brevi, dovute all'aumento di temperatura ed alla variazione nel regime delle precipitazioni, e la conseguente diminuzione della copertura nevosa. Sono stati registrati: aumento della copertura vegetale alle medie ed alte quote e tendenza all'inaridimento a quelle più basse; aumento della copertura di specie vegetali termofile; aumento della biomassa microbica nel suolo; cambiamento nella composizione delle comunità animali in particolare per gli insetti e la fauna acquatica. I cambiamenti osservati nei fragili ambienti delle dune costiere mostrano invece più il segno dell'attività antropica che del cambiamento climatico.

Acque interne

I grandi laghi sudalpini, eccetto il lago di Como e di Iseo, sono stati interessati da un processo di oligotrofizzazione strettamente correlato con la progressiva diminuzione di immissione di nutrienti (in particolare di fosforo) dai bacini imbriferi a partire dagli anni '80 del secolo scorso. Inoltre, in questi ambienti si è registrato un progressivo innalzamento della temperatura, sia negli strati superficiali che profondi in risposta al significativo riscaldamento delle temperature dell'aria registrato su scala regionale e globale negli ultimi decenni (Salmaso *et al.* 2014; Rogora *et al.* 2018b; Viaroli *et al.* 2018). In particolare, nei grandi laghi profondi la diminuzione della frequenza e dell'estensione del rimescolamento verticale hanno inciso sulla distribuzione dell'ossigeno e dei nutrienti lungo la colonna d'acqua (Rogora *et al.* 2018b). L'aumento dei valori invernali dell'East Atlantic pattern ha determinato lo stabilirsi di lunghi periodi di meromissi, come osservato ad es. nel Lago di Garda (Salmaso *et al.* 2018). Nel Lago d'Orta, interessato a partire dagli anni '30 del secolo scorso da un marcato inquinamento di origine industriale, è stato evidente il recupero della qualità ambientale, sia dal punto di vista chimico che delle comunità planctoniche. Infine, nel Lago di Candia, il passaggio da condizioni eutrofiche a mesotrofiche è stato favorito, oltre che da un minore apporto di nutrienti dal bacino, anche dalla diminuita presenza di pesci zooplanctivori (Giussani *et al.* 1990). Fattori meteo-climatici, in particolare l'innalzamento della temperatura, hanno portato anche a cambiamenti nelle comunità planctoniche. Il Lago di Iseo è stato soggetto a intense e frequenti fioriture di cianobatteri e a cambiamenti nei cicli stagionali dello

zooplancton (Leoni *et al.* 2018). Nel lago di Garda e nel lago Maggiore è cambiata la dinamica primaverile del cladocero *Daphnia* in seguito alla variabilità meteo-climatica dei mesi invernali (Manca *et al.* 2014). Numerose sono le specie alloctone ora presenti nei laghi sudalpini. Nei laghi di Iseo, Como, Maggiore e Garda si è osservato il progressivo aumento di una nuova specie fitoplanctonica, *Tychonema bourrellyi* (Shams *et al.* 2015), che è stata recentemente inserita nella lista dei cianobatteri tossici oggetto di monitoraggio e valutazione del rischio a livello europeo (Bernard *et al.* 2017; Salmaso *et al.* 2017). Notevole è la presenza di specie non autoctone di pesci in tutti i laghi profondi sudalpini (Volta *et al.* 2018) e di piante acquatiche e alghe e invertebrati nel Lago di Garda (Ciutti & Cappelletti 2017), fra cui anche molluschi di recente introduzione (Lopez-Soriano *et al.* 2018).

Nei laghi montani sia alpini che appenninici, negli ultimi 20 anni circa (Rogora *et al.* 2018a e referenze ivi citate) si sono verificati cambiamenti nel chimismo delle acque, sia in risposta alle variazioni negli apporti atmosferici di composti acidificanti (solfati e nitrati) che a fattori meteo-climatici. Le concentrazioni di solfati nei laghi alpini, in particolare, sono diminuite significativamente in risposta alla forte riduzione delle deposizioni di questo elemento, a sua volta dovuta alle minori emissioni in atmosfera di ossidi di zolfo. Nel lago di Tovel, le osservazioni a lungo termine hanno permesso di evidenziare come, in relazione al cambiamento climatico, l'approvvigionamento idrico sia sempre più legato agli apporti di falda che non a quelli nivali (Flaim *et al.* 2019). Nei laghi montani dell'Appennino Tosco-Emiliano si sono osservate risposte diverse nel comparto biologico in relazione a indici climatici che influenzano l'intero bacino Mediterraneo. L'anticipato sviluppo sia di fitoplancton che di specie zooplanctoniche, osservato nel Lago Santo in risposta alle più alte temperature primaverili, non è stato registrato nel Lago Scuro, che, a causa delle dimensioni relativamente ridotte, risponde più alla variabilità meteorologica locale che a quella climatica di larga scala. Nel Lago Trasimeno, il popolamento fitoplanctonico ha mostrato, negli ultimi 50 anni, un'alterazione progressiva del ciclo stagionale e una drastica riduzione di biodiversità tassonomica, in risposta a fattori meteo-climatici e idrologici (Brancale 2018). Per tale lago sembrano prospettarsi seri rischi di prosciugamento nel caso in cui si verificassero le proiezioni medie o più pessimistiche di cambiamento climatico (Ludovisi *et al.* 2013).

Negli ecosistemi lacustri della Sardegna, fattori locali (gestione delle acque negli invasi, impatto delle attività antropiche nei bacini imbriferi, forte decremento delle aree naturali, inadeguata depurazione e deviazione dei reflui) e fattori climatici globali (riscaldamento e modificazioni nel regime delle precipitazioni) stanno influenzando il fitoplancton in maniera complessa ed esacerbando il processo eutrofico (Mariani *et al.* 2015; Pulina *et al.* 2019) con prolungate fioriture estive dominate da cianobatteri anche potenzialmente tossici (Messineo *et al.* 2009; Lazzaro *et al.* 2018). Nel bacino artificiale Lago Bidighinzu, una diminuzione dei nutrienti, associata ad un aumento di temperatura e a variazioni nell'estensione fra zona rimescolata e zona eufotica, hanno portato, nell'arco di un decennio (2006-2015), a cambiamenti nel popolamento fitoplanctonico, con un aumento della densità e una diminuzione del volume cellulare medio, conseguente ad un aumentato contributo di piccole Bacillariophyceae e Cyanophyceae (Pulina *et al.* 2019).

Nel complesso, l'effetto più visibile e generalizzato nei laghi di grande e media dimensione è quello dovuto al riscaldamento, con un impatto sul mescolamento invernale, soprattutto nei grandi laghi, ed una modificazione nel ciclo stagionale del plancton. Cambiamenti sono stati osservati anche in relazione all'attività antropica con la comparsa di specie alloctone, ma anche una riduzione dell'impatto delle deposizioni atmosferiche acide e non, e dell'apporto di nutrienti di origine antropica.

Acque di transizione e marine

Le osservazioni effettuate nei siti appartenenti agli ambienti di transizione e marini riguardano prevalentemente le comunità fito – e zooplanctoniche in quanto componenti fondamentali per lo scambio di CO₂ aria/atmosfera e alla base delle complesse reti trofiche pelagiche. Risultati rilevanti sono tuttavia emersi anche dai monitoraggi condotti sul comparto bentonico, sia animale che vegetale.

