

GLI INSETTI COME BIOINDICATORI

PIETRO BRANDMAYR (*) - ROBERTO PIZZOLOTTO (*)

(*) Dipartimento DiBEST – Biologia, Ecologia e Scienze della Terra – Università della Calabria – via Bucci, Cubo 4B – 87036 Rende (CS);
e-mail: brandmayr@unical.it

Lettura tenuta nella Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 22 febbraio 2014.

Insects as bioindicators

The use of Insects as bioindicators is shortly reviewed and discussed and examples are given for each relevant kind of bioindication. We start from McGeoch's classic definitions of environmental, ecological and biodiversity indicators, and deepen some aspects of freshwater macroinvertebrates (IBE-index) and of soil arthropods use (QBS-index). Insects as environmental health indicators and bioaccumulators are treated as well. Concerning ecological indicators, the species diversity approach is dealt separately from the species' traits evaluation, but always in the light of resource sustainability. Biodiversity indicators are divided between the "within taxon" and the "cross taxon" approach, and the importance of hotspots as still underworked biodiversity concentration areas is emphasized by examining recent work on the impact of global warming on hypogean ground beetles. Practical examples of umbrella, keystone and flagship species are also discussed, ecosystem engineers, management indicators and some other definition have been added, and a conceptual framework for beginners is presented. Finally, some advantages of insects as bioindicators versus Vertebrates or plants are briefly dealt with.

KEY WORDS: environmental, ecological, biodiversity indicators, EBI-, QBS-index, bioaccumulators, umbrella-, keystone-, flagship species, hotspots.

INTRODUZIONE

Il concetto di bioindicatore nasce più o meno nella prima decade del novecento grazie soprattutto al botanico berlinese Kolkwitz (KOLKWITZ & MARSSON, 1909). I due AA. istituiscono il sistema di indicatori del SAPROBIO, basandosi su di una classificazione delle acque ancor oggi in vigore in Germania, Austria e Rep. Ceca, che utilizza il popolamento di organismi delle acque correnti soggette ad inquinamento organico, valutando l'abbondanza di taxa del benthos più o meno "saprobionti", Efemerotteri, Plecotteri, Anfipodi, Isopodi, Chironomidi ed molti altri gruppi acquatici per costruire classi di qualità delle acque: dal valore I – oligosaprobio, al IV, polisaprobio, con molti toni intermedi. Tale sistema è stato poi esteso all'UE, dove però non è usato universalmente, con il nome di Perlodes.

La classificazione del grado di saprobietà delle acque è oggi estesa in tutto il mondo, ma sotto il nome e gli indici più vari, ad esempio come IBE o Indice Biotico Esteso, che viene usato correntemente nel monitoraggio della qualità della acque correnti, come metodo complementare alle analisi chimico-fisiche. Il D. lgs. 152/99 annette grande importanza all'uso di questo indice nella classificazione dei corpi idrici, stabilendo che i valori di IBE vengano incrociati con gli altri "macrodescrittori" utilizzati. Sono

simili l'indice francese "Biologique Global Normalisé" (IBGN), l'indice iberico BMWP, etc.

La grande diffusione dell'uso di questo indice dimostra come gli Insetti siano stati considerati precocemente fra gli indicatori ambientali più importanti, infatti la conoscenza e lo studio dei macroinvertebrati bioindicatori delle acque è divenuta un po' un patrimonio universale, tanto che rientra anche in molti progetti scolastici, ad esempio nel progetto GLOBE delle scuole svizzere (fig. 1). Esso prevede sia lavoro sul campo da parte degli alunni, dove viene compilata una scheda di valutazione biologica della qualità del corso d'acqua, che lavoro al microscopio, usando supporti per l'identificazione che possono arrivare sino al genere.

In una bella dispensa di UNDERWOOD (2015) troviamo alcune interessanti definizioni, che vale la pena riportare come introduzione generale al problema.

1) Bioindicazione:

- a) bioindicazione e biomonitoraggio si possono considerare una forma di ecologia applicata;
- b) scopo primario è quello di utilizzare organismi che vivono in comunità naturali per monitorare l'impatto di un disturbo ed usare questa conoscenza per la gestione del sistema ecologico;
- c) la bioindicazione può essere usata anche in contesti urbani o in agrobiocenosi.

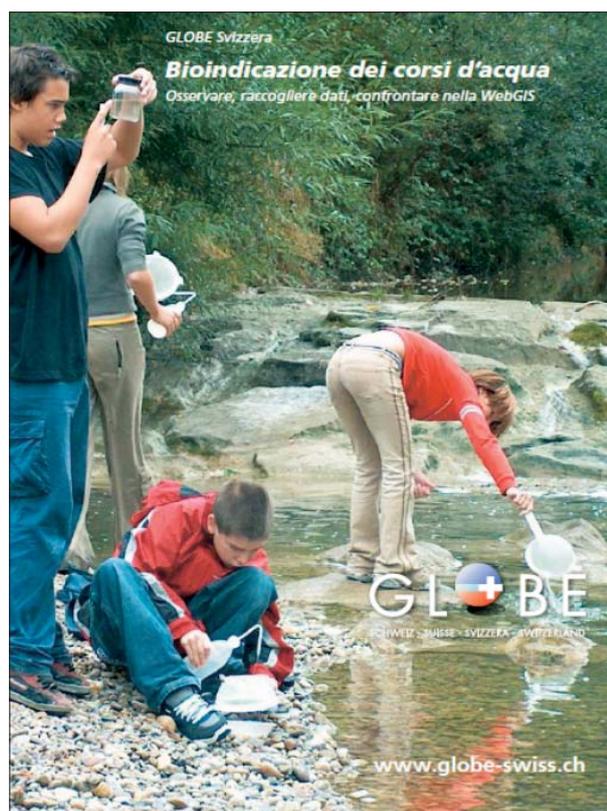


Fig. 1

Il Progetto Globe Svizzera sui bioindicatori dei corsi d'acqua.

2) Taxa bioindicatori:

- a) un taxon indicatore si caratterizza per il fatto di avere ristretta valenza ecologica rispetto ad uno o più fattori ecologici;
- b) se la specie è presente, essa indica la presenza di certi parametri ambientali.

Nell'uso dei bioindicatori, i livelli di organizzazione dell'organismo e/o del biota possono essere molteplici: livello genetico, biochimico, fisiologico, il livello dell'individuo, della popolazione o del raggruppamento di specie (taxocenosi, guild), il livello della comunità, infine quello dell'ecosistema.

Per quanto riguarda gli Insetti dell'ambiente subaereo, la classificazione di Melodie MC GEOCH (1998) è oggi una delle più seguite nel contesto internazionale, anche se vi sono ampie «zone grigie» fra le tre definizioni, che vanno viste più come «finalità» di un eventuale approccio.

1) Environmental indicators:

- a) un taxon che risponde in modo prevedibile, in modi prontamente osservabili e quantificabili, a disturbi ambientali o a cambiamenti nello stato dell'ambiente, è un buon candidato per un eventuale monitoraggio. Sono definiti anche "Health indicators" (CARO & O'DOHERTY, 1999), un esempio classico è quello della scoperta di larve di Chironomidi in acque inquinate. Rientrano in questa tipologia anche i "bio-

sensori", cioè specie i cui individui sono in grado di accumulare nel loro corpo o in determinati tessuti sostanze tossiche facilmente rilevabili. CAIRNS (1983) ad esempio sottolinea come sia importante monitorare "most sensitive species" che ci consentano di fissare degli standards di concentrazione per materiali tossici tali da preservare i livelli più complessi di organizzazione biologica. È preferibile che le popolazioni del taxon indicatore siano rappresentate da un numero elevato di individui, di piccola taglia ed elevato ritmo riproduttivo, in modo da poter leggere risposte rapide e quantitative all'alterazione ambientale. Possono rientrare in questa categoria anche i "MIS", management indicator species, così definiti dal U. S. FOREST SERVICE (1984) ed utilizzati per monitorare i cambiamenti derivanti dalla gestione delle foreste, anche se per la maggior parte rientrano nel punto 2.

2) Ecological indicators:

- a) piuttosto che funzionare da semplici misuratori del cambiamento ambientale, i taxa sono usati per dimostrare gli effetti dell'alterazione di un habitat, della frammentazione o del cambiamento climatico. Sono noti anche come "population indicators" (CARO & O'DOHERTY, 1999), Un esempio possono essere le specie d'insetti sinantropiche, o quelle comunità o guilds di insetti che ci descrivono al meglio i parametri ecologici di un ecosistema e le loro variazioni, anche temporali. Valgono anche in questo caso i requisiti ricordati al punto 1, come pure la specializzazione trofica o di nicchia. Ad esempio, il miglior indicatore per una popolazione d'insetti predati è rappresentato dal loro predatore;
- b) i taxa indicatori fungono da surrogati per la più vasta comunità;
- c) la risposta può essere un declino delle dimensioni della popolazione, un cambiamento della distribuzione spaziale, o un qualsiasi cambiamento del ciclo biologico.

