

Potenziale impatto dei cambiamenti climatici nell'evoluzione floristica di fitocenosi spontanee in agroecosistemi mediterranei

Stefano Benvenuti*

Dipartimento di Biologia delle Piante Agrarie, Università di Pisa
Via Delle Piagge 23, 56124 Pisa

Società Italiana per la Ricerca sulla Flora Infestante

Riassunto

Alla luce degli scenari climatici previsti nei periodi futuri sono state esaminate le più probabili ripercussioni che questi eventi possono comportare sulla dinamica della flora infestante. A tal fine sono stati presi in considerazione i singoli parametri climatici che sono stati poi sovrapposti alle caratteristiche biologiche delle varie specie in modo da prevedere sia la loro evoluzione floristica che loro sostenibilità di gestione nei vari agroecosistemi mediterranei. Emerge come sia gli incrementi termici che l'aumento della concentrazione di CO₂ tendano ad esaltare le caratteristiche di ruderalità a livello quantitativo e di brevità della fase riproduttiva. Inoltre, l'aumento dei fattori di stress (termici, idrici, UV-B, ecc.) incrementano quella tendenza alla de-specializzazione che è una caratteristica tipica di molte delle più temute malerbe. La dinamica delle condizioni ambientali avverse, derivante persino da eventi estremi di opposta azione biologica (ad esempio siccità e sommersione), sembra destinata ad avere un impatto sinergico con quei disturbi agronomici che fin dalla nascita dell'agricoltura hanno selezionato le specie definite "segetali" in quanto tipicamente in grado di persistere in ambiente altamente disturbato. Le caratteristiche di resilienza sembrano quindi destinate ad accrescere la loro importanza selezionando così fitocenosi sempre meno diversificate. Questa riduzione della biodiversità sembra incrementare il rischio di ingresso di specie esotiche, spesso provenienti da aree più calde e siccitose, alcune delle quali di tipo parassita. In ogni caso la loro aggressività nei confronti della flora nativa può persino essere esaltata da quei fattori di stress biotico od abiotico non presenti nelle aree di origine. Specie già oggi rare sembrano destinate all'estinzione soprattutto se la loro biologia presuppone fragili interazioni mutualistiche con organismi animali come ad esempio nel caso della flora entomogama. Tale simultanea presenza risulta infatti minata dal progressivo scollamento tra foto-periodo e termo-periodo che tende a de-sincronizzare le rispettive fasi fenologiche. Questa probabile evoluzione floristica, destinata ad aumentare le specie autogame ed anemofile, tenderà a peggiorare i già degradati aspetti paesaggistici del territorio agrario nonché a favorire problemi alla salute umana derivanti dall'aumento di polline aerodisperso ad attività allergenica. Si conclude che le fitocenosi spontanee appaiono molto meno vulnerabili delle colture in seguito ai previsti cambiamenti climatici. Ciò sembra presupporre un crescente uso di fitofarmaci come già previsto sia nel settore entomologico che fitopatologico. È stato infine ipotizzato che una delle possibili strategie agronomiche del futuro possa prevedere piani di miglioramento genetico delle colture volti alla ottimizzazione della loro plasticità ambientale mediante l'utilizzo del germoplasma dei loro progenitori spontanei.

Parole chiave: biodiversità, agroecosistema, cambiamenti climatici, flora infestante, evoluzione floristica.

Summary

POTENTIAL IMPACT OF CLIMATIC CHANGES ON FLORISTIC EVOLUTION OF PHYTOCOENOSES IN MEDITERRANEAN AGROECOSYSTEMS

In order to predict the potential agronomic scenarios of the future, the probable involvements of climatic changes on weed dynamics were analyzed. In this perspective the several climatic parameters were examined and overlapped to the biological characteristics of the different species to predict both: weed evolution and the sustainability of the relative management. Thermal and CO₂ increasing favour the weed ruderality in terms of seed quantity and

* Autore corrispondente: tel.: +39 050 2216500; fax: +39 050 2216524. Indirizzo e-mail: Sbenve@agr.unipi.it

velocity of seed set. In addition the increasing of stress factors (thermal, drought, UV-B, etc.) favour the de-specialization trend as typically occurs in the most persistent weeds. Adverse climatic dynamics, even due to events of opposite biological action (for example drought and flooding), appears to have a synergistic impact with the agronomic disturbances. Indeed these additive disturbances increase the selective pressure of the phytocoenoses and play a crucial role in the allowing survival only to the “segetal” weeds as well it occurs from the origin of agriculture. Consequently, the different degree of resilience induces a decreasing of the phytocoenoses complexity. This biodiversity reduction appears to increase the risk of exotic weed invasion overall regards to species from warmer and more arid environments (potentially even parasite species). Their invasivity could be increased by biotic or abiotic stress factors that are not present in their native environment. The fate of rare weeds appears to go to their extinction, overall if their dynamics is linked to fragile mutualistic interaction as it occurs in the case of entomogamous species. Indeed such simultaneous presence (flora and pollinator fauna) is mined by the progressive differences between photoperiod and thermoperiod and the consequent de-synchronization of their phenological phases. This virtual weed evolution through the increasing of the richness of self- and wind-pollinated weeds will involve both: 1) the agricultural landscape degradation; 2) a worse human health because of atmosphere rich of allergenic pollen. In conclusion, weed phytocoenoses appear to be less vulnerable of the relative crops to the climatic injuries. This higher crop vulnerability will increase the pesticides use as well as already predicted regards to entomologic and phytopatologic aspects. Finally, an agronomic strategy of the future was hypothesized. This is based on the germplasm utilization of the wild types in order to increase the environmental crop plasticity in the predicted climatic scenarios.

Key-words: agroecosystem biodiversity, climatic changes, floristic evolution, weeds.

Introduzione

La crescente sensibilità alle problematiche ambientali che si sono verificate negli ultimi decenni ha determinato un conseguente allarmismo sulle ripercussioni negative che l'uomo può generare sia nei confronti degli ecosistemi naturali che degli agroecosistemi. Non è facile distinguere i cambiamenti climatici naturali da quelli antropogenici, anche se questa ultima ipotesi è ritenuta altamente probabile (Collins et al., 2007). Tuttavia, indipendentemente dalle cause, risulta evidente che il clima sta repentinamente e progressivamente cambiando mettendo a dura prova l'equilibrio delle interazioni reciproche di biocenosi animali e vegetali. In questo ambito, risulta di cruciale importanza poter prevedere se, ed in che misura, tali cambiamenti climatici possono interferire sulla sostenibilità ecologica dell'uomo nelle future generazioni (Schneider et al., 1998). Ne consegue che assume un crescente interesse poter prevedere la dinamica della produttività e sostenibilità dei vari sistemi colturali sia nel medio che nel lungo periodo. Tra gli aspetti di maggiore importanza agronomica risulta di notevole interesse poter simulare l'evoluzione floristica delle fitocenosi spontanee dato che esse risultano fortemente coinvolte nel processo produttivo in quanto in grado di interagire negativamente sia con il risultato quantitativo e quali-

tativo della coltura. E' stato infatti dimostrato che nei periodi futuri alcune malerbe possano avvantaggiarsi più di altre nei nuovi scenari climatici tanto che la loro diffusione può essere utilizzata come “indicatore biologico” dell'affermazione delle nuove condizioni ecologiche (De Groot et al., 1995). La modificazione dei parametri ambientali darà, in altre parole, un impulso di nuove dinamiche evolutive in quanto i nuovi scenari ecologici si ripercuoteranno in nuove interazioni (sia allelopatiche che competitive), in grado di selezionare comunità vegetali più adatte a persistere alle mutate condizioni climatiche (Brooker, 2006).

Prima di iniziare l'analisi delle probabili interazioni dei cambiamenti climatici nei confronti dell'evoluzione floristica dell'agroecosistema risulta opportuno evidenziare le caratteristiche generali che contraddistinguono le malerbe. Queste ultime sono le specie vegetali che sono risultate particolarmente resilienti ai disturbi agronomici grazie a strategie di persistenza come ad esempio la rapida ed elevata e attività riproduttiva, la spiccata dormienza e longevità dei semi, l'adattabilità a numerose situazioni pedo-climatiche ed agronomiche (Jordan e Jannink, 1997).

E' curioso notare che da sempre le malerbe si sono co-evolute in funzione della tipologia e frequenza dei disturbi agronomici effettuati all'interno dell'agroecosistema (Baker, 1974),

mentre oggi, al contrario, i cambiamenti climatici rappresentano un ulteriore fattore di evoluzione floristica derivante, in questo caso, dall'attività dell'uomo riflessa da ambienti lontani come quelli urbani, peri-urbani ed industriali spesso inseriti a mosaico all'interno delle più vaste aree agricole. Sorge spontanea una considerazione: ma perchè questi cambiamenti climatici possono rappresentare una minaccia per la sostenibilità ecologica dei nostri agroecosistemi anche sotto un profilo malerbologico? Il motivo ruota intorno al fatto che le complesse fitocenosi infestanti hanno una biodiversità genetica, sia intra- che inter-specifica, straordinariamente più elevata rispetto alle colture. Queste ultime sono infatti estremamente minori sia numericamente che geneticamente in quanto il germoplasma delle colture risulta decisamente produttivo ma "appiattito" in termini di base genetica. Gran parte dei geni presenti nei biotipi originari nonché nelle antiche cultivar sono stati infatti persi nei programmi di miglioramento genetico. Ne consegue che mentre la flora spontanea può evolvere rapidamente i biotipi più adatti alle nuove condizioni climatiche, le colture sono legate ad una minore flessibilità ambientale con la conseguenza che esse risultano penalizzate nell'interazione con l'elevata dinamicità delle comunità vegetali che tendono a modificarsi nel tempo. In altre parole viene ipotizzato che la produttività delle colture agrarie possa risultare più "vulnerabile" dai cambiamenti climatici rispetto alla dinamica delle fitocenosi infestanti che sembrano destinate a trovare vantaggio dalla rottura degli equilibri ecologici coltura-malerba in scenari agronomici ancora sconosciuti (Goudriaan e Zadoks, 1995). Tale analisi dei vari aspetti di vulnerabilità dell'agroecosistema ha infatti destato un crescente interesse per la prevedibilità della sua sostenibilità non solamente in un futuro prossimo ma anche nel medio e nel lungo termine (Metzger et al., 2006). Lo scopo di questo lavoro è stato quello di esaminare le potenziali ripercussioni che i singoli cambiamenti climatici possono indurre nella dinamica delle singole specie per tentare poi di sintetizzarne le più probabili evoluzioni floristiche complessive nei futuri agroecosistemi. A questo scopo sono stati rilevati in letteratura i più importanti mutamenti climatici rilevati sia a livello mondiale che del nostro ambiente mediterraneo per tentare di prevedere le specie destinate a "vincere" ed a "perdere" (Ba-

skin, 1998) in questa nuova sfida fitosociologica del futuro.

Andamento termico

Durante l'ultimo secolo la temperatura ha mostrato aumentati che sono stati stimati tra gli 0,6 (Walther et al., 2002) e gli 0,75 °C (Osborne et al., 2000). Nonostante questa non perfetta coincidenza dei dati numerici, sono ormai tutti concordi nel ritenere che i "gas serra" siano i principali responsabili del riscaldamento del nostro pianeta. Tra questi il vapore acqueo risulta il più direttamente coinvolto nel fenomeno anche se la sua azione risulta affiancata dall'attività da una complessa miscela di gas la cui concentrazione risulta strettamente in funzione dell'attività umana. Sono ad esempio molto attivi gas come anidride carbonica (CO₂), metano (CH₄), ossido nitroso (N₂O) ed i clorofluorocarburi (CFCs) (O'Neill e Oppenheimer, 2002). Tra questi "gas serra" l'N₂O risulta avere una marcata azione biologica dal momento che una sua sola molecola mostra la stessa azione di 200 molecole di CO₂ (Ashmore, 1990). Risulta importante evidenziare al riguardo la prevalente origine antropica dell'ossido nitroso (tende purtroppo ad incrementare annualmente dello 0,25%) dal momento che esso deriva per almeno il 20% delle emissioni totali dalla denitrificazione dei fertilizzanti azotati distribuiti in agricoltura (Patterson, 1995). Indipendentemente dalle cause di questo incremento termico è evidente che tale progressiva tendenza porterà dei marcati cambiamenti nelle fitocenosi spontanee dal momento che questo parametro risulta di cruciale importanza nel favorire, od ostacolare, lo sviluppo delle singole specie. Il ritmo di crescita di ogni malerba è infatti fortemente influenzato dalla temperatura in quanto essa può risultare più o meno vicina agli ottimi termici nei quali risulta massima la fotosintesi clorofilliana (Benvenuti et al., 1994). Un cambiamento apparentemente irrilevante risulta invece in grado di mutare gli equilibri competitivi (Patterson, 1995), sia malerba-malerba che malerba-coltura, causando così l'affermazione delle specie meglio in grado di esaltare la crescita in concomitanza con tali modificazione termiche. Ne consegue come le specie definibili più "macroterme" siano quelle destinate ad incre-