L'impatto della variabilità climatica su parametri abiotici e abbondanze di fito- e zooplancton è una delle caratteristiche principali che emerge dalle osservazioni effettuate nei siti distribuiti lungo il territorio nazionale. Esempio ne sono i cinquanta anni di osservazioni (dal 1965 al 2015) effettuate ad ampia scala areale nell'Alto Adriatico (Acri *et al.* 2020). Nel Golfo di Trieste, la marcata stagionalità del fitoplancton osservata negli anni 2010-2017 è strettamente connessa con l'andamento di temperatura (Cerino *et al.* 2019). In questo sito, è stata evidenziata la presenza di un picco fitoplanctonico primaverile innescato da un'elevata disponibilità di nutrienti dovuta a scarichi fluviali, e di un secondario aumento autunnale favorito dalla maggiore disponibilità di nutrienti derivante dal rimescolamento della colonna d'acqua. Come documentato da 18 anni di osservazioni (dal 1998 al 2016), la temperatura risulta essere un fattore importante anche per la distribuzione stagionale dei Tintinnidi, con effetti diversi sulle varie specie, mentre la salinità influenza negativamente la maggior parte delle specie di questo gruppo (Monti-Birkenmeier *et al.* 2019). Una diminuzione nell'abbondanza dei Tintinnidi e nella biomassa fitoplanctonica è stata registrata nel periodo 2000-2007, caratterizzato da una riduzione del runoff fluviale in seguito ad un lungo periodo di siccità, ad un aumento della salinità superficiale e della concentrazione di nitrati e silicati. Nella stessa area, lo studio pluriennale (2010-2018) sui sedimenti ha evidenziato una significativa influenza della temperatura anche sulle diverse attività microbiche con l'eccezione di aminopeptidasi sul substrato organico (Franzo *et al.* 2019).

Analogamente, nel Golfo di Venezia le forzanti ambientali risultano modulare i tempi e le ampiezze di crescita del fitoplancton e del mesozooplancton, quest'ultimo caratterizzato da un picco estivo dominato da cladoceri, mentre i copepodi caratterizzano la primavera e l'autunno (Morabito *et al.* 2018). Nell'ambiente lagunare, inoltre, l'analisi della serie temporale fitoplanctonica ha evidenziato che i popolamenti presentano un ciclo unimodale con l'unico picco in estate legato al massimo di temperatura e di luce e poco influenzato dalla variazione dei macronutrienti disciolti mai limitanti la crescita delle microalghe. La costante osservazione dell'andamento delle biomasse algali ha consentito di rilevare particolari situazioni di stress ambientale, quali ad esempio il periodo di siccità nell'estate del 2003 (Bernardi Aubry *et al.* 2013) e il fenomeno di ipossia nella parte centro-settentrionale della laguna nell'estate 2013 (Bastianini *et al.* 2014).

Anche le osservazioni provenienti dal transetto Senigallia-Susak, situato nel basso Adriatico settentrionale, hanno evidenziato importanti cambiamenti nella struttura di comunità e nel ciclo stagionale del fitoplancton nell'ultima decade, come conseguenza dell'aumento di eventi meteorologici eccezionali. In particolare si è notato che le concentrazioni di nutrienti inorganici e le abbondanze fitoplanctoniche sono aumentate significativamente rispetto al periodo 1988-2002 e che il ciclo annuale del fitoplancton è caratterizzato da irregolari fioriture improvvise ed eccezionali nel corso dell'anno in conseguenza di eventi meteorologici intensi (Totti *et al.* 2019).

Inoltre, il costante monitoraggio a lungo termine della biodiversità in Alto Adriatico ha permesso di individuare lo sviluppo dello ctenoforo *Mnemiopsis leidyi*. Questa specie, originaria delle coste atlantiche del continente americano, ha un ruolo importante nella rete trofica in quanto preda la componente planctonica, incluse le forme larvali di pesci come sardine e acciughe di notevole importanza commerciale. L'introduzione e la diffusione di specie non indigene è considerata una delle principali minacce alla biodiversità delle aree costiere e di transizione, come nella sacca di Goro dove le specie alloctone sono risultate costituire il 20,4% dei taxa raccolti, interessando sia gli Anellidi, i Molluschi e i Crostacei. In questa laguna poco profonda, sede dell'allevamento di vongole tra i più fiorenti d'Europa (Munari & Mistri 2014), si è verificato un costante aumento di specie non autoctone, come l'anfipode *Grandidierella japonica*, rilevato per la prima volta nel Mar Mediterraneo nel 2015 (Munari *et al.* 2016). I fattori che favoriscono l'introduzione e lo sviluppo di specie non indigene in questa particolare area sembrano essere principalmente legate all'acquacoltura, ai grandi volumi di traffico marittimo che interessano la zona, allo stress ambientale e all'alto carico di sostanze nutritive, sia di origine naturale che antropica, che interessano tipicamente l'ambiente lagunare.

L'analisi della serie temporale di dati biotici ed abiotici, effettuata dal 1996 al 2015 nelle Valli di Comacchio, ha evidenziato l'effetto negativo delle temperature estive sulle dinamiche delle comunità

bentoniche lagunari. Elevate temperature, unite ad una diminuzione della salinità e dell'ossigeno disciolto, con conseguenti potenziali fenomeni di ipossia, hanno portato ad una generale diminuzione della percentuale di organismi filtratori, predatori, erbivori, sessili, vagili e dotati di esoscheletro, e un contemporaneo aumento generale degli organismi detritivori, scavatori, con corpo non protetto da esoscheletro e ciclo vitale breve (Munari & Mistri 2012). Inoltre, sul lungo periodo si è osservata una generale tendenza al deterioramento delle condizioni ecologiche, con diminuzione del numero di specie, della diversità e della percentuale di specie sensibili, e un aumento in proporzione delle modalità opportunistiche di alcuni tratti biologici suggerendo che le ondate di calore costituiscano una potenziale minaccia per la resilienza della comunità macrobentonica delle Valli di Comacchio (Pitacco *et al.* 2018).

Nel Mar Piccolo di Taranto, i cambiamenti osservati fin dai primi del '900, nell'arco di circa un secolo, nei popolamenti fito – e zoobentonici (Cecere *et al.* 1991; Cecere *et al.* 1992; Petrocelli *et al.* 2014, 2019) hanno evidenziato la recente ricomparsa di alghe brune (es. *Padina pavonica*), segnalate negli anni '20 del secolo scorso e non ritrovate negli anni '80 e '90, quando lo sversamento dei liquami nel Mar Piccolo era sostenuto e il costante aumento di specie non indigene, introdotte principalmente con l'importazione di molluschi eduli, incrementata notevolmente negli ultimi anni a causa della carenza di prodotti locali (Petrocelli *et al.* 2013; Cecere *et al.* 2016). In questa area, inoltre, è riportato l'aumento in densità delle praterie di *Cymodocea nodosa*, una fanerogama presente nel Primo Seno con chiazze molto rade fino agli inizi del 2000, e oggi ampiamente diffusa in entrambi i Seni, con fiori e frutti.