3) Biodiversity indicators:

- a) indicatori di biodiversità sono (gruppi di) taxa, ad esempio generi, famiglie, ordini, o anche gruppi funzionali (guilds) la cui diversità riflette in qualche misura la diversità di altri taxa in un determinato habitat o area geografica. Ad esempio, le Cicindele predicono la Biodiversità di uccelli e farfalle su vaste aree (PEARSON & CASSOLA, 1992). Anche in questo caso l'uso è duplice, nel senso che tali indicatori possono essere usati sia per identificare la biodiversità di altri taxa che per monitorarne i cambiamenti.

Per individuare il bioindicatore ideale la MCGEOCH propone una specie di analisi del problema suddivisa in nove tappe, in caso di “scelta sbagliata”, da decidere allo “step 7” ci rimanda allo step 3, cioè quasi a capo. I nove punti sono però utili per affinare i propri obiettivi di ricerca, essi sono riportati nella loro completezza in tabella 1. L'autrice a nostro avviso giustamente rimarca il fatto che in moltissimi studi sui bioindicatori non si proceda ad un preliminare lavoro di selezione ed affinamento né degli obiettivi né dei taxa utilizzati ai fini della bioindicazione, ed esorta chi vuole dedicarsi a questo genere di studi a valutare anzitutto se il taxon utilizzato rappresenti una soluzione efficace del problema.

Tabella 1 – Le tappe per la selezione di un buon bioindicatore come proposte dalla McGeoch.

-
-
- Step 1. Determine broad objective
 - Step 2. Refine objectives and clarify endpoint
 - Step 3. Select potential indicator based on accepted a priori suitability criteria
 - Step 4. Accumulate data on indicator
 - Step 5. Collect quantitative relational data
 - Step 6. Establish statistically the relationship between the indicator and the relational data
 - Step 7. Based on the nature of the relationship, accept or reject the species, taxon or assemblage as an indicator
 - Step 8. Establish the robustness of the indicator by developing and testing appropriate hypothesis under different conditions
 - Step 9. Make specific recommendations based on the original objectives for the use of the indicator

Negli ultimi decenni del secolo scorso un vasto numero di studi è stato dedicato anche ad indicatori più specificamente rivolti ai problemi di conservazione delle specie. Fra i più usati c'è il concetto di **specie ombrello** (“umbrella species”), definita da WILCOX (1984) nel modo seguente: “to provide <a protective umbrella> select a target species such that its minimum area requirement is at least as comprehensive as the rest of the community”. Si tratta dunque di singole specie selezionate ai fini di decisioni rivolte alla conservazione, tipicamente per il fatto che proteggerle significa proteggere molte altre specie che vivono nella medesima comunità. Il concetto è molto applicato per grandi vertebrati, molto meno per gli insetti e gli invertebrati in genere, ci sono però esempi per il Naucoridae *Ambrysus funebris*, proposto da WHITEMAN & SITES (2008) nella Death Valley e per il Coleottero Cucuide *Cucujus cinnaberinus* (MAZZEI *et al.*, 2011). La protezione di una specie ombrello può effettivamente contribuire a proteggere altre specie simpatriche, ma anche quelle di un livello trofico sottostante, o un elemento costitutivo importante dell'ecosistema, il secondo ed il terzo enunciato si adattano bene a

Cucujus, in quanto predatore di larve di coleotteri saproxilici ma anche legato a foreste mature. Un concetto simile, ma applicato ad un gruppo di specie-ombrello, è quello proposto da LAMBECK (1997) come “focal species”, ciascuna delle quali può essere correlata ad un elemento costitutivo o strutturale del paesaggio che si deve proteggere (fig. 2).



Fig. 2

Cucujus cinnaberinus (Scopoli, 1764) è ritenuto un buon candidato quale “specie ombrello” per foreste di conifere o latifoglie dell'Europa orientale. Foto Antonio Mazzei.

Trasversale ai concetti precedenti, nel senso che ogni tipo di bioindicatore può anche esserlo, è quello di **keystone species**, cioè di specie “pietra di volta”, con chiaro riferimento alle volte ad arco delle costruzioni. Esse svolgono un ruolo critico nel mantenere la struttura di una comunità biotica ed il loro impatto è superiore a quello che ci si potrebbe aspettare semplicemente dalla loro abbondanza relativa o dalla biomassa totale (POWER *et al.* 1996). La definizione risale a PAYNE (1969), che ne ipotizza l'importanza studiando l'effetto sulla comunità della rimozione di una stella marina, *Pisaster ochraceus*, che con la sua predazione manteneva in equilibrio una variegata comunità con molti molluschi. Questa definizione è molto applicata a vertebrati di cospicue dimensioni: elefanti, squalo bianco, certi coralli, gli alligatori, ma anche gli insetti impollinatori: l'ape nei frutteti o gli apoidei negli ecosistemi più complessi, nel loro ruolo di pronubi. Considerato per molti anni un vero e proprio paradigma dell'ecologia, in concetto di KS (keystone species) è stato

successivamente criticato (vedi anche PIRAINO *et al.*, 2002), distinguendone il ruolo da quello delle “specie strutturali”, ma esso conserva anche oggi una sua validità (SAMWAYS, 2005), soprattutto nella valutazione dell’impatto di una specie nel contesto della sua comunità e del suo habitat.

La ricerca di «keystone species» fra gli Insetti è estremamente deludente, in un elenco si trova però il Lepidottero Tortricide *Choristoneura fumiferana* (spruce budworm), considerata tale in quanto periodicamente «rigenera» le foreste di conifere. Molto citati sono in genere gli insetti pronubi, ad esempio *Bombus* sp. nel contesto della Nuova Zelanda (PAYTON *et al.*, 2002), ma è certo che tale aspetto della bioindicazione non è stato molto approfondito per quanto concerne gli Esapodi. Alcuni autori infine collegano piante “keystone” perché particolarmente competitive (ad esempio: *Solidago altissima*) a specie erbivore (il crisomelide *Microrhophala vittata*) che nelle loro pullulazioni agiscono come “keystone herbivores” creando spazio per la sopravvivenza di altre piante erbacee subordinate nel senso di meno competitive (CARSON & ROOT 2002).

Forse nel caso di molte funzioni ecosistemiche, per gli insetti sarebbe meglio indicare «keystone guilds», perché difficilmente una specie da sola può costituire la pietra di volta del sistema. Un esempio può essere la coorte dei saproxilofagi di una foresta, che con la loro capacità di penetrazione nel legno morto o nei tessuti di piante deperienti di fatto aprono la strada al riciclo delle necromasse legnose ed alla loro conseguente rimineralizzazione.

Molti AA. del resto accostano al concetto di keystone species quello di “ecosystem engineer” (SAMWAYS, 2005, PAYTON *et al.*, 2002), nel senso che molti taxa sono in grado di influenzare i processi ecosistemici, ad esempio modificando il suolo o facendo da “apripista” ad altre specie che altrimenti non sarebbero in grado di colonizzare microhabitat o comparti di un dato ecosistema. L’esempio più noto è quello delle formiche per il lavoro che compiono nel suolo e la grande quantità di terreno che riportano in superficie arrieggiandolo, per l’asilo che molti loro simbiotici trovano nei nidi, infine per le biomasse consumate, (FOLGARAIT, 1998), ma anche le termiti non sono da meno, sia per le biocostruzioni di cui tappezzano le zone aride del globo, che per l’intenso riciclo di nutrienti che sono in grado di accelerare. Non mancano comunque esempi ben indagati anche per i nostri climi, BUSE *et al.*, (2008) ad esempio definiscono ecosystem engineer *Cerambyx cerdo*, dimostrando la sua efficacia come «apripista» per altri insetti dipendenti dalle necromasse di vecchie querce (fig. 3).

