

A photograph of a forest path. The path is made of light-colored gravel and leads into a dense forest of green trees. In the foreground, there are some red flowers and green foliage. The text is overlaid on the image.

Riunioni scientifiche dei Gruppi di Lavoro
e delle Sezioni Regionali della
Società Botanica Italiana onlus

**Mini lavori della Riunione scientifica del
Gruppo di Lavoro per le Specie Alloctone**

**"Invasioni biologiche: ricerca scientifica e
progetti operativi sugli organismi vegetali
alieni in Italia"**

(a cura C. Montagnani, G. Brundu, G. Galasso)

**27 novembre 2018, Milano
Acquario Civico, Sala P. Vitman, Viale Gadio 2**

In copertina: Invasione di *Reynoutria japonica* Houtt. e *Persicaria filiformis* (Thunb.) Nakai
nella Valle del Rio Pegorino (MB), 9 ottobre 2018, foto di Chiara Montagnani.

Studio di macroalghe alloctone mediante DNA *barcoding*

S. Armeli Minicante, J. Lopez-Bautista, G. Genovese, A. Manghisi, M. Morabito

Gli habitat costieri, come lagune, estuari e porti, appaiono particolarmente sensibili al fenomeno delle introduzioni di specie alloctone; spesso, infatti, l'intensità e la frequenza delle vie d'introduzione, quali traffico navale e attività di acquacoltura, sono più elevati. L'identificazione delle macroalghe bentoniche, tuttavia, è estremamente difficile e spesso soggetta a continue revisioni (Robba et al. 2006). Le classiche chiavi dicotomiche utilizzate si basano sull'individuazione di caratteri tassonomici difficilmente osservabili, quali strutture riproduttive, numero cromosomico o dettagli ultrastrutturali, come la forma e la dimensione dei pirenoidi. La maggior parte delle macroalghe presenta inoltre un'alta variabilità intraspecifica e interspecifica, un'elevata plasticità fenotipica in risposta ai fattori ambientali e complessi cicli biologici con alternanze di generazioni eteromorfe (Saunders, McDevit 2012). L'elevata convergenza evolutiva, infine, nasconde spesso la presenza di specie criptiche, riconoscibili solo attraverso indagini molecolari (Robba et al. 2006). Uno studio accurato della biodiversità è tuttavia essenziale, sia per monitorare le introduzioni biologiche sia per avviare una corretta gestione ambientale e valutare adeguatamente i cambiamenti temporali dell'ecosistema (Loughnane et al. 2008, Hofmann et al. 2010, Melton et al. 2016). In quest'ottica, l'uso di tecniche molecolari quali il DNA *barcoding*, associate alle metodiche di identificazione morfologica, si rivelano essere validi strumenti per una rapida e accurata identificazione delle specie alloctone. Dal 2011 è in corso un *survey* molecolare per lo studio della biodiversità macroalgale in due lagune costiere italiane: la Laguna di Capo Peloro (Messina, Sicilia) e la Laguna di Venezia. Lo Stretto di Messina e la Sicilia rappresentano una via di passaggio da sud a nord e da est a ovest, e sono cruciali nell'analisi della diffusione delle specie nel Mediterraneo (Occhipinti-Ambrogi et al. 2010). La Laguna di Venezia rappresenta, dopo la Laguna di Thau in Francia, la seconda laguna costiera del Mediterraneo con il più alto numero di macroalghe introdotte (Verlaque, Boudouresque 2005).

I campioni raccolti vengono conservati come *exsiccata* e in formalina al 4% per le analisi morfologiche. Inoltre, per ciascun campione, viene preparato un subcampione disidratato in *silica gel* per le analisi molecolari. Il DNA è estratto in accordo con i protocolli di Saunders, McDevit (2012) e tramite "Quiagen DNEasy Plant Mini Kit"; per le alghe rosse, la regione COI-5' è usata come marker principale, *rbcL* come marker secondario; per le alghe verdi viene utilizzato come marker principale la regione plastidiale *tufA*. Le sequenze ottenute vengono analizzate con software specifici per l'inferenza filogenetica [ChromasPro 1.41 (Technelysium Pty Ltd., Australia), SeaView 4.3.0 e FigTree v1.3.1 (A. Rambaut, Università di Edimburgo, Regno Unito, <http://tree.bio.ed.ac.uk>)] e confrontate con i database internazionali [GenBank (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>) e BOLD System (<http://www.boldsystems.org/>)]. Durante i censimenti condotti, il DNA *barcoding* ha rivelato la presenza di alcune specie aliene. Riportiamo qui alcune delle specie sinora segnalate: *Ulva ohnoi* M.Hiraoka & S.Shimada (Chlorophyta, Ulvales) e *Pyropia yezoensis* (Ueda) M.S.Hwang et H.G.Choi (Rhodophyta, Bangiales).

Gli esemplari di *U. ohnoi* sono stati raccolti nella Laguna di Capo Peloro (Messina, Sicilia). Si tratta di una specie con tallo foglioso, di colore verde chiaro e dalla consistenza fragile; il tallo ha forma orbicolare, obovato od ovato, talvolta irregolarmente espanso, spesso con dentellature microscopiche. Le cellule, in visione superficiale, sono poligonali o quadrangolari nella parte superiore e centrale del tallo, e circolari nella regione basale; in sezione trasversale le cellule sono quadrate o quadrangolari. Il cloroplasto presenta 1-3 pirenoidi. Il confronto con le sequenze *tufA* depositate in GenBank ha mostrato un'alta percentuale di somiglianza del campione con sequenze di *U. ohnoi* provenienti da diverse regioni. *U. ohnoi* è una specie di origine giapponese; nel Mar Mediterraneo è stata segnalata da Flagella et al. (2010) nelle acque di zavorra delle navi, ma non è stata ancora rinvenuta nell'ambiente marino costiero.

Gli esemplari di *P. yezoensis* sono stati raccolti nella Laguna di Venezia. Il tallo è laminare, lungo 11 cm e largo 5 cm, di colore rosso porpora. In sezione trasversale la lamina è monostromatica, mentre in visione superficiale le cellule vegetative sono poligonali; a margine della lamina è stato possibile osservare gli spermatocisti, di colore chiaro, e gli zigotosporocisti, di colore più scuro e organizzati nei pacchetti tipici. Il confronto con le sequenze COI, depositate in BOLD e GenBank, ha mostrato una percentuale di somiglianza del 99,54% del campione con le sequenze di *P. yezoensis* collocate all'interno dello stesso clado. *P. yezoensis* è una specie di origine giapponese, distribuita nell'Oceano Pacifico e Atlantico; nel Mar Mediterraneo è stata segnalata solo nella Laguna di Thau (Verlaque 2001).

L'uso del DNA *barcoding* nei nostri studi ha permesso di identificare e segnalare nuove macroalghe alloctone per le coste italiane. Il DNA *barcoding*, in combinazione con le tecniche della tassonomia classica, rappresenta un rapido strumento per monitorare la biodiversità locale, specialmente negli ecosistemi altamente variabili e soggetti a continui cambiamenti; inoltre, permettendo di discriminare le specie criptiche, rappresenta un valido strumento per individuare il potenziale vettore di introduzione e promuovere una gestione ambientale accurata.

Letteratura citata

- Flagella MM, Andreakis N, Hiraoka M, Verlaque M, Buia MC (2010) Identification of cryptic *Ulva* species (Chlorophyta, Ulvales) transported by ballast water. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* 13: 47-57.
- Hofmann LC, Nettleton JC, Neefus CD, Mathieson AC (2010) Cryptic diversity of *Ulva* (Ulvales, Chlorophyta) in the Great Bay Estuarine System (Atlantic USA): introduced and indigenous distromatic species. *European Journal of Phycology* 45(3): 230-239.
- Loughnane CJ, McIvor LM, Rindi F, Stengel DB, Guiry MD (2008) Morphology, rbcL phylogeny and distribution of distromatic *Ulva* (Ulvophyceae, Chlorophyta) in Ireland and southern Britain. *Phycologia* 47(4): 416-429.
- Melton JTI, Collado-Vides L, Lopez-Bautista JM (2016) Molecular identification and nutrient analysis of the green tide species *Ulva ohnoi* M. Hiraoka & S. Shimada, 2004 (Ulvophyceae, Chlorophyta), a new report and likely nonnative species in the Gulf of Mexico and Atlantic Florida, USA. *Aquatic Invasions* 11(3): 225-237.
- Occhipinti-Ambrogi A, Marchini A, Cantone G, Castelli A, Chimenz C, Cormaci M, Froggia C, Furnari G, Gambi MC, Giaccone G, Giangrande A, Gravili C, Mastrototaro F, Mazziotti C, Orsi-Relini L, Piraino S (2010) Alien species along the Italian coasts: an overview. *Biological Invasions* 13(1) (2011): 215-237.
- Robba L, Russell SJ, Barker GL, Brodie J (2006) Assessing the use of the mitochondrial cox1 marker for use in DNA barcoding of red algae (Rhodophyta). *American Journal of Botany* 93(8): 1101-1108.
- Saunders GW, McDevit DC (2012) Methods for DNA barcoding photosynthetic protists emphasizing the macroalgae and diatoms. *Methods in Molecular Biology* 858: 207-222.
- Verlaque M (2001) Checklist of the Thau Lagoon, a hot-spot of marine species introduction in Europe. *Oceanologica Acta* 24(1): 29-49.
- Verlaque M, Boudouresque CF (2005) Checklist of the introduced macroalgae of the Mediterranean lagoons harboring shellfish industry: a bibliographic survey. 5th PCRD European Program "ALIENS" Algal introductions to European shores.

AUTORI

Simona Armeli Minicante (simona.armeli@ve.ismar.cnr.it), Istituto di Scienze Marine (ISMAR), Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Arsenale 101-104, Castello 2737F, 30122 Venezia

Juan Lopez-Bautista (jlopez@ua.edu), Department of Biological Sciences, University of Alabama, 500 Hackberry Lane, AL-35401 Tuscaloosa, Alabama, USA

Giuseppa Genovese (ggenovese@unime.it), Antonio Manghisi (amanghisi@unime.it), Marina Morabito (morabito@unime.it), Dipartimento di Scienze Chimiche, Biologiche Farmaceutiche e Ambientali, Università di Messina, Salita Sperone 31, 98166 Messina

Autore di riferimento: Simona Armeli Minicante

Effetti indiretti delle specie aliene invasive arboree sulle comunità licheniche epifite

R. Benesperi, J. Nascimbene, A. Chiarucci, L. Lazzaro, P. Malaspina, G. Casazza, P. Giordani

L'invasione di specie aliene è ritenuta una delle maggiori minacce per la biodiversità (Wilcove et al. 1998, Pauchard, Shea 2006). È stato dimostrato che le specie invasive possono modificare la struttura e la composizione delle comunità, comprese quelle del suolo (Marchante et al. 2008), in numerosi ecosistemi naturali (Gaertner et al. 2009).

Particolarmente impattanti sono le specie arboree invasive, capaci sia di alterare le comunità forestali microbiche e vascolari autoctone che di modificare le caratteristiche chimico-fisiche dell'habitat colonizzato (Lazzaro et al. 2014, 2015). Per questa loro caratteristica, queste specie sono state catalogate come *transformers* (Richardson, Reimánek 2011).



Fig. 1
Infiorescenza di *Robinia pseudoacacia*.

Un caso di studio esemplificativo dell'impatto di questo processo è quello relativo all'invasione di *Robinia pseudoacacia* L. (Fig. 1), specie aliena invasiva che, soprattutto nel centro e nord Italia, sta colonizzando ampie superfici collinari e pedemontane a discapito della vegetazione forestale autoctona (Motta et al. 2009).

Questo processo è stato favorito da diversi fattori, sia relativi alla biologia della specie in questione, come la sua capacità pollonifera e la velocità di accrescimento, sia da fattori antropici quali l'eccessivo sfruttamento delle foreste e l'urbanizzazione (Celesti-Grappo et al. 2009, Motta et al. 2009). Mentre l'impatto di questa specie su comunità vascolari, microbiche e su fauna del suolo sono state ampiamente studiate (Benesperi et al. 2012, Lazzaro et al. 2018), meno conosciuti sono gli effetti sulle comunità epifite quali quelle licheniche.

In generale i licheni epifiti sono conosciuti per essere molto sensibili alle variazioni delle condizioni dell'habitat colonizzato, che spesso portano a cambiamenti sostanziali della componente floristica e/o a perdita di diversità (Nascimbene et al. 2013). Nel caso in questione, è stato dimostrato che *R. pseudoacacia* provoca un'evidente alterazione della composizione floristica delle comunità licheniche epifite attraverso la sostituzione delle specie nemorali, oligotrofiche, autoctone con un contingente di specie pioniere, nitrofile, ubiquitarie, spesso con conseguente perdita di diversità (Nascimbene, Marini 2010). Situazione tra l'altro che perdura anche prendendo in considerazione boschi di robinia "invecchiati", nei quali non è osservabile un'evoluzione della comunità epifita (Nascimbene et al. 2012).

Questa situazione è ancor più allarmante alla luce dei risultati riportati da Nascimbene et al. (2015), che, in uno studio comparato fra le comunità licheniche epifite di boschi di latifoglie autoctoni e boschi secondari di robinia, effettuato in due aree italiane bioclimaticamente distinte, hanno mostrato come le differenze floristiche, ben evidenti nelle foreste autoctone, siano del tutto mascherate nei robinieti, suggerendo un processo di *biotic homogenization* in atto. Questo processo minaccia fortemente la biodiversità del biota, incrementando la similarità floristica, spesso banalizzandola e impoverendola (Baiser et al. 2012). In futuro l'impatto di questa specie sulle comunità epifite sarà ulteriormente amplificato a causa del *climatic/global change*. Le prime evidenze di un nostro studio mostrano infatti come *R. pseudoacacia* andrà ad esempio ulteriormente ad erodere le poche aree potenzialmente idonee alla colonizzazione da parte di specie licheniche, già fortemente minacciate dal cambiamento climatico, come *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm., portandole a rischio di estinzione (Giordani et al. ined.).

Letteratura citata

- Baiser B, Olden JD, Record S, Lockwood JL, McKinney ML (2012) Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. *Proceedings of the Royal Society, B, Biological Sciences* 279(1748): 4772-4777.
 Benesperi R, Giuliani C, Zanetti S, Gennai M, Mariotti M, Guidi T, Nascimbene J, Foggi B (2012) Forest plant diversity is threatened by *Robinia pseudoacacia* L. (black-locust) invasion. *Biodiversity and Conservation* 21(14): 3555-3568.

- Celesti-Grappo L, Pretto F, Brundu G, Carli E, Blasi C (Eds) (2009) A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy. Plant invasion in Italy, an overview. Ministry for the Environment Land and Sea Protection, Nature Protection Directorate, Roma.
- Gaertner M, Den Breeyen A, Hui C, Richardson DM (2009) Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. *Progress in Physical Geography, Earth and Environment* 33(3): 319-338.
- Lazzaro L, Giuliani C, Benesperi R, Calamassi R, Foggi B (2015) Plant species loss and community nestedness after leguminous tree *Acacia pycnantha* invasion in a Mediterranean ecosystem. *Folia Geobotanica* 50(3): 229-238.
- Lazzaro L, Giuliani C, Fabiani A, Agnelli AE, Pastorelli R, Lagomarsino A, Benesperi R, Calamassi R, Foggi B (2014) Soil and plant changing after invasion: the case of *Acacia dealbata* in a Mediterranean ecosystem. *Science of The Total Environment* 497-498: 491-498.
- Lazzaro L, Mazza G, D'Errico G, Fabiani A, Giuliani C, Inghilesi AF, Lagomarsino A, Landi S, Lastrucci L, Pastorelli R, Roversi PF, Torrini G, Tricarico E, Foggi B (2018) How ecosystems change following invasion by *Robinia pseudoacacia*: insights from soil chemical properties and soil microbial, nematode, microarthropod and plant communities. *Science of The Total Environment* 622-623: 1509-1518.
- Marchante E, Kjølner A, Struwe S, Freitas H (2008) Invasive *Acacia longifolia* induce changes in the microbial catabolic diversity of sand dunes. *Soil Biology and Biochemistry* 40(10): 2563-2568.
- Motta R, Nola P, Berretti R (2009) The rise and fall of the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the "Siro Negri" Forest Reserve (Lombardy, Italy): lessons learned and future uncertainties. *Annals of Forest Science* 66(4): 410.
- Nascimbene J, Lazzaro L, Benesperi R (2015) Patterns of β -diversity and similarity reveal biotic homogenization of epiphytic lichen communities associated with the spread of black locust forests. *Fungal Ecology* 14: 1-7.
- Nascimbene J, Marini L (2010) Oak forest exploitation and black-locust invasion caused severe shifts in epiphytic lichen communities in Northern Italy. *Science of The Total Environment* 408(22): 5506-5512.
- Nascimbene J, Nimis PL, Benesperi R (2012) Mature non-native black-locust (*Robinia pseudoacacia* L.) forest does not regain the lichen diversity of the natural forest. *Science of The Total Environment* 421-422: 197-202.
- Nascimbene J, Thor G, Nimis PL (2013) Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe - a review. *Forest Ecology and Management* 298: 27-38.
- Pauchard A, Shea K (2006) Integrating the study of non-native plant invasions across spatial scales. *Biological Invasions* 8(3): 399-413.
- Richardson DM, Rejmanek M (2011) Trees and shrubs as invasive species - a global review. *Diversity and Distributions* 17(5): 788-809.
- Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, over-exploitation, and disease. *BioScience* 48(8): 607-616.

AUTORI

Renato Benesperi (renato.benesperi@unifi.it), Lorenzo Lazzaro (lorenzo.lazzaro@unifi.it), Dipartimento di Biologia, Università di Firenze, Via G. La Pira 4, 50121 Firenze

Juri Nascimbene (juri.nascimbene@unibo.it), Alessandro Chiarucci (alessandro.chiarucci@unibo.it), Dipartimento di Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali, Università di Bologna, Via Irnerio 42, 40126 Bologna

Paola Malaspina (paola.malaspina@edu.unige.it), Paolo Giordani (giordani@difar.unige.it), Dipartimento di Farmacia, Università di Genova, Viale Cembrano 4, 16148 Genova

Gabriele Casazza (gabriele.casazza@imbe.fr), Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie Marine et Continentale, Avenue L.P. Bât Villemin, BP 80, F-13545 Aix-en-Provence cedex 04, France

Autore di riferimento: Paolo Giordani

Distribuzione e invasività di *Acacia mearnsii* in Sardegna

G. Brundu, L. Podda, V. Lozano, M. Porceddu, G. Bacchetta

Acacia mearnsii De Wild. (De Wildeman 1925), chiamata anche mimosa nera, è una fanerofita originaria dell'Australia sudorientale, appartenente alla famiglia delle Fabaceae, sottofamiglia Caesalpinioideae (The Legume Phylogeny Working Group 2017). Ha generalmente portamento arboreo, un ciclo vitale relativamente breve (<100 anni) e in Sardegna raggiunge i 25 m di altezza e i 130 cm di diametro. I capolini sono di colore giallo pallido e simili a quella di *Acacia dealbata* Link subsp. *dealbata*, pianta con la quale può essere confusa. Oltre a quest'ultima, in Sardegna sono attualmente censite altre sei specie del genere *Acacia* Mill. (*A. cultriformis* A.Cunn. ex G.Don, *A. longifolia* (Andrews) Willd., *A. melanoxylon* R.Br., *A. provincialis* A.Camus, *A. pycnantha* Benth., *A. saligna* (Labill.) H.L.Wendl.) e tre del genere affine *Vachellia* Wight & Arn. (*V. caven* (Molina) Seigler & Ebinger, *V. farnesiana* (L.) Wight & Arn., *V. karroo* (Hayne) Banfi & Galasso). Di queste, *A. mearnsii*, *A. provincialis* e *A. saligna* hanno lo status di invasive (Galasso et al. 2018).

In Italia *A. mearnsii* è presente soltanto in Sardegna (Galasso et al. 2018), mentre in Europa è stata introdotta in Francia (Corsica), Portogallo e Madeira, Spagna, Turchia (CABI 2018+).

Considerata tra le 100 specie più invasive al mondo dalla IUCN (Lowe et al. 2000), è segnalata come invasiva in almeno 12 aree geografiche (Richardson, Rejmánek 2011, Rejmánek, Richardson 2013, Liu et al. 2016), tra cui Portogallo, Spagna, Sudafrica, Isola della Riunione, India, Cina, Israele, Nuova Zelanda, Caraibi, Isole Atlantiche (Capo Verde, Canarie e Madeira) e Isole Pacifiche (Hawaii).

È tra le specie forestali che causa maggior impatto sulla biodiversità e sulle caratteristiche del suolo degli ambienti ripariali (GISD 2018+). Avendo un comportamento pioniero, si insedia facilmente in aree degradate, colonizzando gli spazi lasciati liberi in habitat naturali (Liu et al. 2016). La sua invasività è dovuta soprattutto all'elevata produzione di semi, che possono rimanere vitali sino a 50 anni (Marchante et al. 2005) e che possono essere dispersi da formiche, piccoli mammiferi, uccelli e per idrocoria. Il fuoco stimola la germinazione e anche la ricrescita di polloni basali (US Forest Service 2018+). L'invasione delle sponde dei fiumi causa profonde canalizzazioni seguite da crolli durante le inondazioni (De Wit et al. 2001).

A. mearnsii è stata introdotta in molte aree geografiche del mondo per le sue caratteristiche multifunzionali, per la produzione del suo legno di elevato rendimento energetico, per l'estrazione di tannini dalla sua corteccia e per molti altri usi. In Sardegna fu introdotta nel territorio di Villacidro negli anni '20 del secolo passato in parcelle sperimentali di rimboscamento (Pavari, de Philippis 1941) e, più recentemente, anche altrove a scopo ornamentale (Vannelli 1987). Nel sito di prima introduzione in Sardegna si è ampiamente naturalizzata, in particolare lungo le sponde del Rio Leni, diventando invasiva ed entrando in competizione con le specie native tipiche delle comunità ripariali (Fig. 1). La sua diffusione lungo il Rio Leni si estende per circa 10 km, comprendendo sia il tratto a valle della diga per circa 2 km, sia quello a monte per circa 7 km. La presenza di *A. mearnsii* è stata rilevata soprattutto nelle cenosi ripariali tipiche della classe *Nerio oleandri-Tamaricetea africanae* Braun-Blanq. & O.Bolòs 1958 (oleandreti in particolare), costituite da boscaglie a oleandro legate alla dinamica fluviale di corsi d'acqua a regime torrentizio, e alle alleanze *Osmundo regalis-Alnion glutinosae* (Braun-Blanq., P.Silva & Rozeira 1956) Dierschke & Rivas-Mart. in Rivas-Mart. 1975 e *Populion albae* Braun-Blanq. ex Tchou 1948 (ontaneti e saliceti), rappresentate da comunità boschive che si sviluppano generalmente lungo gli alvei fluviali. In queste situazioni *A. mearnsii* spesso domina con altre specie aliene come *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. subsp. *camaldulensis* ed *E. globulus* Labill. subsp. *globulus*.

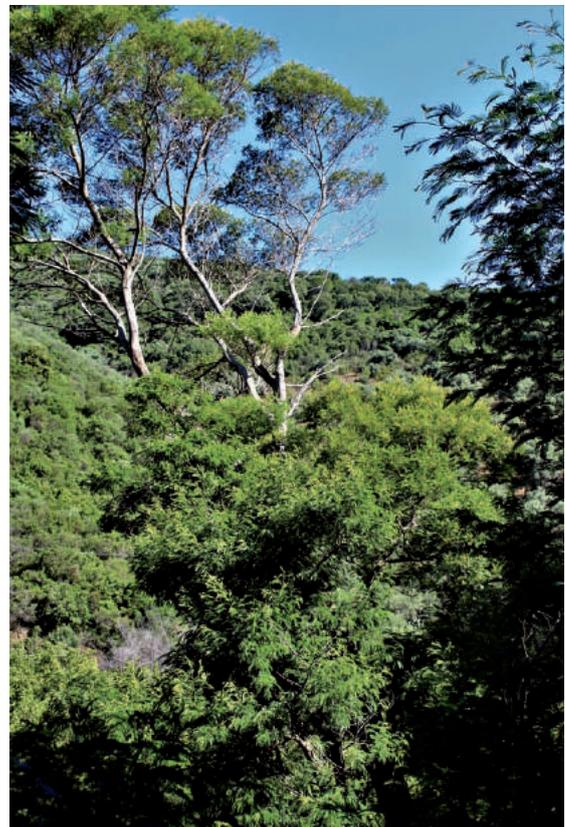


Fig. 1
Acacia mearnsii sul Rio Leni (Villacidro, SU).

Letteratura citata

- CABI (2018+) *Acacia mearnsii* [original text by Rojas-Sandoval J]. In: Invasive Species Compendium. CAB International, Wallingford. www.cabi.org/isc (ultimo accesso 12 ottobre 2018)
- De Wildeman EAJ (1925) *Plantae Bequaertianae. Études sur les récoltes botaniques du Dr. Bequaert chargé de missions au Congo Belge (1913-1915)*. Vol. 3(1). A. Buyens, Gent, Jacques Lechevalier, Paris.
- De Wit MP, Crookes DJ, Van Wilgen BW (2001) Conflicts of interest in environmental management: estimating the costs and benefits of a tree invasion. *Biological Invasions* 3(2): 167-178.
- Galasso G, Conti F, Peruzzi L, Ardenghi NMG, Banfi E, Celesti-Grappow L, Albano A, Alessandrini A, Bacchetta G, Ballelli S, Bandini Mazzanti M, Barberis G, Bernardo L, Blasi C, Bouvet D, Bovio M, Cecchi L, Del Guacchio E, Domina G, Fascetti S, Gallo M, Gubellini L, Guiggi A, Iamonicò D, Iberite M, Jiménez-Mejías P, Lattanzi E, Marchetti D, Martinetto E, Masin RR, Medagli P, Passalacqua NG, Peccenini S, Pennesi R, Pierini B, Podda L, Poldini L, Prosser F, Raimondo FM, Roma-Marzio F, Rosati L, Santangelo A, Scoppola A, Scortegagna S, Selvaggi A, Selvi F, Soldano A, Stinca A, Wagensommer RP, Wilhelm T, Bartolucci F (2018) An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems* 152(3): 556-592.
- GISD (Global Invasive Species Database) (2018+) Species profile: *Acacia mearnsii*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=51> (ultimo accesso 11 ottobre 2018).
- Liu M, Yang M, Song D, Zhang Z, Ou X (2016) Invasive *Acacia mearnsii* De Wilde in Kunming, Yunnan Province, China: a new biogeographic distribution that threatens airport safety. *NeoBiota* 29: 53-62.
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. Invasive Species Specialist Group, Auckland.
- Marchante H, Marchante E, Freitas H (2005) *Plantas invasoras em Portugal: fichas para identificação e controlo*. Ed. dos autores. Coimbra.
- Pavari A, de Philippis A (1941) La sperimentazione di specie forestali esotiche in Italia. Risultati del primo ventennio. *Annali della Sperimentazione agraria* 38: 1-648.
- Rejmánek M, Richardson DM (2013) Trees and shrubs as invasive alien species - 2013 update of the global database. *Diversity and Distributions* 19(8): 1093-1094.
- Richardson DM, Rejmánek M (2011) Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distributions* 17(5): 788-809.
- The Legume Phylogeny Working Group (LPWG) (2017) A new subfamily classification of the Leguminosae based on a taxonomically comprehensive phylogeny. *Taxon* 66(1): 44-77.
- US Forest Service (2018+) *Acacia mearnsii*. In: Pacific Island Ecosystems at Risk (PIER). http://www.hear.org/pier/species/acacia_mearnsii.htm (ultimo accesso 11 ottobre 2018).
- Vannelli S (1987) *Il verde in Sardegna. Guida alle piante e ai giardini di Ales, Alghero, Arborea, Carbonia, Iglesias, Lanusei, Macomer, Nuoro, Olbia, Oristano, Ozieri, Quartu S. Elena, Sassari, Siniscola, Tempio P., Tonara, Villacidro*. Regione Autonoma della Sardegna - Assessorato della Difesa dell'Ambiente, Cagliari.

AUTORI

Giuseppe Brundu (gbrundu@uniss.it), Lina Podda (lina.podda@gmail.com), Vanessa Lozano (vlozano@uniss.it), Dipartimento di Agraria, Università di Sassari, Viale Italia 39, 07100 Sassari

Marco Porceddu (porceddu.marco@unica.it), Gianluigi Bacchetta (bacchet@unica.it), Centro Conservazione Biodiversità, Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università di Cagliari, Viale Sant'Ignazio da Laconi 13, 09123 Cagliari.

Hortus Botanicus Karalitanus (HBK), Università di Cagliari, Viale Sant'Ignazio da Laconi 9-11, 09123 Cagliari

Autore di riferimento: Lina Podda

La regressione spontanea della macroalga aliena *Caulerpa taxifolia* nel Mediterraneo: quali sono le performance attuali su matte morta di *Posidonia oceanica*?

S. Caronni, S. Citterio, R. Gentili, C. Montagnani, A. Navone, P. Panzalis, G. Ceccherelli

Nel bacino del Mediterraneo è già stata accertata la presenza di oltre 700 specie aliene (Ojaveer et al. 2018) di cui, già nel 2006, 100 si erano rivelate fortemente invasive (Streftaris, Zenetos 2006). Più del 25% di tali specie è rappresentato da macroalghie provenienti dalle regioni tropicali e sub-tropicali, la cui proliferazione desta particolare preoccupazione per l'elevato potenziale invasivo (alti tassi di riproduzione vegetativa, efficaci mezzi di dispersione) (Schaffelke et al. 2006). Le macroalghie al momento più invasive in Mediterraneo appartengono in gran parte all'ordine delle Bryopsidales (Chlorophyta), di cui fanno parte anche *Caulerpa cylindracea* G.Sond. e *C. taxifolia* (M.Vahl) C.Agardh, congeneri della specie autoctona non invasiva *Caulerpa prolifera* (Forssk.) J.V.Lamour, che si sono rivelate particolarmente invasive nel bacino, tanto da essere definite rispettivamente "alga killer" e "peste del Mediterraneo".

C. taxifolia, in particolare, è originaria dell'Oceano Indiano e le fasi iniziali della sua invasione nel Mediterraneo risalgono al 1984, dopo un intervento di manutenzione di alcune vasche del Museo Oceanografico del Principato di Monaco (Meinesz, Hesse 1991, Belsher, Meinesz 1995). In pochi anni, *C. taxifolia* ha ricoperto 13.000 ha di fondale per lo più nella parte occidentale del *Mare Nostrum*, Italia compresa (Pizzolante 2002). Nonostante l'iniziale rapida diffusione, negli ultimi anni *C. taxifolia* sembra essere stabile o addirittura in regressione nel bacino (Montefalcone et al. 2015). Le cause di questo fenomeno sono però ancora poche note e non esistono in letteratura informazioni dettagliate sull'argomento (Jaubert et al. 2003).

Al fine di migliorare le conoscenze a riguardo, è particolarmente interessante valutare il ruolo delle specie algali autoctone nel regolare la *performance* di *C. taxifolia* in questa fase di regressione nel Mediterraneo. Studi simili erano già stati condotti quando la specie era ancora in espansione nel bacino (Caronni S. 2011 dati non pubblicati) e replicare ora gli esperimenti manipolativi condotti in passato permette di effettuare interessanti confronti. Per questo motivo, nell'estate del 2018, è stato ripetuto lungo le coste della Sardegna nord-orientale,



Fig. 1
Colonia di *Caulerpa taxifolia* in una prateria di *Posidonia oceanica* lungo le coste della Sardegna nord-orientale.

nella stessa zona del 2011 (Baia di Sos Aranzos), un esperimento di campo (Fig. 1). Su matte morta di *Posidonia oceanica* (L.) Delile sono stati trapiantati frammenti di *C. taxifolia* su porzioni di substrato colonizzato e non da feltri algali e da altre specie autoctone di macroalghie erette, quali *C. prolifera* e *Padina pavonica* (L.) Thivy. Ogni 15 giorni per circa due mesi, tempo sufficiente per determinare il successo dell'insediamento e la *performance* della macroalga (Ceccherelli, Cinelli 1999), è stato monitorato lo sviluppo dei frammenti trapiantati (lunghezza delle fronde).

I risultati ottenuti hanno evidenziato come sia su feltri algali sia su matte colonizzate da *C. prolifera* e *P. pavonica* i frammenti mostravano evidenti segni di stress rispetto a quelli trapiantati su matte non colonizzate. Inoltre, in presenza delle due macroalghie, le fronde apparivano di un verde decisamente meno acceso e gli stoloni erano privi di nuove piccole fronde, osservate, invece, su sola matte morta

dopo il trapianto. All'inizio dell'esperimento, la lunghezza delle fronde è risultata molto simile per tutti i frammenti trapiantati ($4,6-4,9 \pm 0,9$ cm sui differenti substrati) e le analisi statistiche effettuate sui dati raccolti a inizio esperimento hanno confermato l'assenza di significative differenze iniziali nella lunghezza delle fronde tra substrati. Già analizzando i dati raccolti a 15 giorni dall'inizio dell'esperimento sono state, invece, osservate differenze, seppur lievi, nella lunghezza delle fronde in relazione alla tipologia di substrato. Tali differenze sono andate aumentando nel periodo di studio e sono risultate particolarmente marcate in occasione dell'ultimo campionamento, a due mesi dal trapianto. Lunghezze significativamente maggiori (ANOVA: $F_{(3,40)}: 0,01; P < 0,05$) sono state, infatti, registrate misurando le fronde di *C. taxifolia* su matte non colonizzate ($12,4 \pm 0,7$ cm), mentre

sui substrati in cui la matre era, invece, popolata da feltri (lunghezza media: $7,4 \pm 0,2$ cm) e, soprattutto, da *C. prolifera* e *P. pavonica* le fronde sono risultate più corte, con lunghezze medie molto simili tra loro che non hanno superato $5,9 \pm 0,2$ e $4,9 \pm 0,4$ cm, rispettivamente.

Analizzando i risultati ottenuti nel corso dello studio, non sorprende che, così come nel 2011, *C. taxifolia* si sia insediata senza problemi su matre morta di *P. oceanica* non colonizzata da altre specie, poiché si tratta di un ambiente degradato ritenuto particolarmente adatto allo sviluppo della macroalga (Piazzi et al. 2001). Confrontando, invece, i dati ottenuti nel 2011 e nel 2018 sulle sue performance sugli altri substrati (Caronni S. dati non pubblicati), sono state osservate differenze particolarmente interessanti tra i due anni. Infatti, mentre nel 2011 non erano state registrate variazioni significative nella crescita di *C. taxifolia* su vari substrati indagati, nel 2018 la lunghezza delle fronde è risultata assai varia in relazione al substrato, evidenziando considerevoli differenze di performance. Infatti nel 2018, in particolare, la presenza di altre macroalghe, soprattutto di specie simili a *C. taxifolia*, sembra aver reso più difficoltoso l'insediamento della specie invasiva, con cui sembrano entrare in forte competizione. Questo risultato è stato confermato anche dalla constatazione che le fronde in assoluto più corte sono state ritrovate su matre colonizzata da *C. prolifera*, congenere di *C. taxifolia*, con la quale le interazioni competitive, sia dirette sia indirette, sono certamente maggiori, come provato anche in esperimenti simili condotti su *C. taxifolia* e sull'altra congenere presente nei nostri mari, *C. racemosa* (Forssk.) J. Agardh (Piazzi, Ceccherelli 2002).

In conclusione, i risultati ottenuti suggeriscono che in questa fase di regressione di *Caulerpa taxifolia* nel Mediterraneo, il successo del suo insediamento è fortemente mediato dalle interazioni competitive che si innescano tra questa specie esotica e le macroalghe autoctone presenti sul substrato, come già verificato in studi simili su altre specie (Scheibling, Gagnon 2006), contrariamente a quanto accadeva durante la sua fase espansiva nel bacino.

Letteratura citata

- Belsher T, Meinesz A (1995) Deep-water dispersal of the tropical alga *Caulerpa taxifolia* introduced into the Mediterranean. *Aquatic Botany* 51(1-2): 163-169.
- Ceccherelli G, Cinelli F (1999) Effects of *Posidonia oceanica* canopy on *Caulerpa taxifolia* size in a north-western Mediterranean bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 240(1): 19-36.
- Jaubert JM, Chisholm JR, Minghelli-Roman A, Marchioretto M, Morrow J H, Ripley HT (2003) Re-evaluation of the extent of *Caulerpa taxifolia* development in the northern Mediterranean using airborne spectrographic sensing. *Marine Ecology Progress Series* 263: 75-82.
- Meinesz A, Hesse B (1991) Introduction et invasion de l'algue *Caulerpa taxifolia* en Méditerranée nord-occidentale. *Oceanologica Acta* 14(4): 415-426.
- Montefalcone M, Morri C, Parravicini V, Bianchi CN (2015) A tale of two invaders: divergent spreading kinetics of the alien green algae *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa cylindracea*. *Biological Invasions* 17(9): 2717-2728.
- Ojaveer H, Galil B, Carlton JT, Alwey H, Gouletquer P, Lehtiniemi M, Marchini A, Miller W, Occhipinti-Ambrogi A, Peharda M, Ruiz GM, Williams SL, Zaiko A (2018) Historical baselines in marine bioinvasions: implications for policy and management. *PLoS ONE* 13(8): e0202383.
- Piazzi L, Balata D, Ceccherelli G, Cinelli F (2001) Comparative study of the growth of the two co-occurring introduced green algae *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa racemosa* along the Tuscan coast (Italy, western Mediterranean). *Cryptogamie Algologie* 22(4): 459-466.
- Piazzi L, Ceccherelli G (2002) Effects of competition between two introduced *Caulerpa*. *Marine Ecology Progress Series* 225: 189-195.
- Pizzolante R (2002) *Caulerpa taxifolia*, l'inarrestabile intrusa. *Galileo*, giornale di scienza e problemi globali, 11 ottobre 2002 <https://www.galileonet.it/2002/10/caulerpa-taxifolia-linarrestabile-intrusa/> (ultimo accesso 14 ottobre 2018).
- Schaffelke B, Smith JE, Hewitt CL (2006) Introduced macroalgae—a growing concern. *Journal of Applied Phycology* 18(3-5): 529-541.
- Scheibling RE, Gagnon P (2006) Competitive interactions between the invasive green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* and native canopy-forming seaweeds in Nova Scotia (Canada). *Marine Ecology Progress Series* 325: 1-14.
- Streftaris N, Zenetos A (2006) Alien marine species in the Mediterranean—the 100 'Worst Invasives' and their impact. *Mediterranean Marine Science* 7(1): 87-118.

AUTORI

Sarah Caronni (sarah.caronni@unipv.it), Sandra Citterio (sandra.citterio@unimib.it), Rodolfo Gentili (rodolfo.gentili@unimib.it), Chiara Montagnani (chiara.montagnani@unimib.it), Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra, Università di Milano-Bicocca, Piazza della Scienza 1, 20126 Milano

Augusto Navone (direzione@amptavolara.it), Pieraugusto Panzalis (ambiente@amptavolara.it), Area Marina Protetta Tavolara Punta Coda Cavallo, Via San Giovanni 14, 07026 Olbia (Sassari)

Giulia Ceccherelli (cecche@uniss.it), Dipartimento di Chimica e Farmacia, Università di Sassari, Via Piandanna 4, 07100 Sassari

Autore di riferimento: Sarah Caronni

***Lemna minuta*, una piccola grande specie acquatica invasiva**

S. Ceschin, F. Mariani

La lenticchia d'acqua americana, *Lemna minuta* Kunth, è una delle fanerogame più piccole al mondo e rientra nella famiglia delle Araceae. Si tratta di una specie acquatica pleustofita caratterizzata, come le altre specie del genere, da un corpo vegetativo (fronda) alquanto semplice e ridotto (2-3 mm), in cui non c'è alcuna distinzione tra fusto e foglia e provvisto di una singola radice non ramificata. La specie, diffusa in acque dolci stagnanti o debolmente fluenti per lo più eutrofiche (Preston, Croft 1997, Ceschin et al. 2018b), è originaria delle zone temperate e subtropicali del continente americano e, in tempi relativamente recenti (anni '60 del secolo scorso), è arrivata in Europa dove ha avuto una forte e rapida diffusione (DAISIE 2018+). Ricostruendo i principali eventi di invasione della specie in Europa, è emerso che i primi siti di colonizzazione sono stati lungo le coste atlantiche europee. Intorno agli anni '80, la diffusione di *L. minuta* si è estesa a tutto il Regno Unito e all'Europa centrale. Successivamente l'invasione ha riguardato l'Europa meridionale e orientale, dove si è stabilizzata intorno agli inizi del XXI secolo. Nell'ultimo decennio *L. minuta* ha consolidato la sua presenza in Europa occidentale e centrale, continuando a colonizzare nuove regioni del Mediterraneo e dell'Europa orientale (Ceschin et al. 2018a). Di recente, in molti Paesi europei, tra cui l'Italia, *L. minuta* è stata definita come una delle specie vegetali esotiche maggiormente invasive (Celesti-Grapow et al. 2009). Il suo carattere fortemente invasivo è legato in primo luogo alla sua notevole rapidità a riprodursi vegetativamente, arrivando addirittura a raddoppiare, in condizioni ottimali di crescita, il numero delle sue fronde in soli 2-3 giorni (Landolt 1986). Tale capacità consente a *L. minuta* di colonizzare rapidamente ampie superfici e di crescere notevolmente in biomassa. Questo è risultato particolarmente evidente da uno studio effettuato presso uno stagno semi-naturale situato all'interno della città di Roma (Ceschin et al. 2016b), in cui l'esotica, partendo da poche fronde iniziali, è riuscita in meno di due mesi a colonizzare l'intera superficie dello stagno (26 m²), formando un tappeto galleggiante dapprima monostratificato e poi multistratificato (Fig. 1). Questi popolamenti densi e multistratificati, spesso anche svariati centimetri (4-5 cm), impediscono la penetrazione di luce nella colonna d'acqua sottostante così come gli scambi gassosi nell'interfaccia aria-acqua, creando quindi condizioni di buio, abbassamento termico e quasi totale anossia. Tali condizioni, come dimostrato da diverse indagini (Janes et al. 1996, Ceschin et al. in prep.), risultano fortemente limitanti per la sopravvivenza della flora e della fauna acquatica. L'entità di tale impatto, che si manifesta quindi con alterazioni dei parametri chimico-fisici dell'acqua con conseguenze dirette sulla biodiversità locale, cresce all'aumentare dello spessore del tappeto (Ceschin et al. 2019). L'impatto della *L. minuta* sulla flora locale si manifesta anche attraverso processi di forte competizione con le altre specie macrofittiche, specialmente pleustofite, tra cui la congenerica nativa *L. minor* L., che, almeno in centro Italia, è stata parzialmente o totalmente sostituita dall'esotica (Ceschin et al. 2016a). Infatti, sebbene entrambe le due specie di *Lemna* presentino esigenze ecologiche simili e si riproducano per via vegetativa molto



Fig. 1

Singole fronde di *Lemna minuta* (A); tappeti densi multistratificati di *L. minuta* (B), spessi anche 4-5 cm (C).

velocemente, *L. minuta* mostra un tasso di crescita superiore rispetto alla nativa (Njambuya et al. 2011, Ceschin et al. 2016b), anche grazie alla sua maggiore capacità di utilizzare i nutrienti disponibili in acqua e investirli in nuova biomassa.

Data l'ampia diffusione e invasività di *L. minuta* in Europa, è diventato necessario limitare e controllare la crescita delle sue popolazioni. La gestione di questa esotica invasiva potrebbe essere effettuata adottando pratiche di controllo di tipo chimico, fisico o biologico. Per quello chimico, sebbene le specie del genere *Lemna* risultino particolarmente sensibili ad alcuni erbicidi (es. terbutryn, diquat e paraquat) (Landolt 1986), si sconsiglia

fortemente il loro uso in acqua perché in molti casi sono sostanze vietate in Italia e dal momento che negli ambienti acquatici la loro diffusione a partire dal sito di trattamento potrebbe essere considerevole, divenendo fatale non solo sulla specie *target* ma anche sul resto della flora e fauna erbivora locale. Un controllo fisico della specie può essere effettuato con retini o reti galleggianti a maglia stretta per rimuovere la notevole biomassa di *L. minuta* creatasi nel sito invasivo; questo tipo di controllo, però, può risolvere solo temporaneamente il problema poiché diventerebbe necessaria una rimozione continua a causa della sua capacità di ricolonizzazione molto rapida, che può verificarsi anche a partire da poche fronde rimanenti. Infatti, una rimozione completa della specie è molto difficile a causa delle piccole dimensioni delle sue fronde, che possono “nascondersi” tra le discontinuità delle sponde del sito (Ceschin et al. 2016b).

Considerando i limiti del controllo chimico e fisico, diventa necessario indagare ulteriori metodi come quello di tipo biologico, la cui attuazione deve comunque rispettare la normativa vigente per la lotta biologica. Alcuni studi specifici in atto sembrano aver portato a individuare un insetto acquatico dell'ordine dei lepidotteri da utilizzare come biocontrollore (Ceschin et al. in rev.). Esso è risultato, infatti, soddisfare una serie di criteri reputati necessari affinché possa essere considerato un buon agente di bio-controllo, e tra questi quello di essere un insetto autoctono, fitofago, associato alla specie vegetale *target*, localmente diffuso, polivoltino, a bassa capacità di dispersione, facile da allevare e moltiplicare in laboratorio. Studi preliminari suggeriscono che questo insetto sia in grado di rimuovere in maniera rapida ed efficace grandi quantità di *L. minuta*, riscontrando però alcune difficoltà quando la specie esotica si presenta sotto forma di densi materassi pluristratificati (Ceschin et al. in rev.). Pertanto, per aumentarne il grado di successo di contenimento/eradicazione, diverrebbe necessario attuare un controllo di tipo biologico combinato con uno strettamente fisico, da effettuare a monte del rilascio dell'insetto biocontrollore, con il fine di rimuovere gran parte della biomassa vegetale dell'esotica e limitarne quindi la presenza a tappeti monostratificati che sembrerebbero essere più gestibili da parte dell'insetto. Il mantenimento nel sito di basse coperture della *L. minuta* sarebbe poi garantito dall'azione continua dell'agente biocontrollore.

Letteratura citata

- Celesti-Grapow L, Pretto F, Brundu G, Carli E, Blasi C (Eds) (2009) Plant invasion in Italy an overview. Palombi and Partner S.r.l., Roma.
- Ceschin S, Abati S, Ellwood NTW, Zuccarello V (2018a) Riding invasion waves: spatial and temporal patterns of the invasive *Lemna minuta* from its arrival to its spread across Europe. *Aquatic Botany* 150: 1-8.
- Ceschin S, Abati S, Leacche I, Iamonicò D, Iberite M, Zuccarello V (2016a) Does the alien *L. minuta* show an invasive behaviour outside its original range? Evidence of antagonism with the native *L. minor* L. in Central Italy. *International Review of Hydrobiology* 101(5-6): 173-181.
- Ceschin S, Abati S, Leacche I, Zuccarello V (2018b) Ecological comparison between duckweeds in Central Italy: the invasive *Lemna minuta* vs the native *L. minor*. *Plant Biosystems* 152(4): 674-683.
- Ceschin S, Abati S, Traversetti L, Spani F, Del Grosso F, Mazzini I, Scalici M (2019) Effects of the alien duckweed *Lemna minuta* Kunth on aquatic animals: an indoor experiment. *Plant Biosystems*. DOI: 10.1080/11263504.2018.1549605.
- Ceschin S, Della Bella V, Piccari F, Abati S (2016b) Colonization dynamics of the alien macrophyte *Lemna minuta* Kunth: a case study from a semi-natural pond in Appia Antica Regional Park (Rome, Italy). *Fundamental and Applied Limnology* 188(2): 93-101.
- Ceschin S, Di Giulio A, Fattorini S, Marianii F (in rev.) Biological control of the invasive alien duckweed (*Lemna minuta*): evidence from larvae of *Cataclysta lemnata* moth as biocontroller. *Biocontrol*.
- Ceschin S, Ferrante G, Mariani F, Traversetti L (in prep.) Impact of the invasive duckweed *Lemna minuta* on aquatic ecosystem. DAISIE (2018+) Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. <http://www.europe-aliens.org> (ultimo accesso 14 ottobre 2018).
- Janes AR, Eaton WJ, Hardwick K (1996) The effects of floating mats of *Azolla filiculoides* Lam. and *Lemna minuta* Kunth on the growth of submerged macrophytes. In: Caffrey JM, Barrett PRF, Murphy KJ, Wade PM (Eds) *Management and ecology of freshwater plants*. *Developments in Hydrobiology* 120: 23-26. Springer, Dordrecht.
- Landolt E (1986) The family of Lemnaceae - a monographic study 1: morphology, karyology, ecology, geographic distribution, systematic position, nomenclature, descriptions. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rubel, Zurich* 71: 1-566.
- Njambuya J, Stiers I, Triest L (2011) Competition between *Lemna minuta* and *Lemna minor* at different nutrient concentrations. *Aquatic Botany* 94(4):158-164.
- Preston CD, Croft JM (1997) *Aquatic plants in Britain and Ireland*. Harley Books, Colchester.

AUTORI

Simona Ceschin (simona.ceschin@uniroma3.it), Flaminia Mariani (fla.mariani2@stud.uniroma3.it), Dipartimento di Scienze, Università di Roma Tre, Viale G. Marconi 446, 00146 Roma
Autore di riferimento: Simona Ceschin

***Quercus rubra*, *Prunus serotina* e *Robinia pseudoacacia*: impatti sull'ecosistema forestale autoctono della pianura lombarda**

R. Gentili, C. Ferrè, E. Cardarelli, C. Montagnani, G. Bogliani, S. Citterio, R. Comolli

L'insediamento di specie vegetali alloctone invasive, nel tempo, può modificare le relazioni pianta-suolo e le caratteristiche abiotiche e biotiche dell'ecosistema e quindi alterare fortemente la composizione e la struttura delle comunità vegetali e animali dell'area invasa (Pyšek, Richardson 2010, Vilá et al. 2011). In particolare, rispetto ai suoli sviluppati con il contributo di specie autoctone, quelli che hanno subito colonizzazione di specie alloctone mostrano spesso un aumento delle concentrazioni di carbonio organico, azoto totale, fosforo e un incremento di lettiera (Laungani, Knops 2009). Questi fattori possono influenzare direttamente l'attività microbica coinvolta nella decomposizione della lettiera (Mincheva et al. 2014). Pertanto, tali interferenze chimiche e biotiche associate alle invasioni biologiche possono ridurre la vitalità delle specie native, sia a livello individuale che di comunità (Wolfe et al. 2008).

Prunus serotina Ehrh., *Quercus rubra* L. e *Robinia pseudoacacia* L. (Fig. 1) sono specie alloctone invasive in grado di raggiungere livelli di dominanza nelle foreste temperate europee e producendo un effetto negativo sulla biodiversità (Woziwoda et al. 2014, Aerts et al. 2017, Vítková et al. 2017). A causa dei loro impatti, sono annoverate tra le peggiori specie alloctone invasive in Europa (Brundu, Richardson 2016). In Europa, infatti, nelle foreste miste gestite, queste tre specie possono colonizzare rapidamente strati arbustivi e arborei favorite da un'alta produzione di semi, elevati tassi di germinazione e sopravvivenza, rapida crescita, oltre che dalla possibilità di attuare strategie di riproduzione vegetativa (Kawaletz et al. 2013); si tratta di specie in grado di occupare le nicchie di specie arboree autoctone, diventando l'elemento dominante della vegetazione forestale. In Pianura Padana queste specie hanno invaso ampie superfici forestali, spesso sostituendosi agli autoctoni quercu-carpineti, caratterizzati da dominanza di *Quercus robur* L. subsp. *robur* e *Carpinus betulus* L.

Alla luce di quanto esposto, ipotizzando che l'insediamento di queste specie invasive possa avere effetti assai dannosi anche sull'ecosistema forestale della pianura lombarda, è stato valutato in modo comparato l'impatto di *P. serotina*, *Q. rubra* e *R. pseudoacacia* sulle componenti dell'ecosistema. A tal fine, sono stati campionati suolo, comunità vegetali e microartropodi in 12 aree forestali della Pianura Padana lombarda, comprese tra il Parco Alto Milanese e il Parco Ticino: le aree dominate dalle tre specie alloctone sono state confrontate con quelle dominate dalle specie native *Q. robur* subsp. *robur* e *C. betulus* (quercu-carpineti planiziali). Abbiamo valutato gli effetti dell'invasione su forme di humus, proprietà chimiche del suolo (stock di carbonio organico, rapporto C/N pH, saturazione in basi, capacità di scambio cationico, cationi scambiabili, fosforo), qualità biologica del suolo (QBS-ar e abbondanza di gruppi di microartropodi), attività batterica, struttura della comunità vegetale (composizione delle specie) e diversità (α -, β - e γ -diversità).

I risultati preliminari del nostro studio comparativo hanno evidenziato che le tre specie indagate alterano numerose componenti ecosistemiche rispetto alle aree forestali native, benché in misura notevolmente differente. In generale, *Q. rubra* sembra avere un maggior impatto negativo principalmente sugli strati organici del suolo e mostra livelli bassi (o alterati) di biodiversità animale e vegetale nel sottobosco. *R. pseudoacacia* altera il contenuto in basi del suolo determinando, tuttavia, un *feedback* positivo sulla qualità biologica del suolo (massimo QBS-ar) e sulla diversità vegetale (massima α -diversità), che tuttavia è caratterizzata da un'elevata



Fig. 1
Tipologie di bosco investigate nell'area di studio, compresa tra il Parco Alto Milanese e il Parco del Ticino.

copertura di specie vegetali ruderali e alloctone erbacee e arbustive. *P. serotina* mostra impatti intermedi rispetto alle altre due specie alloctone e una composizione in specie più simile a quelle dei popolamenti forestali autoctoni. In particolare, *P. serotina* supporta la presenza di specie nemorali quali *Convallaria majalis* L., *Polygonatum multiflorum* (L.) All. e *Vinca minor* L.

In conclusione, il nostro studio comparativo su tre specie alloctone invasive (*P. serotina*, *Q. rubra* e *R. pseudoacacia*) contribuisce a migliorare la comprensione dei fattori ecologici che accompagnano il loro insediamento. In particolare, tali specie alterano profondamente gli ecosistemi forestali in termini di forme di humus, cicli del carbonio e dei nutrienti, oltre a modificare la composizione e l'abbondanza delle specie native (vegetali e microartropodi).

Letteratura citata

- Aerts R, Ewald M, Nicolas M, Piat J, Skowronek S, Lenoir J, Hattab T, Garzón-López CX, Feilhauer H, Schmidlein S, Rocchini D, Decocq G, Somers B, Van De Kerchove R, Deneff K, Honnay O (2017) Invasion by the alien tree *Prunus serotina* alters ecosystem functions in a temperate deciduous forest. *Frontiers in Plant Science* 8: 179.
- Brundu G, Richardson DM (2016) Planted forests and invasive alien trees in Europe: a code for managing existing and future plantings to mitigate the risk of negative impacts from invasions. In: Daehler CC, van Kleunen M, Pyšek P, Richardson DM (Eds) Proceedings of 13th International EMAPi conference, Waikoloa, Hawaii. *NeoBiota* 30: 5-47.
- Kawaletz H, Mölder I, Zerbe S, Annighöfer P, Terwei A, Ammer C (2013) Exotic tree seedlings are much more competitive than natives but show underyielding when growing together. *Journal of Plant Ecology* 6(4): 305-315.
- Laungani R, Knops JMH (2009) Species-driven changes in nitrogen cycling can provide a mechanism for plant invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(30): 12400-12405.
- Mincheva T, Barni E, Varese GC, Brusa G, Cerabolini B, Siniscalco C (2014) Litter quality, decomposition rates and saprotrophic mycoflora in *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene and in adjacent native grassland vegetation. *Acta Oecologica* 54: 29-35.
- Pyšek P, Richardson DM (2010) Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35: 25-55.
- Vilá, M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14(7): 702-708.
- Vítková M, Müllerová J, Sádlo J, Pergl J, Pyšek P (2017) Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: a story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 384: 287-302.
- Wolfe BE, Rodgers VL, Stinson KA, Pringle A (2008) The invasive plant *Alliaria petiolata* (garlic mustard) inhibits ectomycorrhizal fungi in its introduced range. *Journal of Ecology* 96(4): 777-783.
- Woziwoda B, Kopeć D, Witkowski J (2014) The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 83(1): 39-49.

AUTORI

Rodolfo Gentili (rodolfo.gentili@unimib.it), Chiara Ferrè (chiara.ferre@unimib.it), Chiara Montagnani (chiara.montagnani@unimib.it), Sandra Citterio (sandra.citterio@unimib.it), Roberto Comolli (roberto.comolli@unimib.it), Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra, Università di Milano-Bicocca, Piazza della Scienza 1, 20126 Milano
Elisa Cardarelli (elisa.cardarelli@unipv.it), Giuseppe Bogliani (giuseppe.bogliani@unipv.it), Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia, Via Ferrata 1, 27100 Pavia
Autore di riferimento: Rodolfo Gentili

L'esperienza del Gruppo Specie vegetali Esotiche della Regione Piemonte: finalità, obiettivi e risultati raggiunti

Gruppo di Lavoro Specie Esotiche della Regione Piemonte (a cura del)

Nel 2012 la Regione Piemonte ha deciso di approfondire le problematiche determinate dalle specie vegetali esotiche invasive e ha avviato la definizione delle migliori attività di prevenzione/gestione/lotta e contenimento sul territorio piemontese. Per questo è stato attivato un Gruppo di Lavoro sulle Specie vegetali Esotiche, riconosciuto con Determinazione DB0701 n. 448 del 25 maggio 2012, al fine di:

- creare uno spazio di confronto tra i diversi enti che in Piemonte si occupano di specie alloctone e delle problematiche tecniche e gestionali determinate dalla loro presenza in ambito agricolo, sanitario, fitosanitario e di conservazione della biodiversità;
- concordare misure condivise di prevenzione/gestione/lotta/contenimento per le principali specie vegetali esotiche invasive.

Il Gruppo di Lavoro è coordinato dal Settore Biodiversità e Aree Naturali della Regione Piemonte ed è composto da rappresentanti dei settori Fitosanitario e Foreste della Regione Piemonte, dell'Università di Torino (DISAFA e DIBIOS), dell'IPLA, dell'ENEA, dell'Ordine dei Dottori Agronomi e Forestali, del CRA-PLF, del Museo Regionale di Scienze Naturali, di ARPA Piemonte e dei parchi regionali "Parco Po Torinese" e "Parco Po Vercellese/Alessandrino".

Uno dei primi risultati raggiunti dal Gruppo di Lavoro è stata la redazione di elenchi di specie esotiche invasive (*black list*), che sono stati riconosciuti dalla Giunta Regionale (DGR Piemonte n. 46-5100 del 18 dicembre 2012). A differenza di altre liste nere di specie esotiche a livello nazionale, per il territorio piemontese si è deciso di realizzare 3 diverse *Black List - Management, Action e Warning* - sulla base della diffusione delle entità sul territorio regionale e quindi sulla possibilità o meno di poter effettuare su di esse interventi di gestione e/o eradicazione. Gli elenchi possono essere consultati sulla pagina internet del Gruppo di Lavoro (http://www.regione.piemonte.it/ambiente/tutela_amb/esoticheInvasive.htm). Inoltre, per numerose specie inserite nelle *Black List* sono state redatte delle schede monografiche (consultabili e scaricabili dal suddetto link) nelle quali, oltre ai caratteri per il riconoscimento, all'ecologia, alla distribuzione regionale e agli impatti, sono state anche riportate le principali metodologie di prevenzione/gestione/lotta e contenimento nei diversi ambiti, che rappresentano le metodologie di riferimento regionale per tutti gli interventi di contrasto alle specie esotiche vegetali sul territorio piemontese. Inoltre, con DGR Piemonte n. 33-5174 del 12 giugno 2017 sono state approvate le linee guida "Gestione e controllo delle specie esotiche vegetali nell'ambito di cantieri con movimenti terra e di interventi di recupero e ripristino ambientale".

Nel corso degli anni, il Gruppo regionale ha svolto diverse attività di informazione per gli enti locali e di formazione per i tecnici ambientali e gli operatori del territorio, oltre ad aver attivato un confronto con alcuni vivai riguardo alle problematiche legate alle specie di bambù e al divieto di commercializzazione delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale individuate ai sensi del Regolamento (UE) n. 1143/2014. Inoltre il Gruppo è stato coinvolto nella gestione di diverse criticità emerse sul territorio regionale a causa della presenza di specie vegetali invasive, quali, ad esempio, *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier, *Senecio inaequidens* DC., *Reynoutria japonica* Houtt. e *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. A questo riguardo un caso emblematico è risultato quello per il contenimento di *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., specie compresa nell'elenco unionale delle specie invasive e rilevata in Piemonte per la prima volta nel 2016, nelle acque del Po a Torino (Selvaggi et al. 2017). In seguito alla scoperta della presenza di questa specie, constatati i rischi di invasione ulteriore del territorio regionale o sovraregionale, il Gruppo regionale ha provveduto a segnalarne la presenza agli organi competenti (Comune di Torino, Ministero dell'Ambiente e ISPRA) ed elaborare le più idonee modalità di intervento, che sono state successivamente applicate per effettuare in tempi brevi l'eradicazione della specie. Si è deciso di effettuare un'attenta e circoscritta rimozione manuale delle piante, comprensiva dell'apparato radicale, escludendo il controllo della vegetazione acquatica mediante sfalcio meccanico. Ciò al fine di evitare di diffondere la specie, considerando sia la sua capacità di rigenerarsi a partire da piccoli frammenti sia il fatto che aveva colonizzato il principale fiume italiano con forti rischi di espandersi nei corsi d'acqua e nelle aree umide a valle di Torino. L'azione di rimozione manuale, ripetuta a distanza di poche settimane, ha permesso di ridurre significativamente la biomassa accumulata durante i mesi estivi degli anni 2016 e 2017. Nel 2018 il sistema di monitoraggio pluriennale condotto da ENEA, Arpa Piemonte e Parco del Po torinese ha dato come risultato l'assenza di esemplari emergenti nelle acque del Po su tutto il territorio piemontese da Torino al confine regionale. L'insieme delle attività condotte su *M. aquaticum* ha rappresentato una prima applicazione a livello locale di quanto previsto dal Decreto Legislativo n. 230/2017 e un esempio di buona collaborazione tra i diversi enti territoriali per rispondere a quanto previsto dall'art. 19 del medesimo decreto.

Nel complesso, l'esperienza piemontese rappresenta un interessante spazio di confronto e condivisione su una problematica come quella delle specie esotiche vegetali, che necessita un approccio interdisciplinare e l'applicazione di metodologie e strumenti condivisi.

Letteratura citata

Selvaggi A, Massara M, Minciardi MR (2017) Nota floristica piemontese n. 818: *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (Haloragaceae). In: Selvaggi A, Soldano A, Pascale M, Dellavedova R (Eds) Note Floristiche Piemontesi n. 774-846. Rivista Piemontese di Storia Naturale 38: 372-374.

AUTORI

Gruppo di Lavoro Specie Esotiche della Regione Piemonte, c/o Matteo Massara (matteo.massara@regione.piemonte.it), Settore Biodiversità e Aree Naturali, Regione Piemonte, Via Principe Amedeo 17, 10123 Torino
Autore di riferimento: Matteo Massara

Modelli di distribuzione di piante native e non native in una rete di aree protette a diversa scala spaziale

S. Landi, V. Amici, G. Bacaro, M. Carboni, G. Filibeck, A. Scoppola, E. Tordoni, S. Bagella

L'introduzione di specie non native è considerata una delle maggiori cause di perdita della biodiversità (Sala et al. 2000, Lucy et al. 2016) e il loro monitoraggio e controllo rappresenta una priorità nella strategia per la conservazione della biodiversità. Le aree protette sono una componente chiave nella strategia di conservazione della biodiversità (Foxcroft et al. 2017). Tuttavia, queste si trovano spesso in una matrice antropizzata che promuove la diffusione delle specie non native (e.g., Foxcroft et al. 2007, Meiners, Pickett 2013).

Viene qui presentata un'indagine sul ruolo dei fattori biotici, ambientali (clima, eterogeneità del paesaggio) e antropogenici (vicinanza alle strade) sui pattern di diversità delle specie vegetali native e non native, che tiene conto anche dell'effetto della scala spaziale sul tipo e sulla robustezza dei parametri stimati.

Le domande alle quali si vuole rispondere sono: a) quale relazione esiste tra la composizione e la ricchezza di specie native e non native all'interno del *network* delle aree protette? b) la ricchezza delle specie native è influenzata dagli stessi fattori abiotici e antropogenici che influenzano le specie non native? c) in che modo i pattern osservati dipendono dalla scala spaziale analizzata (*invasion paradox*, Sax, Brown 2000)?

La ricerca è stata condotta nella rete di aree protette della provincia di Siena (4 riserve naturali e 17 zone speciali di conservazione), che occupa una superficie complessiva di 593 km² (15,6% della superficie provinciale). Le aree protette sono state ripartite in grandi, medie e piccole. I principali tipi di copertura del suolo comprendono: foreste di tipo termofilo dominate da leccio, roverella e cerro a quote più basse, foreste di tipo più mesofilo dominate da castagno o faggio a quote più elevate, aree agricole, arbusteti e macchia mediterranea sempreverde. I dati floristici sono stati raccolti utilizzando un campione di 604 punti localizzati in maniera casuale (Chiarucci et al. 2008, 2012). L'unità di campionamento utilizzata, con al centro il punto selezionato, è un quadrato di 10×10 m (indicato come plot). Le analisi sono state eseguite a scala di area protetta (AP) e a scala di plot. Per le analisi sono state utilizzate variabili di tipo biotico (ricchezza di specie) e abiotico (variabili climatiche, geografiche e topografiche, di disturbo come la densità delle strade per km²). Ad ogni scala spaziale è stata valutata: 1) la correlazione tra ricchezza di specie native e non native e 2) i fattori ambientali responsabili della loro variabilità. A scala di plot sono stati utilizzati modelli misti generalizzati, mentre a scala di AP modelli lineari generalizzati. I risultati mostrano che le aree protette della provincia di Siena ospitano una flora relativamente ricca, 1.041 taxa (specie e sottospecie, da qui in poi indicate genericamente come "specie"), di cui 48 non nativi. La percentuale media delle specie non native è 3,9% alla scala di plot e 4,9% a scala di AP. La percentuale di specie non native a scala nazionale è molto più elevata, il 19,49% (8.195 native vs 1.597 non native, Galasso et al. 2018). A scala di plot, la relazione tra specie native e non native non è risultata statisticamente significativa, mentre a scala di AP la relazione è risultata positiva e statisticamente significativa (ρ di Spearman = 388, $p < 0.001$). A questa scala, analizzando la relazione in considerazione dell'estensione dell'area protetta (piccole, medie e grandi estensioni) viene confermato l'"*invasion paradox*" (Sax, Brown 2000) (Fig. 1). A scala di plot, i modelli esplicativi della ricchezza di specie native mostrano che i fattori climatici e di uso del suolo contribuiscono a determinare parte della variabilità. Al contrario, la ricchezza di specie non native è determinata da fattori come la vicinanza dalle strade e la frammentazione degli habitat, oltre che da fattori climatici e microtopografici. Entrambi questi modelli, però, permettono di spiegare una percentuale di varianza relativamente bassa delle due variabili di risposta, per la scala considerata. Alla scala di AP, i modelli risultano invece più consistenti e spiegano circa il 70% della variabilità delle specie native e l'81% di quelle non native. In entrambi i modelli, l'area è uno dei principali fattori legati all'aumentare del numero di specie, come è ovvio attendersi dalla classica relazione specie-area. Per le specie native i fattori

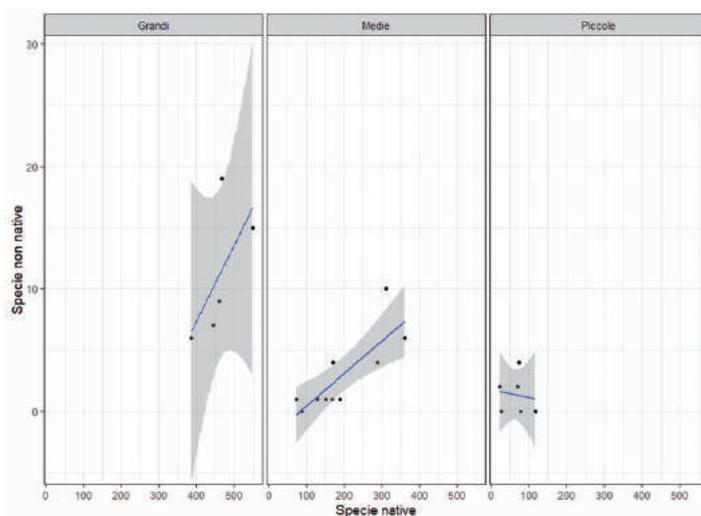


Fig. 1
Relazione tra specie native e non native alla scala di aree protette (AP) grandi, medie e piccole.

grandi estensioni) viene confermato l'"*invasion paradox*" (Sax, Brown 2000) (Fig. 1). A scala di plot, i modelli esplicativi della ricchezza di specie native mostrano che i fattori climatici e di uso del suolo contribuiscono a determinare parte della variabilità. Al contrario, la ricchezza di specie non native è determinata da fattori come la vicinanza dalle strade e la frammentazione degli habitat, oltre che da fattori climatici e microtopografici. Entrambi questi modelli, però, permettono di spiegare una percentuale di varianza relativamente bassa delle due variabili di risposta, per la scala considerata. Alla scala di AP, i modelli risultano invece più consistenti e spiegano circa il 70% della variabilità delle specie native e l'81% di quelle non native. In entrambi i modelli, l'area è uno dei principali fattori legati all'aumentare del numero di specie, come è ovvio attendersi dalla classica relazione specie-area. Per le specie native i fattori

climatici risultano i principali determinanti, mentre il pattern di diversità delle specie non native è determinato da una concausa di fattori di origine antropica, tra cui la densità delle strade all'interno dell'area protetta e la percentuale di aree agricole presenti. Si conferma quindi la relazione sempre più evidente tra il disturbo antropico e la diffusione di specie non native, che assume un'importanza particolare in questo studio, condotto in un contesto di *network* di aree protette. Si evidenzia, quindi, la necessità di impostare, nelle analisi ecologiche e negli studi di gestione e conservazione, analisi multiscalarari in grado di esplorare le relazioni di casualità tra le variabili, tenendo in considerazione come queste possano variare alle differenti scale spaziali.

Letteratura citata

- Chiarucci A, Bacaro G, Filibeck G, Landi S, Maccherini S, Scoppola A (2012) Scale dependence of plant species richness in a network of protected areas. *Biodiversity and Conservation* 21(2): 503-516.
- Chiarucci A, Bacaro G, Rocchini D (2008) Quantifying plant species diversity in a Natura 2000 network: old ideas and new proposals. *Biological Conservation* 141(10): 2608-2618.
- Foxcroft LC, Pyšek P, Richardson DM, Genovesi P, MacFadyen S (2017) Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. *Biological Invasions* 19(5): 1353-1378.
- Foxcroft LC, Rouget M, Richardson DM (2007) Risk assessment of riparian plant invasions into protected areas. *Conservation Biology* 21(2):412-421.
- Galasso G, Conti F, Peruzzi L, Ardenghi NMG, Banfi E, Celesti-Grappow L, Albano A, Alessandrini A, Bacchetta G, Ballelli S, Bandini Mazzanti M, Barberis G, Bernardo L, Blasi C, Bouvet D, Bovio M, Cecchi L, Del Guacchio E, Domina G, Fascetti S, Gallo M, Gubellini L, Guiggi A, Iamónico D, Iberite M, Jiménez-Mejías P, Lattanzi E, Marchetti D, Martinetto E, Masin RR, Medagli P, Passalacqua NG, Peccenini S, Pennesi R, Pierini B, Podda L, Poldini L, Prosser F, Raimondo FM, Roma-Marzio F, Rosati L, Santangelo A, Scoppola A, Scortegagna S, Selvaggi A, Selvi F, Soldano A, Stinca A, Wagensommer RP, Wilhelm T, Bartolucci F (2018) An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems* 152(3): 556-592.
- Lucy FE, Roy H, Simpson A, Carlton JT, Hanson JM, Magellan K, Campbell ML, Costello MJ, Pagad S, Hewitt CL, McDonald J, Cassey P, Thomaz SM, Katsanevakis S, Zenetos A, Tricarico E, Boggero E, Groom QJ, Adriaens T, Vanderhoeven S, Torchin M, Hufbauer R, Fuller P, Carman MR, Conn DB, Vitule JRS, Canning-Clode J, Galil BS, Ojaveer H, Bailey SA, Theriault TW, Claudi R, Gazda A, Dick JTA, Caffrey J, Witt A, Kenis M, Lehtiniemi M, Helmisaari H, Panov VE (2016) INVASIVESNET towards an international association for open knowledge on invasive alien species. *Management of Biological Invasions* 7(2): 131-139.
- Meiners SJ, Pickett STA (2013) Plant invasion in protected landscapes: exception or expectation? In: Foxcroft LC, Pyšek P, Richardson DM, Genovesi P (Eds) *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges*: 43-60. Springer, Dordrecht.
- Sala OE, Chapin IFS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DH, Mooney HA, Oesterheld M, Leroy Poff N, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459): 1770-1774.
- Sax DF, Brown JH (2000) The paradox of invasion. *Global Ecology and Biogeography* 9(5): 363-371.

AUTORI

Sara Landi (slandi@uniss.it), Simonetta Bagella (sbagella@uniss.it), Dipartimento di Chimica e Farmacia, Università di Sassari, Via Piandanna 4, 07100 Sassari

Valerio Amici (valerio.amici@gmail.com), Terradada, Loc. Campo al Ciotolo 2 bis, 58025 Monterotondo Marittimo (Grosseto)

Giovanni Bacaro, (gbacaro@units.it), Enrico Tordoni (etordoni@units.it), Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Trieste, Via L. Giorgieri 10, 34127 Trieste

Marta Carboni (marta.carboni@gmx.net), Department of Biological Sciences, University of Toronto Scarborough, 1265 Military Trail, Toronto M1C 1A4, ON, Canada

Goffredo Filibeck (filibeck@unitus.it), Anna Scoppola (scoppola@unitus.it), Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali (DAFNE), Università della Tuscia, Via San Camillo de Lellis snc, 01100 Viterbo

Autore di riferimento: Simonetta Bagella

Modelli di distribuzione per *Senecio inaequidens* in Sardegna

V. Lozano, P. Capece, G.A. Re, G. Brundu

Senecio inaequidens DC. (Asteraceae, African ragwort) è una specie erbacea perenne originaria del Sudafrica e giunta in Europa a metà del XX secolo. Il suo arrivo e la successiva rapida diffusione nell'Europa centrale sono ben documentati (Heger, Böhmer 2005). Oggi è presente in gran parte dell'Unione Europea. Segnalata per la prima volta in Italia nel 1947 nei dintorni di Verona (Prosser, Bertolli 2015), è oramai presente su tutto il territorio nazionale, isole maggiori comprese (Galasso et al. 2018), e risulta particolarmente diffusa e in forte espansione nelle regioni settentrionali e nelle aree montane di quelle centro-meridionali. *S. inaequidens* fu segnalata per la prima volta in Sardegna nel 1991 (Bocchieri 1991, Viegi 1993, Bacchetta et al. 2009) sul Monte Limbara (Punta Balestrieri). Nel corso dei rilievi di campo eseguiti nel 2015-2018 dagli autori del presente contributo, si è potuto osservare che *S. inaequidens* si è diffusa nella zona circostante la prima segnalazione, seguendo il tracciato di alcune strade e il percorso di alcuni fiumi (ad es. il Rio Parapinta), ovvero lungo i principali corridoi che ne hanno consentito la diffusione. È attualmente presente anche in ambito urbano e periurbano, nei comuni di Berchidda e Calangianus (com. pers. Giacomo Calvia 2018) e a Tempio Pausania. Proprio con il Comune di Tempio Pausania, l'ARPAS, partner del progetto ALIEM, nell'ambito delle attività della Rete Fenologica Regionale, insieme all'Università di Sassari sta avviando un tavolo operativo per valutare eventuali azioni di contenimento da svolgere durante il periodo autunno-invernale, quando la pianta risulta facilmente identificabile. La sua introduzione e successiva diffusione è legata soprattutto a eventi accidentali in quanto non presenta alcun interesse come specie ornamentale. Non si può tuttavia escludere che venga, sia pur limitatamente, commercializzata e diffusa volontariamente dall'uomo, anche a scopo ornamentale nei miscugli di specie. Infatti, a riguardo, in Svizzera sono state emanate disposizioni per limitarne la commercializzazione e l'utilizzo (Restrizioni sulla vendita di piante alloctone problematiche, ai sensi della decisione dell'AGIN del 22 settembre 2015). *S. inaequidens*, pur non essendo inserita tra le specie esotiche invasive di rilevanza unionale di cui al Regolamento (UE) n. 1143/2014, risulta comunque una specie invasiva molto pericolosa, oggetto di controllo in varie parti del mondo e anche a livello nazionale. Per tale motivo è inclusa dal 2004 nella lista di piante aliene invasive per la regione Europea e Mediterranea dalla EPPO (EPPO 2006). Diversi progetti nazionali e internazionali, quali, ad esempio, il PO marittimo Italia-Francia (ALIEM), LIFE RICO.PR.I. e LIFE AlterIAS, hanno intrapreso azioni di contenimento della diffusione e valutazione della distribuzione potenziale di *S. inaequidens*. La sua pericolosità è legata soprattutto alla presenza di alcaloidi pirrolizidinici, che dalla pianta possono facilmente passare agli animali (uomo compreso) attraverso varie modalità (Dimande et al. 2007, Wiedenfeld 2011). La presenza di significative quantità della pianta nel fieno può portare alla intossicazione e morte dei capi di bestiame (in particolare bovini ed equini) e al potenziale inquinamento ed eventuale deprezzamento di prodotti per l'alimentazione umana, quali il latte, per la facilità di trasmissione degli alcaloidi stessi (EFSA 2011, Morris, Potter 2013). Il polline può inquinare il miele.

I dati distributivi raccolti in campo in Sardegna nel 2015-2018, quelli ottenuti dai partner del progetto ALIEM e quelli disponibili in letteratura sono stati utilizzati per l'elaborazione di un modello di distribuzione potenziale della specie. Partendo dai dati distributivi è stato possibile creare dei modelli di *habitat suitability* (Fig. 1), utilizzando come predittori i dati climatici ricavati dalle

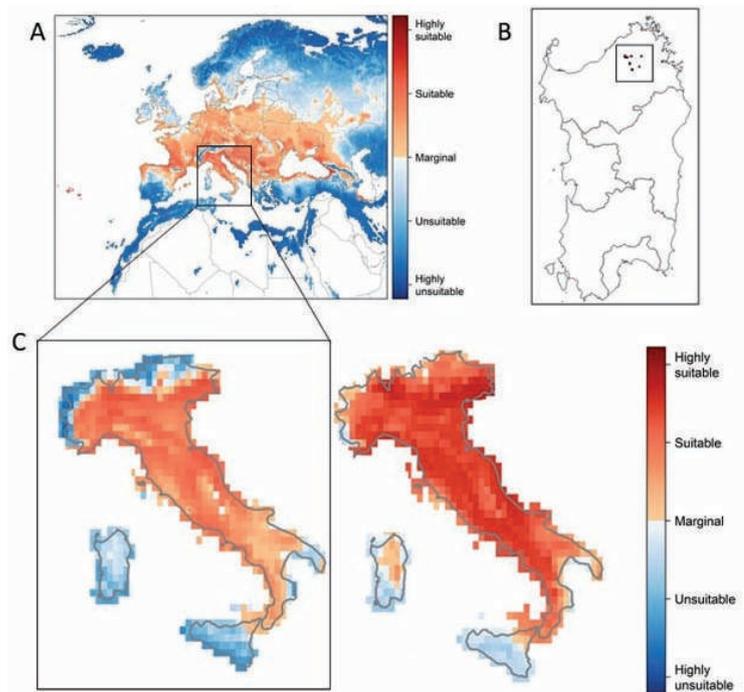


Fig. 1

(A) Mappa di idoneità ambientale attuale (*suitability*) di *Senecio inaequidens* in Europa; (B) punti nei quali la specie è stata osservata in Sardegna e localizzata con GPS; (C) mappa di idoneità attuale (sinistra) e potenziale (destra) in Italia.

variabili “Bioclim” contenute nel database “WorldClim” (Hijmans et al. 2005). I punti di distribuzione e le variabili climatiche costituiscono la base fondamentale per la messa a punto dei modelli distributivi per *S. inaequidens* con il software R e alcuni programmi dedicati (ad es. biomod2, dismo, raster, spocc). Per stimare l'effetto dei cambiamenti climatici sulla distribuzione, sono stati elaborati modelli con le condizioni climatiche future per il 2070 nell'ambito del “Representative Concentration Pathway (RCP) 8.5”. Per la modellistica è stata impiegata una strategia di *background-presence* (in quanto si dispone di dati di sola presenza), utilizzando il pacchetto BIOMOD2 R v3.3-7 (Thuiller et al. 2014). Il set di dati (composto da presenze e pseudo-assenze) è stato suddiviso in due parti: 80% per la formazione del modello (*training*) e 20% per la valutazione del modello (*testing*). Il set di dati di *training* è stato analizzato con nove algoritmi diversi secondo le impostazioni predefinite di BIOMOD2. La prestazione predittiva del modello è valutata calcolando il valore AUC (*Area Under the Receiver-Operator Curve*) per le previsioni del modello sui dati di valutazione. Le mappe ottenute sono indicative delle aree in cui eseguire il monitoraggio e la verifica relativa alla presenza della specie nonché gli interventi di controllo e rimozione, in Sardegna e più in generale in Italia.

Ringraziamenti

Questo studio è stato supportato dal progetto ALIEM “Action pour Limiter les risques de diffusion des espèces Introduites Envahissantes en Méditerranée” PC IFM 2014-2020. Si ringrazia il dott. Giacomo Calvia per aver fornito dati integrativi sulla distribuzione della specie in Sardegna.

Letteratura citata

- Bacchetta G, Mayoral Garcia Berlanga O, Podda L (2009) Catálogo de la flora exótica de la isla de Cerdeña (Italia). *Flora Montiberica* 41: 35-61.
- Bocchieri E (1991) Segnalazioni floristiche italiane: 621. *Informatore Botanico Italiano* 22(3) (1990): 249.
- Dimande AFP, Botha CJ, Prozesky L, Bekker L, Rosemann GM, Labuschagne L, Retief E (2007) The toxicity of *Senecio inaequidens* DC. *Journal of the South African Veterinary Association* 78(3): 121-129.
- EFSA (2011) Scientific opinion on pyrrolizidine alkaloids in food and feed. *EFSA Journal* 9(11): 2406.
- EPP0 (2006) EPP0 data sheet on Invasive Plants. *Senecio inaequidens*. Web version 2006-02-01 - doc 05-11836. (ultimo accesso 14 ottobre 2018).
- Galasso G, Conti F, Peruzzi L, Ardenghi NMG, Banfi E, Celesti-Grappo L, Albano A, Alessandrini A, Bacchetta G, Ballelli S, Bandini Mazzanti M, Barberis G, Bernardo L, Blasi C, Bouvet D, Bovio M, Cecchi L, Del Guacchio E, Domina G, Fascetti S, Gallo M, Gubellini L, Guiggi A, Iamónico D, Iberite M, Jiménez-Mejías P, Lattanzi E, Marchetti D, Martinetto E, Masin RR, Medagli P, Passalacqua NG, Peccenini S, Pennesi R, Pierini B, Podda L, Poldini L, Prosser F, Raimondo FM, Roma-Marzio F, Rosati L, Santangelo A, Scoppola A, Scortegagna S, Selvaggi A, Selvi F, Soldano A, Stinca A, Wagensommer RP, Wilhelm T, Bartolucci F (2018) An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems* 152(3): 556-592.
- Heger T, Böhmer HJ (2005) The invasion of Central Europe by *Senecio inaequidens* DC. *Erdkunde* 59(1): 34-49.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Morris JG, Potter ME (2013) Foodborne infections and intoxications, food science and technology, International Series, 4th edition.
- Prosser F, Bertolli A (2015) Atlante di 50 specie esotiche del Trentino. Fondazione Museo Civico di Rovereto, Rovereto (Trento), Provincia Autonoma di Trento, Trento.
- Thuiller W, Georges D, Engler R (2014) Biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling. R package version 3.3-7 <https://cran.r-project.org/web/packages/biomod2/index.html> (ultimo accesso 14 ottobre 2018).
- Viegi L (1993) Contributo alla conoscenza della biologia delle infestanti delle colture della Sardegna nord-occidentale. III censimento delle specie esotiche della Sardegna [Contribution to the knowledge of the biology of weeds of crops in North-Western Sardinia. First inventory of the exotic species of Sardinia]. *Bollettino della Società Sarda di Scienze Naturali* 29 (1992-1993): 131-234.
- Wiedenfeld H (2011) Plants containing pyrrolizidine alkaloids: toxicity and problems. *Food Additives & Contaminants* 28(3): 282-292.

AUTORI

Vanessa Lozano (vlozano@uniss.it), Giuseppe Brundu (gbrundu@uniss.it), Dipartimento di Agraria, Università di Sassari, Viale Italia 39, 07100 Sassari

Paolo Capece (pcapec@arpa.sardegna.it), Dipartimento Meteorologico Arpa, Viale Porto Torres 119, 07100 Sassari

Giovanni Antonio Re (gianni.re@ispaam.cnr.it), Istituto per il Sistema Produzione Animale in Ambiente Mediterraneo (ISPAAM), Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), Traversa La Crucca 3, Loc. Balduca, 07100 Sassari

Autore di riferimento: Vanessa Lozano

Nuove specie aliene al Lago di Bracciano: primi dati sulla valutazione *in situ/ex situ* della loro invasività

S. Magrini, S. Buono, L. Zucconi

Nel 2017 il Lago di Bracciano (Roma) è stato soggetto ad un notevole abbassamento dei livelli idrici, raggiungendo un minimo storico di quasi 2 m che ha causato un arretramento medio della linea di riva pari a 20-50 m. Questo evento ha ridotto in modo critico l'estensione degli habitat palustri e acquatici della cintura litorale e ha favorito cospicue ingressioni di specie igronitrofile e antropofile.

In alcune zone si è assistito a una vera invasione di specie aliene, come è successo presso l'Aeroporto di Vigna di Valle (Bracciano, Roma), dove è stato misurato un avanzamento della linea di costa di oltre 50 m. In quest'area sono state rinvenute e segnalate specie aliene nuove per l'Italia, come *Pavonia hastata* Cav. (Galasso et al. 2017), o per il Lazio, *Datura wrightii* Regel, *Physalis peruviana* L. e *Salvia hispanica* L. (Galasso et al. 2018a, b), insieme ad altre specie aliene come *Abutilon theophrasti* Medik., *Amorpha fruticosa* L., *Datura stramonium* L., *Eclipta prostrata* (L.) L. e *Ludwigia peploides* (Kunth) P.H.Raven subsp. *montevidensis* (Spreng.) P.H.Raven.

All'emergenza legata alla scomparsa di habitat e specie acquatici, si è aggiunta quella legata all'invasione di nuove specie aliene potenzialmente invasive. Dall'esigenza di capirne l'effettiva pericolosità per la ripresa dell'ambiente lacustre è nata questa ricerca, che è stata avviata nell'estate del 2017 dalla Banca del Germoplasma della Tuscia e che prevede attività sia *in situ* che *ex situ*.

La spiaggia antistante il Museo Storico dell'Aeronautica Militare, un'area confinata e chiusa al pubblico, è diventata un laboratorio all'aperto per valutare l'invasività di queste specie aliene e delineare eventuali strategie per il loro contenimento (Fig. 1). Dal 2017 le specie sono oggetto di monitoraggi *in situ*, sia fenologici, per definirne l'ampiezza della stagione vegetativa e riproduttiva, sia demografici, per valutarne la capacità di colonizzazione (per es. numero di plantule e distanza dalla pianta madre). Inoltre, sono state valutate *ex situ* alcune caratteristiche morfologiche e biofisiche dei semi, funzionali ai processi di dispersione e colonizzazione (numero di semi/frutto, peso, dimensione, forma, vitalità, capacità di galleggiamento) o di persistenza nel suolo (permeabilità del tegumento, contenuto in acqua) e che sono associati alla risposta delle piante ai disturbi e alla competizione (Jiménez-Alfaro et al. 2016). Parallelamente sono in corso studi sulla capacità di germinazione *in vitro*, attraverso test condotti a 6 temperature diverse (da 5 a 30 °C), sia con fotoperiodo 12/12h sia al buio. I risultati di queste prove stanno fornendo indicazioni interessanti sulla capacità e velocità di queste specie nel colonizzare nuovi ambienti (in termini di percentuale di germinazione, velocità e sincronia) e anche sulla loro capacità di adattamento a condizioni climatiche diverse (temperatura minima, massima e ottimale per la germinazione, fotosensibilità).

Con i dati ottenuti *in situ* ed *ex situ* sarà possibile valutare il loro potenziale di invasività attraverso le procedure di *risk assessment* (Pheloung et al. 1999, Lazzaro et al. 2016).



Fig. 1
Datura wrightii in fiore il 9 settembre 2017 presso il Museo Storico dell'Aeronautica Militare a Vigna di Valle (Bracciano, Roma).

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare il Ten. Col. Adelio Roviti, Direttore del Museo Storico dell'Aeronautica Militare di Vigna di Valle, Bracciano (Roma), per il permesso di svolgere questa attività di ricerca.

Letteratura citata

- Galasso G, Domina G, Adorni M, Ardenghi NMG, Bonari G, Buono S, Cancellieri L, Chianese G, Ferretti G, Fiaschi T, Forte L, Guarino R, Labadessa R, Lastrucci L, Lazzaro L, Magrini S, Minuto L, Mossini S, Olivieri N, Scoppola A, Stinca A, Turcato C, Nepi C (2018a) Notulae to the Italian alien vascular flora: 5. *Italian Botanist* 5: 45-56.
- Galasso G, Domina G, Alessandrini A, Ardenghi NMG, Bacchetta G, Ballelli S, Bartolucci F, Brundu G, Buono S, Busnardo G, Calvia G, Capece P, D'Antraccoli M, Di Nuzzo L, Fanfarillo E, Ferretti G, Guarino R, Iamónico D, Iberite M, Latini M, Lazzaro L, Lonati M, Lozano V, Magrini S, Mei G, Mereu G, Moro A, Mugnai M, Nicoletta G, Nimis PL, Olivieri N, Pennesi R, Peruzzi L, Podda L, Probo M, Prosser F, Ravetto Enri S, Roma-Marzio F, Ruggero A, Scafidi F, Stinca A, Nepi C (2018b) Notulae to the Italian alien vascular flora: 6. *Italian Botanist* 6: 65-90.
- Galasso G, Domina G, Bonari G, Buono S, Chianese G, Cortesi G, Frangini G, Iamónico D, Olivieri N, Peruzzi L, Pierini B, Roma-Marzio F, Scoppola A, Soldano A, Stinca A, Tomaselli V, Veronico G, Nepi C (2017) Notulae to the Italian alien vascular flora: 4. *Italian Botanist* 4: 33-41.
- Jiménez-Alfaro B, Silveira FAO, Fidelis A, Poschlod P, Commander LE (2016) Seed germination traits can contribute better to plant community ecology. *Journal of Vegetation Science* 27 (3): 637-645.
- Lazzaro L, Foggi B, Ferretti G, Brundu G (2016) Priority invasive alien plants in the Tuscan Archipelago (Italy): comparing the EPPO prioritization scheme with the Australian WRA. *Biological Invasions* 18(5): 1317-1333.
- Pheloung PC, Williams PA, Halloy SR (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* 57(4): 239-251.

AUTORI

Sara Magrini (magrini@unitus.it), Banca del Germoplasma della Tuscia, Università della Tuscia, Largo dell'Università, 01100 Viterbo

Sergio Buono (sergood@libero.it), Via XXV Aprile 6, 01010 Oriolo Romano (Viterbo)

Laura Zucconi (zucconi@unitus.it), Dipartimento di Scienze Ecologiche e Biologiche, Università della Tuscia, Largo dell'Università, 01100 Viterbo

Autore di riferimento: Sara Magrini

Citizen science: uno strumento di successo per monitorare le specie aliene marine. Il caso studio nelle acque della Sicilia (Mediterraneo centrale)

A.M. Mannino, P. Balistreri

L'introduzione di specie non indigene invasive (IAS, organismi introdotti in aree esterne al loro areale naturale con comportamento invasivo) è considerata una delle maggiori minacce alla biodiversità e al funzionamento degli ecosistemi naturali (Katsanevakis et al. 2014, Vergés et al. 2016). Una specie non-nativa (NIS) può diventare invasiva e causare perdita di biodiversità e cambiamenti nei servizi ecosistemici (Giakoumi 2014, Vergés et al. 2016). Nel Mediterraneo oggi sono presenti circa 1.000 NIS, delle quali 134 sono macrofite (Verlaque et al. 2015, Alós et al. 2016). Per ridurre il rischio di future introduzioni e meglio comprendere il potenziale invasivo e le dinamiche di diffusione delle NIS, sono necessari efficaci piani di monitoraggio e sorveglianza. Altrettanto importanti sono le campagne di sensibilizzazione rivolte ai cittadini. La *Citizen science* (CS, "scienza dei cittadini" o "scienza partecipata"), coinvolgendo i cittadini (turisti, pescatori, subacquei) nella raccolta di dati, potrebbe essere un utile strumento per ottenere dati sulle NIS, che diversamente sarebbe impossibile raccogliere per limitazioni di tempo e risorse. La *Citizen science* sta riscuotendo grande successo e il suo valore è ampiamente riconosciuto (Hecker et al. 2018). In questi ultimi anni si è assistito a un rapido aumento di progetti di *Citizen science*, anche grazie alle nuove tecnologie e all'accesso a internet, che hanno reso semplice e immediata la comunicazione, la condivisione e lo scambio di dati. I dati raccolti devono essere validati e verificati da esperti prima di essere utilizzati per scopi scientifici e gestionali. La Sicilia e le piccole isole, a seguito della posizione geografica e dell'intenso traffico marittimo (commercio, pesca e diporto), che facilitano l'introduzione di NIS (Katsanevakis et al. 2014), costituiscono una regione particolarmente vulnerabile alle invasioni biologiche (Katsanevakis et al. 2014), che può inoltre avere un ruolo chiave nella circolazione delle NIS all'interno del Mediterraneo. Riportiamo qui due esperienze di *Citizen science* realizzate lungo le coste siciliane: il Progetto "*Caulerpa cylindracea* - Egadi Islands" e il Progetto "*Aliens in the sea*".

Il primo progetto (Fig. 1), sponsorizzato dal Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche, Chimiche e Farmaceutiche (STEBICEF) dell'Università di Palermo e dall'Area Marina Protetta (AMP) Isole Egadi (costa occidentale della Sicilia), era finalizzato a creare un database su distribuzione e dinamiche di diffusione di *Caulerpa cylindracea* G.Sond. all'interno dell'AMP Isole Egadi. Tra le specie invasive, *C. cylindracea*, introdotta dall'Australia e Nuova Caledonia (Belton et al. 2014), suscita grande preoccupazione per l'impatto che ha sulle comunità autoctone (Klein, Verlaque 2008, Katsanevakis et al.



Fig. 1
Progetto "*Caulerpa cylindracea* - Egadi Islands": logo (sx.); campione di *Caulerpa cylindracea* (dx.).



Fig. 2
Progetto "*Aliens in the sea*": particolare del Poster relativo alle macrofite aliene.

STEBICEF, ha come obiettivo la raccolta di dati su 19 NIS lungo le coste siciliane (oggi esteso a tutte le coste italiane). Nel progetto abbiamo posto l'attenzione su 6 macrofite (*Halophila stipulacea* (Forssk.) Asch., *Asparagopsis armata* Harv., *A. taxiformis* (Delile) Trevis., *Caulerpa cylindracea*, *C. taxifolia* (M.Vahl) C.Agardh,

2014). Grazie al progetto sono stati raccolti 156 record (Mannino et al. 2016). Abbiamo inoltre ricevuto numerosi dati sul comportamento dell'alga, ma anche record e informazioni su altre NIS e specie criptogeniche (*sensu* Carlton 1996). Abbiamo osservato, ad esempio, che l'aumento di sedimentazione tra gli stoloni di *C. cylindracea* favoriva la stabilizzazione di un'altra NIS, il polichete tubicolo *Branchiommata bairdi* (McIntosh, 1885). Anche se il progetto si è concluso nel 2016, continuiamo a ricevere record, foto e informazioni su quest'alga.

Il secondo progetto (Fig. 2), lanciato nel giugno 2017 e sponsorizzato dal medesimo Dipartimento

C. taxifolia var. *distichophylla* (G.Sond.) M.Verlaque, Huisman & Procaccini). Ad oggi hanno aderito al Progetto diversi enti, aree marine protette (ad es. AMP Isole Egadi, Ustica, Capo Carbonara), *diving center*, associazioni e singoli cittadini. Sono giunte numerose segnalazioni di *C. cylindracea* nell'AMP Isola di Ustica e di *C. taxifolia* e *A. armata* nell'Isola di Favignana (AMP Isole Egadi). Numerose anche le segnalazioni di specie animali, quali, ad esempio, il mollusco *Aplysia dactylomela* (Rang, 1828), il granchio *Percecn gibbesi* (H.Milne Edwards, 1853) e il pesce *Fistularia commersoni* Rüppell, 1838. Questi progetti evidenziano l'importante contributo delle campagne di *Citizen science* nella raccolta di nuovi dati e informazioni sulle NIS e nei piani di monitoraggio e sorveglianza. Inoltre, in aree particolarmente vulnerabili alle invasioni biologiche, come la Sicilia, rappresentano un'opportunità per promuovere la creazione di *early-warning systems* e uno strumento efficace nella gestione delle introduzioni di NIS e IAS all'interno del Mar Mediterraneo.

Letteratura citata

- Alós J, Tomas F, Terrados J, Verbruggen H, Ballesteros E (2016) Fast-spreading green beds of recently introduced *Halimeda incrustata* invade Mallorca Island (NW Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series* 558: 153-158.
- Belton GS, Prud'homme van Reine WF, Huisman JM, Draisma SGA, Gurgel CFD (2014) Resolving phenotypic plasticity and species designation in the morphologically challenging *Caulerpa racemosa-peltata* complex (Chlorophyta, Caulerpaceae). *Journal of Phycology* 50(1): 32-54.
- Carlton JT (1996) Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* 77(6): 1653-1655.
- Giakoumi S (2014) Distribution patterns of the invasive herbivore *Siganus luridus* (Rüppell, 1829) and its relation to native benthic communities in the central Aegean Sea, Northeastern Mediterranean. *Marine Ecology* 35(1): 96-105.
- Hecker S, Haklay M, Bowser A, Makuch Z, Vogel J, Bonn A (2018) Citizen Science: innovation in open science, society and policy. UCL Press, London.
- Katsanevakis S, Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Ben Rais Lasram F, Zenetos A, Cardoso AC (2014) Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. *Frontiers in Marine Science* 1: 32.
- Klein J, Verlaque M (2008) The *Caulerpa racemosa* invasion: a critical review. *Marine Pollution Bulletin* 56(2): 205-225.
- Mannino AM, Donati S, Balistreri P (2016) The Project "*Caulerpa cylindracea* in the Egadi Islands": citizens and scientists working together to monitor marine alien species. *Biodiversity Journal* 7(4): 907-912.
- Vergés A, Doropoulos C, Malcolm HA, Skye M, Garcia-Pizá M, Marzinelli EM, Campbell AH, Ballesteros E, Hoey AS, Vila-Concejo A, Bozec YM, Steinberg PD (2016) Long-term empirical evidence of ocean warming leading to tropicalization of fish communities, increased herbivory, and loss of kelp. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(48): 13791-13796.
- Verlaque M, Ruitton S, Mineur F, Boudouresque CF (2015) Vol. 4 Macrophytes. In: Briand F (Ed.) CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean. CIESM publ., Monaco.

AUTORI

Anna Maria Mannino (annamaria.mannino@unipa.it), Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche, Chimiche e Farmaceutiche, Università di Palermo, Via Archirafi 38, 90123 Palermo
Paolo Balistreri (requin.blanc@hotmail.it), Vicolo Giotto 6, 91023 Favignana (Trapani)
Autore di riferimento: Anna Maria Mannino

La coesistenza di briofite e piante vascolari può essere perturbata dalle specie aliene invasive?

M. Marignani, M. Lussu, V. Murru, G. Bacaro, A. Cogoni

La relazione tra piante vascolari e briofite negli ambienti costieri è stata finora scarsamente studiata (Esposito, Filesì 2007, Murru et al. 2018), soprattutto se si considerano le specie vegetali non native presenti in questi ecosistemi. Infatti, diversi studi si sono occupati dell'impatto delle specie aliene invasive (IAS) sulle comunità vegetali native dei sistemi dunali sabbiosi (D'Antonio 1993, Cronk, Fuller 1995, Ehrenfeld 2003, Marchante et al. 2003, Campos et al. 2004, Isermann et al. 2007, Carboni et al. 2010, Del Vecchio et al. 2013, 2015, Marcantonio et al. 2014, Stešević et al. 2017), ma pochissimi lavori riguardano la relazione tra IAS e briofite (Zedda et al. 2010).

Scopo di questo lavoro è stato capire se la composizione in piante vascolari può essere predittiva di quella briofitica e in che modo le IAS influenzano la diversità delle comunità vascolari e delle comunità briofitiche presenti sulle dune costiere sabbiose.



Fig. 1.

Localizzazione dell'area di studio nel Sito di Interesse Comunitario "Isola dei Cavoli, Serpentara, Punta Molentis e Campulongu" e quadrato di rilevamento in sito invaso da *Carpobrotus* spp.

Lo studio ha riguardato una duna costiera non molto estesa caratterizzata da un'alta pressione antropica, nel comune di Villasimius (Cagliari, Sardegna meridionale) (Fig. 1). È stato effettuato un campionamento casuale semplice di 100 punti, con quadrati di 60 cm di lato nei quali sono state rilevate presenza e abbondanza (in percentuale) di briofite, piante vascolari e IAS, oltre alla percentuale di suolo nudo. Inoltre, per ciascuno dei 100 punti, sono state rilevate le coordinate a terra, la distanza dal mare, l'altitudine e il tipo di vegetazione (suolo nudo, macchia mediterranea sparsa, bassa e alta). In totale sono state rilevate 11 briofite e 61 piante vascolari, di cui 5 IAS (*Acacia saligna* (Labill.) H.L.Wendl., *Agave americana* L. subsp. *americana*, *Carpobrotus* spp., *Myoporum tetrandrum* (Labill.) Domin, *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill., presenti nel 13% dei campioni rilevati. Tra le briofite, *Tortella flavovirens* (Bruch) Broth. è la specie più comune e si conferma come pioniera; tra le IAS, invece, *Carpobrotus* spp. sono i taxa più abbondanti.

I dati sono stati analizzati utilizzando la composizione e l'abbondanza delle specie, ma anche alcuni caratteri morfo-funzionali. I risultati ottenuti mostrano che la relazione tra piante vascolari e briofite è debole ma significativa e questo sembra essere in parte spiegato dalla quota, dalla percentuale di suolo nudo e dalla distanza dal mare. Infatti, per quanto riguarda la composizione in specie, considerando sia i dati di presenza/assenza che di abbondanza, sia le variabili ambientali, si è visto che esiste una correlazione bassa ma significativa tra briofite e piante vascolari. Inoltre, la presenza di piante vascolari e di briofite dipende principalmente dalla distanza dal mare e dalla percentuale di suolo nudo: il turnover delle specie è maggiore se si considera la copertura vegetale rispetto al gradiente mare-terra. La relazione tra IAS e ricchezza di briofite e piante vascolari è debole e non significativa: la ricchezza delle specie briofitiche è influenzata negativamente dalla presenza di specie aliene, mentre la ricchezza delle specie di piante vascolari mostra un leggero aumento in presenza di specie esotiche, probabilmente per la maggiore disponibilità di acqua e suolo. Quindi, le IAS colpiscono sia le comunità briofitiche sia quelle vascolari e ciò sembra dipendere dall'influenza dei fattori limitanti indiretti presenti nelle dune sabbiose, come la disponibilità di acqua e di materia organica. Inoltre, di fondamentale importanza è la considerazione della scala spaziale analizzata, responsabile anch'essa della robustezza delle relazioni evidenziate in questo studio (Tordoni et al. 2018).

In futuro, l'adozione di un approccio multiscale e focalizzato anche sul ruolo funzionale di piante vascolari e briofite, attraverso un dettagliato studio dei caratteri morfo-funzionali, potrebbe fornire ulteriori informazioni

per comprendere meglio le relazioni esistenti tra questi due gruppi tassonomici in ambienti difficili come le coste sabbiose del Mediterraneo e la loro risposta alle invasioni delle specie aliene invasive.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato finanziato dalla Fondazione Banco di Sardegna e Regione Autonoma della Sardegna, LR Sardegna 7/2007 [DGR Sardegna 28/21 del 17/05/2015] Progetto "Impact of Invasive Alien Species on Sardinian ecosystems".

Letteratura citata

- Campos JA, Herrera M, Biurrun I, Loidi J (2004) The role of alien plants in the natural coastal vegetation in central-northern Spain. *Biodiversity and Conservation* 13(12): 2275-2293.
- Carboni M, Santoro R, Acosta ATR (2010) Are some communities of the coastal dune zonation more susceptible to alien plant invasion? *Journal of Plant Ecology* 3(2): 139-147.
- Cronk QCB, Fuller JL (1995) *Plant invaders: the threat to natural ecosystems*. Chapman and Hall, London.
- D'Antonio CM (1993) Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. *Ecology* 74(1): 83-95.
- Del Vecchio S, Acosta A, Stanisci A (2013) The impact of *Acacia saligna* invasion on Italian coastal dune EC habitats. *Comptes Rendus Biologies* 336(7): 364-369.
- Del Vecchio S, Pizzo L, Buffa G (2015) The response of plant community diversity to alien invasion: evidence from a sand dune time series. *Biodiversity and Conservation* 24(2): 371-392.
- Ehrenfel JG (2003) Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6(6): 503-523.
- Esposito A, Filesi L (2007) Caratterizzazione di comunità a *Crucianella maritima* e relazioni con la componente briofitica. *Fitosociologia* 44(2, suppl 1): 255-261.
- Isermann M, Diekmann M, Heemann S (2007) Effects of the expansion by *Hippophae rhamnoides* on plant species richness in coastal dunes. *Applied Vegetation Science* 10(1): 33-42.
- Marcantonio M, Rocchini D, Ottaviani G (2014) Impact of alien species on dune systems: a multifaceted approach. *Biodiversity and Conservation* 23(11): 2645-2668.
- Marchante H, Marchante E, Freitas H (2003) Invasion of the Portuguese dune ecosystems by the exotic species *Acacia longifolia* (Andrews) Willd.: effects at the community level. In: Child L, Brock JH (Eds) *Plant invasions: ecological threats and management solutions*: 75-85. Backhuys, Leiden.
- Murru V, Marignani M, Acosta ATR, Cogoni A (2018) Bryophytes in Mediterranean coastal dunes: ecological strategies and distribution along the vegetation zonation. *Plant Biosystems* 152(5): 1141-1148.
- Stešević D, Luković M, Caković D, Ružić N, Bubanja N, Šilc U (2017) Distribution of alien species along sand dune plant communities zonation. *Periodicum Biologorum* 119(4): 239-249.
- Tordoni E, Napolitano R, Maccherini S, Da Re D, Bacaro G (2018) Ecological drivers of plant diversity patterns in remnants coastal sand dune ecosystems along the northern Adriatic coastline. *Ecological Research* 33(6): 1157-1168.
- Zedda L, Cogoni A, Flore F, Brundu G (2010) Impacts of alien plants and man-made disturbance on soil-growing bryophyte and lichen diversity in coastal areas of Sardinia (Italy). *Plant Biosystems* 144(3): 547-562.

AUTORI

Michela Marignani (marignani@unica.it), Michele Lussu (michelelussu86@gmail.com), Valeria Murru (valem79v@libero.it), Annalena Cogoni (cogoni@unica.it), Sezione Botanica, Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università di Cagliari, Viale Sant'Ignazio 13, 09123 Cagliari

Giovanni Bacaro (gbacaro@units.it), Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Trieste, Via L. Giorgieri 10, 34127 Trieste

Autore di riferimento: Michela Marignani

Il progetto Marittimo ALIEM. Esperienze di monitoraggio e controllo

M. Mariotti, D. Badano, G. Casazza, S. Di Piazza, C. Montagnani, V. Ranieri, C. Turcato, M. Zotti, L. Minuto

Al progetto "ALIEM - Action pour Limiter les risques de diffusion des espèces Introduites Envahissantes en Méditerranée", nel Programma Italia-Francia Marittimo 2014-2020 Interreg, partecipano 9 Istituzioni coordinate dall'*Office de l'Environnement de la Corse*. Alcune attività del progetto vengono svolte dal Dipartimento di Scienze della Terra, Ambiente e Vita (DISTAV) dell'Università di Genova, in collaborazione con l'Agenzia Regionale per l'ambiente di Regione Liguria (ARPAL). Tali attività riguardano tre temi di ricerca.

1. Valutazione del potenziale invasivo di specie vegetali (*Acacia dealbata* Link, *Senecio angulatus* L.f., *S. inaequidens* DC. e *S. pterophorus* DC.) mediante analisi di nicchia e modelli di distribuzione delle specie. L'area di studio comprende PACA (Provenza-Alpi-Costa Azzurra), Corsica, Liguria, Sardegna e Toscana costiera. Per confrontare le nicchie delle specie nell'area d'origine rispetto a quelle nell'area d'invasione sono stati costruiti i modelli di distribuzione delle specie a livello mondiale poiché si tratta di specie esotiche diffuse in tutte le regioni a clima mediterraneo. I tre indici utilizzati per valutare la bontà dei modelli ROC, TSS e KAPPA (Hanley, McNeil 1982, Monserud, Leemans 1992, Allouche et al. 2006) hanno generalmente ottenuto valori superiori a 0,9 dimostrando una performance elevata dei modelli di distribuzione delle specie. I modelli costruiti per lo scenario climatico attuale indicano che le invasive considerate tendono generalmente a presentare una maggiore "habitat suitability" (aree climaticamente favorevoli) lungo le coste, con valori che diminuiscono inoltrandosi in aree di maggiore altitudine o più continentali. I risultati relativi alle percentuali dell'area favorevole attualmente occupata dimostrano per tutte le specie una presenza poco diffusa: i valori più alti sono di *A. dealbata* con 1,37% e *S. angulatus* con 0,73%, mentre le altre specie ottengono valori inferiori. Questo scenario di distribuzione potenziale sottolinea che tutte le specie in genere non occupano la maggior parte dell'area geografica con condizioni climaticamente favorevoli, rientrando nel fenomeno definito "range unfilling" geografico, da non confondersi con il concetto di "unfilling" di nicchia (Guisan et al. 2014). Questo può verificarsi a causa di condizioni di non-equilibrio con l'ambiente, sia nell'areale d'origine (es. la ricolonizzazione post-glaciale ancora in atto durante l'Olocene; Normand et al. 2011), sia nell'areale d'invasione dove, considerando le invasioni biologiche come fenomeni recenti e in costante evoluzione, è probabile che tale "unfilling" di areale geografico sia causato dal fatto che il processo d'invasione non si sia completato e quindi che la specie non sia ancora riuscita a occupare tutti gli ambienti potenzialmente favorevoli (Wilson et al. 2007). È interessante notare che, anche dalle osservazioni sul campo condotte in Liguria, le specie sembrano non disperdersi oltre le aree in cui sono state introdotte in origine (es. *A. dealbata* resta spesso al limite delle aree coltivate e *S. pterophorus* si ritrova principalmente nei pressi delle vie di comunicazione); queste osservazioni provano che le specie invasive non necessitano soltanto di aree climaticamente favorevoli per stabilirsi ed espandersi, ma devono essere anche in grado di superare barriere, sopravvivere e tollerare le condizioni biotiche nell'areale d'arrivo (Bellard et al. 2013). Le proiezioni future (non sono state registrate importanti differenze tra i due scenari RCP2.6 e RCP8.5) indicano una perdita di "habitat suitability" nelle aree, per lo più costiere, in cui sono attualmente le specie. Questa tendenza delle specie a perdere aree climaticamente favorevoli può spiegarsi col fatto che le temperature previste diventeranno troppo calde in molte regioni europee e che le specie invasive, oggi presenti in zone con clima mediterraneo, non saranno in grado di sopravvivere in aree che secondo le previsioni diventeranno molto più aride, come descritto da Dullinger et al. (2017). Alla luce di ciò, nonostante la presenza attuale così limitata rispetto all'areale potenziale e la riduzione generale dell'areale climaticamente favorevole prevista per il futuro, le specie invasive studiate meritano comunque attenzione, in particolare nei siti protetti e nelle aree, come quelle montane, più suscettibili all'effetto del cambiamento climatico futuro.

2. Prove di controllo di *Senecio deltoideus* Less. Le sperimentazioni, condotte presso i Giardini Botanici Hanbury, hanno previsto il test di 4 metodi per il controllo della specie (diserbante naturale - geraniolo -, pacciamatura, pirodiserbo e sfalcio) al fine di individuare il metodo migliore e meno impattante sull'ambiente circostante. I risultati della ricerca hanno evidenziato che il metodo più efficace per il contenimento di *S. deltoideus* è lo sfalcio, ripetuto 3 volte all'anno durante la stagione primaverile- estiva.

3. Metodi di monitoraggio e controllo/contrasto ecosostenibile nei confronti della piralide del bosso. *Cydalima perspectalis* (Walker 1859) è una falena aliena di origine asiatica particolarmente dannosa al genere *Buxus*, costituendo una seria minaccia sia per il verde ornamentale sia per habitat naturali. Questi hanno rappresentato il principale oggetto dello studio. Rilevamenti nel 2017 nell'Habitat 5110 (Natura 2000) di ZSC liguri hanno evidenziato notevoli danni causati da questo lepidottero in habitat di particolare pregio ed interesse scientifico. Nell'autunno del 2017, a seguito di una forte infestazione nei mesi precedenti, l'insetto ha mostrato un crollo demografico per esaurimento della sua unica risorsa trofica: foglie e giovani rami di *Buxus sempervirens* L. Diverse problematiche impediscono l'impiego di altri metodi di controllo (es. antiparassitari non specifici) nei

siti naturali protetti. Nel 2018 è stata testata in un sito pilota l'efficacia di trappole a feromoni per verificare la capacità della piralide di ricolonizzare aree già pesantemente compromesse, studiare la fenologia e valutare l'efficacia di questo sistema nel controllo della popolazione. Il monitoraggio non ha rilevato la presenza di adulti nel sito durante la primavera/estate 2018, seppur controlli dell'apparato vegetativo hanno mostrato la sporadica presenza di larve. A ottobre 2018 si è verificata un'improvvisa infestazione con contemporanea presenza di adulti e larve. Questo picco di popolazione corrisponde alla terza e ultima generazione annuale, prima dell'inverno (che viene superato da larve svernanti al primo stadio). Queste osservazioni mostrano che *C. perspectalis* è in grado di ricolonizzare aree già pesantemente colpite, con piante in fase di ripresa, sviluppandosi a spese dei nuovi getti delle piante. Un monitoraggio continuo e regolare risulta necessario, seppur occorra tener conto delle condizioni ambientali e verificare la presenza di stadi preimmaginali (Raineri et al 2017, Badano et al. 2019).

Nel corso del monitoraggio sono stati individuati segni di deperimento sulle foglie rimaste o su giovani germogli di individui già fortemente compromessi e defogliati dalle larve. A seguito di esami diretti, è stato isolato ripetutamente e identificato, attraverso un approccio polibacico (morfologico e molecolare) il fungo di recente descrizione *Neofusicoccum buxi* Crous (fam. Botryosphaeriaceae). Approfondimenti sono in corso.

Questi temi di ricerca che appartengono a settori disciplinari molto diversi fra loro (botanica, zoologia, micologia) evidenziano la necessità di un approccio multidisciplinare e una visione "olistica" per affrontare il problema delle invasioni di organismi alloctoni. Una visione multidisciplinare è indispensabile per affrontare una criticità così complessa poiché occorre considerare i molteplici rapporti interspecifici esistenti tra organismi animali, vegetali e fungini.

Letteratura citata

- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
- Badano D, Caracciolo D, Mariotti M, Raineri V (2019) Destruction of a protected habitat by an invasive alien species: the case of *Cydalima perspectalis* (Walker, 1859) in the box tree formations of Liguria (North-West Italy) (Lepidoptera: Crambidae). *SHILAP Revista de Lepidopterologia* 47(185): 87-95.
- Bellard C, Thuiller W, Leroy B, Genovesi P, Bakkenes M, Courchamp F. (2013) Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology* 19, 3740-3748.
- Dullinger I, Wessely J, Bossdorf O, Dawson W, Essl F, Gatringer A, Klöner G, Kreft H, Kuttner M, Moser D, Pergl J, Pyšek P, Thuiller W, van Kleunen M, Weigelt P, Winter M, Dullinger S (2017) Climate change will increase the naturalization risk from garden plants in Europe. *Global Ecology and Biogeography* 26: 43-53.
- Guisan A, Petitpierre B, Broennimann O, Daehler C, Kueffer C (2014) Unifying niche shift studies: insights from biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 29: 260-269.
- Hanley JA, McNeil BJ (1982) The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143: 29-36.
- Monserud R.A, Leemans R (1992) Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. *Ecological Modelling* 62: 275-293.
- Normand S, Ricklefs RE, Skov F, Bladt J, Tackenberg O, Svenning J-C (2011) Postglacial migration supplements climate in determining plant species ranges in Europe. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 278: 3644-3653.
- Raineri V, Bonechi F, Caracciolo D, Cresta P, Mariotti M (2017) *Cydalima perspectalis* (Walker, 1859) (Lepidoptera, Crambidae) and the threats for the Natura 2000 Habitat 5110 in Liguria (NWItaly). *Bollettino dei Musei e degli Istituti Biologici dell'Università di Genova* 79: 215-236.
- Wilson JRU, Richardson DM, Rouget M, Procheş Ş, Amis MA, Henderson L, Thuiller W (2007) Residence time and potential range: crucial considerations in modelling plant invasions. *Diversity and Distributions* 13: 11-22.

AUTORI

Mauro Mariotti (m.mariotti@unige.it), Davide Badano (davide.badano@gmail.com), Gabriele Casazza (gabriele.casazza@unige.it), Simone Di Piazza (simone.dipiazza@unige.it), Mirca Zotti (mirca.zotti@unige.it), Luigi Minuto (luigi.minuto@unige.it), DISTAV, Università di Genova, Corso Europa 26, 16132 Genova
 Chiara Montagnani (chiara.montagnani@unimib.it), Claudia Turcato (claudia.turcato@unige.it), Ce.S.Bi.N. s.r.l., Corso Europa 26, 16132 Genova
 Valter Raineri (valter.raineri@arpal.gov.it), ARPAL, Ufficio Biodiversità, Via Bombrini 8, 16149 Genova
 Autore di riferimento: Mauro Mariotti

Lotta alle specie vegetali esotiche invasive in Lombardia: ricerche, sperimentazioni e strategie regionali

C. Montagnani, R. Gentili, S. Caronni, G. Galasso, N.M.G. Ardenghi, G. Brusa, G. Rossi, B.E.L. Cerabolini, F. Bisi, A. Martinoli, S. Citterio

In Italia è stata accertata la presenza di almeno 1496 taxa vegetali alieni; la Lombardia detiene il primato di regione italiana con il più alto numero di piante esotiche (759 taxa confermati) e il 50% delle entità vegetali invasive rilevate sul territorio nazionale è presente nella regione (Galasso et al. 2018). In Lombardia le problematiche legate alle specie esotiche vegetali sono diverse e manifeste con impatti negativi a livello ambientale, sanitario ed economico. Pertanto, negli anni, la ricerca di base e applicata ha sviluppato sempre più linee d'indagine sulla flora esotica. Grande impulso agli studi e approfondimenti sugli aspetti tassonomico-nomenclaturali sono stati dati dal Museo di Storia Naturale di Milano (es. Banfi, Galasso 2010, Galasso et al. 2018) e dall'Università di Pavia (es. Ardenghi et al. 2017), ma sono molteplici le indagini dei botanici lombardi (es. SBI-LO, Gruppo FAB) raccolte nelle "Notulae ad plantas advenas Longobardiae spectantes". Studi sui cambiamenti ecologici legati alla "laurofillizzazione" dei boschi di latifoglie decidue a causa dell'ingresso di specie esotiche invasive (Cerabolini et al. 2008), oltre che ricerche sul potenziale riproduttivo di esotiche invasive (Brusa et al. 2008), sono stati affrontati dall'Università dell'Insubria. L'Università di Milano-Bicocca ha avviato una linea di ricerca dedicata agli organismi vegetali esotici terrestri e marini con studi sulle specie esotiche invasive e di rilevanza unionale relativi a biologia ed ecologia (Montagnani et al. 2017, Caronni et al. 2018, Gentili et al. 2018), distribuzione reale e potenziale (Gentili et al. 2017a, Montagnani et al. 2018), impatti ambientali e sanitari (Ghiani et al. 2012) e metodi di controllo eco-compatibili (Gentili et al. 2017b). Al contempo gli enti territoriali hanno promosso, con crescente attenzione, attività volte al contenimento di questa emergenza biologica e, nell'ambito del "LIFE IP GESTIRE 2020 - Nature Integrated Management to 2020 (LIFE14 IPE/IT/000018)", la Regione Lombardia (capofila) ha avviato, in collaborazione con le

Università lombarde, la redazione della strategia regionale per la gestione delle specie alloctone. Obiettivo cardine della strategia è individuare una prima lista di specie animali e vegetali per cui è prioritario il monitoraggio, controllo e/o eradicazione, stabilire quali sono le priorità d'intervento e definire le modalità d'azione più efficaci e sostenibili da applicare per ogni specie, prevedendo anche la redazione di protocolli specifici per alcune di esse. Per la parte vegetale il coordinamento è stato affidato all'Università di Milano-Bicocca, che si è avvalsa della collaborazione del Museo di Storia Naturale di Milano e di Brescia, dell'Università di Pavia e dell'Insubria, oltre che della SBI-LO. È stata redatta una lista di circa 70 taxa vegetali sui quali concentrare l'attenzione. Lo *screening* è stato effettuato in base alla rilevanza normativa, agli impatti negativi sulla biodiversità reali e potenziali e alla possibilità di attuare strategie di contenimento/eradicazione efficaci almeno su scala locale (*expert based approach*). Nella lista non sono state incluse le specie casuali, salvo i casi di particolare rilevanza normativa [es. *Pontederia crassipes* Mart. ≡ *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, specie di rilevanza unionale] o di specie il cui stato potrebbe cambiare in base a osservazioni preliminari effettuate [es. *Taxodium distichum* (L.) Rich.]; sono state altresì escluse le entità per le quali i dati a disposizione sono insufficienti. Il processo di *screening* ha permesso di limitare il numero di taxa invasivi ormai troppo diffusi in regione e difficilmente gestibili; è stato dato rilievo anche a entità naturalizzate con una distribuzione limitata, all'inizio del loro processo di colonizzazione, per le quali la totale eradicazione potrebbe essere ancora attuabile. È stato costituito un database geografico regionale delle presenze delle specie *target* (più di 16.140 record). Al fine di stabilire strategicamente le priorità d'intervento, è stato approntato un protocollo di prioritizzazione per la categorizzazione delle specie in base alla loro facilità di gestione/eradicazione (fattibilità) e agli impatti negativi reali e potenziali. L'elemento "fattibilità" è stato stimato adattando l'algoritmo elaborato da Panetta (2015), che

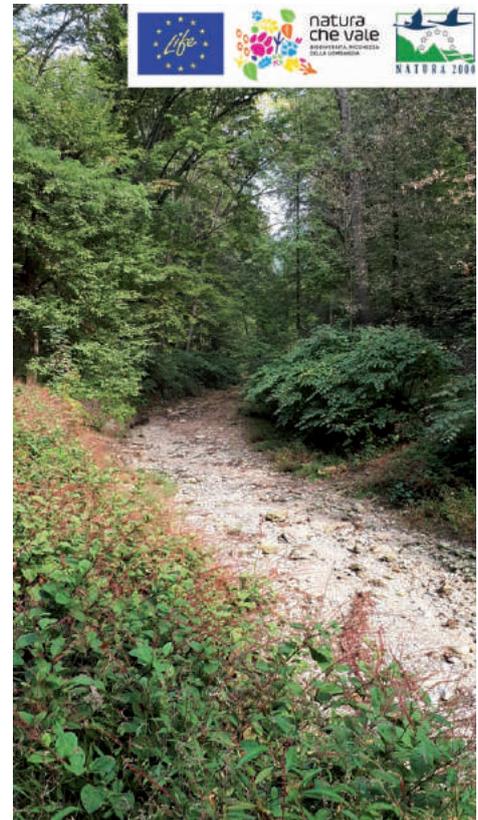


Fig. 1
Invasione di *Reynoutria japonica* Houtt. e *Persicaria filiformis* (Thunb.) Nakai nella Valle del Rio Pegorino (MB).

tiene conto del grado di diffusione del taxon e di alcuni elementi biologici rilevanti per la facilità o meno di gestione (velocità di raggiungimento della maturità sessuale, tempo di persistenza dei semi, vettori di dispersione); la gravità degli impatti è stata valutata secondo un approccio *expert-based* in base allo schema GISS di Nentwig et al. (2016). Tale categorizzazione è propedeutica a definire per quali entità sia necessario avviare con urgenza una procedura d'allerta e d'intervento, declinando anche le opzioni di gestione secondo una gamma d'interventi che va dall'eradicazione, al contenimento su scala locale o al "non-intervento/rassegnazione" nel caso di specie diffuse e di difficile contenimento (Pergl et al. 2016). Questo lavoro di concerto tra ricercatori e funzionari regionali permetterà a Regione Lombardia di costruire una solida struttura di allerta e gestione delle specie alloctone che faccia riferimento a un nutrito gruppo di esperti, necessario per affrontare un problema complesso come quello delle invasioni biologiche.

Letteratura citata

- Ardenghi NMG, Armstrong WP, Paganelli D (2017) *Wolffia columbiana* (Araceae, Lemnoideae): first record of the smallest alien flowering plant in southern Europe and Italy. *Botany Letters* 164(2):121-127.
- Banfi E, Galasso G (Eds) (2010) *La flora esotica lombarda*. Museo di Storia Naturale di Milano, Milano. [+ CD-Rom]
- Brusa G, Sartori M, Cerabolini B (2008) Analisi delle strategie riproduttive di una specie esotica invasiva, *Spiraea japonica* L., ai fini della pianificazione degli interventi di controllo. *Informatore Botanico Italiano* 40(2): 143-150.
- Caronni S, Calabretti C, Ceccherelli G, Citterio S, Delaria MA, Gentili R, Macri G, Montagnani C, Navone A, Panzalis P (2018) The interactive effect of herbivory, nutrient enrichment and mucilage on shallow rocky macroalgal communities. *PeerJ Preprints* 6: e26590v1.
- Cerabolini BEL, Brusa G, Grande D (2008) Analisi dei fattori che inducono modificazioni delle comunità forestali insubriche ad opera di specie esotiche invasive. In: Galasso G, Chiozzi G, Azuma M, Banfi E (Eds) *Le specie alloctone in Italia: censimenti, invasività e piani di azione*. Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano 36(1): 17-18.
- Galasso G, Conti F, Peruzzi L, Ardenghi NMG, Banfi E, Celesti-Grappow L, Albano A, Alessandrini A, Bacchetta G, Ballelli S, Bandini Mazzanti M, Barberis G, Bernardo L, Blasi C, Bouvet D, Bovio M, Cecchi L, Del Guacchio E, Domina G, Fascetti S, Gallo M, Gubellini L, Guiggi A, Iamonicò D, Iberite M, Jiménez-Mejías P, Lattanzi E, Marchetti D, Martinetto E, Masin RR, Medagli P, Passalacqua NG, Peccenini S, Pennesi R, Pierini B, Podda L, Poldini L, Prosser F, Raimondo FM, Roma-Marzio F, Rosati L, Santangelo A, Scoppola A, Scortegagna S, Selvaggi A, Selvi F, Soldano A, Stinca A, Wagensommer RP, Wilhelm T, Bartolucci F (2018) An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems* 152(3): 556-592.
- Gentili R, Ambrosini R, Montagnani C, Caronni S, Citterio S (2018) Effect of soil pH on the growth, reproductive investment and pollen allergenicity of *Ambrosia artemisiifolia* L. *Frontiers in Plant Science* 9: 1335.
- Gentili R, Gilardelli F, Bona E, Prosser F, Selvaggi A, Alessandrini A, Martini F, Nimis PL, Wilhelm T, Adorni M, Ardenghi NMG, Barni E, Bonafede F, Bonini M, Bouvet D, Buffa G, Ciappetta S, Giordana F, Faggi G, Ghiani A, Ghillani L, Marcucci R, Masin R, Morelli V, Montagnani C, Montanari S, Peccenini S, Pellizzari M, Romani E, Saiani D, Scortegagna S, Sirotti M, Truzzi A, Vignodelli M, Bagli L, Fiandri F, Siniscalco C, Citterio S (2017a) Distribution map of *Ambrosia artemisiifolia* L. (Asteraceae) in Italy. *Plant Biosystem* 151(3): 381-386.
- Gentili R, Montagnani C, Gilardelli F, Guarino MF, Citterio S (2017b) Let native species take their course: *Ambrosia artemisiifolia* replacement during natural or "artificial" succession. *Acta Oecologica*, 82: 32-40.
- Ghiani A, Aina R, Asero R, Bellotto E, Citterio S (2012) Ragweed pollen collected along high-traffic roads shows a higher allergenicity than pollen sampled in vegetated areas. *Allergy* 67(7): 887-894.
- Montagnani C, Casazza G, Gentili G, Caronni S, Citterio S (2018) *Pueraria lobata* in Europe: current and future potential spread of an alien species of union concern. In: *Book of abstract Neobiota 2018* (Dublino, 3-7 settembre 2018): 84.
- Montagnani C, Gentili R, Smith M, Guarino MF, Citterio S (2017) The worldwide spread, success, and impact of ragweed (*Ambrosia* spp.). *Critical Review in Plant Science* 36(3): 139-178
- Nentwig W, Bacher S, Pyšek P, Vilà M, Kumschick S (2016) The generic impact scoring system (GISS): a standardized tool to quantify the impacts of alien species. *Environmental Monitoring and Assessment* 188(5): 315.
- Panetta FD (2015) Weed eradication feasibility: lessons of the 21st century. *Weed Research* 55(3): 226-238.
- Pergl J, Sádlo J, Petrušek A, Laštůvka Z, Musil J, Perglová I, Šanda R, Šefrová H, Šíma J, Vohralík V, Pyšek P (2016) Black, grey and Watch lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *Neobiota* 28: 1-37.

AUTORI

Chiara Montagnani (chiara.montagnani@unimib.it), Rodolfo Gentili (rodolfo.gentili@unimib.it), Sarah Caronni (sarah.caronni@unipv.it), Sandra Citterio (sandra.citterio@unimib.it), Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra, Università degli Studi di Milano-Bicocca, Piazza della Scienza 1, 20126 Milano

Gabriele Galasso (gabriele.galasso@comune.milano.it), Sezione di Botanica, Museo di Storia Naturale di Milano, Corso Venezia 55, 20121 Milano

Nicola M.G. Ardenghi (nicolamariagi.ardenghi01@universitadipavia.it), Graziano Rossi (graziano.rossi@unipv.it), Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università degli Studi di Pavia, Via Sant'Epifanio 14, 27100 Pavia

Guido Brusa (guido.brusa@libero.it), Bruno E.L. Cerabolini (bruno.cerabolini@uninsubria.it), Francesco Bisi (francesco.bisi@uninsubria.it), Adriano Martinoli (adriano.martinoli@uninsubria.it), Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate, Università degli Studi dell'Insubria, Via J.H. Dunant 3, 21100 Varese

Autore di riferimento: Chiara Montagnani

Aggiornamenti sulla flora alloctona calabrese: novità e conferme

C.M. Musarella, V.L.A. Laface, A. Morabito, A. Cano-Ortiz, S. Cannavò, G. Spampinato

Nell'ambito delle ricerche floristiche svolte sul territorio calabrese negli ultimi 20 anni, l'Erbario e Laboratorio di Geobotanica del Dipartimento di Agraria dell'Università Mediterranea di Reggio Calabria ha notevolmente ampliato le conoscenze sulla flora e sulla vegetazione del territorio regionale calabrese (Brullo et al. 2001, Musarella, Tripodi 2004, Crisafulli et al. 2010, Signorino et al. 2011, Spampinato 2014, Cano et al. 2017, Laface et al. 2017, 2018, Spampinato et al. 2017, 2018, Panuccio et al. 2018). Nelle varie raccolte effettuate, numerosi sono stati i ritrovamenti di specie aliene, a volte con comportamento invasivo.

In questa comunicazione vengono presentate 2 novità e 7 conferme, con nuove stazioni, della presenza di specie alloctone nel territorio regionale calabrese.

Per la determinazione di alcune specie si è fatto ricorso a flore esotiche disponibili online, provviste di chiavi dicotomiche (es. Flora Zambesiaca 2018+). Per la nomenclatura aggiornata e la distribuzione regionale si è fatto riferimento a Galasso et al. (2018a).

Novità

1) *Physalis ixocarpa* Brot. ex Hornem. è stata rinvenuta una piccola popolazione casuale nei pressi del Lago dell'Aquila, nel comune di Laureana di Borrello (RC). Questa specie è nota come aliena casuale per Lombardia, Trentino-Alto Adige e Molise (Galasso et al. 2018a). Questa è la prima specie del genere *Physalis* segnalata per la flora della Calabria.

2) *Prunus laurocerasus* L. viene segnalato per la prima volta in Calabria nella ZSC "Bosco di Decollatura" (CZ) all'interno di un bosco di castagno vetusto, a 700 m s.l.m., su substrato costituito da scisti filladici con una pendenza di circa 45°. Sono stati rinvenuti più esemplari all'interno di un bosco, in ambienti naturali o semi naturali, dove può essere considerato naturalizzato.

Conferme

1) *Acacia saligna* (Labill.) H.L.Wendl., specie esotica invasiva originaria dell'Australia, è già nota per la Calabria e per altre regioni italiane. È un'aliena di pericolosità elevata, rinvenuta presso il Lago dell'Aquila e in varie località costiere della fascia ionica del reggino (Catona, Brancaleone). Tende a invadere le aree di macchia degradate da interventi antropici o dal passaggio del fuoco, soprattutto sui versanti soleggiati, e le aree costiere retrodunali, impattando diversi habitat psammofili di Direttiva CEE 43/92, in particolare gli habitat 2210 (Dune fisse del litorale - *Crucianellion maritimae*) e 2260 (Dune con vegetazione di sclerofille dei *Cisto-Lavanduletalia*).

2) *Boerhavia coccinea* Mill. [= *Boerhavia repens* L. subsp. *viscosa* (Choisy) Maire] è una specie originaria dei paesi della fascia tropicale, attualmente presente in Italia come invasiva soltanto in Sicilia e Calabria (Galasso et al. 2018a). Con questa nota si conferma la sua invasività per la regione calabrese: dopo la prima segnalazione da parte di Crisafulli et al. (2008), sono stati recentemente rinvenuti numerosi nuovi popolamenti in svariate località delle provincie di Reggio Calabria e Catanzaro.

3) *Cenchrus setaceus* (Forssk.) Morrone [= *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov.], aliena casuale in Calabria, dove è nota per altri territori (Bernardo et al. 2011), è stata recentemente trovata nei pressi della stazione ferroviaria di Gioia Tauro (RC).

4) *Galinsoga parviflora* Cav., esotica invasiva originaria del Sudamerica, è diffusa in tutte le regioni italiane. Si conferma la sua presenza in Calabria anche presso il Lago dell'Aquila (RC), dove si localizza quasi esclusivamente nei coltivi e rappresenta una delle più diffuse specie infestanti le colture arboree irrigue, quali agrumeti e impianti di kiwi.

5) *Lemna minuta* Kunth è un'esotica invasiva originaria dei territori neotropici (Centro- e Sudamerica), già segnalata per la Calabria settentrionale in un canale artificiale, di pericolosità elevata (Salerno, Ceschin 2015). È stata da noi rinvenuta nel Lago dell'Aquila (RC), all'interno della vegetazione pleustofitica assieme a *Lemna minor* L. Il ritrovamento in un habitat naturale ne evidenzia la notevole capacità invasiva.

6) *Salpichroa origanifolia* (Lam.) Baill. è una neofita originaria del Sudamerica, segnalata per la città di Reggio Calabria da Rossitto, Aquila (2002). Recentemente è stata trovata in due diverse località a sud e a nord del comune reggino, presso Pellaro e Gallico Marina, in ambienti analoghi: ciò evidenzia una espansione della specie che può essere considerata naturalizzata in Calabria.

7) *Symphotrichum squamatum* (Spreng.) G.L.Nesom, esotica originaria dei territori neotropici (Centro- e Sudamerica), invasiva in Calabria (Galasso et al. 2018b), si localizza nei pascoli umidi dove rappresenta un reale pericolo per la flora autoctona.

Molte ancora sono le specie aliene ritrovate o segnalate e da verificare sul territorio calabrese. Ciò a conferma dell'importanza quanto mai attuale di monitorare le specie alloctone in quanto possono invadere gli habitat

naturali e seminaturali, entrando in competizione con quelle autoctone e rappresentando così un reale pericolo per la conservazione della biodiversità.

Letteratura citata

- Bernardo L, Peruzzi L, Passalacqua NG (Eds) (2011) Flora vascolare della Calabria - Prodrómo. Volume I. *Informatore Botanico Italiano* 43(2): 185-332.
- Brullo S, Scelsi F, Spampinato G (2001) La vegetazione dell'Aspromonte. Studio fitosociologico. Laruffa Editore, Reggio Calabria.
- Cano E, Musarella CM, Cano-Ortiz A, Piñar Fuentes JC, Spampinato G, Pinto Gomes C (2017) Morphometric analysis and bioclimatic distribution of *Glebionis coronaria* s.l. (Asteraceae) in the Mediterranean area. *Phytokeys* 81: 103-126.
- Crisafulli A, Cannavò S, Maiorca G, Musarella CM, Signorino G, Spampinato G (2010) Aggiornamenti floristici per la Calabria. *Informatore Botanico Italiano* 42(2): 437-448.
- Crisafulli A, Maiorca G, Marino A, Musarella CM, Scuderi L, Signorino G, Spampinato G (2008) Aggiornamenti per la Flora Calabria. In: 103° Congresso della Società Botanica Italiana, Reggio Calabria, 17-19 September 2008. Riassunti, relazioni, comunicazioni, posters: 251.
- Flora Zambesiaca (2018+) Flora Zambesiaca <http://apps.kew.org/efloras/fz/intro.html> (ultimo accesso 14 ottobre 2018).
- Galasso G, Conti F, Peruzzi L, Ardenghi NMG, Banfi E, Celesti-Grappow L, Albano A, Alessandrini A, Bacchetta G, Ballelli S, Bandini Mazzanti M, Barberis G, Bernardo L, Blasi C, Bouvet D, Bovio M, Cecchi L, Del Guacchio E, Domina G, Fascetti S, Gallo M, Gubellini L, Guiggi A, Iamónico D, Iberite M, Jiménez-Mejías P, Lattanzi E, Marchetti D, Martinetto E, Masin RR, Medagli P, Passalacqua NG, Peccenini S, Pennesi R, Pierini B, Podda L, Poldini L, Prosser F, Raimondo FM, Roma-Marzio F, Rosati L, Santangelo A, Scoppola A, Scortegagna S, Selvaggi A, Selvi F, Soldano A, Stinca A, Wagensommer RP, Wilhelm T, Bartolucci F (2018a) An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems* 152(3): 556-592.
- Galasso G, Domina G, Alessandrini A, Ardenghi NMG, Bacchetta G, Ballelli S, Bartolucci F, Brundu G, Buono S, Busnardo G, Calvia G, Capece P, D'Antracoli M, Di Nuzzo L, Fanfarillo E, Ferretti G, Guarino R, Iamónico D, Iberite M, Latini M, Lazzaro L, Lonati M, Lozano V, Magrini S, Mei G, Mereu G, Moro A, Mugnai M, Nicoletta G, Nimis PL, Olivieri N, Pennesi R, Peruzzi L, Podda L, Probo M, Prosser F, Ravetto Enri S, Roma-Marzio F, Ruggero A, Scafidi F, Stinca A, Nepi C (2018b) Notulae to the Italian alien vascular flora: 6. *Italian Botanist* 6: 65-90.
- Laface VLA, Musarella CM, Siclari A, Spampinato G (2017) Ex-situ conservation of threatened endemic species, a project of the Aspromonte National Park (Calabria, Italy). In: 112° Congresso della Società Botanica Italiana, IV International Plant Science Conference (IPSC), Parma, 20-23 September 2017. Abstracts, keynote lectures, communications, posters: 7.
- Laface VLA, Musarella CM, Spampinato G (2018) Conservation status of the Aspromontana flora: monitoring and new stations of *Salvia ceratophylloides* Ard. (Lamiaceae) endemic species of Reggio Calabria (Southern Italy). In: 113° Congresso della Società Botanica Italiana, V International Plant Science Conference (IPSC), Fisciano (SA), 12-15 September 2018. Abstracts, keynote lectures, communications, posters: poster n. 96.
- Musarella CM, Tripodi G (2004) La flora della rupe e dei ruderi di Pentidattilo (RC). *Informatore Botanico Italiano* 36(1): 3-12.
- Panuccio MR, Fazio A, Musarella CM, Mendoza-Fernández AJ, Mota JF, Spampinato G (2018) Seed germination and antioxidant pattern in *Lavandula multifida* (Lamiaceae): a comparison between core and peripheral populations. *Plant Biosystems* 152(3): 398-406.
- Rossitto M, Aquila G (2002) *Salpichroa origanifolia* (Solanaceae, Magnoliophyta) avventizia in Calabria. *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata* 13: 13-14.
- Salerno G, Ceschin S (2015) Notula: 264. In: Galasso G, Nepi C, Domina G, Peruzzi L (Eds) Notulae alla flora esotica d'Italia: 12 (244-287). *Informatore Botanico Italiano* 47(1): 83-84.
- Signorino G, Cannavò S, Crisafulli A, Musarella CM, Spampinato G (2011) *Fagonia cretica* L. In: Rossi G, Abeli T, Foggi B, Orsenigo S, Tazzari ER, Blasi C, Raimondo FM (Eds) Schede per una Lista Rossa della Flora vascolare e crittogamica Italiana. *Informatore Botanico Italiano* 43(2): 381-458.
- Spampinato G (2014) Guida alla flora dell'Aspromonte. Laruffa Editore, Reggio Calabria.
- Spampinato G, Crisarà R, Cannavò S, Musarella CM (2017) I fitotoponimi della Calabria meridionale: uno strumento per l'analisi del paesaggio e delle sue trasformazioni. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, Memorie, Serie B* 124: 61-72.
- Spampinato G, Musarella CM, Cano-Ortiz A, Signorino G (2018) Habitat, occurrence and conservation status of the Saharo-Macaronesian and Southern-Mediterranean element *Fagonia cretica* L. (Zygophyllaceae) in Italy. *Journal of Arid Land* 10(1): 140-151.

AUTORI

Carmelo Maria Musarella (carmelo.musarella@unirc.it), Valentina Lucia Astrid Laface (valentialaface@hotmail.com), Antonio Morabito (amorabito90@libero.it), Serafino Cannavò (serafino.cannavo@unirc.it), Giovanni Spampinato (gspampinato@unirc.it), Dipartimento di Agraria, Università Mediterranea di Reggio Calabria, Feo di Vito snc, 89122 Reggio Calabria

Ana Cano-Ortiz (anacanor@hotmail.com), Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Jaén, Paraje las Lagunillas s/n, 23071 Jaén, España

Autore di riferimento: Carmelo Maria Musarella

Strategie di invasione e tratti funzionali alla base dell'invasività delle specie aliene

F. Petruzzellis, V. Tonet, E. Tordoni, T. Savi, M. Castello, A. Nardini, G. Bacaro

Negli ultimi decenni, la velocità di diffusione delle specie aliene vegetali è aumentata sensibilmente in tutto il pianeta e la loro presenza è stata identificata come una delle maggiori cause della perdita di biodiversità e di stabilità degli ecosistemi (Vilà et al. 2011). Di conseguenza, l'identificazione delle caratteristiche che ne favoriscono la diffusione è diventata un problema urgente, sebbene ancora irrisolto. Negli ultimi anni, sono stati fatti sensibili progressi grazie all'integrazione di un nuovo approccio basato sulla misura dei tratti funzionali, definiti come caratteristiche morfologiche, fisiologiche o fenologiche misurabili in un individuo dal livello cellulare sino a quello organismico (Violle et al. 2007). Numerosi studi hanno confrontato i tratti funzionali di specie invasive e native, portando all'identificazione di alcune caratteristiche condivise da diverse specie vegetali invasive a scala globale. Le specie invasive mostrano valori maggiori di tratti funzionali legati all'acquisizione di risorse, come la superficie fogliare specifica (SLA) o la velocità di fotosintesi (van Kleunen et al. 2010), confermando l'ipotesi secondo cui queste specie occupano una posizione lungo il *Leaf Economic Spectrum* (LES; Wright et al. 2004) che ne favorisce una rapida crescita. Nonostante l'identificazione di questo pattern a livello globale, a oggi non sono ancora chiari quali specifici processi fisiologici siano direttamente legati all'invasività delle specie aliene. In quest'ottica, l'inclusione in studi ecologici di tratti "meccanicistici" (Brodribb 2017), cioè tratti chiaramente associati a specifiche funzioni fisiologiche, potrebbe portare alla luce nuovi aspetti legati all'invasività delle specie aliene (Petruzzellis et al. 2018). In questo studio sono stati confrontati diversi tratti funzionali (es. SLA) e meccanicistici (es. potenziale dell'acqua al punto di perdita del turgore cellulare, Ψ_{tlp}), misurati su 9 specie legnose native e 3 aliene invasive nel Carso Triestino (Tab. 1, Tab. 2). I dati sono stati

Tab. 1

Lista delle specie analizzate.

Specie	Status
<i>Acer monspessulanum</i> L.	Nativa
<i>Fraxinus ornus</i> L.	Nativa
<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.	Nativa
<i>Pistacia terebinthus</i> L.	Nativa
<i>Populus nigra</i> L.	Nativa
<i>Prunus mahaleb</i> L.	Nativa
<i>Quercus ilex</i> L.	Nativa
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	Nativa
<i>Salix eleagnos</i> Scop.	Nativa
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	Invasiva
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	Invasiva
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Invasiva

Tab. 2

Lista dei tratti funzionali e meccanicistici inclusi nell'analisi.

Tratto	Abbreviazione	Proxy di
Superficie fogliare specifica	SLA	
Contenuto di massa secca fogliare	LDMC	Costi di produzione di foglie e fusti
Densità del legno	WD	
Potenziale osmotico a pieno turgore	π_0	
Potenziale dell'acqua al punto di perdita del turgore	Ψ_{tlp}	Resistenza all'aridità
Turgore residuo	RT	
Potenziale dell'acqua minimo diurno	Ψ_{min}	Stato idrico
Conduttanza idraulica	k_{plant}	Efficienza del trasporto dell'acqua
Densità delle venature minori	VLA_{min}	

analizzati con metodi multivariati, quali analisi delle componenti principali (PCA) e analisi multivariata della varianza (PERMANOVA). Si è osservato che le specie invasive esprimono tratti funzionali e meccanicistici diversi rispetto alle specie native, come dimostrato dall'analisi PERMANOVA (Tab. 3). Le principali differenze tra i due gruppi di specie risiedono nella minore resistenza all'aridità delle specie invasive, che hanno un maggiore potenziale osmotico a pieno turgore (π_0), un maggiore potenziale dell'acqua al punto di perdita del turgore cellulare (Ψ_{tlp}) e un minore turgore residuo (RT) (Fig. 1). A fronte di maggiori rischi associati a una minore resistenza allo stress idrico, le specie invasive sono in grado di trasportare l'acqua con maggiore efficienza, come dimostrato dai maggiori valori di conduttanza idraulica (k_{plant}) e densità di venature minori (VLA_{min}), portando gli individui ad avere un

Tab. 3
Risultati dell'analisi PERMANOVA.

	<i>Df</i>	<i>SS</i>	<i>R</i> ²	<i>F</i>	<i>p</i>
Gruppo	2	118700	0.41	41.78	0.001
Residui	62	176166	0.59		
Totale	63	294867	1.00		

più favorevole stato idrico (maggiori valori di potenziale dell'acqua minimo diurno, Ψ_{\min}) (Fig. 1). A questo, sono associati minori costi di produzione di foglie e fusti nelle specie invasive, come dimostrato dalla maggiore SLA e minore contenuto di massa secca fogliare (LDMC) e densità del legno (WD) (Fig. 1). Questo

trade-off tra efficienza nel trasporto dell'acqua, resistenza all'aridità e costi associati alla produzione di foglie e fusti può assicurare alle specie aliene invasive un maggiore tasso di crescita e di attività fotosintetica a un più basso costo energetico.

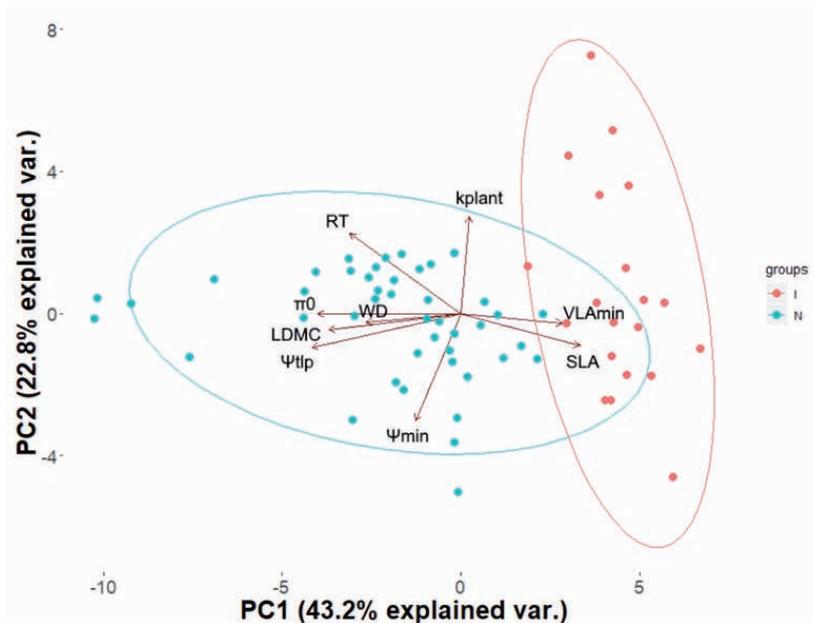


Fig. 1

Analisi delle componenti principali dei tratti misurati nelle specie invasive (I, cerchi rossi) e nelle specie native (N, cerchi blu).

Letteratura citata

- Brodribb TJ (2017) Progressing from 'functional' to mechanistic traits. *New Phytologist* 215(1): 9-11.
- Petruzzellis F, Nardini A, Savi T, Tonet V, Castello M, Bacaro G (2018) Less safety for more efficiency: water relations and hydraulics of the invasive tree *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle compared with native *Fraxinus ornus* L. *Tree Physiology* 39(1) (2019): 76-87.
- van Kleunen M, Dawson W, Schlaepfer D, Jeschke JM, Fischer M (2010) Are invaders different? A conceptual framework of comparative approaches for assessing determinants of invasiveness. *Ecology Letters* 13(8): 947-958.
- Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14(7): 702-708.
- Violle C, Navas M-L, Vile D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I, Garnier E (2007) Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116(5): 882-892.
- Wright IJ, Reich PB, Westoby M, Ackerly DD, Baruch Z, Bongers F, Cavender-Bares J, Chapin T, Cornelissen JHC, Diemer M, Flexas J, Garnier E, Groom PK, Gulias J, Hikosaka K, Lamont BB, Lee T, Lee W, Lusk C, Midgley JJ, Navas M-L, Niinemets U, Oleksyn J, Osada N, Poorter H, Poot P, Prior L, Pyankov VI, Roumet C, Thomas SC, Tjoelker MG, Veneklaas EJ, Villar R (2004) The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428: 821-827.

AUTORI

Francesco Petruzzellis (francesco.petruzzellis@phd.units.it), Vanessa Tonet (vanessa.tonet@studenti.units.it), Enrico Tordoni (etordoni@units.it), Miris Castello (castello@units.it), Andrea Nardini (nardini@units.it), Giovanni Bacaro (gbacaro@units.it), Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Trieste, Via L. Giorgeri 10, 34127 Trieste

Tadeja Savi (tadeja.savi@boku.ac.at), Dipartimento di Agraria, Università delle Risorse Naturali e delle Scienze della Vita di Vienna, Konrad Lorenz Straße 24, 3430 Tulln, Wien, Austria

Autore di riferimento: Francesco Petruzzellis

Le briofite aliene in Italia: attuali conoscenze e prospettive future

M. Puglisi, S. Popenessi

Le attività umane stanno modificando sempre più la distribuzione delle specie animali e vegetali e, in particolare, le invasioni biologiche sono in rapido aumento così come il loro impatto sulla biodiversità e sull'equilibrio degli ecosistemi. Sebbene i modelli e i processi di invasione siano sempre più studiati, rimane ancora molto da conoscere e approfondire, soprattutto in alcuni settori. In particolare, poche informazioni sono note sulle invasioni di briofite, che fino a poco tempo fa hanno ricevuto un'inadeguata attenzione e sono poco considerate anche nelle più recenti ed esaurienti valutazioni degli impatti di invasione. Non è chiaro se questa scarsità di notizie rifletta l'assenza o la scarsità di tali impatti o semplicemente la mancanza o limitatezza di informazioni. In base alle più recenti indagini risultano conosciute 139 specie aliene di briofite nel mondo (Essl et al. 2014, 2015). In Europa l'1,8% delle briofite è considerato alieno, valore che sale al 2,5% se si considerano anche le specie criptogeniche (Essl et al. 2013, Alegro et al. 2018). In totale, si tratta di 45 specie di cui 32 aliene (21 muschi e 11 epatiche) e 13 criptogeniche (11 muschi e 2 epatiche) (Essl, Lambdon 2009, Essl et al. 2013).

Di queste, solo 11 sono considerate aliene in più di tre Paesi europei e solo 3 sono molto diffuse. I Paesi con un maggior numero di aliene sono Gran Bretagna (22), Irlanda (11) e Francia (10) (Essl et al. 2014, 2015).

La maggior parte delle briofite aliene europee è originaria di quattro regioni continentali, ciascuna delle quali rappresenta il 13-19% delle introduzioni in Europa: in ordine decrescente queste sono Sudamerica, Australia, Nordamerica e Africa. Un altro contingente di specie, corrispondente al 7%, è originario delle isole oceaniche (Essl, Lambdon 2009). Rispetto ad altri gruppi tassonomici, il contributo alla flora briofitica aliena dell'Europa proveniente dalle regioni dell'emisfero australe è notevole; ciò è probabilmente legato alle loro straordinarie capacità di dispersione, che consentono alle specie di superare più facilmente le barriere geografiche anche senza l'intervento diretto dell'uomo. Si suppone che la più importante via d'introduzione sia quella legata al commercio o scambio di epifite o alla presenza di propaguli d'infestanti nei tappeti erbosi associati alle piante ornamentali. Un altro significativo vettore di introduzione è l'importazione accidentale su navi e aerei, probabilmente attraverso le merci e i passeggeri. Tuttavia, la modalità di introduzione è sconosciuta per quasi la metà delle briofite aliene.

In Italia, al momento sono state censite le seguenti specie di briofite aliene: *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid., *Didymodon australasiae* (Hook. & Grev.) R.H.Zander, *Hypopterygium tamarisci* (Sw.) Brid. ex Müll.Hal., *Leptophascum leptophyllum* (Müll.Hal.) J.Guerra & M.J.Cano, *Sematophyllum adnatum* (Michx.) E.Britton e *Tortula bolanderi* (Lesq. & James) M.Howe. Si tratta esclusivamente di specie muscinali, di cui 3 appartenenti alle Pottiaceae, la famiglia più ricca in specie e anche la più diffusa in ambienti antropizzati. Sono specie piuttosto localizzate sul territorio nazionale, a eccezione di *C. introflexus*, rinvenuta in diverse regioni peninsulari oltre che in Sicilia e Sardegna. In particolare, *C. introflexus*, insieme a *Orthodontium lineare* Schwägr. e *Scopelophila cataractae* (Mitt.) Broth., è considerata fortemente invasiva (Alegro et al. 2018) ed è inserita tra le 100 specie aliene più invasive d'Europa (DAISIE 2018+). È originaria dell'emisfero australe, dove è ampiamente distribuita in Sudamerica, Sudafrica, Australia meridionale e Nuova Zelanda. Fu scoperta per la prima volta al di fuori del suo areale nativo nel 1941 in Gran Bretagna e da allora ha rapidamente invaso l'Europa continentale raggiungendo, verso est, la Lituania e la Russia, verso sudest, la Croazia, verso sud, la Spagna centro-meridionale e la penisola italiana sino alla Sicilia, dove raggiunge il limite meridionale della sua distribuzione europea (Puglisi, Privitera 2017). Al momento risulta segnalata in 27 Paesi europei (Hodgetts 2015).

In riferimento alle prospettive future, la disponibilità di nuovi habitat e le modifiche artificiali di quelli già esistenti, nonché l'aumento del commercio intercontinentale di piante esotiche ornamentali, costituiscono i driver dominanti per la diffusione di briofite aliene. Inoltre, anche il cambiamento climatico e l'aumento delle temperature possono favorire future espansioni. È quindi auspicabile la redazione di un piano di monitoraggio di tutte le specie aliene già segnalate sul territorio italiano, con un focus particolare su *C. introflexus*, al momento l'unica specie invasiva. A tal proposito, dovrà essere puntualizzata la distribuzione locale e globale di ciascuna specie, corredata da informazioni sulle caratteristiche autoecologiche e sinecologiche, sull'habitat di rinvenimento, nonché sull'eventuale ruolo fitosociologico. Uno studio collaterale dovrà riguardare il ruolo dei tratti chiave di vita delle specie (*life forms*, *life strategies*, modalità di dispersione delle spore) nei confronti delle invasioni biologiche. Infine, particolare attenzione dovrà essere rivolta anche all'identificazione di eventuali nuove specie aliene rinvenute in Italia, in considerazione anche dei cambiamenti globali in atto.

Letteratura citata

Alegro A, Šegota V, Papp B, Deme J, Kovács D, Purger D, Csiky J (2018) The invasive moss *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid. (Bryophyta) spreads further into South-Eastern Europe. *Cryptogamie, Bryologie* 39(3): 331-341.

-
- DAISIE (2018+) Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. <http://www.europe-aliens.org> (ultimo accesso 14 ottobre 2018).
- Essl F, Dullinger S, Moser D, Steinbauer K, Mang T (2015) Macroecology of global bryophyte invasions at different invasion stages. *Ecography* 38(5): 488-498.
- Essl F, Lambdon P (2009) The alien bryophytes and lichens of Europe. In: DAISIE (Ed.) Handbook of alien species in Europe. *Invading Nature*: 29-42. Springer, Berlin.
- Essl F, Steinbauer K, Dullinger S, Mang T, Moser D (2013) Telling a different story: a global assessment of bryophyte invasions. *Biological Invasions* 15(9): 1933-1946.
- Essl F, Steinbauer K, Dullinger S, Mang T, Moser D (2014) Little, but increasing evidence of impacts by alien bryophytes. *Biological Invasions* 16(5): 1175-1184.
- Hodgetts NG (2015) Checklist and country status of European bryophytes - towards a new red list for Europe. *Irish Wildlife Manuals*, No. 84. National Parks and Wildlife Service, Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht, Ireland.
- Puglisi M, Privitera M (2017) *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid. [Sicily]. In: Ellis LT (Ed.) New national and regional bryophyte records, 51. *Journal of Bryology* 39(2): 180-181.

AUTORI

Marta Puglisi (mpuglisi@unict.it), Dipartimento di Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali, Università di Catania, Via A. Longo 19, 95125 Catania

Silvia Poponessi (silvia.poponessi@hotmail.it), Dipartimento di Chimica, Biologia e Biotecnologie, Università di Perugia, Polo Didattico, Via del Giochetto 6, 06126 Perugia

Autore di riferimento: Marta Puglisi

Specie alloctone delle aree ferroviarie di Milano, osservazioni preliminari

C. Toffolo, R. Gentili, E. Banfi, C. Montagnani, S. Citterio, G. Galasso

Le aree ferroviarie si inseriscono nel contesto urbano come corridoi ecologici artificiali all'interno dei quali le specie vegetali si insediano e si disperdono. La rete ferroviaria, quindi, è uno spazio di rilevante importanza per la biodiversità e le dinamiche della flora urbana (Wrzesień et al. 2016). Inoltre, l'eterogeneità di questi ambienti e gli eventi di disturbo creano le condizioni ideali per l'insediamento di specie alloctone (Denisow et al. 2017). L'invasione di queste ultime è un problema su scala globale che rappresenta una seria minaccia per la biodiversità, per la salute e per le attività antropiche. Solamente un adeguato monitoraggio permette di comprendere pienamente il fenomeno e contrastarlo; tuttavia le aree ferroviarie, sebbene siano zone particolarmente sensibili, sono poco studiate perché difficilmente accessibili. Pertanto è stato avviato un progetto per censire la flora di alcune aree ferroviarie della città di Milano, area metropolitana percorsa da una fitta rete ferroviaria, ponendo particolare attenzione alla presenza delle specie alloctone. In particolare, è stata verificata la presenza e l'abbondanza delle specie alloctone invasive e naturalizzate rispetto al contingente autoctono. Questo lavoro si inserisce all'interno di un progetto a più ampio respiro che si pone l'obiettivo di aggiornare la flora della città di Milano (Banfi, Galasso 1998).

Lo studio è stato condotto in tre diversi siti: (a) stazione di Milano Centrale, (b) stazione di Milano Lambrate e (c) deposito ferroviario di Milano San Rocco (Milano Porta Garibaldi) (Fig. 1). In particolare, per Milano Centrale i campionamenti si sono svolti su banchine e binari di sosta dei treni sul lato del binario 1; per quanto riguarda Milano Lambrate, sono stati investigati banchine e binari di sosta sul lato del binario 1; infine, sono stati presi in considerazione il perimetro e i binari centrali di San Rocco. I sopralluoghi sono stati effettuati in condizioni di sicurezza, con l'accompagnamento in sito da parte del personale della Rete Ferroviaria Italiana (RFI), in due diversi periodi: a maggio 2018, durante la stagione vegetativa, e a fine settembre 2018, al concludersi della medesima. È stato quindi compilato un elenco floristico e, per le successive analisi, le specie sono state ripartite tra cinque diverse categorie secondo quanto riportato dal Portale della Flora d'Italia (dryades.units.it/floritaly, Bartolucci et al. 2018, Galasso et al. 2018, Martellos et al. 2018) relativamente alla regione Lombardia: native, alloctone invasive, alloctone naturalizzate, criptogeniche, *no data* (non ancora determinate). È stata quindi valutata la percentuale di alloctone invasive e naturalizzate rispetto al totale delle specie, sia per ogni singola

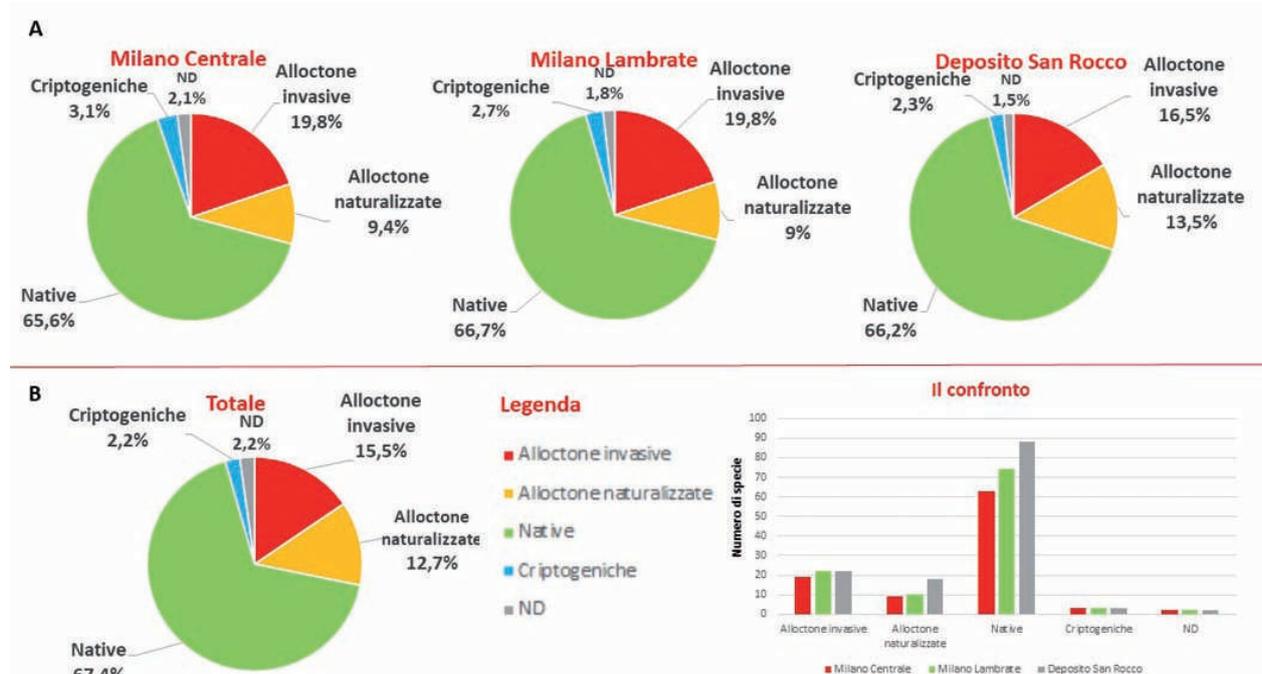


Fig. 1

A. Percentuale delle specie native e alloctone presso: a) stazione di Milano Centrale, b) stazione di Milano Lambrate, c) deposito di Milano San Rocco. B. Percentuale complessiva delle specie native e alloctone e confronto numerico tra i tre siti.

area, sia complessivamente.

In totale sono state trovate 181 specie; la maggior parte, il 67,4%, sono native, ma ben il 28,2% sono alloctone (15,5% invasive e 12,7% naturalizzate) (Fig. 1B). Invece, considerando i singoli siti (fig. 1A), si nota che le percentuali di autoctone e alloctone rimane pressoché costante, mentre la ripartizione tra invasive e naturalizzate varia leggermente, nonostante i totali siano diversi. In particolare, il deposito di San Rocco è il più ricco di specie (133) a causa della particolare eterogeneità degli ambienti presenti (ampie zone erbose oltre a banchine e binari); seguono le stazioni di Lambrate (111) e Centrale (96). Tra le specie alloctone maggiormente frequenti lungo i binari segnaliamo: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Buddleja davidii* Franch., *Erigeron bonariensis* L., *E. canadensis* L., *E. sumatrensis* Retz., *Euphorbia maculata* L., *E. prostrata* Aiton, *Lepidium virginicum* L. subsp. *virginicum*, *Phytolacca americana* L. e *Senecio inaequidens* DC.

Da queste osservazioni preliminari trova conferma il fatto che le aree ferroviarie sono “serbatoi” di biodiversità e, al contempo, anche incubatrici e canali di diffusione delle specie esotiche. Lo sviluppo e lo sfruttamento della rete ferroviaria come mezzo di trasporto per persone e merci crea condizioni ideali per l’insediamento di specie alloctone all’interno delle aree di pertinenza ferroviaria, dove eventi di disturbo si verificano frequentemente. Sono proprio tali eventi di disturbo, coadiuvati dalle maggiori facilitazioni di dispersione e trasporto, che costituiscono un fattore importante per la colonizzazione da parte delle specie esotiche (Denisow et al. 2017). Lo studio verrà ulteriormente approfondito comparando la presenza di specie aliene nelle aree ferroviarie con quella nelle altre realtà della città di Milano (strade, parchi ecc.).

Letteratura citata

- Banfi E, Galasso G (1998) La flora spontanea della città di Milano alle soglie del terzo millennio e i suoi cambiamenti a partire dal 1700. *Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano* 28(1): 267-388.
- Bartolucci F, Peruzzi L, Galasso G, Albano A, Alessandrini A, Ardenghi NMG, Astuti G, Bacchetta G, Ballelli S, Banfi E, Barberis G, Bernardo L, Bouvet D, Bovio M, Cecchi L, Di Pietro R, Domina G, Fascetti S, Fenu G, Festi F, Foggi B, Gallo L, Gottschlich G, Gubellini L, Iamónico D, Iberite M, Jiménez-Mejías P, Lattanzi E, Marchetti D, Martinetto E, Masin RR, Medagli P, Passalacqua NG, Peccenini S, Pennesi R, Pierini B, Poldini L, Prosser F, Raimondo FM, Roma-Marzio F, Rosati L, Santangelo A, Scoppola A, Scortegagna S, Selvaggi A, Selvi F, Soldano A, Stinca A, Wagensommer RP, Wilhelm T, Conti F (2018) An updated checklist of the vascular flora native to Italy. *Plant Biosystems* 152(2): 179-303.
- Denisow B, Wrzesień M, Mamchur Z, Chuba M (2017) Invasive flora within urban railway areas: a case study from Lublin (Poland) and Lviv (Ukraine). *Acta Agrobotanica* 70(4): 1727.
- Galasso G, Conti F, Peruzzi L, Ardenghi NMG, Banfi E, Celesti-Gradow L, Albano A, Alessandrini A, Bacchetta G, Ballelli S, Bandini Mazzanti M, Barberis G, Bernardo L, Blasi C, Bouvet D, Bovio M, Cecchi L, Del Guacchio E, Domina G, Fascetti S, Gallo M, Gubellini L, Guiggi A, Iamónico D, Iberite M, Jiménez-Mejías P, Lattanzi E, Marchetti D, Martinetto E, Masin RR, Medagli P, Passalacqua NG, Peccenini S, Pennesi R, Pierini B, Podda L, Poldini L, Prosser F, Raimondo FM, Roma-Marzio F, Rosati L, Santangelo A, Scoppola A, Scortegagna S, Selvaggi A, Selvi F, Soldano A, Stinca A, Wagensommer RP, Wilhelm T, Bartolucci F (2018) An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems* 152(3): 556-592.
- Martellos S, Bartolucci F, Conti F, Galasso G, Moro A, Pennesi R, Peruzzi L, Pittao E, Nimis PL (2018) Il nuovo portale alla flora d’Italia. In: Domina G, Peruzzi L (Eds) *Mini lavori della Riunione scientifica del Gruppo per la Floristica, Sistematica ed Evoluzione. Approfondimenti floristici e sistematici sulla flora italiana. 19-20 ottobre 2018, Roma. Notiziario della Società Botanica Italiana* 2(2): 97-98.
- Wrzesień M, Denisow B, Mamchur Z, Chuba M, Resler I (2016) Composition and structure of the flora in intra-urban railway areas. *Acta Agrobotanica* 69(3): 1666.

AUTORI

Chiara Toffolo (c.toffolo@campus.unimib.it), Rodolfo Gentili (rodolfo.gentili@unimib.it), Chiara Montagnani (chiara.montagnani@unimib.it), Sandra Citterio (sandra.citterio@unimib.it), Dipartimento di Scienze dell’Ambiente e della Terra, Università di Milano-Bicocca, Piazza della Scienza 1, 20126 Milano

Enrico Banfi (parajubaea@gmail.com), Gabriele Galasso (gabriele.galasso@comune.milano.it), Sezione di Botanica, Museo di Storia Naturale di Milano, Corso Venezia 55, 20121 Milano

Autore di riferimento: Gabriele Galasso

Specie aliene invasive negli ecosistemi costieri: rischio di omogeneizzazione funzionale?

E. Tordoni, F. Petruzzellis, A. Nardini, T. Savi, G. Bacaro

Gli ecosistemi costieri sono caratterizzati da una vegetazione peculiare ricca in specie rare ed endemiche, che sono generalmente ben adattate alle estreme condizioni abiotiche presenti in questi habitat (Acosta et al. 2009). Questi ambienti sono fortemente minacciati sia a scala nazionale che globale (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Acosta, Ercole 2015), essendo esposti a diversi fattori di disturbo di origine antropica (es. turismo, urbanizzazione). Le invasioni biologiche rappresentano un'ulteriore grave minaccia alla biodiversità di questi ecosistemi, dato che le aree costiere sono considerate tra le zone con il più alto tasso d'invasione al mondo (Dawson et al. 2017). È stato dimostrato che le specie aliene invasive hanno impatti negativi sugli ecosistemi naturali, ad esempio possono modificare la composizione della comunità nativa residente e/o ridurne la ricchezza specifica (Vilà et al. 2011). I fattori abiotici che promuovono l'invasione sono stati ben studiati nell'ultimo decennio (es. Malavasi et al. 2014, Tordoni et al. 2018), tuttavia i meccanismi d'invasione dal punto di vista funzionale sono ancora poco noti. In questo studio, sono state campionate 72 specie (di cui 9 aliene) in due siti costieri dell'alto Adriatico (9 transetti e 128 plot in totale). Per ciascuna specie sono stati misurati 15 tratti fogliari, sia funzionali (es. Specific Leaf Area - SLA) che meccanicistici (es. composizione isotopica ^{13}C o punto di perdita di turgore - Ψ_{turg}), con i seguenti obiettivi: 1) valutare eventuali differenze funzionali tra specie aliene invasive e specie native; 2) esplorare i pattern di diversità funzionale verificando se la presenza di specie aliene invasive riduce la diversità funzionale delle specie native (omogeneizzazione funzionale). I dati sono stati analizzati sia utilizzando metodi univariati (test di Wilcoxon e modelli lineari generalizzati) che multivariati (calcolo dell'indice di entropia quadratica di Rao come surrogato della diversità funzionale della comunità). Le specie aliene più abbondanti risultano essere *Oenothera stuebelii* Soldano, *Xanthium italicum* Moretti e *Ambrosia psilostachya* DC. I risultati preliminari mostrano come le specie aliene invasive siano funzionalmente diverse rispetto alle specie native, adottando una strategia "acquisitiva" (*sensu* Díaz et al. 2016). Le specie aliene invasive, infatti, producono generalmente foglie più sottili e meno resistenti allo stress idrico, anche se mostrano un uso più efficiente delle risorse (Petruzzellis et al. 2018). La diversità funzionale determinata dal pool di specie native (espressa tramite l'indice di entropia quadratica di Rao) risulta essere significativamente minore rispetto a quella del pool di specie aliene (Fig. 1; test di Wilcoxon $W = 4356$, $P < 0,001$). Inoltre, si può notare come un incremento della loro copertura riduce sensibilmente la diversità funzionale della comunità residente (Fig. 2). Qualora le specie aliene invasive continuino a crescere in numero e abbondanza come suggerito da diversi studi (es. Seebens et al. 2018), ciò potrebbe favorire la scomparsa di specie rare o endemiche che spesso

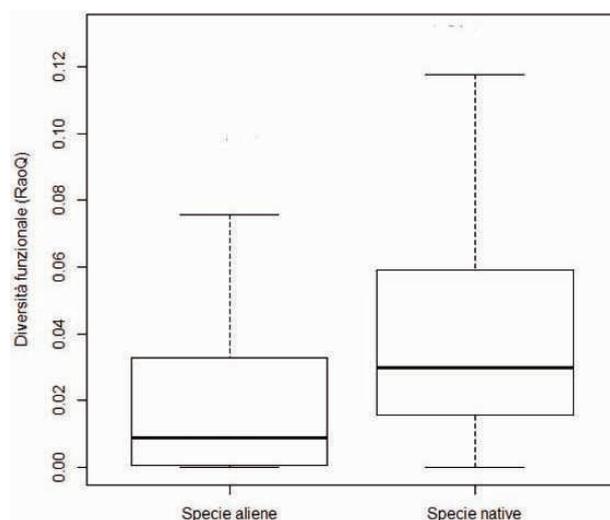


Fig. 1
Boxplot della diversità funzionale, espressa tramite l'indice di entropia quadratica di Rao (RaoQ), per le specie aliene e native.

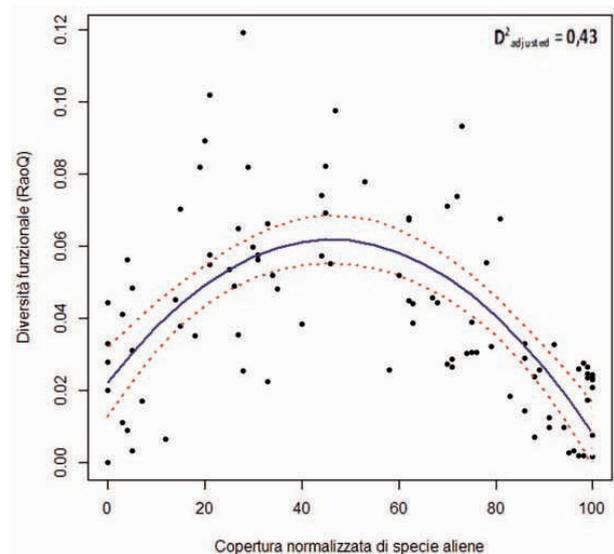


Fig. 2
Relazione tra la copertura di specie aliene (normalizzata sulla copertura totale del plot) e la diversità funzionale, espressa tramite l'indice di entropia quadratica di Rao (RaoQ). La linea blu rappresenta il trend del modello, quelle rosse tratteggiate l'intervallo di confidenza al 95% di probabilità.

possiedono funzioni specifiche, generando così comunità più omogenee dal punto di vista funzionale. Considerati questi risultati preliminari, ulteriori analisi verranno effettuate per meglio comprendere la diversità funzionale delle specie native e aliene, assieme alle caratteristiche funzionali che possono promuovere il processo d'invasione negli habitat italiani.

Letteratura citata

- Acosta A, Carranza ML, Izzi CF (2009) Are there habitats that contribute best to plant species diversity in coastal dunes? *Biodiversity and Conservation* 18(4): 1087.
- Acosta ATR, Ercole S (Eds) (2015) Gli habitat delle coste sabbiose italiane: ecologia e problematiche di conservazione. ISPRA, Roma, Serie Rapporti 215/2015.
- Dawson W, Moser D, van Kleunen M, Kreft H, Pergl J, Pyšek P, Weigelt P, Winter M, Lenzner B, Blackburn TM, Dyer EE, Cassey P, Scrivens SL, Economo EP, Guénard B, Capinha C, Seebens H, García-Díaz P, Nentwig W, García-Berthou E, Casal C, Mandrak NE, Fuller P, Meyer C, Essl F (2017) Global hotspots and correlates of alien species richness across taxonomic groups. *Nature Ecology & Evolution* 1: 0186.
- Díaz S, Kattge J, Cornelissen JHC, Wright IJ, Lavorel S, Dray S, Reu B, Kleyer M, Wirth C, Prentice IC, Garnier E, Bönisch G, Westoby M, Poorter H, Reich PB, Moles AT, Dickie J, Gillison AN, Zanne AE, Chave J, Wright SJ, Sheremet'ev SN, Jactel H, Baraloto C, Cerabolini B, Pierce S, Shipley B, Kirkup D, Casanoves F, Joswig JS, Günther A, Falczuk V, Rüger N, Mahecha MD, Gorné LD (2016) The global spectrum of plant form and function. *Nature* 529: 167-171.
- Malavasi M, Carboni M, Cutini M, Carranza ML, Acosta ATR (2014) Landscape fragmentation, land-use legacy and propagule pressure promote plant invasion on coastal dunes: a patch-based approach. *Landscape Ecology* 29(9): 1541-1550.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington DC.
- Petruzzellis F, Nardini A, Savi T, Tonet V, Castello M, Bacaro G (2018) Less safety for more efficiency: water relations and hydraulics of the invasive tree *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle compared with native *Fraxinus ornus* L. *Tree Physiology* 39(1) (2019): 76-87.
- Seebens H, Blackburn TM, Dyer EE, Genovesi P, Hulme PE, Jeschke JM, Pagad S, Pyšek P, van Kleunen M, Winter M, Ansong M, Arianoutsou M, Bacher S, Blasius B, Brockerhoff EG, Brundu G, Capinha C, Causton CE, Celesti-Grappow L, Dawson W, Dullinger S, Economo EP, Fuentes N, Guénard B, Jäger H, Kartesz J, Kenis M, Kühn I, Lenzner B, Liebhold AM, Mosena A, Moser D, Nentwig W, Nishino M, Pearman D, Pergl J, Rabitsch W, Rojas-Sandoval J, Roques A, Rorke S, Rossinelli S, Roy HE, Scalera R, Schindler S, Štajerová K, Tokarska-Guzik B, Walker K, Ward DF, Yamanaka T, Essl F (2018) Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: E2264-E2273.
- Tordoni E, Napolitano R, Maccherini S, Da Re D, Bacaro G (2018) Ecological drivers of plant diversity patterns in remnants coastal sand dune ecosystems along the northern Adriatic coastline. *Ecological Research* 39(1) (2019): 76-87.
- Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14(7): 702-708.

AUTORI

Enrico Tordoni (etordoni@units.it), Francesco Petruzzellis (francesco.petruzzellis@phd.units.it), Andrea Nardini (nardini@units.it), Giovanni Bacaro (gbacaro@units.it), Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Trieste, Via L. Giorgeri 10, 34127 Trieste

Tadeja Savi (tadeja.savi@boku.ac.at), Dipartimento di Agraria, Università delle risorse naturali e delle scienze della vita di Vienna, Konrad Lorenz Straße 24, 3430 Tulln, Wien, Austria

Autore di riferimento: Enrico Tordoni

Specie aliene invasive: conoscenza e consapevolezza dei visitatori degli Orti Botanici

Loi M.C., Brundu G., Caddeo A., Ilriti G., Marignani M., Cogoni A.

Le specie esotiche invasive e i problemi ambientali, economici e sociali a esse legati hanno ricadute a livello globale (Pyšek et al. 2012, Bacher et al. 2017) ma, in molti casi, non si è consapevoli dei rischi e del fatto che queste specie, sono agenti di cambiamenti ecologici che interessano i più svariati ambienti del nostro pianeta (Kumschick et al. 2015). Per affrontare efficacemente i problemi associati alle specie aliene invasive, è di fondamentale importanza che, oltre al mondo scientifico, tutte le componenti sociali acquisiscano conoscenza e consapevolezza dei problemi legati alle invasioni biologiche (Shackleton et al. 2018). Il Progetto LIFE *Alien Species Awareness Program* (ASAP -LIFE15 GIE/IT/001039) è un progetto di formazione, informazione dedicato ad aumentare conoscenza e consapevolezza nei cittadini, portatori d'interesse, amministratori e professionisti, con il fine ultimo di ridurre il tasso di introduzione delle specie aliene invasive sul territorio italiano, mitigarne gli impatti e dare piena attuazione, tramite gli enti preposti, al regolamento europeo in materia di specie aliene invasive (Reg. n. 1143/2014). La sezione Botanica del Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente dell'Università degli Studi di Cagliari è partner di ASAP; nelle prime fasi del progetto ha intrapreso una indagine conoscitiva sulle attività didattico-educative erogate, rivolte ai portatori di interesse più prossimi: Soci della Società Botanica Italiana e Rete Orti Botanici della SBI. Hanno aderito a questa indagine, manifestato interesse per il progetto, rendendosi disponibili a collaborare alle iniziative, 16 Orti Botanici e 24 Soci SBI; numeri limitati rispetto ai 67 Giardini Botanici presenti sul territorio italiano e ai 1131 Soci SBI, ma che rappresentano, probabilmente, le sole parti per ora coinvolte nello studio, monitoraggio e divulgazione del problema delle specie aliene e che mostrano, comunque, una buona distribuzione spaziale a livello nazionale (Fig. 1). Il ruolo degli Orti Botanici italiani appare essenziale, in quanto coinvolti nell'adottare comportamenti corretti nella gestione delle collezioni, dare indicazioni su nuove introduzioni e come punto di formazione ed informazione dei visitatori e in generale del pubblico (Heywood 2011, Brundu et al. 2018). I visitatori degli Orti Botanici, così come quelli delle aree protette, dei giardini zoologici e dei musei scientifici rappresentano un target molto attento alle problematiche ambientali, più disponibile a recepire e attuare comportamenti responsabili, agendo infine come moltiplicatori di conoscenze. Per avere una base iniziale di conoscenza e consapevolezza sulle problematiche delle invasioni biologiche di questo *target group*, e definire in maniera puntuale gli interventi di formazione e comunicazione, è stato predisposto un questionario unico per Orti, parchi e musei: questo è articolato in 7 domande chiuse ordinate in quattro sezioni, atte a valutare il livello di conoscenza e sondare il grado di consapevolezza del problema legato all'introduzione e alla diffusione di specie aliene invasive, verificare il grado di accettazione di alcuni obblighi (interventi di controllo) e divieti (possesso, coltivazione/allevamento, introduzione in natura) previsti dal Reg. (UE) n. 1143/2014. La parte finale del questionario è dedicata all'anagrafica, utile per acquisire informazioni sul possesso di animali da compagnia e conoscere l'eventuale appartenenza degli intervistati ad alcuni dei gruppi di interesse (cacciatori, pescatori, associazioni ambientaliste). Il questionario è stato



Fig. 1
Quadro dei soggetti che hanno aderito al progetto.

giardini zoologici e dei musei scientifici rappresentano un target molto attento alle problematiche ambientali, più disponibile a recepire e attuare comportamenti responsabili, agendo infine come moltiplicatori di conoscenze. Per avere una base iniziale di conoscenza e consapevolezza sulle problematiche delle invasioni biologiche di questo *target group*, e definire in maniera puntuale gli interventi di formazione e comunicazione, è stato predisposto un questionario unico per Orti, parchi e musei: questo è articolato in 7 domande chiuse ordinate in quattro sezioni, atte a valutare il livello di conoscenza e sondare il grado di consapevolezza del problema legato all'introduzione e alla diffusione di specie aliene invasive, verificare il grado di accettazione di alcuni obblighi (interventi di controllo) e divieti (possesso, coltivazione/allevamento, introduzione in natura) previsti dal Reg. (UE) n. 1143/2014. La parte finale del questionario è dedicata all'anagrafica, utile per acquisire informazioni sul possesso di animali da compagnia e conoscere l'eventuale appartenenza degli intervistati ad alcuni dei gruppi di interesse (cacciatori, pescatori, associazioni ambientaliste). Il questionario è stato

somministrato dal mese di luglio 2017 al mese di gennaio 2018, istituendo una postazione dedicata, opportunamente segnalata e riconoscibile, nella quale era presente un operatore con la funzione di presentare il Progetto ASAP e fornire chiarimenti agli utenti durante la compilazione del questionario stesso. Il campione è risultato composto da 126 visitatori, 52% di sesso femminile e 48% di sesso maschile, con un'età media 46.6 anni, maggiorenni per il 94%, per la maggior parte insegnanti (52%) e studenti (31%), che per il 47% nel proprio lavoro si interessa di problemi ambientali e biodiversità. L'87% degli intervistati ha un'idea chiara di cosa siano le IAS, il 37% ritiene che esse siano minimamente responsabili di fenomeni di estinzione e di perdita di biodiversità, adducendo invece una percentuale (38%) e importanza maggiori all'urbanizzazione. Quasi tutti gli intervistati concordano nell'affermare che liberare specie aliene invasive in natura sia fonte di problemi ambientali, in particolare di disequilibri negli ecosistemi (83%) e di estinzioni (46%). Per quanto riguarda l'accettazione delle norme dettate dal Reg. n. 1143/2014, l'85% degli intervistati, uomini e donne in egual misura, ritiene sia giusto vietare il possesso, la coltivazione e il rilascio in natura di alcune delle specie più dannose per gli ecosistemi, e più del 90% sono disposti a non acquistare piante e animali esotici invasivi per salvaguardare l'ambiente, la salute umana e l'economia. Uomini e donne sono d'accordo, anche se in percentuali differenti (donne 55%, uomini 64%), nel prevedere interventi di controllo delle IAS. Interessante notare come le risposte divergano fortemente per quanto concerne l'opportunità di estirpare e sopprimere le IAS: le donne sono nettamente propense a estirpare le piante e a non sopprimere gli animali, mentre gli uomini si mostrano contrari a entrambe le opzioni. Analisi e confronto dei monitoraggi effettuati negli Orti Botanici che hanno sostenuto questa iniziativa ci permetteranno di avere una visione più chiara della consapevolezza dei visitatori, e permetterà agli operatori e ai ricercatori di trovare modalità più appropriate per migliorare e rendere più incisivi i percorsi formativi.

Ringraziamenti

Si ringraziano per la collaborazione gli Orti Botanici che hanno sostenuto la prima e la seconda fase di questa indagine svoltasi nell'ambito del Progetto LIFE- ASAP - LIFE Environmental Governance and Information - LIFE15 GIE/IT/001039

Letteratura citata

- Bacher S, Blackburn TM, Essl F, Genovesi P, Heikkilä J, Jeschke JM, Jones G, Keller R, Kenis M, Kueffer C, Martinou AF, Nentwig W, Pergl J, Pyšek P, Rabitsch W, Richardson DM, Roy HE, Saul W-C, Scalera R, Vilà M, Wilson JR, Kumschick S (2017) Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). *Methods in Ecology and Evolution*, 1–10.
- Brundu G, Caddeo A, Cogoni A, Iiriti G, Loi MC, Marignani M (2018) Orti Botanici e specie esotiche invasive in Italia: codice di condotta. LIFE ASAP. Pubblicazione realizzata nell'ambito dell'Azione B4 del progetto LIFE15 GIE/IT/001039 "Alien Species Awareness Program" (ASAP).
- Heywood V H (2011) The role of botanic gardens as resource and introduction centres in the face of global change. *Biodiversity and Conservation* 20: 221–239.
- Kumschick S, Gaertner M, Vilà M, Essl F, Jeschke J M, Pyšek P, Winter M (2015) Ecological Impacts of Alien Species: Quantification, Scope, Caveats, and Recommendations. *BioScience* 65: 55–63.
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner U, Vilà M (2012) A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18: 1725–1737.
- Shackleton RT, Adriaens T, Brundu G, Dehnen-Schmutz K, Estèvez R, Fried J, Larson BMH, Liu S, Marchante E, Marchante H, Moshobane M C, Novoa A, Reed M, Richardson D M (2018) Stakeholder engagement in the study and management of invasive alien species, *Journal of Environmental Management* 229: 88–101. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.044>

AUTORI

Maria Cecilia Loi (loimc@unica.it), Alessandra Caddeo (caddeo.naturalista@gmail.com), Michela Marignani (marignani@unica.it), Annalena Cogoni (cogoni@unica.it), Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, sez. Botanica, Università di Cagliari, Viale Sant'Ignazio da Laconi 13, 09123 Cagliari

Giuseppe Brundu (gbrundu@uniss.it), Dipartimento di Agraria, Università di Sassari, Via E. de Nicola 1, 07100 Sassari
Gianluca Iiriti (iiriti@unica.it), Hortus Botanicus Karalitanus (HBK), Università di Cagliari, Viale Sant'Ignazio da Laconi 9-11, 09123 Cagliari

Autore di riferimento: Maria Cecilia Loi