Nelle lagune del Salento, che rappresentano il sito LTER italiano più meridionale, le attività di ricerca e di monitoraggio svolte a intervalli irregolari dalla fine degli anni '80 fino al 2008, e dal 2008 in maniera continua fino ad oggi, hanno consentito l'acquisizione di un'ingente quantità di dati, sia del comparto abiotico che biotico (Giangrande & Frascchetti 1996; Boggero *et al.* 2017; Marocco *et al.* 2018). Da tale monitoraggio emerge che negli ultimi 15 anni le condizioni ambientali generali sono cambiate a seguito degli interventi attuati dall'uomo come la riapertura del canale situato a sud nella laguna di Acquatina. In questa area, l'aumento degli scambi tra interno ed esterno della laguna ha portato al miglioramento delle condizioni trofiche, creando un ambiente idoneo alla colonizzazione delle specie animali e vegetali (Lumare *et al.* 2010). Il benthos di fondo molle del bacino di Acquatina è dominato dai Policheti e la loro attuale distribuzione, rispetto a quanto osservato nei primi anni '90, evidenzia una maggiore omogeneità ed un generalizzato aumento della diversità. Attualmente il censimento della fauna ittica ha rilevato una maggiore diversificazione della componente alieutica (Lumare *et al.* 2010) rispetto al censimento dei primi anni '80. Il bacino risulta essere caratterizzato dalla presenza di un'ampia varietà di specie ittiche marine eurialine. Inoltre, sono stati rinvenuti, per la prima volta, esemplari di *Pinna nobilis* (Pinna *et al.* 2018), la cui scoperta, in controtendenza rispetto alla situazione attuale della specie, indica probabilmente che la laguna è utilizzata come nursery o habitat rifugio per la specie (Marocco *et al.* 2018). Nei Laghi Alimini l'evoluzione pluriennale (2008-2017) della biomassa fitoplanctonica, evidenzia sia l'elevata variabilità interannuale che la tendenza alla meso-oligotrofia del sistema.

La serie ultratrentennale (1984-oggi) nel Golfo di Napoli documenta che l'aumento della temperatura estiva dell'acqua superficiale sembra aver determinato una diminuzione della biomassa fitoplanctonica (come clorofilla *a*) e una diminuzione delle dimensioni cellulari del fitoplancton, principalmente a causa di un aumento percentuale delle diatomee di piccola taglia, un trend che però si è invertito negli ultimi anni (Sarno & Zingone, dati non pubblicati, in Morabito *et al.* 2018). Tuttavia, nonostante la marcata variabilità interannuale registrata nelle condizioni ambientali, regolari ricorrenze nelle successioni stagionali permangono sia nello zooplancton (Mazzocchi *et al.* 2011, 2012) che nel fitoplancton (Tunin-Ley *et al.* 2009; Ruggiero *et al.* 2015; Cerino & Zingone 2006). Questi dati indicano chiaramente la resilienza delle comunità planctoniche costiere suggerendo che la successione stagionale è principalmente regolata da fattori biologici come i cicli vitali, i tratti fisiologici specie-specifici e le interazioni fra specie (Zingone *et al.* 2019). La resilienza ai cambiamenti climatici in atto emerge anche dai dati ottenuti dal 1978 ad oggi sulle praterie a *Posidonia oceanica* dell'Isola di Ischia in un'ampia fascia batimetrica (-1 m/-35 m) esposta a variazioni di temperatura, luce e pH (Zupo *et al.* 1997; Dattolo *et al.* 2014; Scartazza *et al.* 2017). Nello stesso arco temporale, tuttavia, è evidente l'impatto provocato dagli ancoraggi (non regolamentati)

nel periodo estivo, che danneggiano le praterie causando una diminuzione della loro complessità e della densità delle piante (Buia *et al.*, dati non pubblicati).

Nel Mar Ligure le osservazioni sembrano suggerire che, in risposta all'aumento di temperatura si stia instaurando una rete trofica planctonica dominata dal microbial loop. Nello zooplancton si è riscontrata una diminuzione di alcuni organismi chiave (i copepodi *Temora stylifera* e *Centropages typicus*) ed un aumento sia di copepodi di taglia medio piccola (0,5-1 mm) che di appendicolarie, organismi adattati ad ambienti oligotrofici (Morabito *et al.* 2018). Interessanti cambiamenti sia a livello qualitativo che quantitativo sono stati riportati anche nelle catture dei pesci nell'antica Tonnarella di Camogli negli anni 2000 rispetto al passato, ovvero sono diminuite le specie boreali e sono aumentati i carangidi di acque caldo-temperate, insieme ad altre specie tipiche del Mediterraneo meridionale, in relazione al riscaldamento delle acque (Cattaneo Vietti *et al.* 2015). Nel Mar Ligure orientale, l'aumento della temperatura (Ciuffardi *et al.* 2017) e le associate modificazioni del regime pluviale e dei processi sedimentari del Fiume Magra (Delbono *et al.* 2016) hanno causato sensibili variazioni nelle praterie di *Posidonia oceanica* (Peirano *et al.* 2011) e nei popolamenti del coralligeno presenti a Punta Mesco, che sono stati sostituiti da alcune specie aliene (Gatti *et al.* 2015).

Anche negli ecosistemi marini e di transizione della Sardegna le relazioni fra il fitoplancton e le variabili ambientali sono strettamente modulate dalla temperatura (Pulina *et al.* 2019). I dati mostrano infatti un'intensa proliferazione di cianobatteri nel periodo compreso tra luglio 2007 e giugno 2009 nella Laguna di Cabras e notevoli fioriture di *Chattonella* nella Laguna di Santa Giusta associate ad estese morie di pesci (Satta *et al.* 2017). Recentemente, Kröncke *et al.* (2019) hanno evidenziato la rapidità della risposta biologica alle variazioni di regime climatico sottolineando che gli shift biologici, sia nel fitoplancton che negli organismi bentonici, sono quasi sincroni in diversi ecosistemi marini in aree geografiche molto lontane tra loro (Golfo di Olbia, Pacifico nord-orientale, Artico centrale, Mar Baltico settentrionale e Mare del Nord sud-orientale) e coincidenti con cambiamenti del regime climatico nel 2000 e nel 2010.

In tutte le ricerche marine effettuate dalla Rete, grande attenzione è stata rivolta alla biodiversità, monitorata con un'accurata analisi tassonomica (Cerino *et al.* 2019; Monti- Birkenmeier *et al.* 2019; Pulina *et al.* 2019; Zingone *et al.* 2019). L'integrazione dei tradizionali approcci morfologici con le più recenti e innovative tecniche molecolari ha permesso di acquisire data-set unici, come nel caso del Golfo di Napoli (Zingone *et al.* 2019) dove, in particolare, sono state approfondite le conoscenze di diversi gruppi gruppo dei Foraminiferi (Capotondi *et al.* 2019) e si stanno avviando analisi metagenomiche per risolvere l'identificazione di specie criptiche di grande interesse ecologico (Armeli Minicante *et al.* 2020). La possibilità di avere a disposizione una grande mole di dati, come quella prodotta dalla Rete LTER, ha permesso di proporre nuovi approcci metodologici per lo studio della biodiversità, come ad esempio la proposta di ulteriori indici di classificazione (Picco *et al.* 2019) oltre che fornire indicazioni sulle variabili essenziali della biodiversità da considerare nell'ambito delle strategie per la salvaguardia ambientale (Zilioli *et al.* 2019).

