

SALVATORE PASTA, EMILIO BADALAMENTI & TOMMASO LA MANTIA

TEMPI E MODI DI UN'INVASIONE INCONTRASTATA:
PENNISETUM SETACEUM (FORSSK.) CHIOV. (*Poaceae*) IN SICILIA

RIASSUNTO

Circa 50 anni fa venivano segnalati a Catania e a Palermo i primi due casi di spontaneizzazione di *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov. sul territorio siciliano. Dopo un breve periodo di latenza, questa pianta paleotropica ha cominciato a diffondersi sempre più rapidamente, tanto che oggi l'adozione di scelte d'intervento assume carattere d'urgenza per via del pesante impatto che essa ha sia sulle comunità pre-forestali (macchie degradate e garighe) sia sulle praterie perenni e annue locali. Dopo aver fornito una panoramica sul comportamento di questa xenofita, viene analizzato il suo processo di espansione in Sicilia e viene comparata l'ampiezza della sua nicchia ecologica con quella delle due poacee che dominano le praterie perenni maggiormente esposte alla sua invasione, cioè *Ampelodesmos mauritanicus* (Poir.) Dur. et Schinz ed *Hyparrhenia hirta* (L.) Stapf. Corroborato da rilievi a carattere floristico-vegetazionale, il presente studio ha consentito di: 1) ricostruire le tappe e quantificare l'entità della diffusione di *P. setaceum*, evidenziando la recente accelerazione di tale processo; 2) valutare se e in quale misura *P. setaceum* interagisca con *A. mauritanicus* e *H. hirta* ed influisca sulla composizione e la struttura delle praterie xeriche locali; 3) prevedere il possibile *trend* della sua diffusione sul territorio regionale. Per valutare al meglio l'incidenza di *P. setaceum* sulla fitodiversità locale e la sua capacità di invasione resta molto da fare: va infatti creata una più ampia rete di monitoraggio, focalizzando le future ricerche su aspetti che si sono rivelati cruciali ai fini del successo di *P. setaceum* su scala planetaria, quali: 1) influenza del micro- e mesoclima sul ciclo vitale; 2) ciclo riproduttivo (es.: vettori e rapidità di dispersione, ruolo della banca di semi nel suolo, ecc.); 3) efficienza fotosintetica; 4) allelopatia e meccanismi di allocazione dei metaboliti; 5) frequenza ed intensità del disturbo; 6) sociabilità. Si sottolinea infine la necessità di affiancare all'attività di monitoraggio quella di controllo delle popolazioni affermate e di eradicazione sistematica delle nuove metapopolazioni per scongiurare un'autentica catastrofe a carico degli ecosistemi costieri dell'isola.

SUMMARY

Tempo and mode of an undisputed invasion: Pennisetum setaceum (Forssk.) Chiov. (Poaceae) in Sicily. Some 50 years ago the first two cases of naturalization of *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov. were recorded at Catania and Palermo. After a short residence time, this paleotropical plant begun to spread faster and faster, so that nowadays urgent intervention policies are needed in order to face its huge impact both on local pre-forest communities (degraded maquis and garrigues) and on annual and perennial grasslands. After providing an overview on the behaviour of this xenophyte, we examined its spreading process in Sicily and we compared the width of its ecological range with that of the two Poaceae dominating the perennial grasslands which are the most prone to its invasion, i.e. *Ampelodesmos mauritanicus* (Poir.) Dur. et Schinz and *Hyparrhenia hirta* (L.) Stapf. Supported by floristic-vegetational relevées, this study allowed to 1) trace the steps of *P. setaceum* spreading and to point out the recent acceleration of this process; 2) evaluate if and to which extent *P. setaceum* interacts with *A. mauritanicus* and *H. hirta* and influences the composition and the structure of local xeric grasslands; 3) forecast the possibile trend of its diffusion within regional territory. Still much effort ought to be done to assess the effect of *P. setaceum* on local phytodiversity and its invasion ability: in fact, a more effective monitoring net should be created, focusing the future investigations on those aspects which seem to have played a major role for its success worldwide, such as: 1) influence of micro- and mesoclimate on its life-cycle; 2) reproductive features (e.g. vector and speed of dispersal, role of soil seed bank); 3) photosynthetic efficiency; 4) allelopathy and metabolite allocation mechanisms; 5) disturbance frequency and intensity; 6) sociability. Finally, we underline the need to combine monitoring activities with the active control of affirmed populations and the systematic eradication of any new metapopulation to avoid a real catastrophe affecting the coastal ecosystems of our island.

PREMESSA

La Sicilia presenta una modesta copertura pre-forestale e forestale, sebbene essa sia stata incrementata passando dai circa 90.000 ha della prima metà del secolo scorso ai circa 250.000 di oggi per l'opera di rimboschimento ma anche per i processi spontanei di rinaturalizzazione (LA MANTIA, 2009). In seguito alla débacle subita dalle foreste che originariamente ricoprivano l'isola, le formazioni pre-forestali e ancor di più le praterie secondarie, frutto del degrado della vegetazione primaria, svolgono un ruolo cruciale ai fini della conservazione della biodiversità e costituiscono spesso l'ultimo baluardo contro la desertificazione, offrendo rifugio a buona parte delle specie arbustive e fungendo da punto d'innescò dei processi di successione progressiva (AA.VV., 2006).

Nel corso di indagini volte a valutare il ruolo delle praterie nella conservazione della biodiversità e nello stoccaggio del carbonico a livello regionale, si è constatato come oggi estese superfici di tali formazioni semi-naturali sono minacciate dalla recente espansione della graminacea perenne *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov. (indicato talora nella letteratura botanica con il sinonimo illegittimo *Pennisetum ruppellii* Steud.), che rischia di compromettere i suaccennati processi su vasti settori dell'isola. In questo primo contri-

buto alla conoscenza di *P. setaceum* si propone una sintesi topo-cronologica della sua espansione e si confronta il suo ruolo ecologico con quello delle due graminacee più comuni nelle praterie perenni che esso tende ad invadere, ovvero *Ampelodesmos mauritanicus* (Poir.) Dur. et Sch. e *Hyparrhenia hirta* (L.) Stapf *s.l.*. Per brevità le tre specie in questione saranno di seguito indicate con le sigle *Ps*, *Am* e *Hh*.

INTRODUZIONE

Considerazioni generali sul tema delle invasioni

Anche se la questione è tuttora dibattuta e sebbene siano state registrate marcate differenze tra le diverse comunità mediterranee (VILÀ *et al.*, 2008; CHYTRÝ *et al.*, 2009), esse appaiono in genere piuttosto resistenti alle invasioni (WILLIAMSON, 1996). Se in ambito medio-europeo appare evidente come gli ambienti più disturbati e ricchi di nutrienti (es.: ambienti umidi) siano anche quelli più “appetibili” per le piante esotiche, l’interpretazione dei processi di spontaneizzazione e di invasione appare più complicata quando si analizza la situazione nel Mediterraneo, dove uno o più fattori di stress giocano spesso un ruolo molto più incisivo (MYERS & BAZALY, 2003).

Passando agli organismi, studi recenti (LAMBDON *et al.*, 2008b; LLORET *et al.*, 2008) hanno evidenziato la difficoltà di individuare *a priori* i tratti morfo-bio-funzionali che accentuano l’invasività delle xenofite in ambito mediterraneo. È stata tuttavia evidenziata una maggiore facilità d’ingresso e di successo di specie non native provenienti da altre regioni con bioclina mediterraneo (DI CASTRI *et al.*, 1990). Ancora, secondo KNIGHT & REICH (2005) la diversa suscettibilità del territorio ai processi d’invasione dipende dal differente punto d’equilibrio dinamico tra diversità e biomassa autoctona da un lato e pressione dei propaguli dall’altra.

I caratteri “vincenti” di Pennisetum setaceum

L’areale originario di *Ps* comprende l’Africa settentrionale e orientale, il Vicino Oriente e la Penisola Arabica, mentre in seguito alla sua diffusione oggi la specie è termocosmopolita (EPPO, 2009), avendo invaso le regioni temperate del Sudafrica, l’Indonesia, l’America settentrionale (Bermuda, U.S.A. in Arizona, California, Colorado, Florida, Hawaii, Louisiana, New Mexico, Oregon, Tennessee, Nevada, ecc.), l’area caribica (Guadalupe e Porto Rico), l’Oceania (Fiji, Polinesia Francese, Guam, Nuova Caledonia, Nuova Zelanda, Palau, Australia in New South Wales e Queensland) e nel recente passato anche l’Europa mediterranea in Francia meridionale (Lan-

guedoc-Roussillon), Sicilia, Sardegna (BOCCHIERI, 1981), Calabria (CASTELLANO & MARINO, 2007), Spagna meridionale (province di Alicante, Granada, Malaga e Valencia) e insulare (Baleari e Canarie).

Ma quali sono i caratteri biologici che spiegano il successo di *Ps* su scala globale? Diversamente da quanto auspicabile (HIERRO *et al.*, 2005) si sa molto poco sull'ecologia della specie nella sua area d'origine (POULIN *et al.*, 2007), mentre paradossalmente sono disponibili copiose informazioni provenienti dai luoghi di introduzione, soprattutto da quelli in cui la sua invasività ha causato significativi impatti negativi. *Ps* mostra un amplissimo *range* climatico purché le precipitazioni medie annue siano inferiori ai 1.270 mm (BENTON, 1998) e le temperature non scendano al di sotto di 0 °C (CHAMBERS & HAWKINS, 2004).

Peculiari sono le caratteristiche del seme, che non mostra dormienza ed è in grado di germinare entro 3-5 giorni in condizioni di umidità ottimale (GOERGEN & DAEHLER, 2001a). Di contro, in condizioni sfavorevoli alla germinazione, esso può mantenere la propria vitalità per almeno sei anni (TUNISON, 1992). La produzione di seme è precoce e regolare: ciascun individuo è sessualmente maturo entro i primi due anni di vita e produce semi ogni anno (CIPIAF, 2004). Condizioni climatiche avverse non riducono quindi la quantità di seme disponibile nel terreno né la capacità della specie di affermarsi e diffondersi successivamente. L'impollinazione, e la successiva disseminazione, sono tipicamente veicolate dal vento, ma i semi possono essere dispersi a grande distanza anche sfruttando l'intervento antropico, l'acqua, il bestiame e soprattutto i veicoli, come è avvenuto certamente nella nostra regione. Anche se la fioritura è prevalentemente estiva, in Sicilia la specie sembra in grado di sfruttare rapidamente ogni condizione favorevole, mostrando un'attività riproduttiva pressoché continua e producendo una grande quantità di seme con un'elevata germinabilità (SORTINO *et al.*, 2004). Vi è quindi una ripetuta disponibilità nel tempo di materiale di propagazione di ottima qualità e di notevole resistenza in condizioni ambientali difficili. Proprio la notevole resistenza ai fattori di stress (idrico, termico, ecc.) e di disturbo (incendi) e la capacità di avvantaggiarsi rapidamente delle condizioni ottimali è considerata una delle caratteristiche che contribuisce a rendere la specie altamente invasiva in diverse aree del mondo (WILLIAMS & BLACK, 1993; GOERGEN & DAEHLER, 2002). Dal punto di vista ecologico, questa xenofita evidenzia una notevole plasticità dei propri caratteri fisiologici, riproduttivi e relativi all'accrescimento (WILLIAMS & BLACK, 1993, 1996; WILLIAMS *et al.*, 1995; GOERGEN & DAEHLER, 2001a; POULIN *et al.*, 2007). Questa specie appare infatti in grado di modificare il proprio fenotipo in funzione delle condizioni ambientali, fatto che le consente di avere un ampio *range* ecologico e di adattarsi dunque a biotopi differenti. Studi effettuati con marcatori molecolari hanno tut-

tavia evidenziato l'assenza di variabilità genetica nei luoghi di introduzione (POULIN *et al.*, 2005), caratteristica comune a molte piante introdotte, dovuta all'esiguità demografica della metapopolazione colonizzatrice, meglio nota come "effetto fondatore" (BARRETT & RICHARDSON, 1986) e all'immissione generalmente non continua nel tempo. Tale fenomeno è ancora più accentuato nelle specie autogame o prevalentemente apomittiche (BROWN & MARSHALL, 1981), fra le quali rientra certamente anche *Ps* (SIMPSON & BASHAW, 1969; LE ROUX *et al.*, 2007). Una variabilità individuale, seppur minima, è probabilmente garantita dalla poliploidia, giacché *Ps* è specie triploide ($3n = 27$; SORTINO *et al.*, 2004); questo fatto può spiegare peraltro la nota plasticità della specie (POULIN *et al.*, 2005). I diversi livelli di invasività che mostra la xenofita in diverse aree del mondo possono essere imputati principalmente a differenze nelle condizioni ambientali (WILLIAMS *et al.*, 1995; POULIN *et al.*, 2007). Prove sperimentali condotte in tre Stati degli U.S.A. (Hawaii, California ed Arizona), in cui *Ps* mostra diversi livelli di invasività, hanno evidenziato (WILLIAMS & BLACK, 1993) che la specie aumenta la propria attività fotosintetica, il proprio accrescimento e la produzione di seme in presenza di piogge estive, cioè durante il periodo più caldo dell'anno. Lo stesso studio non ha rilevato nessuna differenza significativa in diversi caratteri quantitativi (n° semi/pianta, biomassa aerea e radicale, ecc.) tra le varie provenienze, fatto dovuto alla già citata bassa variabilità genetica. È quindi molto probabile che sia la notevole plasticità fenotipica associata alle variazioni ambientali a determinare i livelli di invasività in diversi habitat terrestri. L'assenza quasi totale di precipitazioni durante il periodo estivo nel Sud della California potrebbe essere uno dei fattori decisivi nel limitare l'invasività della specie in questi ambienti e, al contrario, la presenza di piogge estive anche consistenti in Arizona e nelle isole Hawaii ne promuovrebbe la rapida diffusione (POULIN *et al.*, 2007). Un aspetto particolarmente importante per l'ambiente mediterraneo è l'adattamento di questa graminacea perenne al passaggio del fuoco. Essa presenta infatti una grande capacità di affermarsi dopo gli incendi (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992; TUNISON, 1992; STEMMERMAN & IHSLE, 1993): nelle aree della nostra regione soggette ad incendi frequenti essa manifesta quindi un forte potere di concorrenza nei confronti delle specie autoctone della prateria. Inoltre, poiché *Ps*, come del resto *Am* (VILÀ *et al.*, 2001), è costituito da materiale facilmente infiammabile, la sua presenza aumenta l'intensità e la velocità di propagazione del fuoco, rivelando l'esistenza di un feed-back positivo tra l'affermazione della specie e uno dei principali fattori ecologici delle aree a clima mediterraneo (POULIN *et al.*, 2007). Nelle aree dove la specie alloctona ha un maggiore impatto sulle fitocenosi locali (Hawaii ed Arizona), gli ambienti invasivi sono soprattutto quelli aperti e asciutti (BENTON, 1998), caratteristica che è riscontrabile anche nel nostro ter-

ritorio. *Ps* viene infatti superato dalla competizione di altre perenni in aree più umide, come si verifica sui versanti esposti a settentrione, all'aumentare dell'altitudine o in aree costiere particolarmente umide, dove la presenza di *Ps* e *Hb* si riduce drasticamente, mentre aumenta il potere competitivo e la frequenza di *Am*.

Fuori dal suo areale naturale *Ps* si comporta come “*transformer alien*” (RICHARDSON *et al.*, 2000), cioè come specie esotica invasiva in grado di alterare o addirittura distruggere interi ecosistemi. Ciò si è verificato in diverse parti del mondo caratterizzate da clima piuttosto mite (da oceanico a mediterraneo) come in Africa meridionale (WELLS *et al.*, 1986), in Australia (WILLIAMS *et al.*, 1995), nelle Isole Canarie (GARCÍA-GALLO *et al.*, 1999), in California ed in Arizona (POULIN *et al.*, 2007) e, in modo particolare, nelle isole Hawaii, dove rappresenta una delle specie più dannose per gli equilibri delle fitocenosi locali (POULIN *et al.*, 2005; LITTON *et al.*, 2006; CORDELL & SANDQUIST, 2008).