Non possiamo infine non tener conto delle

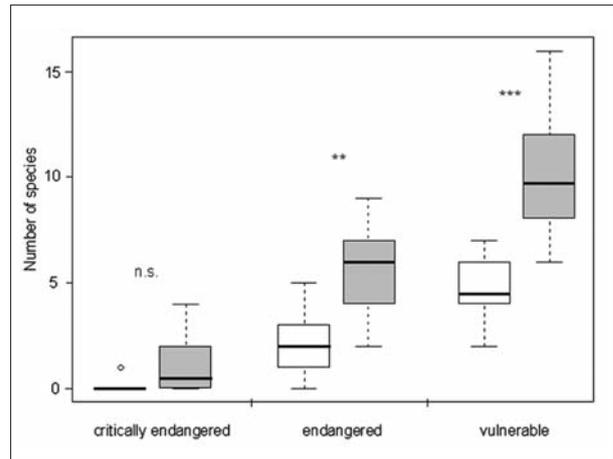


Fig. 3

Specie di coleotteri saproxilici catturate su tronchi privi o colonizzati (barre grigie) da *Cerambyx cerdo* Linnaeus 1758. Le specie sono classificate in base ai criteri di valutazione dell’IUCN. Da Buse *et al.*, 2008.

cosiddette “flagship species” o specie-bandiera. Esse hanno in comune il fatto di essere selezionate come “ambasciatrici”, icone o simboli per un dato habitat, argomento, campagna o causa ambientale. Focalizzando l’attenzione del pubblico su tale specie o garantendone la conservazione, si assicura nel contempo lo status di altre specie che ne condividono l’habitat o che sono sottoposte alle stesse minacce. Le specie bandiera sono solitamente di grandi dimensioni e sono considerate “carismatiche” nelle civiltà occidentali, dove si impongono spesso per le necessità di raccolta di fondi o di “marketing ambientalista” (WESTERN 1987, VERISSIMO *et al.*, 2011). La tigre del Bengala, il panda maggiore e molti altri grossi vertebrati sono stati indicati come specie bandiera a partire dagli anni ’80, ma attualmente si raccomanda maggior prudenza nel loro uso, perché spesso la gestione dell’ecosistema a loro favore può confliggere con le esigenze di specie magari meno vistose ma forse più a rischio (vedi anche SIMBERLOFF, 1998) (fig. 4).

Le flagship species entomologiche sono pochissime, quasi solo farfalle, fra le quali non poteva mancare *Danaus plexippus*, la farfalla monarca, o certi Buprestidi coreani, come *Chrysochloa fulgidissima*, proposta come flagship species da un Parco Nazionale vicino alla città di Jeongeup o infine il “Kabuto-mushi” *Trypoxylus dichotomus*, proposto da TAKADA (2013) per incoraggiare la scarsa tendenza dei giapponesi alla conservazione degli Insetti (fig. 4). Già in anni precedenti GUINEY & OBERHAUSER (2008) erano dell’idea che la proposta di specie carismatiche possa incrementare l’attenzione del pubblico verso gli insetti minacciati: “Even though most flagship species



Fig. 4

Trypoxylus dichotomus (Linnaeus 1771), secondo Takada (2013) uno dei pochi Scarabeidi (Dinastini) ben noti ed amati dal pubblico giapponese, e per il quale varrebbe la pena di istituire una flagship species.

have been historically large mammals, an increasing amount of attention has been directed to smaller species, including insects. Entomologists and conservationists need to encourage the use of insect flagship species, in order to draw attention to the importance of this group and to its conservation needs. The descriptions and case studies of charismatic and endangered insects, and those that provide ecological services, illustrate how the use of a flagship species can have wide-reaching conservation and education impacts". C'è forse un rischio in questo tipo d'iniziativa, quello di cadere nella trappola dei "pet-insects", incrementando il mercato degli insetti da allevamento, ma tutto sommato anche quest'uso,

che si va diffondendo globalmente, può avvicinare i giovani alla conoscenza del mondo degli insetti.

Finora abbiamo parlato indifferentemente di «indicatori», mescolando il valore dato alle «surrogate species» con quello che si può dare anche a intere comunità (taxocenosi) o guilds, una carrellata che possiamo ora inquadrare in uno schema generale, quello di figura 5, nella quale si tenta di inquadrare al meglio le differenti tipologie di "bioindicazione" offerte dagli Esapodi.

APPROFONDIMENTI ED ESEMPI

Pur consapevoli del rischio di omettere studi importanti, nel seguito di questo breve scritto tentiamo di dare qualche esempio e di approfondire alcune delle tante tematiche che oggi coinvolgono gli insetti nel loro possibile ruolo di indicatori ambientali.

Environmental indicators

Come già accennato nell'introduzione, sono molto studiati quelli acquatici, in particolare quelli utili nella scala del saprobio, che consentono rapide indicizzazioni della qualità delle acque. Gli indici più usati sono l'IBE o, in inglese EBI, (Extended Biotic Index), basato sul censimento dei macroinvertebrati dello zoobenthos delle acque lotiche. L'EBI deriva in realtà da un precedente "Trent Biotic Index" (TBI, WOODIWISS, 1964), fra i tanti in uso nel secolo scorso, ed elaborato per la Trent River Authority utilizzando macroinvertebrati raccolti con il retino nel "rif-

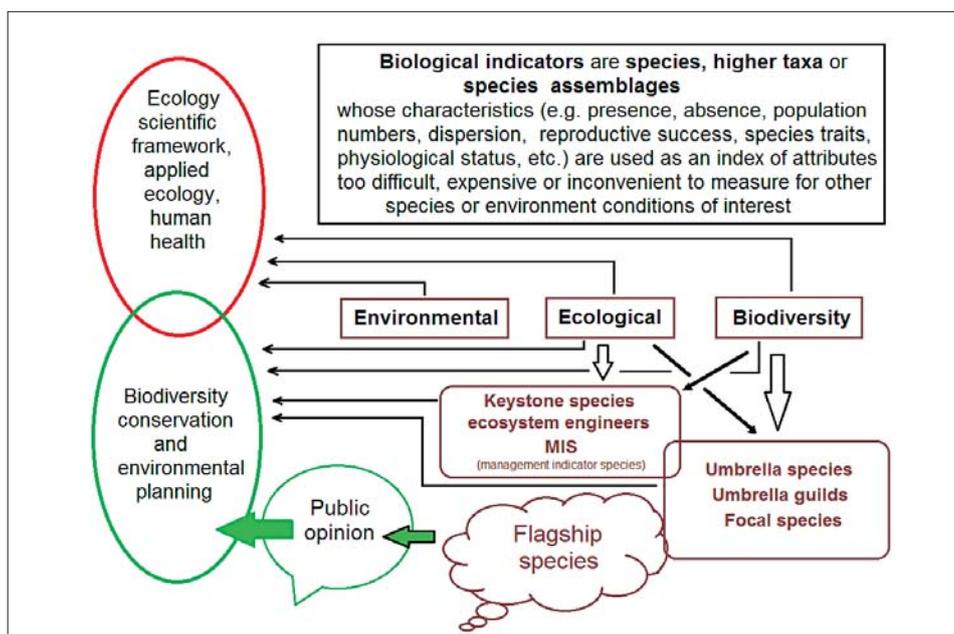


Fig. 5

Scopi generali e tipologie della bioindicazione che gli Insetti possono rappresentare.

fle”, cioè nei tratti meno profondi e più ghiaiosi del corso d’acqua. Il successivo indice EBI è stato poi adattato ai corsi d’acqua italiani da un Manuale CNR a cura di GHETTI & BONAZZI (1981) prodotto nel corso del Progetto Finalizzato “Promozione della qualità dell’ambiente”. Oggi ci si basa sulla nuova Direttiva Europea 2000/60/EC (WFD, Water Framework Directive), eseguendo un campionamento «multihabitat» (pool/riffle) e determinazioni che nel caso di Germania, Austria e Slovenia devono arrivare alla specie. Nel nostro paese la materia è competenza del CNR-IRSA: Istituto CNR per la Ricerca sulle Acque, che offre anche, descrivendole, alcune metriche e indici selezionati in un processo di intercalibrazione e classificazione ecologica che si sta attuando a livello europeo, tradotta nell’indice: STAR-ICMI (vedi AA VARI, 2007).