In sintesi, il plancton di ambienti marini e di transizione sembra riflettere la variazione climatica con cambiamenti di fenologia e con una variabilità della produzione che sono, tuttavia, anche legate all'impatto antropico, come l'apporto di nutrienti. I sistemi bentonici mostrano una risposta più marcata, ma anche in questo caso le variazioni sono dovute alla sovrapposizione della variazione climatica e dell'impatto antropico, come ad esempio l'introduzione volontaria di specie alloctone per uso commerciale.

Siti extranazionali

La Rete LTER-Italia comprende anche alcuni siti extranazionali situati nel Mare di Ross in Antartide e in Himalaya (Parco Nazionale del Sagarmnatha, Nepal) che consentono di effettuare indagini in ecosistemi ancora poco influenzati dall'attività antropica.

Il mosaico di ecosistemi marini antartici (polinia, aree marginali ai ghiacci ed aree di mare aperto) costituisce un laboratorio ideale per lo studio dei potenziali effetti dei cambiamenti climatici su larga scala. Nel Mare di Ross, l'analisi delle variabili fisico-chimiche, grazie ai rilevamenti dal mooring D fin dal 1994,

ha evidenziato cicli con periodicità di circa 5-7 anni della salinità delle masse d'acqua di fondo, l'inversione del freshening dall'inizio delle osservazioni fino al 2014 e l'aumento dal 2015 della salinità fino a valori comparabili a quelli di inizio anni '90 (Castagno *et al.* 2019). L'analisi pluriennale (2005-2008) dei processi biogeochimici ha mostrato che i flussi di particolato hanno una notevole variabilità stagionale con valori minimi in inverno e primavera ed elevati in estate e autunno, questi ultimi a volte sfasati rispetto ai picchi di produttività primaria, con ritardi anche di tre mesi (Chiarini *et al.* 2019). I molteplici studi condotti sulle comunità planctoniche a Baia Terra Nova hanno evidenziato che nell'area pelagica gli elevati livelli di produzione biologica sono temporalmente limitati alla primavera e all'inizio dell'estate australe (Mangoni *et al.* 2017, 2018; Misić *et al.* 2017; Saggiomo *et al.* 2002), ma risultano essere fortemente influenzati dalla permanenza della copertura del pack-ice (Mangoni *et al.* 2004). Negli ultimi anni sono stati osservati elevati valori di biomassa fitoplanctonica, non accompagnati da elevata efficienza trofica, che suggeriscono alterazioni rilevanti nella produttività estiva del Mare di Ross.

La catena Himalayana, spesso indicata come il "Terzo Polo", è una delle aree più isolate del globo. La serie storica (>20 anni) di indagini idrologiche e chimiche delle acque lacustri (Laghi Piramide) hanno rivelato un persistente aumento del contenuto ionico, una tendenza che sembra essere strettamente legata all'aumento della temperatura. Lo studio delle carote di sedimenti lacustri ha permesso di ricostruire le variazioni a lungo termine nelle comunità di produttori primari e come le oscillazioni osservate corrispondessero a variazioni regionali nei sistemi climatici avvenute negli ultimi 3500 anni (Lami *et al.* 2010). Questi ambienti sono anche importanti aree di studio per documentare il trasporto a lunga distanza di inquinanti (Guzzella *et al.* 2016) nonché gli effetti sui ghiacciai in relazione al cambiamento climatico in atto (Salerno 2017).

Considerazioni finali

I sistemi terrestri ed acquatici, specialmente quelli marini, hanno meccanismi di funzionamento differenti e questo si manifesta anche nelle, pur non sempre univoche, risposte ai cambiamenti climatici e all'attività antropica (Fig. 2). I sistemi terrestri confermano una sensibilità al regime delle precipitazioni, incluse quelle nevose, mentre i sistemi marini osservati mostrano variazioni più riconducibili ai flussi di nutrienti.

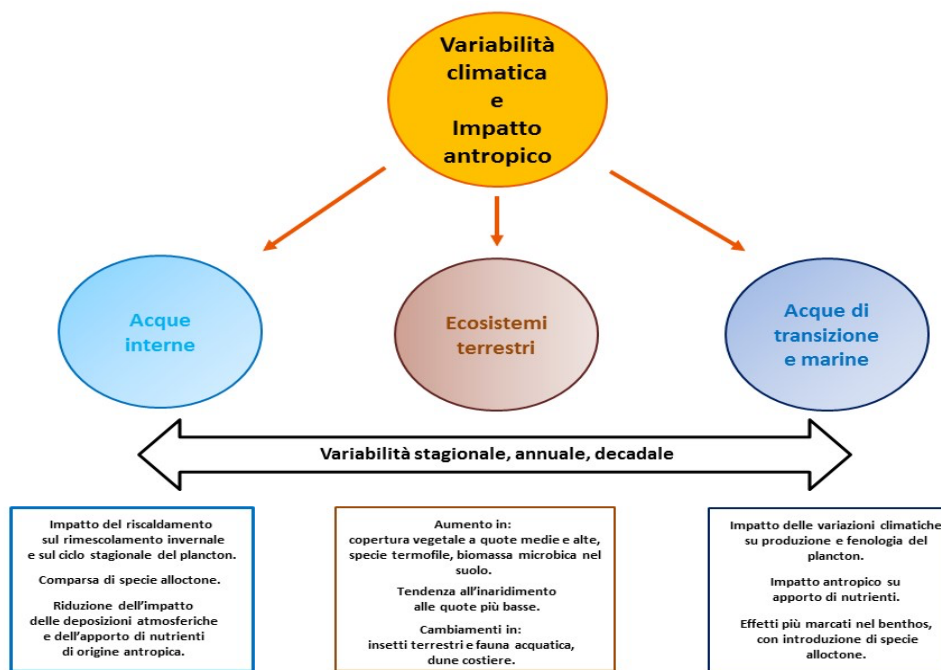


Fig. 2 - Sintesi schematica delle risposte dei vari tipi di ecosistemi alla variabilità climatica e all'impatto antropico

Entrambi i sistemi mostrano risposte al crescente aumento delle temperature, anche se i dati disponibili non permettono di verificare il peso dei differenti meccanismi che agiscono nei due ambienti in relazione al cambiamento climatico (Ribera d'Alcalà 2019).

La sintesi presentata in questo capitolo è un tentativo di favorire un'immediata, iniziale panoramica dei risultati emersi dall'enorme mole di lavoro che viene portata avanti dalla Rete LTER-Italia. I suoi limiti riflettono al tempo stesso la difficoltà di coniugare osservazioni mirate su specifici processi o componenti degli ecosistemi ed una valutazione generale su come il sistema terra si sta modificando in risposta al cambiamento climatico ed all'attività antropica. L'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) fornisce da anni una visione d'insieme basandosi su una miriade di informazioni come quelle raccolte in questo volume. La comunità LTER Italiana, che osserva le variazioni nel tempo e le inquadra, non solo rispetto alle variazioni del clima, ma anche rispetto alle variazioni dell'impatto antropico, ha la potenzialità di contribuire a costruire quella visione, soprattutto proiettando e, se necessario, rimodulando il proprio programma di osservazioni in un quadro più integrato. Non ci nascondiamo che in alcuni casi è stato difficile inquadrare dei risultati in una visione generale. Siamo tuttavia convinti che proprio l'imperfetta collocazione di certi risultati in questa raccolta possa aiutare tutta la comunità LTER a rifinire i propri strumenti e il proprio contributo per valorizzare le osservazioni nell'ottica della domanda di fondo delle reti LTER, ovvero se e quanto stia cambiando il sistema Terra e perché.