mentare la propria incidenza nelle varie associazioni floristiche presenti nell'agroecosistema. Le varie specie appartenenti al genere *Amaranthus* (*A. retroflexus*, *A. hybridus*, *A. blitoides*, *A. graecizans*, etc.), possono rappresentare un chiaro esempio di malerbe destinate ad aumentare la loro invasività in funzione della loro spiccata risposta fisiologica alle elevate temperature (Selinioti et al., 1985). Anche le interazioni competitive coltura-malerva sono destinate a modificarsi in seguito all'aumento della temperatura e solitamente ciò avviene a scapito della produttività della coltura (Wright et al., 1999; Tungate et al., 2007). Risulta inoltre opportuno sottolineare che, in generale, le specie macroterme hanno anche il vantaggio di dar luogo a flussi di emergenza primaverili in epoca precoce dal momento che il verificarsi delle soglie minime richieste per la germinazione (Benvenuti e Macchia, 1993) risultano meno limitanti. È curioso notare che l'incremento termico dei periodi autunno-invernali, unitamente alle condizioni solitamente umide del suolo, potrebbe comportare un potenziale "handicap" per alcune malerbe in quanto in grado di favorire malattie fungine dei semi interrati. Ciò sembra essere tuttavia escluso a causa della spiccata rusticità dei semi (Leishman et al., 2000) spesso dotati di apposite sostanze allelopatiche sul tegumento come dimostrato in *Abutilon theophrasti* (Paszkowski e Kremer, 1988). Al contrario, un ulteriore vantaggio consegnato a molte malerbe dagli incrementi termici si verifica in epoca autunnale da momento che le ormai tipiche temperature miti di questi periodi tendono a rallentare la loro senescenza consentendo così di allungarne il ciclo e, conseguentemente, la relativa produzione di seme come rilevato in diverse malerbe (Benvenuti et al., 2007). È stato infatti osservato in varie parti d'Europa che la stagione di crescita di molte specie a ciclo primaverile-estivo si sia ampliata consentendo una maggiore crescita stagionale soprattutto per le specie a sviluppo spiccatamente indeterminato (Menzel et al., 1999). Tale mutamento è stato osservato soprattutto alle maggiori latitudini dove la temperatura risulta un fattore maggiormente limitante (Myneni, 1997) e conseguentemente possono completare il ciclo biologico anche specie più esigenti in termini di "somme termiche" necessarie al completamento della fase riproduttiva. Alle minori latitudini tale amplia-

mento del termoperiodo sembra destinato non tanto a modificare il numero di specie in grado di completare il proprio ciclo biologico, quanto ad aumentare quelle specie in grado di prolungare la fioritura e disseminazione in virtù del relativo "opportunità" ecologico. Un chiaro esempio è fornito dalla *Datura stramonium*, specie che tende a protrarre il periodo di fioritura fino all'arrivo delle prime gelate. Non è inoltre escluso che alcune specie a ciclo breve possano mostrare più generazioni all'anno dal momento che il loro "range" di crescita risulta ampliato sia nei periodi primaverili che autunnali. Le popolazioni di seconda generazione, di malerbe a ciclo estivo, potrebbero persino infestare le prime fasi della successiva coltura autunno-vernina come nel caso del frumento. Durante i decorsi autunnali miti sono infatti in crescita i casi di infestazioni di specie macroterme nella coltura di frumento nelle prime fasi di crescita, fenomeno che al momento risulta avere scarsa importanza agronomica dal momento che le prime gelate sono sufficienti ad eliminare tali infestazioni. Se tuttavia tali eventi dovessero rarefarsi, scomparire, o comunque ritardare, l'interferenza con la coltura non sarebbe più trascurabile e sarebbero quindi necessari interventi mirati alla gestione di tale infestazione.

Oltre che una maggiore propagazione per seme l'aumento della temperatura potrebbe favorire anche la propagazione vegetativa. Infatti gli inverni miti tendono a rendere perenni specie solitamente annuali, come nel caso di alcune specie appartenenti alla famiglia delle Solanacee, che terminano il loro ciclo biologico in concomitanza con le prime gelate invernali. Ciò è stato già notato in "isole di calore" di ecosistemi urbani nei quali il *Solanum nigrum*, solitamente a ciclo annuale, tende a divenire perenne (Benvenuti, 2004). È stato infatti mostrato che negli ultimi decenni si è drasticamente ridotta la frequenza delle gelate invernali anche in aree dell'Europa centrale (Walther et al., 2002) e ciò potrebbe portare ad un incremento della capacità di sopravvivenza di molte specie come già osservato in Canada nel caso di alcune colture foraggere (Bélanger et al., 2002). Si ritiene quindi probabile che tale fenomeno possa estendersi anche alle comunità vegetali dell'agroecosistema. Comunque l'incremento termico non risulta importante solamente nell'affermazione ecologica delle specie più esigenti

ma anche nella riduzione delle specie definibili “microterme” in quanto adattatesi a trascorrere alcune fasi di sviluppo in condizioni di freddo. Ne consegue che tali specie possano andare incontro a rarefazione, almeno nelle aree più a sud del Bacino mediterraneo, e risultare circoscritte sia alle maggiori latitudini nord europee che alle maggiori altitudini delle zone montane. Alcune specie a ciclo biologico autunno-invernale hanno talvolta persino esigenze, più o meno marcate, di “vernalizzazione” e cioè necessitano di periodi freddi. Ciò in quanto questi ultimi inducono il passaggio dalla fase vegetativa a quella riproduttiva (Michaels e Amasino, 2000). Esempi di specie con probabili problemi di “viraggio” (da fase vegetativa a riproduttiva) sono dati da alcune graminacee microterme come l'*Alopecurus myosuroides* (Chavel et al., 2002) od appartenenti ad i generi *Bromus* (Meyer, 2004) ed *Avena* (Darmency e Aujas, 1986).

L'ingresso di specie esotiche pervenute da ambienti più caldi, essenzialmente dal sud del Bacino mediterraneo, è comunque il più probabile e negativo dei fenomeni biologici derivanti dall'incremento della temperatura (Cronk, 1995) aspetto che sarà più ampiamente discusso nei successivi paragrafi.

De-sincronizzazione termoperiodo-fotoperiodo

Il fotoperiodismo è il ben noto fenomeno attraverso il quale le piante riescono a percepire la stagione a loro ecologicamente idonea per poter passare dalla fase vegetativa a quella riproduttiva (Salisbury, 1961) e ciò avviene mediante vari recettori tra cui il più importante è il fitocromo (Lin, 2000). Tale fenomeno si è evoluto nel tempo in modo sostanzialmente sincronizzato al termoperiodo consentendo alle varie specie di “scegliere” la lunghezza del giorno meglio correlata con le proprie esigenze di temperatura. Gli incrementi termici prima esaminati hanno però creato una sorta di “confusione” ecologica (McCarty, 2001) con conseguenze sia nel regno animale che vegetale (Wuethrich e How, 2000) in quanto l'andamento termico tende a risultare sempre meno coincidente con la durata del periodo di luce. Ne consegue che nei periodi futuri possa verificarsi per molte specie di malerbe una sorta di “pressione di selezione” che potrà indurre l'abbandono delle pregresse

esigenze fotoperiodiche (longidiurne o brevi-diurne) verso l'indifferenza fotoperiodica (specie neutrodiurne). In altre parole le varie specie sembrano destinate ad essere dipendenti solamente dal termoperiodo mostrando un'attività di crescita e riproduzione esclusivamente in funzione delle disponibilità termiche. Già oggi molte specie di brassicacee come *Sinapis arvensis*, *Raphanus raphanistrum*, *Myagrimum perfoliatum* e *Rapistrum rugosum*, un tempo sostanzialmente longidiurne, tendono ormai a fiorire già in autunno nei casi di decorsi autunnali miti. In pratica il termoperiodo tende ormai ad avere un prevalente od assoluto controllo della fioritura di molte specie spontanee analogamente a quanto osservato in colture sia arboree che erbacee (Chmielewski et al., 2004). Ciò potrebbe non sembrare un problema ecologico ma in realtà risulta prevedibile che in futuro tale fenomeno possa favorire quelle sole specie che non necessitano di alcun mutualismo con la fauna circostante come nei casi di disseminazione zoocora (Benvenuti, 2007) e/o della impollinazione entomofila (Benvenuti e Raspi, 2007). Tale “disordine” ecologico nella de-sincronizzazione tra fotoperiodo e termoperiodo è comunque un fenomeno generale ed è sta mostrando i suoi effetti in varie parti del mondo (Fuhrer, 2003) compresi gli ecosistemi mediterranei (Peñuelas et al., 2000). I fenomeni di maggiore rilevanza ecologica riguardano il Regno vegetale in termini di epoca di fioritura e maturazione dei semi mentre nel Regno animale si rilevano fenomeni di alterati periodi di migrazione e riproduzione. In pratica sembra delinarsi un “ideotipo” di malerba che tende ad acquisire un atteggiamento definibile “opportunistico” nei confronti delle disponibilità termiche riuscendo a riprodursi anche in occasionali inverni miti indipendentemente dalle condizioni fotoperiodiche. Si potrebbe riassumere tale fenomeno come tendenza ad abbandonare i rigidi schemi di dinamica fenologica favorendo invece l'aumento della plasticità di adattamento alle mutevoli situazioni termiche come già osservato in ecosistemi naturali (Parmesan, 2006).

Aumento della CO₂

Durante l'ultimo secolo la concentrazione della CO₂ atmosferica è progressivamente aumentata

da circa 295 ppm a più di 360 ppm (Osborne et al., 2000). È bene chiarire che l'anidride carbonica non è certamente un fattore di stress ma al contrario una disponibilità limitante per la crescita dei vegetali. Ne consegue che tale aumento di anidride carbonica è destinato ad aumentare il tasso di crescita sia delle malerbe che delle relative colture. In questo caso il quesito di cruciale importanza è: quali specie troveranno vantaggio in termini di competitività? In questo ambito risulta di fondamentale importanza il tipo di "pathway" fotosintetico in quanto è ben noto che, salvo eccezioni, che non è il caso di riportare in questo contesto, sia colture che malerbe sono suddivise in due categorie: C_3 e C_4 . Senza entrare nei dettagli fisiologici di questi due raggruppamenti risulta di fondamentale importanza sottolineare che la loro competitività risulta diversamente influenzata dalle condizioni ambientali presenti (Roush e Radosevich, 1985). Tra queste ultime gioca un ruolo cruciale proprio la concentrazione di CO_2 che avvantaggia le C_4 solamente allorché essa risulta limitante. Ciò avviene soprattutto nella concomitante presenza di elevate temperature e scarse risorse idriche. Conseguentemente il progressivo aumento dell'anidride carbonica tende al contrario a spostare le interazioni competitive a vantaggio delle specie C_3 la cui efficienza energetica risulta maggiore. Ne consegue che colture C_4 come mais (*Zea mays* L.) e sorgo (*Sorghum vulgare* L.) possono perdere la loro competitività nei confronti delle loro più temute malerbe C_3 come ad esempio *Abutilon theophrasti*, *Datura stramonium*, *Chenopodium album* e *Xanthium strumarium* (Ziska, 2001a). Sperimentazioni effettuate al riguardo in ambiente controllato, hanno dimostrato che molte malerbe risultano più competitive con le colture in presenza di elevate concentrazioni di anidride carbonica (Ziska, 2003a). Va inoltre sottolineato che alcune malerbe C_4 , come nel caso di *Amaranthus retroflexus* (Ziska e Bunce, 1997), sono avvantaggiate nelle interazioni competitive con altre specie C_4 (mais e sorgo) nei casi di aumento della concentrazione di anidride carbonica. In ogni caso l'aumento della CO_2 sembra destinato a divenire un importante fattore in grado di influenzare l'evoluzione floristica nei futuri agroecosistemi (Ziska, 2003b) e ciò appare avvantaggiare in ogni caso le malerbe (Ziska e George, 2004). Risulta op-

portuno evidenziare che tale aumento di CO_2 rappresenta una sorta di inversione di tendenza evolutiva dal momento che le specie C_4 si sono evolute successivamente alle C_3 (Ehleringer e Monson, 1993) in quanto la progressiva diminuzione dell'anidride carbonica, avvenuta durante le varie ere geologiche (periodi di accumulo delle riserve di carbone, metano e petrolio nel sottosuolo, Monnin et al., 2001), rappresentava una spinta evolutiva verso una maggiore tolleranza a scarse disponibilità di CO_2 . Il progressivo rilascio di tale magazzino di carbonio fossile tende quindi a ripristinare antiche condizioni di anidride carbonica che non premiano affatto le successive spinte evolutive tendenti ad ottimizzare la fotosintesi in condizioni di carenza.

Oltre al sopra esaminato cambiamento degli equilibri competitivi tra le varie specie, è stato osservato che l'aumento dell'anidride carbonica tende ad accelerare il passaggio da attività vegetativa a riproduttiva (Navas et al., 1977) ed, almeno nel caso dell'Avena selvatica (O'Donnell e Adkins, 2001) ed altre graminee (Edwards et al., 2002), anche ad incrementare il numero di semi prodotti. Se ciò fosse confermato come fenomeno generale tra le varie malerbe esso tenderebbe a favorire una delle più importanti strategie di sopravvivenza: la ruderalità. Con tale termine (Grime, 1977) si intende infatti la rapidità con la quale molte specie riescono a produrre elevati quantitativi di seme già dopo poche settimane dalla loro emergenza dal suolo. Risulta opportuno sottolineare al riguardo che tale ruderalità risulta una caratteristica già posseduta da molte delle più temute malerbe in quanto costrette a riprodursi prima dei vari disturbi agronomici (lavorazioni, diserbo, raccolta, etc.) tipicamente effettuati nell'agroecosistema.