Alle Hawaii la specie è stata introdotta intorno al 1917 come pianta ornamentale e si è affermata rapidamente (DEGENER, 1940): naturalizzata già dal 1926, in seguito ha invaso le colate laviche, contribuendo in modo decisivo all'alterazione ed alla grave compromissione delle foreste tropicali asciutte con l'aumento del rischio e dell'intensità degli incendi (D'ANTONIO & VITOUSEK, 1992; TUNISON, 1992; WILLIAMS *et al.*, 1995; CABIN *et al.*, 2000; POULIN *et al.*, 2005). Così, oggi *Ps* occupa nelle isole Hawaii un ampio range altimetrico, crescendo dal livello del mare sino a 2800 m s.l.m. (WAGNER *et al.*, 1990), mostrando un'ampiezza ecologica di gran lunga superiore a quella delle zone native, dove colonizza soprattutto le coste aride ed i margini del deserto del Sahara (WILLIAMS *et al.*, 1995). Insieme ai cambiamenti nell'uso del suolo, al pascolo intensivo ed all'intensificarsi del regime degli incendi, alle Hawaii *Ps* è considerato una delle principali cause della conversione delle foreste tropicali asciutte in praterie monospecifiche dominate da questa specie non nativa (CORDELL & SANDQUIST, 2008). Alcuni di questi fattori tendono peraltro a rafforzarsi a vicenda. Basti pensare alle azioni antropiche che riducono la copertura arborea e favoriscono l'ingresso di *Ps* nel sottobosco, o al già accennato feed-back positivo esistente tra la diffusione della specie esotica e gli incendi. L'entità della trasformazione in atto è veramente preoccupante: si calcola che più del 90% delle foreste autoctone sia già stato sostituito (BRUEGMANN, 1996), con evidenti conseguenze nefaste sulla biodiversità locale, sugli habitat ed anche sulle riserve di carbonio, la gran parte delle quali è stata fortemente alterata in termini di biomassa aerea (LITTON *et al.*, 2006). L'assoluta necessità di intervenire dipende dal fatto che la sola presenza di un piano inferiore di *Ps*, anche in assenza degli altri fattori di disturbo, impedisce la rinnovazione delle specie forestali locali (LITTON *et al.*, 2006). La xeno-

fita, grazie ad un esteso apparato radicale, limita l'accesso alle risorse idriche superficiali e riduce l'accrescimento diametrico degli alberi (CORDELL & SANDQUIST, 2008). Oltre a questo, è stata verificata una scarsa presenza di giovani individui arborei all'interno delle foreste invase da *Ps*: ciò probabilmente dipende dall'elevata competizione per le risorse (CABIN *et al.*, 2002) che determina la netta prevalenza di *Ps*, la cui permanenza risulta quindi incompatibile con la conservazione delle foreste tropicali hawaiane, un ecosistema forestale unico e soggetto a grave rischio di estinzione (LITTON *et al.*, 2006; CORDELL & SANDQUIST, 2008).

"Identikit ecologico" di Ps, Am e Hh in Sicilia

Ps, *Am* e *Hh* appartengono alla famiglia delle Poaceae; si tratta di emicriptofite cespitose (RAUNKLER, 1934), ovvero piante erbacee perenni con gemme che svernano a livello del suolo, dove risultano protette dalla lettiera, e presentano fitti ciuffi di foglie che si dipartono dal suolo e che conferiscono loro un aspetto cespuglioso. Le informazioni di seguito riportate sono riprese da PIGNATTI (1982) o da altri autori quando espressamente citati. I caratteri ecologici sottolineati si riferiscono alla Sicilia.

Pennisetum setaceum (penniseto allungato) — Erba perenne eretta, forma ciuffi di dimensioni variabili con culmi ascendenti dai 3 ai 13 dm; è specie stolonifera (SORTINO *et al.*, 2004), che fiorisce tra maggio e giugno secondo PIGNATTI (1982), ma in Sicilia può riprodursi quasi di continuo durante tutto l'anno, prevalentemente tra marzo e settembre. *Ps* presenta un metabolismo fotosintetico di tipo C_4 (WILLIAMS & BLACK, 1993), è capace di accrescimenti molto rapidi e può vivere sino a 20 anni (EPP0, 2009). Ciascuna pannocchia è in grado di produrre circa 100 semi dispersi dal vento che restano vitali nel suolo per un lasso di tempo anche superiore a 6 anni. Esperimenti di laboratorio hanno tuttavia evidenziato come dopo 18 mesi la loro germinabilità passi da 80% a 44%. Abilissimo colonizzatore (nuove invasioni sono state osservate ad oltre 1 km dal nucleo parentale), la sua dispersione è prevalentemente anemocora, anche se i semi possono essere dispersi anche dall'acqua, da veicoli (automezzi su gomma, cingolati, aerei, ecc.) e dal bestiame. Si differenzia, rispetto alle altre due specie, per la maggiore attitudine ad insediarsi in ambienti degradati, ruderali, legati alla presenza antropica. Anche la capacità di invadere habitat naturali, quali le praterie o le comunità rupestri, appare strettamente legata alle azioni di disturbo antropico che ne favoriscono l'affermazione e la successiva diffusione. Le praterie dominate da *Ps* sono certamente meno diffuse rispetto a quelle dominate dalle altre due poacee. *Ps* predilige infatti contesti sinantropici e suburbani come cave dismesse, marciapiedi, linee ferroviarie, strade, ecc., spingendosi in contesti seminaturali sub-rupestri, su substrati detritici o con roccia affiorante, dove tende a formare, insieme al barboncino mediterraneo (*Hyparrhenta hirta*), praterie termo-xerofile ascrivibili al *Pennisetum setacei-Hyparrhenetum hirtae*. Seppur differenti, tutti questi ambien-

ti presentano analoghi caratteri ecologici. Nel complesso si tratta infatti di stazioni con esposizioni soleggiate, caratterizzate spesso da elevate temperature e/o soggette a stress idrico, edaficamente povere per la scarsa disponibilità idrica in diversi periodi dell'anno e per la presenza di suoli da poco sviluppati a quasi assenti. *Ps* è infatti in grado di colonizzare substrati nudi come le colate laviche etnee (BARBAGALLO & FURNARI, 1970; SORTINO *et al.*, 2004).

Range bioclimatico: inframediterraneo (compatibile ma ad oggi assente), prevalentemente esposizioni calde costiere del termomediterraneo (optimum).

Range altitudinale: 0-350 (500 nelle esposizioni calde) m s.l.m.

Fattori di disturbo cui è adattato: incendio (intenso e frequente) e pascolo (intenso e frequente), antropizzazione (intenso).

Esigenze edafiche: carbonati, vulcaniti basiche, quarzareniti ed altri elementi del flysch, metamorfiti, conglomerati (no argille).

Ampelodesmos mauritanicus (tagliamani) — Forma cespi densissimi con diametri e altezza ≥ 1 m; culmi eretti, all'apice inclinati; rizoma strisciante. La fioritura è primaverile (da aprile a giugno) e la diffusione dei semi, per mezzo del vento e della gravità, avviene nella tarda estate ed in autunno. Ha un areale tipicamente mediterraneo, limitato alle coste ed alle zone più calde di tutto il Bacino del Mediterraneo, dalla Penisola Iberica alla Grecia, comprendendo anche l'Africa settentrionale. È l'unica fra le tre specie considerate a svolgere una fotosintesi di tipo C_3 (MINGO *et al.*, 1998). Gli ampelodesmeti, praterie perenni dominate fisionomicamente e strutturalmente da *Am*, sono fra le espressioni vegetazionali più diffuse in tutto il territorio regionale. Nonostante queste formazioni rappresentino spesso uno stadio di degradazione delle comunità forestali mediterranee, esse sono spesso da considerare alla stregua di "disclimax" stabili e duraturi (MINISSALE, 1995), pur variando il corteggio floristico che li caratterizza, in funzione della frequenza e dell'intensità del disturbo antropico. Essi caratterizzano gran parte dei versanti dal livello del mare fino ad oltre i 1.000 m s.l.m. sui Monti di Trapani e Palermo (MINISSALE, 1995; GRILLO & MARCHESE, 2004), soprattutto in stazioni ad elevata pendenza e su suoli molto poveri e superficiali. Tali fitocenosi svolgono un'importantissima azione di stabilizzazione dei pendii e dei terreni degradati, grazie all'elevata resistenza all'erosione idrica superficiale che riduce il ruscellamento delle acque (FENAROLI, 1959). L'ampio *range* altimetrico di questa poacea (0-1200 m s.l.m.) è legato alla sua notevole plasticità ecologica, che le consente da un lato di colonizzare stabilmente contesti acclivi e litosuoli aridi, e dall'altro di avvantaggiarsi della maggiore umidità atmosferica (PIGNATTI, 1982), e di addentrarsi anche nell'entroterra, soprattutto lungo i solchi vallivi. I semi di *Am* hanno una bassa longevità (VILÀ & LLORET, 2000) e si può quindi pensare che l'affermazione dei suoi semenzali e la rapidità con cui riesce spesso a coprire il suolo sia legata principalmente ad intense produzioni nelle annate favorevoli (umidità o incendi), piuttosto che a regolari produzioni. La notevole ripresa vegetativa post-incendio e la maggiore produzione di seme nelle aree bruciate (VILÀ *et al.*, 2001) rendono infatti questa specie perfettamente adattata alla colonizzazione delle aree percorse dal fuoco. *Am* è una specie quasi indifferente alla natura geo-pedologica del substrato, trovandosi sia su substrati calcarei (nel Palermitano, nel Trapanese e nell'area iblea) sia sili-

cei (Peloritani e Nebrodi), pur mostrando una lieve preferenza per i suoli basici (GRILLO & MARCHESE, 2004) con una certa componente argillosa (FENAROLI, 1959; PIGNATTI, 1982). Sono stati trovati anche alcuni popolamenti su substrati prevalentemente sabbiosi nei pressi dell'Etna, in aree degradate, tra i 650 e i 1000 m s.l.m. (GRILLO & MARCHESE, 2004).

Range bioclimatico: per lo più esposizioni fresche nel termomediterraneo, mesomediterraneo (optimum), solo esposizioni calde nel supramediterraneo.

Range altitudinale: 10-1000 (1.200 nelle esposizioni calde) m s.l.m.

Fattori di disturbo cui è adattato: incendio e pascolo (moderato e frequente).

Esigenze edafiche: carbonati, gessi, vulcaniti basiche, quarzareniti ed altri elementi del flysch, metamorfiti, intrusive, conglomerati (no argille).

Hyparrhenia hirta (barboncino mediterraneo) — Erba perenne eretta che può raggiungere una statura di 3-8 dm. Ha una fioritura prolungata, che va da maggio ad ottobre. Il suo areale è vasto e comprende il bacino del Mediterraneo, gran parte dell'Africa ed il Medio Oriente (CHEJARA *et al.*, 2008). Possiede un metabolismo fotosintetico di tipo C₄ (BOTHIA & RUSSELL, 1988). Le formazioni ad *Hb* caratterizzano diffusamente gli ambienti collinari e costieri dell'isola dal livello del mare sino ai 600 m s.l.m., in contesti caldo-aridi e substrati sciolti o a detrito grossolano, nell'ambito del bioclima termomediterraneo. In particolare, essa è tipica di stadi di degradazione della macchia sclerofilla rada ascrivibile all'*Oleo-Ceratonion*. Prove condotte in laboratorio hanno evidenziato che i semi di *Hb* sono in grado di germinare entro ampi intervalli di temperatura (5-45 °C), di pH (tra 4 e 10), di luce (tutti i regimi di fotoperiodo) e di potenziale osmotico (fino a -0,37 Mpa (megaPascal) CHEJARA *et al.*, 2008). Anche se le condizioni ottimali corrispondono generalmente ai valori medi (fatta eccezione per il potenziale osmotico), la caratteristica peculiare è la capacità di germinare in condizioni edafiche nettamente differenti. L'affermazione dei semenzali appare legata soprattutto alla produzione di seme ed ai fattori limitanti — biotici ed abiotici — che agiscono sulla fase di post-germinazione (CHEJARA *et al.*, 2008). Il principale fattore ecologico che limita la distribuzione della specie è probabilmente la temperatura; è stata verificata infatti una diminuzione della frequenza nei versanti esposti a nord e all'aumentare della quota (LITAV, 1972). Pur mancando studi specifici per il nostro territorio, la preferenza per le rupi soleggiate (PIGNATTI, 1982) e le esposizioni meridionali è una caratteristica ampiamente conosciuta per *Hb*. Anche questa specie, come è stato visto per *Ps*, può colonizzare i bordi stradali o altri ambienti disturbati, dove mostra un'ottima capacità di resistenza a stress di carattere termo-idrico.

Range bioclimatico: inframediterraneo, termomediterraneo (optimum), solo esposizioni calde nel mesomediterraneo.

Range altitudinale: 0-600 (800 nelle esposizioni calde) m s.l.m.

Fattori di disturbo cui è adattato: incendio (intenso e frequente), pascolo (intenso e frequente) e antropizzazione (moderato).

Esigenze edafiche: carbonati, gessi, vulcaniti basiche, quarzareniti ed altri elementi del flysch, metamorfiti, rocce intrusive, conglomerati, argille.

Inquadramento sintassonomico delle praterie cui partecipano Ps, Am e Hh in Sicilia

Alla classe *Lygeo sparti-Stipetea tenacissimae* vengono riferite tutte le praterie xeriche perenni mediterranee (RIVAS-MARTÍNEZ, 1978; BARTOLO *et al.*, 1990; RIVAS-MARTÍNEZ *et al.*, 1993a, 1993b; JULVE, 1993; MINISSALE, 1995; BRULLO *et al.*, 2001, in stampa). In Sicilia le più comuni tipologie di questa classe di vegetazione sono gli ampelodesmeti dell'alleanza *Avenulo-Ampelodesmion mauritanici* e gli iparrenieti dell'alleanza *Hyparrhenion hirtae*, entrambi compresi all'interno dell'ordine *Hyparrhenietalia hirtae*.

L'alleanza *Avenulo-Ampelodesmion mauritanici* racchiude tutte le tipologie delle praterie elio-xerofile mediterranee di origine secondaria dominate dall'ampelodesma. Queste hanno il loro *optimum* su substrati calcarei, dolomitici, marnosi, spesso con una significativa componente argillosa ed assumono carattere di stabilità in contesti molto acclivi, con notevole rocciosità affiorante e soggetti a disturbo (pascolo, incendio, taglio, ecc.) pressoché costante. Gli ampelodesmeti dei Monti di Palermo vengono riferiti all'associazione *Helictotricho convoluti-Ampelodesmetum mauritanici*. Questa comunità è presente su substrati per lo più carbonatici tra (15)100 e 800(1100) m s.l.m., non mostra particolari preferenze di esposizione ma predilige le zone acclivi delle aree interessate da precipitazioni medie annue di 600-1000 mm e temperature medie annue di 11-18 °C; essa è nota anche per Madonie, Monti di Trabia, Monti di Trapani e Monti Sicani (MOLINIER & MOLINIER, 1955; BARBAGALLO *et al.*, 1979, 1980; MARCENÒ & COLOMBO, 1982; MINISSALE, 1995; GIANGUZZI *et al.*, 1996; BRULLO *et al.*, in stampa).

L'alleanza *Saturejo-Hyparrhenion hirtae* comprende invece tutte le praterie dominate dal barboncino mediterraneo, tipiche soprattutto dei substrati rocciosi compatti per lo più di natura carbonatica, con ruolo pioniero, limitatamente alle stazioni semirupestri, e ruolo secondario di sostituzione della macchia sclerofilla rada e della gariga in seguito ai processi di erosione del suolo (BARTOLO *et al.*, 1990; BRULLO & SIRACUSA, 1996; BRULLO *et al.*, 2001, in stampa). Più precisamente, gli iparrenieti delle basse Madonie e dei Monti di Palermo vanno riferiti all'associazione *Hyparrhenietum birto-pubescentis*, prateria pseudo-steppica marcatamente xerofila piuttosto comune alle basse quote (50-400 m s.l.m.), su litosuoli (per lo più calcarei) o superfici più o meno rocciose ricoperte da un sottile strato di suolo poco evoluto. Si tratta dell'associazione più comune sul territorio regionale (MOLINIER & MOLINIER, 1955; GENTILE, 1961; FERRO & FURNARI, 1968, 1970; FURNARI & LONGHITANO, 1973; RONSISVALLE, 1973; BRULLO & DI MARTINO, 1974; BRULLO *et al.*, 1977; RAIMONDO & ROSSITTO, 1978; BRULLO *et al.*, 1980; FERRO, 1980, 1984; BARTOLO *et al.*, 1982; FICHERA *et al.*, 1990a, 1990b; SCELSI & PUGLISI, 1995; BRULLO & SIRACUSA, 1996; CAMMALLERI *et al.*, 1996; GIANGUZZI *et al.*, 1996; GIANGUZZI, 1999; BRULLO *et al.*, in stampa).