Ringraziamenti

Si ringraziano Alicia Acosta, Andrea Lami e Angela Stanisci per il loro contributo nella fase di revisione di questo capitolo.

Bibliografia

- Abeli T., Rossi G., Gentili R., Gandini M., Mondoni A., Cristofanelli P. (2012a). Effect of the extreme summer heat waves on isolated populations of two orophitic plants in the north Apennines (Italy). *Nordic Journal of Botany*, 30(1): 109-115.
- Abeli T., Rossi G., Gentili R., Mondoni A., Cristofanelli P. (2012b). Response of alpine plant flower production to temperature and snow cover fluctuation at the species range boundary. *Plant Ecology*, 213(1): 1-13.
- Acosta A.T.R., Jucker T., Prisco I., Santoro R. (2013). Passive recovery of Mediterranean coastal dunes following limitations to human trampling. In: Martinez M.I., Hesp P., Gallego-Fernandez J.B. (Eds) *Restoration of Coastal Dunes*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Cap. 12.
- Acri F., Bastianini M., Bernardi Aubry F., Camatti E., Bergami C., Boldrin A., De Lazzari A., Finotto S., Minelli A., Oggioni A., Pansera M., Sarretta A., Socal G., Pugnetti, A. (2020). A long-term (1965-2015) ecological marine database from the LTER-Italy Northern Adriatic Sea site: plankton and oceanographic observations. *Earth System Science Data*, 12: 215-230.
- Armeli Minicante S., Piredda R., Finotto S., Bernardi Aubry F., Acri F., Pugnetti A., Zingone A. (2020). Spatial diversity of planktonic protists in the Lagoon of Venice (LTER-Italy) based on 18S rDNA. *Advances in Oceanography and Limnology*, 11(1). <https://doi.org/10.4081/aiol.2020.8961>.
- Balestrini R., Delconte C.A., Buffagni A., Fumagalli A., Freppaz M., Buzzetti I., Calvo E. (2019). Dynamic of nitrose and dissolved organic carbon in an alpine forested catchment: atmospheric deposition and soil solution trends. *Nature Conservation*, 34: 41-66.
- Bastianini M., Bernardi Aubry F., Acri F., Braga F., Facca C., Sfriso A., Finotto S. (2014). The Redentore fish die-off in the lagoon of Venice: an integrated view. *Riunione Scientifica Annuale Gruppo di Algologia – Società Botanica Italiana*, p. 35 libro degli abstract.
- Bernard C., Ballot A., Thomazeau S., Maloufi S., Furey A., Mankiewicz-Boczek J., Pawlik-Skowronska B., Capelli C., Salmaso N. (2017). Appendix 2. Cyanobacteria associated with the production of cyanotoxins In: Meriluoto J., Spoof L., Codd G.A. (Eds) *Handbook on Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis*. Wiley, Chichester: 501-525.

-
- Bernardi Aubry F., Aciri F., Bianchi F., Puggnetti A. (2013). Looking for patterns in the phytoplankton community of the Mediterranean microtidal Venice Lagoon: evidence from ten years of observations. *Scientia Marina*, 77(1): 47-60.
- Boggero A., Ruocco M., Shokri M., Gjoni V., Ansaloni I., Zaupa S., Montagna M. and Rossaro B. (2017). *Chironomus (Chironomus) aprilius* Meigen, 1818 (Diptera Chironomidae), first record from Italy: cytotoxicology and ecology. *REDIA*, 100: 11-17.
- Brancale M.I. (2018). Modificazioni di lungo termine nel fitoplancton del lago Trasimeno e connessioni con i cambiamenti climatico-ambientali. Tesi di Laurea Magistrale in Scienze Biomolecolari e Ambientali presso l'Università degli Studi di Perugia.
- Bucchignani E., Montesarchio M., Zollo A.L., Mercogliano P. (2016). High-resolution climate simulations with COSMO-CLM over Italy: performance evaluation and climate projections for the 21st century. *Int J Climatol*, 36: 735-756.
- Calabrese V., Carranza M.L., Evangelista A., Marchetti M., Stinca A., Stanisci A. (2018). Long-term changes in the composition, ecology, and structure of *Pinus mugo* scrubs in the Apennines (Italy). *Diversity*, 10(3): 70.
- Capotondi L., Mancin N., Cesari V., Dinelli E., Ravaioli M., Riminucci F. (2019). Recent agglutinated foraminifera from the North Adriatic Sea: What the agglutinated tests can tell. *Marine Micropaleontology*, 147: 25-42.
- Castagno P., Capozzi V., Di Tullio G., Falco P., Fusco G., Rintoul S., Spezie G., Budillon G. (2019). Rebound of shelf water salinity in the Ross Sea. *Nature Communications*, 10: 5441.
- Cattaneo-Vietti R., Cappanera V., Castellano M., Povero P. (2015). Yield and catch changes in a Mediterranean small tuna trap: a warming change effect? *Marine Ecology*, 36: 155-166.
- Cecere E., Alabiso G., Carlucci R., Petrocelli A., Verlaque M. (2016). Fate of two invasive or potentially invasive alien seaweeds in a central Mediterranean transitional water system: failure and success. *Botanica Marina*, 59(6): 451-462.
- Cecere E., Cormaci M., Furnari G. (1991). The marine algae of Mar Piccolo, Taranto (southern Italy): a re-assessment. *Botanica Marina*, 34: 221-227.
- Cecere E., Saracino O.D., Fanelli M., Petrocelli A. (1992). Presence of a drifting algal bed in the Mar Piccolo basin, Taranto (Ionian Sea, Southern Italy) *J. Appl. Phycol.* 4: 323-327.
- Cerino F., Fornasaro D., Kralj M., Cabrini M. (2019). Seasonal and interannual variability of phytoplankton at a coastal station in the northern Adriatic Sea (Mediterranean Sea). *Nature Conservation*, 34: 343-372.
- Cerino F., Zingone A. (2006). A survey of cryptomonad diversity and seasonality at a coastal Mediterranean site. *European Journal of Phycology*, 41: 363-378.
- Cerrato C., Rocchia E., Brunetti M., Bionda R., Bassano B., Provenzale A., Bonelli S., Viterbi R. (2019). Butterfly distribution along altitudinal gradients: temporal changes over a short time period. *Nature Conservation*, 34: 91-118.
- Chelli S., Simonetti E., Campetella G., Chiarucci A., Cervellini M., Tardella F.M., Tomasella M., Canullo R. (2019). Plant diversity changes in a Nature Reserve: a probabilistic sampling method for quantitative assessments. *Nature Conservation*, 34: 145-16.
- Chiarini F., Ravaioli M., Capotondi L. (2019). Interannual variability of vertical particle fluxes in the Ross Sea (Antarctica). *Nature Conservation*, 34: 417-440.
- Ciuffardi T., Bordone A., Cerrati G., Schirone A., Raiteri G. (2017). Monitoraggio dei parametri fisici della colonna d'acqua: rapporto tecnico sui dati disponibili dal 2009 presso l'osservatorio ambientale nell'area di tutela marina del parco di Porto Venere. Rapporto tecnico sulle attività 2009-2017. Rapporto Tecnico, RT/2017/27/ENEA, ENEA, Roma.
- Ciutti F., Cappelletti C. (2017). Invasioni biologiche: il caso del Lago di Garda. *Biologia Ambientale* 31: 169-173.