Diminuzione piogge e desertificazione

Il livello delle precipitazioni meteoriche si sono ridotte negli ultimi anni pressoché in tutte le aree mediterranee (Le Houérou, 1996), comprese quelle italiane (Ferrara, 2003), con crescenti problematiche di desertificazione soprattutto nelle zone più meridionali. L'impatto sulla vegetazione di tale fenomeno risulta particolarmente negativo non solamente per la riduzione complessiva della piovosità annua ma an-

che per il fatto che la sua distribuzione risulta concentrata in quei pochi eventi che tendono spesso a creare problemi di erosione piuttosto che quella infiltrazione in falda che renderebbe poi disponibile la risorsa idrica in periodi prolungati. Ne consegue che le disponibilità idriche del suolo sono progressivamente limitanti con la conseguenza di una spinta floristico-evolutiva verso l'aumento di quelle specie xerofite che risultano più adatte a sopravvivere in condizioni di stress idrico (Turner, 2004). In questo caso la siccità tende a selezionare specie e/o biotipi in grado di limitare l'azione negativa dello stress idrico attraverso adattamenti fisiologici (osmoregolazione, conduttanza stomatica) e/o morfologici (cerosità, tomentosità, spinescenza, ecc.) in grado di poter superare periodi avversi mantenendo poi una elevata competitività in condizioni di meno marcata carenza (Morgan, 1984; Fowler, 1986).

Sia nel caso di colture a ciclo primaverile-estivo (Lososová et al., 2004) che autunno-vernino (Espigares e Peco, 1995) vengono spesso segnalate in aumento proprio le specie infestanti meglio in grado di limitare i danni biologici dello stress idrico tanto che questo cambiamento floristico è segnalato come uno degli aspetti agronomici più significativi dei recenti cambiamenti climatici (Olesen e Bindi, 2002).

Per quanto in molti agroecosistemi il deficit idrico risulta rimediabile con l'irrigazione, è ben noto che ciò non sempre risulta possibile o per la mancanza della sua disponibilità e/o dell'economicità di tale intervento. Ne consegue che le interazioni coltura-malerba in condizioni di stress idrico risultano di estrema importanza in termini di produttività (Munger et al., 1987). Risulta cruciale al riguardo la cosiddetta "efficienza nell'uso dell'acqua" che è una caratteristica peculiare di ogni specie. Contrariamente a quanto riportato sull'aumento della CO₂ (che comporta vantaggi competitivi per le specie C₃), in questo caso, sono le specie a ciclo fotosintetico C₄ (ad esempio *Cynodon dactylon*, *Sorghum halepense*, *Amaranthus retroflexus*), a risultare più efficienti in condizioni di carenza idrica (Patterson, 1985). È chiaro quindi che queste due contrapposte tendenze climatiche tendono ad avvantaggiare l'una o l'altra delle due categorie di piante a seconda della prevalente tendenza futura.

Tuttavia, l'effetto della siccità nei confronti delle fitocenosi spontanee non si ripercuote solamente a vantaggio delle specie più "stress tolleranti" ma anche verso quelle più idonee alla colonizzazione nello spazio di aree ciclicamente sottoposte a periodi di forte carenza idrica. In altre parole sono destinate ad incrementare anche le specie in grado di poter disseminare anche in aree ormai pressoché prive di vegetazione a causa della prolungata siccità. Una delle famiglie botaniche che appare in grado di avvantaggiarsi della crescente siccità appare essere quella delle asteracee sia in quanto specializzate per la colonizzazione di aree degradate (Sakai et al., 2001) che a causa dei loro meccanismi di disseminazione anemocora o zoocora (Benvenuti, 2007). Sono infatti sempre più diffuse nei vari agroecosistemi molte asteracee come ad esempio *Conyza canadensis*, *Aster squamatus*, *Cirsium arvense*, *Sonchus oleraceus*, *Senecio vulgaris* e *Xanthium strumarium*. Risulta inoltre ipotizzabile un loro drastico incremento nei pascoli e prati-pascoli del sud Europa in quanto le sempre più scarse produzioni foragere dovuta dalla crescente siccità possono indurre un eccessivo pascolamento (Ibáñez et al., 2007) in grado esercitare una drastica "pressione di selezione" sulle fitocenosi presenti. In questo caso sono destinate ad aumentare le specie meno od affatto appetite. Conseguentemente, appare logico ritenere che siano avvantaggiate dal crescente stress idrico le specie infestanti che risultano indesiderate soprattutto a causa della loro marcata spinescenza come ad esempio nei casi di *Xanthium spinosum*, *Tribulus terrestris* e *Sylibum marianum*.

Comunque, indipendentemente dal tipo di coltura effettuata, le specie più idonee a mantenere elevate popolazioni nelle fitocenosi presenti sono quelle che riescono ad avvantaggiarsi, in modo opportunistico, delle fluttuanti disponibilità idriche (Davis et al., 2000) come nel caso di molte graminacee annuali che completano il loro ciclo biologico prima dell'arrivo della siccità estiva (Naveh, 1975).

Resilienza ad eventi estremi

Nonostante la sopra esaminata tendenza climatica, orientata verso incrementi termici e riduzione delle precipitazioni meteoriche, sono tut-

tavia sempre maggiori i casi di eventi estremi che tendono a contraddire la direzione climatica prevalente con fenomeni opposti (ad esempio gelate, inondazioni, ecc.) con effetti talvolta catastrofici sugli ecosistemi (Wright e Erickson, 2003). Sempre più frequenti sono infatti i repentini abbassamenti termici talvolta concomitanti ad eventi piovosi straordinari spesso associati con eccezionale ventosità (Easterling et al., 2000). In questi casi risultano fondamentali le attitudini di resilienza della flora spontanea in termini di potenzialità di recupero in seguito a condizioni critiche di opposta natura come nel caso di gelate seguite da elevate temperature oppure periodi di siccità seguiti da stress anossici dovuti a prolungati periodi di sommersione idrica (Parmesan et al., 2000). Riguardo a questo ultimo caso sono infatti crescenti i casi di danni da inondazioni verificatisi nelle varie parti del mondo (Milly et al., 2002). In generale, indipendentemente dalla tipologia dello stress verificatosi, le malerbe sono quasi sempre più resilienti rispetto alla coltura in quanto più rustiche. Va infatti sottolineato che mentre le fitocenosi spontanee si sono evolute nel tempo selezionando le caratteristiche di rusticità, nelle colture questi caratteri sono stati spesso “sacrificati” a vantaggio della produttività. Sono infatti frequenti le sperimentazioni che hanno dimostrato come l’interazione coltura-malerva tenda ad avvantaggiare questa ultima in condizioni di stress sia da elevate (McDonald et al., 2004) che basse temperature (Kropf, 1988). Tale maggiore rusticità delle malerbe è stata dimostrata anche in termini di tolleranza allo stress da anossia (Vartapetian e Jackson, 1997), indotto da eventi piovosi eccezionali in quanto la maggiore variabilità genetica delle malerbe consente di poter selezionare genotipi idonei al superamento di tale stress. Ne è un chiaro esempio l’*Echinochloa crus-galli* che evidenzia popolazioni adattatesi a persistere in colture di mais gestito in “asciutta” mentre altre si sono evolute per infestare la coltura del riso in completa e prolungata sommersione (Barrett e Wilson, 1983).

Va inoltre ricordato al proposito che tale rusticità nella tolleranza a periodi di carenza di ossigeno tende a predisporre alcune specie ad una maggiore tolleranza a quelle patologie a loro spesso associate (Schoeneweiss, 1975) consentendo così una doppia resilienza sia di tipo abiotica che biotica.

Considerazioni simili possono essere estese anche ai danni da quella ventosità eccezionale che molto spesso accompagna gli eventi di eccezionale piovosità. Infatti, per quanto le colture siano state spesso migliorate geneticamente anche in termini di aerodinamica, e quindi tolleranza al vento (Farquara et al., 2000), appare chiaro che tale tolleranza non può essere paragonata a malerbe decisamente poco od affatto danneggiabili a causa del loro *habitus* prostrato. Pur non essendo facile generalizzare quali specie siano più adatte a superare eventi climatici estremi le graminacee ne sono risultate particolarmente tolleranti (Milbau et al., 2005), soprattutto se in grado di propagarsi anche da rizoma (Buckland et al., 2001). Ciò deriva, probabilmente, dalla loro spiccata attitudine a risultare resilienti ai tipici disturbi ecologici dovuti al pascolamento (Lavorel, 1999).

Salinizzazione del suolo

Il fatto che vi siano terreni salini in varie parti del mondo non è certo una novità né tanto meno ciò è da attribuirsi ai recenti cambiamenti climatici. Tuttavia, i crescenti problemi di salinità che si verificano su molte aree agricole sono indirettamente indotti dai sempre più frequenti problemi di siccità. L’eccessivo sfruttamento di falde freatiche, utilizzate per l’irrigazione delle colture, tendono spesso a richiamare acque ad elevata salinità sodica (Williams, 2001) e ciò accade, ovviamente, nelle aree litoranee (Cucci et al., 2003). Ad incrementare tale tendenza alla salinizzazione va a sommarsi il lento ma continuo innalzamento del livello del mare stimato intorno agli 0,2 mm annui (Ferrara, 2003) a causa dello scioglimento dei ghiacciai nell’emisfero artico (Cavaliere et al., 1997). Se tale tendenza sarà confermata nei periodi futuri è chiaro che pressoché tutte le aree definite di “bonifica” saranno sottoposte ad un lento ma costante incremento della salinità dal momento che il dislivello tra il cosiddetto “franco di bonifica” ed il livello del mare sarà destinato a ridursi fino alla teoricamente possibile inversione della direzione di flusso idrico. Lo stress salino è un forte fattore di selezione floristica nelle comunità di malerbe dell’agroecosistema. Le specie tolleranti tendono infatti a trasportare poco od affatto gli ioni Na^+ e Cl^-

verso le foglie con meccanismi diversificati (Zhu, 2001) ma solitamente mediante la loro “compartimentalizzazione” nei vacuoli per ridurre od eliminare la loro tossicità (Muns, 2002). Molte malerbe, definite alotolleranti proprio per la loro marcata tolleranza allo stress salino, sono quindi destinate ad aumentare nelle aree nelle quali la crescente siccità induce ad un progressivo incremento dei volumi idrici sottratti dalle falde freatiche come già osservato in alcuni ambienti (Ungar, 2001). Quali saranno le specie in grado di aumentare la loro incidenza nelle fitocenosi in virtù della loro alotolleranza? Sicuramente la *Portulaca oleracea*, già ampiamente diffusa in molti ambienti agricoli, appare l’“ideotipo” di malerba in grado di superare brillantemente lo stress da salinità che è poi fisiologicamente molto simile a quello indotto dallo stress idrico (Munns, 2002). Le sue foglie cerosi in grado di ridurre le perdite idriche, unitamente alle elevate capacità di osmoregolazione (Zimmermann, 1976) e ruderalità (disseminazione rapida ed elevata), rendono questa specie particolarmente adatta a crescere in terreni ad elevata salinità tanto che questa specie viene persino coltivata come strategia agronomica per la de-salinizzazione del suolo (Grieve e Suarez, 1997). Una spiccata attitudine a tollerare la salinità è inoltre mostrata da gran parte di malerbe appartenenti alla famiglia botanica delle Chenopodiaceae, come nel caso di *Atriplex prostrata*, *Chenopodium album* (Reimann, 1992) e *Kockia prostrata* (Francois, 1976). Queste specie sono in grado di germinare ed emergere dal suolo anche in situazioni di forte stress osmotico (Steppuhn e Wall, 1993). Una ulteriore famiglia botanica destinata ad incrementare in risposta all’aumento della salinizzazione del suolo sono inoltre molte specie di graminacee come ad esempio *Echinochloa crus galli* (Yamamoto et al., 2003) e *Setaria viridis* (Yenghoo et al., 2004) sia per la loro innata predisposizione a tollerare tale stress che per l’ampia base genetica in grado di co-evolvere tale attitudine in funzione della crescente esigenza di stress-tolleranza.

Incremento di UV-B

L’assottigliamento dello spessore di ozono nella stratosfera terrestre, dovuto a cause antropo-

geniche, ha comportato un incremento del livello di raggi ultravioletti (in particolare gli UV-B, lunghezze d’onda 280-315 nm) che raggiungono la crosta terrestre (Ashmore e Bell, 1991). Tale relazione tra aumento di UV-B e riduzione dello strato di ozono è dovuta al fatto che questo ultimo è responsabile della “filtrazione” della luce solare incidente. Non è facile tradurre numericamente l’aumento di UV-B dal momento che esso varia sia nello spazio che nel tempo anche se tale problematica è sentita soprattutto alle elevate latitudini durante i periodi estivi (Mandronich et al., 1998). Tale fenomeno è ritenuto in grado di modificare le interazioni biologiche tra i vari organismi vegetali ed animali sia di ecosistemi naturali (Caldwell et al., 1995) che dell’agroecosistema (Ballaré et al., 1992) anche per il fatto che talvolta l’incremento di UV-B tende ad interagire con altri parametri climatici (Caldwell et al., 2007). Tuttavia, tali modificazioni dei rapporti ecologici tra i vari organismi viventi è più una problematica del futuro che del presente, dal momento che, alcune sperimentazioni effettuate in campo, hanno evidenziato che fenomeni significativi sono osservabili solamente con simulazioni di drastici incrementi di UV-B (Searles et al., 2001). È comunque un aspetto che sta destando un crescente interesse scientifico e ciò è testimoniato da una piuttosto ampia letteratura sia in termini di fisiologia dello stress da UV-B che della sua tollerabilità da parte sia delle varie colture che delle rispettive malerbe. È stato rilevato che c’è un’ampia variabilità nella suscettibilità ai danni che gli UV-B determinano sulla fotosintesi, in particolare sul fotosistema II e sulla funzionalità dei tilacoidi (Björn et al., 1999). Nella fisiologia della tolleranza a questo stress risulta di cruciale importanza la capacità della pianta di sintetizzare pigmenti che assorbono gli UV-B, come nel caso dei flavonoidi e delle antocianine, in quanto essi preservano la clorofilla e gli acidi nucleici da fenomeni ossidativi (Treutter, 2006). È curioso notare che il prevalente ruolo ecologico dei flavonoidi, definiti metaboliti secondari (Bennett e Wallsgrave, 1994), non è sempre quello di filtrare gli UV-B della luce incidente ma spesso di proteggere la pianta dagli attacchi di insetti (Salloum e Isman, 1989) o per dar luogo ad interferenze allelopatiche con la vegetazione circostante (Macías et al., 2007). Fanno eccezione le specie tipicamen-

te presenti ad elevate latitudini ed altitudini che, al contrario si sono evolute soprattutto per crescere in ambienti ricchi di UV-B (Barnes et al., 1987).