All'alleanza *Aristido coerulescentis*-*Hyparrhenion hirtae* vengono infine riferite le praterie che vicariano il *Saturejo-Hyparrhenion hirtae* nei contesti più xerici, con clima di tipo termo-mediterraneo secco o semiarido sino all'emieremico, presenti alle Isole Canarie e nei contesti più caldo-aridi di Sicilia, Calabria meridionale, Libia, Marocco, Creta e Rodi (BRULLO *et al.*, 1997, in stampa). Si tratta di consorzi caratterizzati dalla dominanza di specie rare a livello nazionale come *Aristida caerulescens* Desf., *Tricholaena teneriffae* (L.) Link o *Cenchrus ciliaris* L. A quest'alleanza va ricondotta l'associazione in cui si registra la predominanza di *Ps*, il già citato *Penniseto setacei-Hyparrhenietum hirtae*. Si tratta di una comunità pseudosteppica termoxerofila eliofila pioniera, la cui presenza durante questo studio è stata registrata tra 50 e 250 m s.l.m. nelle esposizioni calde (SE-S-SW) dei macereti di M. Gallo e M. Pellegrino.

MATERIALI E METODI

Ricerca bibliografica

È stata analizzata la letteratura botanica siciliana in modo da ricostruire la dinamica regionale di *Ps* a partire dalla data della prima segnalazione (1939) e al fine di precisare al contempo i tratti della sua auto- e sinecologia.

Aree di studio

Alle ricerche di repertorio sono state affiancate delle indagini di campo nel territorio comunale di Palermo, all'interno delle R.N.O. "Capo Gallo" e "Monte Pellegrino", aree che condividono le principali caratteristiche edafoclimatiche e lo stesso grado e regime di disturbo antropico (pascolo, incendi colposi e dolosi, deforestazione, attività edilizia), intenso soprattutto prima dell'istituzione delle aree protette. Si tratta in entrambi i casi di rilievi di natura carbonatica soggetti ad intensi ed evidenti processi carsici, con versanti più o meno acclivi caratterizzati da suoli poco profondi, e con vaste aree interessate da vegetazione pascoliva.

Più nel dettaglio, sotto un profilo geologico M. Pellegrino appartiene ai depositi del margine della Piattaforma Panormide, risalente al Trias superiore-Eocene, mentre il promontorio di M. Gallo fa parte del Dominio Panormide, e in particolare appartiene a depositi della Piattaforma Carbonatica, del Trias superiore-Oligocene (ABATE *et al.*, 1982).

Dal punto di vista pedologico, sia per M. Pellegrino sia per M. Gallo la "Carta dei Suoli della Sicilia" (FIEROTTI, 1988) indica la presenza di due associazioni: Roccia affiorante-Litosuoli e Litosuoli-Roccia affiorante-Terra rossa. Le terre rosse hanno nelle due zone un'estensione limitata, e si trovano

inframmezzate ai più diffusi litosuoli e alla roccia affiorante. Anche i caratteri climatici sono piuttosto uniformi. Una serie trentennale di misure rilevate in una stazione meteorologica presente ai piedi di M. Pellegrino, e i valori di un'analogia serie di Isola delle Femmine per Capo Gallo (FEDERICO, 2007), indicano una temperatura media annua quasi uguale per le due località e pari a circa 20 °C. La piovosità media annua risulta leggermente inferiore per M. Pellegrino (611 mm) rispetto a M. Gallo (645 mm). Le due aree considerate ricadono quindi nel bioclimate termo-mediterraneo subumido, caratteristico delle zone costiere della Sicilia (BRULLO *et al.*, 1996).

Rilievi di campo

I rilievi fitosociologici effettuati hanno avuto lo scopo di valutare in misura del tutto preliminare i possibili impatti della xenofita sulla biodiversità delle praterie perenni siciliane cui partecipano *Am* e/o *Hb* e/o *Ps*. La ricerca di aree di saggio (AdS) all'interno delle due aree naturali protette di cui sopra è stata dettata dalla necessità di individuare, per quanto possibile, aree caratterizzate dalla presenza contemporanea delle tre specie, con lo scopo di analizzare la competizione interspecifica a parità di condizioni ambientali. Le escursioni ed i rilievi di campo, condotti nel corso della primavera del 2009, hanno permesso di effettuare delle analisi sulla flora e sulla vegetazione delle singole AdS individuate. Per rendere confrontabili tali rilievi, è stata esaminata una superficie di uguale estensione (50 m²). In occasione dei rilevamenti sono stati inoltre annotati i principali parametri stazionali di carattere abiotico (quota, esposizione, inclinazione, pietrosità/rocciosità, ecc.: Tab. 2). Per la classificazione delle piante vascolari censite in occasione dei rilievi si è fatto ricorso alle più recenti flore nazionali e internazionali (PIGNATTI, 1982; GREUTER *et al.*, 1984-1989; TUTIN *et al.*, 1964-1980, 1993), mentre il trattamento nomenclaturale dei taxa riscontrati si rifà perlopiù a CONTI *et al.* (1995) ed a GIARDINA *et al.* (2007). A ciascuna delle entità censite nelle AdS è stato attribuito un indice di copertura/dominanza secondo i valori proposti da PIGNATTI & MENGARDA (1962). L'attribuzione delle singole piante censite a diversi gruppi ecologici (es.: consorzi nitro-sciafili, ipernitrofilo, di prateria, ecc.) è stata eseguita avvalendosi delle informazioni desunte da MUCINA (1997), adattate alla realtà del contesto siciliano, alla luce dei numerosi contributi alla conoscenza della vegetazione siciliana (BRULLO *et al.*, 2002). Lo scopo principale dei rilievi è stato quello di confrontare, in termini di numero assoluto di specie, ma anche in riferimento alle diverse categorie ecologiche, le formazioni di prateria in cui risulta prevalente una delle tre perenni, con particolare attenzione a quelle dominate da *Ps*.

RISULTATI

Ricostruzione dell'espansione di Ps

La prima stazione di *Ps* in Italia è stata segnalata da FRIGATO (1954), che riporta la specie per i dintorni di Bordighera in provincia di Imperia, dove tuttavia sembra definitivamente scomparsa (CONTI *et al.*, 2005). Il primo riferimento bibliografico relativo alla presenza di *Ps* in Sicilia risale a BRUNO (1939). Tra i promotori e i fondatori della Facoltà di Agraria di Palermo, egli così afferma: “nella primavera del 1938 mi procurai dei semi di *Pennisetum ruppellii* Steud. che feci seminare il 2 aprile [...] Nell'aprile del 1939 ne feci eseguire un'estesa piantagione nel R. Giardino Coloniale di Palermo...”. Possiamo quindi ritenere, in assenza di ulteriori riscontri in letteratura, che questa data segni l'inizio della presenza di *Ps* nel territorio regionale. Il Giardino Coloniale di Palermo venne affiancato all'Orto Botanico nel 1913 e successivamente fu soppresso, ma la parcella di *Ps* venne mantenuta almeno fino al 1965 (TRAPANI, 1965). La pianta venne introdotta dall'Abissinia, regione corrispondente alle attuali Etiopia ed Eritrea e a quel tempo colonia italiana, per l'utilizzo come possibile erba da foraggio. Successivamente, avendone riscontrato il basso valore nutritivo ed una scarsa appetibilità per il bestiame, venne invece ritenuta un'interessante pianta ornamentale per via della “splendida fioritura”, motivo per il quale se ne mantenne una parcella all'interno del Giardino Coloniale, che è da ritenersi il centro di diffusione della specie in questione, almeno per quanto riguarda il territorio di Palermo e della sua provincia. Da lì è iniziato un rapido processo di naturalizzazione e di invasione che sembra interessare un territorio sempre più vasto. Il primo rinvenimento di *Ps* in natura è del 1959, e si riferisce a M. Pellegrino (PIGNATTI & PIGNATTI WIKUS, 1963), a 3-4 km dal Giardino Coloniale. Nello stesso anno la specie viene segnalata erroneamente come *Pennisetum villosum* R. Br. per la circovallazione di Catania (BORRUSO & FURNARI, 1960). L'identità del taxon viene successivamente chiarita da BARBAGALLO & FURNARI (1970), che ne confermano la presenza nel capoluogo etneo, in “modesti popolamenti pionieri sulle lave etnee”. Pur mancando riferimenti precedenti che possano spiegare la presenza della specie nel Catanese, si può escludere che si tratti di individui provenienti dalla provincia di Palermo. L'unico altro riferimento relativo alla provincia di Catania risale a dieci anni fa, quando DIA (1999) ha registrato la presenza di un popolamento nei pressi dello svincolo Sferro-Gerbini, a pochi km dal capoluogo etneo, lungo l'autostrada Palermo-Catania. Dopo la segnalazione per l'Isola delle Femmine (DI MARTINO & TRAPANI, 1964), dove è tuttora presente (CALDARELLA *et al.*, 2010; Fig. 1), merita particolare attenzione il rilievo effettuato da TRAPANI (1965), che individua due



Fig. 1 — Formazione a *Ps* nel settore centrale dell'Isola delle Femmine.

aree in cui è presente il *Ps* allo stato spontaneo: i bordi dell'autostrada Palermo-Mazara, sulla scarpata della linea ferroviaria all'altezza degli abitati di Sferracavallo e Isola delle Femmine, dove è "particolarmente abbondante" e un nucleo su terreni incolti e ai margini della strada nei pressi del Cotonificio Siciliano, lungo la strada che collega Partanna-Mondello e Tommaso Natale. Lo stesso autore espone due tesi differenti per spiegare la presenza dei due nuclei in questione: o la dispersione di semi provenienti dalle piante presenti nella parcella del Giardino Coloniale, o l'introduzione involontaria dovuta alla presenza di semi di *Ps* all'interno delle fibre di cotone importate a scopo industriale proprio da aree dell'Africa in cui la pianta cresce allo stato naturale. In assenza di notizie certe a favore dell'una o dell'altra, entrambe le ipotesi restano ugualmente valide. Va sottolineato come già TRAPANI (1965) ritenesse probabile un'ulteriore espansione di *Ps* in considerazione dell'abbondanza e dell'ottimo stato vegetativo dei popolamenti individuati. Appare altrettanto rimarchevole il fatto che le successive segnalazioni riferite a questa entità riguardino perlopiù la rete autostradale ed altre vie di comunicazione, lungo le quali, sfruttando il continuo passaggio dei veicoli, i semi sono stati dislocati rapidamente a grandi distanze dalle aree già colonizzate. La segnalazione di RAIMONDO (1975), oltre ad individuare un popolamento

di *Ps* lungo la A19 presso Fiume Torto, è importante perché per la prima volta vi si accenna a prove di germinazione effettuate sui semi delle piante provenienti dall'Orto Botanico, con risultati assolutamente negativi: non viene infatti osservato nessun caso di germinazione. La sterilità dei semi è stata ulteriormente confermata da esperimenti effettuati in coltura in una cava dismessa di Sciarà, come riferito da OTTONELLO & MARCENÒ (1991), che ipotizzano che i semi possano svilupparsi pienamente ed affermarsi solo in pieno campo nelle condizioni di stress e disturbo in cui la specie il più delle volte si trova a crescere. Il crescente numero di segnalazioni nei decenni successivi, relative anche ad aree molto distanti tra loro, fa ipotizzare che *Ps* abbia definitivamente manifestato il proprio carattere di specie invasiva verso l'inizio degli anni '80 del secolo scorso. Da quel momento in poi sembra essere iniziato, e ancora non può dirsi certamente terminato, un rapido ed incontrastato processo di espansione della specie sul territorio regionale, soprattutto lungo la costa tirrenica, dove maggiore è l'impatto antropico sulle coste, ed in ambienti marcatamente caldo-aridi. In particolare, procedendo dal capoluogo regionale in direzione Messina, la specie è stata segnalata in diverse stazioni: lungo l'autostrada Palermo-Catania all'altezza dello svincolo di Trabia e nelle vie di collegamento tra il capoluogo e Monreale (DIA & ROMANO, 1981), lungo la costa tirrenica fino a Termini Imerese (PIGNATTI, 1982), in una zona costiera in prossimità del Fiume Imera settentrionale (RAIMONDO & MAZZOLA, 1984), e nei pressi di Buonfornello (RAIMONDO *et al.*, 2004). Lungo la stessa direttrice, merita particolare attenzione la segnalazione di ROSSITTO (1986), che rappresenta il primo rinvenimento della specie relativo al settore nord-orientale dell'isola, nel Messinese. In quell'occasione *Ps* viene individuato, in modo molto preciso, nei pressi della foce della Fiumara di Naso, in una stazione di 200 m² e, si stima sia presente da almeno 15 anni, cioè dalla fine degli anni '60. In mancanza di riferimenti relativi all'origine del citato popolamento, e considerando le prime segnalazioni disponibili, si può affermare che la specie è riuscita a diffondersi ben presto a più di 100 km dai primi centri di diffusione accertati (Palermo, 1939 o Catania, 1959). ROSSITTO (1986) segnala inoltre la presenza della specie lungo tutta la costa tirrenica compresa tra il Golfo di Castellammare e quello di Patti, cioè su una fascia estesa oltre 200 km, fatto che non soltanto evidenzia l'ormai avvenuta naturalizzazione della specie ma mette in luce anche la sua capacità di diffondersi a distanza. L'aspetto più interessante di questo riferimento in relazione agli argomenti sviluppati nel presente lavoro risulta l'evidenza di una spiccata competizione della specie alloctona nei confronti delle specie locali. L'autore afferma infatti: "In alcuni casi, come accade nel tratto costiero tra M. Pellegrino e Punta Raisi, a Palermo, *Pennisetum setaceum* si è ormai diffuso sia in condizioni emerofile sia in piene espressioni di steppa o di gariga mediterranea, tanto da

competere egregiamente con le graminacee indigene *Cymbopogon birtus* (= *Hb*, n.d. AA.) e/o *Ampelodesmos mauritanicus* nel cui preminente ruolo fisiologico spesso è capace di sostituirsi, venendo così a determinare nuove espressioni vegetazionali di tipo africano. Questo caso, si sottolinea, è particolarmente evidente nell'area di M. Pellegrino e M. Gallo presso Palermo". L'estrema abbondanza e diffusione di *Ps* sulle falde detritiche e in ambienti rupestri e sub-rupestri di M. Pellegrino fa sì che esso si sia pienamente inserito nel paesaggio vegetale locale, dando vita a consorzi ormai pienamente caratterizzati e riconoscibili, riferiti all'associazione *Penniseto setacei-Hyparrhenietum birtae* (GIANGUZZI *et al.*, 1996), di cui è stata descritta anche una variante nitrofila, tipica dei margini stradali e degli ambienti ruderali (es.: discariche d'inerti), che si caratterizza per la presenza di un'altra poacea, *Piptatherum miliaceum* (L.) Cosson. Questa comunità vegetale, presente sporadicamente anche sulle pendici del vicino M. Gallo, conferma la grande capacità competitiva che *Ps* esercita nei confronti delle specie autoctone, soprattutto di *Hb*, di cui condivide le esigenze ecologiche. La presenza all'interno dell'area protetta di Capo Gallo, certamente più recente (la prima segnalazione risale a ROSSITTO, 1986), mette in luce la necessità di controllare queste comunità, per evitare che si realizzi la sostituzione delle specie autoctone della prateria e delle comunità rupestri, come in parte è avvenuto sulle pendici più caldo-aride di M. Pellegrino.

La recente segnalazione di numerose nuove stazioni nel Palermitano (Misilmeri: S. Romano in OTTONELLO & MARCENÒ, 1991; Terrasini: OTTONELLO & MARCENÒ, 1991; Buonfornello: RAIMONDO *et al.*, 2004; Finale di Pollina, 2004; D'AMICO & GIANGUZZI, 2006; Palazzo Adriano: CASTELLANO & MARINO, 2007), Messinese (osservata da S. Pasta sui binari della Stazione marittima in data XI.2001 ed ivi segnalata da D'AMICO & GIANGUZZI, 2006; Capo Tindari: CRISAFULLI *et al.*, 2003; Caronia Marina, 2005; D'AMICO & GIANGUZZI, 2006; laguna di Oliveri-Tindari: D'AMICO & GIANGUZZI, 2006), Nisseno (margini del polo petrolchimico di Gela: D'AMICO & GIANGUZZI, 2006; Campofranco: CASTELLANO & MARINO, 2007), Agrigentino (Sciacca e Ribera: D'AMICO & GIANGUZZI, 2006), Trapani (Mazara del Vallo: D'AMICO & GIANGUZZI, 2006; Trapani e periferia di San Vito Lo Capo: SCUDERI, 2006; SCUDERI & PASTA, in stampa) e nell'area etnea Giarre (D'AMICO & GIANGUZZI, 2006), suggeriscono una brusca accelerazione del processo di espansione, che ormai interessa l'intero territorio regionale (Fig. 2).

I sopralluoghi effettuati hanno permesso di valutare più accuratamente la consistenza e la tendenza demografica dei popolamenti noti per i dintorni di Palermo, dove la specie è molto diffusa sia sulle colline che sovrastano i margini occidentali della città, sia nei quartieri periferici ad ovest del Viale Regione Siciliana o adiacenti all'imbocco delle autostrade per Catania-Messi-

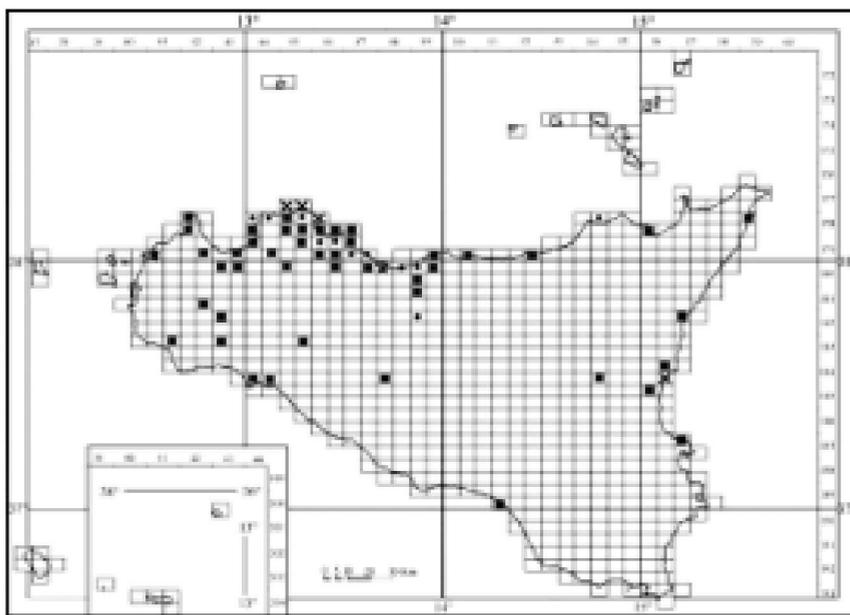


Fig. 2 — Espansione regionale di *Ps* (da D'AMICO & GIANGUZZI, 2006, modif.). Segnalazioni del periodo 1959-1978 (croci diagonali); del 1979-1998 (cerchio nero); del 1999-2010 (quadrato pieno).

na e per Trapani-Mazara del Vallo (Brancaccio, Croceverde-Giardina, Bonagia, Villaggio Santa Rosalia, Altarello di Baïda, Uditore, C.E.P., Petrazzi, San Lorenzo, Tommaso-Natale, ecc.). A proposito di quest'ultima arteria autostradale, *Ps* si rinviene in modo discontinuo in tutto il tratto ricadente nella provincia di Palermo e fino allo svincolo di Castellammare del Golfo, insediandosi prevalentemente sui margini della carreggiata, dove spesso soffoca la concorrenza di altre perenni formando popolamenti quasi puri.

Per quanto concerne le stazioni di nuova segnalazione (Tab. 1), si tratta perlopiù di piccoli nuclei che, nonostante i ripetuti interventi di manutenzione stradale, mostrano un notevole vigore vegetativo, riuscendo ad espandersi dopo aver portato a termine il proprio ciclo riproduttivo, colonizzando talora le praterie circostanti.

Ruolo di Ps nelle praterie xeriche dell'isola

I rilievi fitosociologici effettuati in entrambe le stazioni (Tab. 2) evidenziano l'estrema povertà della comunità a *Ps* in termini di numero di specie, anche se con importanti differenze. Le AdS di M. Pellegrino presentano livelli più bassi di fitodiversità rispetto a quelle di M. Gallo (valore medio 22 taxa

Tab. 1

Prospetto delle stazioni siciliane inedite di Pennisetum setaceum (in ordine cronologico).
 EB: E. Badalamenti; CDL: C. Di Leo; FP: F. Pastorella; JR: J. Rühl; LS: L. Scuderi; SP: S. Pasta

Ubicazione delle stazioni inedite (località, provincia e quota s.l.m.)	Autore e data della prima osservazione
Conigliera e Poggio Ridente, Boccadifalco, Ciba, Baida, Sant'Isidoro, SP 1 sino all'imbocco della strada per Bellolampo (PA), 50-350 m s.l.m.	SP: VII.1989
A20 (= Messina-Palermo), presso Hotel "Costa Verde", C.da S. Nicola di Cefalù (PA), 50 m s.l.m.	SP: VI.1998
SS 121 "Catanese", in corrispondenza del viadotto sull'Eleuterio a S di Misilmeri (PA), 104 m s.l.m.	SP: VI.1998
Linea ferrata Palermo-Messina presso la stazione di Santa Flavia (PA), 44 m s.l.m.	SP: 12.IX.1999
Linea ferrata Palermo-Messina a W della stazione di Oliveri (ME), 7 m s.l.m.	SP: 12.IX.1999
A19 (= Palermo-Catania), km 54,0 presso la stazione di servizio di Scilato (PA), 180 m s.l.m.	SP: X.2001
SS 113 "settentrionale Sicula", tratto costiero artificiale costituito dal materiale di risulta dei lavori di scavo dell'A20 tra Cefalù e Sant'Ambragio, 9 m s.l.m.	SP: I.2002
Valle dell'Oreto a Fiumelato di Meccini, Monreale (PA), 347 m s.l.m.	SP: XI.2003
SS 624 (= scorr. veloce Palermo-Sciacca), dal capoluogo al km 6,6 (uscita per Altofonte), 225 m s.l.m.	SP: IV.2007
Strade interpoderali tra Bagheria, Portella di Mare e Misilmeri (PA), 50-125 m s.l.m.	SP & JR: VII.2007
SS 186 (= Palermo-Trapani), km 25 allo svincolo per S. Giuseppe Jato dopo l'ospedale di Partinico (PA), 213 m s.l.m.	SP: IX.2007
A29 (= Palermo-Mazara del Vallo), km 53,0 presso bivio Mazara-Trapani in territorio di Alcamo, 53 m s.l.m.	(TP) SP: 15.VI.2009
SS 113, km 281 presso la zona industriale di Carini (PA), 32 m s.l.m.	EB: VI.2009
Fra Trapani e S. Vito Lo Capo presso Macari e Isolidda (TP), 20-50 m s.l.m. nonché al km 32 della SS 187, 62 m s.l.m. e al Camping "el-Bahira", 50 m s.l.m.	LS: IV.2006; EB e SP: VII.2009
SP per S. Martino delle Scale, da Monreale sino alla sella sotto il Castellaccio (PA), 480 m s.l.m.	SP & JR: 5.VII.2009
A29, km 36,3 presso uscita per Balestrate (PA), 3-162 m s.l.m.	SP: 12.VII.2009
SS 187, nei pressi della sorgente di C.da Fragnesi (TP), 125 m s.l.m.	SP: 12.VII.2009
SS 624, km 58,1-58,3 tra le uscite Poggioreale-Salaparuta (TP) e Santa Margherita Belice-Montevago (AG) in territorio di Contessa Entellina (PA), 160 m s.l.m.	SP: 30.VIII.2009
1 km dopo svincolo "Salemi" dell'A29, direzione Santa Ninfa (TP), 248 m s.l.m.	EB & FP: XI.2009
SS 624, km 23,0-23,4 presso uscita S. Giuseppe Jato (PA), 250 m s.l.m.	SP: 10.VIII.2010
Zona di espansione edilizia di M. Tauro (periferia Nord di Augusta, SR), margini di strada, 55 m s.l.m.	SP, JR & CDL: 5.X.2010

Tab. 2

Rilievi fitosociologici effettuati in data 30/04/2009 (rill. 1-3: M. Gallo; rill. 4-5: M. Pellegrino).
Substrato geopedologico: Ca = carbonati. Tipologie di disturbo: p = pascolo, i = incendio,
r = ruderalizzazione legata a contesti suburbani.

N° rilievo	1	2	3	4	5
Quota (m s.l.m.)	40	40	40	85	85
Esposizione	E	E	E	WSW	WSW
H media (cm)	60	25	140	60	50
Copertura complessiva (%)	100	75	75	90	85
Superficie rilevata (m ²)	50	50	50	50	50
Inclinazione media (°)	45	45	45	10	15
Substrato geopedologico	Ca	Ca	Ca	Ca	Ca
Roccosità affiorante (%)	-	5	-	-	5
Pietrosità affiorante (%)	25	25	25	10	15
Tipologie disturbo	p+i+r	p+i+r	p+i+r	p+i+r	p+i+r
Caratteristiche e trasgressive delle praterie xerofile perenni (all. <i>Avenulo-Ampelodesmion mauritanici</i> e <i>Thero-Brachypodium ramosi</i>)					
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i> (Poir.) Dur. & Schinz	r	r	4		
<i>Hyoseris radiata</i> L.		+	+		
<i>Scabiosa maritima</i> L.		1			
<i>Dactylis hispanica</i> Roth				+	
<i>Ophrys bertolonii</i> Moretti			r		
<i>Ophrys bombyliflora</i> Link			r		
<i>Pimpinella anisoides</i> Briganti			r		
Caratteristiche delle praterie termoxerofile perenni (all. <i>Hyparrhenion hirtae</i>)					
<i>Hyparrhenia hirta</i> (L.) Stapf s.l.	2	2	1	3	1
<i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chiov.	3	+		r	4
<i>Convolvulus althaeoides</i> L.	+	+			
<i>Calamintha nepeta</i> (L.) Savi		+			
Caratteristiche delle praterie subnitroxerofile perenni (all. <i>Bromo-Oryzopsis miliaiceae</i> e <i>Leontodo-Bellidion sylvestris</i>)					
<i>Arisarum vulgare</i> Targ.-Tozz.	1	1	1	+	1
<i>Carlina sicula</i> Ten. subsp. <i>sicula</i>	+	1	1		
<i>Aetheorbiza bulbosa</i> (L.) Cass.	+	+	1		
<i>Verbascum sinuatum</i> L.		1	+	+	
<i>Biarum tenuifolium</i> (L.) Schott		1	2		1

continua

segue dalla pagina precedente

<i>Cynoglossum creticum</i> Mill.		+		r	r
<i>Carlina gummifera</i> (L.) Less.		2	1		
<i>Thapsia garganica</i> L.		1	2		
<i>Eryngium campestre</i> L.		+		2	
<i>Ferula communis</i> L.				+	r
<i>Leontodon tuberosus</i> L.		+			
<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Coss.	+				
Caratteristiche delle praterie elioxerofile annue (all. <i>Trachynion distachyae</i>)					
<i>Trachynia distachya</i> (L.) Link	+	1	+	+	
<i>Lotus edulis</i> L.	+	+			
<i>Sedum rubens</i> L.	+	+			
<i>Centaureum pulchellum</i> (Swartz) Druce	+	+			
<i>Biscutella maritima</i> Ten.		+	r		
<i>Tripodion tetraphyllum</i> (L.) Fourr.				+	1
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds.	+				
Caratteristiche e trasgressive della macchia-foresta sempreverde (all. <i>Quercion ilicis</i>)					
<i>Arum italicum</i> Mill.		+			
Caratteristiche dei consorzi nitrofilo e ruderali annui (cl. <i>Stellarietea mediae</i>)					
<i>Galactites tomentosa</i> Moench	+	1	+	1	+
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	+	1	+	+	+
<i>Vicia sativa</i> L. s.l.	1	+	+		+
<i>Geranium rotundifolium</i> L.	+	+	+		r
<i>Anagallis arvensis</i> L.		+	+	+	1
<i>Fedia graciliflora</i> Fisch. & C.A. Mey.		1	+	+	r
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.			2	3	3
<i>Erodium malacoides</i> (L.) L'Hér.				+	r
<i>Orobanche minor</i> Sm.				2	2
<i>Vicia hybrida</i> L.	r		+		
<i>Sinapis pubescens</i> L.		+			r
<i>Trifolium repens</i> L.			+		+
<i>Avena barbata</i> Link	+				
<i>Galium verrucosum</i> Huds. var. <i>verrucosum</i>	+				

continua

segue dalla pagina precedente

<i>Urospermum picroides</i> (L.) Schmidt	+				
<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	r				
<i>Euphorbia helioscopia</i> L.		+			
<i>Lotus ornithopodioides</i> L.					1
<i>Parietaria cretica</i> L.	1				
<i>Polycarpon diphyllum</i> Cav.	+				
<i>Borago officinalis</i> L.		+			
<i>Trifolium</i> sp.			r		
<i>Malva nicaeensis</i> All.				r	
<i>Malva sylvestris</i> L.				r	
<i>Echium plantagineum</i> L.				+	
<i>Polygonum aviculare</i> L.				+	
Caratteristiche e trasgressive dei pascoli iperitro-xerofili (all. <i>Onopordion illyrici</i>)					
<i>Scolymus maculatus</i> L.		1	+	1	+
<i>Cynara cardunculus</i> L.		1			
<i>Echium italicum</i> L. subsp. <i>siculum</i> (Lacaita) Greuter & Burdet		+			
<i>Beta maritima</i> L.				1	
Caratteristiche e trasgressive dei consorzi nitro-sciafili annui (all. <i>Valantio-Galium muralis</i>)					
<i>Sherardia arvensis</i> L.	+		+	+	
<i>Valantia muralis</i> L.	2	+			
<i>Galium murale</i> (L.) All.	1	+			
<i>Euphorbia peplus</i> L.		1	+		
<i>Theligonum cynocrambe</i> L.		+	+		
<i>Anogramma leptophylla</i> (L.) Link	+				
<i>Campanula erinus</i> L.	+				
Tot. taxa	29	39	29	24	20
% n° taxa prateria	44,8	59	51,7	41,7	35
% n° taxa nitrofili	55,2	41	48,3	58,3	65

contro 32) ed un più alto contingente di entità nitrofile (valore medio 61,7% contro 48,2%). Poiché entrambe le aree considerate risultano interessate dagli stessi fattori di disturbo, tale differenza va probabilmente imputata alla maggiore umidità edafica della stazione di M. Gallo, esposta all'effetto mitigatore del mare.