-
- Dai L., Palombo C., Van Gils H., Rossiter D.G., Tognetti R., Luo G. (2017). *Pinus mugo* Krummholz Dynamics during concomitant change in pastoralism and climate in the Central Apennines. *Mountain Research and Development*, 37: 75-86.
- Dattolo E., Ruocco M., Brunet C., Lorenti M., Lauritano C., Sanges R., De Luca P., Procaccini G. (2014). Response of the seagrass *Posidonia oceanica* to different light environments: insight from a combined molecular and photo-physiological study. *Marine Environmental Research*, 101: 225-236.
- Del Vecchio S., Prisco I., Acosta A.T.R., Stanisci A. (2015). Changes in plant species composition of coastal dune habitats over a 20-year period. *AoB PLANTS*, 7: plv018.
- Delbono I., Barsanti M., Schirone A., Conte F., Delfanti R. (2016). 210Pb mass accumulation rates in the depositional area of the Magra River (Mediterranean Sea, Italy). *Continental Shelf Research*, 124: 35-48.
- Della Chiesa S., Bertoldi G., Niedrist G., Obojes N., Endrizzi S., Albertson J.D., Wohlfahrt G., Hörtnagl L., Tappeiner U. (2014). Modelling changes in grassland hydrological cycling along an elevational gradient in the Alps. *Ecohydrology*, 7(6) 1453-1473.
- Ferretti M., Bacaro G., Brunialti G., Confalonieri M., Cristofolini F., Cristofori A., Frati L., Finco A., Gerosa G., Maccherini S., Gottardini E. (2018). Scarce evidence of ozone effect on recent health and productivity of alpine forests: a case study in Trentino, N. Italy. *Environmental Science and Pollution Research international*, 25 (9): 8217-8232.
- Flaim G., Nishri A., Camin F., Corradini S., Obertegger U. (2019). Shift from nival to pluvial recharge of an aquifer-fed lake increases water temperature. *Inland Waters*, 9(2): 261-274.
- Franzo A., Celussi M., Bazzaro M., Relitti F., Del Negro P. (2019). Microbial re-working of sedimentary organic matter at a shallow LTER site of the northern Adriatic Sea: a 8-year case study. *Nature Conservation*, 34: 397-415.
- Frate L., Carranza M.L., Evangelista A., Stinca A., Schaminée J.H.J, Stanisci A. (2018). Climate and land use change impacts on Mediterranean high-mountain vegetation in the Apennines since the 1950s. *Plant Ecology & Diversity*, 11(1): 85-96.
- Freppaz M., Viglietti D., Balestrini R., Lonati M., Colombo N. (2019). Climatic and pedoclimatic factors driving C and N dynamics in soil and surface water in the alpine tundra (NW-Italian Alps). *Nature Conservation*, 34: 67-90.
- Gatti G., Bianchi C.N., Parravicini V., Rovere A., Peirano A., Montefalcone M., Massa F., Morri C. (2015). Ecological change, sliding baselines and the importance of historical data: Lessons from combining observational and quantitative data on a temperate reef over 70 years. *PLoS ONE*, 10(2): e0118581.
- Giangrande A., Frascchetti S. (1996). Effects of short term environmental change on a brackish water polychaete community. *Marine Ecology*, 17: 321-332.
- Giussani G., De Bernardi R., Ruffoni T. (1990). Three years of experience in biomanipulating a small eutrophic lake: Lago di Candia (Northern Italy). In: Gulati R.D., Lammens E.H.R.R., Meijer M.-L., van Donk E. (Eds) *Biomanipulation-Tool for Water Management*. *Hydrobiologia*, 200/201: 357-366.
- Guzzella L., Salerno F., Freppaz M., Roscioli C., Pisanello F., Poma G. (2016). POP and PAH contamination in the southern slopes of Mt. Everest (Himalaya, Nepal): Long-range atmospheric transport, glacier shrinkage, or local impact of tourism? *Science of the Total Environment*, 544: 382-390.
- Hilpold A., Seeber J., Fontana V., Niedrist G., Rief A., Steinwandter M., Tasser E., Tappeiner U. (2018). Decline of rare and specialist species across multiple taxonomic groups after grassland intensification and abandonment. *Biodiversity and Conservation*, 27: 3729-3744.
- Kröncke I., Neumann H., Dippner J.W., Holbrook S., Lamy T., Miller R., Padedda B.M., Pulina S., Reed D.C., Reinikainen M., Satta C.T., Sechi N., Soltwedel T., Suikkanen S., Lugliè A. (2019). Comparison

-
- of biological and ecological long-term trends related to northern hemisphere climate in different marine ecosystems. *Nature Conservation*, 34: 311-341.
- La Porta N., Confalonieri M., Donini M., Aiardi A., Floriani M. (2008). Funghi a sentinella: il monitoraggio dei macromiceti come indicatori della biodiversità forestale nelle Alpi. *Natura Alpina*, 59(2): 19-30.
- Lami A., Turner S., Musazzi S., Gerli S., Guilizzoni P., Rose N.L., Yang H., Wu G., Yang R. (2010). Sedimentary evidence for recent increases in production in Tibetan plateau lakes. *Hydrobiologia*, 648: 175-187.
- Lazzaro L., Essl F., Lugliè A., Padedda B.M., Pyšek P., Brundu G. (2018). Invasive alien plant impacts on human health and well-being. In: Mazza G., Tricarico E. (Eds.) *Invasive Species and Human Health*, CAB International, Boston USA: 16-33.
- Leoni B., Nava V., Patelli M. (2018). Relationships among climate variability, Cladocera phenology and the pelagic food web in deep lakes in different trophic states. *Marine and Freshwater Research*, 69(10): 1534-1543.
- Lopez-Soriano J., Quiñonero-Salgado S., Cappelletti C., Faccenda F., Ciutti F. (2018). Unraveling the complexity of *Corbicula* clams invasion in Lake Garda (Italy). *Advances in Oceanography and Limnology*, 9: 97-104.
- 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 & Management*, 16(2): 190-197.
- Lumare D., Lumare L., Scirocco T., Florio M., Lumare F. (2010). Composizione strutturale e dinamica del pescato nel lago di Acquatina. *Thalassia Salentina*, 31: 63-82.
- Malavasi M., Santoro R., Cutini M., Acosta A.T.R., Carranza M.L. (2013). What has happened to coastal dunes in the last half century? A multitemporal coastal landscape analysis in Central Italy. *Landscape and Urban Planning*, 119: 54-63.
- Malavasi M., Santoro R., Cutini M., Acosta A.T.R., Carranza M.L. (2016). The impact of human pressure on landscape patterns and plant species richness in Mediterranean coastal dunes *Plant Biosystems*, 150(1): 73-82.
- Manca M., Rogora M., Salmaso N. (2014). Inter-annual climate variability and zooplankton: applying teleconnection indices to two deep subalpine lakes in Italy. *Journal of Limnology*, 74: 123-132.
- Mangoni O., Modigh M., Conversano F., Carrada G. C., Saggiomo V. (2004). Effects of summer ice coverage on phytoplankton assemblages in the Ross Sea, Antarctica. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 51: 1601-1617.
- Mangoni O., Saggiomo V., Bolinesi F., Escalera L., Saggiomo M. (2018). A review of past and present summer primary production processes in the Ross Sea in relation to changing ecosystems. *Ecological Questions*, 29: 75-85.
- Mangoni O., Saggiomo V., Bolinesi F., Margiotta F., Budillon G., Cotroneo Y., Misic C., Rivaro P., Saggiomo M. (2017). Phytoplankton blooms during austral summer in the Ross Sea, Antarctica: driving factors and trophic implication. *PLoS ONE*, 12(4): e0176033.
- Mariani M.A., Padedda B.M., Kaštovský J., Buscarinu P., Sechi N., Viridis T., Lugliè A. (2015). Effects of trophic status on microcystin production and the dominance of cyanobacteria in the phytoplankton assemblage of Mediterranean reservoirs. *Scientific Reports*, 5: 1-16.
- Marrocco V., Sicuro A., Zangaro F., Pinna M. (2018). First record of the protected species *Pinna nobilis* (Linnaeus, 1758) in the Acquatina Lagoon (NATURA 2000 site IT9150003, South-East Italian coastline). *Nature Conservation*, 28: 51-59.
- Marzioletti F., Bazzichetto M., Giulio S., Acosta A.T.R., Stanisci A., Malavasi M., Carranza M.L. (2019). Modelling *Acacia saligna* invasion on the Adriatic coastal landscape: An integrative approach using LTER data. *Nature Conservation*, 34: 127-144.