Un ulteriore fattore di tolleranza è dato dalle cere epicutcolari (Day et al., 1992) in grado di ridurre fortemente la penetrazione degli UV-B all'interno dei tessuti fogliari. I sintomi di dosi sub-letali si manifestano con la riduzione della fotosintesi, dello sviluppo fogliare e, conseguentemente, della crescita in biomassa. In termini generali le monocotiledoni sono risultate più sensibili al danno da UV-B rispetto alle dicotiledoni (Barnes et al., 1990), nonostante che anche tra queste ultime siano stati evidenziati casi di spiccata intolleranza come nel caso della *Stellaria media* (Dai et al., 2004) specie microterma ampiamente diffusa in molte colture a ciclo autunno-vernino. In termini generali, sperimentazioni condotte su di un gran numero di specie hanno evidenziato che le malerbe più danneggiate da esposizioni agli UV-B sono quelle caratterizzate da elevati ritmi di crescita (Smith et al., 2000). Ne consegue come sotto questo profilo siano destinate ad avvantaggiarsi della pressione selettiva degli UV-B soprattutto le specie a lenta crescita ed in grado di produrre pigmenti protettivi (flavonoidi, antocianine, ecc.). Sovrapponendo i due sopraccitati requisiti appaiono avvantaggiate specie appartenenti alla famiglia botanica delle asteracee come ad esempio di *Senecio vulgaris*, *Aster squamatus*, *Conyza canadensis*, *Sonchus asper* e *Picris echioides* specie già ampiamente diffuse in ecosistemi antropizzati (Benvenuti, 2004).

Indipendentemente dai mutamenti delle associazioni floristiche di potenziale futura evoluzione risulta di ancora maggiore importanza stabilire chi tra coltura e malerbe risulta più danneggiato da questo crescente fattore di stress. Come purtroppo già precedentemente discusso, anche in questo caso, sono le malerbe che risultano meno vulnerabili in virtù della loro più ampia base genetica sia rispetto a colture monocotiledoni (Yuan et al., 1999) che dicotiledoni (Furness et al., 2005).

Invasività specie esotiche

Nell'era della globalizzazione sono in netta crescita i casi di invasività di specie non autoctone

ma introdotte accidentalmente dall'uomo (Meyerson e Mooney, 2007) attraverso quei meccanismi di antropocoria che sono le prevalenti cause di disseminazione delle malerbe nell'agroecosistema (Benvenuti, 2007). Nonostante questa accidentale introduzione, sono poche le specie in grado di affrancarsi nel nuovo ambiente ed in questo ambito sono talvolta proprio i cambiamenti climatici a favorire, talvolta, il successo ecologico delle nuove specie, e ciò accade non solamente del Regno vegetale ma anche animale (Vitousek et al., 1996). Le maggiori possibilità di affrancamento derivano dal fatto che esse spesso provengono da ambienti simili alle nuove condizioni istauratesi (Walther, 2000). Le specie esotiche tendono quindi sempre più spesso a prevalere sulla flora autoctona (Thompson et al., 1995) in quanto evolutesi in situazioni simili alle nuove condizioni climatiche soprattutto sotto un profilo di stress-tolleranza (Mitchell et al., 2006). Conseguentemente, in termini generali, si può affermare che i cambiamenti climatici possono creare i presupposti per il successo ecologico di specie esotiche (Dukes e Mooney, 1999). Ad esempio, alcune graminacee evolutesi in ecosistemi caldo-aridi tendono a risultare molto invasive in aree a rischio di desertificazione in quanto particolarmente adatte a crescere in condizioni difficili e quindi meglio in grado di risultare resilienti ai disturbi ecologici di tipo biotico (Willis et al., 1999) od abiotico (D'Antonio e Vitousek, 1992).

Tale fenomeno è ancora più sentito nell'agroecosistema dal momento che i piani di controllo chimico dell'infestazione difficilmente risultano attivi contro queste nuove malerbe. Sono infatti sempre più frequenti problematiche agronomiche legate al difficile controllo della cosiddetta "flora di sostituzione" che spesso è costituita da specie mai segnalate (Dinelli e Benvenuti, 2003) e sottoposte ad un drastico aumento nei casi di una tardiva individuazione delle strategie agronomiche mirate al loro contenimento. Spesso l'aggressività delle specie esotiche risulta ampliata dalle loro spiccate caratteristiche allelopatiche (Bardsley e Edwards-Jones, 2007) tanto che tale caratteristica risulta spesso un importante parametro per poter prevederne il potenziale di invasività (Maillet e Lopez-Garcia, 2000). Talvolta le condizioni di stress tendono persino ad esaltare le caratteristiche allelopatiche come accade in *Centaurea*

diffusa (Hierro e Callaway, 2003) e *Tribulus terrestris* (El-Ghareeb, 1991) che risultano particolarmente aggressive soprattutto se sottoposte a forte stress idrico. È stato dimostrato ad esempio che la *Centaurea maculosa* tende ad inibire la vegetazione circostante mediante essudati radicali contenenti alcune fitotossine della categoria chimica delle catechine (Bais et al., 2003). Risulta sorprendente che questa specie Europea risulta molto più aggressiva nel Nord America dove tende a formare una rizosfera contenente il doppio della concentrazione di catechine tipicamente essudate nell'ambiente di origine. Altra asteracea come l'*Anthemis cotula* risulta analogamente invasiva grazie all'azione biologica dei suoi essudati radicali nei confronti della germinazione dei semi delle specie circostanti (Allaie et al., 2006). Anche in questo caso nelle condizioni ecologiche dell'ambiente Asiatico, dove risulta accidentalmente introdotto da alcuni decenni, mostra una maggiore attività allelopatica rispetto a quanto mostrato negli ambienti mediterranei dai quali proviene. In generale ciò non è solamente un problema di tipo agronomico dovuto al loro difficile controllo (Di Tomaso, 2000), ma anche biologico in termini di biodiversità (Callaway e Aschehoug, 2000; Ridenour e Callaway, 2001) dal momento che le specie autoctone sono spesso sostituite da quelle esotiche a causa della loro estrema invasività. Sono diverse infatti le segnalazioni di specie che si sono rarefatte od estinte proprio per l'occupazione di determinate "nicchie ecologiche" da parte di specie esotiche introdotte (Henderson et al., 2006). In questo ambito, l'aggressività delle specie introdotte risulta favorita dalla tipologia dei disturbi agronomici esercitati in quanto, se eccessivi (Hobbs, 1991), possono minare la naturale resilienza delle fitocenosi autoctone favorendo così l'occupazione della "nicchia ecologica" da parte della flora di sostituzione di origine esotica (Kennedy et al., 2002).

Aumento specie parassite

Alcune delle malerbe più temute al mondo sono specie totalmente o parzialmente parassite (Joel, 2000). Tra queste ultime vi sono due specie, appartenenti al genere *Striga* (*S. hermonthica* e *S. asiatica*) che sono diffuse rispettivamente nel continente africano ed in Asia (Oswald e

Ranson, 2001). Esse invadono diverse colture appartenenti alla famiglia delle graminacee come il sorgo (*Sorghum vulgare*), il mais (*Zea mays*) e, soprattutto, la canna da zucchero (*Saccharum officinarum*). Il crescente verificarsi di estati calde e prolungate dovute alla persistenza di masse d'aria calde di origine africana (Maracchi, 2000) potrebbero favorire l'affrancamento di accidentali introduzioni di queste specie anche nelle aree dell'Europa mediterranea soprattutto nelle regioni più meridionali. La sua dinamica di parassitizzazione e sopravvivenza dipende infatti sia dalle elevate temperature (Dawoud e Sauerborn, 1994) che dallo stress idrico (Taylor et al., 1996). Tale ingresso sarebbe particolarmente nocivo non solamente come impatto sull'equilibrio delle pre-esistenti comunità di malerbe (Press e Phoenix, 2005) ma, soprattutto, per i danni economici che tali specie possono comportare sulle colture. Inoltre, a causa della straordinaria produzione di semi estremamente longevi queste specie risultano particolarmente persistenti nel suolo e difficili da eradicare in quanto i semi interrati germinano solamente quando percepiscono gli essudati radicali della pianta ospite (Musselman, 1980). Ne consegue che una volta riuscita a disseminare questa specie tende a mantenere a lungo la sua nocività per le colture che saranno effettuate per diversi decenni (Mohamed et al., 1998). È stato calcolato in USA che un aumento delle temperature medie di 3 °C consentirebbe di allargare il suo areale geografico dal Sud Carolina fino all'area del "Corn Belt" comportando ingenti danni economici alla coltura del mais (Ziska, 2001b). L'ingresso di tali malerbe nelle aree cerealicole del sud Italia risulterebbe di particolare nocività dal momento che è stato recentemente dimostrato in laboratorio che essa è potenzialmente in grado di parassitizzare persino il frumento (Vasey et al., 2005), coltura ampiamente diffusa in tutto il Sud Italia. Comunque, il riscaldamento dovuto alla permanenza sul Mediterraneo di masse di origine africana tenderebbe ad incrementare l'aggressività e la delimitazione geografica di altre malerbe parassite già presenti sul nostro territorio sia nel centro (Benvenuti et al., 2004) che nel sud Italia (Mauromicale et al., 2001): le Orobanchacee. Queste specie olo-parassite (essenzialmente *O. crenata* ed *O. ramosa*) risultano infatti favorite da condizioni caldo-aride tanto che è nel Nord

Africa che esse trovano le condizioni ottimali di invasività (Joel et al., 1995). È stato ipotizzato che i recenti cambiamenti climatici possono favorire in futuro la loro diffusione (Mohamend et al., 2006) e la loro pericolosità (Wesseling et al., 2006) dal momento che è proprio la temperatura che tende a limitarne l'areale geografico (Grenz e Sauerborn, 2007). Una ulteriore malerba olo-parassita di potenziale incremento dovuto ai nuovi scenari climatici è la *Cuscuta campestris* già ampiamente diffusa su tutto il territorio italiano soprattutto nelle colture di erba medica (*Medicago sativa*) e barbabietola da zucchero (*Beta vulgaris*). Tale ampliamento potrebbe derivare da una tipica risposta fisiologica dovuta allo stress idrico che implica un aumento della concentrazione degli zuccheri nella potenziale coltura-ospite per controbilanciare il deficit osmotico (Pilon-Smits, 1999) favorendo così il successo della parassitizzazione. Ciò in quanto il livello delle risorse energetiche della coltura ospite risultano di cruciale importanza in quanto la malerba si trova in forte deficit energetico nel periodo che precede la penetrazione degli austeri nella coltura-ospite (Benvenuti et al., 2005a). Analoga predisposizione alla parassitizzazione da parte della *Cuscuta* è stata rilevata nella coltura della barbabietola sottoposta a crescenti livelli di stress salino (Frost et al., 2003).

Problematiche nel controllo dell'infestazione

I sopra descritti fenomeni di incremento termico, unitamente all'aumento della concentrazione di anidride carbonica, sembrano favorire non solamente una maggiore crescita vegetativa ma una più rapida ed elevata produzione di semi. Tale potenziale fenomeno sembra condurre ad un aumento del numero di semi presenti nel suolo (seedbank) e persino ad anche ad un aumento del numero di generazioni di malerbe in una singola stagione di crescita.

Il potenziale aumento del numero di generazioni all'anno potrebbe inoltre incrementare il rischio di insorgenza di biotipi resistenti agli erbicidi dal momento che esso aumenterebbe la disseminazione annuale degli individui sopravvissuti (Holt et al., 1993).

In sintesi i nuovi scenari climatici sembrano portare ad esaltare quella rapidità di formazio-

ne del seme (ruderalità) che è da sempre una delle più importanti strategie di persistenza delle malerbe nell'agroecosistema. Tuttavia, la vera "novità" potrebbe essere il fatto che alcune specie a ciclo estivo potrebbero interferire, almeno nei primi stadi di crescita, con le colture autunno-vernine. Può essere questo il caso di specie come *Abutilon theophrasti*, *Chenopodium album* e *Datura stramonium* in grado di interferire, almeno durante la fase di crescita autunnale, con la coltura del frumento. Nonostante che queste specie risulteranno incapaci di completare il ciclo biologico per gli abbassamenti termici invernali, esse potranno portare ad interferire negativamente sul risultato produttivo della coltura per l'interferenza ormai avvenuta nei primi stadi di crescita. Inoltre, potrebbe verificarsi il problema che alcune delle specie a ciclo annuale possano divenire "perennanti" in quanto l'interazione genotipo-ambiente non riesce ad innescare la senescenza come già osservato in *Solanum nigrum* nelle isole di calore tipicamente presenti nell'ecosistema urbano (Benvenuti, 2004). Il problema agronomico ruota intorno al fatto che le specie perenni sono tipicamente più difficili da controllare in quanto pressoché insensibili agli erbicidi "antigerminello" ad applicazione in pre-emergenza (Dixon et al., 2006). Inoltre, anche nel caso di interventi di post-emergenza l'efficacia erbicida risulta marcatamente minore come ad esempio nel caso di *Sorghum halepense* che risulta di difficile controllo chimico nel caso di emergenze da rizoma (Obrigawitch et al., 1990). D'altra parte è stato dimostrato che altre specie perenni come il *Cirsium arvense* tendono a risultare meno sensibili anche ad erbicidi di post-emergenza in quanto l'aumento di CO₂ tende ad incrementare la parte ipogea non raggiungibile dal principio attivo (Ziska et al., 2004).