Per l’ambito terrestre, certamente più trascurato di quello delle acque correnti, è stato proposto recentemente un indice di qualità biologica del suolo, basato quasi esclusivamente su insetti edafici, il QBS. Proposto da PARISI (2001), esso tiene conto del grado di adattamento degli artropodi edafici o, in altre parole, delle loro “forme biologiche”, e dei markers morfologici condivisi dalla fauna del suolo: la piccola dimensione, la depigmentazione, l’anoftalmia, ecc., con forme che vanno dall’edafoxeno all’edafobio all’endogeo. La costruzione di “fasce di adattamento” (utilizzate nella valutazione QBS), indipendenti dalla tassonomia, rappresenta sicuramente un enorme vantaggio poiché permette di superare i problemi legati alla determinazione delle specie. A ogni gruppo, quale parametro di misura del valore ecologico, è attribuito un punteggio, che può variare da un minimo di 1, attribuito alle forme poco o nulla adattate alla vita edafica, ad un massimo di 20 per le forme che presentano il massimo adattamento alla vita edafica (fig. 6). Questo valore è chiamato indice eco-morfologico (EMI) e può variare all’interno delle diverse unità sistematiche. In calcolo del QBS-ar (il QBS basato sugli artropodi) si ricava dalla sommatoria dei massimi valori EMI ottenuti per ogni gruppo sistematico. Nel caso in cui in un campione siano presenti forme appartenenti allo stesso gruppo sistematico, ma con diversi livelli di adattamento alla vita edafica, il punteggio assegnato sarà il valore massimo di EMI trovato. Lo scopo principale quindi, nella determinazione dell’indice è l’individuazione, all’interno di ogni gruppo sistematico, della forma biologica meglio adattata al suolo. Sulla base del valore complessivo del QBS-ar, si possono suddividere i suoli in classi, caratterizzate da una crescente qualità ambientale. Per l’assegnazione

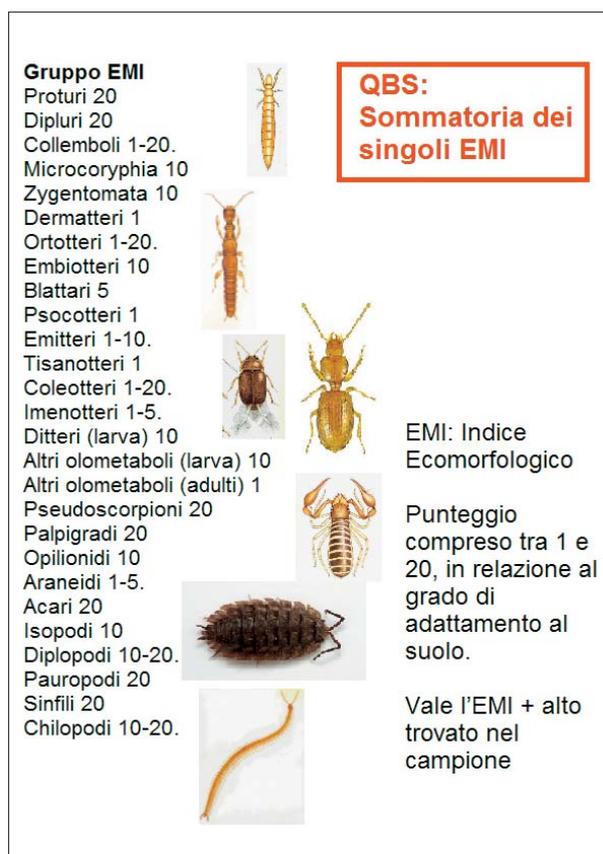


Fig. 6

L’indice eco-morfologico (EMI) per i principali taxa di artropodi legati al suolo come utilizzato per la valutazione della qualità biologica del suolo (QBSar) basata su artropodi.

delle classi di qualità entrano in gioco alcuni gruppi-chiave: Proturi, Coleotteri e Collemboli Onichuridi. Si tratta, infatti, di gruppi considerati eccellenti bioindicatori, poiché la loro presenza è in genere legata a un suolo ricco di sostanza organica e potenzialmente di buona qualità. Per altri particolari sull’indice QBS e le sue varianti si rinvia ad ANGELINI *et al.* (2002).

Environmental indicators: insetti come biosensori
 Gli insetti possono essere usati per monitorare il livello di contaminazione da sostanze chimiche tossiche o da metalli. Nel caso di questi ultimi la scelta della specie da considerare come bioindicatore deve tenere conto: a - del livello trofico che la specie occupa; b - delle strategie di accumulazione; c - delle strategie di detossificazione; d - del ciclo biologico. Inoltre bisogna tener conto anche del ruolo “biologico” del metallo. I biomarkers possono essere individuati nei diversi livelli biologici:

- 1) livello molecolare (formazione di corpi d’inclusione o sintesi di metallotioneine a livello tessutale);
- 2) a livello di organismo (comportamento, riproduzione, sviluppo, sopravvivenza).

Insetto “prediletto” in questo campo è certamente l’ape domestica, che con il suo discreto home range e la grande curiosità esplorativa rappresenta un vero e proprio strumento di scansione dell’ambiente intorno all’arnia. La lettura della review di BOGDANOV (2006) fornisce un quadro impressionante della qualità e della quantità degli inquinanti dei prodotti dell’ape, sia di quelli contratti nell’ambiente che quelli derivanti dai trattamenti sanitari dell’arnia. Questo imenottero facilita anche lo studio dell’ecotossicità delle operaie, che possono essere facilmente raccolte in un apposito cestello (underbasket) posto a raccolta delle medesime sotto all’ingresso dell’arnia, quando le compagne ne allontanano i corpi senza vita. LEITA *et al.* (1996) ad esempio misurano l’accumulo di cadmio, zinco e piombo nel corpo di api morte, mostrando che dopo nove settimane si raggiungono rispettivamente 7, 1100 e 27 microgrammi/grammo di peso secco.

L’ape domestica rappresenta dunque, come tante volte ricordatoci anche dal compianto amico Giorgio Celli, un prezioso strumento di monitoraggio della qualità dell’ambiente, specialmente del paesaggio agrario, dove più che altrove può essere messa a rischio la salute umana. Ne è un esempio molto interessante lo studio di PORRINI *et al.* (2003) condotto in molte località italiane mediante la raccolta delle operaie con l’underba-

sket, studio che dimostra come il metodo riveli non solo la tipologia di protezione applicata alle piante in una data zona (cioè la gamma di fitofarmaci utilizzati), ma anche gli abusi derivanti da sostanze non più ammesse in date circostanze o addirittura proibite come il fenoxycarb (fig. 7).

Le ricerche sugli insetti come bioaccumulatori riguardano oggi una vasta gamma di taxa, GRAMIGNI *et al.* (2013) ad esempio studiano il bioaccumulo di alcuni metalli pesanti nel corpo di formiche della specie *Crematogaster scutellaris*, trovando che zinco e cadmio sono amplificati rispetto alle concentrazioni del suolo, mentre il rame risulta indipendente dalle concentrazioni in tale comparto, e nickel, manganese e piombo sono mantenute a concentrazioni inferiori. TALARICO *et al.* (2014) hanno studiato l’effetto dell’inquinamento da 15 metalli di una discarica sulla sopravvivenza e sulla fisiologia di *Carabus lefebvrei*. Il fattore di bioaccumulo rivela che il coleottero, che è un predatore di chioccioline, è un concentratore di As e di Hg se raccolto in siti inquinati. Individui allevati in laboratorio mostrano che i livelli di elementi come B, Cr e Cu nell’adulto sono strettamente correlati ai livelli nel suolo, mentre altri sono bioaccumulati rispetto ai livelli presenti nelle prede, nel seguente ordine: Hg > Cr > B > Be > Pb > V = Zn = As. Accrescimento larvale e mortalità non variano con la concentrazione dei metalli in suolo e cibo, ma la