- Mazzocchi M.G., Dubroca L., Garcia-Comas C., Di Capua I., Ribera d'Alcalà M. (2012). Stability and resilience in coastal copepod assemblages: The case of the Mediterranean long-term ecological research at Station MC (LTER-MC). *Progress in Oceanography*, 97: 135-151.
- Mazzocchi M.G., Licandro P., Dubroca L., Di Capua I., Saggiomo V. (2011). Zooplankton associations in a Mediterranean long-term time-series. *Journal of Plankton Research*, 33: 1163-1181.
- Messineo V., Bogialli S., Melchiorre S., Sechi N., Lugliè A., Casiddu P., Mariani M.A., Padedda B.M., Di Corcia A., Mazza R., Carloni E., Bruno M. (2009). Cyanotoxins occurrence in Italian freshwaters. *Limnologica*, 39: 95-106.
- Misic C., Covazzi Harriague A., Giglio F., La Ferla R., Rappazzo A.C., Azzaro M. (2017). Relationships between electron transport system (ETS) activity and particulate organic matter features in three areas of the Ross Sea (Antarctica). *Journal of Sea Research*, 129: 42-52.
- Monti-Birkenmeier M., Diociaiuti T., Fonda Umami S. (2019). Long-term changes in abundance and diversity of tintinnids in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea, Italy). *Nature Conservation*, 34: 127-144.
- Morabito G., Mazzocchi M.G., Salmaso N., Zingone A., Bergami C., Flaim G., Accoroni S., Basset A., Bastianini M., Belmonte G., Bernardi Aubry F., Bertani I., Bresciani M., Buzzi F., Cabrini M., Camatti E., Caroppo C., Cataletto B., Castellano M., Del Negro P., de Olazabal A., Di Capua I., Elia A.C., Fornasaro D., Giallain M., Grilli F., Leoni B., Lipizer M., Longobardi L., Ludovisi A., Lugliè A., Manca M., Margiotta F., Mariani M.A., Marini M., Marzocchi M., Obertegger U., Oggioni A., Padedda B.M., Pansera M., Piscia R., Povero P., Pulina S., Romagnoli T., Rosati I., Rossetti G., Rubino F., Sarno D., Satta C.T., Sechi N., Stanca E., Tirelli V., Totti C., Pugnetti A. (2018). Plankton dynamics across the freshwater, transitional and marine research sites of the LTER-Italy Network. Patterns, fluctuations, drivers. *Science of the Total Environment*, 627: 373-387.
- Munari C., Mistri M. (2012). Ecological status assessment and response of benthic communities to environmental variability: The Valli di Comacchio (Italy) as a study case. *Marine Environmental Research*, 81: 53-61.
- Munari C., Mistri M. (2014). Spatio-temporal pattern of community development in dredged material used for habitat enhancement: a study case in a brackish lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 89: 340-347.
- Munari C., Bocchi N., Mistri M. (2016). *Grandidierella japonica* (Amphipoda: Aoridae): a non-indigenous species in a Po delta lagoon of the northern Adriatic (Mediterranean Sea). *Marine Biodiversity Records*, 9: 12.
- Niedrist G., Tasser E., Bertoldi G., della Chiesa S., Obojes N., Egarter Vigl L., Tappeiner U. (2016). Down to future: Transplanted mountain meadows react with increasing phytomass or shifting species composition. *Flora*, 224: 172-182.
- Pauli H., Gottfried M., Dullinger S., Abdaladze O., Akhalkatsi M., Alonso J.L.B., Coldea G., Dick J., Erschbamer B., Calzado R.F., Ghosn D., Holten J.I., Kanka R., Kazakis G., Kollár J., Larsson P., Moiseev P., Moiseev D., Molau U., Molero Mesa J., Nagy L., Pelino G., Puşcaş M., Rossi G., Stanisci A., Syverhuset A.O., Theurillat J.-P., Tomaselli M., Unterluggauer P., Villar L., Vittoz P., Grabherr G. (2012). Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science*, 336: 353-355.
- Peirano A., Cocito S., Banfi V., Cupido R., Damasso V., Farina G., Lombardi C., Mauro R., Morri C., Roncarolo I., Saldana S., Savini D., Sgorbini S., Silvestri C., Stoppelli N., Torricelli L., Bianchi C.N. (2011). Phenology of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: Medium and long-term cycles and climate inferences. *Aquatic Botany*, 94: 77-92.
- Petriccione B., Bricca A. (2019). Thirty years of ecological research at the Gran Sasso d'Italia LTER site: climate change in action. *Nature Conservation*, 34: 9-39.
- Petrocelli A., Cecere E., Verlaque M. (2013). Alien marine macrophytes in transitional water systems: new entries and reappearances in a Mediterranean coastal basin. *BioInvasions Records*, 2(3): 177-184.