Altre problematiche agronomiche potrebbero derivare dalla minore attività fitocida dei vari principi attivi (Chen e McCarl, 2001) in quanto molte delle fitocenosi destinate ad evolversi nei periodi futuri sono caratterizzate da tessuti epidermici che, avendo la funzione di limitare le perdite idriche, esse tendono anche ad ostacolare l'ingresso dell'erbicida all'interno dei tessuti fogliari. Sono questi i casi di specie ricche di sostanze cerosi (potenzialmente anche per proteggersi dagli UV-B) ma forse più frequentemente potrebbe verificarsi il caso di malerbe

dotate di tomentosità, ispessimenti fogliari e/o spinescenze come tipicamente accade per quelle specie xerofite evolutesi in ambienti caldo-aridi. Ciò tenderebbe a stimolare il già importante filone di ricerca orientato ad individuare quei cosiddetti “surfactanti” in grado favorire l’ingresso dell’erbicida all’interno del suo sito di azione biologica (Ramsey et al., 2005).

L’aumento della concentrazione atmosferica di CO₂ potrebbe inoltre aumentare la tolleranza agli erbicidi come già osservato in diverse specie (Ziska et al., 1999; Ziska e Teasdale, 2000) impedendo così di poter impiegare gli erbicidi a dosaggi convenzionali, analogamente a quanto già oggi accade per altri fattori che predispongono all’insensibilità erbicida (Riethmuller-Haage et al., 2007). Di duplice interpretazione è inoltre la previsione che i cambiamenti climatici siano destinati a ridurre la persistenza dei vari erbicidi (Bailey, 2003). Se ciò infatti può da un lato assicurare l’impatto ambientale del diserbo chimico sull’ecosistema circostante, dall’altro c’è da chiedersi se tale fenomeno possa indurre a mantenere l’azione biologica attraverso incrementi nelle dosi di impiego. Anche per quanto riguarda l’incremento di UV-B che raggiungono la superficie terrestre la sua ricaduta biologica sull’azione erbicida è controversa in quanto dipende sia dal tipo di erbicida che dal suo meccanismo di azione. Mentre in termini generali gli UV-B tendono ad ossidare gli erbicidi distribuiti, riducendone la durata biologica per fenomeni di foto-degradazione (Konstantinou et al., 2001), sperimentazioni effettuate con simulazioni di scenari climatici ad elevati UV-B hanno evidenziato una loro maggiore efficacia in quanto l’azione erbicida risulta avere con questi effetti sinergici (Martínez-Ghersa et al., 2004). A tal proposito, una recente categoria di erbicidi, i trichetoni, troverebbe sicuramente vantaggi dall’aumento degli UV-B dal momento che la loro azione fitocida è dovuta all’inibizione della sintesi di quei carotenoidi che hanno la funzione biologica di proteggere le molecole di clorofilla dalla foto-ossidazione (Lee et al., 1998).

Biodiversità

La comunità scientifica internazionale risulta concorde nel ritenere che i cambiamenti clima-

tici siano destinati a contrarre il livello di biodiversità dei vari ecosistemi (Hitz e Smith, 2004) in quanto essi tendono ad alterare la vasta gamma di interazioni trofiche tra i vari organismi viventi (Harrington et al., 1999). Ciò tende ad ampliare il già elevato rischio di estinzione delle specie rare presenti sia in ecosistemi naturali (McCarty, 2001) che in quegli agroecosistemi nei quali il basso impatto agronomico ha mantenuto nel tempo una elevata complessità floristica (Benvenuti et al., 2005b). Molte specie rare sono infatti divenute tali soprattutto a causa di delicati equilibri mutualistici con la fauna circostante all’agroecosistema (Gibson et al., 2006). A conferma di ciò basta riflettere sul fatto che gli ambienti nei quali esse sono sopravvissute sono caratterizzati da una complessa diversificazione dell’uso del territorio i cui seminativi risultano inseriti a mosaico tra pascoli, boschi ed aree incolte dove l’entomofauna impollinatrice può trovare le condizioni idonee per la nidificazione. La persistenza di queste specie dipende infatti dalla presenza di altri organismi animali, in questo caso gli insetti, in quanto la loro impollinazione risulta operata da apoidei sociali e solitari, ditteri nonché lepidotteri (Benvenuti e Raspi, 2007). Tale entomofauna presuppone in sintesi la presenza di un ecosistema ricco di nicchie ecologiche atte alla loro riproduzione nel suolo o sulla vegetazione. L’equilibrio di tale biocenosi animale e vegetale risulta decisamente vulnerabile dal momento che i cambiamenti climatici possono agire negativamente in più modi: 1) direttamente sulla compatibilità ecologica delle piante stesse; 2) indirettamente sulla sostenibilità ecologica degli organismi mutualistici la cui persistenza risulta spesso minata dalle difficoltà di poter reperire quelle poche specie in grado di costituire l’ambiente idoneo alla loro riproduzione oppure, 3) sulla de-sincronizzazione tra fotoperiodo e termoperiodo di flora ed entomofauna impollinatrice. Nel caso ad esempio di alcuni lepidotteri, spesso impollinatori obbligati di alcune “wild-flowers”, lo scollamento tra termoperiodo e fotoperiodo può creare difficoltà non solamente nella sua sincronizzazione con il ciclo biologico della pianta impollinata ma persino con quelle poche specie che risultano idonee all’ovideposizione ed in grado di allevare le giovani larve (Fenster et al., 2004). In altre parole la flora maggiormente minacciata dai cambiamenti cli-

matici appare proprio quella entomofila in quanto la sua dinamica di sopravvivenza presuppone il mantenimento di delicate specializzazioni spesso incompatibili con i progressivi sconvolgimenti climatici. Appaiono al contrario avvantaggiate le specie prive di mutualismi flora-fauna come nel caso di specie autogame o anemofile che sono già oggi le specie tipicamente resilienti ai sistemi colturali a maggiore impatto ambientale (Suarez et al., 2001). In sintesi i cambiamenti climatici appaiono destinati a contrarre ulteriormente la già evidente contrazione di specie un tempo diffuse. Tale contrazione non risulta solamente un problema legato alla tutela ambientale ma anche agronomico dal momento che la gestione di comunità vegetali complesse risulta decisamente più facile rispetto a quanto accade nel controllo di quelle fitocenosi oligo- o persino monospecifiche che risultano tipicamente molto aggressive (Benvenuti et al., 2005b). In ogni caso, il “vuoto biologico” creato dalla sola presenza di poche specie può ampliare il rischio di invasività delle già discusse malerbe esotiche (Hoegh e Bairlein, 2002). È ben noto infatti che un ecosistema floristicamente degradato risulta più vulnerabile in quanto è proprio la complessità floristica a giocare un ruolo cruciale nel contrastare l’ingresso di nuove specie (Kennedy et al., 2002).

Aspetti paesaggistici

Non è affatto un caso che le specie mutualistiche siano quelle contraddistinte da un impatto estetico di indubbia attrattività. Molte specie indicate all’estero con il termine di “wildflowers” hanno infatti fiori ed infiorescenze evolutesi proprio per attrarre la fauna impollinatrice mediante la loro cromaticità e morfologia (Johnson e Dafni, 1998). Molte di queste specie fanno parte degli antichi paesaggi agrari (Baessler e Klotz, 2006) che saltuariamente tendono ancora oggi a ricomparire ma quasi esclusivamente nelle aree gestite in modo ecologicamente sostenibile. Sono questi i casi di *Centaurea cyanus*, *Agrostemma githago*, *Nigella damascena*, *Gladiolus italicum*, *Papaver rhoeas* e *Consolida regalis* che “coloravano” i campi di frumento spesso senza apportare consistenti danni agronomici in quanto scarsamente competitive nei con-

fronti delle colture. Risulta opportuno premettere che la loro rarefazione non è certamente dovuta ad i cambiamenti climatici ma risulta scontato prevedere che essi potranno minacciare la loro presenza persino nelle oasi agro-ecologiche ancora rimaste. Come già riportato infatti, qualsiasi squilibrio ambientale tende a minacciare i delicati equilibri mutualistici flora-fauna tendendo così ad ostacolare e/o impedire ad esempio la formazione del seme su queste piante ad impollinazione spesso assolutamente incompatibile come nel caso del *Papaver rhoeas* (Thomas e Franking-Tong, 2004). Del resto sono proprio queste “wildflowers” che sono una essenziale componente estetica nell’ecologia del paesaggio di un territorio agricolo (Weitbull et al., 2003). Il verificarsi dei sempre più temuti sconvolgimenti climatici potrà certamente avvantaggiare invece quelle specie che non necessitano di alcuna interazione mutualistica e quindi assolutamente prive di esteticità. Tale specie saranno infatti in grado di persistere grazie a quella biologia di impollinazione anemogama od autogama che non presuppone alcuna integrità biologica dell’ambiente circostante. Purtroppo esse sono caratterizzate da fiori od infiorescenze che non hanno alcuna componente paesaggistica positiva in quanto prive di qualsiasi strategia evolutiva basata sull’attrattività (Culley et al., 2002) componente in grado di conferire loro resilienza non solamente ai disturbi agronomici ma anche ai potenziali squilibri climatici previsti. Per quanto i casi delle malerbe “non entomogame” siano molte, e solitamente prevalenti nell’agroecosistema, si ritiene comunque opportuno fare alcuni esempi. È questo il caso di molte graminacee tipicamente diffuse nella coltura del frumento come *Lolium multiflorum*, *Avena sterilis*, *Alopecurus myosuroides*, *Phalaris minor* e nelle colture primaverili estive come ad esempio *Sorghum halepense*, *Setaria viridis* e *Digitaria sanguinalis*. Analogamente tenderanno ad essere prevalenti anche dicotiledoni prive di esteticità come *Rumex crispus* e *Galium aparine* nei cereali autunnino-vernini e *Amaranthus retroflexus* e *Chenopodium album* nelle colture a ciclo primaverile-estivo. Il paesaggio sembra in sintesi destinato a riflettere come uno specchio le attività umane che direttamente (agrotecnica) ed indirettamente (cambiamenti climatici antropogenici) tendono a riflettere la il grado di sostenibilità ecologica

esercitata sia nella gestione del territorio agroforestale che in altri ecosistemi antropizzati.

Evoluzione floristica e salute umana

È stato previsto in termini generali che i cambiamenti climatici possano interferire negativamente sulla salute umana sia direttamente (McMichael et al., 2006) che indirettamente dal momento che essi tendono ad incrementare il rischio di epidemie fungine nelle varie colture (Garrett et al., 2006) tanto da prevedere una crescente richiesta di fitofarmaci (Epstein, 2001). Tale previsione viene estesa anche al particolare caso della difesa dalle malerbe dal momento che, come già ampiamente discusso, gli sconvolgimenti climatici sembrano destinati ad evolvere fitocenosi di sempre più difficile controllo (Ziska, 2001b). In questa evoluzione floristica potrebbero persino verificarsi casi di diffusione di specie tossiche e/o velenose accidentalmente introdotte. Da sempre l'uomo risulta vettore spesso inconsapevole di semi di specie esotiche (Benvenuti, 2007) ma sono proprio le condizioni di stress climatico che ne possono favorire il successo ecologico e quindi il loro affrancamento in un determinato agroecosistema. Già in passato si sono verificati problemi di inquinamento delle farine in seguito alla presenza di specie esotiche tossiche come nel caso dei semi di *Datura stramonium*, ricchi di alcaloidi, negli sfarinati di soia (List et al., 1979). Talvolta può accadere che alcune specie, scarsamente tossiche nel loro ambiente di origine, possono accrescere la loro pericolosità (William, 1980) a causa di una alterata interazione con l'ambiente in quanto questo può risultare "elicatore" della sintesi di composti allelopatici. Un caso emblematico è dato da *Pastinaca sativa* che risulta innocua in Europa ma risulta al contrario tossica negli individui spontaneizzati nel Nord America. Ciò avviene come meccanismo di difesa dall'attacco di un lepidottero (*Depressaria pastinacella*), non presente nell'ambiente di origine, in grado di stimolare la sintesi di furanocumarine (Zangerl e Berenbaum, 2005). Tale comportamento potrebbe essere esteso non solamente per l'introduzione di malerbe esotiche ma persino di insetti provenienti da altri ecosistemi in quanto migrati proprio a causa dei cambiamenti climatici. È possibile quindi che anche

specie autoctone possano divenire tossiche in risposta alle ben note interazioni ospite-parassita (Jermy, 1984).

La salute umana può trovare nocimento dalla flora tossica non solamente in quanto potenzialmente ingeribile, ma anche a causa del polline aerodisperso da molte specie anemofile, in grado di indurre allergie nella popolazione. Del resto, come è stato già discusso, le perturbazioni climatiche, analogamente a quelle ecologiche e/o agronomiche, tendono ostacolare primariamente le specie entomogame favorendo così la colonizzazione delle varie "nicchie ecologiche" dalle specie anemofile. Sono infatti queste ultime che sono responsabili delle più temute allergie in quanto la loro biologia di impollinazione ha indotto la formazione di granuli di polline di dimensioni estremamente piccole in modo da favorire la loro mobilità nell'atmosfera (Gadermaier et al., 2004). Purtroppo il progressivo ingresso di specie esotiche, unitamente al loro affrancamento in vari ecosistemi minati dall'eccessiva antropizzazione (Benvenuti, 2004), ha favorito l'ingresso di specie anemofile il cui polline è caratterizzato da una spiccata allergenicità. È questo il caso di *Ambrosia artemisiifolia*, ormai da alcuni anni introdotta in Europa (Laaidi et al., 2003), che disperde una gran quantità di polline che risulta marcatamente allergenico (Lee et al., 1979) anche a notevoli distanze. Sono state infatti rilevati casi di pollinosi da questa specie persino nella Toscana litoranea (Goracci e Goracci, 1996) pur essendo essa presente solamente nel nord Italia (Albasser, 1992). È stato purtroppo dimostrato che questa malerba tende ad incrementare la produzione di polline in conseguenza degli aumenti di anidride carbonica (Wayne et al., 2002), analogamente a quanto accade in altre specie con simile attività allergenica (Ziska et al., 2007). Conseguentemente, la sua pericolosità sembra destinata ad aumentare nei periodi futuri. Va infine sottolineato che l'azione biologica degli allergeni viene purtroppo amplificata dalla sua interazione con la vasta gamma di sostanze inquinanti presenti nell'atmosfera (Beggs, 2004).

Conclusioni

L'analisi effettuata sul potenziale impatto dei cambiamenti climatici sulla dinamica sulle fito-

cenosi infestanti ha validato l'ipotesi che la coltura sia marcatamente più vulnerabile delle comunità di malerbe presenti nell'agroecosistema. Tali parametri climatici, sintetizzati nella tabella 1, tendono ad indurre una diversificata risposta evolutiva nelle fitocenosi infestanti anche se la loro incidenza sugli scenari climatici del futuro non è del tutto chiara. Sembra tuttavia probabile che alcuni di essi, come ad esempio l'aumento degli UV-B e della CO₂, possano risultare decisivi solamente in periodi ancora lontani dal momento i loro effetti sono risultati apprezzabili solamente in condizioni di incrementi estremamente marcati. Al contrario, risultano avere già iniziato il loro effetto sull'evoluzione floristica altri parametri come gli incrementi termici, la siccità e talvolta anche la salinizzazione

del suolo. Questi cambiamenti climatici già oggi avvertibili negli agroecosistemi mediterranei sembrano indurre una sorta di de-specializzazione floristica che tende ad evitare le fragili dipendenze dall'equilibrio ecologico dell'agroecosistema favorendo così la loro tolleranza e/o resilienza alle perturbazioni ambientali. Questa flora sembra destinata a creare maggiori problemi di gestione in quanto sempre meno diversificata e più aggressiva spesso caratterizzata da una marcata attività allelopatica. La progressiva rarefazione e scomparsa di specie entomogame sembra quindi destinata ad essere sostituita da specie autogame ed anemofile con un drastico peggioramento del paesaggio agrario. Le comunità vegetali poco diversificate potranno favorire l'ingresso nell'agroecosistema di

Tabella 1. Schematizzazione di alcune delle più probabili ripercussioni dei recenti cambiamenti climatici sull'evoluzione floristica delle comunità di malerbe in agroecosistemi mediterranei.

Table 1. Schematization of some of the most likely consequences of the late climatic changes on the floristic evolution of weed communities in Mediterranean agro-ecosystems.

Cambiamento climatico	Mutamento nelle fitocenosi spontanee	Problematiche agro-ecologiche
Aumento della temperatura	Aumento specie macroterme; aumento della loro disseminazione per maggiori "somme termiche"; aumento "perennanza"; de-sincronizzazione fotoperiodo-termoperiodo; riduzione specie microterme soprattutto se esigenti di "vernalizzazione"; specie macroterme infestanti dei primi stadi di sviluppo di colture autunno-vernine; rischio di invasività di specie parassite già presenti (<i>Orobanchae</i>) o da Africa (<i>Striga</i>)	Elevata "aggressività" delle macroterme; aumento dei semi annualmente prodotti (senescenza tardiva); difficoltà controllo "perennanti"; produzione di seme opportunistica indipendentemente dal periodo dell'anno (foto-indifferenza); più generazioni di malerbe in un solo anno; difficoltà di controllo delle specie parassite; difficoltà di controllo di specie esotiche macroterme
Siccità e desertificazione	Aumento specie xerofite, riduzione specie con rapporti mutualistici; aumento specie "colonizzatrici" come molte asteraceae; aumento specie autogame e/o anemofile; aumento invasività specie esotiche soprattutto se ad azione allelopatica	Barriere morfologiche e fisiologiche per l'assorbimento degli erbicidi; minore biodiversità; peggioramento del paesaggio agrario; aumento specie "allergeniche"; difficoltà controllo malerbe esotiche invasive; aumento delle malerbe parassite; più facile affrancamento di specie tossiche e/o velenose
Salinizzazione suolo	Aumento malerbe alotolleranti come <i>Portulaca oleracea</i> , alcune Chenopodiacee e Graminacee	Fattore di stress osmotico quasi sempre a favore delle malerbe negli equilibri competitivi
Aumento della CO ₂	Aumento della malerbe C ₃ ; più elevata e rapida produzione seme (ruderalità)	Squilibri competitivi a vantaggio delle malerbe C ₃ soprattutto nei confronti di colture C ₄
Eventi estremi	Aumento specie tolleranti stress di natura spesso opposta e/o in grado di risaltarne "resilienti"	Maggiore "vulnerabilità" della coltura con squilibri competitivi a vantaggio delle malerbe
Aumento dei raggi Ultra-Violetti	Favorite le specie a crescita lenta, ricche di flavonoidi e di cere epicuticolari	Minore azione generale degli erbicidi per foto-degradazione; caso particolare dei trichetoni favoriti da UV-B

specie esotiche talvolta tossiche, velenose o persino a spiccata attività allergenica. La gestione di tali infestazioni sembra presupporre un crescente uso di erbicidi in quanto tendono ad aumentare proprio le specie sempre meno sensibili all'azione dei vari principi attivi in quanto dotati di tessuti epidermici che ne tendono a limitare la permeabilità. Il potenziale aumento del numero di generazioni di malerbe nelle prolungate stagioni più calde, unitamente al rischio di incremento della sopravvivenza vegetativa di alcune specie, sembrano destinate a complicare ancor più le già elevate problematiche odierne. In altre parole, sembra che i cambiamenti climatici tendano a minare la già precaria sostenibilità ecologica ed economica dell'agroecosistema. Le aree più povere del Mediterraneo sembrano destinate a ridurre ancor più marcatamente la propria produttività in quanto è proprio la loro economia, ancor prima della loro ecologia, ad essere più vulnerabile ad i cambiamenti climatici. Ne consegue che gli scenari climatici ipotizzati per futuro potranno amplificare la divaricazione tra agricoltura delle aree più ricche e quella delle aree sempre più povere (Rosenzweig e Tubiello, 2007).

Non è facile poter ipotizzare una razionale gestione di queste comunità vegetali sempre più nocive, aggressive e meglio in grado di persistere nell'agroecosistema. Tuttavia, riflettendo sul fatto che le malerbe debbono alla loro rusticità il loro successo in condizioni di stress climatico, appare chiaro che l'uomo potrà "imitare" la natura rispondendo alla ciclica "sfida" delle malerbe con il miglioramento genetico delle colture mirato all'incremento della loro rusticità. In questo ambito il nuovo obiettivo potrebbe essere non più mirato ad aumentarne ancor più le rese, e quindi le loro esigenze ambientali, quanto ad aumentarne la plasticità alle varie condizioni climatiche. A tal fine sarà sempre più importante il reperimento e lo studio del germoplasma delle specie progenitrici delle attuali colture ("wild tipe") unitamente a quelle specie spontanee a loro ibridabili per affinità botanica. Solo in questo modo appare possibile di gestire razionalmente la flora infestante nei difficili scenari futuri, ispirandosi, non tanto a massimizzare le produzioni agricole destinate alla nostra generazione ma, piuttosto, verso la creazione di quei presupposti di sostenibilità agricola che potranno sfamare le generazioni che ci seguiranno.

Bibliografia

- Albasser G. 1992. Ragweed pollen sampling in Gallarate (North-West of Milan) during four years (1987-1990). *Aerobiologia*, 8:31-33.
- Allaie R.R., Reshi Z., Rashid I., Wafai B.A. 2006. Effect of aqueous leaf leachate of *Anthemis cotula*- an alien invasive species on germination behaviour of some field crops. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 192:186-191.
- Ashmore M. 1990. The greenhouse gases. *Trends in Ecology and Evolution*, 5:296-297.
- Ashmore M.R., Bell J.N.B. 1991. The role of ozone in global change. *Annals of Botany*, 67:39-48.
- Baessler C., Klotz S. 2006. Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agriculture Ecosystem & Environment*, 115:43-50.
- Bailey S.W. 2003. Climate change and decreasing herbicide persistence. *Pest Management Science*, 60:158-162.
- Bais H.P., Vepachedu R., Gilroy S., Callaway R.M., Vianco J.M. 2003. Allelopathy and Exotic Plant invasion: from molecules and genes to species interactions. *Science*, 301:1377-1380.
- Baker H.G. 1974. The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5:1-24.
- Ballaré C.L., Scopel A.L., Sanchez R.A., Radosevich S.R. 1992. Photomorphogenic processes in the agricultural environment. *Photochemistry & Photobiology*, 56: 777-788.
- Bardsley D.K., Edwards-Jones G. 2007. Invasive species policy and climate change: social perceptions of environmental change in the Mediterranean. *Environmental Science & Policy*, 10:230-242.
- Barnes P.W., Flint S.D., Caldwell M.M. 1987. Photosynthesis damage and protective pigments in plants from a latitudinal arctic/alpine gradient exposed to supplemental UV-B radiation in the field. *Arctic and Alpine Research*, 19:21-27.
- Barnes P.W., Flint S.D., Caldwell M.M. 1990. Morphological responses of crop and weed species of different growth forms to ultraviolet-B radiation. *American Journal of Botany*, 77:1354-1360.
- Barrett S.C.H., Wilson B.F. 1983. Colonizing ability in the *Echinochloa crus-galli* complex (barnyard grass). II. Seed biology. *Canadian Journal of Botany*, 61:556-562.
- Baskin Y. 1998. Winners and Losers in a Changing World. *BioScience*, 48:788-792.
- Beggs P.J. 2004. Impacts of climate change on aeroallergens: past and future. *Clinical & Experimental Allergy*, 34:1507-1513.
- Bélanger G., Rochettea P., Castonguaya Y., Bootsma A., Mongrain D., Ryanc D.A.J. 2002. Climate Change and Winter Survival of Perennial Forage Crops in Eastern Canada. *Agronomy Journal*, 94:1120-1130.
- Bennett R.N., Wallsgrave R.M. 1994. Secondary Meta-

- bolites in Plant Defence Mechanisms. *New Phytologist*, 127:617-633.
- Benvenuti S., Macchia M. 1993. Calculation of threshold temperature for the development of various weeds. *Agricoltura Mediterranea*, 123:252-256.
- Benvenuti S., Pardossi A., Serra G. 1994. Light and temperature effects on net photosynthesis of three mediterranean weeds. *Proceedings 5th EWRS Mediterranean Symposium*, Perugia, Italy, 67-73.
- Benvenuti S. 2004. Weed dynamics in the Mediterranean urban ecosystem: ecology, biodiversity and management. *Weed Research*, 5:341-354.
- Benvenuti S., Pompeiano A., Macchia M., Miele S. 2004. Evaluation of an Experimental Stimulant for Germination Induction of Hemp Broomrape (*Orobancha ramosa* L.) in Tobacco Crops (*Nicotiana tabacum* L.). *Italian Journal of Agronomy*, 8:17-28.
- Benvenuti S., Dinelli G., Bonetti A., Catzone P. 2005a. Germination ecology, emergence and host detection in *Cuscuta campestris*. *Weed Research*, 45:270-278.
- Benvenuti S., Loddo D., Macchia M. 2005b. Biodiversità delle fitocenosi spontanee presenti nell'agroecosistema: ruolo agronomico, ambientale e paesaggistico. VII Convegno Nazionale sulla Biodiversità (7CNB), 30-31 marzo 2005, Catania. *Italus Hortus*, 13:400-409.
- Benvenuti S. 2007. Weed seed movement and dispersal strategies in the agricultural environment. *Weed Biology and Management*, 7:141-157.
- Benvenuti S., Ceccarini L., Macchia M. 2007. Ruolo dell'epoca di raccolta nella disseminazione di malerbe nella coltura del mais (*Zea mays* L.) in Toscana. Atti XXXVII Convegno Nazionale della Società Italiana di Agronomia, 13-14 settembre, Catania, 47-48.
- Benvenuti S., Raspi A. 2007. Some observations on flower visitors of Mediterranean weeds. 14th EWRS Symposium, 17-21 June 2007, Hamar – Norway, 200.
- Björn L.A., Callaghan T.V., Gehrke C., Gwynn-Jones D., Lee J.A., Johanson U., Sonesson M., Buck N.D. 1999. Effects of ozone depletion and increased ultraviolet-B radiation on northern vegetation. *Polar Research*, 18:331-337.
- Brooker R.W. 2006. Plant-plant interactions and environmental change. *New Phytologist*, 171:271-284.
- Buckland S.M., Thompson K., Hodgson J.G., Grime J.P. 2001. Grassland invasions: effects of manipulations of climate and management. *Journal of Applied Ecology*, 38:301-309.
- Caldwell M.M., Teramura A.H., Tevini M., Bornman J.F., Björn L.O., Kulandaivelu G. 1995. Effects of increased solar ultraviolet radiation on terrestrial plants. *Ambio*, 24:166-173.
- Caldwell M.M., Bornman J.F., Ballaré C.L., Flint S.D., Kulandaivelu G. 2007. Terrestrial ecosystems, increased solar ultraviolet radiation, and interactions with other climate change factors. *Photochemical & Photobiological Science*, 6: 252-266.
- Callaway R.M., Aschehoug E.T. 2000. Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science*, 290:521-523.
- Cavaliere D.J., Gloersen P., Parkinson C.L., Comiso J.C., Zwally H.J. 1997. Observed hemispheric asymmetry in global sea ice changes. *Science*, 278:1104 -1106.
- Chavvel B., Munier-Jolain N.M., Grandgirard D., Guertaine G. 2002. Effect of vernalization on the development and growth of *Alopecurus myosuroides*. *Weed Research*, 42:166-175.
- Chen C.C., McCarl B.A. 2001. An investigation of the relationship between pesticide usage and climate change. *Climate Change*, 50:475-487.
- Chmielewski F.M., Muller A., Bruns E. 2004. Climate changes and trends in phenology of fruit trees and field crops in Germany, 1961-2000. *Agriculture Forestry & Meteorology*, 121:69-78.
- Collins W., Colman R., Haywood J., Manning M.R., Mote P. 2007. La fisica del cambiamento climatico. *Le Scienze*, 472:74-83.
- Cronk Q.C.B. 1995. Changing worlds and changing weeds. In: Stirton C. (ed.): *Proceedings: British Crop Protection Council Symposium: Weeds in a Changing World*. Farnham, 64:3-13.
- Cucci G., Rubino P., Caliendo A. 2003. Effects of irrigation water with different salt concentrations and SAR values on soil salinisation and sodification. *Italian Journal of Agronomy*, 7:41-48.
- Culley T.M., Weller S.G., Sakai A.K. 2002. The evolution of wind pollination in angiosperms. *Trends in Ecology & Evolution*, 17:361-369.
- Dai Q., Furness N.H., Upadhyaya M.K. 2004. UV-absorbing compounds and susceptibility of weedy species to UV-B radiation. *Weed Biology and Management*, 4:95-102.
- D'Antonio C.M., Vitousek P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review in Ecology and Systematic*, 23:63-87.
- Darmency H., Aujas C. 1986. Polymorphism for vernalization requirements in a population of *Avena fatua*. *Canadian Journal of Botany*, 64:730-733.
- Davis M.A., Grime J.P., Thompson K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasivity. *Journal of Ecology*, 88:528-534.
- Dawoud D.A., Sauerborn J. 1994. Impact of drought stress and temperature on the parasitic weeds *Striga hermonthica* and *Alectra vogelii* in their early growth stages. *Experimental Agriculture*, 30:249-257.
- Day T.A., Vogelmann T.C., De Lucia E.H. 1992. Are some plant life forms more effective than others in screening out ultraviolet-B radiation? *Oecologia*, 92:513-519.
- De Groot R.S., Ketner P., Ovaas, A.H., 1995. Selection and use of bio-indicators to assess the possible effects of climate change in Europe. *Journal of Biogeography*, 22:935-943.
- Dinelli G., Benvenuti S. 2003. Evoluzione della flora infestante. *Informatore Fitopatologico*, 1:28-32.
- Di Tomaso J.M. 2000. Invasive weeds in rangelands: species, impacts, and management. *Weed Science*, 48:255-265.

- Dixon F.L., Clay D.V., Willoughby I. 2006. The efficacy of pre-emergence herbicides on problem weeds in woodland regeneration. *Crop Protection*, 25:259-268.
- Dukes J.S., Mooney H.A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution*, 14:135-139.
- Easterling D.R., Meehl G.A., Parmesan C., Changnon S.A., Karl T.R., Mearns L.O. 2000. Climate Extremes: Observations, Modeling, and Impacts. *Science*, 289:2068-2074.
- Edwards G., Clark H., Newton P. 2002 The effects of elevated CO₂ on seed production and seedling recruitment in a sheep-grazed pasture. *Oecologia*, 127:383-394.
- Ehleringer J.R., Monson R.K. 1993. Evolutionary and Ecological Aspects of Photosynthetic Pathway Variation Annual Review of Ecology and Systematics, 24:411-439.
- El-Ghareeb R.M. 1991. Suppression of annuals by *Tribulus terrestris* in an abandoned field in the sandy desert of Kuwait. *Journal of Vegetation Science*, 2:147-154.
- Epstein P.R. 2001. Climate change and emerging infectious diseases. *Microbes and Infection*, 3:747-754.
- Espigares T., Peco B. 1995. Mediterranean annual pasture dynamics: impact of autumn growth. *Journal of Ecology*, 83:135-142.
- Farquhara T., Meyera H., Van Beemb J. 2000. Effect of aeroelasticity on the aerodynamics of wheat. *Materials Science and Engineering*, 7:111-117.
- Fenster C.B. Armbruster W.S., Wilson P. Dudash M.R., Thomson J.D. 2004. Pollination syndromes and floral specialization. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35:375-403.
- Ferrara V. 2003. Evoluzione del clima ed impatti dei cambiamenti climatici in Italia. *Energia, Ambiente e Innovazione*, 49:15-30.
- Fowler N. 1986. The Role of Competition in Plant Communities in Arid and Semiarid Regions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17:89-110.
- Francois L.E. 1976. Salt tolerance of prostrate summer cypress (*Kochia Prostrata*). *Agronomy Journal*, 68: 455-456.
- Frost A. López-Gutiérrez J.C., Purrington C.B. 2003. Fitness of *Cuscuta salina* (Convolvulaceae) parasitizing *Beta vulgaris* (Chenopodiaceae) grown under different salinity regimes. *American Journal of Botany*, 90:1032-1037.
- Fuhrer J. 2003. Agroecosystem responses to combinations of elevated CO₂, ozone, and global climate change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 97:1-20.
- Furness N.H., Joliffe P.A., Upadaya M.K. 2005. Competitive interactions in mixtures of broccoli and *Chenopodium album* grown at two UV-B radiation levels under glasshouse conditions. *Weed Research*, 45:449-459.
- Gadermaier G., Dedic A., Obermeyer G., Frank S., Himly M., Ferreira F. 2004. Biology of weed pollen allergens. *Current Allergy and Asthma Reports*, 4:391-400.
- Garrett K.A., Dendy S.P., Frank E.E., Rouse M.N., Travers S.E. 2006. Climate Change Effects on Plant Disease: Genomes to Ecosystems. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 489-509.
- Gibbison R.H., Nelson I.L., Hopkins G.W., Hamlett B.J., Memmott J. 2006. Pollinators webs, plant communities and the conservation of rare plants: arable weeds as a case study. *Journal of Applied Ecology*, 43:246-257.
- Goracci E., Goracci G. 1996. Ragweed (Ambrosia) pollen presence in Livorno, Central Italy: Aerobiological and sensitization data. *Journal of Aerobiologia*, 12:139-140.
- Goudriaan J., Zadoks J.C. 1995. Global climate change: modelling the potential responses of agro-ecosystems with special reference to crop protection. *Environmental Pollution*, 87:215-24.
- Grenz J.H., Sauerborn J. 2007. Mechanisms limiting the geographical range of the parasitic weed *Orobancha crenata*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122:275-281.
- Grieve C.M., Suarez D.L. 1997. Purslane (*Portulaca oleracea* L.): a halophytic crop for drainage water reuse systems. *Journal of Plant and Soil*, 192:277-283.
- Grime J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolution strategies. *The American Naturalist*, 111:169-1194.
- Harrington R., Woiwod I., Sparks T. 1999. Climate change and trophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution*, 14:146-150.
- Henderson S., Dawson T.P., Whittaker R.J. 2006. Progress in invasive plant research. *Progress in Physical Geography*, 30:25-46.
- Hierro J.L., Callaway R.M. 2003. Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil*, 256:29-39.
- Hitz S., Smith J. 2004. Estimating global impacts from climate change. *Global Environmental Change*, 14:201-218.
- Hobbs R.J. 1991. Disturbance: a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Protection Quarterly*, 6:99-104.
- Hoegh O., Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate. *Nature*, 416:389-395.
- Holt J., Powles S., Holtum J. 1993. Mechanisms and agronomic aspects of herbicide resistance. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 44:203-229.
- Ibáñez J., Martínez J., Schnabel S. 2007. Desertification due to overgrazing in a dynamic commercial livestock-grass-soil system. *Ecological Modelling*, 205:277-288.
- Jermy T. 1984. Evolution of insect/host plant relationships. *American Naturalist*, 124:609-630.
- Johnson S.D., Dafni A. 1998. Response of bee-flies to

- the shape and pattern of model flowers: implications for floral evolution in a Mediterranean herb. *Functional Ecology*, 12:289-297.
- Joel D.M., Kleifeld Y., Losner-Goshen D., Herzlinger G., Gressel J. 1995. Transgenic crops to fight parasitic weeds. *Nature*, 374:220-221.
- Joel D.M. 2000. The long-term approach to parasitic weeds control: manipulation of specific developmental mechanisms of the parasite. *Crop Protection*, 19:753-758.
- Jordan N.R., Jannink J.L. 1997. Assessing the practical importance of weed evolution: a research agenda. *Weed Research*, 37:237-246.
- Kennedy T.A., Naeem S., Howe K.M., Knops J.M.H., Tilman D., Reich P. 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417:636-38.
- Konstantinou I.K., Zarkadis A.K., Albanis T.A. 2001. Photodegradation of selected herbicides in various natural waters and soils under environmental conditions. *Journal of Environmental Quality*, 30:121-130.
- Kropff M.J. 1988. Modelling the effects of weeds on crop production. *Weed Research*, 28:465-471.
- Laaidi M., Laaidi K., Besancenot J.P., Thibaudon M. 2003. Ragweed in France; an invasive plant and its allergenic pollen. *Annals of Allergy, Asthma and Immunology*, 91:195-201.
- Lake B.H., Shribbs J.M., Fraster T. 1998. The structure-activity relationships of the triketone class of HPPD herbicides. *Pesticide Science*, 54:377-384.
- Lavorel S. 1999. Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distributions*, 5:3-13.
- Le Houérou H.N. 1996. Climate Change, drought and desertification. *Journal of Arid Environments*, 34:133-185.
- Lee Y.S., Dickinson D.B., Schlager D., Velu J.G. 1979. Antigen E content of pollen from individual plants of short ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*). *Journal of Allergy Clinical Immunology*, 63:336-339.
- Lee D.L., Knudsen C.G., Michaelley W.J., Chin H.L., Nguyen N.H., Carter C.G., Cromartie T.H., Leishman M.R., Masters G.J., Clarke I.P., Brown V.K. 2000. Seed bank dynamics: the role of fungal pathogens and climate change. *Functional Ecology*, 14:293-299.
- Lin C. 2000. Photoreceptors and Regulation of Flowering Time. *Plant Physiology*, 123:39-50.
- List G.R., Spencer G.F., Hunt W.H. 1979. Toxic weed seed contaminants in soybean processing. *Journal of the American Oil Chemists' Society* 56:300-305.
- Lososová Z., Chytrý M., Cimalová Š, Kropá Z., Otýpková Z., Pyšek P., Tichý L. 2004. Weed vegetation of arable land in Central Europe: Gradients of diversity and species composition. *Journal of Vegetation Science*, 15:415-422.
- Macías F.A., Molinillo J.M.G., Varela R.M., Galindo J.C.G. 2007. Allelopathy a natural alternative for weed control, 63:327-348.
- Madronich S., McKenzie R.L., Bjorn L.O., Caldwell M.M. 1998. Changes in biologically active ultraviolet radiation reaching the Earth's surface. *Journal of Photochemistry and Photobiology*, 46:5-19.
- Maillet J., Lopez-Garcia C. 2000. What criteria are relevant for predicting the invasive capacity of a new agricultural weed? The case of invasive American species in France. *Weed Research*, 40:11-26.
- Maracchi G. 2000. Effetto dei cambiamenti climatici sull'agricoltura. *L'Informatore agrario*, 30:31-37.
- Martínez-Ghersa M.A., Aiub M.M.V., Ghersa C.M., Gundela P., Satorre E.H. 2004. Herbicide selection of Italian ryegrass under different levels of UVB radiation. *Journal of Environmental Quality*, 33:1177-1182.
- Mauromicale G., Restuccia G., Marchese M. 2001. Soil solarization, a non-chemical technique for controlling *Orobanche crenata* and improving yield of faba bean. *Agronomie*, 21:757-765.
- McCarty J.P. 2001. Ecological Consequences of recent Climate Change. *Conservation Biology*, 15:320-331.
- McDonald A.J., Riha S.J., Mohler C.L. 2004. Mining the record: historical evidence for climatic influences on maize *Abutilon theophrasti* competition. *Weed Research*, 44:439-445.
- McMichael A., Woodruff R., Hales S. 2006. Climate change and human health: present and future risks. *The Lancet*, 367:859-869.
- Menzel A., Fabrian P. 1999. Growing season extended in Europe. *Nature*, 397:659-661.
- Metzger M.J., Rounsevell M.D.A., Acosta-Michlik L., Leemans R., Schröter D. 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114:9-85.
- Meyer S.E., Nelson D.L., Carlson S.L. 2004. Ecological genetics of vernalization response in *Bromus tectorum* L. (Poaceae). *Annals of Botany*, 93:653-663.
- Meyerson L.A., Mooney H.A. 2007. Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5:199-208.
- Michaels S.D., Amasino R.M. 2000. Memories of winter: vernalization and the competence to flower. *Plant, Cell & Environment*, 23:1145-1153.
- Milbau A., Scheerlinck L., Reheul D., De Cauwer B., Nijs I. 2005. Ecophysiological and morphological parameters related to survival in grass species exposed to an extreme climatic event. *Physiologia Plantarum*, 125:500-512.
- Milly P.C.D., Wetherald R.T., Dunne K.A., Delworth T.L. 2002. Increasing risk of great floods in a changing climate. *Nature*, 415:514-517.
- Mitchell C.E., Agrawal A.A., Bever J.D., Gilbert G.S., Huffbauer R.A., Klironomos J.N., Maron J.L., Morris W.F., Parker I.M., Power A.G., Seabloom E.W., Torchin M.E., Vázquez D.P. 2006. Biotic interactions and plant invasions. *Ecology Letters*, 9:726-740.
- Mohamed K.I., Papes M., Williams R., Benz B.W., Peterson A.T. 2006. Global Invasive Potential of 10 Parasitic Witchweeds and Related Orobanchaceae. *Journal of the Human Environment*, 35:281-288.