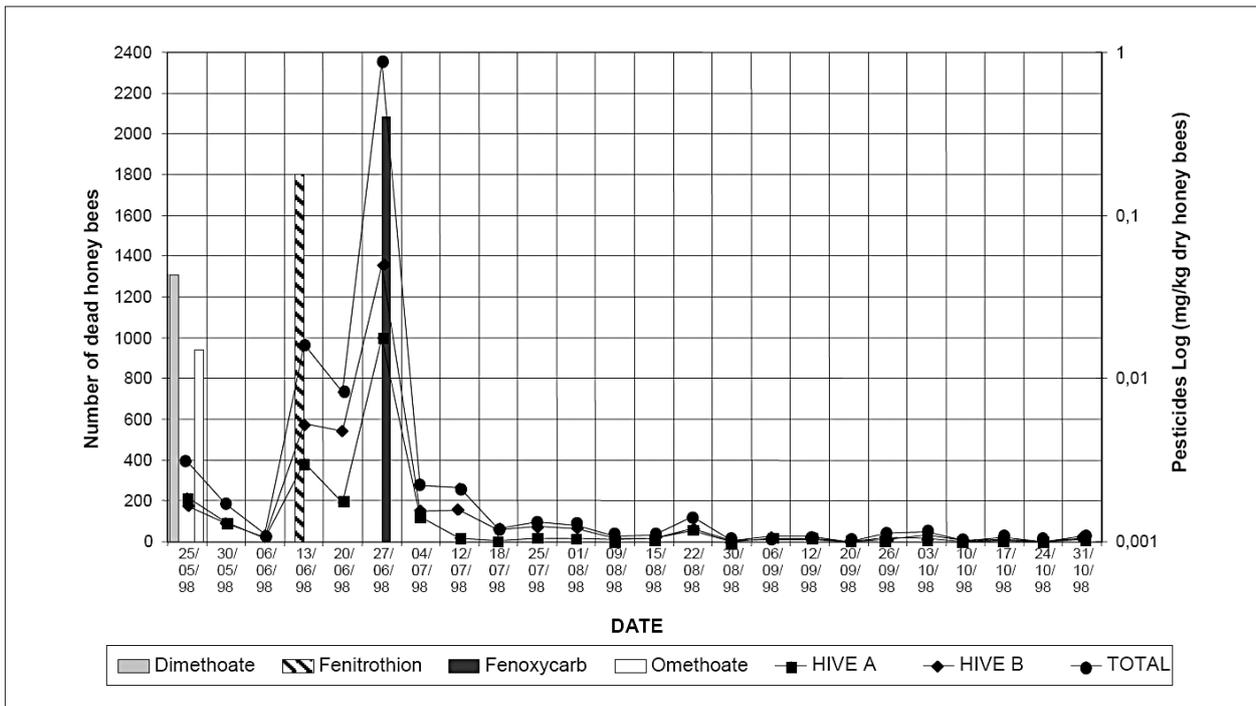


Fig. 7

Andamento stagionale della raccolta di api morte in due alveari presso Ozzano Emilia. Le colonne indicano la concentrazione di vari pesticidi (mg/kg di peso secco d’api) di volta in volta riscontrati, si noti come il picco più elevato di mortalità coincide con elevati valori di Fenoxycarb. Da PORRINI *et al.* (2003).

risposta immunitaria degli stadi pre-immaginali è molto sensibile all'inquinamento, come indicato dall'attività enzimatica della fenolo-ossidasi, il che farebbe supporre che la contaminazione da metalli possa avere effetti subletali sulla funzione immunitaria.

ECOLOGICAL INDICATORS

Si possono considerare tali singole specie, gruppi di specie ("species assemblages"), guilds e taxocenosi che in vario modo ci avvisano della variazione spaziale o, anche prevenendoli, i cambiamenti temporali in un ecosistema, habitat naturale o antropizzato, fornendo anche informazioni sul suo stato di conservazione/disturbo/sfruttamento/alterazione funzionale. La UNDERWOOD (cit.) ritiene che tale approccio sia ancora nella sua infanzia, che la maggior parte degli studi si focalizzi ancora solo su specie rare o minacciate, e che da un punto di vista ideale si dovrebbe dimostrare che le specie minacciate sono rappresentative degli altri taxa coinvolti, ma che pochi sono gli studi giunti a questo livello.

Appartiene al repertorio classico lo studio di Claire KREMEN (1992) sull'utilizzo della diversità di specie di farfalle diurne come indicatore dei parametri ecologici in Madagascar. Quest'autrice trovò che esse indicavano in modo eccellente l'eterogeneità derivante dalla complessità topografica o dai gradienti di umidità, mentre erano modeste predittrici della ricchezza di specie di piante in fiore, limitate come indicatrici dell'eterogeneità dovuta al disturbo antropico e scarsamente correlate alla diversità floristica.

In tempi più recenti l'uso degli "ecological indicators" si è raffinato in almeno due direzioni importanti, quella basata sulla diversità di specie di uno o più taxa e quello della taxocenosi, che valorizza gli «species traits». Il primo è più imparentato con i «biodiversity indicators», esemplare rimane a nostro avviso lo studio di BROWN (1997), sull'uso sostenibile delle foreste atlantiche del Brasile. L'approccio di questo autore si distingue perché è già focalizzato sul problema della sostenibilità, verificata attraverso il monitoraggio della biodiversità degli insetti, egli sottolinea infatti che "Superficial analyses of sustainability in resource use are sometimes restricted to the actual species (usually large trees or vertebrate animals) providing the materials being produced (such as wood, meat, fruits, oil or latex)... Furthermore, such long-cycle organisms can give information on sustainability only after several generations, usually years or decades". Invece gli insetti:

- 1) riflettono bene i processi importantissimi della decomposizione della lettiera, essenziale ultima frontiera della fertilità delle foreste tropicali;
- 2) molti gruppi di insetti sono ben studiati e di facile riconoscimento e facili da inventariare;
- 3) hanno due proprietà importanti: cicli biologici brevi e bassa resilienza;
- 4) gli insetti fitofagi sono ben adattati alla struttura, alla luminosità, all'umidità, alla disponibilità di nutrienti, al chimismo dei processi, ogni cambiamento nella loro abbondanza implicherebbe un incremento o decremento della loro pianta nutrice primaria (fig. 8).

Dopo aver esaminato una più vasta gamma di taxa possibili indicatori per l'area, BROWN compara i dati sulla diversità di specie di comunità di Lepidotteri diurni (Hesperioidea-Papilionoidea) raccolti in 54 località diverse del Brasile a partire dal 1900 e dal 1964 consistenti in rilievi standardizzati della durata di un giorno, annotando tutte le variabili ambientali di maggior peso. Ne risulta il quadro di figura 8, dalla quale risultano interessanti correlazioni con lo stato di sfruttamento delle foreste e l'evidenza di un massimo del numero di specie in foreste ben conservate ed eterogenee. Successivamente, combinando i dati di α -diversità per la diversità genetica e le specie grandi e

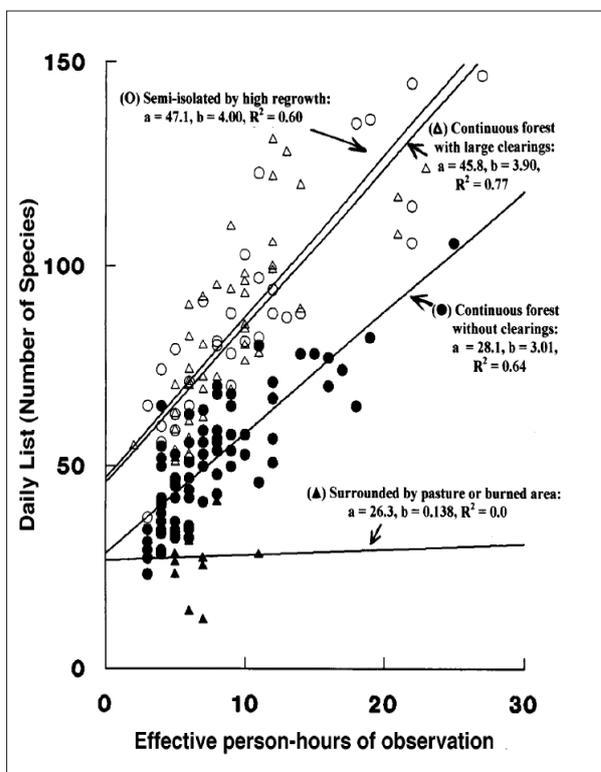


Fig. 8

Diversità di specie di Lepidotteri diurni (Hesperioidea-Papilionoidea) campionati in foreste del Brasile a nord di Manaus in diverse situazioni di disturbo antropico e configurazione del paesaggio. Da BROWN (1997).

specializzate, la diversità β per le piante, gli animali (le anzidette farfalle prese qui come “surrogate species”) e le specie utili, la diversità γ per le specie successionali, di orlo di foresta e di habitat non forestali, ottiene il quadro di figura 9, che rappresenta un insieme di relazioni generali fra il livello di disturbo antropico (“disturbance”, in ascisse) e la diversità (in ordinate). Per brevità non ci si può addentrare in altri dettagli, ma risulta chiaramente la potenzialità dimostrata dagli insetti indicatori nello stabilire parametri non solo di conservazione, ma anche di gestione sostenibile dell’ecosistema.