-
- Petrocelli A., Portacci G., Cecere E. (2014). The phytobenthos of the Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea, southern Italy): a novel of ninety years of disappearances, new arrivals and returns. Proceedings of the Annual Meeting of the Italian Phycology Group, 14-15 November 2014, Padova, Italy, p. 20.
- Petrocelli A., Rubino F., Cecere E. (2019). Successions of phytobenthos species in a Mediterranean transitional water system: the importance of long term observations. *Nature Conservation*, 34: 217-246.
- Pinna M., Marrocco V., Zangaro F., Sicuro A., Giallongo G., Bizhanova N., Utebayeva G., Marini G. and Specchia V. (2018). Il bivalve più grande del Mediterraneo, *Pinna nobilis*, nella Laguna di Acquatina: indagini preliminari e prospettive. *Il Bollettino*, 8-9: 15-18.
- Pitacco V., Mistri M., Munari C. (2018). Long-term temporal variability of macrobenthic community in a shallow coastal lagoon (Valli di Comacchio, northern Adriatic): is community resistant to climate changes? *Marine Environmental Research*, 137: 73-87.
- Porro F., Tomaselli M., Abeli T., Gandini M., Gualmini M., Orsenigo S., Petraglia A., Rossi G., Carbognani M. (2019). Could plant diversity metrics explain climate-driven vegetation changes on mountain summits of the GLORIA network? *Biodiversity and Conservation*, 28(13): 3575-3596.
- Prisco I., Stanisci A., Acosta A.T.R. (2016). Mediterranean dunes on the go: Evidence from a short-term study on coastal herbaceous vegetation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 182: 40-46.
- Pulina S., Lugliè A., Mariani M.A., Sarria M., Sechi N., Padedda B.M. (2019). Multiannual decrement of nutrient concentrations and phytoplankton cell size in a Mediterranean reservoir. *Nature Conservation*, 34: 163-191.
- Ribera d'Alcalà M. (2019). Similarities, differences and mechanisms of climate impact on terrestrial vs. marine ecosystems. *Nature Conservation*, 34: 505-523.
- Rogora M., Buzzi F., Dresti C., Leoni B., Lepori F., Mosello R., Patelli M., Salmaso N. (2018b). Climatic effects on vertical mixing and deep-water oxygenation in the deep subalpine lakes in Italy. *Hydrobiologia*, 824: 33-50.
- Rogora M., Frate L., Carranza M.L., Freppaz M., Stanisci A., Bertani I., Bottarin R., Brambilla A., Canullo R., Carbognani M., Cerrato C., Chelli S., Cremonese E., Cutini M., Di Musciano M., Erschbamer B., Godone D., Iocchi M., Isabellon M., Magnani A., Mazzola L., Morra di Cella U., Pauli H., Petey M., Petriccione B., Porro F., Psenner R., Rossetti G., Scotti A., Sommaruga R., Tappeiner U., Theurillat J.-P., Tomaselli M., Viglietti D., Viterbi R., Vittoz P., Winkler M., Matteucci G. (2018a). Assessment of climate change effects on mountain ecosystems through a cross-site analysis in the Alps and Apennines. *Science of the Total Environment*, 624: 1429-1442.
- Ruggiero M.V., Sarno D., Barra L., Kooistra W.H.C.F., Montresor M., Zingone A. (2015). Diversity and temporal pattern of *Pseudo-nitzschia* species (Bacillariophyceae) through the molecular lens. *Harmful Algae*, 42: 15-24.
- Saggiomo V., Catalano G., Mangoni O., Budillon G., Carrada G.C. (2002). Primary production processes in ice-free waters of the Ross Sea (Antarctica) during the austral summer 1996. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 49: 1787-1801.
- Salerno F. (2017). Adaptation strategies for water resources: Criteria for research. *Water*, 9(10): 805.
- Salmaso N., Anneville O., Straile D., Viaroli P. (2018). European large perialpine lakes under anthropogenic pressures and climate change: present status, research gaps and future challenges. *Hydrobiologia*, 824: 1-32.
- Salmaso N., Boscaini A., Cerasino L. (2017). High-throughput sequencing reveals high cyanobacterial diversity in a large perialpine lake. In: XXVII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia: La ricerca ecologica in un mondo che cambia, Napoli, 12-15 settembre 2017. Napoli: Società Italiana di Ecologia: 11.

-
- Salmaso N., Buzzi F., Cerasino L., Garibaldi L., Leoni B., Morabito G., Rogora M., Simona M. (2014). Influence of atmospheric modes of variability on the limnological characteristics of large lakes south of the Alps: A new emerging paradigm. *Hydrobiologia*, 731: 31-48.
- Salvadori C., Maresi G., Confalonieri M., Minerbi S. (2009). Integrated monitoring of forests in Trentino-South Tyrol: results and perspectives after 18 years. Long-term ecosystem research: Understanding the present to shape the future. International conference Zurich (CH) 7-10/09/2009. Abstracts WSL CH-8903 Birmensdorf.
- Satta C.T., Padedda B.M., Sechi N., Pulina S., Loria A., Lugliè A. (2017). Multiannual *Chattonella subsalsa* Biecheler (Raphidophyceae) blooms in a Mediterranean lagoon (Santa Giusta Lagoon, Sardinia Island, Italy). *Harmful Algae*, 67: 61-73.
- Scartazza A., Gavrichkova O., Moscatello S., Buia M.C., Lauteri M., Battistelli A., Lorenti M., Garrard S.L., Calfapietra C., Brugnoli E. (2017). Carbon and Nitrogen allocation strategy in *Posidonia oceanica* is altered by seawater acidification. *Science of the Total Environment*, 607-608: 954-964.
- Scotti A., Jacobsen D., Tappeiner U., Bottarin R. (2018). Spatial and temporal variation of benthic macroinvertebrate assemblages during the glacial melt season in an Italian glacier-fed stream. *Hydrobiologia*, 827: 123-139.
- Shams S., Capelli C., Cerasino C., Ballot A., Dietrich D.R., Sivonen K., Salmaso N. (2015). Anatoxin-a producing *Tychonema* (Cyanobacteria) in European waterbodies. *Water Research*, 69: 68-79.
- Sorace A., Savo E., De Santis E., Duiz A., Iavicoli D., Riello S., Battisti C. (2015). Autumn captures from Torre Flavia ringing station (Latium, central Italy) in 2001-2014. *Avocetta*, 39: 73-81.
- Steinwandter M., Kahlen M., Tappeiner U., Seeber J. (2019). First records of *Opetiopalpus sabulosus* Motschulsky, 1840 (Coleoptera, Cleridae) for the European Alps. *Nature Conservation*, 34: 119-125.
- Totti C., Romagnoli T., Accoroni S., Coluccelli A., Pellegrini M., Campanelli A., Grilli F., Marini M. (2019). Phytoplankton communities of the northern Adriatic Sea: interdecadal variability over a 30 years period (1988-2016) and possible relationships with meteorological drivers. *Journal of Marine Systems*, 193: 137-153.
- Tunin-Ley A., Ibañez F., Labat J-P., Zingone A., Lemée R. (2009). Phytoplankton biodiversity and NW Mediterranean Sea warming: changes in the dinoflagellate genus *Ceratium* in the 20th century. *Marine Ecology Progress Series*, 375: 85-99.
- Viaroli P., Azzoni R., Bartoli M., Iacumin P., Longhi D., Mosello R., Rogora M., Rossetti G., Salmaso N., Nizzoli D. (2018). Persistence of meromixis and its effects on redox conditions and trophic status in Lake Idro (Southern Alps, Italy). *Hydrobiologia*, 824: 51-69.
- Volta P., Jeppesen E., Sala P., Galafassi S., Fogliani C., Puzzi C., Winfield I.J. (2018). Fish assemblages in deep Italian subalpine lakes: history and present status with an emphasis on non-native species. *Hydrobiologia*, 824: 255-270.
- Zilioli M., Oggioni A., Tagliolato P., Pugnetti A., Carrara P. (2019). Feeding essential biodiversity Variables (EBVs): actual and potential contributions from LTER-Italy. *Nature Conservation*, 34: 477-503.
- Zingone A., D'Alelio D., Mazzocchi M.G., Montresor M., Sarno D., LTER-MC team (2019). Time series and beyond: multifaceted plankton research at a marine Mediterranean LTER site. *Nature Conservation*, 34: 273-310.
- Zupo V., Buia M.C., Mazzella L. (1997). A production model for *Posidonia oceanica* based on temperature. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 483-492.