



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**

**“Valutazione e classificazione degli impatti e
distribuzione delle specie alloctone in Italia”**

**(a cura di S. Armeli Minicante, L. Celesti-Grapow,
G. Galasso, L. Lazzaro, C. Montagnani, G. Brundu)**

**4 febbraio 2022, Milano,
Museo di Storia Naturale di Milano, Corso Venezia, 55**

“Profilo di potenzialità invasiva”: strumento utile per prevenire la diffusione delle IAS?

I. Arduini, G. Parentini

Nell'ottobre 2021 l'Unione Europea (UE) ha pubblicato un report (EU 2021) sull'efficacia del regolamento sulle specie esotiche invasive di rilevanza unionale (Reg. (UE) n. 1143/2014). Da questo scaturiscono due elementi importanti: da un lato l'introduzione e la diffusione delle specie aliene tende ad aumentare nel tempo, forse in parte anche per il monitoraggio più puntuale, dall'altro la complessità e, quindi, lentezza delle procedure per definire una specie “di rilevanza unionale” spesso non è compatibile con l'urgenza nella gestione della specie e complica i successivi interventi di eradicazione che diventano anche più costosi. Quindi, il report conferma come prioritarie le misure di prevenzione dirette a limitare l'introduzione di specie non ancora presenti nel territorio dell'UE, ma, allo stesso tempo, rileva la difficoltà di elaborare una valutazione del rischio per specie non ancora presenti negli ambienti unionali, che sia anche in grado di valutare gli effetti dei cambiamenti climatici. L'elaborazione di “modelli previsionali di invasione”, che tengano conto sia dei tratti morfo-funzionali delle specie che delle specificità ambientali presenti e future, potrebbe costituire un valido ausilio per valutare la potenzialità invasiva di specie aliene di recente comparsa e per regolamentare preventivamente l'introduzione di determinate specie. Al fine di delineare un profilo di potenzialità invasiva abbiamo analizzato le caratteristiche di 36 specie aliene invasive (IAS) già dichiarate di rilevanza unionale tra il 2016 e il 2019, a cui abbiamo aggiunto 6 specie soggette a restrizioni e/o segnalate come invasive in Toscana (3) e in Lombardia (3) (Celesti-Grappow et al. 2009; l.r. Toscana n. 30/2015). Le IAS analizzate sono per l'86% specie a ciclo poliennale o perenne, il 76% possiede habitus erbaceo e il 71% presenta riproduzione vegetativa. La combinazione di questi tre tratti evidenzia che metà delle IAS sono specie erbacee poliennali che si riproducono vegetativamente (Fig. 1). Le specie legnose (arboree, arbustive e lianose) sono il 24% circa e possiedono tutte riproduzione vegetativa, tranne *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. che, tuttavia, si propaga facilmente mediante talea (Silva 1986). Le specie arboree e arbustive si riproducono mediante polloni, mentre quelle lianose formano stoloni aerei radicanti ai nodi. Infine, il 14% delle specie sono annuali e il 12% erbacee poliennali prive di riproduzione vegetativa. Non si esclude che alcune di queste potrebbero propagarsi vegetativamente negli ambienti invasi se non adatti alla riproduzione sessuale, come ipotizzato per *Heracleum persicum* Desf. ex Fisch., C.A.Mey. & Avé-Lall. in Norvegia (CABI 2021+). L'introduzione intenzionale è la via di ingresso delle IAS di gran lunga prevalente. Soltanto per 3 delle 42

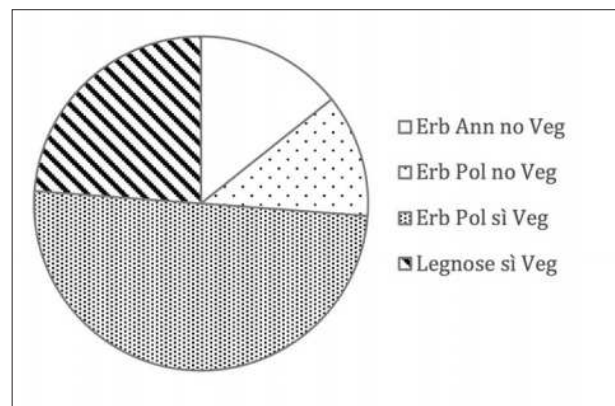


Fig. 1
Distribuzione delle IAS analizzate in base all'habitus, alla durata del ciclo vitale e alla capacità di riproduzione vegetativa.

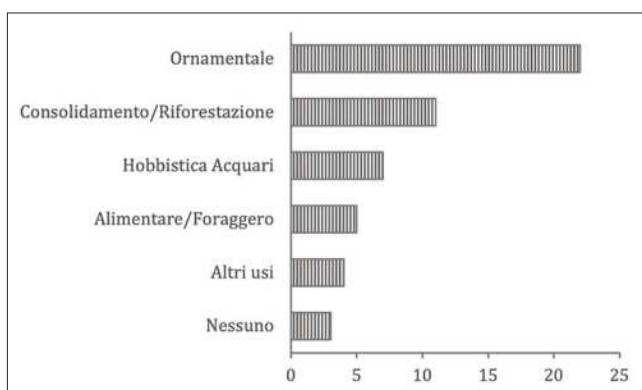


Fig. 2
Numero di specie aliene invasive introdotte per diversi usi.

specie studiate, *Ambrosia artemisiifolia* L., *Parthenium hysterophorus* L. e *Persicaria perfoliata* (L.) H.Gross, si ipotizza l'arrivo accidentale con le sementi o come contaminanti di piante ornamentali (Fig. 2). I motivi di introduzione intenzionale sono molteplici e i più ricorrenti sono l'utilizzo a scopo ornamentale (23 specie) e il controllo dell'erosione e/o la riforestazione (11 specie). Anche il rilascio delle IAS negli ambienti naturali è per lo più dovuto all'uomo mediante azioni volontarie, anche se inconsapevoli; solo nel 25% dei casi si può parlare di diffusione spontanea o inevitabile, come quella determinata dai trasporti e da alcune attività agricole. Una maggiore informazione sulle modalità di smaltimento sicure dei residui vege-

tali (IAS *safe disposal*) potrebbe ridurre notevolmente il rilascio accidentale, che sembra l'unica via di diffusione per il 60% delle specie. A questo proposito è da segnalare che, con ben 7 specie impiegate negli acquari e 6 ornamentali utilizzate in vasche e stagni artificiali, il 30% delle IAS sono piante acquatiche, elofite o idrofite natanti e radicanti, tutte capaci di propagarsi per via vegetativa. Il loro rilascio nell'ambiente è per lo più accidentale, durante le operazioni di ricambio dell'acqua e di smaltimento dei sedimenti. Una volta introdotte negli ambienti naturali, l'idrocoria è la modalità di diffusione utilizzata dal 69% delle IAS, sia attraverso i corsi d'acqua che per ruscellamento. Un profilo completo delle potenzialità invasive di una specie deve comprendere anche la biologia riproduttiva, in particolar modo la stagione e durata della fioritura, ma le informazioni a questo proposito sono frammentarie e si riferiscono spesso agli areali di origine. Altri aspetti che richiedono un ulteriore approfondimento riguardano il comportamento allelopatico e la formazione di una banca semi persistente, tratti presenti in diverse IAS, tra cui *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle ed *Heracleum persicum* (Motard et al. 2011, Meier et al. 2017). Seppure preliminare, quest'analisi indica che la riproduzione vegetativa è sicuramente un tratto predisponente all'invasività, che appare indispensabile per rendere invasiva una specie arborea o arbustiva. Gli ambienti acquatici e ripariali sono luoghi preferenziali di insediamento e radiazione delle IAS, sia per la facilità di diffusione in acqua, sia perché la vegetazione ripariale è frequentemente soggetta a disturbo (Eschtruth, Battles 2011).

Il controllo della diffusione delle IAS appare tuttora limitato, non solo per la lentezza delle procedure di definizione già rilevate nel report, ma soprattutto per gli scarsi controlli del rispetto dei regolamenti esistenti. Quasi tutte le specie di interesse unionale sono, infatti, liberamente acquistabili su internet, corredate da informazioni per la coltivazione e video promozionali. Un esempio della rapidità di diffusione di specie aliene non ancora segnalate è dato da *Salpichroa origanifolia* (Lam.)

Baill., solanacea erbacea che si riproduce vegetativamente mediante talee epi- ed ipogee. Questa specie era stata segnalata per la prima volta nella Tenuta di San Rossore dopo il taglio delle pinete (Orlandi, Arduini 2010). Oggi, occupa ampie superfici ai margini del bosco e si ritrova diffusamente anche all'interno, dove la vegetazione è più rada (Fig. 3). Osservazioni simili provengono dalla Svizzera (Mangili et al. 2020). Urge perciò tracciare un profilo che consenta di riconoscere e prevenire la diffusione di specie a elevato potenziale invasivo, almeno nelle aree protette.



Fig. 3
Prateria di *Salpichroa origanifolia* a San Rossore (Pisa).

Letteratura citata

- CABI (2021+) *Heracleum persicum*. In: Invasive species compendium. CAB International, Wellingford. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/120209#tobiologyAndEcology> (ultimo accesso 16 dicembre 2021)
- Celesti-Grapow L, Pretto F, Brundu G, Carli E, Blasi C [Eds] (2009) A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy. Plant invasion in Italy, an overview. Ministry for the Environment Land and Sea Protection, Nature Protection Directorate, Roma. 1-32 pp. [+CD-ROM].
- Eschtruth AK, Battles JJ (2011) The importance of quantifying propagule pressure to understand invasion: an examination of riparian forest invasibility. *Ecology* 92(6): 1314-1322. <https://doi.org/10.1890/10.0857.1>
- EU (2021) Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the review of the application of Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. Brussels, 13.10.2021 COM (2021) 628 final.
- Mangili S, Schoenenberger N, Selldorf P, Sasu I, Haritz C, Borsari A, Marazzi B, Frey D (2020) Note floristiche ticinesi 2020: ritrovamento di tre neofite nuove per la Svizzera e di due nuove per il Canton Ticino. *Bollettino della Società Ticinese di Scienze Naturali* 108: 83-91.
- Meier S, Taff GN, Aune JB, Eiter S (2017) Regulation of the invasive plant *Heracleum persicum* by private landowners in Tromsø, Norway. *Invasive Plant Science and Management* 10(2): 166-179. <https://doi.org/10.1017/inp.2017.11>
- Motard E, Muratet A, Clair-Maczulajtys D, Machon N (2011) Does the invasive species *Ailanthus altissima* threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests? *Comptes Rendus Biologies* 334(12): 872-879. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2011.06.003>
- Orlandi C, Arduini I (2010) Note ad integrazione della Flora di San Rossore (Pisa). *Informatore Botanico Italiano* 42(2): 473-477.
- Silva S (1986) *Prosopis juliflora* (Sw) DC in Brazil. In: Habit MA, Saavedra JC [Eds] The current state of knowledge on *Prosopis juliflora*. II International Conference on *Prosopis*. Recife, Brazil, 25-29 August 1986. FAO.

AUTORI

Iduna Arduini (iduna.arduini@unipi.it), Giulia Parentini (g.parentini@studenti.unipi.it), Dipartimento di Scienze Agrarie, Alimentari e Agroambientali, Università di Pisa, Via del Borghetto 80, 56124 Pisa
Autore di riferimento: Iduna Arduini

La distribuzione delle specie alloctone nel bacino del Mediterraneo: predizioni attuali e scenari futuri

L. Cao Pinna, A.T.R. Acosta, M. Carboni

Le piante alloctone invasive sono specie introdotte al di fuori del loro areale originario tramite l'intervento umano (Kueffer 2017). Queste specie causano vari impatti, quali perdite economiche e di biodiversità. In particolare, l'Europa mediterranea è stata un crocevia di differenti culture ed è storicamente soggetta a un intenso sfruttamento da parte dell'uomo, causando l'introduzione di numerose specie alloctone. Inoltre, il cambiamento climatico in atto potrebbe esacerbare gli effetti negativi delle invasioni di piante alloctone. Tuttavia, non sappiamo ancora cosa guidi l'invasione di piante alloctone nell'Europa mediterranea e come il cambiamento climatico influenzerà questo processo. Ci siamo quindi chiesti quali specie alloctone siano le più favorite nelle attuali condizioni climatiche, quali lo saranno nel futuro e come queste specie alloctone siano distribuite spazialmente nell'Europa mediterranea. Per rispondere a queste domande, abbiamo realizzato dei modelli di nicchia o *Species Distribution Models* (SDM) per le specie alloctone più abbondanti nell'Europa mediterranea. Gli SDM sono tecniche modellistiche che permettono di stimare la nicchia ecologica di una specie e ricavarne una mappa della distribuzione geografica potenziale (Guisan et al. 2006). Tuttavia, a causa della natura altamente dinamica del processo di invasione si deve essere particolarmente prudenti nel non violare gli assunti di base degli SDM (Gallien et al. 2012). Le specie devono quindi essere in equilibrio nelle condizioni ambientali in cui vengono rinvenute (assunto di quasi-equilibrio), requisito non sempre certo per le specie alloctone, come ad esempio quando sono state introdotte di recente e non hanno ancora colonizzato tutti gli ambienti idonei. Inoltre, se si prendesse in considerazione solo l'areale invaso, potremmo sottostimare la variabilità delle condizioni ambientali in cui la specie può sopravvivere, andando a sottostimare anche la sua capacità di invasione. Tuttavia, è possibile stimare i limiti ambientali della distribuzione della specie senza violare gli assunti base degli SDM, lavorando a scala globale. Pertanto, abbiamo stimato sia la nicchia realizzata nell'area invasa che quella potenziale (a livello globale), per avere due diverse previsioni, una conservativa e una potenziale (Broennimann, Guisan 2008). Abbiamo selezionato preliminarmente le 97 specie alloctone più diffuse tra le 299 specie extra-europee identificate nel database EVA (*European Vegetation Archive*, Cao Pinna et al. 2020). Per queste specie abbiamo poi ottenuto i dati globali dal database GBIF (<https://www.gbif.org>). In seguito, abbiamo identificato sette variabili ambientali utilizzate per catturare la nicchia dalle specie. Abbiamo impiegato variabili legate alla specificità del clima mediterraneo, alle caratteristiche del suolo, alla geomorfologia e alla pressione d'introduzione da parte dell'uomo. Infine, per stimare la distribuzione delle specie alloctone nell'Europa mediterranea, abbiamo combinato i due set di dati EVA e GBIF nell'areale invaso, per definire la nicchia realizzata, e, a scala globale, per stimare la nicchia potenziale. Abbiamo poi realizzato degli SDM usando una tecnica di *ensemble modelling* (modellizzazione complessiva). Questa tecnica (pacchetto *Biomod 2 R software*) permette di realizzare e analizzare contemporaneamente diversi modelli simulando diversi dati di assenza, utilizzando numerosi modelli statistici (Modello Lineare Generalizzato GLM, Modello Additivo Generalizzato GAM) e dividendo i dati in diversi set di calibrazione e validazione. Dopo aver valutato le prestazioni predittive di tutti questi modelli realizzati per ogni singola specie, è possibile poi selezionare e combinare i migliori per ottenere un unico modello in grado di generare predizioni le più robuste possibili. Una volta ottenute queste mappe (della distribuzione potenziale e realizzata) di probabilità d'invasione per ogni specie aliena nelle condizioni attuali e in due scenari di cambiamento climatico per il 2050, ci siamo chiesti quali specie siano più favorite attualmente e quali saranno favorite dal cambiamento climatico. Ci aspettiamo infatti che specie adattate a climi caldi o aridi, per esempio provenienti da biomi tropicali o xerici, siano avvantaggiate rispetto ad altre specie alloctone (Cao Pinna et al. 2020). Inoltre, ci siamo chiesti quali aree saranno maggiormente minacciate dall'invasione. Combinando le previsioni per ogni specie in un unico output potremo produrre una mappa di rischio d'invasione per l'Europa mediterranea, permettendo di identificare le aree più e meno vulnerabili (aree *hotspot* e *coldspot*, Calabrese et al. 2014).

Abbiamo scoperto che le mappe degli *hotspot* d'invasione per il modello locale (nicchia realizzata) e per il modello globale (nicchia potenziale) si sovrappongono solo parzialmente, mostrando che ogni modello ha le sue peculiarità nel prevedere le aree altamente o scarsamente invase (Fig. 1). I risultati indicano che la maggior parte delle specie alloctone tenderà a ridurre la propria idoneità ambientale in futuro, anche se ulteriori analisi mostrano che, per quelle specie che l'aumenteranno, l'incremento previsto è considerevole. In particolare, le Poaceae e le specie provenienti da biomi xerici/mediterranei e tropicali si diffonderanno maggiormente negli scenari futuri anche grazie al cambiamento climatico. Questi risultati suggeriscono che la famiglia e il bioma d'origine sono ottimi predittori della potenziale espansione a seguito di cambiamenti nel clima.

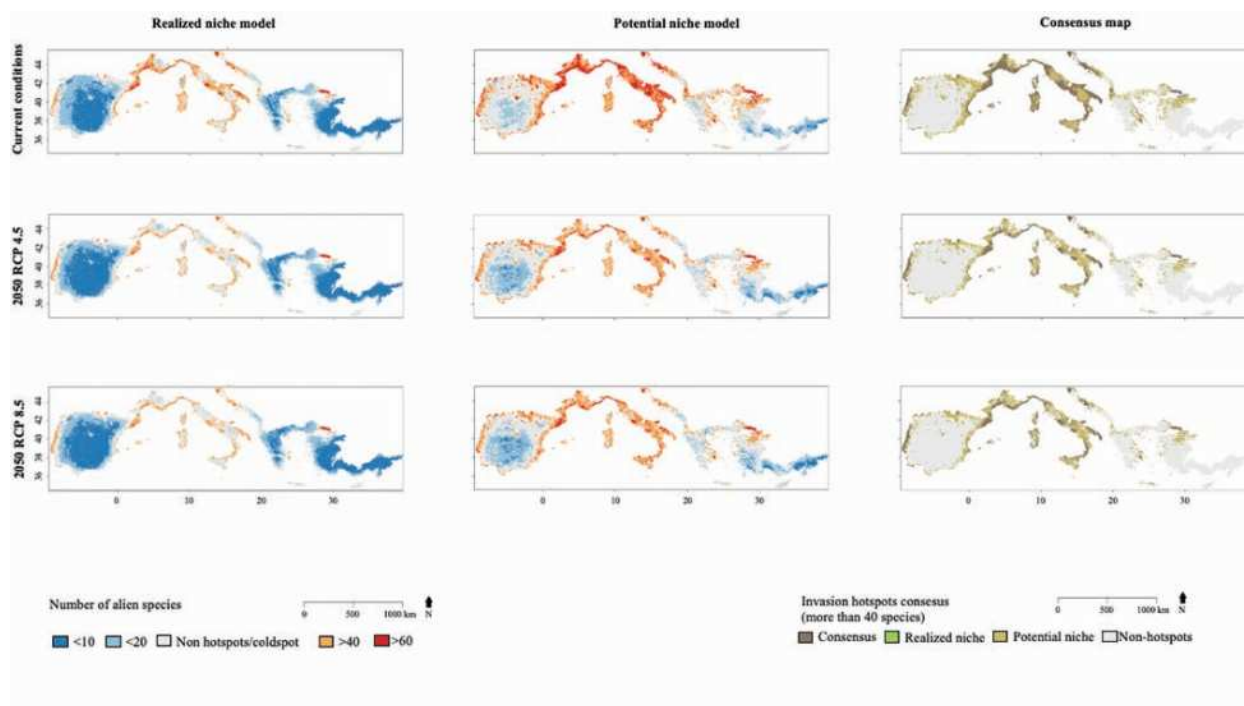


Fig. 1

Mappa cumulativa di invasione predetta dalle due differenti nicchie stimate e in due possibili scenari futuri nel 2050 (RCP 4,5 = scenario intermedio di emissioni di CO₂; RCP 8,5 = scenario peggiore di emissioni di CO₂). La mappa del *consensus* mostra le aree in cui i modelli sono in accordo nel predire un'elevata idoneità ambientale per le specie alloctone.

In conclusione, anche se la maggior parte delle specie alloctone analizzate saranno ostacolate dagli effetti del cambiamento climatico, in futuro alcune di esse amplieranno notevolmente la loro idoneità ambientale nell'Europa mediterranea. Inoltre, ci aspettiamo anche che, con il cambiamento climatico, nuove specie alloctone attualmente non presenti in Europa perché ostacolate da barriere climatiche possano minacciare l'Europa mediterranea.

Letteratura citata

- Broennimann O, Guisan A (2008) Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biology Letters* 4(5): 585-589. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0254>
- Calabrese JM, Certain G, Kraan C, Dormann CF (2014) Stacking species distribution models and adjusting bias by linking them to macroecological models. *Global Ecology and Biogeography* 23(1): 99-112. <https://doi.org/10.1111/geb.12102>
- Cao Pinna L, Axmanová I, Chytrý M, Malavasi M, Acosta ATR, Giulio S, Attorre F, Bergmeier E, Biurrun I, Campos JA, Font X, Kůzmič F, Landucci F, Marcenò C, Rodríguez-Rojo MP, Carboni C (2020) The biogeography of alien plant invasions in the Mediterranean basin. *Journal of Vegetation Science* 32(2) [2021]: e12980. <https://doi.org/10.1111/jvs.12980>
- Gallien L, Douzet R, Pratte S, Zimmermann NE, Thuiller W (2012) Invasive species distribution models – how violating the equilibrium assumption can create new insights. *Global Ecology and Biogeography* 21(11): 1126-1136. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00768.x>
- Guisan A, Lehmann A, Ferrier S, Austin M, Overton JMC, Aspinall R, Hastie T (2006) Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology* 43(3): 386-392. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01164.x>
- Kueffer C (2017) Plant invasions in the Anthropocene. *Science* 358(6364): 724-725. <https://doi.org/10.1126/science.aao6371>

AUTORI

Luigi Cao Pinna (luigi.caopinna@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
Autore di riferimento: Luigi Cao Pinna

Specie aliene vs native: a variazioni strutturali della vegetazione ripariale corrispondono trend differenti di diversità vegetale?

L. de Simone, E. Fanfarillo, T. Fiaschi, S. Maccherini, C. Angiolini

Le zone ripariali contribuiscono fortemente alla biodiversità regionale ospitando specie ed ecosistemi di elevato pregio ecologico (Sabo et al. 2005). Purtroppo, la loro integrità viene spesso alterata dall'impatto antropico esercitato direttamente sul corso d'acqua o sul paesaggio in cui esso è ubicato. L'invasione da parte di specie aliene è tra le principali conseguenze del disturbo e ha un considerevole impatto sulla vegetazione riparia autoctona (Hood, Naiman 2000, Vilà, Ibañez 2011, Lazzaro et al. 2020). Tagli rasi, operazioni di pulizia degli argini e movimenti di suolo sono disturbi frequenti legati alle pratiche di gestione per mitigare il rischio idrogeologico. Queste pratiche, insieme alla mancanza di fasce tampone che proteggano la vegetazione ripariale dal contatto con coltivi o aree soggette a elevato impatto antropico, facilitano l'ingresso delle specie aliene negli ecosistemi fluviali, che di conseguenza vengono modificati spesso anche radicalmente. Il presente studio si pone come obiettivo quello di valutare se, negli ecosistemi ripariali, i trend di specie aliene e native differiscono in base alla struttura della vegetazione, analizzando separatamente comunità arboree, arbustive ed erbacee.

L'area di ricerca selezionata per questo lavoro è il Fiume Arbia, un corso d'acqua interno della Toscana situato in provincia di Siena. Il suo corso si sviluppa per 65 km da nord a sud, dalle sorgenti, a un'altitudine di circa 550 m s.l.m., fino alla confluenza con il Fiume Ombrone, a circa 150 m s.l.m. Il fiume è inserito per una parte del suo corso in un paesaggio con un forte impatto agricolo.

Basandosi sulle ortofoto più recenti (2019), il corso del fiume è stato diviso in settori di 500 m di lunghezza e 80 m di larghezza. Ogni settore è stato diviso longitudinalmente in una parte di sponda destra e una di sponda sinistra (500×40 m). Queste sono state a loro volta divise in una sezione esterna e una interna (500×20 m). Il limite tra le sezioni è stato scelto a 20 m dal corso d'acqua, in modo da campionare due strisce a distanza crescente dal corso d'acqua. Questo disegno di campionamento ha prodotto quattro sezioni di campionamento per settore (una esterna e una interna per ogni sponda). Il campionamento è stato stratificato secondo la sponda (sinistra/destra) e secondo la sezione interna o esterna del settore. Trentadue settori sono stati selezionati in maniera sistematica con una densità di campionamento proporzionale all'eterogeneità ambientale dell'asta fluviale. In ambiente GIS sono stati posizionati, in modo casuale, un plot rettangolare di dimensione variabile secondo lo strato dominante (25×2 m, 16×2 m e 4×1 m, rispettivamente per vegetazione arborea, arbustiva ed erbacea) per ogni sezione (4 plot per settore, 128 plot totali). Per ogni rilievo in campo è stata annotata la copertura percentuale di ogni specie, nonché la copertura totale della vegetazione e dello strato arboreo, arbustivo ed erbaceo. Sia in campo che da remoto è stato inoltre annotato un insieme di variabili gestionali, strutturali e ambientali, che sono state unite in quattro gruppi: gradiente trasversale, disturbo antropico, topografia e geomorfologia, mentre il quarto gruppo rappresenta l'influenza delle specie aliene sulla comunità. Come *proxy* della copertura delle specie aliene e del gradiente longitudinale (correlazione di Pearson tra copertura di specie aliene e distanza dalla sorgente pari a $r = 0,79$; $p < 0,001$) si sono utilizzati i primi due assi dell'analisi delle componenti principali sul contingente di aliene. Le variabili di risposta univariate utilizzate sono: la ricchezza specifica delle specie autoctone, l'indice di diversità di Shannon-Wiener H' e l'indice di equitabilità J di Pielou.

Lo studio ha rivelato la presenza di 27 specie aliene su un totale di 508 (5,31%), una percentuale in linea con quanto rinvenuto nella maggior parte dei fiumi presenti in area mediterranea (Ferreira, Aguiar 2006). *Artemisia verlotiorum* Lamotte e *Robinia pseudoacacia* L. sono le più frequenti aliene rinvenute. La frequenza di rinvenimento di specie aliene cresce con il gradiente longitudinale, in accordo con il ruolo dei corridoi fluviali come via per la loro dispersione (Richardson et al. 2007), mentre il gradiente trasversale non è significativamente legato alla loro presenza. L'analisi della ripartizione della varianza per la ricchezza specifica della componente autoctona (Fig. 1) risulta significativa, sia per l'analisi dello strato arboreo ($p = 0,01$), che dello strato erbaceo ($p = 0,005$), ma non per lo strato arbustivo. L'effetto puro dei singoli gruppi di variabili non è significativo per lo strato arboreo, mentre i gruppi topografia e geomorfologia e specie aliene influenzano la ricchezza di specie autoctone nello strato erbaceo (31,7% e 15,1% rispettivamente). Come per la ricchezza specifica, l'analisi univariata dell'indice di diversità di Shannon-Wiener H' è risultata significativa per gli strati arboreo ($p = 0,002$) ed erbaceo ($p = 0,048$), ma non per lo strato arbustivo. In entrambi gli strati il gruppo topografia e geomorfologia e il gruppo delle specie aliene sono risultati significativi, spiegando rispettivamente il 14,1% e il 6,7% della varianza nello strato arboreo e il 26,5% e il 22,8% nello strato erbaceo. Infine, l'effetto sull'indice di equitabilità è risultato significativo solo per lo strato arboreo ($p = 0,006$), in cui il gruppo topografia e geomorfologia rappresenta l'unico effetto puro significativo spiegando l'11,3% della varianza. Da questi risultati esplorativi si può evidenziare come ricchezza, diversità ed equitabilità delle specie autoctone rispondano in maniera differente alla componente

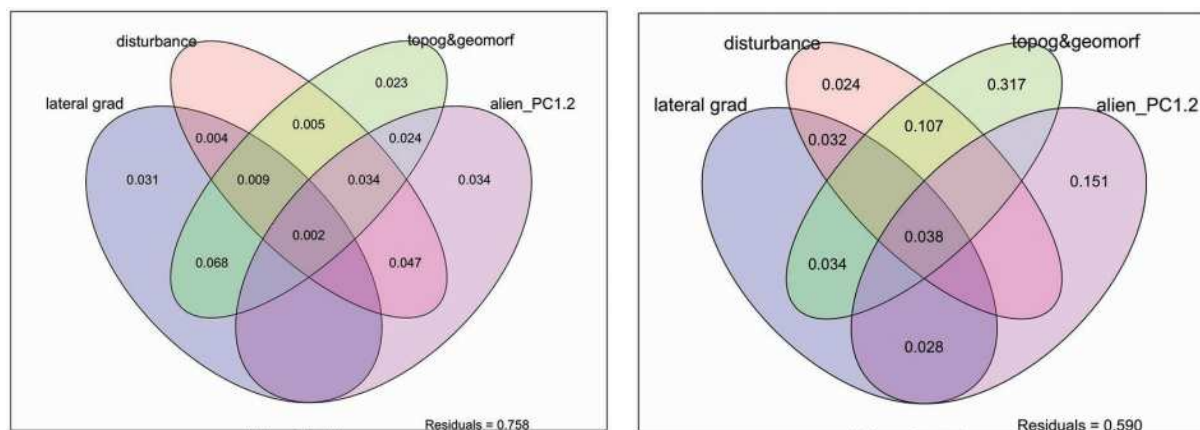


Fig. 1

Analisi della ripartizione della varianza per la ricchezza specifica della componente autoctona. A sinistra: strato arboreo. A destra: strato erbaceo.

aliena e ai parametri ambientali al variare della struttura della vegetazione. In particolare, è da sottolineare come lo strato arbustivo non risenta, per nessuna delle variabili di risposta, dell'influenza delle specie aliene. Ciò fa supporre, almeno per il nostro caso studio, la mancanza di aliene competitive arbustive in ambito ripariale o una maggiore resistenza dello strato arbustivo alle invasività rispetto agli altri strati.

Letteratura citata

- Ferreira MT, Aguiar FC (2006) Riparian and aquatic vegetation in Mediterranean-type streams (western Iberia). *Limnetica* 25(1-2): 411-424. <https://doi.org/10.23818/limn.25.29>
- Hood WG, Naiman RJ (2000) Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* 148(1): 105-114. <https://doi.org/10.1023/A:1009800327334>
- Lazzaro L, Bolpagni R, Buffa G, Gentili R, Lonati M, Stinca A, Acosta ATR, Adorni M, Aleffi M, Allegrezza M, Angiolini C, Assini S, Bagella S, Bonari G, Bovio M, Bracco F, Brundu G, Caccianiga M, Carnevali L, Di Cecco V, Ceschin S, Ciaschetti G, Cogoni A, Foggi B, Frattaroli AR, Genovesi P, Gigante D, Lucchese F, Mainetti A, Mariotti M, Minissale P, Paura B, Pellizzari M, Perrino EV, Pirone G, Poggio L, Poldini L, Poponessi S, Prisco I, Prosser F, Puglisi M, Rosati L, Selvaggi A, Sottovia L, Spampinato G, Stanisci A, Venanzoni R, Viciani D, Vidali M, Villani M, Lastrucci L (2020) Impact of invasive alien plants on native plant communities and Natura 2000 habitats: state of the art, gap analysis and perspectives in Italy. *Journal of Environmental Management* 274: 111140. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111140>
- Richardson DM, Holmes PM, Esler KJ, Galatowitsch SM, Stromberg JC, Kirkman SP, Pyšek P, Hobbs RJ (2007) Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13(1): 126-139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>
- Sabo JL, Sponseller R, Dixon M, Gade K, Harms T, Heffernan J, Jani A, Katz G, Soykan C, Watts J, Welter J (2005) Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86(1): 56-62. <https://doi.org/10.1890/04-0668>
- Vilà M, Ibañez I (2011) Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology* 26(4): 461-472. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9585-3>

AUTORI

Leopoldo de Simone (leopoldo.desimone@unisi.it), Emanuele Fanfarillo (emanuele.fanfarillo@unisi.it), Tiberio Fiaschi (tiberio.fiaschi2@unisi.it), Simona Maccherini (simona.maccherini@unisi.it), Claudia Angiolini (claudia.angiolini@unisi.it), Dipartimento di Scienze della Vita, Università di Siena, Via P.A. Mattioli 4, 53100 Siena
Autore di riferimento: Leopoldo de Simone

Contributo delle specie aliene alla vegetazione effimera fluviale in Appennino: influenza di disturbo idro-geomorfologico e qualità del sedimento

A. Dalla Vecchia, R. Bolpagni

Recenti studi mostrano come le dinamiche evolutive fluviali possano essere influenzate dalla vegetazione (Correnblit et al. 2007, Gurnell et al. 2015). Tuttavia, molti di questi studi si concentrano sulla vegetazione arborea o prettamente acquatica, parzialmente ignorando le specie erbacee effimere tipiche dei greti fluviali periodicamente emergenti (Leyer 2006). Anche questo tipo di vegetazione svolge un ruolo importante in quanto rappresenta lo stadio iniziale della successione ecologica verso l'insediamento di arbusti e alberi, oltre che essere coinvolta nella modulazione del metabolismo del carbonio a scala di bacino (Bolpagni et al. 2017, 2018, Mallast et al. 2020). Inoltre, la vegetazione pioniera fluviale sembra essere particolarmente sensibile ai cambiamenti climatici globali, in termini – per esempio – di cambiamento nei regimi idrologici (Datry et al. 2014, Messenger et al. 2021). La vegetazione ricompresa nelle alleanze *Chenopodion rubri* (Tüxen 1960) Hilbig & Jage 1972 e *Bidentation tripartitae* Nordhagen 1940 è infine riconosciuta come habitat di interesse conservazionistico dall'Unione Europea (Direttiva n. 92/43/CEE "Habitat"). Diventa quindi cruciale approfondire gli effetti dei cambiamenti idro-geomorfologici sulla biodiversità di questi ambienti, anche tenendo in considerazione la presenza di specie aliene. L'obiettivo di questo lavoro è quantificare l'effetto del disturbo idro-geomorfologico



Fig. 1
Vegetazioni di greto del torrente Baganza (provincia di Parma): si possono notare aggruppamenti a *Xanthium italicum* Moretti e *Persicaria lapathifolia* (L.) Delarbre.

(espresso da portata e topografia) e della qualità del sedimento (espressa dalla granulometria) sulla diversità specifica, sia di specie native che aliene. A questo scopo sono state selezionate tre aree di studio: i torrenti Baganza (BA), Nure (NU) e Parma (PR), tre torrenti emiliani affluenti del Fiume Po (Fig. 1). Questi torrenti hanno un regime non perenne e differiscono per le portate medie ($5,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $8,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $13,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ rispettivamente per BA, NU e PR) e per l'ampiezza dell'alveo (Burgazzi et al. 2017, 2020). Lungo i torrenti è stato identificato un tratto omogeneo di circa 600 m di lunghezza e in questi tratti sono stati scelti in maniera casuale 15 plot di 4 m^2 . In ogni plot è stato svolto un rilievo floristico, utilizzando classi di copertura percentuali del 5%, e sono state misurate l'altezza rispetto al livello di deflusso minimo (riferito al periodo estivo), espresso in m (HT), e la struttura del sedimento superficiale (ST), secondo Wolman (1954). Con l'impiego di modelli lineari misti è stato testato l'effetto di HT e ST sulla ricchezza specifica totale (TR), ricchezza specifica riferita alle native (NR) o alle aliene (AR), nonché sui rapporti tra la ric-

chezza di specie aliene e native (AR/NR) e tra la copertura di specie aliene e native (AC/NC). In totale sono state rinvenute 108 specie, di cui un terzo aliene e la maggior parte invasive. Per quanto riguarda invece le percentuali di copertura, le specie alloctone risultano essere dominanti rispetto alle native. HT è risultato variare positivamente con l'aumento della portata del torrente, mentre ST non ha mostrato variazioni significative tra i torrenti. Tra le variabili ambientali investigate, i modelli evidenziano una relazione positiva significativa tra HT e TR, NR e AC/NC, mentre non è stata trovata alcuna influenza di ST né sulla ricchezza specifica né sulla copertura. I risultati di questo studio suggeriscono un aumento della ricchezza specifica all'aumentare di HT, ovvero del disturbo dato dalla disconnessione idrologica. Evidente è l'aumento della copertura relativa di specie aliene rispetto alle native lungo il gradiente di HT (positivo), che può essere in parte spiegato dall'ingresso nelle comunità di specie aliene ruderali considerate non strettamente ripariali, come ad esempio *Ambrosia artemisiifolia* L., *Digitaria sanguinalis* (L.) Scop. (specie criptogenica), *Euphorbia nutans* Lag. e *Setaria italica* (L.) P.Beauv. subsp. *viridis* (L.) Thell. (criptogenica). L'ingresso di tali specie cambia la struttura della vegetazione pioniera di greto con il progressivo accumulo di specie ruderali non del tutto adatte alla dinamicità di questi ambienti. Sem-

bra inoltre che queste specie siano favorite dalla vicinanza di aree adibite a uso agricolo in prossimità dei contesti indagati (Tabacchi et al. 1996). La drastica riduzione del deflusso minimo estivo, osservata in molte regioni temperate (Datry et al. 2014, Laini et al. 2020, Messenger et al. 2021), potrebbe ulteriormente favorire cambiamenti strutturali nella vegetazione di greto. In ogni caso è evidente uno scadimento della qualità strutturale delle cenosi. Tuttavia, i dati a disposizione sono ancora limitati per prevedere se l'ingresso e l'aumento dell'importanza della componente aliena comporti significativi cambiamenti di tipo biologico e/o funzionale. Per questo, sarà necessaria un'analisi funzionale e a scala più ampia degli effetti del cambiamento climatico e dell'impatto antropico diretto sulla vegetazione pioniera di greto.

Letteratura citata

- Bolpagni R, Folegot S, Laini A, Bartoli M (2017) Role of ephemeral vegetation of emerging river bottoms in modulating CO₂ exchanges across a temperate large lowland river stretch. *Aquatic Sciences* 79(1): 149-158. <https://doi.org/10.1007/s00027-016-0486-z>
- Bolpagni R, Laini A, Mutti T, Viaroli P, Bartoli M (2018) Connectivity and habitat typology drive CO₂ and CH₄ fluxes across land-water interfaces in lowland rivers. *Ecohydrology* 12(1) [2019]: e2036. <https://doi.org/10.1002/eco.2036>
- Burgazzi G, Bolpagni R, Laini A, Racchetti E, Viaroli P (2020) Algal biomass and macroinvertebrate dynamics in intermittent braided rivers: new perspectives from instream pools. *River Research and Applications* 36(8): 1682-1689. <https://doi.org/10.1002/rra.3675>
- Burgazzi G, Laini A, Racchetti E, Viaroli P (2017) Mesohabitat mosaic in lowland braided rivers: short-term variability of macroinvertebrate metacommunities. *Journal of Limnology* 76(suppl. 1): 29-38. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1650>
- Corenblit D, Tabacchi E, Steiger J, Gurnell AM (2007) Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: a review of complementary approaches. *Earth-Science Reviews* 84(1-2): 56-86. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2007.05.004>
- Datry T, Larned ST, Tockner K (2014) Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience* 64(3): 229-235. <https://doi.org/10.1093/biosci/bit027>
- Gurnell AM, Corenblit D, De Jalón DG, Del Tánago MG, Grabowski RC, O'hare MT, Szewczyk M (2015) A conceptual model of vegetation-hydrogeomorphology interactions within river corridors. *River Research and Applications* 32(2) [2016]: 142-163. <https://doi.org/10.1002/rra.2928>
- Laini A, Beermann AJ, Bolpagni R, Burgazzi G, Elbrecht V, Zizka VMA, Leese F, Viaroli P (2020) Exploring the potential of metabarcoding to disentangle macroinvertebrate community dynamics in intermittent streams. *Metabarcoding and Metagenomics* 4: 65-79. <https://doi.org/10.3897/mbmg.4.51433>
- Leyer I (2006) Dispersal, diversity and distribution patterns in pioneer vegetation: the role of river-floodplain connectivity. *Journal of Vegetation Science* 17(4): 407-416. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02461.x>
- Mallat U, Staniek M, Koschorreck M (2020) Spatial upscaling of CO₂ emissions from exposed river sediments of the Elbe River during an extreme drought. *Ecohydrology* 13(6): e2216. <https://doi.org/10.1002/eco.2216>
- Messenger ML, Lehner B, Cockburn C, Lamouroux N, Pella H, Snelder T, Tockner K, Trautmann T, Watt V, Datry T (2021) Global prevalence of non-perennial rivers and streams. *Nature* 594(7863): 391-397. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03565-5>
- Tabacchi E, Planty-Tabacchi A-M, Salinas MJ, Décamps H (1996) Landscape structure and diversity in riparian plant communities: a longitudinal comparative study. *Regulated Rivers: Research & Management* 12(4-5): 367-390. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199607\)12:4/5<367:AID-RRR424>3.0.CO;2-X](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199607)12:4/5<367:AID-RRR424>3.0.CO;2-X)
- Wolman MG (1954) A method of sampling coarse river-bed material. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 35(6): 951-956. <https://doi.org/10.1029/TR035i006p00951>

AUTORI

Alice Dalla Vecchia (alice.dallavecchia@unipr.it), Rossano Bolpagni (rossano.bolpagni@unipr.it), Dipartimento di Scienze Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale, Università di Parma, Parco Area delle Scienze 33/a, 43124 Parma
Autore di riferimento: Alice Dalla Vecchia

Esperienze positive di controllo del poligono del Giappone (*Reynoutria* sp.pl., Polygonaceae) in ambiti estrattivi: il caso del Polo di Ternate (Varese)

A. Ferrario

La presenza di specie esotiche invasive all'interno dei comparti estrattivi è un problema che ha acquisito maggiore rilevanza rispetto al passato, sia perché vi è un incremento della loro presenza, sia perché i cambiamenti climatici in atto spesso facilitano il processo di naturalizzazione e invasione con ricadute negative per le specie native, che si tratti di piante o animali. Tra le specie vegetali esotiche invasive, il poligono del Giappone (termine che qui indica un insieme di specie simili tra loro appartenenti al genere *Reynoutria*) è una pianta erbacea perenne che risulta essere particolarmente dannosa, poiché in grado di trasformare radicalmente porzioni di vegetazione, talora anche su superfici ampie, con un impatto negativo non solo in termini di biodiversità, ma anche di percezione del paesaggio. Tutte le specie del genere *Reynoutria* sono riconosciute come esotiche invasive nella Lista Nera della Regione Lombardia, ai sensi della l.r. n. 10/2008, per le quali sarebbe previsto il monitoraggio e il controllo (d.g.r. Lombardia del 16 dicembre 2019, n. XI/2658). *R. japonica* Houtt. risulta nella lista dell'IUCN delle 100 specie invasive più dannose al mondo.

I contesti estrattivi all'aperto sono aree facilmente colonizzabili dalle specie esotiche. In questa comunicazione si riporta l'esperienza di monitoraggio e contrasto sperimentale al poligono del Giappone (compresenza di *R. japonica* e *R. bohemica* Chrtek & Chrtková) all'interno del comparto estrattivo di calcare e marna della Cava Faraona e Miniera Santa Marta gestito dalla società Holcim (Italia) spa, tra i comuni di Ternate e Travedona Monate (Varese), in un'area compresa tra i laghi di Comabbio e di Monate, in Lombardia.

Nell'area estrattiva sono ancora in essere gli interventi di recupero ambientale. Questi hanno lo scopo di ricostruire una vegetazione coerente con il contesto biogeografico locale, con nuovi impianti forestali e la creazione di aree a prato stabile realizzate con l'impiego di fiorume autoctono. Nel comparto sono presenti specie esotiche ampiamente diffuse, come per esempio *Robinia pseudoacacia* L. e *Buddleja davidii* Franch. Sebbene siano esotiche invasive, è ormai assodato che sarà impossibile eradicarle completamente dall'area. A integrazione degli interventi di recupero ambientale, all'interno dell'area Holcim (Italia) spa conduce il *Biodiversity Action Plan* (BAP), che prevede una serie di interventi per incrementare la biodiversità. Nel BAP sono stati inseriti il monitoraggio e il controllo del poligono del Giappone.

Vista la presenza sempre più accentuata del poligono del Giappone, nel triennio 2016-2018 è stato avviato un monitoraggio per quantificare il suo effettivo incremento all'interno dell'area estrattiva. Questo ha previsto l'analisi di due parametri: conteggio dei nuclei presenti e superficie occupata. Per valutare l'area occupata da ogni singolo nucleo sono state definite delle classi di superficie variabili da 0,5 a 50 m². Il monitoraggio è stato eseguito nel mese di giugno. Al termine del triennio i risultati sono stati molto chiari rispetto all'andamento demografico del poligono all'interno dell'area, registrando un aumento dei nuclei del 107,8% (Fig. 1) e un incremento della superficie occupata pari al 144,1% (Fig. 2). Si è registrata quindi una fase di forte colonizzazione della specie all'interno del sito, con presenze anche in aree soggette a recupero ambientale ormai terminato. Le conseguenze sono dunque negative sia sotto il profilo ecologico che economico, in considerazione della potenziale vanificazione degli investimenti fatti negli anni precedenti per ricreare uno stato di naturalità qualificato. Inoltre, il poligono inizia a radicare anche in prossimità di aree di cava attiva, col rischio di una sua rapida diffusione attraverso la movimentazione del suolo di scopertura contaminato dai suoi propaguli vitali. Queste considerazioni sono state la base per definire un intervento di contrasto avviato nel 2018, mentre i monitoraggi sono proseguiti anche negli anni successivi.

La bibliografia porta ormai diverse esperienze di contenimento del poligono del Giappone in differenti contesti (es. Montagnani et al. 2018). Nel presente caso è stato testato un protocollo volto a ridurre i costi di intervento e garantirne l'efficacia.

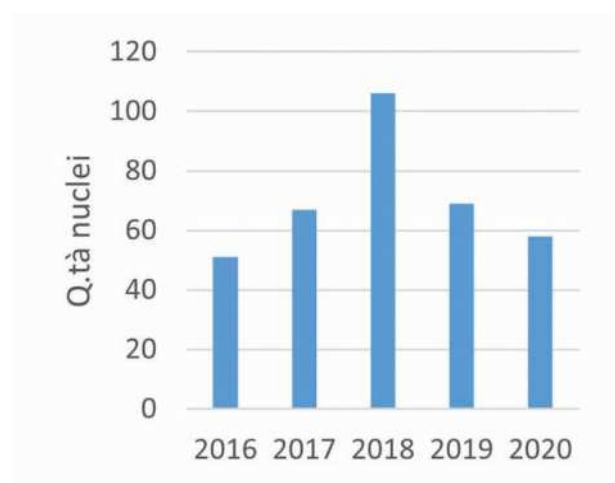


Fig. 1
Incremento del n° di nuclei complessivi fino al 2018 e successiva riduzione in seguito all'inizio degli interventi di contenimento.

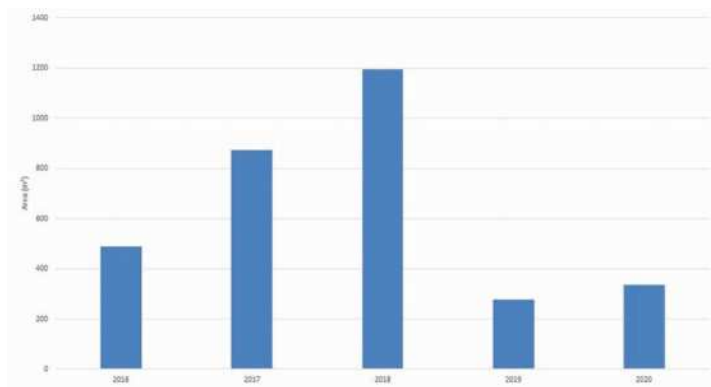


Fig. 2

Andamento annuale della superficie complessiva occupata dal poligono del Giappone all'interno dell'area monitorata.

Dopo due anni di interventi di contenimento i risultati sono apparsi molto incoraggianti. Dal 2018 al 2020 vi è stato un forte calo del numero di nuclei (-45,3%) (Fig. 1) e un calo ancor maggiore della superficie occupata (-72,0%) (Fig. 2). La comparsa di nuovi nuclei è stata molto limitata e numerosi sono stati completamente devitalizzati, soprattutto quelli sotto copertura arborea all'interno delle aree boscate. Invece, i nuclei in posizioni esposte e ben soleggiate hanno mostrato una maggior vigoria e capacità di ricrescita. Tra il 2019 e il 2020 si è registrato un lieve incremento della superficie occupata, probabilmente legato alla realizzazione di un intervento in meno nel mese di luglio. È interessante notare come vari anche il valore medio della superficie occupata per singolo nucleo: nel 2018 ha raggiunto un valore di 11,28 m², per poi scendere in 2 anni, dopo gli interventi di contenimento, a valori compresi tra 5 e 6 m². Le aree bonificate dal poligono sono state per il momento lasciate nude, vista la possibile necessità di ripetere alcuni trattamenti fitosanitari; tuttavia, nelle aree dove non è stata più registrata la ricrescita del poligono viene svolto un intervento di piantagione o inerbimento.

Si conferma che la lotta al poligono del Giappone richiede una programmazione e una pianificazione pluriennale degli interventi. Se il contesto lo consente, la strategia di controllo integrato (combinazione di trattamenti fisici e chimici) permette di ottimizzare i costi e ottenere risultati soddisfacenti in tempi brevi. Inoltre, l'efficacia di queste azioni è tanto più elevata quanto più si è in grado di intervenire tempestivamente poco dopo la comparsa del poligono, con un migliore rapporto tra costi e benefici. Per questo è fondamentale avviare una campagna di monitoraggio ampia e capillare sul territorio, indipendentemente dai confini amministrativi. Il metodo utilizzato può non essere indicato per agire lungo i corsi d'acqua (dove vige il divieto di impiegare erbicidi), ma non per questo bisogna considerare perse aree fluviali che richiedono con urgenza interventi di lotta (es. ripetuti interventi di controllo meccanico) prima che ogni tentativo di ripristino delle condizioni naturali sia inutile.

Letteratura citata

Montagnani C, Gentili R, Citterio S (2018) *Reynoutria* spp. (*R. bohemica*, *R. japonica*, *R. sachalinensis*). In: Bisi F, Montagnani C, Cardarelli E, Manenti R, Trasforini S, Gentili R, Ardenghi NMG, Citterio S, Bogliani G, Ficetola F, Rubolini D, Puzzi C, Scelsi F, Rampa A, Rossi E, Mazzamuto MV, Wauters LA, Martinoli A (Eds) Strategia di azione e degli interventi per il controllo e la gestione delle specie alloctone in Regione Lombardia. <https://www.naturachevale.it/wp-content/uploads/2019/02/Reynoutria-spp.pdf> (ultimo accesso 16 dicembre 2021)

AUTORI

Andrea Ferrario (fanatura14@gmail.com), Studio F.A. Natura, Via Fagnana 3/c, 22078 Turate (Como)

Autore di riferimento: Andrea Ferrario

Nel 2018 è stato eseguito un piano di controllo che ha previsto le seguenti attività:

- giugno: sfalcio manuale totale della biomassa epigea (vietato il decespugliatore con filo per evitare ulteriore dispersione dei frammenti vegetali);
- luglio: trattamento fitosanitario tramite aspersione fogliare, con principio attivo endoterapico (sostanza attiva: aminopiridil e triclopyr);
- settembre (dopo circa 60 gg.): ripetizione puntuale del trattamento fitosanitario solo dove strettamente necessario.

Nel 2019 è stato mantenuto lo stesso protocollo sperimentale, eliminando esclusivamente il trattamento fitosanitario di luglio.

La dimensione storica delle idrofite invasive: un *database* condiviso, potenzialità e studi fatti

C. Lambertini, F. Buldrini, G. Pezzi

Sono 46 le idrofite alloctone che popolano le acque dolci italiane. Di queste sono stati raccolti i dati di presenza derivanti da accessioni di erbario e segnalazioni bibliografiche relative al territorio italiano, provenienti da 47 erbari di università e musei di storia naturale nazionali. Il *database* generato comprende migliaia di record relativi al periodo 1850-2019 e può diventare uno strumento di studio condiviso fra tutti coloro che hanno svolto ricerche e/o contribuito con dati e che sono interessati allo studio delle acque dolci italiane. L'obiettivo attuale degli autori che hanno intrapreso lo studio e creato il *database* è ricostruire la storia dell'invasione delle idrofite alloctone e definirne invasività e distribuzione odierna, al fine di promuovere programmi di monitoraggio che possano assicurarne il contenimento negli areali invasi e la conservazione degli ecosistemi acquatici non invasi. L'armonizzazione dei dati in un unico sistema di riferimento spaziale e l'esclusione di record non georeferenziali rallentano enormemente la sintesi dei dati relativi alle 46 specie. Ad oggi sono stati analizzati i dati di *Elodea canadensis* Michx. ed *E. nuttallii* (Planch.) H.St.John (1.132 dati di presenza) e quelli relativi a *Ludwigia peploides* (Kunth) P.H.Raven subsp. *montevidensis* (Spreng.) P.H.Raven e *L. hexapetala* (Hook. & Arn.) Zardini, H.Y.Gu & P.H.Raven (di cui solo 50 dati di presenza sono disponibili nelle fonti esaminate). La potenzialità del *database* per lo studio delle invasioni acquatiche è evidente dai risultati dei due studi riportati brevemente di seguito con l'intento di aggiornare i colleghi co-autori del *database* sullo stato di avanzamento del lavoro e la comunità dei ricercatori delle acque dolci italiane.

Lo studio delle *Elodea* esplora il potenziale del *database* nella ricostruzione della storia d'invasione di *E. canadensis*, introdotta in Italia nel 1888, e di *E. nuttallii*, introdotta circa un secolo dopo. L'andamento nel tempo dell'espansione di *E. canadensis* (Fig. 1) mostra chiaramente il ruolo degli orti botanici e dei giardini storici nella diffusione di questa specie sfuggita dagli Orti Botanici di Padova, Pisa e Roma e dai giardini della Reggia di Caserta (Penzig et al. 1895, Fiori, Paoletti 1896, 1907). L'invasione di *E. nuttallii* è invece legata agli allevamenti ittici nei laghi prealpini (Ragni, Flamini 2011). *E. canadensis* ha avuto due fasi di espansione, all'inizio del 1900 e successivamente nel 1990, in concomitanza con quella di *E. nuttallii*. Sebbene ancora in fase di espansione, le curve d'invasione mostrano un rallentamento nella diffusione di entrambe le specie negli ultimi 20 anni. Le acque dolci della regione bioclimatica continentale sono gli habitat più minacciati dall'invasione delle due specie. Nel XIX secolo *E. canadensis* fu introdotta anche nella regione bioclimatica mediterranea, ma qui l'espansione è stata molto meno aggressiva e limitata agli ultimi 50 anni. *E. nuttallii* ad oggi pare invece confinata alla sola regione continentale.

A differenza delle specie di *Elodea*, le curve d'invasione delle due specie tropicali *Ludwigia hexapetala* (introdotta intenzionalmente al Lago d'Iseo nel 1939, Arietti 1942) e *L. peploides* subsp. *montevidensis* (introdotta in Italia durante il XX secolo e raccolta per la prima volta nel 1998 in Lombardia, Banfi, Galasso 2010), mostrano che entrambe le specie sono in fase di rapida espansione. Lo studio ha modellato la distribuzione potenziale delle due specie in Italia (SDM, Elith, Leathwick 2009). Oltre alla Pianura Padana, maggiormente interessata dall'invasione di entrambe le specie, al bacino dell'Arno in Toscana e al Lago di Bracciano in Lazio, in cui la presenza di *L. peploides* subsp. *montevidensis* è nota, il modello ha identificato anche due aree lungo la costa adriatica potenzialmente idonee alla colonizzazione da parte delle due specie (la zona costiera e collinare delle Marche a sud

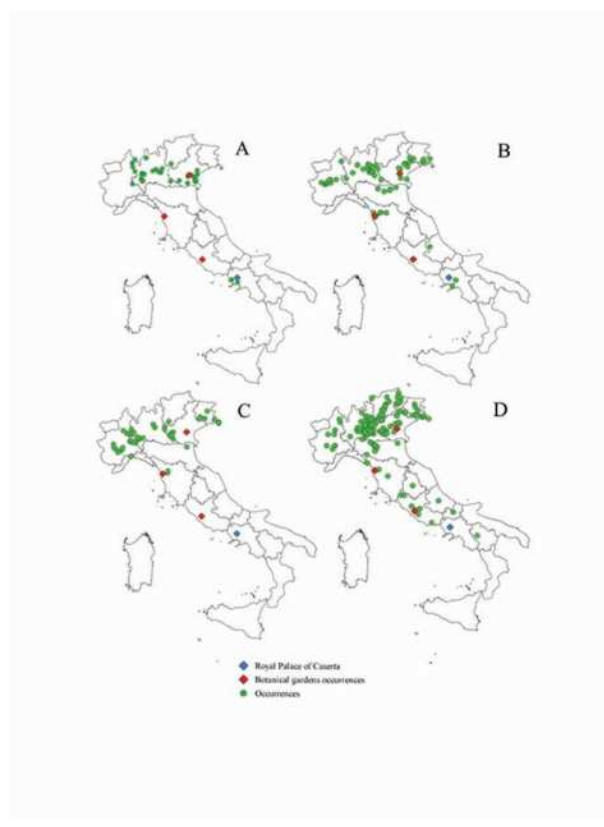


Fig. 1
Distribuzione di *Elodea canadensis* in Italia: (A) 1850-1900, (B) 1900-1950, (C) 1950-1980, (D) 1980-2019.

del Monte Conero e il Tavoliere delle Puglie), che hanno variabili bioclimatiche (WorldClim 2021+) e *human footprint* (WCS & CIESIN, Columbia University 2005) compatibili con quelli presenti nell'areale italiano delle due specie. La mappa di distribuzione potenziale elaborata dallo studio può costituire un primo approccio per stabilire zone prioritarie in cui mettere in atto attività di monitoraggio e prevenzione.

Si confermano pertanto, con questi primi due studi, non solo le grandi potenzialità del *database* costruito, ma anche l'utilità degli studi sulla storia d'invasione e sulla distribuzione attuale e passata delle specie esotiche, imprescindibili per la messa a punto di misure efficaci per prevenire e contenere le invasioni biologiche, in particolare in un territorio così profondamente alterato dalla mano dell'uomo, ma al contempo così ricco di biodiversità, come quello italiano.

Letteratura citata

- Arietti N (1942) Esperimento di acclimatazione su specie idrobie nelle "lame" di Iseo. *Commentari dell'Ateneo di Brescia* 1939-41(B): 12-14.
- Banfi E, Galasso G (2010) *La flora esotica lombarda*. Museo di Storia Naturale di Milano, Milano.
- Elith J, Leathwick JR (2009) Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677-697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Fiori A, Paoletti G (1896) *Flora analitica d'Italia: ossia descrizione delle piante vascolari indigene inselvatichite e largamente coltivate in Italia disposte per quadri analitici*, Vol. 1(1). Tipografia del seminario, Padova. 1-256 pp.
- Fiori A, Paoletti G (1907) *Flora analitica d'Italia ossia descrizione delle piante vascolari indigene inselvatichite e largamente coltivate in Italia disposte per quadri analitici*, Vol. 4(1). Tipografia del seminario, Padova, 1-217pp (app.)+1-16(index).
- Penzig O, Borzi A, Pirotta R (1895) *L'Elodea canadensis* Michx. nel Veneto ed in Italia. *Malpighia* 9(1-3): 119-120.
- Ragni F, Flamini S (2011) *Il Parco dell'Acqua*. Fondazione ASM, Brescia.
- Wildlife Conservation Society (WCS) and Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), Columbia University (2005) *Last of the Wild Project, Version 2, 2005 (LWP-2): Global Human Footprint Dataset (Geographic)*. Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). <https://doi.org/10.7927/H4M61H5F> (ultimo accesso 14 dicembre 2021)
- WorldClim (2021+) *Global climate and weather data*. <https://www.worldclim.org/> (ultimo accesso 14 dicembre 2021)

AUTORI

Carla Lambertini (carla.lambertini@unimi.it), Dipartimento di Bioscienze, Università di Milano, Via G. Celoria 26, 20133 Milano

Fabrizio Buldrini (fabrizio.buldrini@unibo.it), Giovanna Pezzi (giovanna.pezzi@unibo.it), Dipartimento di Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali, Alma Mater Studiorum Università di Bologna, Via Irnerio 42, 40126 Bologna

Autore di riferimento: Carla Lambertini

Gli impatti di *Acacia* s.l. e di *Robinia pseudoacacia* (Fabaceae) in Italia: risultati preliminari dal progetto collettivo del Gruppo di Lavoro Specie Alloctone

L. Lazzaro, A.T.R. Acosta, C. Angiolini, D. Azzaro, G. Bacchetta, S. Bagella, E. Barni, G. Bazan, M.E.Boi, G. Bonari, S. Cambria, M.L. Carranza, G. Caruso, S. Cascone, L. Celesti-Grappow, A. Coppi, M.C. de Francesco, G. Domina, E. Fanfarillo, T. Fiaschi, A. Gabellini, L.A. Gianguzzi, G.P. Giusso del Galdo, R. Guarino, E. Kindermann, V.L.A. Laface, M. Lonati, V. Lozano, F. Marzioletti, G. Mei, P. Minissale, C. Montagnani, G. Montepaone, M. Mugnai, C.M. Musarella, E.V. Perrino, M. Pittarello, L. Podda, G. Riviaccio, F. Rota, S. Sciandrello, G. Spampinato, A. Stanisci, A. Stinca, G. Tavilla, D. Tomasi, F.P. Tozzi, A. Turco, D. Viciani, R.P. Wagensommer, C. Wellstein, T. Wilhalm, S. Zerbe, G. Brundu

Tra le piante alloctone con maggior potenziale invasivo in Italia spiccano *Robinia pseudoacacia* L. e alcune specie del genere *Acacia* s.l. (ivi incluse specie di generi affini come *Paraserianthes* I.C.Nielsen o *Vachellia* Wight & Arn.) (Fabaceae). Benché gli impatti di alcune di queste specie (*Acacia dealbata* Link, *A. pycnantha* Benth., *A. saligna* (Labill.) H.L.Wendl. e *R. pseudoacacia*) siano stati già localmente documentati (es. Lazzaro et al. 2020), la valutazione degli impatti a scala nazionale appare di rilevante interesse. Il presente lavoro, condotto dal Gruppo di Lavoro Specie Alloctone della Società Botanica Italiana, ha lo scopo di fornire evidenze sugli impatti ecologici delle specie alloctone naturalizzate/invasive del genere *Acacia* s.l. e di *R. pseudoacacia* in Italia.

Il lavoro prevede l'analisi di diversi casi studio attraverso rilievi vegetazionali appaiati (20 in totale, effettuati in contesto invasivo e non-invasivo) per ogni specie invasiva target, per ogni tipologia di vegetazione nativa invasiva e per ogni area/regione. Viene considerata invasiva una formazione vegetale dominata dalla specie alloctona (copertura specifica > 50%), mentre il confronto non-invasivo è costituito dalla contigua comunità vegetale nativa. Oltre al rilievo vegetazionale, in ogni plot (10×10 m per *R. pseudoacacia*, 4×4 m per le specie di *Acacia* s.l.) è stata misurata l'area basimetrica degli individui arborei con diametro > 4 cm (a 130 cm dal suolo), è stato effettuato il conteggio di quelli < 4 cm ed è prevista una valutazione dell'impatto sul *topsoil* mediante foto del profilo e tramite successive analisi delle principali caratteristiche chimiche (elementi N-C-P e pH) dei campioni pedologici prelevati (orizzonti A e O).

L'elaborazione dei dati prevede lo studio della variazione dei principali indici di biodiversità per i singoli casi studio e la loro comparazione e aggregazione attraverso lo studio dell'*effect size* delle differenze osservate.

La campagna di raccolta dei dati è ancora in corso e il presente lavoro analizza i dati preliminari raccolti nel 2021, mentre ulteriori campionamenti verranno effettuati nel 2022. Al momento sono stati rilevati 300 plot in 8 regioni (Calabria, Lazio, Molise, Puglia, Sardegna, Sicilia, Toscana e Trentino-Alto Adige) per 5 specie (*Acacia dealbata*, *A. mearnsii* De Wild., *A. saligna*, *Vachellia karroo* (Hayne) Banfi & Galasso e *Robinia pseudoacacia*) (Fig. 1) e più di 20 diverse tipologie di vegetazione naturale invasiva. Vengono qui presentati i risultati di una prima analisi esplorativa e comparativa sui casi di studio con un numero campionario di almeno 4 plot invasivi e 4 non-invasivi. Sono state incluse 13 diverse tipologie di vegetazione naturale invasiva da *A. saligna*, *R. pseudoacacia*, *A. dealbata*, *A. mearnsii* e *V. karroo*. In Fig. 2 vengono mostrate le differenze in termini di *effect size* (*Unbiased Hedges' g*) per l'abbondanza totale delle specie di flora vascolare, la copertura dello strato arbustivo e dello strato erbaceo e la ricchezza in specie native. I risultati ottenuti sono molto variabili tra le diverse specie. Inoltre, per *A. saligna* variano sia tra i diversi tipi di vegetazione invasiva che tra le tipologie di vegetazione comparabili in diverse regioni (es. ginepreti costieri tra Lazio, Puglia-Molise e Sardegna).

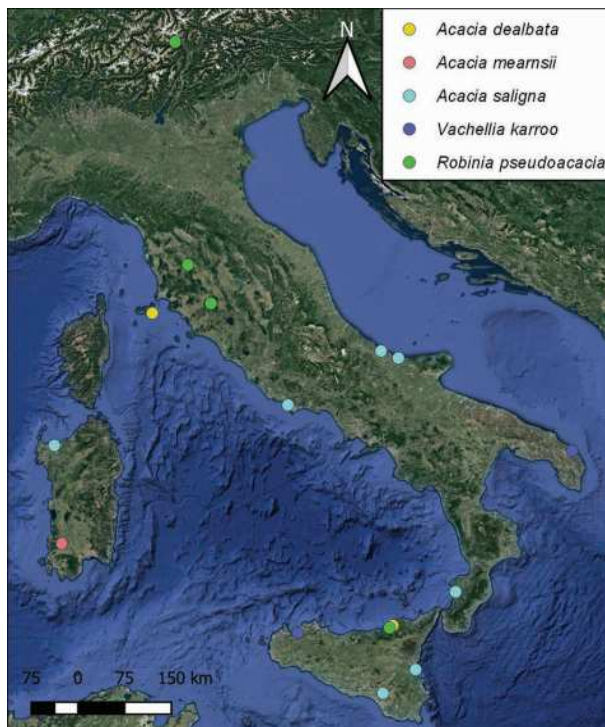


Fig. 1
Casi studio per specie rilevati nella campagna 2021 sul territorio nazionale.

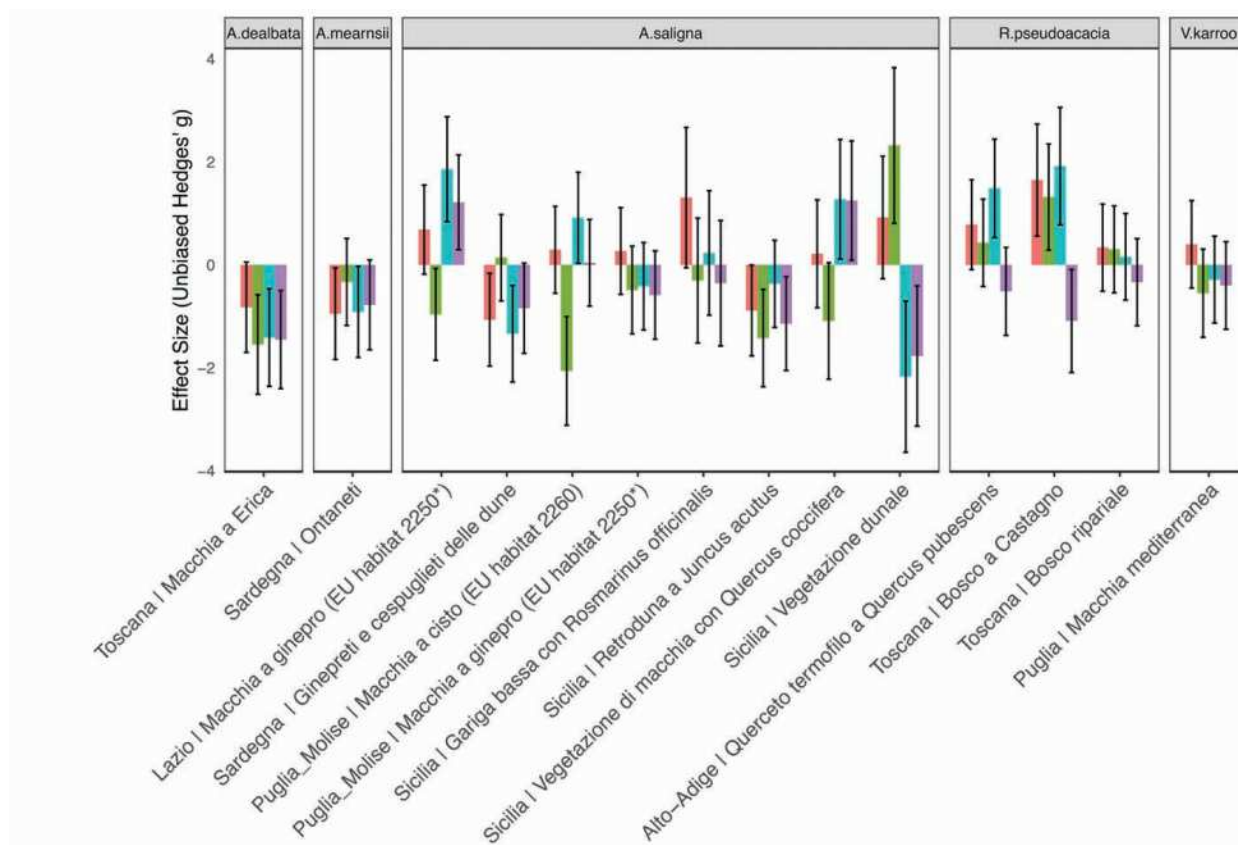


Fig. 2

Effect size (Unbiased Hedges' g) per le differenze sull'abbondanza totale delle specie di flora vascolare (rosso), copertura dello strato arbustivo (verde) e dello strato erbaceo (ciano) e ricchezza in specie di flora vascolare nativa (viola) tra plot invasi e non-invasi. *Effect size* positivi indicano che gli indici risultano maggiori nei plot invasi (e viceversa). L'*effect size* è significativamente diverso da zero quando gli intervalli di confidenza al 95%, rappresentati dalle barre di errore, non intersecano lo zero.

Le prossime fasi del lavoro prevedono ulteriori campagne di rilevamento per il 2022 e l'inizio della vera e propria fase di elaborazione dei dati raccolti, che includa le analisi dei suoli e una più approfondita valutazione dei molteplici impatti ecologici sulle comunità vegetali rilevate.

Letteratura citata

Lazzaro L, Bolpagni R, Buffa G, Gentili R, Lonati M, Stinca A, Acosta ATR, Adorni M, Aleffi M, Allegrezza M, Angiolini C, Assini S, Bagella S, Bonari G, Bovio M, Bracco F, Brundu G, Caccianiga M, Carnevali L, Di Cecco V, Ceschin S, Ciaschetti G, Cogoni A, Foggi B, Frattaroli AR, Genovesi P, Gigante D, Lucchese F, Mainetti A, Mariotti M, Minissale P, Paura B, Pellizzari M, Perrino EV, Pirone G, Poggio L, Poldini L, Pojonessi S, Prisco I, Prosser F, Puglisi M, Rosati L, Selvaggi A, Sottovia L, Spampinato G, Stanisci A, Venanzoni R, Viciani D, Vidali M, Villani M, Lastrucci L (2020) Impact of invasive alien plants on native plant communities and Natura 2000 habitats: state of the art, gap analysis and perspectives in Italy. *Journal of Environmental Management* 274: 111140. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111140>

AUTORI

Lorenzo Lazzaro (lorenzo.lazzaro@unifi.it), Alicia T.R. Acosta, Claudia Angiolini, Dario Azzaro, Gianluigi Bacchetta, Simonetta Bagella, Elena Barni, Giuseppe Bazan, Maria E. Boi, Gianmaria Bonari, Salvatore Cambria, Maria L. Carranza, Giuseppe Caruso, Silvia Cascone, Laura Celesti-Gradow, Andrea Coppi, Maria C. de Francesco, Giannantonio Domina, Emanuele Fanfarillo, Tiberio Fiaschi, Antonio Gabellini, Lorenzo A. Gianguzzi, Gian Pietro Giusso del Galdo, Riccardo Guarino, Elisabeth Kindermann, Valentina L.A. Laface, Michele Lonati, Vanessa Lozano, Flavio Marzioletti, Giacomo Mei, Pietro Minissale, Chiara Montagnani, Giulia Montepaone, Michele Mugnai, Carmelo M. Musarella, Enrico V. Perrino, Marco Pittarello, Lina Podda, Giovanni Riveccio, Francesco Rota, Saverio Sciandrello, Giovanni Spampinato, Angela Stanisci, Adriano Stinca, Gianmarco Tavilla, Davide Tomasi, Francesco P. Tozzi, Alessio Turco, Daniele Viciani, Robert P. Wagensommer, Camilla Wellstein, Thomas Wilhalm, Stefan Zerbe, Giuseppe Brundu. Gruppo di Lavoro Specie Alloctone, Società Botanica Italiana onlus (SBI)

Autore di riferimento: Lorenzo Lazzaro

Rischio di invasione, tratti funzionali e metodi di prioritizzazione: il caso di studio di una piccola isola del Mediterraneo

V. Lozano, T. Cossu, P. Deiana, R. Fernández, G. Brundu

L'introduzione di specie aliene invasive può avere effetti molto significativi sulle piccole isole in confronto a superfici comparabili in ambito continentale (Russell et al. 2017). Lo studio delle differenze funzionali tra le piante aliene può aiutare a identificare i meccanismi di successo delle invasioni. In tal senso è utile chiarire le differenze nei tratti funzionali tra piante aliene invasive (di seguito IAP) e piante aliene non-invasive (di seguito non-IAP). A tal fine sono stati raccolti i tratti funzionali di 57 specie aliene dell'Isola di Tavolara, già valutate con il metodo *Australian Weed Risk Assessment* (A-WRA, Pheloung et al. 1999). Tramite questo lavoro si è tentato di rispondere alle seguenti domande: a) le IAP sono funzionalmente diverse o simili alle non-IAP? e b) quali tratti differiscono tra le IAP e le non-IAP e quindi conferiscono una maggior invasività?

L'Isola di Tavolara, nella Sardegna nord-orientale, si trova all'interno dell'Area Marina Protetta (AMP) "Tavolara-Punta Coda Cavallo", della Zona Speciale di Conservazione della regione biogeografica mediterranea (Isole Tavolara, Molara e Molarotto), ed è inclusa nella rete MedPan (Hogg et al. 2021). La presenza di IAP sull'isola, in particolare *Carpobrotus acinaciformis* (L.) L. Bolus, e di una popolazione di capre selvatiche e ratti, ha minacciato la conservazione di alcuni habitat e specie. Inoltre, il 10% della flora dell'Isola di Tavolara è rappresentato da specie rare ed endemiche (Bocchieri 1996) per le quali le specie aliene possono rappresentare una seria minaccia.

Le analisi di regressione *Partial Least Squares* (PLS) e "PLS Ortogonale" (OPLS) (pacchetto *ropls R*) sono state usate per evidenziare possibili relazioni tra i tratti funzionali (variabili indipendenti) di 57 specie non-native e i punteggi ottenuti con A-WRA (variabile dipendente) per le stesse 57 specie. La classificazione A-WRA permette di definire 3 livelli di rischio (basso, medio, alto). I tratti funzionali per le 57 piante non native sono stati raccolti con il pacchetto *TR8 R*, che è supportato da *Biolflor*, *EcoFlora* e *LEDA traitbase*. I tratti sono stati verificati e, quando non coerenti o disponibili per qualche specie, sono stati integrati sulla base delle osservazioni condotte sulla flora dell'isola. Sono stati selezionati nove tratti considerati correlati all'invasività (van Kleunen et al. 2014). Sono stati inoltre inclusi nell'analisi forma biologica e di crescita, altezza media, strategia di riproduzione, dispersione, produzione di semi, pabularità, ricrescita dopo il fuoco e spinescenza. La forma biologica e l'altezza della pianta possono essere associate alla competitività per la luce e alla fecondità dell'intera pianta (Pérez-Harguindeguy et al. 2013), mentre la strategia riproduttiva e la produzione di semi lo sono alla persistenza e alla capacità di dispersione (Ottaviani et al. 2020). La regressione OPLS ha portato a dei valori di $R^2 = 0,600$ e di capacità predittiva $Q^2 = 0,294$, con risultati significativi al test di permutazione ($R^2 = 0,005$; $Q^2 = 0,005$). I risultati hanno mostrato che le IAP sono funzionalmente diverse dalle non-IAP (Fig. 1). Le specie a rischio basso e medio risultano ben separate dalle specie ad alto rischio di invasione e fortemente correlate con tratti come: forma biologica (emicriptofite e fanerofite), pabularità, riproduzione prevalente da seme e dispersione anemocora. Nella Fig. 1 risultano inoltre ben visibili due gruppi di IAP ad alto rischio di invasione: il primo caratterizzato da



Fig. 1

Grafico OPLS con la distribuzione dei punteggi (A-WRA, osservazioni) secondo la componente predittiva (asse X) e la prima componente ortogonale (asse Y), con le specie raggruppate in classi di rischio che vanno da basso (classe 1, punti blu) a medio (classe 2, punti arancioni) sino ad alto (classe 3, punti rossi). I triangoli verdi evidenziano la distribuzione dei tratti funzionali considerati (variabili indipendenti).

specie erbacee annuali di bassa taglia, il secondo da specie con riproduzione sessuale e vegetativa e individui più alti. Sebbene le annuali possano beneficiare di elevate capacità di dispersione e di solito si diffondano più rapidamente e più ampiamente, le piante perenni possono sostenere stagioni di crescita brevi o portare alla formazione di consistenti banche-semi nel terreno. L'importanza relativa dei tratti è, tuttavia, dipendente anche dal contesto (Catford et al. 2021) e specifica delle specie. Sebbene il campione di 57 specie vegetali non-native analizzate richieda attenzione nell'interpretazione, abbiamo osservato che alcuni tratti funzionali conferiscono maggiore rischio di invasività a Tavolara, informazioni molto utili per la loro gestione a livello locale.

Ringraziamenti

Questo studio è stato supportato dal progetto LIFE “Conservazione della più grande popolazione mondiale di *Puffinus yelkouan* e contenimento ed eradicazione delle specie aliene invasive” (LIFE12 NAT/IT/000416), avviato nel 2014 nell'Area Marina Protetta di Tavolara. Gli autori ringraziano il Direttore e tutto lo staff dell'AMP per la fattiva collaborazione.

Letteratura citata

- Bocchieri E (1996) Piante endemiche e rare dell'arcipelago di Tavolara (Sardegna nord orientale). *Biogeographia – The Journal of Integrative Biogeography* 18(1): 91-115. <https://doi.org/10.21426/B618110464>
- Catford JA, Wilson JR, Pyšek P, Hulme PE, Duncan RP (2021) Addressing context dependence in ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 37(2) [2022]: 158-170. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.09.007>
- Hogg K, Noguera-Méndez P, Semitiel-García M (2021) Lessons from three north-western Mediterranean MPAs: a governance analysis of Port-Cros National Park, Tavolara Punta-Coda Cavallo and Ustica. *Mar Policy* 127: 102943. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.10.034>
- Ottaviani G, Keppel G, Götzemberger L, Harrison S, Opedal ØH, Conti L, Liancourt P, Klimešová J, Silveira FAO, Jiménez-Alfaro B, Negoita L, Doležal J, Hájek M, Ibanez T, Méndez-Castro FE, Chytrý M (2020) Linking plant functional ecology to island biogeography. *Trends in Plant Science* 25(4): 329-339. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2019.12.022>
- Pérez-Harguindeguy N, Diaz S, Gamier E, Lavorel S, Poorter H, Jaureguiberry P, Bret-Harte MS, Cornwell WK, Craine JM, Gurvich DE, Urcelay C, Veneklaas EJ, Reich PB, Poorter L, Wright IJ, Ray P, Enrico L, Pausas JG, de Vos AC, Buchmann N, Funes G, Quétier F, Hodgson JG, Thompson K, Morgan HD, ter Steege H, van der Heijden MGA, Sack L, Blonder B, Poschlod P, Vaieretti MV, Conti G, Staver AC, Aquino S, Cornelissen JHC (2013) New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61(3): 167-234. <http://dx.doi.org/10.1071/BT12225>
- 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. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0297>
- Russell JC, Meyer JY, Holmes ND, Pagad S (2017) Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. *Environmental Conservation* 44(4): 359-370. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000297>
- van Kleunen M, Dawson W, Maurel N (2014) Characteristics of successful alien plants. *Molecular Ecology* 24(9) [2015]: 1954-1968. <https://doi.org/10.1111/mec.13013>

AUTORI

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

Tiziana Cossu (t.cossu@kew.org), Royal Botanic Gardens, Kew, Wellcome Trust Millennium Building, Wakehurst, Ardingly, West Sussex RH17 6TN, England, UK

Romina Fernández (romi.d.fernandez@gmail.com), Instituto de Ecología Regional, Universidad Nacional de Tucumán, CONICET. CC. 34, 4107, Yerba Buena, Tucumán, Argentina

Autore di riferimento: Vanessa Lozano

Studio dell'impatto della specie esotica invasiva *Lemna minuta* (Araceae) sull'ecosistema acquatico

F. Mariani, A. Bellini, E. Pelella, S. Ceschin

Lemna minuta Kunth (lenticchia d'acqua americana) è una specie acquatica galleggiante inclusa nella sottofamiglia Lemnoideae della famiglia Araceae ed è una delle piante a fiore più piccole al mondo, con un corpo vegetativo in cui non si distingue il fusto dalle foglie e un apparato radicale costituito da una sola radice. La specie forma spesso popolamenti monospecifici che si sviluppano principalmente in acque lentiche o a debole fluenza, generalmente con livelli trofici medio-alti.

L. minuta è una specie originaria delle zone temperate e subtropicali del continente americano, che negli anni '60 del secolo scorso è giunta sulle coste atlantiche europee, per poi diffondersi in Europa centrale e successivamente invadere l'Europa orientale e meridionale, inclusa l'Italia (Ceschin et al. 2018). Qui la prima segnalazione risale alla fine degli anni '80 in Trentino (Desfayes 1993), da dove si è poi diffusa progressivamente nei decenni successivi, colonizzando tutte le regioni italiane con l'eccezione di Val d'Aosta, Liguria e Molise (Portale della Flora d'Italia/Portal to the Flora of Italy 2021+). Allo stato attuale, in molti Paesi europei, così come in

Italia, è divenuta tra le piante acquatiche aliene più diffuse e con il potenziale di invasività più elevato (Galasso et al. 2018).

L'ampia distribuzione di *L. minuta* è dovuta principalmente alla sua capacità di riprodursi molto velocemente per via vegetativa, riuscendo a formare densi tappeti galleggianti pluristratificati sulla superficie dell'acqua, che possono essere spessi anche svariati centimetri (Fig. 1). Alcune indagini hanno evidenziato quanto questi popolamenti siano impattanti a livello ecosistemico, alterando sia le proprietà chimico-fisiche delle acque che le comunità vegetali e animali ivi presenti. In particolar modo, in uno studio (Ceschin et al. 2020) nel quale sono stati effettuati campionamenti in 17 coppie di siti acquatici dell'Italia centrale, dove i due siti di ciascuna coppia si differenziavano tra loro per la presenza o meno di *L. minuta*, è emerso chiaramente che nei siti in cui la specie è presente alcuni fattori ambientali (come luce, ossigeno disciolto e temperatura dell'acqua) sono negativamente correlati con l'incremento della copertura e dello spessore dei popolamenti stessi. Infatti, questi densi tappeti galleggianti si comportano come vere e proprie barriere fisiche che impediscono sia la penetrazione della luce nella colonna d'acqua sottostante che gli scambi gassosi e termici nell'interfaccia aria-acqua, creando, quindi, all'interno del corpo idrico, condizioni di scarsa luminosità, temperature basse e quasi totale anossia.

Questo cambiamento delle condizioni chimico-fisiche delle acque inibisce fortemente la crescita delle altre specie vegetali acquatiche ed esercita un impatto selettivo sulle comunità animali presenti. In particolare, i siti con *L. minuta* si caratterizzano, rispetto ai siti in cui è assente, per la presenza di comunità macrofittiche con una ricchezza inferiore di specie, una minore copertura vegetale complessiva e la scomparsa della



Fig. 1
Popolamenti pluristratificati monospecifici di *Lemna minuta* presso la Valle della Caffarella (Roma).

maggior parte dei taxa vegetali, quali macroalghe e in particolare rizofite, come *Helosciadium nodiflorum* (L.) W.D.J.Koch subsp. *nodiflorum* e *Veronica anagallis-aquatica* L. subsp. *anagallis-aquatica*. Per quanto riguarda l'impatto sulle comunità animali macrobentoniche, è emerso che le condizioni ambientali create dalla presenza dei tappeti di *L. minuta* portano a una riduzione della ricchezza media dei taxa presenti e, soprattutto, alterano

le comunità nella loro composizione specifica. Infatti, nella colonna d'acqua sottostante sembrano sopravvivere solamente taxa tolleranti condizioni di anossia (Ostracoda, Copepoda, Isopoda), mentre sono rari o completamente assenti i taxa più sensibili alle basse concentrazioni di ossigeno (Amphipoda –*Gammarus* sp.pl.–), così come i taxa con stadi alati (Ephemeroptera, Diptera –*Chironomus* sp.pl., *Culex* sp.pl.–) o che nuotano sulla superficie dell'acqua (*Notonecta* sp.pl.).

Gli effetti della presenza di questi popolamenti sulle comunità animali sono stati studiati anche tramite alcune sperimentazioni in laboratorio (Ceschin et al. 2019). In particolare, è stata valutata la vitalità e il grado di sopravvivenza di diversi animali acquatici in presenza di tappeti di *L. minuta* con diverso spessore (0,5 e 1,5 cm). Le specie analizzate sono state *Hydra vulgaris* Pallas 1766 tra i celenterati, *Asellus aquaticus* (Linnaeus 1758) tra gli artropodi, *Gambusia affinis* Baird & Girard 1853 tra i pesci e girini di *Bufo bufo* (Linnaeus 1758) tra gli anfibi. Tutte le specie, ma in modo particolare *G. affinis* e i girini di *B. bufo*, hanno mostrato dopo poche ore dall'inizio della sperimentazione una ridottissima tolleranza alle condizioni ambientali create dalla presenza dei tappeti più spessi. Infatti, per questi organismi è stata registrata una vitalità assai ridotta e un tasso di moria molto elevato.

L'impatto di *L. minuta* negli ecosistemi acquatici europei si manifesta anche con l'alterazione della flora locale tramite fenomeni di competizione interspecifica. Infatti, *L. minuta* compete in particolare con altre pleustofite e, soprattutto, con la congenerica nativa *L. minor* L., che è morfologicamente ed ecologicamente molto simile (Ceschin et al. 2016b) e che, come emerge da uno studio effettuato in alcune aree dell'Italia centrale, è sempre più sostituita, parzialmente o totalmente, dalla controparte aliena (Ceschin et al. 2016a).

È evidente, quindi, che la presenza di *L. minuta* in Italia comporta alterazioni significative negli ecosistemi acquatici invasivi, così che la sua diffusione diviene una vera e propria minaccia alla conservazione di tali ecosistemi, che già di per sé sono particolarmente vulnerabili e alterati dalla mano dell'uomo.

Letteratura citata

- Ceschin S, Abati S, Ellwood NTW, Zuccarello V (2018) 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. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2018.06.002>
- 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. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601841>
- Ceschin S, Abati S, Traversetti L, Spani F, Del Grosso F, Scalici M (2019) Effects of the invasive duckweed *Lemna minuta* on aquatic animals: evidence from an indoor experiment. *Plant Biosystems* 153(6): 749-755. <https://doi.org/10.1080/11263504.2018.1549605>
- Ceschin S, Ellwood NTW, Ferrante G, Mariani F, Traversetti L (2020) Habitat change and alteration of plant and invertebrate communities in waterbodies dominated by the invasive alien macrophyte *Lemna minuta* Kunth. *Biological Invasions* 22(4): 1325-1337. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02185-5>
- Ceschin S, Leacche I, Pascucci S, Abati S (2016b) Morphological study of *Lemna minuta* Kunth, an alien species often mistaken for the native *L. minor* L. (Araceae). *Aquatic Botany* 131: 51-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.01.005>
- Desfayes M (1993) Segnalazioni floristiche italiane: 677-678. *Informatore Botanico Italiano* 24(1-2) [1992]: 52.
- 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 (2018) An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems* 152(3): 556-592. <https://doi.org/10.1080/11263504.2018.1441197>
- Portale della Flora d'Italia/Portal to the Flora of Italy (2021+) Portale della Flora d'Italia – Portal to the Flora of Italy, 2021.1. <https://dryades.units.it/floritaly> (ultimo accesso 9 dicembre 2021)

AUTORI

Flaminia Mariani (flaminia.mariani@uniroma3.it), Amii Bellini (ami.bellini@stud.uniroma3.it), Emanuele Pelella (emanuele.pelella@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 di rilevanza unionale in Italia: aggiornamenti e integrazioni

C. Montagnani, R. Gentili, G. Brundu, L. Celesti-Grappow, G. Galasso, L. Lazzaro, S. Armeli Minicante, L. Carnevali, A.T.R. Acosta, E. Agrillo, A. Alessandrini, C. Angiolini, N.M.G. Ardenghi, I. Arduini, S. Armiraglio, F. Attorre, G. Bacchetta, S. Bagella, E. Barni, G. Barone, F. Bartolucci, A. Beretta, G. Berta, R. Bolpagni, I. Bona, G. Bonari, D. Bouvet, M. Bovio, I. Briozzo, G. Brusa, F. Buldrini, S. Buono, M. Burnelli, M. Carboni, E. Carli, F. Casella, M. Castello, R.M. Ceriani, K. Cianfaglione, M. Cicutto, F. Conti, D. Dagnino, G. Domina, E. Fanfarillo, S. Fascetti, A. Ferrario, G. Ferretti, B. Foggi, L. Gariboldi, C. Giancola, D. Gigante, R. Guarino, D. Iamónico, M. Iberite, M. Kleih, V.L.A. Laface, M. Latini, V. Lazzeri, V. Lozano, S. Magrini, A. Mainetti, F. Marinangeli, F. Martini, F. Masiero, M. Massimi, L. Mazzola, P. Medagli, M. Mugnai, C.M. Musarella, G. Nicoletta, S. Orsenigo, S. Peccenini, L. Pedullà, E.V. Perrino, M. Plutino, L. Podda, L. Poggio, G. Posillipo, C. Proietti, F. Prosser, A. Ranfa, M. Rempicci, G. Riveccio, E.S. Rodi, L. Rosati, G. Salerno, A. Santangelo, F. Scalari, A. Selvaggi, G. Spampinato, A. Stinca, C. Turcato, D. Viciani, M. Vidali, M. Villani, M. Vurro, R.P. Wagensommer, T. Wilhelm, S. Citterio

La Commissione Europea (CE) ha inserito ad oggi 36 taxa esotici vegetali nella lista delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale ai sensi del Regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento Europeo e del Consiglio, recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive. La lista delle specie di rilevanza unionale viene periodicamente aggiornata e include quelle specie che rappresentano una grave minaccia per la biodiversità, ma anche per la salute dei cittadini e le attività economiche nei territori dell'Unione Europea e che necessitano di una gestione concertata a livello comunitario.

Attualmente in Italia sono presenti, allo stato spontaneo, 19 taxa esotici di rilevanza unionale, di cui 4 [*Acacia saligna* (Labill.) H.L.Wendl., *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Cardiospermum grandiflorum* Sw., *Humulus japonicus* Siebold & Zucc. (= *H. scandens* auct., non (Lour.) Merr.)] inseriti nel luglio 2019. La maggior parte di questi taxa (60%) arriva dalle Americhe ed è stata introdotta in Italia a fini ornamentali. In base al Reg. (UE) n. 1143/2014, oggi il loro commercio, importazione, vendita e coltivazione sono vietati a livello comunitario; è comunque necessario monitorare attivamente i territori poiché le vie e i vettori di introduzione e diffusione (sia naturali sia antropici) sono molteplici e, spesso, di non facile intercettazione. Ogni stato membro deve prevenire l'ingresso e la diffusione dei taxa ancora assenti sul suo territorio e minimizzare gli impatti negativi di quelli già presenti, con azioni di controllo e contenimento ed eradicazione laddove possibile.

La CE vigila sullo stato di ogni taxon grazie anche a periodiche rendicontazioni da parte dei paesi dell'Unione. In vista di tali report, tra il 2020 e il 2021 è stata definita e integrata la distribuzione di queste specie in Italia. Il lavoro ha visto il coinvolgimento di un numeroso gruppo di botanici in gran parte afferenti alla Società Botanica Italiana, necessario per definire un quadro distributivo attendibile delle specie, soprattutto di quelle a più ampia distribuzione. In particolare, per *Ailanthus altissima* è stato raccolto il maggior numero di dati distributivi (quasi 11.000), in linea con una presenza quasi ubiquitaria sul territorio nazionale (Fig. 1). Infatti, *A. altissima* è diffusa in tutte le regioni italiane e la sua presenza massiva diventa rarefatta, fino a scomparire, solo con l'aumento dell'altitudine e nei contesti naturali caratterizzati da maggiore equilibrio ecologico, come negli ambienti alpini e in alcune zone della dorsale appenninica, o in fitocenosi stabili e non interessate da fattori di disturbo antropico e naturale. A far da contraltare ad *A. altissima* vi sono poi specie con una distribuzione molto limitata, come *Gymnocoronis spilanthoides* (D. Don ex Hook. & Arn.) DC. (pochi siti in Lombardia: Ardenghi et al. 2016) e *Cardiospermum grandiflorum* (pochi siti in Liguria e Sicilia: Raimondo et al. 2005, Alberti 2014, Ottonello 2016). Altri taxa sono diffusi solo in una regione

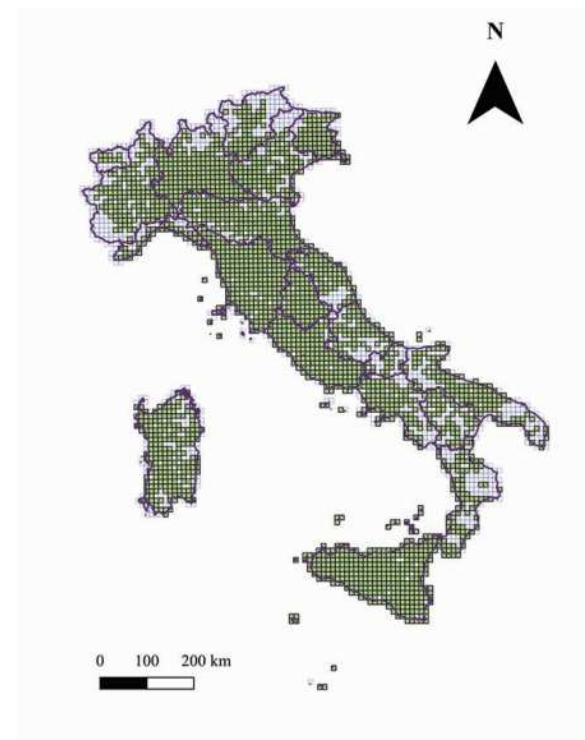


Fig. 1
Distribuzione di *Ailanthus altissima* in Italia (griglia con celle 10×10 km) aggiornata a luglio 2021.

biogeografica: per esempio, *Acacia saligna* è specie invasiva esclusiva della regione mediterranea (con comportamento invasivo soprattutto nelle regioni più meridionali e nelle isole), mentre *Humulus japonicus* invade per lo più gli ambienti ripariali della regione continentale. La regione alpina è meno interessata dalla presenza di specie esotiche di rilevanza unionale, ma annovera allarmanti presenze come *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier e *Impatiens glandulifera* Royle; anche *Pueraria lobata* (Willd.) Ohwi ricade in ambito alpino, sebbene si concentri nella zona insubrica, in condizioni climaticamente peculiari e localizzate (Montagnani et al. 2022). A livello amministrativo, nelle regioni del Nord Italia si trova un maggior numero di specie esotiche di rilevanza unionale (in particolare in Lombardia e Veneto), mentre la presenza di queste specie interessa solo marginalmente le regioni del Centro Italia (in particolare Umbria e Abruzzo), in parziale coerenza con i dati sulla flora esotica complessiva (Stinca et al. 2021). La gestione efficace di questi taxa non può prescindere da un'attiva ricerca sulla loro distribuzione, ecologia e biologia, con studi multidisciplinari, sia sulle conoscenze di base (es. fenologia in diverse aree, dinamiche di popolazione, tratti morfo-funzionali, *novel weapons hypothesis*), sia su quelle più applicate (es. metodi di gestione, vie d'introduzione e diffusione, impatti).

Letteratura citata

- Alberti M (2014) Notulae: 236-241. In: Barberis G, Nepi C, Peccenini S, Peruzzi L (Eds) Notulae alla flora esotica d'Italia: 11 (227-243). *Informatore Botanico Italiano* 46(2): 279.
- Ardenghi NMG, Barcheri G, Ballerini C, Cauzzi P, Guzzon F (2016) *Gymnocoronis spilanthoides* (Asteraceae, Eupatorieae), a new naturalized and potentially invasive aquatic alien in S Europe. *Willdenowia* 46(2): 265-273. <https://doi.org/10.3372/wi.46.46208>
- Montagnani C, Casazza G, Gentili R, Caronni S, Citterio S (2022) Kudzu in Europe: niche conservatism for a highly invasive plant. *Biological Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02706-1>
- Ottonello M (2016) *Cardiospermum grandiflorum* Sw. {ID 8506 0}. In: *Acta Plantarum*. <https://www.floraitaliae.actaplantarum.org/viewtopic.php?f=40&t=83794> (ultimo accesso 17 dicembre 2021)
- Raimondo FM, Domina G, Spadaro V, Aquila G (2005) Prospetto delle piante avventizie e spontaneizzate in Sicilia. *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata* 15 [2004]: 153-164.
- Stinca A, Musarella CM, Rosati L, Laface VLA, Licht W, Fanfarillo E, Wagensommer RP, Galasso G, Fascetti S, Esposito A, Fiaschi T, Nicoletta G, Chianese G, Ciaschetti G, Salerno G, Fortini P, Di Pietro R, Perrino EV, Angiolini C, De Simone L, Mei G (2021) Italian vascular flora: new findings, updates and exploration of floristic similarities between regions. *Diversity* 13(11): 600. <https://doi.org/10.3390/d13110600>

AUTORI

Chiara Montagnani (chiara.montagnani@unimib.it), Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra, Università di Milano-Bicocca, Piazza dell'Ateneo Nuovo 1, 20126 Milano

Rodolfo Gentili, Giuseppe Brundu, Laura Celesti-Grapow, Gabriele Galasso, Lorenzo Lazzaro, Simona Armeli Minicante, Alicia T.R. Acosta, Emiliano Agrillo, Alessandro Alessandrini, Claudia Angiolini, Nicola M.G. Ardenghi, Iduna Arduini, Stefano Armiraglio, Fabio Attorre, Gianluigi Bacchetta, Simonetta Bagella, Elena Barni, Giulio Barone, Fabrizio Bartolucci, Gabriele Berta, Rossano Bolpagni, Innocenzo Bona, Gianmaria Bonari, Daniela Bouvet, Maurizio Bovio, Ian Briozzo, Guido Brusa, Fabrizio Buldrini, Sergio Buono, Martina Burnelli, Marta Carboni, Emanuela Carli, Miris Castello, Kevin Cianfaglione, Fabio Conti, Davide Dagnino, Giannantonio Domina, Emanuele Fanfarillo, Simonetta Fascetti, Andrea Ferrario, Giulio Ferretti, Bruno Foggi, Luca Gariboldi, Carmen Giancola, Daniela Gigante, Riccardo Guarino, Duilio Iamonic, Mauro Iberite, Michael Kleih, Valentina L.A. Laface, Marta Latini, Valerio Lazzeri, Vanessa Lozano, Sara Magrini, Andrea Mainetti, Francesca Marinangeli, Fabrizio Martini, Marco Massimi, Lorenzo Mazzola, Pietro Medagli, Michele Mugnai, Carmelo M. Musarella, Gianluca Nicoletta, Simone Orsenigo, Simonetta Peccenini, Enrico V. Perrino, Manuela Plutino, Lina Podda, Laura Poggio, Domenico Posillipo, Chiara Proietti, Filippo Prosser, Aldo Ranfa, Massimiliano Rempicci, Giovanni Rivieccio, Elia S. Rodi, Leonardo Rosati, Giovanni Salerno, Annalisa Santangelo, Alberto Selvaggi, Giovanni Spampinato, Adriano Stinca, Daniele Viciani, Marisa Vidali, Mariacristina Villani, Robert P. Wagensommer, Thomas Wilhalm, Sandra Citterio. Gruppo di Lavoro Specie Alloctone, Società Botanica Italiana onlus (SBI)

Lucilla Carnevali (lucilla.carnevali@isprambiente.it), Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Via V. Brancati 60, 00144 Roma

Alessandra Beretta (alessandra.beretta@comune.venezia.it), Direzione Sviluppo, Promozione della Città e Tutela delle Tradizioni e del Verde Pubblico, Comune di Venezia, Via Giustizia 23, 30170 Venezia, loc. Mestre

Francesca Casella (francesca.casella@ispa.cnr.it), Maurizio Vurro (maurizio.vurro@ispa.cnr.it), Istituto di Scienze delle Produzioni Alimentari, Consiglio Nazionale delle Ricerche (ISPA-CNR), Via G. Amendola 122/o, 70126 Bari

Roberta M. Ceriani (centroflora@parcobarro.it), Centro Flora Autoctona della Lombardia c/o Parco del Monte Barro, Via Bertarelli 11, 23851 Galbiate (Lecco)

Mattia Cicutto (cicutto@nonsoloverde.org), Francesco Scalari (scalari@nonsoloverde.org), NONSOLOVERDE Coop. Sociale onlus, Via P. Arduino 25, 30175 Venezia, loc. Marghera

Francesca Masiero (f.masiero@csuzorzetto.it), C.S.U. G. Zorzetto Soc. Coop. Sociale, Via Asseggiano 41/n, 30174 Venezia, loc. Mestre

Lisa Pedullà (043149.001@carabinieri.it), Stazione di Sassello, Regione Carabinieri Forestale "Liguria", Arma dei Carabinieri, Località Ocarossa 1, 17046 Sassello (Savona)

Claudia Turcato (claudia.turcato@gmail.com), Centro Studi Bionaturalistici (Cesbin srl), Via San Vincenzo 2, 16121 Genova

Autore di riferimento: Chiara Montagnani

Gli impatti di *Carpobrotus* sp.pl. (Aizoaceae) sugli habitat dell'Isola del Giglio (Arcipelago Toscano): risultati del Progetto LIFE LETSGO GIGLIO

M. Mugnai, L. Lazzaro, M. Giunti, G. Ferretti, F. Giannini, R. Benesperi

Il progetto LIFE LETSGO GIGLIO “Less alien species in the Tuscan Archipelago: new actions to protect Giglio island habitats” è un progetto Life Natura cofinanziato dalla Commissione Europea, finalizzato al miglioramento della qualità e del carattere naturale dell'ecosistema presente sull'Isola del Giglio (Toscana), ed è focalizzato sul recupero e la protezione di specie e habitat presenti nella Direttiva n. 92/43/CEE “Habitat”, grazie alla riduzione di alcuni fattori di minaccia.

L'Isola del Giglio è la seconda isola dell'Arcipelago Toscano per estensione (21 km²) ed è caratterizzata da un elevato valore conservazionistico per la presenza di habitat di interesse comunitario inclusi nella Direttiva “Habitat”. Tra le pressioni che minacciano questi habitat spicca la presenza di due specie aliene invasive, *Carpobrotus acinaciformis* (L.) L.Bolus e *C. edulis* (L.) N.E.Br. (Aizoaceae), molto simili tra loro dal punto di vista dell'ecologia e degli impatti, entrambe presenti e invasive al Giglio (Lazzaro et al. 2014) e che in questa sede tratteremo unitariamente come *Carpobrotus* sp.pl. Gli impatti sulle comunità invase legati a *Carpobrotus* sp.pl., molto diffuso nel bacino del Mediterraneo ove minaccia notevolmente specie e habitat costieri, sono ben documentati in letteratura e si manifestano a scale differenti, ma si traducono quasi sempre in un decremento di diversità specifica e un'alterazione delle caratteristiche originarie del suolo (Campoy et al. 2018). Le due specie di *Carpobrotus* rappresentano uno dei principali target del progetto e sono oggetto di una specifica azione di controllo (su circa 3,1 ha di coste rocciose), ma anche di un'importante azione di diffusione dei risultati e di divulgazione. Il progetto include inoltre il monitoraggio scientifico degli habitat interessati dalle azioni di conservazione: in particolare, per quanto riguarda le azioni su *Carpobrotus* sp.pl., il monitoraggio delle azioni di contenimento si concentra sul mosaico di vegetazione costiera (maggiormente interessata dalla presenza di queste specie) che include gli habitat “1240: Scogliere con vegetazione delle coste mediterranee con *Limonium* spp. endemici”, “1430: Praterie e fruticeti alonitrofili (*Pegano-Salsotea*)” e “5320: Formazioni basse di euforbie vicino alle scogliere”. Scopo di questo contributo è illustrare i risultati dei monitoraggi effettuati nei primi due anni di attività del progetto (maggio 2020 e 2021). Questi rilievi rappresentano un primo set di dati *ante operam* che fornisce un importante

punto zero, necessario per valutare correttamente gli effetti delle azioni del progetto.

Il disegno sperimentale del monitoraggio prevede il rilievo floristico di plot quadrati di 2×2 m, in aree invase (Fig. 1) e in aree di controllo. I plot sono permanenti e sono stati posizionati secondo un disegno *random*, stratificato in base alla superficie degli habitat interessati dalle azioni. In particolare, sono stati posizionati 44 plot permanenti (12×2 plot per l'habitat “1240”, 6×2 plot per l'habitat “5320” e 4×2 plot per l'habitat “1430”), che sono stati monitorati nel maggio del 2020 e del 2021. In ogni plot è stato effettuato il rilievo delle specie vegetali presenti e la valutazione della loro abbondanza (in scala percentuale). È stata inoltre valutata la presenza di *Carpobrotus* sp.pl. (rilevando, se necessario, la presenza di plantule) e la copertura della sua lettiera nel plot. L'analisi dei dati ha preso in considerazione i cambiamenti di biodiversità nelle comunità considerate tramite la variazione di indici come la ricchezza in



Fig. 1
Plot di monitoraggio per l'habitat “5320” invaso da *Carpobrotus* sp.pl. (foto: L. Lazzaro).

specie, la diversità specifica espressa come indice di Shannon (H') e l'abbondanza totale delle specie native nel plot (espressa come copertura %). I risultati mostrano in generale un impatto della presenza di *Carpobrotus* sp.pl. sugli indici di biodiversità in tutti e tre gli habitat (Fig. 2).

Per quanto riguarda l'impatto sulla ricchezza in specie, si osserva una diminuzione delle specie vegetali sempre significativa per i tre habitat, ma particolarmente importante per il “5320” e quindi per il “1430”. Questi due habitat presentano normalmente una maggiore ricchezza specifica (da notare che il “1430” è rappresentato all'Isola del Giglio dall'alleanza *Artemision arborescentis* Géhu & Biondi 1986), per cui l'effetto della scomparsa di specie causata dal *Carpobrotus* sp.pl. risulta particolarmente evidente. Sebbene l'effetto per l'habitat “1240” risulti

meno marcato per il numero naturalmente ridotto di specie all'Isola del Giglio (dovuto alla natura granitica del substrato), si ricorda che tra esse sono presenti specie endemiche (ad es. *Limonium* sp.pl.) dall'alto valore conservazionistico.

Per quanto riguarda la diversità di Shannon (H'), sia "1240" che "5320" mostrano una diminuzione importante di diversità nelle aree invase. Per il "1430" l'effetto, invece, varia nei due anni di rilievo, con una diversità confrontabile nel 2021 tra controlli e invasi: tale andamento è da ricondurre alla variazione di copertura di *Carpobrotus* nei due anni (nel 2021, infatti, quest'ultimo risultava meno abbondante, probabilmente per via delle caratteristiche climatiche annuali, e le comunità invase risultavano meno dominate da questa specie).

Infine, decisamente marcata risulta in tutti e tre gli habitat la perdita di abbondanza totale di specie native nei plot monitorati.

I dati preliminari mostrati permettono di delineare in primo luogo l'effettivo impatto di queste specie aliene invasive sulle componenti vegetali dell'Isola del Giglio. I dati mostrati confermano gli impatti non solo su habitat dunali e di scogliera (citati più frequentemente in letteratura), ma anche in habitat più strutturati come il "5320" e il "1430".

Ringraziamenti

Questa ricerca è stata finanziata nell'ambito del progetto LIFE LETSGO GIGLIO "Less alien species in the Tuscan Archipelago: new actions to protect Giglio island habitats" (LIFE18 NAT/IT/000828).

Letteratura citata

- Campoy JG, Acosta ATR, Affre L, Barreiro R, Brundu G, Buisson E, González L, Lema L, Novoa A, Retuerto R, Roiloa SR, Fagúndez J (2018) Monographs of invasive plants in Europe: *Carpobrotus*. Botany Letters 165(3-4): 440-475. <https://doi.org/10.1080/23818107.2018.1487884>
- Lazzaro L, Ferretti G, Giuliani C, Foggi B (2014) A checklist of the alien flora of the Tuscan Archipelago (Italy). Webbia 69(1): 157-176. <https://doi.org/10.1080/00837792.2014.907981>

AUTORI

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

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

Francesca Giannini (giannini@islepark.it), Parco Nazionale Arcipelago Toscano, Località Enfolà, 57037 Portoferraio (Livorno)
Autore di riferimento: Michele Mugnai

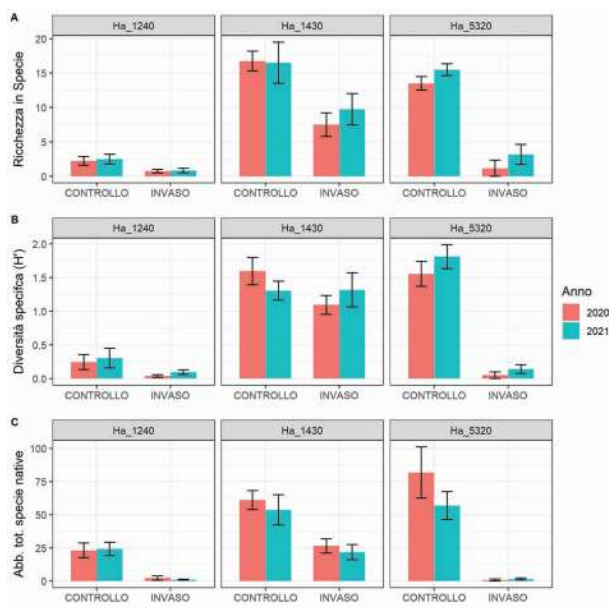


Fig. 2

Variazione nei due anni di monitoraggio di: A) ricchezza in specie, B) diversità specifica espressa come indice di Shannon (H') e C) abbondanza totale delle specie native nel plot (espressa come copertura %) nei tre habitat monitorati ("1240", "1430" e "5320" sensu Dir. n. 92/43/CEE), tra plot di controllo e invasi.

***Erigeron annuus* (Asteraceae) nelle reti di impollinazione in ambiente agricolo: facilitatore o competitore?**

R. Ranalli, L. Zavatta, S. Flaminio, M. Barberis, M. Quaranta, M. Galloni, L. Bortolotti

Il numero di specie alloctone invasive sta aumentando a livello globale (Pyšek et al. 2020) e la loro presenza è considerata una delle cause della perdita di habitat a livello italiano ed europeo (Gigante et al. 2018), ma queste possono avere effetti contrastanti anche sulle interazioni biologiche.

Sono ben conosciuti i casi studio che evidenziano l'impatto negativo delle specie alloctone sull'impollinazione e il successo riproduttivo delle specie native (Morales, Traveset 2009); ad esempio si è visto che questo ha maggior peso quando specie alloctone e autoctone hanno caratteri morfologici simili come simmetria o colore del fiore, caratteristiche chiave che influenzano la percezione e quindi l'attività degli impollinatori (Bjerknes et al. 2007). Oltre agli aspetti morfologici può entrare in gioco anche la disponibilità di ricompense (polline e nettare), circostanza evidente per alcune specie alloctone che, a volte, risultano più attrattive grazie alla maggiore quantità di nettare prodotto (Levine et al. 2003). Negli ultimi anni, però, vengono sempre più studiati i casi di interazioni facilitative e mutualistiche (Traveset, Richardson 2020): infatti, all'interno delle reti pianta-impollinatore le specie vegetali alloctone possono contribuire ad attrarre gli insetti impollinatori, incentivando così le visite nelle specie autoctone con fioritura contemporanea (Moragues et al. 2004). In alcuni casi le specie alloctone attraggono una più ampia gamma di impollinatori rispetto alle native, in particolare tra gli insetti più comuni della comunità, senza distinzione tra oligo- e poliletici (Abdallah et al. 2021). La compresenza di specie simili per morfologia florale e periodo di antesi favorisce il successo riproduttivo delle specie alloctone e la loro persistenza nell'ambiente (Montero-Castaño, Traveset 2020).

Lo scopo del seguente studio è valutare se la specie alloctona *Erigeron annuus* (L.) Desf. ha un ruolo facilitante, competitivo o neutrale nella rete degli impollinatori, nel caso specifico apoidei selvatici, in due agroecosistemi nella regione Piemonte.

Asteracea originaria del Canada sud-orientale e degli Stati Uniti, questa specie fu introdotta a scopo ornamentale nel giardino di Jean e Vespasien Robin di Parigi tra il 1623 e il 1633 (Sennikov, Kurtto 2019). Questa esotica neofita è attualmente valutata come invasiva nel nord Italia, naturalizzata nel centro Italia e in Sicilia, casuale in Puglia e non segnalata in Sardegna, Basilicata e Calabria (Portale della Flora d'Italia/Portal to the Flora of Italy 2021+). *E. annuus* è tra le specie diagnostiche della cenosi *Dauco carotae-Melilotion albi* Görs 1966, costituita da specie erbacee bienni e perenni e caratterizzante ambienti antropizzati poveri di nutrienti e con elevato contenuto di ghiaia e detriti (<https://www.prodrromo-vegetazione-italia.org/>).

I campionamenti sono stati svolti nell'ambito del Progetto "BeeNet: api e biodiversità nel monitoraggio dell'ambiente" in due siti nella regione Piemonte, entrambi in provincia di Cuneo: il primo in un agroecosistema intensivo (AI) all'interno della categoria CORINE 2.1.1.1, il secondo in un agroecosistema seminaturale (ES), categoria CORINE 2.4.3, all'interno della Zona Speciale di Conservazione "Boschi e Rocche del Roero". Le attività sono state svolte nel periodo marzo-ottobre 2021 con cadenza mensile, durante il quale è stato effettuato sia il campionamento floristico che quello entomologico lungo un transetto fisso di 200×2 m situato al margine di seminativi. Sia le piante che gli esemplari di apoidei sono stati identificati a livello di specie.

Sono stati osservati individui fioriti di *E. annuus* in entrambi i transetti, da giugno a ottobre 2021, a eccezione del mese di settembre quando nessun individuo era in antesi nell'agroecosistema intensivo. Le api selvatiche catturate sulla specie alloctona in entrambi i transetti sono tutte di piccole dimensioni (inferiori a 1 cm) e generaliste; tre di queste sono cleptoparassite [*Sphecodes schenckii* Hagens 1882, *S. gibbus* Linnaeus 1758 e *S. monilicornis* (Kirby 1802)], quindi non attive nella raccolta del polline.

Per ciascun sito è stato elaborato un *network* che evidenzia esclusivamente le interazioni degli insetti visitatori di *E. annuus* con tutte le piante presenti nella comunità (Fig. 1). Da queste reti si evince che nell'agroecosistema intensivo le specie di apoidei visitano frequentemente anche diverse altre specie vegetali, mentre nel transetto in ambiente seminaturale gli apoidei catturati su *E. annuus* interagiscono con scarsa frequenza con altre piante. I risultati delle analisi (confermate dal test χ^2 : *p-value* ES = 0,0001986; AI = 0,002477) mostrano che, mentre il numero di catture sulle altre specie fiorite in contemporanea varia notevolmente, azzerandosi in alcuni casi nel pomeriggio, *E. annuus* mantiene un costante numero di visite. È ragionevole ipotizzare che la specie alloctona possa fungere da fonte di ricompense per la popolazione di impollinatori anche nelle ore pomeridiane, quando i fiori o le infiorescenze di molte altre specie non sono visitabili.

Da questo studio preliminare possiamo dedurre quindi che nei due siti di indagine *E. annuus* non agisce da competitore, sottraendo impollinatori alle specie native, mentre potrebbe rappresentare una risorsa importante per il sostentamento della comunità degli insetti impollinatori. Ci proponiamo di integrare questi risultati parziali con i dati ottenuti dai campionamenti dei prossimi anni di svolgimento del progetto.

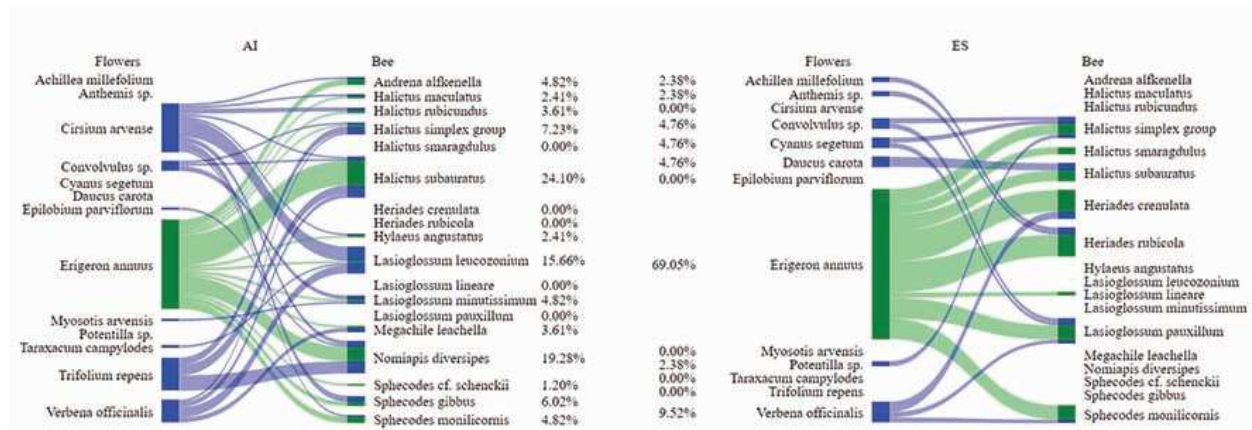


Fig. 1

Network di agroecosistemi intensivo (AI) e seminaturale (ES), con interazioni di apoidei catturati esclusivamente su *Erigeron annuus* e interazioni di questi con le altre specie vegetali presenti nella comunità.

Letteratura citata

- Abdallah M, Hervías-Parejo S, Traveset A (2021) Low pollinator sharing between coexisting native and non-native plant pairs: the effect of corolla length and flower abundance. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 709876. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.709876>
- Bjerknes AL, Totland Ø, Hegland SJ, Nielsen A (2007) Do alien plant invasions really affect pollination success in native plant species? *Biological Conservation* 138(1-2): 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.015>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s12210-018-0688-5>
- Levine JM, Vilà M, D'Antonio CM, Dukes JS, Grigulis K, Lavelle S (2003) Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 270(1517): 775-781. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2327>
- Montero-Castaño A, Traveset A (2020) Pollination interactions promoting plant invasions. In: Traveset A, Richardson DM (Eds) *Plant invasions: the role of biotic interactions*: 67-89. CAB International, Boston. <https://doi.org/10.1079/9781789242171.0004>
- Moragues E, Traveset A, Suehs C, Affre L, Médail F (2004) Effect of *Carpobrotus* spp. on the pollination success of native species. Interspecific pollen transfer as a mechanism of competition. In: Arianoutsou M, Papanastasis VP (Eds) *Proceedings 10th MEDECOS Conference, April 25-May 1, 2004, Rhodes, Greece*.
- Morales CL, Traveset A (2009) A meta-analysis of impacts of alien vs. native plants on pollinator visitation and reproductive success of co-flowering native plants. *Ecology Letters* 12(7): 716-728. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01319.x>
- Portale della Flora d'Italia/Portal to the Flora of Italy (2021+) Portale della Flora d'Italia – Portal to the Flora of Italy, 2021.1. <https://dryades.units.it/floritaly> (ultimo accesso 9 dicembre 2021)
- Pyšek P, Hulme PE, Simberloff D, Bacher S, Blackburn TM, Carlton JT, Dawson W, Essl F, Foxcroft LC, Genovesi P, Jeschke JM, Kühn I, Liebhold AM, Mandrak NE, Meyerson LA, Pauchard A, Pergl J, Roy HE, Seebens H, van Kleunen M, Vilà M, Wingfield MJ, Richardson DM (2020) Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95(6): 1511-1534. <https://doi.org/10.1111/brev.12627>
- Sennikov AN, Kurtto A (2019) The taxonomy and invasion status assessment of *Erigeron annuus* s.l. (Asteraceae) in East Fennoscandia. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 95: 40-59.
- Traveset A, Richardson DM (2020) Plant invasions: the role of biotic interactions – an overview. In: Traveset A, Richardson DM (Eds) *Plant invasions: the role of biotic interactions*: 1-25. CAB International, Boston. <https://doi.org/10.1079/9781789242171.0001>

AUTORI

Rosa Ranalli (rosa.ranalli@crea.gov.it), Laura Zavatta (laura.zavatta@crea.gov.it), Simone Flaminio (simone.flaminio@crea.gov.it), Marino Quaranta (marino.quaranta@crea.gov.it), Laura Bortolotti (laura.bortolotti@crea.gov.it), Centro di Ricerca Agricoltura e Ambiente, Consiglio per la Ricerca in Agricoltura e l'analisi dell'economia Agraria (CREA-AA), Via di Saliceto 80, 40128 Bologna

Marta Barberis (marta.barberis2@unibo.it), Marta Galloni (marta.galloni@unibo.it), Dipartimento di Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali, Alma Mater Studiorum Università di Bologna, Via L. Zamboni 33, 40125 Bologna

Autore di riferimento: Rosa Ranalli

Le specie alloctone invasive in Veneto: cartografia floristica e *black list*

S. Andreatta, C. Argenti, E. Baro, G. Buffa, A. Camuffo, B. Carpenè, N. Casarotto, G. Cimbaro, G. Favaro, L. Filesì, M. R. Lapenna, C. Lasen, N. Marchi, R. Marcucci, R. Masin, B. Pellegrini, G. Perazza, F. Prosser, S. Scortegagna, S. Tassinazzo, C. Tietto, D. Tomasi, L. Tosetto, L. Vigato, M. Villani, K. Zanatta, M. Zanetti

La pubblicazione della Flora del Veneto (Argenti et al. 2019) potrebbe sembrare un punto d'arrivo, almeno temporaneo, per quanto riguarda la ricerca floristica in questa regione. Invece, come spesso accade, ha determinato un nuovo impulso per definire ancora meglio gli areali di distribuzione delle specie in genere e per monitorare la diffusione delle alloctone invasive. Alcuni di noi si dedicano da anni alla cartografia floristica, soprattutto a livello di distribuzione nel territorio delle diverse province amministrative. Tra i più recenti contributi si vedano gli atti del convegno di Rovereto del 10 settembre 2021 "Cartografia floristica del Nord Italia: stato dell'arte", al quale hanno partecipato Andreatta, Argenti, Masin, Prosser e Scortegagna (Andreatta et al. in press).

Entro il 2022 la Sezione Veneta della S.B.I. si è posta l'obiettivo di realizzare un libro sulle specie alloctone invasive nella regione, che faccia il punto sullo stato attuale delle conoscenze e che al contempo fornisca alle amministrazioni locali e ai singoli cittadini informazioni utili per una corretta loro gestione. Ulteriori aspettative sulla conoscenza dettagliata della distribuzione delle specie, in particolare delle alloctone, vengono riposte anche nel progetto di "Aggiornamento permanente della flora del Veneto" (Andreatta et al. 2020+), che mette a disposizione dei partecipanti due strumenti informatici: un'applicazione *smartphone* per la raccolta di dati georeferenziati che, previa verifica, implementano una banca dati, gestita da un *software* integrato, già ricca di foto e informazioni corologiche. I dati vengono raccolti in modo puntuale e georeferenziato anziché solo per quadrante come accadeva in gran parte dei progetti precedenti. Attualmente le segnalazioni (osservazioni) totali disponibili nella suddetta banca dati sono più di 22.000, per un totale di oltre 500 entità (Fig. 1).

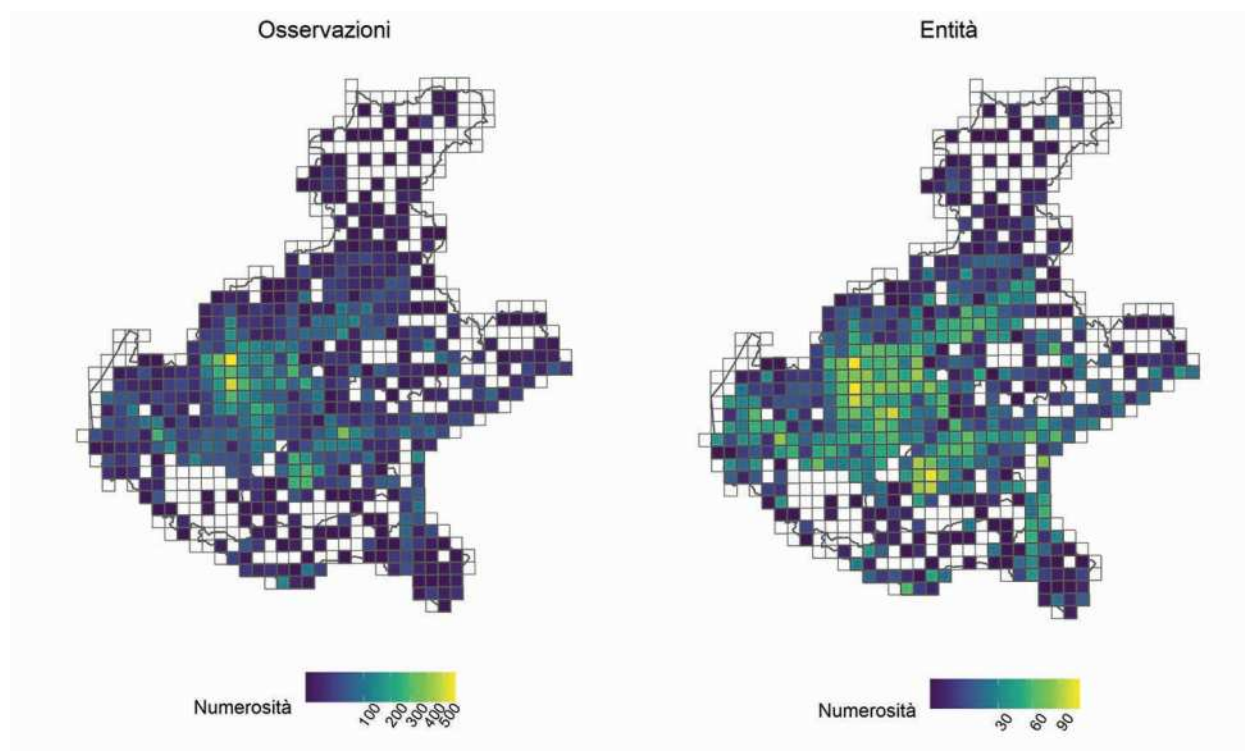


Fig. 1

Consistenza numerica, per quadrante, delle segnalazioni georeferenziate presenti nella banca dati della Sezione Veneta della Società Botanica Italiana.

Nel 2021 la Sezione Veneta della S.B.I. ha fornito ai competenti organi regionali una *black list* delle specie vegetali aliene per le quali si rendono necessarie misure di gestione o di eradicazione. Sulla base del parere esperto dei soci è stata stilata una doppia lista (Sezione Veneta della Società Botanica Italiana 2021).

La prima, la “Black list – Gestione”, riporta l’elenco delle esotiche (163 entità) presenti in maniera diffusa sul territorio del Veneto o in parti di esso, per le quali non sono più applicabili misure di eradicazione da tutta la regione, ma che bisognerebbe evitare di continuare a diffondere. Nell’elenco compaiono anche 10 specie di rilevanza unionale (Reg. (UE) n. 1143/2014 e relativi regolamenti di esecuzione), ossia specie i cui effetti negativi sono talmente rilevanti da richiedere un intervento coordinato e uniforme a livello di Unione Europea. In questo primo elenco il livello di priorità è attribuito soprattutto alle specie trasformatrici di habitat naturali. A questo gruppo di specie devono essere applicate misure di controllo e contenimento e, quando possibile, interventi di eradicazione locale.

La “Black list – Eradicazione”, invece, elenca le specie (10 entità, delle quali 2 di rilevanza unionale: *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier e *Pueraria lobata* (Willd.) Ohwi) che hanno una distribuzione limitata e per le quali sono ancora applicabili misure di eradicazione da tutto il territorio regionale. L’eradicazione, ancora possibile per tutte le specie presenti in questo elenco, è in particolar modo raccomandata per 4 specie alle quali viene attribuito un livello di priorità: le prime tre in quanto trasformatrici di habitat, mentre la quarta per il fatto che rappresenta un potenziale problema sanitario.

Nelumbo nucifera Gaertn.: in Veneto è presente con popolazioni molto circoscritte, però, dove si è diffusa, ha soppiantato completamente la flora spontanea.

Opuntia stricta (Haw.) Haw.: è circoscritta al Monte Ceva (Colli Euganei), dove ha invaso ambienti rocciosi alterando profondamente la composizione floristica anche di habitat prioritari di Direttiva “Habitat” (Dir. n. 92/43/CEE) come il 6110*, habitat individuabile sulle lave del Ceva a prescindere da disquisizioni sulla natura del substrato (Masin et al. 2021).

Prunus serotina Ehrh.: è stata identificata nel bellunese, lungo il Torrente Cordevole (Argenti et al. 2018); vista la capacità della specie di diffondersi a macchia d’olio in altre regioni (es. in Lombardia), si è pensato di inserirla in questo breve elenco.

Heracleum mantegazzianum: c’è ormai più di una segnalazione di questa specie nel bellunese, ma abbiamo ritenuto di inserirla tra le specie da eradicare in quanto, se viene a contatto con la pelle, può provocare fastidiosissime dermatiti ulceranti.

Le altre specie che abbiamo considerato eradicabili sono le seguenti: *Acanthus mollis* L. subsp. *mollis*, *Agave americana* L. subsp. *americana*, *Bunias orientalis* L., *Opuntia humifusa* (Raf.) Raf., *Pueraria lobata* e *Rosa rugosa* Thunb. La black list è diventata parte integrante della d.g.r. Veneto del 20 maggio 2021, n. 631 All. A sui “Criteri Ambientali Minimi delle opere a verde”.

Letteratura citata

- Andreatta S, Argenti C, Bertolli A, Festi F, Masin R, Prosser F, Scortegagna S, Tomasi G (in press) Cartografia floristica in Veneto. Atti del Convegno: Cartografia floristica del Nord Italia: stato dell’arte, Rovereto 10/09/2021. Annali del Museo Civico di Rovereto. Sezione: Archeologia, Storia, Scienze Naturali 37(suppl.): in press.
- Andreatta S, Baro E, Camuffo A, Carpenè B, Casarotto N, Cimbaro G, Favaro G, Filesi L, Lapenna MR, Masin R, Pellegrini B, Perazza G, Scortegagna S, Tasinazzo S, Tietto C, Tomasi D, Tosetto L, Vigato L, Villani M, Zanatta K, Zanetti M (2020+) Banca dati georeferenziata della flora del Veneto (Aggiornamento permanente della flora del Veneto). Università IUAV di Venezia, Museo Civico di Storia Naturale di Verona. [ined.]
- Argenti C, Baro E, Cadorin L, Camuffo A, Galasso G, Giros Colli Euganei, Giros Colli Berici, Jacopino S, Laghi P, Masin R, Milani A, Miseroocchi D, Pellegrini B, Scortegagna S, Tosetto L, Ustulin M, Villani C (2018) Segnalazioni floristiche venete: Tracheofite 556-577, Briofite 1-3. *Natura Vicentina* 21 [2017]: 57-70.
- Argenti C, Masin R, Pellegrini B, Perazza G, Prosser F, Scortegagna S, Tasinazzo S (2019) Flora del Veneto dalle Dolomiti alla laguna veneziana, Vols 1-2. Cierre edizioni, Sommacampagna (Verona).
- Masin R, Filesi L, Lasen C (2021) Flora del gruppo del M. Ceva e della fascia torbosa di bonifica del “Ferro di Cavallo” (Colli Euganei, PD, NE Italia). *Natura Vicentina* 22 [2018-2020]: 49-113.
- Sezione Veneta della Società Botanica Italiana (2021) BLACK LIST Specie esotiche invasive – Veneto. <https://www.regione.veneto.it/documents/2964487/3011750/Black+List+SBI+Veneto+10062021.xlsx/2c52e3c6-e8e0-41dd-af30-11b64b033b15> (ultimo accesso 21 dicembre 2021)

AUTORI

Sebastiano Andreatta, Carlo Argenti, Emanuela Baro, Gabriella Buffa, Adriano Camuffo, Bernardino Carpenè, Nicola Casarotto, Gianni Cimbaro, Graziano Favaro, Leonardo Filesi (leonardo@iuav.it), Maria Rita Lapenna, Cesare Lasen, Niccolò Marchi, Rossella Marcucci, Rizzieri Masin, Bruno Pellegrini, Giorgio Perazza, Filippo Prosser, Silvio Scortegagna, Stefano Tasinazzo, Corrado Tietto, Davide Tomasi, Luca Tosetto, Luca Vigato, Mariacristina Villani, Katia Zanatta, Michele Zanetti. Sezione Regionale Veneta, Società Botanica Italiana onlus (SBI)

Autore di riferimento: Leonardo Filesi