I rilievi eseguiti suggeriscono inoltre marcate differenze sia nella socialità delle tre graminacee perenni sia nel loro peso nei consorzi cui partecipano. Nei tre rilievi in cui è presente, *Am* o si mostra nettamente dominante sulle altre due specie (rilievo n. 3: *Ps* assente e *Hb* con indice di copertura pari a 1) o soccombe: nei primi due rilievi è infatti rappresentato da un singolo individuo. Ciò significa che questa specie è in grado di formare popolamenti quasi puri in condizioni ambientali ottimali, ma non appena *Ps* o *Hb* riescono ad insediarsi ed affermarsi, in seguito ad un incremento del disturbo o dello stress ambientale, il suo potere di competizione è fortemente ridotto. È possibile che avvenga quindi la progressiva sostituzione di *Am* in presenza di condizioni di stress, tollerate meglio dalle altre due graminacee perenni. Il confronto fra *Hb* e *Ps* è invece più equilibrato, dal momento che spesso crescono insieme, e con rapporti di dominanza differenti. *Ps* sembra però evidenziare un comportamento per certi versi simile a quello di *Am*: o domina (rill. 1 e 5) o è poco presente (rill. 2 e 4), mentre *Hb* denota una presenza più costante, mostrando un grado di copertura >5% in ciascuna delle AdS considerate. Va inoltre rimarcato che proprio i due rilievi (1 e 5) in cui *Ps* è dominante sono caratterizzati dal più basso numero di specie (29 a M. Gallo e 20 a M. Pellegrino) e dalla maggiore presenza di specie nitrofile (55,2% e 65,0%, rispettivamente), rispetto alle aree dominate da *Hb* o da *Am* negli stessi ambienti.

DISCUSSIONE

Introdotta circa 70 anni fa a Palermo e osservata come spontaneizzata già 50 anni fa nel capoluogo e a Catania, *Ps* è stato in grado di diffondersi ed affermarsi anche a notevole distanza dalle aree di introduzione, in particolare a ridosso dei principali centri urbani e lungo le principali direttrici di collegamento su rotaia e su asfalto.

Il processo invasivo di questa specie alloctona non può dirsi affatto terminato: al contrario, le numerose nuove stazioni più interne soggette a bioclima mesomediterraneo (es.: Palazzo Adriano su substrati carbonatici, Campofranco e Contessa Entellina su substrati gessosi), tutte piuttosto lontane dai popolamenti noti in precedenza, aprono nuovi interrogativi sulla possibilità, fino ad ora esclusa, che la specie possa colonizzare il territorio "a salti" ed

espandersi anche nel settore centrale e meridionale della regione sfruttando le principali arterie di collegamento stradale. Il monitoraggio annuale di questi popolamenti permetterebbe di verificare la presenza di un'eventuale correlazione tra la rapidità delle colonizzazioni e le condizioni meso- e microclimatiche delle nuove stazioni.

Come hanno opportunamente evidenziato CHRISTEN & MATLACK (2006) per casi analoghi, il fatto che *Ps* prediliga i bordi degli assi stradali e ferroviari non chiarisce se ciò dipende dal fatto che i veicoli sono il più efficace vettore di dispersione di questa poacea o che essa realizza al meglio le proprie esigenze ecologiche in questi ambienti marginali. Per dirimere la questione andrebbero rilevate col metodo fitosociologico anche altre praterie con *Ps* a maggior grado di naturalità, individuate sui depositi detritici di M. S. Calogero (Termini Imerese) e tra Capaci e Montelepre (es.: M. Pecoraro e M. Palmeto).

La distribuzione attuale di *Ps* (Fig. 2) appare in perfetto accordo con quanto esposto da CHYTRÝ *et al.* (2008) e da GASSÓN *et al.* (2009), che hanno evidenziato come in ambito mediterraneo le xenofite più aggressive sono anemocore con breve "tempo di residenza", in grado cioè di acclimatarsi rapidamente; gli habitat maggiormente soggetti alle invasioni sono invece quelli tipici delle coste caldo-aride ed interessati da un intenso disturbo antropico. In tal senso le colline costiere della Sicilia e *Ps* appaiono "complementari" mentre più difficile è prevedere quali saranno le prossime "tappe" della marcia trionfale di *Ps* sul territorio siciliano. Molto dipende dalla capacità di adattamento della specie e dalla rapidità dei meccanismi di deriva genetica, fatti interconnessi che svolgono un ruolo cruciale nella storia di tutte le invasioni (WHITNEY & GABLER, 2008). Un esempio farà capire meglio l'importanza della questione: i popolamenti siciliani di *Ps* mostrano un *range* bioclimatico molto ristretto rispetto a quello attribuito dalla letteratura tecnico-scientifica internazionale alla specie nel suo complesso. È possibile che i popolamenti siciliani siano frutto di un effetto *bottle-neck*, derivando tutti da un ceppo xero-tollerante importato dalle ex-colonie dell'Africa orientale. Trovando in Sicilia un contesto climatico relativamente simile i discendenti dei primi fondatori hanno finito per mantenere la medesima risposta ecofisiologica che avevano in patria, mentre altrove, durante il processo di acclimatazione, si sono differenziati ceppi di *Ps* in grado di invadere contesti più aridi (es.: deserti di Sonora e del Sinai) o più umidi (es.: Hawaii e Indonesia).

Le informazioni derivanti dalla letteratura e quelle acquisite tramite i rilievi in campo si integrano a vicenda e permettono di tracciare un quadro abbastanza chiaro sulle principali esigenze ecologiche e bioclimatiche (Fig. 3) delle tre graminacee perenni oggetto del presente studio. All'aumentare dell'umidità edafica aumenta infatti il potere di concorrenza dell'ampelodesma,



Fig. 3 — Prateria xerica perenne alla Favorita (Palermo): la netta demarcazione dei popolamenti di *Ps* e *Hb* appare dettata da fattori topografici.

mentre le altre due specie prevalgono in contesti più disturbati e soggetti a stress più severi (ambiti marcatamente elio-termo-xerofili e stazioni caratterizzate da un suolo relativamente più povero e meno strutturato). Ne risulta di conseguenza una maggiore interazione di *Hb* e *Ps*: la notevole sovrapposizione delle loro nicchie spiega perché partecipino alla medesima comunità dando vita al *Penniseto setacei-Hyparrhenietum birtae*, cenosi descritta per l'appunto sulla base di rilievi effettuati lungo le pendici di M. Pellegrino. La presenza delle tre graminacee perenni nello stesso ambiente è invece un evento più raro: nel caso specifico dei macereti del versante orientale di M. Gallo, un tempo *Am* era comune per via dell'eccezionale umidità stagionale, mentre il disturbo antropico (pascolo, incendi, attività edilizia, ecc.) che ha interessato l'area negli ultimi decenni ha provocato la sua progressiva sostituzione ad opera di *Ps* ed *Hb*, meno esigenti e con carattere pioniero più spiccato. Sarà molto importante seguire l'evoluzione nel tempo di queste fitocenosi, monitorando l'abbondanza relativa delle specie coinvolte e considerando le possibili variazioni dei fattori ambientali (clima e disturbo antropico soprattutto) che possono favorire l'espansione di una o dell'altra specie. Si potrà così verificare se — come sta già avvenendo sui versanti caldo-aridi e soleggiate di M. Pellegrino — *Ps* sia in grado di formare localmente popolamenti puri, sostit-

tuendo completamente anche *Hb*. Con riferimento alla situazione attuale sembra però esserci una discreta differenziazione ecologica tra *Ps* e *Hb*, che tende a prevalere nelle conoidi caratterizzate da una maggiore quantità di suolo e quindi di risorse. L'estrema resistenza di *Ps* agli stress idrici, fa ipotizzare che, in presenza di un'adeguata disseminazione, esso possa ulteriormente diffondersi e invadere i contesti più aridi.

Interessante risulta il fatto che anche dove *Ps* realizza elevati valori di copertura, resta l'unica xenofita presente nell'AdS. Ciò concorda con i risultati di LUNDHOLM & LARSON (2004), che hanno evidenziato come il numero di specie esotiche ed il tasso di copertura che esse realizzano siano da considerare come *pattern* distinti, giacché il più delle volte essi mostrano andamenti diversi e le xenofite realizzano maggiori coperture dove hanno l'opportunità di fare il loro ingresso in comunità autoctone povere di specie.

La tendenza mostrata da *Ps* ad accumulare notevoli quantitativi di biomassa in tempi brevi e la sua elevata infiammabilità interferiscono positivamente con l'intensità e l'estensione degli incendi, provocando gravi danni alle specie autoctone della macchia xerica meno adattate a così estremi regimi di disturbo (EPPO, 2009).

La riduzione del disturbo antropico in seguito all'istituzione delle due aree protette dovrebbe innescare processi di successione progressiva con la ricostituzione dell'ampelodesmeto. In realtà, la significativa affermazione del pennisetto allungato e del barboncino mediterraneo, unita alla scarsa (o nulla) capacità del tagliamani di rinnovarsi all'interno delle praterie dominate da *Hb* e *Ps*, rende questa ipotesi plausibile soltanto in un'ottica a lungo termine. Ciò che si è verificato alle pendici del versante occidentale di M. Pellegrino è, in questo senso, particolarmente significativo. In mancanza di riferimenti bibliografici e/o fotografici precedenti, si può ipotizzare che prima della segnalazione di *Ps* sul monte (1959) vi fosse una presenza massiccia di *Hb*, oggi sostituita da *Ps* su gran parte dell'area considerata, principalmente nelle zone più acclivi e caratterizzate da una minore disponibilità di risorse. Oggi *Hb* sembra in grado di opporsi all'invasione mantenendo popolamenti quasi puri soltanto alla base meno acclive delle conoidi, dove la disponibilità idrica relativamente maggiore riduce probabilmente il vantaggio competitivo rappresentato dal più fitto e profondo apparato radicale di *Ps*.

Per valutare meglio l'influenza degli incendi sui rapporti di competizione interspecifica tra le poacee considerate sarebbe necessario monitorare in ambiente controllato l'effetto di diverse frequenze di passaggio del fuoco, per confrontare la capacità di ripresa delle tre specie oggetto di studio, di cui è nota la spiccata resilienza ai fattori di disturbo, regolando 1) tempi di esposizione alla fiamma, 2) temperatura della fiamma e 3) frequenza degli incendi.

Va inoltre chiarito il ruolo degli erbivori: ad esempio, potrebbe essere

stato sottovaluto il vantaggio offerto a *Ps* dall'assenza di insetti predatori specie-specifici (GOERGEN & DAEHLER, 2001b) o dalla produzione di nuovi metaboliti tossici (CAPPUCCINO & CARPENTER, 2005), mentre andrebbe monitorato il tasso di predazione di *Ps* da parte degli animali d'allevamento e dei conigli selvatici in modo da verificare il valore pabulare di *Ps*, ritenuto basso da EPPO (2009).

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE E INDIRIZZI DI RICERCA

Il presente studio permette di stabilire in maniera inequivocabile e di quantificare il grado di pericolosità di *Ps*; per escogitare i metodi di lotta più efficaci contro la sua diffusione sono tuttavia necessari numerosi approfondimenti allo scopo di conoscere meglio la sua auto- e sinecologia a livello locale. Nel testo che segue cercheremo pertanto di esporre sia i risultati conseguiti sia i campi in cui sviluppare le future ricerche.

Ps è specie invasiva in grado di modificare alcuni ecosistemi autoctoni

Rifacendosi alle definizioni operative proposte da VITOUSEK (1990) e da RICHARDSON *et al.* (2000), alla luce delle osservazioni effettuate *Ps* va senz'altro considerata un'alloctona con tendenze invasive sia con riferimento alla velocità di diffusione sia per il suo impatto sulla valenza biogeografica e sulla struttura e la composizione delle fitocenosi locali. Esso è in grado di cambiare interi ecosistemi minacciando persino le specie legnose. Si distingue dalle specie autoctone sia per le modalità di acquisizione (percorso fotosintetico C4), sia per l'efficienza nello sfruttamento dello spazio e delle risorse (acqua e nutrienti) sia per l'allocazione nelle foglie di maggiori quantitativi di biomassa rispetto agli elementi autoctoni della prateria (EPPO, 2009), alterando la struttura trofica nonché la frequenza e/o l'intensità del regime di disturbo che caratterizzava le comunità originarie.

HIGGINS *et al.* (1996) e MARCO *et al.* (2002) hanno evidenziato come un forte impatto sulla banca di semi nel suolo accelera il tasso d'invasione di alcune specie esotiche e ne garantisce il successo sia nel breve sia nel lungo termine. Ancora, la rapidità di diffusione dell'invasore appare fortemente influenzata dal tasso di sopravvivenza e dalla longevità degli adulti delle specie autoctone che caratterizzano le comunità-bersaglio: gli ecosistemi più disturbati, ad esempio quelli la cui biomassa aerea venga azzerata dal frequente passaggio del fuoco sono dunque più vulnerabili; altri fattori vantaggiosi sono la distanza di dispersione ed il tempo necessario per raggiungere la maturità sessuale. Alla luce di queste ulteriori considerazioni, appare chiaro come il già

invasivo *Ps*, godendo in Sicilia di una vera e propria “sindrome” di circostanze favorevoli, potrebbero divenire l'artefice di una rapidissima catastrofe naturale.

Sociabilità e occupazione degli spazi

Ps si è dimostrato capace di invadere anche habitat semi-naturali e naturali, come gli ambienti di prateria termo-xerofila, dove compete egregiamente con *Hb*, e gli habitat delle pareti più calde, con la conseguente alterazione degli equilibri naturali e gravi minacce dirette non soltanto ai consorzi preforestali e forestali locali ma anche a numerose specie endemiche relegate in ambiti rupestri e sub-rupestri.

LAMBTON *et al.* (2008a) hanno mostrato che l'effetto “omogeneizzatore” connesso con le piante invasive è meno scontato di quanto ritenuto in passato: studiando alcune comunità dominate da alloctone invasive, questi autori hanno infatti riscontrato valori di diversità e strutture del tutto confrontabili con affini cenosi locali. Sebbene siano necessarie ulteriori indagini per disporre di dati maggiormente significativi, anche dai rilievi fitosociologici effettuati non emergono differenze significative in termini di biodiversità vegetale tra le praterie dominate da *Ps* e quelle dominate dalle altre poacee. Il forte potere di competizione mostrato da *Ps* ha tuttavia innescato una profonda trasformazione fisionomico-strutturale del paesaggio vegetale in diverse aree del Palermitano. Allo stesso rischio sono esposte tutte le stazioni con caratteristiche simili in cui la xenofita è giunta più recentemente.

L'evidente omogeneità della distribuzione degli individui di *Ps* e *Hb* nelle praterie indagate (Fig. 3) è un sintomo inequivocabile dell'intensa competizione inter- ed intraspecifica in atto. Un'analisi dei dati presentati in Tab. 2 permette di apprezzare la netta prevalenza di una specie sull'altra nelle AdS 2, 4 e 5: i rilievi possono fotografare le fasi del processo sostituzione di *Ps* a danno di *Hb* o dipendere semplicemente dalla diversa rapidità di colonizzazione delle specie in risposta ad un evento di disturbo (es.: incendio). Per chiarire la “tendenza geometrica” dell'occupazione dello spazio, la vegetazione indagata andrà sottoposta ad un sistematico vaglio strutturale attraverso opportuni indici di aggregazione (CLARK & EVANS, 1954) monitorando su AdS permanenti il dinamismo della competizione interspecifica.

Global Warming e Ps: un connubio potenzialmente pericoloso

La strategia fotosintetica ed il range bioclimatico delle stazioni finora colonizzate da *Ps* (cfr. Fig. 4, costruita sulla base dei lavori di EMBERGER, 1955 e DAGET, 1997a, 1997b) inducono a pensare che il cambiamento climatico in corso (HELLMANN *et al.*, 2008) potrebbe facilitarne l'espansione. I dati più

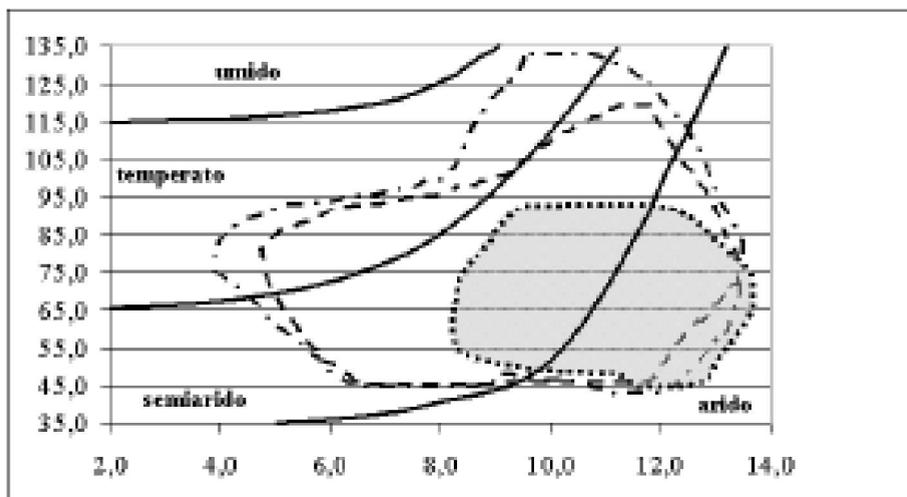


Fig. 4 — Diagramma di Emberger relativo dalle stazioni termopluviometriche più vicine ai popolamenti siciliani di *Am* (---), *Hb* (—) e *Ps* (...) (dati climatici da DRAGO *et al.*, 2002). Le ascisse riportano i valori delle temperature medie del mese più freddo (esprese in °C), le ordinate indicano i valori del quoziente di Emberger.

recenti relativi al clima regionale confermano un significativo trend positivo per le temperature medie e massime, e negativo per le precipitazioni su base annua nell'ordine di $-1,19$ mm/anno (D'ASARO *et al.*, 2007, 2008). In particolare, nel trentennio 1977-2007, si è registrata un tendenza all'incremento della temperatura media pari a $0,43$ °C/anno, che appare in linea con i risultati riportati a livello globale (D'ASARO *et al.*, 2007). In termini di disponibilità idrica del suolo, ciò si è tradotto in una diminuzione dell'acqua disponibile (AW) nei terreni agricoli nel ventennio 1980-2001 (BRUNETTI *et al.*, 2002). Queste tendenze sono confermate anche localmente a Palermo, come è possibile verificare analizzando le serie termopluviometriche provenienti dall'Osservatorio Astronomico "G. Vaiana", e riferite a circa due secoli di osservazioni (dalla fine del Settecento sino al 2003). Confrontando i valori medi del cinquantennio dal 1954 al 2003 e quelli dei rilevamenti precedenti (1792-1953), si evidenzia un significativo trend negativo dei volumi medi di precipitazione annua, che sono scesi da 572 mm/anno a 548 mm/anno e un aumento piuttosto marcato delle temperature medie annue (da $17,7$ °C a $18,3$ °C).

Ogni cambiamento dei fattori ambientali, in primo luogo di quelli climatici, potrà determinare uno spostamento dell'attuale equilibrio in favore dell'una o dell'altra specie. Ad esempio l'innalzamento della temperatura, soprattutto se non compensato da un adeguato incremento delle precipita-

zioni, potrebbe avvantaggiare la specie esotica. Parafrasando MACDOUGALL *et al.* (2009), per gli esiti di un'invasione sono determinanti le differenze tra native e alloctone in termini sia di nicchia sia di *fitness*, ma soltanto il secondo fattore decide se una xenofita diventerà o meno dominante. Anche in questa prospettiva dunque *Ps* appare destinato a lasciare un'impronta forte di sé sul paesaggio naturale siciliano.

Dal monitoraggio agli interventi di controllo ed eradicazione

Sono passati quasi 40 anni dalla redazione della prima check-list critica della flora esotica d'Italia (VIEGI *et al.*, 1974). Da allora il problema è stato affrontato con crescente interesse e l'aumento degli studi di settore ha consentito la raccolta di una mole enorme di dati, confluiti nei più recenti e aggiornati contributi sul tema a livello locale (RAIMONDO *et al.*, 2005a-b), nazionale (GALASSO *et al.*, 2008; CELESTI-GRAPOW *et al.*, 2009a, 2009b, 2010) e continentale (WEBER, 1997; CHYTRÝ *et al.*, 2008, 2009; LAMBDon *et al.*, 2008c; ARIANOUTSOU *et al.*, 2010). Nel recente passato è stata focalizzata l'attenzione anche sul problema costituito dai grandi centri urbani (CELESTI-GRAPOW & BLASI, 1998), ricettacolo e focolaio di numerosi casi d'invasione.

Censire e monitorare non basta: in tutto il resto del mondo e d'Europa (ad es.: PÉREZ DE PAZ *et al.*, 1999; REYES-BETANCOURT *et al.*, 1999; MEDIO AMBIENTE CANARIAS, 1999; BRUNEL, 2010) il caso di *Ps* è stato trattato come un problema da affrontare con rapidità, decisione ed efficacia, tanto che gli interventi di eradicazione e di controllo appaiono talora regolamentati da atti normativi promulgati *ad hoc* (DIARI OFICIAL DE LA COMUNITAT VALENCIANA, 2009). Anche in Italia - ed in Sicilia in particolare - è il caso di spingersi oltre la semplice cronaca, giacché la semplice tutela dei siti non è sufficiente a scongiurare gravi casi di invasione, già verificatisi in decine di aree protette poste nei diversi continenti del Globo (USHER, 1988; MOONEY & DRAKE, 1989).

Cosa fare dunque? Innanzitutto va assolutamente sconsigliato l'utilizzo di *Ps* in progetti di restauro ambientale o per il recupero in terreni marginali (cave abbandonate, ecc.) come invece prospettato da alcuni autori (OTTONELLO & MARCENÒ, 1991; SORTINO *et al.*, 2004) sino al recente passato. Al contrario, servirebbero azioni concrete per cercare di contrastare una sua ulteriore espansione per evitare che possa creare danni ulteriori al paesaggio seminaturale siciliano. Nelle aree dove a causa dell'eccessiva diffusione appare impossibile perseguire l'eradicazione della specie (es: lungo la fascia costiera della provincia di Palermo) senza ricorrere ad erbicidi sistemici come l'exazina (EPPPO, 2009), resta di vitale importanza avviare un monitoraggio regolare del trend demografico (abbondanza e frequenza) della specie nei popolamenti già noti per registrare tempestivamente l'invasione di nuovi ter-

ritori. Nelle aree di più recente affermazione o dove ancora la specie ha una presenza limitata, e soprattutto all'interno delle aree naturali protette, è consigliabile intervenire tempestivamente tramite attività di eradicazione, per evitare la progressiva diffusione della specie, limitarne un'ulteriore espansione in aree limitrofe e preservare le comunità vegetali locali.

In assenza di dati specifici sulla Sicilia, sarebbe opportuno applicare alcuni dei consigli forniti da EPPO (2009), come ad esempio: 1) impianto di specie legnose autoctone dopo la rimozione meccanica di *Ps* per ostacolarne la riaffermazione; 2) monitoraggio e rimozione periodica dei giovani individui, facili da sradicare quando giovani; 3) sradicamento manuale dei piccoli nuclei e distruzione delle infiorescenze per prevenire la dispersione dei semi; 4) controllo e distruzione mensile delle infiorescenze per bloccare l'espansione.

Ringraziamenti — Lavoro svolto con fondi MIUR (PRIN-2008: “Gli effetti dei processi di successione sull'accumulo di carbonio nel sistema suolo-pianta e sulla biodiversità e ruolo svolto dai centri e dai vettori di dispersione nei processi di colonizzazione.”, Coordin. Scient. R. Valentini, Resp. Unità di Palermo T. La Mantia). Si ringraziano L. Scuderi per averci comunicato i propri dati inediti sulla presenza di *P. setaceum* nella provincia di Trapani, C. Agnese e F. D'Asaro (Dip. Ingegneria e Tecnologie Agro-forestali) per avere reso disponibili i dati climatici in loro possesso; F. Castiglia dell'Azienda Regionale Foreste Demaniali della Regione Sicilia e G. Provinzano dei Rangers d'Italia per il supporto logistico alla ricerca di campo rispettivamente nelle aree protette di M. Gallo e M. Pellegrino, il personale della Biblioteca Centrale della Facoltà di Agraria e delle Biblioteche dei Dipartimenti di Scienze Botaniche e di Colture Arboree dell'Università degli Studi di Palermo per aver facilitato le ricerche bibliografiche, E. Oddo, S. Di Martino, G. Chiovaro, P. Lo Iacono e F. Pastorella per l'aiuto prestato in diverse fasi della ricerca e Juliane Rühl per la realizzazione della figura 4. La nostra sincera gratitudine va infine all'anonimo referee che ha suggerito numerose opportune migliorie al testo.

Appendice — Lista dei syntaxa citati nel testo e relativi autori

- Aristido coerulescentis-Hyparrhenion birtae* Brullo, Scelsi & Spampinato 1997
Avenulo-Ampelodesmion mauritanici Minissale 1995
Bromo-Oryzopsis miliaceae O. de Bolòs & Vigo 1972
Helictotricho convoluti-Ampelodesmetum mauritanici Minissale 1995
Hyparrhenietalia birtae Rivas-Martinez 1978
Hyparrhenietum birto-pubescentis A. & O. de Bolòs & Br.-Bl. 1950
Hyparrhenion birtae Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956
Leontodo-Bellidion sylvestris Biondi, Filigheddu & Farris 2001
Lygeo sparti-Stipetea tenacissimae Rivas-Martinez 1978
Oleo-Ceratonton Br.-Bl. 1936 ex Guinochet & Drouineau 1944 em. Rivas-Martinez 1975
Onopordion illyrici Oberdorfer 1954
Penniseto setacei-Hyparrhenietum birtae Gianguzzi, Ilardi & Raimondo 1996

- Quercion ilicis* Br.-Bl. ex Molinier 1934 em. Brullo, Di Martino & Marcenò 1977
Saturejo-Hyparrhenion hirtae O. de Bolòs 1962
Stellarietea mediae R. Tx., Lohmeyer & Preising ex von Rochow 1951
Trachynion distachyae Rivas-Martinez 1978
Thero-Brachypodium ramosi Br.-Bl. 1925
Valantio-Galion muralis Brullo in Brullo & Marcenò 1985

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2006 — Rapporto finale indagine naturalistica finalizzato alla redazione del piano di gestione. "LIFE04 NAT/IT/000182: Conservazione degli habitat delle Macalube di Aragona". — Dipartimento di Colture Arboree, Palermo, 54 pp.
- ABATE B., CATALANO R. & RENDA P., 1982 — I Monti di Palermo. Pp. 43-48 in: Catalano R. & D'Argenio B. (eds.), Guida alla Geologia della Sicilia Occidentale, Guide Geologiche Regionali. — *Mem. Soc. geol. it.*, 24 (suppl. A).
- ARIANOUTSOU M., DELIPETROU P., CELESTI-GRAPOW L., BASNOU C., KOKKORIS Y., BLASI C. & VILÀ M., 2010 — Comparing naturalized alien plants and recipient habitats across an east-west gradient in the Mediterranean Basin. — *J. Biogeogr.*, 37 (9): 1811-1823.
- BARBAGALLO C., BRULLO S. & FAGOTTO F., 1979 — Boschi di *Quercus ilex* L. del territorio di Siracusa e principali aspetti di degradazione. — *Pubbl. Ist. bot. Univ. Catania*, s. 2, 25 pp.
- BARBAGALLO C., BRULLO S. & GUGLIELMO A., 1980 — Lineamenti della vegetazione di Monte Cofano (Sicilia occidentale). — *Pubbl. Ist. bot. Univ. Catania*, s. 2, 14 pp.
- BARBAGALLO C. & FURNARI F., 1970 — Su alcune avventizie della Flora siciliana. — *Pubbl. Ist. bot. Univ. Catania*, s. 1, 6 pp. (estr.).
- BARRETT S.C.H. & RICHARDSON B.J., 1986 — Genetic attributes of invading species. Pp. 21-33 in: Groves R.H. & Burdon J.J. (eds.), Ecology of biological invasions. — *Cambridge University Press*, Cambridge, UK.
- BARTOLO G., BRULLO S. & MARCENÒ C., 1982 — La vegetazione costiera della Sicilia Sud-orientale. Contributo alla interpretazione delle fasce di vegetazione delle coste mediterranee. — C.N.R., Progetto Finalizzato Promozione della Qualità dell'Ambiente, AQ/1/226: 1-49, Roma.
- BARTOLO G., BRULLO S., MINISSALE P. & SPAMPINATO G., 1990 — Flora e vegetazione dell'isola di Lampedusa. — *Boll. Accad. gioenia Sci. nat.*, s. 4, 21 (334) (1988): 119-255.
- BENTON N., 1998 — Fountain grass (*Pennisetum setaceum*) Fact Sheet. Native Plant Conservation Alliance, Alien Plant Working Group (APWG). — <http://www.nps.gov/plants/alien/fact/pese1.htm> (Last updated: 07-Jul-2009).
- BOCCHIERI E., 1981 — Segnalazioni Floristiche Italiane: 118-119. — *Inform. bot. ital.*, 13 (2-3): 196.
- BORRUSO S. & FURNARI F., 1960 — Due nuove avventizie in Sicilia: *Pennisetum villosum* R. Br. e *Xanthium italicum* Moretti. — *Boll. Ist. bot. Univ. Catania*, s. 2, 3 (1959): 76-78.
- BOTHA C.E.J. & RUSSELL S., 1988 — Comparison of photosynthetic temperature and light optima in selected C₃ and C₄ grasses from the E. Cape/Ciskei region. — *S. Afr. J. Bot.*, 54(2): 133-136.
- BROWN A.H.D. & MARSHALL D.R., 1981 — Evolutionary changes accompanying colonization in plants. — Pp. 351-363 in: Scudder G.E.C. & Reveal J.L. (eds.), Evolution Today, Proc. 2nd Internat. Congr. Systematic and Evolutionary Biology. — *Hunt Institute for Botanical Documentation*, Carnegie-Mellon University, Pittsburgh, Pennsylvania, USA.

- BRUEGMANN M.M., 1996 — Hawaii's dry forests. — *Endangered Species Bull.*, 21: 26-27.
- BRULLO C., BRULLO S., GIUSTO DEL GALDO G., GUARINO R., MINISSALE P., SCUDERI L., SIRACUSA G., SCIANDRELLO S. & SPAMPINATO G., in stampa — The *Lygeo-Stipetea* class in Sicily. — *Ann. Bot.*, Roma.
- BRULLO S. & DI MARTINO A., 1974 — Vegetazione dell'Isola Grande dello Stagnone (Marsala). — *Boll. St. inform. Giard. colon. Palermo*, 26: 15-62.
- BRULLO S., DI MARTINO A. & MARCENÒ C., 1977 — La vegetazione di Pantelleria (studio fitosociologico). — *Pubbl. Ist. bot. Univ. Catania*, 110 pp.
- BRULLO S., FAGOTTO F., LO CICERO G. & PICCIONE V., 1980 — Carta della vegetazione di Pietraperzia (scala 1:25.000). — *Collana Programma Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente"*, C.N.R., AQ/1/37: 9-24, Roma.
- BRULLO S., GIUSSO DEL GALDO G.P., MINISSALE P., SIRACUSA G. & SPAMPINATO G., 2002 — Considerazioni sintassonomiche e fitogeografiche sulla vegetazione della Sicilia. — *Boll. Accad. gioenia Sci. nat.*, Catania, s. 4, 35 (361): 325-359.
- BRULLO S., MINISSALE P., SIRACUSA G. & SPAMPINATO G., 2001 — La classe *Thero-Brachypodietea ramosi* in Sicilia. — *Atti Congr. Soc. Ital. Fitosoc.* La vegetazione sinantropica. Origine, struttura, ecologia e collegamenti dinamici: 48-49 (abstract).
- BRULLO S., SCELSI F., SIRACUSA G., & SPAMPINATO G., 1996 — Caratteristiche bioclimatiche della Sicilia. — *Giorn. bot. ital.*, 130 (1): 177-185.
- BRULLO S., SCELSI F. & SPAMPINATO G., 1997 — *Aristido caerulescentis-Hyparrhenion hirtae*, alleanza nuova della classe *Lygeo-Stipetea* a distribuzione sud mediterraneo-macaronesica. — *Fitosociologia*, 32: 189-206.
- BRULLO S. & SIRACUSA G., 1996 — Studio fitosociologico dell'isola di Linosa. — *Doc. Phytosoc.*, n. s., 16: 123-174.
- BRUNEL S., 2010 — Socio-economic and ecological effects of plant introductions in the Mediterranean. Plant invasions in the Mediterranean. — *Abstr. XVIII OPTIMA Meeting* (Antalya, Turkey, march 22-26 2010): 60.
- BRUNETTI A., GIOACCHINI A. & SALVATI L., 2002 — La disponibilità idrica nei terreni agricoli del sud Italia: andamento di un indicatore di siccità negli ultimi venti anni. L'evoluzione del clima in Italia negli ultimi decenni. — Contributo dell'UCEA al Convegno sul tema "Clima, precipitazioni, agricoltura", Giornata Mondiale dell'Alimentazione (Auditorium della Tecnica, Roma, 22 novembre 2002): 27-45.
- BRUNO F., 1939 — Una graminacea ornamentale: *Pennisetum ruppellii* Steud. — *Boll. Ist. bot. Messina*, 1: 175-176.
- CABIN R.J., WELLER S.G., LORENCE D.H., CORDELL S., HADWAY L.J., MONTGOMERY R., GOO D. & URAKAMI A., 2002 — Effects of light, alien grass, and native species additions on Hawaiian dry forest restoration. — *Ecological Applications*, 12: 1595-1610.
- CABIN R.J., WELLER S.G., LORENCE D.H., FLYNN T.W., SAKAI A.K., SANDQUIST D. & HADWAY L.J., 2000 — Effects of long-term ungulate exclusions and recent alien species control on the preservation and restoration of a Hawaiian tropical dry forest. — *Cons. Biol.*, 14: 439-453.
- CALDARELLA O., LA ROSA A., PASTA S. & DI DIO V., 2010 — La flora vascolare della Riserva Naturale Orientata *Isola delle Femmine* (Sicilia nord-occidentale): aggiornamento della *check-list* e analisi del *turnover*. — *Naturalista sicil.*, 34.
- CAMMALLERI I., GIANGUZZI L., ILARDI V. & SORTINO S., 1996 — Dati preliminari sulla vegetazione della fascia costiera di Torre Salsa (Sicilia meridionale). — *Giorn. bot. ital.*, 130 (1): 477 (abstract).
- CAPPUCCINO N. & CARPENTER D., 2005 — Invasive exotic species suffer less herbivory than non-invasive exotic plants. — *Biol. Lett.*, 1: 435-438.

- CASTELLANO G. & MARINO P., 2007 — Segnalazione di *Pennisetum setaceum* (Poaceae) in Calabria. — *102° Congr. Soc. Bot. Ital.*, riassunti: 295.
- CELESTI-GRAPOW L., ALESSANDRINI A., ARRIGONI P.V., BANFI E., BERNARDO L., BOVIO M., BRUNDU G., CAGNOTTI M. R., CAMARDA I., CARLI E., CONTI F., FASCETTI S., GALASSO G., GUBELLINI L., LA VALVA V., LUCCHESI F., MARCHIORI S., MAZZOLA P., PECCENINI S., POLDINI L., PRETTO F., PROSSER F., SINISCALCO C., VILLANI M. C., VIEGI L., WILHALM T., BLASI C., 2009a — Inventory of the non-native flora of Italy. — *Plant Biosystems*, 143 (2): 386-430.
- CELESTI-GRAPOW L., ALESSANDRINI A., ARRIGONI P.V., ASSINI S., BANFI E., BARNI E., BOVIO M., BRUNDU G., CAGIOTTI M.R., CAMARDA I., CARLI E., CONTI F., DEL GUACCHIO E., DOMINA G., FASCETTI S., GALASSO G., GUBELLINI L., LUCCHESI F., MEDAGLI P., PASSALACQUA N.G., PECCENINI S., POLDINI L., PRETTO F., PROSSER F., VIDALI M., VIEGI L., VILLANI M.C., WILHALM T. & BLASI C., 2010 — Non-native flora of Italy: species distribution and threats. — *Plant Biosystems*, 144 (1): 12-28.
- CELESTI GRAPOW L. & BLASI C., 1998 — A comparison of the urban flora of different phytoclimatic regions in Italy. — *Glob. Ecol. Biogeogr. Lett.*, 7: 367-378.
- CELESTI-GRAPOW L., PRETTO F., BRUNDU G., CARLI E. & BLASI C. (a cura di), 2009b — Contributo tematico alla Strategia Nazionale per la Biodiversità. Le invasioni di specie vegetali in Italia. — Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare — Società Botanica Italiana — Centro di Ricerca Interuniversitario "Biodiversità, Fitosociologia ed Ecologia del Paesaggio" dell'Università "La Sapienza" di Roma, Palombi & Partner s.r.l., Roma, 36 pp.
- CHAMBERS N. & HAWKINS T.O., 2004 — Invasive plants of the Sonoran Desert, a field guide. Sonoran Institute, Environmental Education Exchange, National Fish and Wildlife Foundation, with funding from many other organizations. Tucson, Arizona: 60 pp. — http://archive.sonoran.org/programs/pdfs/invasive_plants_en.pdf.
- CHEJARA V.K., KRISTIANSEN P., WHALLEY R.D.B., SINDEL B.M. & NADOLNY C., 2008 — Factors affecting germination of Coolatai Grass (*Hyparrhenia hirta*). — *Weed Science*, 56: 543-548.
- CHRISTEN D. & MATLACK G., 2006 — The role of roadsides in plant invasions: a demographic approach. — *Cons. Biol.*, 20 (2): 385-391.
- CHYTRÝ M., MASKELL L., PINO J., PYŠEK P., VILÀ M., FONT X. & SMART S., 2008 — Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison between Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. — *J. appl. Ecol.*, 45: 448-458.
- CHYTRÝ M., PYŠEK P., WILD J., PINO J., MASKELL L. & VILÀ M., 2009 — European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. — *Diversity Distrib.*, 15: 98-107.
- CIPIAF (= CALIFORNIA INVASIVE PLANT INVENTORY ASSESSMENT FORM), 2004. <http://www.cal-ipc.org/ip/inventory/PAF/Pennisetum%20setaceum.pdf>.
- CLARK P.J. & EVANS F.C., 1954 — Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. — *Ecology*, 35: 445-453.
- CONTI F., ABBATE G., ALESSANDRINI A. & BLASI C. (eds.), 2005 — An Annotated Checklist of the Italian Vascular Flora. — Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Direzione per la Protezione della Natura, Dip. Biologia Vegetale, Università degli Studi di Roma La Sapienza, Palombi Ed., Roma, 420 pp.
- CORDELL S. & SANDQUIST D.R., 2008 — The impact of an invasive African bunchgrass (*Pennisetum setaceum*) on water availability and productivity of canopy trees within a tropical dry forest in Hawaii. — *Funct. Ecol.*, 22: 1008-1017.
- CRISAFULLI A., PICONE R.M., SPAMPINATO G. & ZACCONE S., 2003 — Aspetti della conservazione del patrimonio floristico e vegetazionale della Riserva Naturale Orientata "Laghetti

- di Marinello" (Sicilia nord-orientale). — 98° Congr. Soc. Bot. Ital., riassunti: 46.
- DAGET P., 1977a — Le bioclimat méditerranéen: caractères généraux, méthodes de classification. — *Vegetatio*, 34 (1): 1-20.
- DAGET P., 1977b — Le bioclimat méditerranéen: analyse des formes climatiques par le système d'Emberger. — *Vegetatio*, 34 (2): 87-103.
- D'AMICO A. & GIANGUZZI L., 2006 — Note ecologiche e distributive su Poaceae di interesse fitogeografico in Sicilia. — *Naturalista sicil.*, 30: 59-74.
- D'ANTONIO C.M. & VITOUSEK P.M., 1992 — Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. — *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 23: 63-87.
- D'ASARO F., AGNESE C., COSTA G. & LAZZARA P., 2007 — Analisi regionale delle variazioni a lungo termine di grandezze climatiche in Sicilia. — *Conv. I Sezione A.I.I.A.*: 120-122.
- D'ASARO F., LAZZARA P., AGNESE C. & COSTA G., 2008 — Variabilità delle serie storiche di temperatura e precipitazione in Sicilia. — *Atti 11° Conv. Naz. di Agrometeorologia AIAM Innovazione agrometeorologica per i servizi e per la ricerca*: 46-47.
- DEGENER O., 1940 — Flora Hawaiensis, Family 47. *Pennisetum ruppellii*. — Published privately, 2 pp. (estr.).
- DI CASTRI F., HANSEN A.J. & DEBUSSCHE M. (eds.), 1990 — Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin. — *Kluwer Acad. Publ.*, Dordrecht, ix + 463 pp.
- DI MARTINO A. & TRAPANI S., 1964 — Flora e vegetazione dell'Isola delle Femmine. — *Lav. Ist. bot. Giard. colon. Palermo*, 20: 121-159.
- DIA M.G., 1999 — Note sull'espansione di alcune neofite in Sicilia. — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 10: 35-36.
- DIA M.G. & ROMANO S., 1981 — Note sulla diffusione spontanea di alcune piante esotiche nella Sicilia settentrionale ed occidentale. — *Atti Accad. Sci. Lett. Arti di Palermo*, s. 4, 39, Parte I (1979-80): 323-338.
- DIARI OFICIAL DE LA COMUNITAT VALENCIANA, 2009 — Decreto 213/2009 de 20 de novembre. Num. 6151/24.11.2009 — http://diaricomunitatvalenciana.es/portal/portal/2009/11/24/pdf/2009_13396.pdf.
- DRAGO A., CARTABELLOTTA D., LO BIANCO B., MONTEROSSO I., 2002 — Atlante climatologico della Sicilia. Seconda edizione. — *Regione Siciliana, Assessorato Agricoltura e Foreste*, Palermo.
- EMBERGER L., 1955 — Une classification biogéographique des climats. — *Rev. Trav. Lab. Bot. Fac. Sci. Montpellier*, 7: 3-43.
- EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization), 2009 — http://www.eppo.org/QUARANTINE/Alert_List/invasive_plants/Pennisetum_setaceum.htm.
- FEDERICO C., 2007 — La Flora della R.N.O. di Capo Gallo. Guida illustrata con 500 foto a colori. — *Azienda Regionale Foreste Demaniali*, Palermo, 291 pp.
- FENAROLI L., 1959 — La distribuzione dell'ampelodesma (*Ampelodesmos tenax* Link.) in Italia. — *Ann. Sperim. agr.*, n. s., 13 (4): XII-XLII.
- FERRO G., 1980 — La vegetazione di Butera (Sicilia meridionale). — *Atti Ist. bot. Lab. crittog. Univ. Pavia*, s. 6, 13 (1978-79): 51-118.
- FERRO G., 1984 — Osservazioni fitosociologiche sull'Isola di Salina (Arcipelago Eoliano). — *Atti Conv. Lincei*, 62: 107-118.
- FERRO G. & FURNARI F., 1968 — Flora e vegetazione di Stromboli (Isole Eolie). — *Arch. bot. biogeogr. ital.*, s. 4, 44 (1-2): 21-45; 44 (3): 59-87.
- FERRO G. & FURNARI F., 1970 — Flora e vegetazione di Vulcano (Isole Eolie). — *Pubbl. Ist. Bot. Univ. Catania*, 64 + ii pp.
- FICHERA G., FURNARI F. & SCELSI F., 1990a — Contributo alla conoscenza della vegetazione dei

- Monti Climiti (Siracusa). — *Boll. Accad. gioenia Sci. nat.*, Catania, s. 4, 21 (334) (1988): 319-350.
- FICHERA G., FURNARI F. & SCNELSI F., 1990b — Contributo alla conoscenza della vegetazione forestale del Bosco di Ferla (Siracusa). — *Boll. Accad. gioenia Sci. nat.*, Catania, s. 4, 21 (334) (1988): 351-365.
- FIEROTTI G., 1988 — Carta dei suoli della Sicilia (scala 1:250.000). — *Regione Siciliana, Ass. T.T. AA.- Univ. Palermo, Fac. Agraria, Ist. Agron. Generale, Cattedra di Pedologia*.
- FRIGATO V., 1954 — Una nuova pianta naturalizzata italiana: il *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov. — *N. Giorn. bot. ital.*, 60: 925-928.
- FURNARI F. & LONGHITANO N., 1973 — Vegetazione pioniera e rimboschimenti su discariche di calcari bituminosi presso Ragusa (Sicilia meridionale-orientale). — *Boll. Accad. gioenia Sci. nat.*, Catania, s. 4, 12 (1-2): 351-365.
- GALASSO G., CHIOZZI G., AZUMA M. & BANFI E. (eds.), 2008 — Le specie alloctone in Italia: censimenti, invasività e piani d'azione" (Milano, 27-28 novembre 2008). — *Mem. Soc. It. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, 36: 1-96.
- GARCÍA-GALLO A., WILDPRET DE LA TORRE W., RODRÍGUEZ DELGADO O., PÉREZ DE PAZ P.L., LÉON ARENCIBIA M.C., SUAREZ RODRÍGUEZ C. & REYES-BETANCORT J.A., 1999 — El xenófito *Pennisetum setaceum* en las islas Canarias (Magnoliophyta, Poaceae). — *Vieraea*, 27: 133-158.
- GASSÓ N., SOL D., PINO J., DANA E.D., LLORET F., SANZ-ELORZA M., SOBRINO E. & VILÀ M., 2009 — Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. — *Diversity Distrib.*, 15: 50-58.
- GENTILE S., 1961 — Confronto fra alcuni aspetti della vegetazione della Sicilia e della Calabria. — *Arch. bot. biogeogr. ital.*, 37: 229-234.
- GIANGUZZI L., 1999 — Il paesaggio vegetale dell'isola di Pantelleria. — *Collana Sicilia Foreste n° 6, Regione Siciliana, Azienda Foreste Demaniali*, Palermo, 192 pp. + 1 carta (scala 1:20.000).
- GIANGUZZI L., ILARDI V. & RAIMONDO F.M., 1996 — La vegetazione del promontorio di Monte Pellegrino (Palermo). — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 4 (1993): 79-137.
- GIARDINA G., RAIMONDO F.M., SPADARO V., 2007 — A catalogue of plants growing in Sicily. — *Boccone*, 20: 5-582.
- GOERGEN E. & DAEHLER C.C., 2001a — Reproductive ecology of native Hawaiian grass *Heteropogon contortus*; Poaceae) versus its invasive alien competitor (*Pennisetum setaceum*; Poaceae). — *Int. J. Pl. Sci.*, 162: 317-326.
- GOERGEN E. & DAEHLER C.C., 2001b — Inflorescence damage by insects and fungi in native pili grass (*Heteropogon contortus*) versus alien fountain grass (*Pennisetum setaceum*) in Hawai'i. — *Pac. Sci.*, 55: 129-136.
- GOERGEN E. & DAEHLER C.C., 2002 — Factors affecting seedling recruitment in an invasive grass (*Pennisetum setaceum*) and a native grass (*Heteropogon contortus*) in the Hawaiian Islands. — *Plant Ecol.*, 161: 147-156.
- GREUTER W., BURDET H.M. & LONG G. (eds.), 1984-1989 — Med-Checklist. — *Ed. Conservatoire et Jardin Botanique de la Ville de Genève*, Genève, voll. 1, 3 e 4.
- GRILLO M. & MARCHESE M., 2004 — Locations of *Ampelodesmos mauritanicus* (Poaceae) on Mt. Etna (Sicily). — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 15: 81-82.
- HELLMANN J.J., BYERS J.E., BIERWAGEN B.G. & DUKES J.S., 2008 — Five potential consequences of Climate Change for invasive species. — *Cons. Biol.*, 22 (3): 534-543.
- HIERRO J.L., MARON J.L. & CALLAWAY R.M., 2005 — A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced *and* native range. — *J. Ecol.*, 93: 5-15.

- HIGGINS S.I., RICHARDSON D.M. & COWLING R.M., 1996 — Modeling invasive plant spread: the role of plant-environment interactions. — *Ecology*, 77 (7): 2043-2054.
- JULVE P., 1993 — Synopsis phytosociologique de la France (communautés de plantes vasculaires). — *Lejeunia*, n. s., 140: 1-160.
- KNIGHT K.S. & REICH P.B., 2005 — Opposite relationships between invasibility and native species richness at patch versus landscape scales. — *Oikos*, 109 (1): 81-88.
- LA MANTIA T., 2009 — La biodiversità delle formazioni naturali e seminaturali in Sicilia: cambiamenti e ipotesi di gestione. — *Atti III Congr. Naz. Selvicoltura*, Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze: 199-204.
- LAMBTON P.W., LLORET F. & HULME P.E., 2008a — Do non-native species invasions lead to biotic homogenization at small scales? The similarity and functional diversity of habitats compared for alien and native components of Mediterranean floras. — *Diversity Distrib.*, 14: 774-785.
- LAMBTON P.W., LLORET F. & HULME P.E., 2008b — Do alien plants on Mediterranean islands tend to invade different niches from native species? — *Biol. Invasions*, 10 (5): 703-716.
- LAMBTON P.W., PYŠEK P., BASNOU C., HEJDA M., ARIANOUTSOU M., ESSL F., JAROŠIK V., PERGL J., WINTER M., ANASTASIU P., ANDRIOPOULOS P., BAZOS I., BRUNDU G., CELESTI-GRAPOW L., CHASSOT P., DELIPEITROU P., JOSEFSSON M., KARK S., KLOTZ S., KOKKORIS Y., KÜHN I., MARCHANTE H., PERGLOVA I., PINO J., VILÀ M., ZIKOS A., ROY D. & HULME P.E., 2008c — Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. — *Preslia*, 80: 101-149.
- LE ROUX J.J., WIECZOREK A.M., WRIGHT M.G. & TRAN C.T., 2007 — Super-genotype: global monoclinality defies the odds of nature. — *PLoS ONE*: 2 (7) e 590: 1-9.
- LITAV M., 1972 — Factors determining the distribution pattern of *Hyparrhenia hirta* (L.) Stapf. on different expositions and slopes in the Judean hills. — *Isr. J. Bot.*, 21: 76-89.
- LITTON C.M., SANDQUIST D.R. & CORDELL S., 2006 — Effects of non-native grass invasion on aboveground carbon pools and tree population structure in a tropical dry forest of Hawaii. — *For. Ecol. & Manage.*, 231: 105-113.
- LLORET F., MÉDAIL F., BRUNDU G. & HULME P.E., 2008 — Local and regional abundance of exotic plant species on Mediterranean islands: are species traits important? — *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 13: 37-45.
- LUNDHOLM J.T. & LARSON D.W., 2004 — Dominance as an overlooked measure of invader success. — *Biol. Invasions*, 6 (4): 505-510.
- MACDOUGALL A.S., GILBERT B. & LEVINE J.M., 2009 — Plant invasions and the niche. — *J. Ecol.*, 97: 609-615.
- MARCENÒ C. & COLOMBO P., 1982 — Su alcuni esempi di vegetazione ad *Erica multiflora* L. (*Erico-Polygaletum preslii* dei *Cisto-Ericetalia*) sui Monti di Palermo (Sicilia). — *Rev. Biol. Ecol. Medit.*, 9 (2-3): 85-94.
- MARCO D.E., PAEZ S.A. & CANNAS S.A., 2002 — Species invasiveness in biological invasions: a modelling approach. — *Biol. Invasions*, 4 (1-2): 193-205.
- MEDIO AMBIENTE CANARIAS, 1999 — Eradicaci de *Pennisetum setaceum* en La Palma. — <http://www.gobiernoacanarias.org/cmayot/medioambiente/centrodocumentacion/publicaciones/revista/1999/15/217/index.html>.
- MINGO A., MAGLIULO V. & MAZZOLENI S., 1998 — Ecophysiology of five Mediterranean perennial grasses: II) Effects of shade on gas exchange. — *Plant Biosystems*, 132 (1): 21-27.
- MINISSALE P., 1995 — Studio fitosociologico delle praterie ad *Ampelodesmos mauritanicus* della Sicilia. — *Colloq. Phytosoc.*, 21 (1993): 615-652.
- MOLINIER R. & MOLINIER R., 1955 — Observations sur la végétation littorale de l'Italie occidentale et de la Sicile. — *Arch. bot. biogeogr. ital.*, 31, s. 3, 15 (1): 1-35; 15 (3): 129-161; 16 (1): 13-33.

- MOONEY H.A. & DRAKE J.A., 1989 — Chapter 22. Biological Invasions: a SCOPE Program Overview: Pp. 492-506 in: Drake J.A., Mooney H.A., Di Castri F., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmánek M. & Williamson M.H. (eds.) Biological invasions: a Global Perspective. — *SCOPE*, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, U.K.
- MUCINA L., 1997 — Conspectus of classes of European vegetation. — *Folia Geobot. Phytotax.*, 32: 117-172.
- MYERS J.H. & BAZALY D. (eds.), 2003 — Ecology and control of introduced plants. — *Cambridge University Press*, Cambridge, xiv + 313 pp.
- NORTON D.A. & KELLY D., 1988 — Mast seeding over 33 years by *Dacrydium cupressinum* Lamb. (rimu) (Podocarpaceae) in New Zealand: the importance of economies of scale. — *Funct. Ecol.*, 2: 399-408.
- OTTONELLO D. & MARCENÒ C., 1991 — *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov.: biologia, distribuzione e utilizzazione nel restauro ambientale in provincia di Palermo. — *Giorn. Bot. ital.*, 125 (3): 323.
- PÉREZ DE PAZ P.L., GARCÍA GALLO A. & HEENE A., 1999 — Control y erradicación del «rabo-gato» (*Pennisetum-setaceum*) en la isla de La Palma. — Santa Cruz de la Palma, 124 pp.
- PIGNATTI S., 1982 — Flora d'Italia. — *Edagricole*, Bologna. Vol. III: Pp. 504, 614 e 618-619.
- PIGNATTI S. & MENGARDA F., 1962 — Un nuovo procedimento per l'elaborazione delle tabelle fitosociologiche. — *Rendic. Accad. naz. Lincei*, s. 3, 32 (2): 215-221.
- PIGNATTI S. & PIGNATTI WIKUS E., 1963 — Contribuzione alla flora siciliana. — *Pubbl. Ist. Bot. Univ. Trieste*, 14: 5, 13-14.
- POULIN J., SAKAI A.K., WELLER S.G. & NGUYEN T., 2007 — Phenotypic plasticity, precipitation, and invasiveness in the fire-promoting grass *Pennisetum setaceum* (Poaceae). — *Amer. J. Bot.*, 94 (4): 533-541.
- POULIN J., WELLER S.G. & SAKAI A.K., 2005 — Genetic diversity does not affect the invasiveness of fountain grass (*Pennisetum setaceum*) in Arizona, California and Hawaii. — *Diversity Distrib.*, 11: 241-247.
- RAIMONDO F.M., 1975 — Note su alcune neofite della flora siciliana. — *Arch. bot. biogeogr. ital.*, n. s., 51 (3): 134-140.
- RAIMONDO F.M., DOMINA G., SPADARO V. & AQUILA G., 2005a — Prospetto delle piante avventizie e spontaneizzate in Sicilia. — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 15 (2004): 153-164.
- RAIMONDO F.M., DOMINA G., SPADARO V. & AQUILA G., 2005b — Aggiunte al "Prospetto delle piante avventizie e spontaneizzate della Sicilia". — *Quad. Bot. ambientale appl.*, 16 (2005): 219-220.
- RAIMONDO F.M. & MAZZOLA P., 1984 — Aggiunte alla flora delle Madonie (Sicilia). — *Atti Accad. Sci. Lett. Arti Palermo*, s. 4, 40 (1) (1980-81): 231-241.
- RAIMONDO F.M., MAZZOLA P. & DOMINA G., 2004 — Check-list of the vascular plants collected during Iter Mediterraneum III. — *Bocconea*, 17: 174.
- RAIMONDO F.M. & ROSSITTO M., 1978 — La vegetazione della laguna e dell'arenile di Oliveri-Tindari (Messina) e problemi relativi alla sua tutela. — *Giorn. bot. ital.*, 112 (4): 309-310.
- RAUNKJÆR C., 1934 — The life form of plants and statistical plant geography. — *Oxford University Press*, Oxford, UK.
- REYES-BETANCOURT J.A., LEÓN M. & GARCÍA GALLO A., 1999 — Consideraciones acerca del género *Pennisetum* en Canarias (Magnoliophyta, Poaceae). — *Vieraea*, 27: 205-216.
- RICHARDSON D.M., PYŠEK P., REJMANEK M., BARBOUR M.G., PANETTA F.D. & WEST C., 2000 — Naturalisation and invasion of alien plants: concept and definitions. — *Diversity Distrib.*, 6: 93-107.
- RIVAS-MARTÍNEZ S., 1978 — Sur la syntaxonomie des pelouses thérophytiques de l'Europe occidentale. — *Coll. Phytosoc.*, 6 (1977): 55-71.
- RIVAS-MARTÍNEZ S., WIDPRET DE LA TORRE W., DEL ARCO AGUILAR M., RODRÍGUEZ O., PÉREZ DE

- PAZ P.L., GARCÍA-GALLO A., ACEBES GINOVÉS R., DÍAZ GONZÁLEZ T.E. & FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ F., 1993b — Las comunidades vegetales de la Isla de Tenerife (Islas Canarias). — *Itinera Geobot.*, 7: 169-374.
- RIVAS-MARTÍNEZ S., WILDPRET DE LA TORRE W., DÍAZ GONZÁLEZ T. E., PÉREZ DE PAZ P. L., DEL ARCO AGUILAR M. & RODRÍGUEZ DELGADO O., 1993a — Sinópsis de la vegetación de la Isla de Tenerife (Islas Canarias): Guía de la excursión. — *Itinera Geobot.*, 7: 5-167.
- RONDISVALLE G.A., 1973 — Flora e vegetazione dell'isola di Ustica. — *Lav. Soc. ital. Biogeogr.*, n. s., 3 (1972): 3-63.
- ROSSITTO M., 1986 — Rinvenimento di *Pennisetum setaceum* (Forsskal) Chiov. (Graminae) nella Sicilia nord-orientale e considerazioni sulla sua distribuzione in Italia. — *Atti Accad. Sci. Lett. Arti Palermo*, s. 5, 4 (1) (1984): 29-36.
- SCELSI F. & PUGLISI M., 1995 — Osservazioni sulla vegetazione del Castello Eurialo e delle mura diognigiane di Siracusa (Sicilia sud-orientale). — *Giorn. bot. ital.*, 129 (2): 278 (abstract).
- SCUDERI L. & PASTA S., *in stampa* — Contributo alla flora vascolare della provincia di Trapani IV. Nuovi dati distributivi su alcune xenofite e diverse piante d'interesse fitogeografico. — *Naturalista sicil.*, 35.
- SCUDERI L., 2006 — Flora e vegetazione della provincia di Trapani (Sicilia). Tesi di Dottorato in Scienze Ambientali "Fitogeografia dei Territori Mediterranei" (XIX Ciclo). — *Università degli Studi di Catania*, 541 pp.
- SIMPSON C.E. & BASHAW E.C., 1969 — Cytology and reproductive characters in *Pennisetum setaceum*. — *Amer. J. Bot.*, 56: 31-36.
- SORTINO S., LA MANTIA A., ORLANDO L. & SORTINO M., 2004 — Autoecological observations on *Pennisetum setaceum* (Forsskal) Chiovenda in Sicily. — *Proceed. XI O.P.T.I.M.A. Meeting*: 133.
- STEMMERMAN L. & IHSLE T., 1993 — Replacement of *Metrosideros polymorpha*, 'Ohī'a, in Hawaiian Dry Forest Succession. — *Biotropica*, 25 (1): 36-45 1993.
- TRAPANI S., 1965 — *Pennisetum ruppellii* Steud. avventizia nel Palermitano. — *Lav. Ist. bot. Giard. colon. Palermo*, 21: 68-73.
- TUNISON J.T., 1992 — *P. setaceum* control in Hawaii Volcanoes National Park: management considerations and strategies. — Pp. 376-393 in: Stone C.P., Smith C.W., Tunison J.T. (eds.), "Alien Plant invasions in native ecosystems of Hawai'i: management and research". — *University of Hawai'i Press*, Honolulu.
- TUTIN T.G., HEYWOOD V.H., BURGESS N.A., CHATER A.O., EDMONSON J.R., HEYWOOD V.H., MOORE D.M., VALENTINE D.H., WALTERS S.M. & WEBB D.A. (eds.), 1993 — Flora Europaea. — *Cambridge University Press*, Cambridge, London, New York, Melbourne, ed. 2, vol. 1.
- TUTIN T.G., HEYWOOD V.H., BURGESS N.A., VALENTINE D.H., WALTERS S.M. & WEBB D.A. (eds.), 1964-1980 — Flora Europaea. — *Cambridge University Press*, Cambridge, London, New York, Melbourne, 5 voll.
- USHER M.B., 1988 — Biological invasions of nature reserves: a search for generalizations. — *Biol. Cons.*, 44: 119-135.
- VIEGI L., CELA RENZONI G. & GARBARI F., 1974 — Flora esotica d'Italia. — *Lav. Soc. ital. biogeogr.*, n. s., 4 (1973): 125-220.
- VILÀ M. & LLORET F., 2000 — Seed dynamics of the mast seeding tussock grass *Ampelodesmos mauritanica* in Mediterranean shrublands. — *J. Ecol.*, 88: 479-491.
- VILÀ M., LLORET F., OGHIERI E. & TERRADAS J., 2001 — Positive fire-grass feedback in Mediterranean Basin woodlands. — *For. Ecol. & Manage.*, 147: 3-14.
- VILÀ M., SIAMANTZIOURAS A.-S.D., BRUNDU G., CAMARDA I., LAMBDOU P., MÉDAIL F., MORAGUES E., SUEHS C.M., TRAVESET A., TROUMBIS A.Y. & HULME P.E., 2008 — Widespread

- resistance of Mediterranean island ecosystems to the establishment of three alien species. — *Diversity Distrib.*, 14: 839-851.
- VITOUSEK P.M., 1990 — Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. — *Oikos*, 57: 7-13.
- WAGNER W.L., HERBST D.R. & SOHMER S.H., 1990 — Manual of the flowering plants of Hawaii. — *University of Hawai'i Press*, Honolulu.
- WEBER E.F., 1997 — The alien flora of Europe: a taxonomic and biogeographic review. — *J. Veg. Sci.*, 8: 565-572.
- WELLS M.J., POYNTON R.J., BALSINHAS A.A., MUSIL C.F., JOFFE H., VAN HOEPEN E. & ABBOTT S.K., 1986 — The history of introduction of invasive alien plants to southern Africa. — Pp. 21-35 in: Macdonald I.A.W., Kruger F.J. & Ferrar A.A. (eds.), *The Ecology and Management of Biological Invasions in Southern Africa*. — *Oxford University Press*, Cape Town.
- WHITNEY K.D. & GABLER C.A., 2008 — Rapid evolution in introduced species, 'invasive traits' and recipient communities: challenges for predicting invasive potential. — *Diversity Distrib.*, 14: 569-580.
- WILLIAMS D.G. & BLACK R.A., 1993 — Phenotypic variation in contrasting temperature environments: growth and photosynthesis in *Pennisetum setaceum* from different altitudes on Hawaii. — *Funct. Ecol.*, 7 (5): 623-633.
- WILLIAMS D.G. & BLACK R.A., 1996 — Effects of nutrient amendment and environment on growth and gas exchange for introduced *Pennisetum setaceum* in Hawaii. — *Canad. J. Bot.*, 74: 268-275.
- WILLIAMS D.G., MACK R.N. & BLACK R.A., 1995 — Ecophysiology of introduced *Pennisetum setaceum* on Hawaii: the role of phenotypic plasticity. — *Ecology*, 76 (5): 1569-1580.
- WILLIAMSON M.H., 1996 — Biological invasions. — *Chapman & Hall*, London, 277 pp.

Indirizzo degli Autori — E. BADALAMENTI, T. LA MANTIA, Viale delle Scienze Ed. 4, Ingr. H - 90128 Palermo; e-mail: emiliok2@libero.it, tommasolamantia@unipa.it; S. PASTA, via Vittorio Ziino, 60/A - 90126 Palermo; e-mail: salvatore.pasta@alice.it