- Mohamed A.H., Ejeta G., Butler L.G., Housley T.L. 1998. Moisture content and dormancy in *Striga asiatica* seeds. *Weed Research*, 38:257-265.
- Monnin E., Indermühle A., Dällenbach A., Flückiger J., Stauffer B., Stocker T.F., Raynaud D., Barnola J.M. 2001. Atmospheric CO₂ concentrations over the last glacial termination. *Science*, 291:112-114.
- Morgan J.M. 1984. Osmoregulation and Water Stress in Higher Plants. *Annual Review of Plant Physiology*, 35:229-319.
- Munger P.H., Chandler J.M., Cothren J.T. 1987. Effect of water stress on photosynthetic parameters of soybean (*Glycine max*) and velvetleaf (*Abutilon theophrasti*) interspecific competition. *Weed Science*, 35:15-21.
- Munns R. 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, Cell & Environment*, 25:239-250.
- Musselman L.J. 1980. The biology of *Striga*, *Orobanche*, and other root-parasitic weeds. *Annual Review of Phytopathology*, 18:463-489.
- Myneni R.B., Keeling C.D., Tucker C.J., Asrar G., Nemani R.R. 1997. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature*, 386:698-702.
- Navas M.L., Sonie L., Richarte J., Roy J. 1977 The influence of elevated CO₂ on species phenology, growth and reproduction in a Mediterranean old-field community. *Global Change Biology*, 3:523-530.
- Naveh Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio*, 29:199-208.
- Obrigawitch T.T., Kenion W.H., Kuratle H. 1990. Effect of application timing on rhizome Johnsongrass (*Sorghum halepense*) control with DPX-V9360. *Weed Science*, 38:45-49.
- O'Donnell C.C., Adkins S.W. 2001. Wild oat and climate change: The effect of CO₂ concentration, temperature, and water deficit on the growth and development of wild oat in monoculture. *Weed Science*, 49:694-702.
- Olesen J.E., Bindi M. 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy*, 16:239-262.
- O'Neill B.C., Oppenheimer M. 2002. Climate change – dangerous climate impacts and the Kyoto protocol. *Science*, 296:1971-1972.
- Osborne C.P., Mitchell P.L., Sheehy J.E., Woodward F.I. 2000. Modelling the recent historical impacts of atmospheric CO₂ and climate change on Mediterranean vegetation. *Global Change Biology*, 6:445-458.
- Oswald A., Ransom J.K. 2001. Striga control and improved farm productivity using crop rotation. *Crop Protection* 20:113-120.
- Parmesan C., Root T.L., Willig M.R. 2000. Impacts of extreme weather and climate on terrestrial biota. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81:443-450.
- Parmesan C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37:637-669.
- Paszkowski W.L., Kremer R.J. 1988. Biological activity and tentative identification of flavonoid components in velvetleaf (*Abutilon theophrasti* Medik.) seed coats. *Journal of Chemical Ecology*, 14:1573-1582.
- Patterson D.T. 1985. Comparative eco-physiology of weeds and crops. In: Duke S.O. (ed.): *Reproduction and Ecophysiology*, 101-129. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Patterson D.T. 1995. Weeds in a changing climate. *Weed Science*, 43:685-701.
- Peñuelas J., Filella I., Comas P.E. 2000. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology*, 8:531-544.
- Pilon-Smits E.A., Terry N., Sears T., Van Dun K. 1999. Enhanced drought resistance in fructan-producing sugar beet. *Plant Physiology and Biochemistry*, 37:313-317.
- Press M.C. e Phoenix G.K. 2005. Impacts of parasitic plants on natural communities. *New Phytologist* 166:737-751.
- Ridenour W.M., Callaway R.M. 2001. The relative importance of allelopathy in interference: the effects of an invasive weed on a native bunchgrass. *Oecologia*, 126:444-450.
- Riethmuller-Haage Bastians L., Kempenaar C., Smutny V., Kropff M.J. 2007. Are pre-spraying growing conditions a major determinant of herbicide efficacy? *Weed Research*, 47:415-424.
- Rosenzweig C., Tubiello F.N. 2007. Adaptation and mitigation strategies in agriculture: an analysis of potential synergies. *Journal Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12:855-873.
- Ramseya R.J.L., Stephenson G.R., Hall J.C. 2005. A review of the effects of humidity, humectants, and surfactant composition on the absorption and efficacy of highly water-soluble herbicides. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 82:162-175.
- Reimann J. 1992. Sodium Exclusion by *Chenopodium* species. *Experimental Botany*, 43:503-510.
- Roush M.L., Radosevich S.R. 1985. Relationships between growth and competitiveness of four annual weeds. *Journal of Applied Ecology*, 22:895-905.
- Sakai A.K., Allendorf F.W., Holt J.S., Lodge D.M., Mollofsky J. 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review in Ecology and Systematics*, 32:305-32.
- Salisbury F.B. 1961. Photoperiodism and the flowering process. *Annual Review Plant Physiology*, 12:293-326.
- Salloum G.S., Isman M.B. 1989. Crude extracts of asteraceous weeds. *Journal of Chemical Ecology*, 15:1379-1389.
- Schneider S.H., Turner B.L., Morehouse Garriga H. 1998. Imaginable Surprise in Global Change Science. *Journal of Risk Research*, 1:165-185.
- Schoeneweiss D.F. 1975. Predisposition, Stress, and Plant Disease. *Annual Review of Phytopathology*, 13:93-211.

- Searles P.S., Flint S.D., Caldwell M.M. 2001. A meta-analysis of plant field studies simulating stratospheric ozone depletion. *Oecologia*, 127:1-10.
- Selinioti E., Manetas Y., Gavalas N.A. 1986. Cooperative Effects of Light and Temperature on the Activity of Phosphoenolpyruvate Carboxylase from *Amaranthus paniculatus* L. *Plant Physiology*, 82:518-522.
- Smith J.L., Burritt D.J., Bannister P. 2000. Shoot Dry Weight, Chlorophyll and UV-B-absorbing compounds as indicators of a plant's sensitivity to UV-B radiation. *Annals of Botany*, 86:1057-1063.
- Stappuhn H., Wall K. 1993. *Kochia scoparia* emergence from saline soil under various water regimes. *Journal of Range Management*, 46:533-538.
- Suárez S.A., De la Fuente E.B., Ghersa C.M., León R.J.C. 2001. Weed Community as an Indicator of Summer Crop Yield and Site Quality. *Agronomy Journal*, 93:524-530.
- Taylor A., Martin J., Seel W.E. 1996. Physiology of the parasitic association between maize and witchweed (*Striga hermonthica*): is ABA involved? *Experimental Botany*, 47:1057-1065.
- Thomas S.G., Frankin-Tong E.F. 2004. Self-incompatibility triggers programmed cell death in *Papaver* pollen. *Nature*, 429:305-309.
- Thompson K., Hodgson J.G., Rich T.C.G. 1995. Native and alien invasive plants: more of the same? *Ecography*, 18:390-402.
- Treutter D. 2006. Significance of flavonoids in plant resistance: a review. *Journal Environmental Chemistry Letters*, 4:147-157.
- Tungate K.D., Israel D.W., Watson D.M., Ruffy T.W. 2007. Potential changes in weed competitiveness in an agroecological system with elevated temperatures. *Environmental and Experimental Botany*, 60:42-49.
- Turner N.C. 2004. Sustainable production of crops and pastures under drought in a Mediterranean environment. *Annals of Applied Biology*, 144:139-147.
- Ungar I.A. 2001. Seed banks and seed population dynamics of halophytes. *Journal Wetlands Ecology and Management*, 9:499-510.
- Vartapetian B.B., Jackson M.B. 1997. Plant adaptations to anaerobic stress. *Annals of Botany*, 79:3-20.
- Vasey R.A., Scholes J.D., Press M.C. 2005. Wheat (*Triticum aestivum*) is susceptible to the parasitic angiosperm *Striga hermonthica*, a major cereal pathogen in Africa. *Phytopathology*, 95:1294-1300.
- Vitousek R.C., D'Antonio L., Loope L., Westbrooks R. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84:468-478.
- Walther G.R. 2000. Climatic forcing on the dispersal of exotic species. *Phytocoenologia*, 30:409-430.
- Wayne P.S., Foster S., Connolly J., Bazzaz F.A., Epstein P.R. 2002. Production of allergenic pollen by ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) is increased in CO₂-enriched atmospheres. *Annals of Allergy, Asthma and Immunology*, 80:669-679.
- Wesselingh R.A., Phoenix G.K., Press M.C. 2005. Effects of climate change on parasitic plants: the root hemiparasitic Orobanchaceae. *Folia Geobotanica*, 40:205-216.
- Weibull A.C., Östman Ö., Granqvist A. 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, 12:1335-1355.
- Williams M.C. 1980. Purposefully introduced plants that have become noxious or poisonous weeds. *Weed Science*, 7:300-305.
- Williams W.D. 2001. Salinization: unplumbed salt in a parched landscape. *Water Science & Technology*, 43:85-91.
- Willis A.J., Thomas M.B., Lawtonet J.H. 1999. Is the increased vigour of invasive weeds explained by a trade-off between growth and herbivore resistance? *Oecologia*, 120:632-640.
- Wright S.R., Coble H.D., Raper C.D. Jr., Ruffy T.W. Jr 1999. Comparative responses of soybean (*Glycine max*), sicklepod (*Senna obtusifolia*), and Palmer amaranth (*Amaranthus palmeri*) to root zone and aerial temperatures. *Weed Science*, 47:167-174.
- Wright E.L., Erickson J.D. 2003. Incorporating catastrophes into integrated assessment: science, impacts, and adaptation. *Climatic Change*, 57:265-270.
- Wuethrich B. 2000. How climate change alters rhythms of the wild. *Science*, 287:793-795.
- Yamamoto A., Shim I.S., Fujihara S., Yoneyama T., Usui K. 2003. Physicochemical factors affecting the salt tolerance of *Echinochloa crus-galli* Beauv. var. formosensis Ohwi. *Weed Biology and Management*, 3:98-104.
- Yeonghoo K., Arihara J., Nakayama T., Nakayama N., Shimada S., Usui K. 2004. Antioxidative responses and their relation to salt tolerance in *Echinochloa oryzicola* Vasing and *Setaria viridis* (L.) Beauv. *Journal Plant Growth Regulation*, 44:87-92.
- Yuan Li. Ming Y., Xun-Linga W., Zhi-Ded H. 1999. Competition and sensitivity of wheat and wild oat exposed to enhanced UV-B radiation at different densities under field conditions. *Environmental and Experimental Botany*, 41:47-55.
- Zangerl A.R., Berenbaum M.R. 2005. Increase in toxicity of an invasive weed after reassociation with its coevolved herbivore. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102:15529-32.
- Ziska L.H., Bunce J.A. 1997. Influence of increasing carbon dioxide concentration on the photosynthetic and growth stimulation of selected C₄ crops and weeds. *Photosynthesis Research*, 54:199-208.
- Ziska L.H., Teasdale J.R., Bunce J.A. 1999. Future atmospheric carbon dioxide concentrations may increase tolerance to glyphosate. *Weed Science*, 47:608-615.
- Ziska L.H., Teasdale J.R. 2000. Sustained growth and increased tolerance to glyphosate observed in a C₃ perennial weed, quackgrass (*Elytrigia repens* (L.) Nev-

- ski), grown at elevated carbon dioxide. Australian Journal of Plant Physiology, 27:159-164.
- Ziska L.H. 2001a. Changes in competitive ability between a C₄ crop and a C₃ weed with elevated carbon dioxide. Weed Science, 49:622-627.
- Ziska L.H. 2001b. My View: Weed science and public health. Weed Science, 49:437-438.
- Ziska L.H. 2003a. Evaluation of yield loss in field-grown sorghum from a C₃ and C₄ weed as a function of increasing atmospheric carbon dioxide. Weed Science, 51:914-918.
- Ziska L.H. 2003b. Evaluation of the growth response of six invasive species to past, present and future atmospheric carbon dioxide. Journal of Experimental Botany, 54:395-404.
- Ziska L.H., George K. 2004. Rising carbon dioxide and invasive, noxious plants: potential threats and consequences. World Resource Review, 16:427-447.
- Ziska L.H., Faulkner S., Lydon J. 2004. Changes in biomass and root:shoot ratio of field-grown Canada thistle (*Cirsium arvense*), a noxious, invasive weed, with elevated CO₂: implications for control with glyphosate. Weed Science, 52:84-588.
- Ziska L.H., Sicher R.C., George K., Mohan J.E. 2007. Rising Atmospheric Carbon Dioxide and Potential Impacts on the Growth and Toxicity of Poison Ivy (*Toxicodendron Radicans*). Weed Science, 55:288-292.
- Zhu J.K. 2001. Plant salt tolerance. Trends in Plant Science, 6:66-71.
- Zimmerman C.A. 1976. Growth characteristics of weediness in *Portulaca oleracea* L. Ecology, 57:964-974.