Ecological indicators: l’approccio per “species traits”

Gli species traits, che in italiano si potrebbero tradurre come “marcatori morfo-funzionali” delle specie, sono caratteristiche morfologiche, comportamentali o di altro tipo (ecologico, biogeografico-evolutivo) aventi valore adattativo ed in grado di fornirci indicazioni sullo stato dell’habitat e della sua gestione. Oggi assistiamo a una crescente valorizzazione di queste caratteristiche sia nel campo delle acque interne (VERBERK *et al.*, 2013) che in quello degli invertebrati del suolo (PEY *et al.*, 2014) e c’è chi addirittura parla di un superamento del concetto di “guild” proponendo uno schema per lo

sviluppo di un inquadramento pratico dei tratti funzionali per i coleotteri terrestri (FOUNTAIN-JONES *et al.*, 2015). In realtà l’uso dei marcatori morfo-funzionali risale già al secolo scorso, ad esempio quando LINDROTH (1949) ricostruisce la genesi degli areali dei coleotteri carabidi della penisola scandinava attraverso lo stato brachittero o macrottero delle ali delle loro popolazioni, mentre risale al 1980 il primo tentativo di una diagnosi ambientale sul disturbo antropico esaminato attraverso gli species traits di coleotteri carabidi (BRANDMAYR, 1983). In ogni caso, ciascuna guild o gruppo possiede un set di caratteri di questo tipo che possono essere utilizzati per una diagnosi ambientale, in molti casi poi le tipologie adattative non sono tanto diverse da un gruppo all’altro. Data la vastità della materia, ci limiteremo qui a dare qualche esempio sui coleotteri carabidi, una famiglia d’insetti molto diversificata nelle sue risposte all’ambiente e di ampia radiazione adattativa. Il gruppo in questione infatti risulta molto eterogeneo per alcuni aspetti fondamentali:

- 1) il potere di dispersione (macrotteri, brachitteri, pteridimorfi);
- 2) l’ampiezza dell’areale (stenodenemici, etc.);
- 3) il ritmo riproduttivo (larve estive, invernali o dal ciclo biennale).

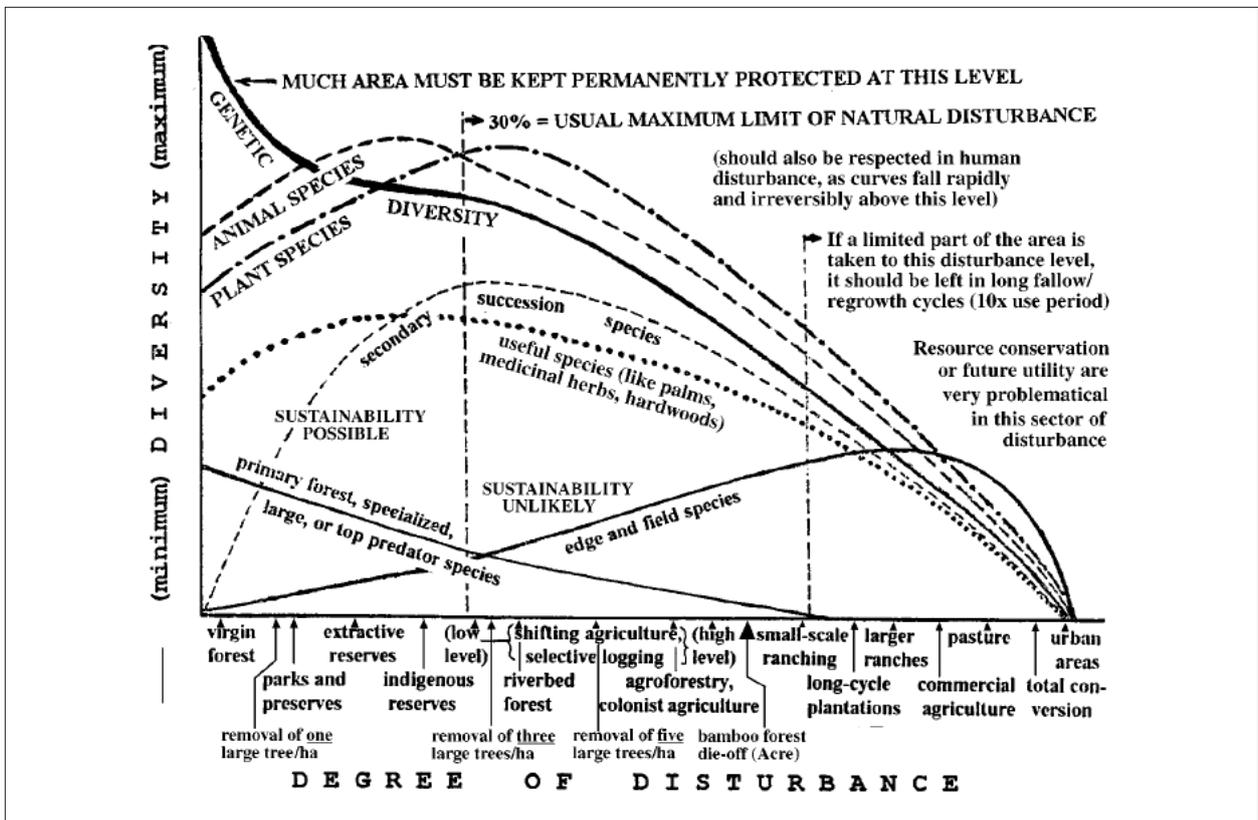


Fig. 9

Diversità di varie componenti dell’ecosistema e livelli di disturbo antropico in foreste della Regione Neotropica. (da BROWN, 1997).

- 4) La scelta alimentare (predatori specializzati, a vasto spettro, predatori opportunisti di semi, granivori specializzati);
- 5) specie stenotopie o specializzate per l'habitat;
- 6) specie terricole, arboricole o corticicole;
- 7) specie ipogee +/- specializzate.

La figura 10 rende un'idea dell'aspetto esterno dei soli rappresentanti europei di questi coleotteri predatori, che poi nelle regioni tropicali danno luogo ad una varietà di forme ancora maggiore. Immaginiamo di avere una sequenza di alterazione ambientale (antropizzazione) sul modello di quella studiata da BROWN (1997) in Brasile, ma in Italia (Carso Triestino, 32 siti, BRANDMAYR et al., 2005). Come riassunto in figura 11, con il progredire dell'antropizzazione, che inizia dalla ceduazione delle foreste e si completa con gli agroecosistemi più intensivi ed i siti ruderali, si assiste ad una vistosa serie di cambiamenti delle caratteristiche delle specie e quindi anche degli aspetti funzionali delle comunità. Le specie endemiche, meno mobili ma anche più sedentarie come strategia, tendono progressivamente a scomparire, mentre aumentano con il degrado ambientale e l'asporto di biomassa le specie ad alto potere di dispersione. La diversità di specie in quanto tale è

invece meno indicativa, poiché aumenta sia nei prati da sfalcio, che sono ambienti ancora parzialmente seminaturali, sia nei coltivi, dove si assiste ad un vero e proprio accumulo di specie opportuniste alimentari (non rappresentate) insieme a quelle con larve a sviluppo breve in estate, che spesso prediligono gli ambienti più instabili e rimaneggiati.

In altre sequenze, che qui non raffiguriamo, si nota anche come i carabidi predatori a dieta più specializzata (*Cychrus*, *Leistus*, *Notiophilus*, gli *Abax* ed i *Molops* allo stato larvale, ecc.) siano più abbondanti in foreste che non nelle formazioni aperte, dove prevalgono elementi steppici del tutto o parzialmente granivori, come *Harpalus*, *Ophonus*, *Zabrus*. A risultati simili sono arrivati anche GOBBI & FONTANETO (2008) in una meta-analisi della diversità di coleotteri carabidi in habitat a differente impatto antropico della pianura padana.

Ricordiamo ancora che gli species traits delle comunità legate a differenti habitat possono essere anche elaborati in indici più complessi come il "community vulnerability index" I_v proposto da Scalercio et al. (2007) per i Ropaloceri della Sila Greca su base ecologico paesaggistica.

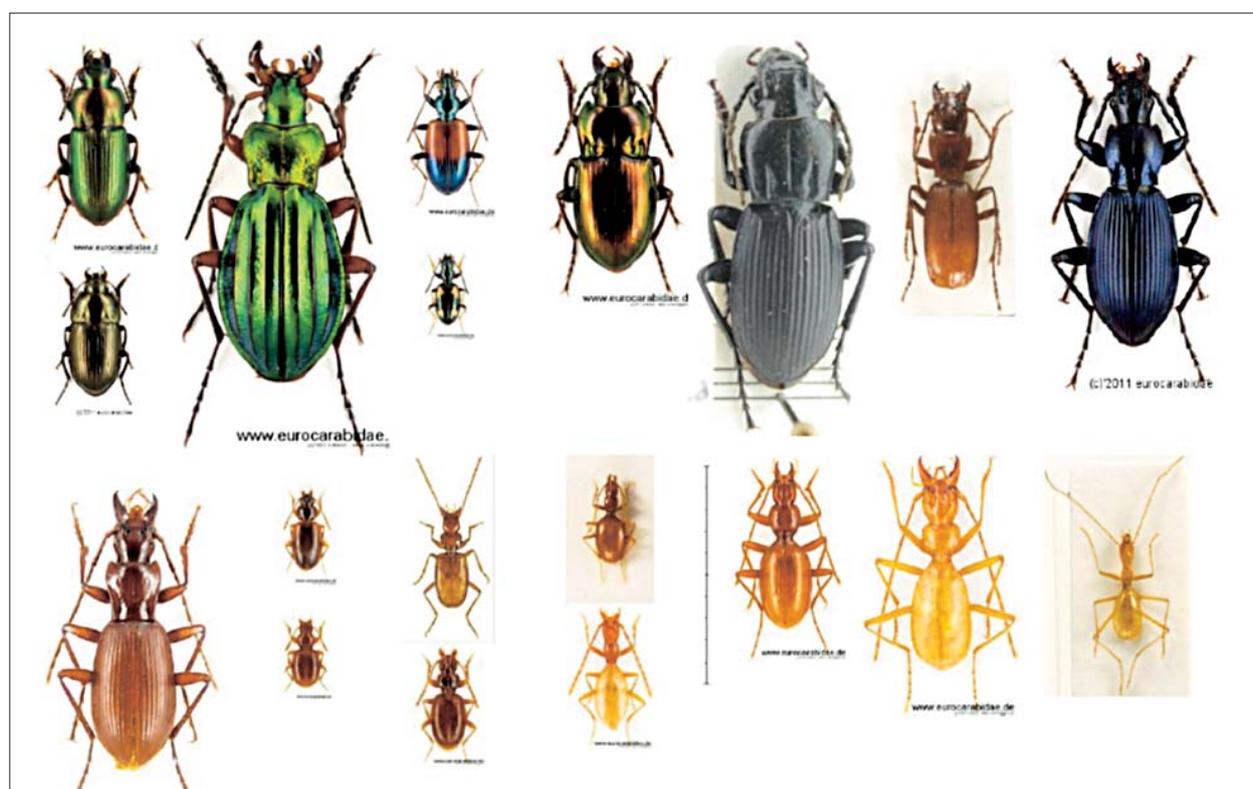


Fig. 10

La variazione morfologica e adattativa riscontrabile in coleotteri carabidi europei, con particolare evidenza del percorso evolutivo dall'ambiente epigeo a quello ipogeo. Da sinistra a destra e dall'alto in basso: *Harpalus* sp., *Amara* sp., *Carabus* sp., *Bembidion* (s. l.) spp., *Pterostichus* sp., *Percus* sp., *Speomolops sardous*, *Laemostenus* spp, *Trechus* spp., *Duvalius* spp., *Orotrechus* sp., *Anophthalmus* sp., *Typhlotrechus* sp., *Aphaenopidius* sp., *Aphaenops* sp. Da BRANDMAYR et al., 2013.

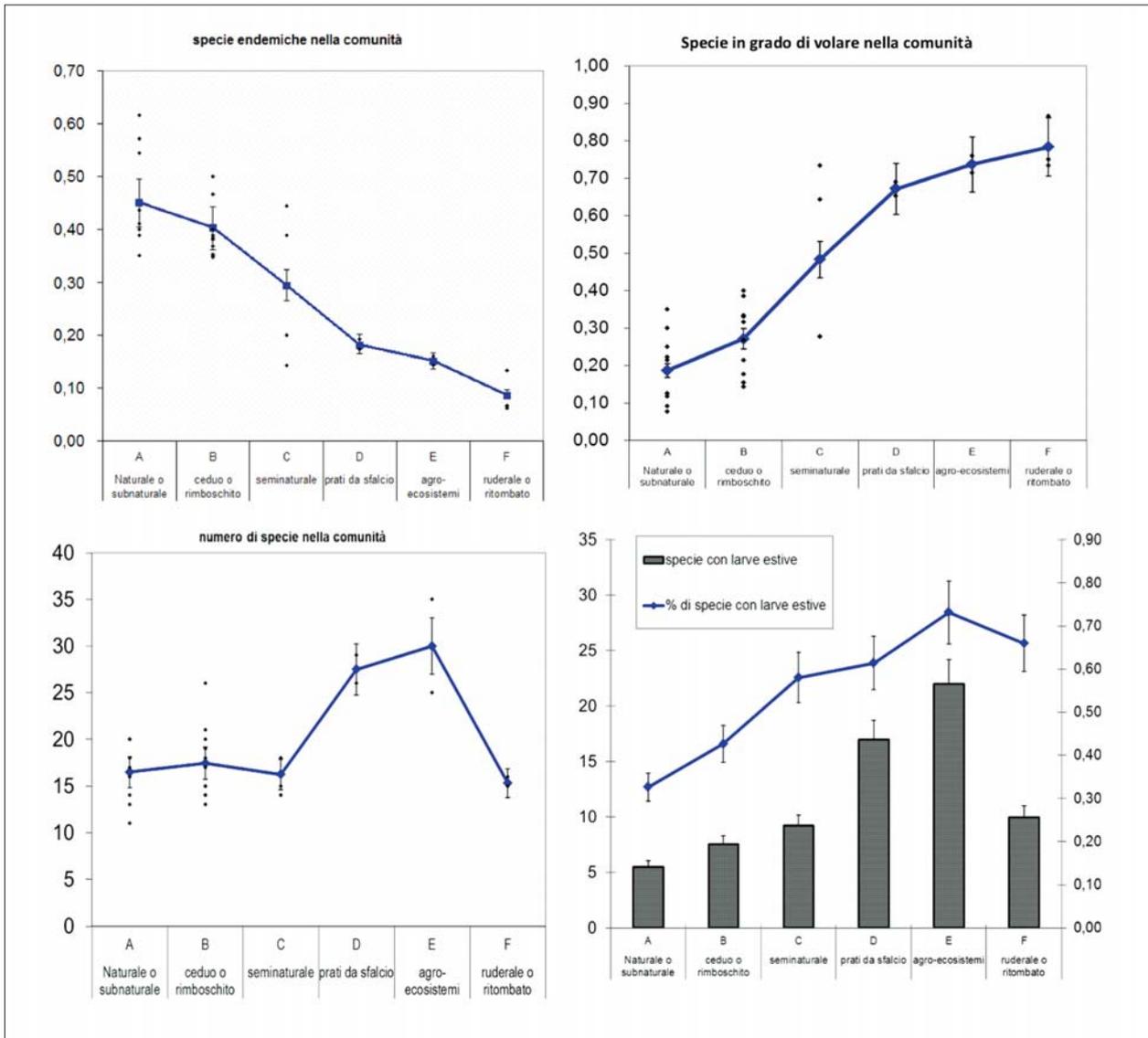


Fig. 11

Da sinistra in alto a destra in basso: percentuale di specie endemiche (sudeuropeo-orientali) in una sequenza di habitat caratterizzati da disturbo antropico crescente nel Carso Triestino, dati di 34 siti. - Specie di carabidi in grado di volare (macroterre o pteridomorfe) nella stessa sequenza. - Numero di specie della comunità. - Specie con larve estive (colonne, ordinata sinistra) e loro percentuale nella medesima sequenza di comunità. Da BRANDMAYR *et al.* (2005), integrato e modificato.

I marcatori e le caratteristiche morfofunzionali degli indicatori prescelti determinano dunque quasi “a priori” il target dell’indagine, una regola che potremmo esprimere come “congruenza fra il taxon e l’indicandum”. In Tabella 2 si elencano altri esempi di “management indicators”, senza alcuna pretesa di completezza.

BIODIVERSITY INDICATORS

Gli indicatori di biodiversità, come abbiamo già ricordato, sono quelli il cui studio dovrebbe permettere di quantificare la diversità di taxa non noti per mezzo di gruppi che fungono da surrogato, cioè che in qualche modo rivelano anche la nume-

rosità di specie (o di taxa superiori) di gruppi anche non filogeneticamente vicini. Vi sono in realtà anche qui due approcci fondamentali: quello «cross-taxon» e quello «within-taxon».

L’approccio cross-taxon usa la biodiversità di un taxon per ipotizzare quella di altri taxa nella medesima area geografica o, a scala minore, nel medesimo habitat.

Un primo tentativo importante fu quello di PEARSON & CASSOLA (1992), che trovarono, su scala continentale e usando maglie di 275-350 km di lato, che la ricchezza di specie di Cicindelidi, farfalle diurne ed Uccelli erano ben correlate, anche se le conclusioni vennero poi in parte criticate.

In un successivo studio (PEARSON & CARROLL, 1998) l’indagine venne estesa anche alle precipita-

Tabella 2 – Esempi di indicatori di gestione basati su diversi taxa ed in relazione al target o indicandum.

Taxon	Target o indicandum	Autore
Formicidi	Ricolonizzazione di siti, terrazzamenti minerali, etc., in Australia	ANDERSEN & MAJER, 2004, <i>Front. Ecol. Environm.</i> 2:291-298
Passalidi, Scarabeidi, Curculionidi e Stafilinidi	Deforestazione, conservazione della biodiversità ed individuazione di riserve in Centro-America	CANO & SCHUSTER, 2008 – <i>Trop. Biol. and Cons. Management</i> , vol. VI., EOLSS
Lepidotteri	Cambiamenti in ambienti prativi seminaturali europei	ERHARDT & THOMAS, 1991, in Collins, Thomas eds, <i>The Conservation of Insects and their Habitats</i> . Academic Press.
Ropaloceri	Effetti della conduzione organica e nessi con il paesaggio	RUNDLOEF & SMITH, 2006, <i>J. Appl. Ecol.</i> , 43:1121-1127
Ropaloceri ed Ortoteri	Sfalcio, concimazione e paesaggio in un contesto di mosaico prato-bosco	MARINI <i>et al.</i> , 2009, <i>Insect Cons. and Diversity</i> , 2(3):213-220.
Coleotteri (varie fam.) ed Eterotteri	Gestione e stato di conservazione di foreste naturali e d'impianto nel South-Benin (Dahomey)	LACHAT <i>et al.</i> , 2006, <i>Biodiv. Conserv.</i> , 15:3-23
Insetti saproxilici	La gestione sostenibile delle foreste	GROVE, 2002, <i>Ann. Rev. Ecol. Syst.</i> , 33:1-23
Coleotteri saproxilici	La gestione della biodiversità delle foreste	AUDISIO <i>et al.</i> , 2014, <i>Lista Rossa IUCN dei Coleotteri saproxilici italiani – Min. Ambiente, IUCN, Federparchi</i>
Coleotteri Carabidi	La gestione della foresta boreale	NIEMELÄ <i>et al.</i> , 2007, in T. New (ed.): <i>Beetles Conservation</i> . <i>J. Insect Conserv.</i> , 11:5-18

zioni annue, per introdurre un parametro ambientale. I risultati ad oggi dimostrano che in certi casi, ad esempio in Australia, le precipitazioni erano ben correlate alle farfalle, mentre i cicindelidi non collimavano sufficientemente né con gli uccelli né con le farfalle. In Nord-America invece erano le precipitazioni ad essere di scarsa predittività, mentre, mentre qui risultavano ben correlati Cicindelidi, Uccelli e farfalle, ma soprattutto uccelli e farfalle fra loro.

Anche a scala di habitat vi sono non pochi studi che cercano di mettere in relazione la compresenza di un taxon con quella di altri taxa superiori, fra i tanti abbiamo scelto l'indagine di BILLETTER *et al.* (2007) su 25 paesaggi agricoli europei di 16 kmq ciascuno, sparsi in sette paesi d'Europa, dalla Francia all'Estonia, includenti censimenti di piante vascolari, uccelli, apoidei, carabidi, sirfidi, eterotteri, araneidi e molti parametri ambientali e di struttura dell'ecosistema. Lo ricerca dimostra l'esistenza di forti variazioni geografiche della diversità di specie in tutti i gruppi campionati, nessun gruppo è buon indicatore per tutti gli altri, anche se in certi casi si possono osservare corrispondenze significative: le api con le piante erbacee, i ragni con gli uccelli, i coleotteri carabidi con i sirfidi, ed altre. Infine, la diversità di specie di tutti i gruppi aumenta con la superficie lasciata a habitat seminaturale, prativo o boscato.

L'approccio «within-taxon» più comune è quello della «higher taxon surrogacy», cioè quando si usano solo generi, famiglie o ordini significativi

per indicare la biodiversità di specie di una classe, ad esempio i mammiferi. Importante è che vi sia vicinanza tassonomica fra indicatore ed indicandum. Gli esempi sono numerosi, anche se le conclusioni controverse, CARDOSO *et al.* (2004) sperimentano il censimento di taxa superiori per predire la ricchezza di specie di ragni in aree protette del Portogallo, giungendo alla conclusione che i generi sono rappresentativi della medesima, mentre le famiglie sono risultate meno adatte allo scopo. Più in generale, la co-varianza di diversità sia all'interno di taxa che soprattutto fra taxa diversi dimostra di avere poche regole certe, con una vasta gamma di interazioni possibili fra l'altamente positivo, il più o meno debole oppure l'altamente negativo (GASTON & WILLIAMS 1996), ed è abbastanza ovvio che lo stesso si osservi per le risposte alle variabili ambientali indipendenti, come il clima o singoli fattori ecologici.

GLI HOTSPOTS DELLA BIODIVERSITÀ

Più efficace sembra essere, almeno ai fini della conservazione, lo studio degli «hotspots», cioè delle aree di estrema ricchezza tassonomica (MYERS 1988; PRENDERGAST *et al.*, 1993), più o meno interessate da problemi di conservazione (MYERS *et al.*, 2000), dove di fatto la concentrazione di piante endemiche e fauna di ogni gruppo o quasi, quindi insetti inclusi, richiede la massima concentrazione degli sforzi di tutela. Gli hotspots

(25 a livello mondiale) individuati da MYERS *et al.* (2000), pur essendo basati quasi esclusivamente su piante endemiche e vertebrati (fig. 12), si adattano bene anche all'entomofauna, anche se studi metodologici dimostrano che l'individuazione degli hotspots a scala regionale o inferiore richiede data base molto completi ed un approccio più volto alla rarità che al numero delle specie (BALLETO *et al.*, 2010).

Gli hotspots rappresentano in realtà anche un problema epistemologico e di metodologia scientifica, nel senso che, soprattutto per gli insetti e la fauna minore in generale, queste aree racchiudono forse più specie da scoprire che non specie realmente già conosciute. Non possiamo escludere quindi che, a prescindere dalla concentrazione opportunistica degli sforzi di ricerca in aree “simbolo” o più facilmente raggiungibili, i cui dati possono falsare le mappe sui software visualizzatori, le aree di hotspot possano riservare anche nel futuro sorprese ancora più consistenti e scoperte inaspettate in campo biogeografico o tassonomico. Un esempio fra i più eclatanti riguarda proprio la bioregione mediterranea e le catene montuose non glacializzate dell'Europa meridionale. In questo ambito BRANDMAYR *et al.* (2013) hanno potuto documentare come la fauna ipogea ed in particolare troglobia si sia dimostrata molto sensibile al cambiamento climatico degli ultimi quarant'anni (global warming), nel senso che sono apparsi ex novo in grotte campionabili dall'uomo (le “macrocaverne”) specie e generi prima sconosciuti alla scienza (fig. 13). Il dato che più impressiona è che il maggior numero di nuovi taxa è stato scoperto in aree che erano già considerate hotspots ben inve-

stigati in precedenza, come se le mutate condizioni ambientali, probabilmente gli inverni più miti che hanno ristretto la portata del congelamento del sottosuolo a minori profondità, abbiano consentito a popolazioni del reticolo sotterraneo profondo di risalire verso la superficie, in una sorta di “upwelling di popolazioni troglobie”. Registriamo quindi, a partire dalla decade 1970/80, unanimemente riconosciuta come inizio della seconda ondata di aumento termico, ad aumenti percentuali del numero di specie di carabidi Trechini molto consistenti, con un minimo nel genere *Geotrechus* e valori massimi (fra il 30 ed il 35%) in tre generi decisamente ipogei: *Anophthalmus*, *Duvalius* ed *Orotrechus* (vedasi anche figura 10).

Dello stesso livello l'aumento persino dei generi nuovi per la scienza, fra i quali una sottotribù del tutto inedita da porre presso i Bembidini, i balcanici Lovriciina; fra le tante sorprese spicca anche un gigantesco troglobio della penisola Iberica meridionale, *Dalyat mirabilis* Mateu, che è da considerarsi il primo carabide Promecognatino scoperto in Europa (i Promecognatini erano noti solo dal Sudafrica e da una limitata zona del continente nordamericano). