



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**

**“Le specie vegetali alloctone in Italia:
ricerche, monitoraggi e progetti”**

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

**19 novembre 2019, Milano
Museo di Storia Naturale di Milano, Corso Venezia, 55**

In copertina: Frutto di *Datura ferox* L. (Isola di Pianosa, Arcipelago Toscano, 9 ottobre 2012)
foto di Giulio Ferretti

Verso una checklist della vegetazione alloctona in Italia

S. Bagella, D. Viciani, M. Vidali, D. Gigante, R. Bolpagni, M. Villani, A.T.R. Acosta, M. Adorni, M. Aleffi, M. Allegrezza, C. Angiolini, S. Assini, G. Bonari, M. Bovio, F. Bracco, G. Brundu, G. Buffa, M. Caccianiga, L. Carnevali, S. Ceschin, G. Ciaschetti, A. Cogoni, V. Di Cecco, B. Foggi, A.R. Frattaroli, P. Genovesi, R. Gentili, L. Lazzaro, M. Lonati, F. Lucchese, A. Mainetti, M. Mariotti, P. Minissale, B. Paura, M. Pellizzari, E.V. Perrino, G. Pirone, L. Poggio, L. Poldini, S. Poponessi, I. Prisco, F. Prosser, M. Puglisi, L. Rosati, A. Selvaggi, L. Sottovia, G. Spampinato, A. Stanisci, A. Stinca, R. Venanzoni, L. Lastrucci

Le invasioni biologiche sono considerate una delle principali cause dei cambiamenti globali indotti dall'uomo (Vilà et al. 2011) e rappresentano per importanza la seconda minaccia alla diversità biologica (Bellard et al. 2016). Anche in Italia il fenomeno è molto diffuso e la presenza di diverse specie alloctone è indicata tra le principali cause di degrado degli habitat a scala nazionale (Gigante et al. 2018).

Le specie alloctone, specialmente le invasive, hanno effetti sulla composizione delle comunità vegetali, sulle interazioni biotiche e, in generale, sul funzionamento degli ecosistemi (Pyšek et al. 2012) e possono favorire successioni divergenti degli stadi di vegetazione rispetto a quelle naturali, modificando in maniera drastica la struttura del paesaggio (Acosta et al. 2007). Alcune comunità vegetali sono meno resistenti/resilienti delle altre all'invasione per una combinazione di fattori, nota come *invasion syndrome* (Perkins, Novak 2013).

Sebbene le piante vascolari siano il gruppo tassonomico maggiormente studiato nel campo delle invasioni biologiche e sia disponibile una vasta produzione scientifica sull'impatto, l'ecologia e la diffusione delle specie alloctone, l'attenzione si è focalizzata solo recentemente alla scala di comunità vegetale, grazie anche alla grande disponibilità di rilievi di vegetazione archiviati nelle banche dati (es. Gigante et al. 2012).

La maggior parte degli studi sulla vegetazione a scala nazionale sono stati focalizzati sulle comunità autoctone e, solo in pochi casi, sono state analizzate specificamente le comunità caratterizzate dalla presenza o dalla dominanza di specie alloctone (Allegrezza et al. 2019), determinando un vuoto a livello di inquadramento vegetazionale. Sebbene in lavori di ampio respiro e a scala locale siano stati pubblicati rilievi fitosociologici di comunità a dominanza o caratterizzate dalla forte presenza di specie alloctone, mancava per il territorio nazionale un lavoro di sintesi e inquadramento sintassonomico aggiornato per questo tipo di fitocenosi.

L'obiettivo di questa ricerca è stato quello di organizzare le informazioni sulle comunità vegetali caratterizzate dalla dominanza o codominanza di specie alloctone note ad oggi per l'Italia, costituendo un nucleo di partenza per sviluppare una checklist esaustiva.

Il lavoro è stato svolto nell'ambito di un accordo tra SISV (Società Italiana di Scienza della Vegetazione) e ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) finalizzato a supportare l'applicazione in Italia del Reg. (UE) n. 1143/2014 e del D.Lgs. n. 230/2017 sulla prevenzione e gestione dell'introduzione e diffusione di "specie esotiche invasive" (Viciani et al. in stampa).

L'attività è stata svolta da un gruppo di esperti designati e coordinati dalla SISV che ha effettuato una revisione comprensiva di tutto il materiale disponibile, in bibliografia e nei database (es. Lisy, <http://www.scienzadellavegetazione.it/sisv/lisy/index.jsp>), sulla vegetazione alloctona in Italia. È stato quindi creato uno schema sintassonomico che include: syntaxa a livello di associazione o di rango inferiore dominati, co-dominati o caratterizzati da specie alloctone (copertura ≥ 3 in accordo con la scala di Braun-Blanquet); syntaxa di rango superiore all'associazione in cui tra le specie caratteristiche è indicata una specie alloctona. Nello schema sintassonomico la nomenclatura originale è stata aggiornata in accordo con il *Prodromo della vegetazione italiana* (Biondi et al. 2014, <http://www.prodromo-vegetazione-italia.org/>).

A oggi, lo schema sintassonomico include 29 classi di vegetazione, di cui 1 briofitica, e 177 associazioni o comunità di rango inferiore. Le specie alloctone con presenza significativa all'interno di queste comunità sono 88, di cui 6 di interesse unionale. La vegetazione ruderale annuale è quella meglio rappresentata a causa della elevata diffusione di neofite negli ambienti a elevato impatto antropico. Segue la vegetazione ruderale perenne. Anche la vegetazione idrofittica delle acque dolci e la vegetazione perenne igrofila e igro-nitrofila sono risultate particolarmente suscettibili alla presenza di specie alloctone. Nella vegetazione psammofila costiera, invece, l'elevata presenza di specie invasive non trova corrispondenza nel numero di comunità invasive, probabilmente perché ancora non formalizzate dal punto di vista fitosociologico. Le comunità forestali maggiormente colpite sono quelle a carattere mesoigrofilo. Infine, per le comunità briofitiche, caratterizzate dalla briofita esotica *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid., localizzate prevalentemente ai margini degli stagni mediterranei e nelle radure dei boschi, sono necessari ulteriori approfondimenti. Rilevante e indicativo del grado di dominanza di alcune specie esotiche è il fatto che alcuni syntaxa superiori, come ad esempio la classe *Robinietea* Urko ex Hadac & Sofron 1980, o l'ordine *Nicotiano glaucae-Ricinetalia communis* Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999, derivino il loro nome da specie alloctone.

L'alterazione delle comunità vegetali dovuta alla presenza di specie alloctone determina una progressiva trasformazione delle comunità vegetali native in comunità antropogeniche (Lugo 2015) causando la perdita di biodiversità e la scomparsa di habitat, tra cui quelli compresi nell'allegato I della direttiva "Habitat" Dir. 92/43/CEE (Gigante et al. 2016). È quindi necessario implementare le conoscenze al fine di identificare gli habitat più vulnerabili da parte di specie alloctone e capire le implicazioni legate alla successione nei processi di invasione, in modo da supportare il monitoraggio e la gestione della biodiversità.

Letteratura citata

- Acosta A, Carranza ML, Ciaschetti G, Conti F, Di Martino L, D'Orazio G, Frattaroli A, Izzi CF, Pirone G, Stanisci A (2007) Specie vegetali esotiche negli ambienti costieri sabbiosi di alcune regioni dell'Italia centrale. *Webbia* 62(1): 77-84.
- Allegrezza M, Montecchiari S, Ottaviani C, Pelliccia V, Tesi G (2019) Syntaxonomy of the *Robinia pseudoacacia* communities in the central peri-adriatic sector of the Italian peninsula. *Plant Biosystems* 153(4): 616-623.
- Bellard C, Cassey P, Blackburn TM (2016) Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12(2): 20150623.
- Biondi E, Blasi C, Allegrezza M, Anzellotti I, Azzella MM, Carli E, Casavecchia S, Copiz R, Del Vico E, Facioni L, Galdenzi D, Gasparri R, Lasen C, Pesaresi S, Poldini L, Sburlino G, Taffetani F, Vagge I, Zitti S, Zivkovic L (2014) Plant communities of Italy: the Vegetation Prodrome. *Plant Biosystems* 148(4): 728-814.
- Gigante D, Acosta ATR, Agrillo E, Armiraglio S, Assini S, Attorre F, Bagella S, Buffa G, Casella L, Giancola C, Giusso del Galdo GP, Marcenò C, Pezzi G, Prisco I, Venanzoni R, Viciani D (2018) Habitat conservation in Italy: the state of the art in the light of the first European red list of terrestrial and freshwater habitats. *Rendiconti Lincei, Scienze Fisiche e Naturali* 29(2): 251-265.
- Gigante D, Acosta ATR, Agrillo E, Attorre F, Cambria VE, Casavecchia S, Chiarucci A, Del Vico E, De Sanctis M, Facioni L, Geri F, Guarino R, Landi S, Landucci F, Lucarini D, Panfilì E, Pesaresi S, Prisco I, Rosati L, Spada F, Venanzoni R (2012) VegItaly: technical features, crucial issues and some solutions. *Plant Sociology* 49(2): 71-79.
- Gigante D, Attorre F, Venanzoni R, Acosta ATR, Agrillo E, Aleffi M, Alessi N, Allegrezza M, Angelini P, Angiolini C, Assini S, Azzella MM, Bagella S, Biondi E, Bolpagni R, Bonari G, Bracco F, Brullo S, Buffa G, Carli E, Caruso G, Casavecchia S, Casella L, Cerabolini BEL, Ciaschetti G, Copiz R, Cutini M, Del Vecchio S, Del Vico E, Di Martino L, Facioni L, Fanelli G, Foggi B, Frattaroli AR, Galdenzi D, Gangale C, Gasparri R, Genovesi P, Gianguzzi L, Gironi F, Giusso Del Galdo G, Gualmini M, Guarino R, Lasen C, Lastrucci L, Maneli F, Pasta S, Paura B, Perrino EV, Petraglia A, Pirone G, Poponessi S, Prisco I, Puglisi M, Ravera S, Sburlino G, Sciandrello S, Selvaggi A, Spada F, Spampinato G, Strumia S, Tomaselli M, Tomaselli V, Uzunov D, Viciani D, Villani M, Wagensommer RP, Zitti S (2016) A methodological protocol for Annex I Habitats monitoring: the contribution of vegetation science. *Plant Sociology* 53(2): 77-87.
- Lugo AE (2015) Forestry in the Anthropocene. *Science* 349(6250): 771.
- Perkins LB, Nowak RS (2013) Invasion syndromes: hypotheses on relationships among invasive species attributes and characteristics of invaded sites. *Journal of Arid Land* 5(3): 275-283.
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner U, Vilà M (2012) A global assessment of alien invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18(5): 1725-1737.
- Viciani D, Vidali M, Gigante D, Bolpagni R, Acosta ATR, Adorni M, Aleffi M, Allegrezza M, Angiolini C, Assini SP, Bagella S, Bonari G, Bovio M, Bracco F, Brundu G, Buffa G, Caccianiga M, Carnevali L, Ceschin S, Ciaschetti G, Cogoni A, Di Cecco V, Foggi B, Frattaroli AR, Genovesi P, Gentili R, Lazzaro L, Lonati M, Lucchese F, Mainetti A, Mariotti M, Minissale P, Paura B, Pellizzari M, Perrino E, Pirone G, Poggio L, Poldini L, Poponessi S, Prisco I, Prosser F, Puglisi M, Rosati L, Selvaggi A, Sottovia L, Spampinato G, Stanisci A, Stinca A, Venanzoni R, Villani C, Lastrucci L (in stampa) A preliminary checklist of the alien vegetation in Italy. *Plant Sociology* 56(2).
- 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

Simonetta Bagella, Daniele Viciani, Marisa Vidali, Daniela Gigante, Rossano Bolpagni, Mariacristina Villani, Alicia T.R. Acosta, Michele Adorni, Michele Aleffi, Marina Allegrezza, Claudia Angiolini, Silvia Assini, Gianmaria Bonari, Maurizio Bovio, Francesco Bracco, Giuseppe Brundu, Gabriella Buffa, Marco Caccianiga, Simona Ceschin, Giampiero Ciaschetti, Annalena Cogoni, Valter Di Cecco, Bruno Foggi, Anna R. Frattaroli, Rodolfo Gentili, Lorenzo Lazzaro, Michele Lonati, Fernando Lucchese, Andrea Mainetti, Mauro Mariotti, Pietro Minissale, Bruno Paura, Mauro Pellizzari, Enrico V. Perrino, Gianfranco Pirone, Laura Poggio, Livio Poldini, Silvia Poponessi, Irene Prisco, Filippo Prosser, Marta Puglisi, Leonardo Rosati, Alberto Selvaggi, Lucio Sottovia, Giovanni Spampinato, Angela Stanisci, Adriano Stinca, Roberto Venanzoni, Lorenzo Lastrucci (sisv2010@unipv.it), Società Italiana di Scienza della Vegetazione (SISV), Via Sant'Epifanio 14, 27100 Pavia
 Lucilla Carnevali (lucilla.carnevali@isprambiente.it), Piero Genovesi (piero.genovesi@isprambiente.it), Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Via V. Brancati 60, 00144 Roma
 Autore di riferimento: Simonetta Bagella

***Acacia dealbata* e *A. mearnsii*: ecologia della germinazione di due specie invasive nel bacino del Mediterraneo**

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

Acacia dealbata Link subsp. *dealbata* e *Acacia mearnsii* De Wild. sono due specie alloctone invasive nel bacino del Mediterraneo, appartenenti alla famiglia delle Fabaceae, sottofamiglia Caesalpinioideae. Le due specie, native della zona sud-orientale dell'Australia, sono state introdotte nel Mediterraneo durante il XIX secolo, principalmente a scopo ornamentale e forestale; qui si sono naturalizzate diventando invasive negli habitat costieri e ripariali.

Entrambe le specie sono fanerofite con portamento arbustivo o arboreo e possono raggiungere 25 m di altezza e 130 cm di diametro del tronco. La scorza di *A. dealbata* ha una colorazione che va dal grigio-marrone al grigio scuro; le foglie sono bipennate, da verde argenteo a verde scuro, e mostrano un ritmo diurno del movimento delle pinnule in cui le foglie si aprono di giorno e si chiudono di notte (Boland 1987). I fiori sono normalmente di colore giallo dorato (Simmons 1988) e i baccelli sono di forma oblunga con costrizioni tra i semi (Tame 1992). Il seme è nero e oblungo, disposto longitudinalmente nel baccello (Simmons 1988) e rimane vitale nel terreno per molti anni. *A. dealbata* generalmente si riproduce per seme, ma può propagarsi anche vegetativamente a seguito di taglio o di un danno (CABI 2019+). Forma una ricca banca semi nel suolo; la sua crescita inibisce lo sviluppo della vegetazione autoctona e la pianta ha una grande capacità invasiva soprattutto dopo gli incendi. *A. mearnsii* ha una corteccia di colore marrone-nero, dura e fessurata; le foglie sono lunghe, bipennate e di color verde scuro, i fiori giallo-chiaro pallido (Moncur et al. 1988, Grant et al. 1994), i baccelli dritti, spesso stretti tra i semi, da marrone scuro a nerastro quando maturi, i semi 1-14 per legume, neri, lisci e ovoidi (CABI 2019+). *A. mearnsii* viene utilizzata per la sua rapida crescita, la tolleranza al gelo, la resistenza a periodi di siccità prolungati la capacità di adattamento a una vasta gamma di terreni; tutte queste caratteristiche contribuiscono anche a determinare la forte invasività della pianta. La sua presenza è stata documentata soprattutto nelle cenosi ripariali, dove domina spesso con altre specie esotiche come *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. subsp. *camaldulensis* ed *E. globulus* Labill. subsp. *globulus* (Brundu et al. 2019) (Fig. 1).

Presso la Banca del Germoplasma della Sardegna (BG-SAR) sono stati condotti degli esperimenti (Fig. 2) che hanno permesso di valutare la capacità germinativa dei semi scarificati e non scarificati in risposta al fotoperiodo (12 ore di luce e 12 ore di buio e 0/24 ore di buio) su tre popolazioni di *A. dealbata* (provenienti da Sardegna, Corsica e Francia) e tre di *A. mearnsii* (provenienti da Sardegna, Corsica e Portogallo). I semi scarificati sono stati testati a temperature costanti (5, 10, 15, 20 e 25 °C) e alternate (25/10 °C) in relazione al fotoperiodo (12/12 e 0/24); i semi non scarificati sono stati testati a temperature costanti (15, 20 e 25 °C) in condizioni di luce (12/12). I semi non scarificati hanno mostrato risultati differenti a seconda della specie considerata. *A. dealbata* ha registrato, in tutte le popolazioni indagate, una percentuale di germinazione che ha raggiunto il 55%; i semi imbibiti-vitali hanno raggiunto l'80%, mentre i semi non vitali non hanno superato il 10%. Un comportamento differente è stato osservato nelle popolazioni di *A. mearnsii*, in cui le percentuali di germinazione hanno raggiunto il 40%, i semi imbibiti-vitali hanno mostrato percentuali elevate (fino al 90%), mentre per i semi non vitali le percentuali si sono attestate intorno al 10%. L'altissima percentuale di semi non scarificati vitali non germinati potrebbe rappresentare un adattamento di queste due specie volto all'attesa di condizioni adatte alla germinazione e alla sopravvivenza mediante la formazione di una consistente *soil seed bank*.

I risultati dei test condotti con semi scarificati hanno mostrato un comportamento omogeneo per tutte le popolazioni delle specie testate, con percentuali di germinazione che hanno raggiunto e superato il 95% a tutte le temperature. Questi risultati hanno dimostrato come la scarificazione meccanica sia necessaria per interrompere la dormienza e ottenere una maggiore efficienza germinativa. Un vantaggio per la germinazione

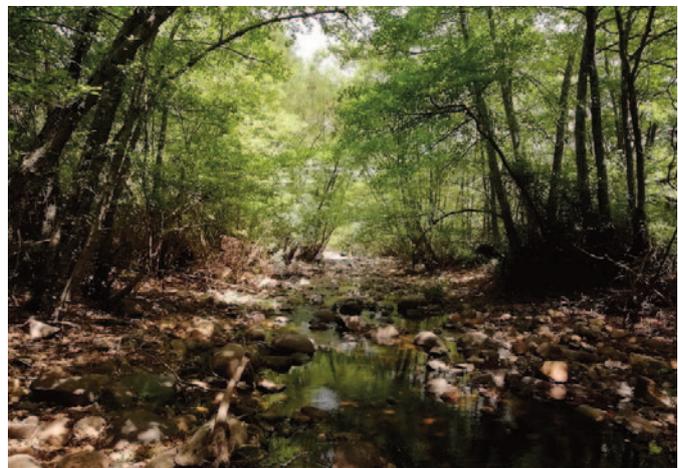


Fig. 1
Acacia mearnsii in habitat ripariale.

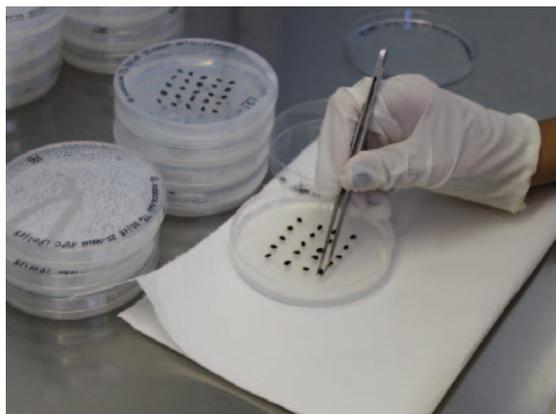


Fig. 2
Test di germinazione su semi di *Acacia*.

dei semi di queste specie è rappresentato dalla disponibilità di acqua dopo la scarificazione.

I semi testati a 5 °C in condizioni di buio hanno registrato percentuali di germinazioni molto basse (non oltre il 30%), evidenziando come questa condizione sia l'unica a essere limitante per entrambe le specie in base a questo studio. La combinazione di buio e freddo è limitante per la loro distribuzione, in linea anche con il limite minimo di temperatura che queste specie possono sopportare in natura, compreso fra 0 e 7 °C (Doran, Turnbull 1997).

La grande capacità invasiva che caratterizza queste specie nel bacino del Mediterraneo è incentivata dalla grande disponibilità di acqua durante la primavera e l'autunno, che offre un notevole vantaggio alla germinazione e alla sopravvivenza delle plantule.

I risultati ottenuti da questo studio contribuiscono alla conoscenza dell'ecologia dei semi di queste due specie di

Acacia e forniscono nuovi dati sulla loro risposta a differenti regimi di temperatura, di scarificazione e sul loro potenziale invasivo, contribuendo a un'adeguata ed efficace pianificazione dei protocolli di gestione.

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 ringraziano A. Cocco, P. Capece, G. Domina, L. González, E. Marchante, H. Marchante, L. Minuto, Y. Petit per la raccolta dei semi e/o per il supporto fornito nella raccolta dei semi.

Letteratura citata

- Boland DJ (1987) Genetic resources and utilisation of Australian bipinnate acacias (Botrycephalae). In: Turnbull JW (Ed.) Australian acacias in developing countries. Proceedings of an international workshop, Gympie, Qld., Australia, 4-7 August 1986. ACIAR Proceedings 16: 57-63.
- Brundu G, Podda L, Lozano V, Porceddu M, Bacchetta G (2019) Distribuzione ed invasività di *Acacia mearnsii* in Sardegna. In: Montagnani C, Brundu G, Galasso G (Eds) 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". 27 novembre 2018, Milano. Notiziario della Società Botanica Italiana 3(1): 15-16.
- CABI (2019+) *Acacia mearnsii* [original text by Rojas-Sandoval JJ]. In: Invasive Species Compendium. CAB International, Wallingford. <https://www.cabi.org/isc> (ultimo accesso 21 ottobre 2019)
- Doran JC, Turnbull JW (1997) Australian trees and shrubs: species for land rehabilitation and farm planting in the tropics. 2nd Ed. Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra.
- Grant JE, Moran GF, Moncur MW (1994) Pollination studies and breeding system in *Acacia mearnsii*. In: Brown AG (Ed.) Australian tree species research in China: Proceedings of an international workshop held at Zhangzhou, Fujian Province, PRC, 2-5 November 1992. ACIAR Proceedings 48: 165-170.
- Moncur MW, Moran GF, Boland D, Turner J (1988) Floral morphology and breeding systems of *Acacia mearnsii* De Wild. In: Proceedings of the use of Australian trees in China workshop. Chinese Academy of Forestry and ACIAR, Guangzhou, December 1988: 266-276.
- Simmons MH (1988) Acacias of Australia, Vol. 2. Nelson, Melbourne.
- Tame T (1992) Acacias of Southeast Australia. Kangaroo Press, Kenthurst (Sydney).

AUTORI

Ludovica Dessì (ludovica.dessi43@gmail.com), Lina Podda (lina.podda@gmail.com), 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
Giuseppe Brundu (gbrundu@uniss.it), Vanessa Lozano (vlozano@uniss.it), Dipartimento di Agraria, Università di Sassari, Viale Italia 39, 07100 Sassari
Autore di riferimento: Lina Podda

Impatto della specie alloctona invasiva *Reynoutria bohemica* Chrtek & Chrtková (Polygonaceae) sull'ecosistema ripario del Fiume Lambro

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

La colonizzazione di specie alloctone invasive può provocare notevoli cambiamenti alle diverse componenti abiotiche e biotiche dell'ecosistema invaso quali suolo, flora e fauna (Mincheva et al. 2014, Gentili et al. 2019). Tra le numerose specie introdotte in Europa e in Italia a partire dal XIX secolo, quelle appartenenti al genere *Reynoutria* (Polygonaceae), originarie dell'Asia orientale, sono considerate tra le più invasive al mondo (Conolly 1977, Bailey, Stace 1992). In particolare, *R. bohemica* Chrtek & Chrtková, ibrido tra *R. japonica* Houtt. e *R. sachalinensis* (F.Schmidt) Nakai, rappresenta una grande minaccia. Segnalata in Europa nel 1983 (Chrtek, Chrtková 1983) e in Italia nel 2008 (Padula et al. 2008), presenta caratteristiche di maggiore invasività rispetto alle specie parentali.

Lo scopo del presente studio è individuare eventuali impatti di *R. bohemica* sulle componenti abiotiche e biotiche dell'ecosistema (suolo, flora, fauna) in termini, sia di proprietà e qualità biologica del suolo, sia di struttura e diversità delle comunità vegetali. A tal fine, in un'area lungo il Fiume Lambro, all'interno del Parco di Monza, intensamente invasa da *R. bohemica* (Fig. 1), sono state scelte 20 aree di saggio (plot della grandezza di 1 m²) invase da *R. bohemica*; a ognuna di esse è stata associata un'area limitrofa con le stesse caratteristiche stazionali, ma non invasa dalla specie alloctona, per un totale di 40 aree di saggio.



Fig. 1
Individuo di *Reynoutria bohemica* lungo il Fiume Lambro (MB); foto di Rodolfo Gentili.

Per evidenziare gli effetti che la specie ha sull'ecosistema invaso rispetto a quello non invaso, sono stati raccolti dati pedologici (principali parametri chimico-fisici), floristico-vegetazionali (composizione floristica, copertura, parametri sulla specie nemorale *Allium ursinum* L.) e relativi ai microartropodi del suolo (utilizzati per calcolare l'indice di Qualità Biologica del Suolo, QBS-ar). I dati sono stati sottoposti ad analisi univariata (ANOVA) e multivariata (CCA), per evidenziare possibili differenze tra aree invase e non invase.

Le analisi del suolo hanno evidenziato differenze significative tra aree invase e non invase relativamente al rapporto C/N (più elevato nelle aree invase), allo stock di carbonio (più elevato nelle aree non invase) e al fosforo (più alto nelle aree invase), segno che la specie esotica ha degli effetti sul ciclo di questi parametri.

L'analisi multivariata (CCA) sulla matrice dei dati di vegetazione e delle componenti abiotiche ha mostrato che le aree invase da *R. bohemica* sono correlate positivamente ai fattori ambientali "luminosità" (a livello del suolo) e "umidità del suolo" e, relativamente alla biodiversità, presentano ricchezza floristica minore rispetto alle aree in cui la specie non è presente. La specie nemorale *A. ursinum*, considerata come indicatrice di qualità ambientale, è risultata essere più frequente e avere maggior fitness vegetativa (maggior altezza e larghezza) e riproduttiva (maggior numero di scapi fiorali) nelle aree non invase. La comunità del suolo, formata in prevalenza da acari e collemboli, non ha mostrato grandi differenze tra aree invase e non invase.

In conclusione, possiamo affermare che la specie alloctona invasiva *R. bohemica* sta provocando cambiamenti

diversificati sulle varie componenti dell'ecosistema; tali cambiamenti sono apparsi significativi per la componente floristica e più moderati per le caratteristiche e la microfauna del suolo (QBS-ar), componente che sembra risentire maggiormente del disturbo legato alle periodiche esondazioni del Fiume Lambro più che della presenza dell'esotica.

Letteratura citata

- Bailey JP, Stace CA (1992) Chromosome number, morphology, pairing, and DNA values of species and hybrids in the genus *Fallopia* (Polygonaceae). *Plant Systematics and Evolution* 180(1-2): 29-52.
- Chrtěk J, Chrtěková A (1983) *Reynoutria ×bohemica*, nový kříženec z čeledi rdesnovitých. *Časopis Národního Muzea, Řada Přírodovědná* 152(2): 120.
- Conolly AP (1977) The distribution and history in the British Isles of some alien species of *Polygonum* and *Reynoutria*. *Watsonia* 11(4): 291-311.
- Gentili R, Ferrè C, Cardarelli E, Montagnani C, Bogliani G, Citterio S, Comolli R (2019) Comparing negative impacts of *Prunus serotina*, *Quercus rubra* and *Robinia pseudoacacia* on native forest ecosystems. *Forests* 10(10): 842.
- 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.
- Padula M, Lastrucci L, Fiorini G, Galasso G, Zoccola A, Quilghini G (2008) Prime segnalazioni di *Reynoutria ×bohemica* Chrtěk & Chrtěková (Polygonaceae) per l'Italia e analisi della distribuzione del genere *Reynoutria* Houtt. *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano* 149(1): 77-108.

AUTORI

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

Elisa Cardarelli (elisa.cardarelli@unipv.it), Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia, Via Ferrata 9, 27100 Pavia

Autore di riferimento: Rodolfo Gentili

La flora alloctona delle dune costiere europee

S. Giulio, A.T.R. Acosta, M. Carboni, J.A. Campos, M. Chytrý, J. Loidi, J. Pergl, P. Pyšek, M. Isermann, J.A.M. Janssen, J.S. Rodwell, J.H.J. Schaminée, C. Marcenò

La diffusione di specie introdotte direttamente o indirettamente dall'uomo in habitat naturali diversi da quelli di origine è una delle principali minacce alla biodiversità. In Europa gli habitat delle dune costiere, già in gran parte alterati dalle attività umane, sono tra i più interessati dalle invasioni biologiche, soprattutto da parte di specie vegetali (Chytrý et al. 2008, 2009). Nonostante gli ecosistemi costieri terrestri siano caratterizzati da forte azonalità, il gradiente ambientale mare-terra e la variazione a livello geografico del macroclima e del disturbo antropico generano un certo grado di differenziazione nella composizione floristica lungo le coste europee tra habitat e tra regioni (Del Vecchio et al. 2018, Marcenò et al. 2018, Torca et al. 2019). Nel presente lavoro ci si è quindi chiesti se anche i livelli di invasione da parte della flora alloctona variano tra i diversi habitat di duna e tra le diverse regioni costiere d'Europa e, se sì, in quale modo. L'area di studio comprende tutte le coste sabbiose d'Europa, incluso Nord Africa e Vicino Oriente, ed è suddivisa in quattro regioni: coste atlantiche, coste mediterranee, coste del Mar Baltico e coste del Mar Nero. Gli habitat analizzati sono quelli delle dune mobili (codice EUNIS B1.3) e quelli delle dune fisse (codice EUNIS B1.4). Si sono poste le seguenti domande: (1) come variano i livelli di invasione tra habitat dunali e tra regioni costiere europee? (2) le specie vegetali che più invadono le dune costiere sono specialiste di questi ambienti oppure provengono da altri habitat? (3) quali sono le principali traiettorie geografiche seguite tra le aree di origine e gli habitat dunali? (4) quante specie alloctone sono in comune oppure esclusive di alcuni habitat o regioni costiere?

Per rispondere alle domande è stata prima analizzata (a) l'area di studio totale, poi sono stati confrontati tra loro (b) i due habitat e, infine, (c) le quattro regioni. L'analisi è stata basata su dati di presenza di specie, raccolti attraverso rilievi fitosociologici dell'Archivio della Vegetazione Europea (EVA; Chytrý et al. 2016). Per rispondere a ciascuna domanda ci si è basati su tre metriche: la percentuale di specie alloctone nei pool di specie, la frequenza delle presenze delle specie alloctone nei rilievi e il numero assoluto di specie alloctone. Quest'ultimo è stato calcolato tramite curve di rarefazione, per ridurre l'effetto della differenza nel numero di rilievi tra regioni.

I risultati hanno mostrato che la flora delle dune europee è almeno per il 7% alloctona (Fig.1). Quasi la totalità della flora alloctona è rappresentata da specie in grado di naturalizzarsi e il 7% da specie invasive sulle dune, che arrecano impatti diretti sulla biodiversità nativa a livello locale. Mentre le dune fisse accolgono un numero leggermente maggiore di specie alloctone, sulle dune mobili le specie alloctone sono più frequenti; inoltre, le coste atlantiche accolgono più specie alloctone. Diversamente da quanto atteso, in considerazione delle peculiari condizioni ambientali tipiche delle aree costiere, solo il 6% delle specie alloctone è tipico di habitat costieri sabbiosi nel loro areale d'origine, mentre la maggior parte proviene da altri habitat, soprattutto habitat semi-naturali. Considerato che la maggior parte delle specie alloctone nei Paesi europei proviene da altri continenti e in accordo con l'ipotesi della numerosità campionaria (*sampling hypothesis*; Wagner et al. 2017), due terzi della flora alloctona delle dune viene a sua volta da regioni lontane di altri continenti, soprattutto dal Nordamerica (Fig. 2), mentre la maggior parte della flora alloctona proveniente dalla stessa Europa è originaria dell'area mediterranea. La composizione in specie alloctone differisce poco tra i due habitat dunali, ma notevolmente tra le regioni costiere. *Erigeron canadensis* L., *Xanthium strumarium* L. subsp. *strumarium* (particolarmente frequente lungo le coste del Mar Nero), *Oenothera biennis* L. e *O. oakesiana* (A.Gray) J.W.Robbins ex S.Watson & J.M.Coult. sono le piante alloctone più comuni sulle dune costiere europee. Questo studio rappresenta la prima analisi onnicomprensiva dello stato d'invasione floristica sulle dune d'Europa ed evidenzia la necessità di una gestione delle invasioni a livello europeo che sia focalizzata specificamente sulle dune costiere.

Fig. 1

Percentuali di specie alloctone (neofite) sulla flora totale e di categorie di specie in riferimento allo status, all'habitat donatore e all'origine geografica, sul totale delle specie alloctone rilevate sulle dune costiere europee.

originaria dell'area mediterranea. La composizione in specie alloctone differisce poco tra i due habitat dunali, ma notevolmente tra le regioni costiere. *Erigeron canadensis* L., *Xanthium strumarium* L. subsp. *strumarium* (particolarmente frequente lungo le coste del Mar Nero), *Oenothera biennis* L. e *O. oakesiana* (A.Gray) J.W.Robbins ex S.Watson & J.M.Coult. sono le piante alloctone più comuni sulle dune costiere europee. Questo studio rappresenta la prima analisi onnicomprensiva dello stato d'invasione floristica sulle dune d'Europa ed evidenzia la necessità di una gestione delle invasioni a livello europeo che sia focalizzata specificamente sulle dune costiere.



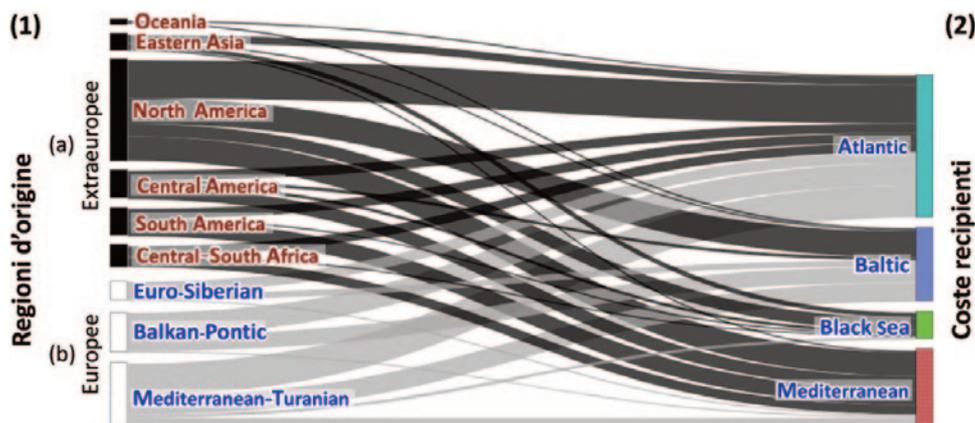


Fig. 2

Numero di neofite (1) donate da regioni (a) extraeuropee e (b) europee a (2) regioni di dune costiere recipienti.

Letteratura citata

- Chytrý M, Hennekens SM, Jiménez-Alfaro B, Knollová I, Dengler J, Jansen F, Landucci F, Schaminée JHJ, Aćić S, Agrillo E, Ambarlı D, Angelini P, Apostolova I, Attorre F, Berg C, Bergmeier E, Biurrun I, Botta-Dukát Z, Brisse H, Campos JA, Carlón L, Čarni A, Casella L, Csiky J, Čušterevska R, Dajić Stevanović Z, Danihelka J, De Bie E, de Ruffray P, De Sanctis M, Dickoré WB, Dimopoulos P, Dubyna D, Dziuba T, Ejrnæs R, Ermakov N, Ewald J, Fanelli G, Fernández-González F, FitzPatrick Ú, Font X, García-Mijangos I, Gavilán RG, Golub V, Guarino R, Haveman R, Indreica A, Işık Gürsoy D, Jandt U, Janssen JAM, Jiroušek M, Kački Z, Kavğacı A, Kleikamp M, Kolomiychuk V, Krstivojević Čuk M, Krstonošić D, Kuzemko A, Lenoir J, Lysenko T, Marcenò C, Martynenko V, Michalčová D, Moeslund JE, Onyshchenko V, Pedashenko H, Pérez-Haase A, Peterka T, Prokhorov V, Rašomavičius V, Rodríguez-Rojo MP, Rodwell JS, Rogova T, Ruprecht E, Růsiņa S, Seidler G, Šibík J, Šilc U, Škvorc Z, Sopotlieva D, Stančić Z, Svenning J-C, Swacha G, Tsiripidis I, Turtureanu PD, Uğurlu E, Uogintas D, Valachovič M, Vashenyak Y, Vassilev K, Venanzoni R, Virtanen R, Weekes L, Willner W, Wohlgemuth T, Yamalov S (2016) European Vegetation Archive (EVA): an integrated database of European vegetation plots. *Applied Vegetation Science* 19(1): 173-180.
- Chytrý M, Maskell LC, Pino J, Pyšek P, Vilà M, Font X, Smart SM (2008) Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45(2): 448-458
- Chytrý M, Pyšek P, Wild J, Pino J, Maskell LC, Vilà M (2009) European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions* 15(1): 98-107.
- Del Vecchio S, Fantinato E, Janssen JAM, Bioret F, Acosta A, Prisco I, Tzonev R, Marcenò C, Rodwell J, Buffa G (2018) Biogeographic variability of coastal perennial grasslands at the European scale. *Applied Vegetation Science* 21(2): 312-321.
- Marcenò C, Guarino R, Loidi J, Herrera M, Isermann M, Knollová I, Tichý L, Tzonev RT, Acosta ATR, FitzPatrick Ú, Iakushenko D, Janssen JAM, Jiménez-Alfaro B, Kački Z, Keizer-Sedláková I, Kolomiychuk V, Rodwell JS, Schaminée JHJ, Šilc U, Chytrý M (2018) Classification of European and Mediterranean coastal dune vegetation. *Applied Vegetation Science* 21(3): 533-559.
- Torca M, Campos JA, Herrera M (2019) Changes in plant diversity patterns along dune zonation in south Atlantic European coasts. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 218: 39-47.
- Wagner V, Chytrý M, Jiménez-Alfaro B, Pergl J, Hennekens S, Biurrun I, Knollová I, Berg C, Vassilev K, Rodwell JS, Škvorc Ž, Jandt U, Ewald J, Jansen F, Tsiripidis I, Botta-Dukát Z, Casella L, Attorre F, Rašomavičius V, Čušterevska R, Schaminée JHJ, Brunet J, Lenoir J, Svenning J-C, Kački Z, Petrášová-Šibíková M, Šilc U, García-Mijangos I, Campos JA, Fernández-González F, Wohlgemuth T, Onyshchenko V, Pyšek P (2017) Alien plant invasions in European woodlands. *Diversity and Distributions* 23(9): 969-981.

AUTORI

Silvia Giulio (silvia.giulio@uniroma3.it), Alicia T.R. Acosta (aliciateresarosario.acosta@uniroma3.it), Marta Carboni (marta.carboni@uniroma3.it), Dipartimento di Scienze, Università di Roma Tre, Viale G. Marconi 446, 00146 Roma

Juanan A. Campos (juanana.campos@ehu.es), Javier Loidi (javier.loidi@ehu.es), University of the Basque Country (UPV/EHU), 48940 Leioa, Bilbao, Spain

Milan Chytrý (chytry@sci.muni.cz), Corrado Marcenò (marcenocorrado@libero.it), Department of Botany and Zoology, Faculty of Science, Masaryk University, Kotlarska 2, 611 37 Brno, Czech Republic

Jan Pergl (jan.pergl@ibot.cas.cz), Petr Pyšek (petr.pysek@ibot.cas.cz), Department of Invasion Ecology, Institute of Botany, The Czech Academy of Sciences, Zámek 1, 252 43 Průhonice, Czech Republic

Maike Isermann (maike.isermann@uni-bremen.de), Department of Ecology, Bremen University, D-28359 Bremen, Germany

John Janssen (john.janssen@wur.nl), Joop H.J. Schaminée (joop.schaminee@wur.nl), Wageningen Environmental Research, 6700 AA Wageningen, The Netherlands

John Rodwell (johnrodwell@tiscali.co.uk), Independent researcher, LA1 3ES Lancaster, United Kingdom

Autore di riferimento: Silvia Giulio

Verso una lista di piante alloctone invasive di interesse nazionale: risultati dell'interazione tra convenzione SBI/MATTM e LIFE ASAP per la selezione e prioritizzazione di specie introdotte e di *horizon scanning*

L. Lazzaro, E. Barni, R. Bolpagni, G. Brundu, A. Caddeo, L. Celesti-Grapow, A. Cogoni, M.C. Loi, M. Marignani, C. Siniscalco

Con l'entrata in vigore del Regolamento (UE) n. 1143/2014 (cui ha fatto seguito, in Italia, il Decreto Legislativo n. 230/2017), l'Unione Europea si dota di uno strumento normativo volto a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie alloctone invasive, con lo scopo di contrastarne gli impatti ecosistemici (e secondariamente socio-economici) sul territorio comunitario. Il cuore del regolamento è rappresentato da una lista di specie alloctone invasive di rilevanza unionale, per le quali sono previsti divieti stringenti di introduzione, trasporto e detenzione. Gli stati membri hanno poi la facoltà di adottare liste di "specie alloctone invasive di rilevanza nazionale", applicando a esse misure stringenti di regolamentazione. Come per la lista unionale, è necessario basare la definizione degli elenchi su specifiche analisi del rischio.

Il progetto LIFE ASAP *Alien Species Awareness Program* (<http://lifeasap.eu>) è un progetto finanziato dal programma LIFE dell'Unione Europea, che si pone l'obiettivo di aumentare l'attenzione e la consapevolezza della società in Italia sulle problematiche relative alle specie alloctone invasive, specialmente alla luce delle novità normative. Tra le altre, l'azione B7, coordinata dall'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), prevede il coinvolgimento delle società scientifiche per la costruzione partecipata di una proposta di lista di specie alloctone invasive di interesse nazionale (*black list*) attraverso il metodo del *consensus building* e di una lista finalizzata alla prevenzione di futuri ingressi (*horizon scanning*), utilizzando in entrambe i casi un modello partecipativo per l'implementazione nazionale del Regolamento (UE) n. 1143/2014. Nell'ambito di queste attività si dispiega la convenzione tra Società Botanica Italiana (SBI) e Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM), che tra le varie attività ha previsto: (1) l'aggiornamento di un database sulle specie vegetali alloctone a scala nazionale (NAPSDB); (2) la selezione di un duplice elenco di specie alloctone invasive già presenti sul territorio nazionale (lista di prioritizzazione) e non ancora presenti (lista di *horizon scanning*), candidate per essere ulteriormente valutate a livello nazionale (3) adottando la metodologia di valutazione del rischio e di definizione delle priorità sviluppata da ISPRA, al fine di identificare un elenco di specie alloctone invasive la cui inclusione in una eventuale lista nazionale ex art. 12 Reg. (UE) n. 1143/2014 dovrebbe essere prioritaria.

Le attività illustrate nel presente contributo riguardano quindi i punti (2) e (3), descrivendo la metodologia seguita e i primi risultati conseguiti in relazione alla selezione delle specie per le due liste candidate e i primi passi del processo di valutazione e di *consensus building* successivo, svolto in stretta collaborazione con ISPRA e con i partner del progetto ASAP.

Per la creazione della lista di prioritizzazione si è proceduto a una selezione delle oltre 1.300 specie contenute nel database NASDP (che si origina dalla checklist di Celesti-Grapow et al. 2009, 2010 e in continuo aggiornamento come da Galasso et al. 2018 e successive notule pubblicate su *Italian Botanist*). A partire dai dati inclusi in NASDP al 31/12/2017, si è proceduto con l'esclusione di tutti i record dubbi e delle specie già di rilevanza unionale. Secondo le istruzioni di ISPRA, l'elenco delle specie doveva includere i taxa il cui potenziale di impatto è elevato, ma la cui diffusione in Italia è ancora limitata, al fine di concentrarsi in futuro sulle specie alloctone invasive per le quali, in caso di eradicazione o di azioni di controllo nazionali o regionali, è probabile che le possibilità di successo siano maggiori. Dunque, la scelta delle specie candidate si è basata sui seguenti criteri: le specie dovevano (1) essere naturalizzate nel territorio italiano, (2) avere un (anche potenziale) impatto su biodiversità, comunità/habitat e funzioni e servizi ecosistemici e (3) avere una distribuzione regionale limitata o molto ristretta (cioè essere presenti in poche regioni). Il risultato di tale selezione ha portato a un totale di 87 specie, dalle oltre 1.300 di partenza. A queste si aggiungono ulteriori 9 specie selezionate sulla base di un *expert assessment* condiviso dal Gruppo di Lavoro, per cui la lista finale delle specie da sottoporre a prioritizzazione conta 96 taxa (si veda Lazzaro et al. 2019). Per quanto riguarda la lista di *horizon scanning*, l'operazione di selezione delle specie è partita dai circa 62.400 record presenti nel database GRIIS (<http://www.griis.org>), comparati con gli elenchi globali estratti da altri database o studi (es. CABI *Horizon Scanning Tool*, <https://www.cabi.org/HorizonScanningTool>) e scegliendo oltre 7.000 record di presenza di specie vegetali introdotte in qualche parte del mondo, ulteriormente ridotti eliminando duplicati, taxa di dubbia posizione tassonomica e specie già presenti in Italia; il risultato è stato una lista di 669 specie. La selezione è quindi proceduta associando una sommatoria alle specie, contando 2 punti per la presenza in almeno 3 stati confinanti

o contigui nel Mediterraneo e per la presenza in una delle liste EPPO (<https://www.eppo.int/>) e sommando 1 punto in più ogni volta per presenza in almeno 3 stati del bacino Mediterraneo, in 3 stati a bioclima mediterraneo o in 6 stati europei (non presenti in altre liste). Sono state quindi selezionate tutte le specie con valore di sommatoria maggiore o uguale a 2, che in termini qualitativi sono le specie presenti in liste EPPO o in almeno 3 paesi confinanti o che superano le soglie in due degli altri gruppi: si è così ottenuta una lista di 83 specie per le quali si presume un'alta probabilità di ingresso.

Infine è stata effettuata la procedura di valutazione vera e propria, seguendo le istruzioni di ISPRA, con procedure leggermente diversificate per le due liste di specie. Le valutazioni hanno richiesto l'indicazione di informazioni sulla diffusione e probabilità di re-invasione in caso di specie sottoposte a prioritizzazione, e sulla probabilità di arrivo, stabilizzazione e naturalizzazione nel caso di quelle derivate dall'*horizon scanning*, e successivamente, per entrambe, di informazioni su potenzialità di impatto, presenza ed efficacia dei metodi di controllo/eradicazione e valutazione dei costi di controllo/eradicazione a scala locale e nazionale. Tutte le informazioni sono state corredate da un valore d'incertezza e da riferimenti bibliografici circostanziati. Durante un *workshop* svoltosi a Roma nel marzo 2019 con la presenza dei referenti di altre società naturalistiche (responsabili di procedure simili per altri gruppi tassonomici), i risultati della prioritizzazione sono stati esposti e confrontati in un'ottica di *consensus building*.

In conclusione, il lavoro nato della sinergia tra convenzione SBI/MATTM e LIFE ASAP ha permesso in primis la selezione di un primo gruppo di specie, tra quelle già introdotte in Italia e tra quelle che potranno arrivare grazie all'*horizon scanning*, candidate per la successiva attività di valutazione e *consensus building* tra esperti dei diversi gruppi tassonomici. Attualmente i dati delle valutazioni sono ancora in fase di elaborazione da parte di ISPRA e permetteranno di proporre una serie di specie candidate per la lista nazionale di specie alloctone invasive ai sensi del Reg. (UE) n. 1143/2014 e del D.Lgs. n. 230/2017.

Ringraziamenti

Si ringraziano Lucilla Carnevali e Piero Genovesi di ISPRA per il supporto e le indicazioni fornite durante tutta l'attività. Si ringraziano inoltre tutti i partner del progetto LIFE ASAP.

Letteratura citata

- Celesti-Grapow L, Alessandrini A, Arrigoni PV, Assini S, Banfi E, Barni E, Bovio M, Brundu G, Gaggiotti MR, Camarda I, Carli E, Conti F, Del Guacchio E, Domina G, Fascetti S, Galasso G, Gubellini L, Lucchese F, Medagli P, Passalacqua NG, Peccenini S, Poldini L, Pretto F, Prosser F, Vidali M, Viegi L, Villani MC, Wilhalm T, Blasi C (2010) Non-native flora of Italy: species distribution and threats. *Plant Biosystems* 144(1): 12-28.
- Celesti-Grapow L, Alessandrini A, Arrigoni PV, Banfi E, Bernardo L, Bovio M, Brundu G, Caggiotti RM, Camarda I, Carli E, Conti F, Fascetti S, Galasso G, Gubellini L, La Valva V, Lucchese F, Marchiori S, Mazzola P, Peccenini S, Poldini L, Pretto F, Prosser F, Siniscalco C, Villani MC, Viegi L, Wilhalm T, Blasi C (2009) Inventory of the non-native flora of Italy. *Plant Biosystems* 143(2): 386-430.
- Galasso G, Conti F, Peruzzi L, Ardenghi NMG, Banfi E, Celesti-Grapow 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, Wilhalm T, Bartolucci F (2018) An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems* 152(3): 556-592.
- Lazzaro L, Bolpagni R, Barni E, Brundu G, Blasi C, Siniscalco C, Celesti L (2019) Towards alien plant prioritization in Italy: methodological issues and first results. *Plant Biosystems* 153(5): 740-746.

AUTORI

Lorenzo Lazzaro (lorenzo.lazzaro@unifi.it), Dipartimento di Biologia, Università di Firenze, Via G. La Pira 4, 50121 Firenze
 Elena Barni (elena.barni@unito.it), Consolata Siniscalco (consolata.siniscalco@unito.it), Dipartimento Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università di Torino, Viale P.A. Mattioli 25, 10125 Torino

Rossano Bolpagni (rossano.bolpagni@unipr.it), Dipartimento di Scienze Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale, Università di Parma, Viale delle Scienze 17/a, 43124 Parma

Giuseppe Brundu (gbrundu@uniss.it), Dipartimento di Agraria, Università di Sassari, Viale Italia 39, 07100 Sassari
 Alessandra Caddeo (caddeo.naturalista@gmail.com), Annalena Cogoni (cogoni@unica.it), Maria C. Loi (loimc@unica.it), Michela Marignani (marignani@unica.it), Sezione Botanica, Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università di Cagliari, Viale Sant'Ignazio da Laconi 13, 09123 Cagliari

Laura Celesti-Grapow (laura.celesti@uniroma1.it), Dipartimento di Biologia Ambientale, Sapienza Università di Roma, Piazzale A. Moro 5, 00185 Roma

Autore di riferimento: Lorenzo Lazzaro

Le attività di gestione delle specie vegetali alloctone sull'Isola di Giannutri (Arcipelago Toscano): esperienze all'interno del Progetto Life RESTO CON LIFE

L. Lazzaro, G. Ferretti, M. Mugnai, B. Foggi, F. Giannini, P. Sposimo, M. Giunti, R. Benesperi

Il progetto RESTO CON LIFE "Island conservation in Tuscany, restoring habitat not only for birds" è un progetto Life Natura cofinanziato dalla Commissione Europea, finalizzato alla riqualificazione ambientale di ecosistemi insulari mediterranei e focalizzato sul recupero e la protezione di specie e habitat presenti nella Direttiva 92/43/CEE "Habitat". Il progetto, che vede la collaborazione dell'Ente Parco Nazionale Arcipelago Toscano, beneficiario incaricato del coordinamento del progetto, e di altri partner associati, cioè ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), Carabinieri Forestali (Reparto Carabinieri per la Biodiversità di Follonica) e Università di Firenze (Dipartimento di Biologia), utilizza un approccio multidisciplinare che prevede la rinaturalizzazione di alcuni sistemi, in parte modificati dall'intervento umano, al fine della salvaguardia di habitat tipici, uccelli marini e avifauna nidificante nella macchia mediterranea, rettili endemici, boschi di leccio e ginepreti, dune costiere e vegetazione delle coste rocciose, stagni temporanei e pratelli con piante erbacee annuali, presso quattro isole ricadenti nel Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano: Pianosa, Giannutri, Elba e Montecristo.

Nell'ambito del progetto, le azioni A.3, C.4 e D.1 hanno previsto attività di gestione di specie vegetali alloctone sull'Isola di Giannutri. In particolare, l'azione A.3 prevedeva una serie di azioni preliminari, come: mappatura delle specie alloctone, predisposizione dei progetti esecutivi per gli interventi e produzione di *action plan* e misure di *biosecurity* post-intervento. Obiettivi dell'azione C.4 sono stati invece gli interventi di eradicazione di *Carpobrotus acinaciformis* (L.) L.Bolus e *C. edulis* (L.) N.E.Br. (da qui in avanti definiti come *Carpobrotus* spp.) e alcuni interventi di messa a dimora di specie native, con lo scopo di accelerare la rinaturalizzazione dei contesti oggetto degli interventi di rimozione. Infine, l'azione D.1 comprendeva i monitoraggi scientifici delle azioni concrete.

Prima degli interventi effettuati nella primavera/estate 2016, *Carpobrotus* spp. era presente a Giannutri su oltre 14.000 m², in 5 aree distinte dell'isola. La più estesa (presso Punta San Francesco) era rappresentata da un'area su scogliera pianeggiante e terreno di riporto (costituita dal terrapieno di una vecchia pista di atterraggio), mentre in altre parti dell'isola la specie si rinveniva per lo più su scogliere scoscese e falesie a picco sul mare. Gli interventi di eradicazione si sono svolti integrando due diverse tecniche. Nei contesti più scoscesi e laddove *Carpobrotus* spp. presentava basse coperture ed era frammisto a specie native, si è ricorso alla rimozione manuale, coinvolgendo anche operai specializzati per lavori in corda. Nei contesti più pianeggianti e per la maggior parte dell'estensione sull'isola, si è proceduto all'utilizzo della pacciamatura con teli neri "antialga" (Fig. 1). Nelle aree interessate da eradicazione a Punta San Francesco si è inoltre proceduto alla messa a dimora di circa 850 individui di varie specie native (in particolare *Cneorum tricoccon* L., *Euphorbia dendroides* L., *Juniperus turbinata* Guss., *Myrtus communis* L., *Pistacia lentiscus* L., *Salvia rosmarinus* Spenn., *Teucrium flavum* L. subsp. *flavum*, *T. fruticans* L. subsp. *fruticans*) prelevate sull'isola a seconda della disponibilità e trapiantate insieme ad alcuni individui di ginepro riprodotti *ex situ*.

A latere degli interventi principali su *Carpobrotus* spp. sono stati anche svolti interventi di rimozione e controllo di altre specie potenzialmente invasive, come *Mesembryanthemum cordifolium* L.f., *Opuntia phaeacantha* Engelm. e *Senecio angulatus* L.f., principalmente in aree limitrofe all'abitato nelle quali si stavano diffondendo in contesti naturali.



Fig. 1

Alcune immagini di *Limonium sommierianum*, *Frankenia pulverulenta* subsp. *pulverulenta* e *Mesembryanthemum nodiflorum* nelle scogliere di Giannutri, degli interventi di pacciamatura e dei plot rilevati nel 2016.

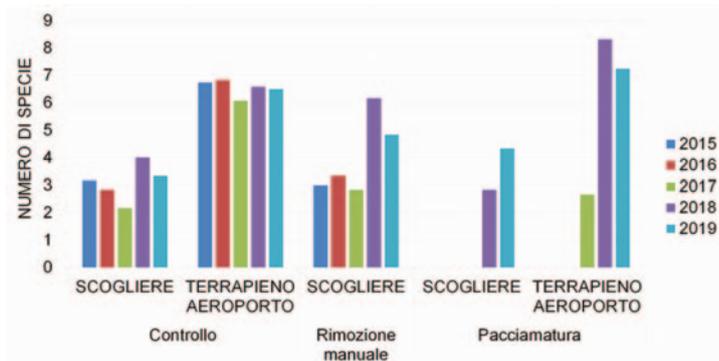


Fig. 2
Dati di ricchezza specifica nei plot monitorati in seguito agli interventi su *Carpobrotus* spp.

I dati del monitoraggio mostrano gli effetti degli interventi di eradicazione su *Carpobrotus* spp. Nel monitoraggio del 2015 i plot con copertura totale di *Carpobrotus* spp. risultavano per lo più privi di altre specie; man mano che questa alloctona è diminuita, è aumentato il numero delle specie native presenti, con il massimo all'interno delle aree non invase. Questo è avvenuto sia nelle aree rocciose, di scogliera, sia nei plot con terreno di riporto. La ricchezza di specie appare quindi strettamente correlata alla copertura di *Carpobrotus* spp. Da notare come nei plot di scogliera, a seguito della presenza di *Carpobrotus* spp., scompaiono

specie endemiche quali *Limonium sommierianum* (Fiori) Arrigoni e altre specie tipiche di habitat di interesse comunitario, quali *Frankenia pulverulenta* L. subsp. *pulverulenta* e *Mesembryanthemum nodiflorum* L. (Fig. 1). La ricchezza di specie nei plot di controllo in scogliera appare confrontabile tra 2015 e 2016, mentre un confronto per gli altri strati è sostanzialmente inutile visto che nel periodo dei campionamenti alcuni plot erano coperti da teli pacciamanti mentre altri erano stati interessati da rimozione manuale. Nel periodo 2017-2019 si osservano i primi dati che testimoniano la ricolonizzazione delle aree di intervento, in particolare con la colonizzazione dei plot su terreno di riporto, quindi su terreno sciolto (Fig. 2), iniziata già nel 2017. Si tratta di una colonizzazione guidata principalmente da specie ruderali, quali *Carduus cephalanthus* Viv., *Mercurialis annua* L., *Sonchus asper* (L.) Hill subsp. *asper* e *Urtica urens* L., la cui presenza è probabilmente favorita dalla grande quantità di nutrienti resi disponibili nella lettiera di *Carpobrotus* spp. Assieme a queste compaiono però specie a carattere mediterraneo tipiche di questi ambienti, come *Arisarum vulgare* O.Targ.Tozz., *Euphorbia dendroides* L. e *Narcissus tazetta* L. subsp. *tazetta*. Inoltre, nel biennio 2018-2019 si registra un inizio di ricolonizzazione anche nelle aree di scogliera (Fig. 2), sia in quelle interessate da rimozione manuale sia, in misura minore e più lentamente, in quelle interessate da pacciamatura, con un aumento in copertura e numero di specie tipiche quali *F. pulverulenta*, *L. sommierianum* e *M. nodiflorum*, ma ancora con una importante presenza di ruderali quali *C. cephalanthus*.

Le attività di eradicazione su *Carpobrotus* spp. stanno quindi mostrando i primi effetti positivi, seppure per alcuni anni dovrà essere mantenuto un monitoraggio delle aree invase alla ricerca di nuove plantule ed eventuali ricacci. Inoltre è importante notare che tutte le azioni sono state accompagnate da un'intensa attività di divulgazione presso la popolazione residente, che ha previsto incontri con la gente e la produzione di documenti per contrastare la futura introduzione di specie alloctone invasive mediante l'adozione di buone pratiche. A questo scopo è stata prodotta una lista di specie ornamentali alternative a quelle alloctone e invasive, principalmente contestualizzata a Giannutri ma riadattabile per le altre isole dell'Arcipelago Toscano. Nelle misure di *biosecurity*, inoltre, si è prestata molta attenzione alla divulgazione dei temi sul giardinaggio consapevole e sull'adozione dei codici di condotta volontari.

Ringraziamenti

Si ringraziano gli altri partner del progetto RESTO CON LIFE per il supporto e la collaborazione durante le attività di progetto.

AUTORI

Lorenzo Lazzaro (lorenzo.lazzaro@unifi.it), Giulio Ferretti (giulio.ferretti@unifi.it), Michele Mugnai (michele.mugnai@unifi.it), Bruno Foggi (bruno.foggi@unifi.it), Renato Benesperi (renato.benesperi@unifi.it), Dipartimento di Biologia, Università di Firenze, Via G. La Pira 4, 50121 Firenze

Francesca Giannini (giannini@islepark.it), Parco Nazionale Arcipelago Toscano, Località Enfolà, 57037 Portoferraio (Livorno)

Paolo Sposimo (sposimo@nemoambiente.com), Michele Giunti (giunti@nemoambiente.com), NEMO, Nature and Environment Management Operators s.r.l., Viale G. Mazzini 26, 50132 Firenze

Autore di riferimento: Lorenzo Lazzaro

Valutazione dell'invasività di tre specie del genere *Datura* nel Lazio

S. Magrini, S. Buono, L. Zucconi

Il genere *Datura* (Solanaceae), originario delle regioni aride, temperate e subtropicali americane, è composto da 13 specie suddivise in 3 sezioni (*Ceratocaulis*, *Datura* e *Dutra*) sulla base della posizione del frutto e della tipologia di deiscenza (Bye, Sosa 2013). La maggior parte delle specie sono state diffuse dall'uomo al di fuori dell'area di origine per scopi ornamentali e, in particolare, in Italia sono presenti come aliene 5 delle 7 specie segnalate in Europa (Galasso et al. 2018a): *D. ferox* L., *D. quercifolia* Kunth e *D. stramonium* L. della sect. *Datura*; *D. inoxia* Mill. e *D. wrightii* Regel della sect. *Dutra*.

Nell'ambito di una ricerca finalizzata alla valutazione del potenziale di invasività delle specie aliene nell'Italia centrale, presso la Banca del Germoplasma della Tuscia è in corso uno studio comparato su tre specie di *Datura*:

- *D. ferox*, specie annuale originaria delle zone meridionali del Nordamerica, riportata come naturalizzata in Italia e casuale nel Lazio (Galasso et al. 2018a);
- *D. inoxia*, specie perenne originaria degli Stati Uniti sud-occidentali e del Messico fino al Centro- e Sudamerica;
- *D. wrightii* (Fig. 1), specie perenne originaria della parte sud-occidentale degli Stati Uniti e del Messico. Segnalata per la prima volta in Italia nel 2010 per Lombardia ed Emilia-Romagna (Verloove et al. 2010), oggi è considerata invasiva a livello nazionale anche se riportata nella maggior parte delle regioni come casuale o naturalizzata (Galasso et al. 2018a). È stata segnalata recentemente come nuova per il Lazio (Galasso et al. 2018b), rinvenuta nel 2017 presso il Lago di Bracciano (Bracciano, Roma). In Italia, così come in altri paesi dell'Europa meridionale, è stata spesso confusa con la affine *D. inoxia*, ma non è chiaro se le due specie abbiano lo stesso comportamento invasivo (Verloove 2008).

In particolare, per queste specie sono state valutate *ex situ* alcune caratteristiche morfologiche e biofisiche dei semi, funzionali ai processi di dispersione e colonizzazione di nuovi ambienti (numero di semi/frutto, peso, dimensione, forma, vitalità, capacità di galleggiamento) o di persistenza nel suolo (permeabilità del tegumento, contenuto in acqua, dormienza), e che sono associate alla risposta delle piante ai disturbi e alla competizione (Jiménez-Alfaro et al. 2016). Parallelamente è stato realizzato uno studio comparato della capacità di germinazione in vitro, attraverso test condotti a 7 temperature diverse (da 5 a 35 °C), sia con fotoperiodo 12/12 h sia al buio, che ha fornito indicazioni interessanti sulla capacità e velocità di queste specie, nelle prime fasi del loro ciclo vitale, nel colonizzare nuovi ambienti (in termini di percentuale di germinazione, di velocità e di sincronia) e anche sulla loro capacità di adattamento a condizioni climatiche diverse (temperatura minima, massima e ottimale per la germinazione, fotosensibilità). Anche se le tre specie hanno caratteristiche simili (lungo periodo di fioritura, alto numero di fiori, allelopatia, tossicità, alta vitalità dei semi, disseminazione efficace, capacità di formare una *soil seed-bank* epigea ecc.), è possibile osservare alcune differenze sostanziali:

- *D. inoxia* e *D. wrightii* sono perenni e capaci di riprodursi anche per via vegetativa, al contrario di *D. ferox*;
- le due specie della sect. *Dutra* sono caratterizzate da frutti con deiscenza irregolare che facilitano la dispersione zoocora e soprattutto idrocora. Queste capsule, aprendosi solo nella porzione inferiore, rilasciano solo una parte dei semi per la disseminazione barocora e mirmecocora, mentre gli altri rimangono attaccati all'interno del frutto che, una volta secco, cade e può essere facilmente trasportato dagli animali o disperso per via idrocora (Fig. 2);



Fig. 1
Fioritura di *Datura wrightii* il 26 luglio 2018 presso il Museo Storico dell'Aeronautica Militare a Vigna di Valle (Bracciano, Roma).



Fig. 2

a) *Datura ferox*, capsula secca a deiscenza regolare; b) *Datura wrightii*, capsula a deiscenza irregolare.

- anche se riportata come autocompatibile al pari di *D. wrightii*, *D. inoxia* non ha prodotto frutti negli ultimi due anni in una delle popolazioni monitorate;
- *D. wrightii* risulta più vigorosa, producendo il maggior numero di semi per frutto (fino a 420, rispetto ai 300-340 delle altre specie), semi più grandi e più pesanti (peso di 1.000 semi: 18,1 mg, rispetto a 13,3-13,5 mg delle altre specie);
- d'altra parte, mentre i semi di *D. ferox* e *D. inoxia* sono in grado di germinare in un ampio range di temperature (da 15 a 35 °C), *D. wrightii* è meno plastica, preferendo temperature autunnali, intorno ai 15-20 °C.

Con i dati ottenuti *in situ* ed *ex situ* è stato

possibile valutare le tre specie attraverso le procedure di *risk assessment* A-WRA (Pheloung et al. 1999) e USDA-APHIS WRA (Koop et al. 2012), che hanno evidenziato un grande potenziale di invasività per tutte.

Letteratura citata

- Bye R, Sosa V (2013) Molecular phylogeny of the jimsonweed genus *Datura* (Solanaceae). *Systematic Botany* 38(3): 818-829.
- 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 L, 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, 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 (2018b) Notulae to the Italian alien vascular flora: 5. *Italian Botanist* 5: 45-56.
- 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.
- Koop AL, Fowler L, Newton LP, Caton BP (2012) Development and validation of a weed screening tool for the United States. *Biological Invasions* 14(2): 273-294.
- 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.
- Verloove F (2008) *Datura wrightii* (Solanaceae), a neglected xenophyte, new to Spain. *Bouteloua* 4: 37-40.
- Verloove F, Galasso G, Banfi E, Ardenghi NMG (2010) Notula: 34. In: Nepi C, Peccenini S, Peruzzi L (Eds) *Notulae alla flora esotica d'Italia*: 2 (22-37). *Informatore Botanico Italiano* 42(1): 388.

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

Potenzialità del biocontrollo per contenere in Italia l'espansione della macrofita esotica invasiva *Lemna minuta*

F. Mariani, S. Ceschin

L'invasione di specie esotiche vegetali sta diventando un problema ambientale sempre più diffuso (Early et al. 2016); la presenza di entità vegetali al di fuori dell'areale biogeografico di appartenenza può essere dovuto a processi di colonizzazione spontanea della specie o a eventi di introduzione, accidentale o intenzionale, legati alle attività umane (Levine, D'Antonio 2003). Una specie introdotta in una nuova area spesso perde i competitori e i nemici naturali che normalmente controllano le sue popolazioni (Keane, Crawley 2002) e può quindi crescere rapidamente, con possibili fenomeni di esplosione demografica.

Tali invasioni biologiche rappresentano una minaccia particolare per gli ecosistemi d'acqua dolce (Strayer, Dudgeon 2010), che sono tra i più alterati e sfruttati dall'uomo (Millennium Ecosystem Assessment 2005); perciò una loro attenta gestione diventa di fondamentale importanza per limitare il danno associato alla presenza di specie esotiche. Un esempio preoccupante in Europa è la lenticchia d'acqua americana *Lemna minuta* Kunth (Araceae), che, dal suo arrivo negli anni '40 del secolo scorso, si è rapidamente e ampiamente diffusa nel continente, diventando altamente invasiva in molti paesi (Ceschin et al. 2018a).

Il suo alto tasso di crescita permette a *L. minuta* di colonizzare rapidamente ampie superfici d'acqua, formando tappeti galleggianti pluristratificati che limitano la penetrazione di luce nella colonna d'acqua e gli scambi gassosi nell'interfaccia aria-acqua, creando condizioni altamente limitanti per la sopravvivenza della flora e fauna acquatica (Dussart et al. 1993, Ceschin et al. 2019). Inoltre, *L. minuta* compete fortemente con specie vegetali autoctone che occupano habitat simili, come la congenerica *Lemna minor* L., che sta sostituendo parzialmente o completamente (Ceschin et al. 2016a, 2018b).

Controllare la crescita di *L. minuta* è diventata una necessità pressante e, poiché l'utilizzo di metodi chimici e fisici per la sua rimozione risultano tanto rischiosi per l'ambiente quanto solo parzialmente efficaci (Landolt 1986, Ceschin 2016b), è necessario esplorare la possibilità di adottare qualche forma di controllo biologico.

Il Controllo Biologico Classico (CBC), basato sull'introduzione di nemici naturali coevoluti con le specie aliene e provenienti dallo stesso areale di origine, è già stato applicato con successo ad alcune piante acquatiche invasive (Gassman et al. 2006), tra le quali *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. (Spencer, Coulson 1976), *Pontederia crassipes* Mart. (Jayanth 2008) e *Salvinia adnata* Desv. (= *S. molesta* D.S.Mitch.) (Sullivan et al. 2011). Non esistono, invece, studi relativi al CBC su *L. minuta*, né si sa nulla su quali siano i suoi nemici naturali nel suo areale di provenienza. Alla luce di ciò, abbiamo deciso di focalizzare il nostro studio sulla ricerca di un insetto nativo in grado di consumare *L. minuta*.

Sebbene il CBC sia il metodo di controllo biologico maggiormente riconosciuto e accettato, il nostro tentativo di trovare un erbivoro nativo come biocontrollore può avere rilevanza soprattutto da un punto di vista ecologico. Infatti, controllare una specie esotica introducendo un'altra specie esotica, come previsto dal CBC, può essere rischioso a causa di possibili effetti negativi indesiderati sull'ecosistema (Simberloff, Stiling 1996).

Abbiamo scelto *Cataclysta lemnata* (Linnaeus 1758) (Lepidoptera: Crambidae, Acentropinae) come possibile candidato per questo ruolo, poiché è un erbivoro nativo con una dieta che include preferenzialmente lenticchie d'acqua, come le autoctone *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid. e *L. minor*. Tuttavia, non vi era alcuna prova precedente che *C. lemnata* si nutrisse di *L. minuta*.

Nel corso del nostro studio è emerso che l'insetto *C. lemnata* è in grado di rimuovere grandi quantità di *L. minuta* (Fig. 1), utilizzando la specie esotica sia come risorsa trofica sia come materiale di costruzione di astucci di protezione per le larve e le pupe (Petruschak 2000).

In Italia, *C. lemnata* è una specie autoctona, ma la sua densità è localmente troppo bassa per ridurre sostanzialmente le popolazioni di *L. minuta*, che sono diventate estremamente abbondanti e diffuse (Ceschin et al. 2018a). Pertanto, per un efficace controllo di questa pianta, sarebbe necessario utilizzare massicce quantità di larve provenienti da allevamenti di laboratorio, come tipicamente avviene nei protocolli di controllo biologico aumentativo, quando l'abbondanza delle



Fig. 1
Larva di *Cataclysta lemnata* mentre si ciba di fronde di *Lemna minuta*.

popolazioni di un nemico naturale è insufficiente per riuscire a controllare la specie invasiva (Hoy 2008). Il numero ottimale di larve da utilizzare dovrebbe essere calcolato attraverso esperimenti preliminari *indoor*.

Il nostro studio sperimentale indica che *C. lemna* potrebbe essere considerato un potenziale candidato come agente di biocontrollo di *L. minuta*, rappresentando una valida alternativa all'introduzione di agenti di controllo alloctoni, anche visto il recente D.P.R. 102/2019 che, in modifica al D.P.R. 357/1997 di attuazione della Direttiva 92/43/CEE, ha riaperto la possibilità di autorizzare interventi di lotta biologica con l'introduzione di specie alloctone in Italia, ma solo previa autorizzazione dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) ed in seguito a opportune procedure di valutazione del rischio.

Sebbene l'utilizzo di un insetto autoctono risulti meno rischioso, sono necessarie ulteriori sperimentazioni *indoor* per testare la selettività alimentare dell'insetto e la sua efficacia a lungo termine nel controllo delle popolazioni di *L. minuta*, soprattutto in vista di possibili futuri test da effettuare sul campo.

Letteratura citata

- 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, Iamónico 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* 153(6): 749-755.
- 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.
- Dussart G, Robertson J, Bramley J (1993) Death of a lake. *Biological Sciences Review* 5(5): 8-10.
- Early R, Bradley BA, Dukes JS, Lawler JJ, Olden JD, Blumenthal DM, Gonzalez P, Grosholz ED, Ibañez I, Miller LP, Sorte JB, Tatem AJ (2016) Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications* 7: 12485.
- Gassmann A, Cock MJW, Shaw R, Evan HC (2006) The potential for biological control of invasive alien aquatic weeds in Europe: a review. *Hydrobiologia* 570: 217-222.
- Hoy MA (2008) Augmentative biological control. In: Capinera JL (Ed.) *Encyclopedia of entomology*: 327-334. Springer, Dordrecht.
- Jayanth KP (2008) Successful biological control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) by *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae) in Bangalore, India. *Tropical Pest Management* 34(3): 263-266.
- Keane RM, Crawley MJ (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17(4): 164-170.
- 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.
- Levine JM, D'Antonio CM (2003) Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology* 17(1): 322-326.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis*. World Resources Institute, Washington.
- Petruschak H (2000) Untersuchungen zur Lebensweise des Wasserschnetterlings *Cataclysta lemna* L., 1758 in einem schleswig-holsteinischen Kleingewässer (Lepidoptera: Pyralidae). *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 8: 61-99.
- Simberloff D, Stiling P (1996) Risks of species introduced for biological control. *Biological Conservation* 78(1-2): 185-192.
- Spencer NR, Coulson JR (1976) The biological control of alligator weed, *Alternanthera philoxeroides*, in the United States of America. *Aquatic Botany* 2: 177-190.
- Strayer DL, Dudgeon D (2010) Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Freshwater Science* 29(1): 344-358.
- Sullivan PR, Postle LA, Julien M (2011) Biological control of *Salvinia molesta* by *Cyrtobagous salviniae* in temperate Australia. *Biological Control* 57(3): 222-228.

AUTORI

Flaminia Mariani (flaminia.mariani@uniroma3.it), Simona Ceschin (simona.ceschin@uniroma3.it), Dipartimento di Scienze, Università di Roma Tre, Viale G. Marconi 446, 00146 Roma

Autore di riferimento: Simona Ceschin

Specie esotiche invasive in ambienti critici: cenni preliminari sul monitoraggio e sullo studio della micronicchia e della diffusione di *Opuntia* spp. su falesie costiere grazie al rilevamento di prossimità da barca e con drone

C. Montagnani, F.L. Bonali, C. Turcato, R. Gentili, S. Caronni, A. Tibaldi, S. Citterio

Le falesie costiere meridionali del Promontorio di Portofino (Genova) sono un'area di elevato pregio naturalistico, protetta dal Parco Naturale Regionale di Portofino per la parte terrestre e dall'Area Marina Protetta di Portofino per la parte marina. Si tratta d'imponenti falesie di conglomerato (con un'estensione, in linea d'aria, di quasi 7 km), che ospitano importanti fitocenosi costiere afferibili ad habitat d'interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE), come l'habitat 1240 "Scogliere con vegetazione delle coste mediterranee con *Limonium* spp. endemici", oltre che nuclei rilevanti di specie di grande interesse fitogeografico come *Limonium cordatum* (L.) Mill., endemismo ligure-provenzale presente in Liguria in ormai solo poche aree (Fig. 1). Sebbene tale ambiente sia inaccessibile e apparentemente stabile, la persistenza di queste emergenze naturalistiche è messa a rischio dalla sempre più consistente presenza di specie alloctone invasive, in particolar modo da specie del genere *Opuntia* (Cactaceae). Da semplici *visual census* ripetuti negli anni da barca, è apparso evidente come nuclei del



Fig. 1
Falesie costiere sul Promontorio di Portofino (GE).

taxon, così come individui isolati, siano sempre più frequenti e interessino ambiti colonizzati dai succitati habitat e da specie native di pregio. La presenza del genere *Opuntia* sul Promontorio di Portofino è da attribuirsi alla "fuga" (es. dispersione zoocora) dai giardini mediterranei che costellano la costa in aree prospicienti le falesie, dove le specie sono utilizzate a fini ornamentali da lungo tempo. Com'è noto, le specie del genere *Opuntia*, originario del Centroamerica, possono proliferare in maniera massiva ed essere particolarmente invasive in ambito mediterraneo (Vilà et al. 2003, Podda et al. 2017). Di fronte a tale emergenza è prioritario comprendere la traiettoria e le potenzialità d'invasione del genere *Opuntia* sulle falesie costiere al fine di attuare un'adeguata strategia di gestione dell'invasione stessa. Pertanto è stato avviato uno studio per comprendere: la

distribuzione e numerosità attuale dei nuclei di *Opuntia* spp., quali sono i fattori ecologici che determinano la diffusione del genere *Opuntia* sulle falesie di Portofino (studio della micronicchia ecologica) e le potenzialità di diffusione in nuovi settori delle falesie (modello di distribuzione potenziale). Per poter raggiungere i target dello studio, è stato necessario agire strategicamente per superare i forti limiti operativi determinati dalla quasi totale inaccessibilità (elevata acclività) di queste falesie costiere a strapiombo sul mare. Tali limiti non permettono di compiere rilievi in campo tradizionali o di ricorrere alle normali tecniche di *remote sensing*, applicabili su territori prevalentemente piani. In genere tali sfide operative si presentano in ambito alpino e spesso sono in parte superate grazie all'intervento di personale esperto che può scalare le pareti, modalità non applicabile in questo ambito per la presenza del mare, per i vincoli presenti e la conformazione stessa delle falesie. Pertanto si è optato per un piano di campionamento che prevedesse un rilievo "di prossimità" con la combinazione di: 1) una campagna di *visual census* da barca lungo il perimetro delle falesie a una distanza adeguata per l'individuazione di *Opuntia* spp.; 2) una campagna fotografica (immagini ad alta risoluzione georiferite) da barca per la realizzazione di un ortofotomosaico e di un modello 3D che ritraggano nel loro complesso le falesie e le loro caratteristiche rilevanti per la definizione della micronicchia di *Opuntia* spp. (fino a un'altezza di 50 m s.l.m.); 3) un'analisi di dettaglio dei parametri ecologici con drone di ambiti significativi per l'invasione di *Opuntia* spp. Le tecniche afferibili al rilievo di prossimità sono sempre più utilizzate in ambito scientifico, in particolare

ecologico, grazie alla loro relativa facilità d'esecuzione e alla resa di risultati affidabili in tempi brevi (Baena et al. 2018, Bonali et al. 2019, Dash et al. 2019). Attualmente le immagini ottenute sono in fase di elaborazione: la falesia è stata divisa in celle e per ognuna, oltre che la presenza/assenza di *Opuntia* spp., si stanno determinando una serie di parametri ambientali ed ecologici rilevanti per lo studio. Tali parametri sono: copertura vegetazionale (% copertura, % arborea-arbustiva-erbacea), variabili microtopografiche (presenza/assenza, grandezza/lunghezza di cenge, fessure, tasche), rocciosità, pendenza media, altitudine, esposizione prevalente; oltre a tali parametri è calcolata anche, per ogni cella, la distanza in linea d'aria dalle aree antropizzate più vicine (reali/potenziati siti di diffusione dell'esotica) e la distanza da nuclei esistenti di *Opuntia* spp. Successivamente tali parametri saranno trasformati in variabili "bio-topo-climatiche", sarà valutato quale di esse ha maggior peso nella definizione della micronicchia di *Opuntia* spp. e contribuiranno alla modellizzazione della distribuzione potenziale del taxon sulle falesie di Portofino (utilizzo di software quali MaxEnt). Questo studio, oltre a fornire indicazioni importanti per la gestione delle invasioni biologiche in ambiti naturali di pregio, ambisce a testare una metodologia snella e multidisciplinare per poter monitorare gli effetti delle specie alloctone in ambiti inaccessibili, replicabile in contesti simili.

Ringraziamenti

La campagna di *visual census* da barca è stata effettuata grazie al progetto Interreg-Maritime GIREPAM. Gli autori ringraziano il Parco Naturale Regionale di Portofino, l'Area Marina Protetta di Portofino, Daniele Duradoni, Thomas Magliocco e Succhiotto.

Letteratura citata

- Baena S, Boyd DS, Moat J (2018) UAVs in pursuit of plant conservation - Real world experiences. *Ecological Informatics* 47: 2-9.
- Bonali FL, Tibaldi A, Marchese F, Fallati L, Russo E, Corselli C, Savini A (2019) UAV-based surveying in volcano-tectonics: an example from the Iceland rift. *Journal of Structural Geology* 121: 46-64.
- Dash JP, Watt MS, Paul TSH, Morgenroth J, Hartley R (2019) Taking a closer look at invasive alien plant research. A review of the current state, opportunities, and future directions for UAVs. *Methods in Ecology and Evolution* doi: 10.1111/2041-210X.13296
- Podda L, Santo A, Leone C, Mayoral O, Bacchetta G (2017) Seed germination, salt stress tolerance and seedling growth of *Opuntia ficus-indica* (Cactaceae), invasive species in the Mediterranean Basin. *Flora* 229: 50-57.
- Vilà M, Burriel JA, Pino J, Chamizo J, Llach E, Porteras M, Vives M (2003) Association between *Opuntia* species invasion and changes in land-cover in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 9(8): 1234-1239.

AUTORI

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

Fabio L. Bonali (fabioluca.bonali@gmail.com), Alessandro Tibaldi (alessandro.tibaldi@unimib.it), Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra (DISAT), Università di Milano-Bicocca, Piazza della Scienza 4, 20126 Milano

Claudia Turcato (claudia.turcato@gmail.com), Ce.S.Bi.N. - Centro Studi BioNaturalistici s.r.l., Via San Vincenzo 2, 16121 Genova

Autore di riferimento: Chiara Montagnani

Invasività di *Cenchrus setaceus* (Forssk.) Morrone in Italia

G. Spampinato, S. Cannavò, A. Cano-Ortiz, G. Caruso, V.L.A. Laface, D. Noto, R. Quinto-Canas, C.M. Musarella

Cenchrus setaceus (Forssk.) Morrone (\equiv *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov.) è una graminacea perenne cespitosa, originaria dei territori aridi e semiaridi dell'Africa settentrionale e orientale e della penisola arabica. Introdotta a scopo ornamentale o per il consolidamento di scarpate e versanti, si è diffusa in vaste aree con clima termo-xerico di tutti i continenti (Dana et al. 2005, EPP0 2019+). In considerazione degli impatti sulla biodiversità, è stata inserita tra le specie esotiche invasive di rilevanza unionale ai sensi del Regolamento (UE) n. 1143/2014. Come evidenziato da Pasta et al. (2010), in Italia fu introdotta per la prima volta dall'Africa orientale nel 1939 per sperimentazioni condotte nell'Orto Botanico di Palermo. Nel 1963 fu segnalata per Monte Pellegrino presso Palermo e nel 1965 si era diffusa anche in Sicilia orientale presso Catania; nel 2010 aveva già invaso vasti territori dell'isola (Gianguzzi et al. 1996, Brullo et al. 2010, Pasta et al. 2010). La specie è inoltre presente in Sardegna (Bocchieri 1981), Puglia (Buono 2013), Lazio (Lucchese 2017, Giardini et al. 2018) e Toscana (Galasso et al. 2018); in Calabria, dopo la prima segnalazione (Castellano, Marino 2007) è in via di diffusione e attualmente è nota per varie località (Musarella et al. in stampa).

C. setaceus è una specie C4 con una grande plasticità fenotipica, in grado di adattarsi a una molteplicità di habitat aridi e semiaridi grazie alla capacità di resistere alla siccità estiva (González-Rodríguez et al. 2010), coerentemente con gli habitat subdesertici del suo habitat originario. Sfrutta efficacemente le scarse precipitazioni dei mesi più caldi ed è in grado di persistere in un'ampia gamma di condizioni ambientali (Williams et al. 1995, Poulin et al. 2007). Come evidenziato da Rahlao et al. (2014), la sua diffusione avviene attraverso habitat molto disturbati come bordi di strade, ferrovie e ambienti ruderali urbani. In questi ambienti la sua diffusione è favorita dalla maggiore disponibilità di acqua e nutrienti e dalla scarsa concorrenza, oltre che dagli efficienti sistemi di dispersione. I frutti, provvisti di setole, possono essere dispersi dal vento e dall'acqua ma anche dai veicoli e dal bestiame (Joubert, Cunningham 2002), che ne favoriscono la dispersione lungo le vie di comunicazione. Una volta insediata, la pianta si accresce rapidamente: già dopo un anno è in grado di fruttificare e può vivere fino a circa vent'anni. Nuovi individui si insediano nell'arco di 1-2 Km già dopo un anno. Nelle aree con vegetazione naturale o con condizioni climatiche non particolarmente favorevoli, la specie resta confinata agli habitat ruderali.

In Sicilia *C. setaceus* è una delle specie alloctone invasive in più rapida espansione: a 70 anni dalla sua introduzione si è diffusa nei territori costieri e collinari fino a 600 m di quota, interessando tutta la fascia termomediterranea e i versanti esposti a sud della fascia meso-mediterranea (Gianguzzi et al. 1996, Brullo et al. 2010, Pasta et al. 2010). L'analisi della distribuzione attuale evidenzia massimi di diffusione attorno alle aree urbanizzate di Palermo, Catania, Messina e, negli ultimi anni, anche Reggio Calabria.

I sopralluoghi svolti in Sicilia e in Calabria hanno permesso di accertare le tendenze dinamiche delle popolazioni e gli habitat di insediamento. *C. setaceus* si insedia all'interno delle comunità nitrofile perenni del *Bromo-Oryzopsis miliaceae* O.Bolòs 1970 (*Artemisietea vulgaris* Lohmeyer, Preising & Tüxen ex Von Rochow 1951) e di quelle nitrofile annuali dell'*Hordeion leporini* Br.-Bl. in Br.-Bl., Gajewski, Wraber & Walas 1936 corr. O.Bolòs 1962 [*Thero-Brometalia* (Rivas Goday & Rivas-Martínez ex Esteve 1973) O.Bolòs 1975] presenti ai margini di strade e ferrovie e nelle aree ruderali urbane e suburbane, dando origine a comunità pioniere. Diffondendosi tramite gli ambienti ruderali lineari, in alcune aree dell'isola ha invaso anche quelli seminaturali, quali le praterie steppiche termo-xeriche dei *Lygeo sparti-Stipetea tenacissimae* Rivas-Martínez 1978, dove entra in competizione con altre graminacee cespitose autoctone quali *Aristida adscensionis* L. subsp. *coerulescens* (Desf.) Auquier & J.Duvign., *Cenchrus ciliaris* L., *Hyparrhenia hirta* (L.) Stapf subsp. *hirta*, *Tricholaena teneriffae* (L.f.) Link e, più marginalmente, *Ampelodesmos mauritanicus* (Poir.) T.Durand & Schinz (Brullo et al. 2010, González-Rodríguez et al. 2010, Corona et al. 2016). Gianguzzi et al. (1996) hanno descritto per i calcari del palermitano il *Pennisetum setacei-Hyparrhenietum hirtae* Gianguzzi Ilardi & Raimondo 1996, associazione dei *Lygeo sparti-Stipetea tenacissimae* osservata anche sulle lave del catanese, che si sta diffondendo in tutta la fascia costiera dell'isola a discapito delle praterie steppiche dell'*Hyparrhenion hirtae* Br.-Bl., P.Silva & Rozeira 1956. Si localizza inoltre all'interno della macchia termo-xerofila rupicola dell'*Oleo-Euphorbietum dendroidis* Trinajstić (1973) 1984 (*Oleo sylvestris-Ceratonion siliquae* Br.-Bl. ex Guinochet & Drouineau 1944). Le caratteristiche ecologiche della specie, combinate con un rapido tasso di crescita, che aumenta dopo un evento di disturbo quale l'incendio, e gli efficienti sistemi di dispersione dei semi, indicano che *C. setaceus* continuerà a diffondersi in molte altre località idonee in Sicilia, Sardegna e Italia meridionale, in ciò favorito anche dai cambiamenti climatici in atto.

I rinvenimenti di numerose nuove stazioni di *C. setaceus* in Calabria (Musarella et al. in stampa) ne confermano l'attiva fase di espansione. Considerando le caratteristiche bioclimatiche delle aree attualmente invase, è

ipotizzabile che si estenda a tutta la fascia termo-mediterranea e a parte di quella meso-mediterranea di isole e penisola. Il grande potenziale invasivo nei territori termo-xerici, di concerto con i cambiamenti climatici, rende necessarie azioni specifiche per il suo controllo (Brundu 2017), che vanno dalla eradicazione dei nuclei iniziali prima che abbiano la possibilità di diffondersi e affermarsi nei nuovi territori, all'uso di una combinazione di controllo meccanico e chimico in relazione a vari fattori (uso del suolo, caratteristiche del sito, densità e grado di infestazione ecc.), nonché alla sensibilizzazione nei confronti del suo uso ornamentale. Gli sforzi di gestione dovrebbero mirare a ridurre l'insediamento lungo le vie di comunicazione, che fungono da sistema di diffusione; in tal senso, il ripristino della vegetazione autoctona ai lati delle strade può contrastarne la diffusione eliminando le aree di bassa concorrenza che la favoriscono.

Letteratura citata

- Bocchieri E (1981) Segnalazioni floristiche italiane: 118-119. *Informatore Botanico Italiano* 13(2-3): 196.
- Brullo C, Brullo S, Giusso del Galdo G, Guarino R, Minissale P, Scuderi L, Siracusa G, Sciandrello S, Spampinato G (2010) The *Lygeo-Stipetea* class in Sicily. *Annali di Botanica* 0: 57-84.
- Brundu G (2017) Information on measures and related costs in relation to species included on the Union list: *Pennisetum setaceum*. Technical note prepared by IUCN for the European Commission.
- Buono V (2013) Noterelle: 0054. *Acta Plantarum Notes* 1: 107.
- Castellano G, Marino P (2007) Segnalazione di *Pennisetum setaceum* (Poaceae) in Calabria. 102° Congresso della Società Botanica Italiana, Palermo, 26-29 Settembre 2007. Riassunti: 295.
- Corona P, Badalamenti E, Pasta S, La Mantia T (2016) Carbon storage of Mediterranean grasslands. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 73(1): 1-8.
- Dana ED, Sobrino D, Sanz M (2005) Cuatro neofitos interesantes para la flora de Andalucía. *Lagascalia* 25: 170-175.
- EPPO Global Database (2019+) *Cenchrus setaceus* (PESSA). <https://gd.eppo.int/taxon/PESSA> (ultimo accesso 26 ottobre 2019).
- 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 (2018) Notulae to the Italian alien vascular flora: 5. *Italian Botanist* 5: 45-56.
- Gianguzzi L, Ilardi V, Raimondo FM (1996) La vegetazione del promontorio di Monte Pellegrino (Palermo). *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata* 4: 79-137.
- Giardini M, Casalini R, Falcinelli F, Peruzzi L, Ardenghi NMG, Del Vico E, Facioni L, Ballelli S, Ciucci V, Ottaviani C, Tesi G, Allegrezza M, Bernardo L, Roma-Marzio F (2018) Nuove segnalazioni floristiche italiane 4. *Flora vascolare* (022-027). *Notiziario della Società Botanica Italiana* 2(1): 31-33.
- González-Rodríguez A, Baruch Z, Palomo D, Cruz-Trujillo G., Jiménez MS, Morales D (2010) Ecophysiology of the invader *Pennisetum setaceum* and three native grasses in the Canary Islands. *Acta Oecologica* 36(2): 248-254.
- Joubert DF, Cunningham PL (2002) The distribution and invasive potential of fountain grass *Pennisetum setaceum* in Namibia. *Dinteria* 27: 37-47.
- Lucchese F (Ed.) (2017) *Atlante della flora alloctona del Lazio: cartografia, ecologia e biogeografia*. Vol. 1: Parte generale e flora alloctona. Regione Lazio, Direzione Ambiente e Sistemi Naturali, Roma.
- Musarella CM, Stinca A, Cano-Ortiz A, Laface VLA, Petrilli R, Esposito A, Spampinato G (in stampa) New data on the alien vascular flora of Calabria (southern Italy). *Annali di Botanica*.
- Pasta S, Badalamenti E, La Mantia T (2010) Tempi e modi di un'invasione incontrastata: *Pennisetum setaceum* (Förssk.) Chiov. (Poaceae) in Sicilia. *Il Naturalista Siciliano* s. 4, 34 (3-4): 487-525.
- Poulin J, Sakai AK, Weller SG, Nguyen T (2007) Phenotypic plasticity, precipitation, and invasiveness in the fire-promoting grass *Pennisetum setaceum* (Poaceae). *American Journal of Botany* 94(4): 533-541.
- Rahlao SJ, Milton SJ, Esler KJ, Barnard P (2014) Performance of invasive alien fountain grass (*Pennisetum setaceum*) along a climatic gradient through three South African biomes. *South African Journal of Botany* 91: 43-48.
- Williams DG, Mack RN, Black RA (1995) Ecophysiology of introduced *Pennisetum setaceum* in Hawaii: the role of phenotypic plasticity. *Ecology* 76(5): 1569-1580.

AUTORI

Giovanni Spampinato (gspampinato@unirc.it), Serafino Cannavò (serafino.cannavo@unirc.it), Valentina L.A. Laface (valentinalaface@hotmail.com), Domenico Noto (domeniconoto8@gmail.com), Carmelo M. Musarella (carmelo.musarella@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

Giuseppe Caruso (caruso_g@libero.it), Istituto Tecnico Agrario V. Emanuele II, Via V. Cortese 1, 88100 Catanzaro

Ricardo Quinto-Canas (rjcanas@ualg.pt), Faculty of Sciences and Technology, University of Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal

Autore di riferimento: Giovanni Spampinato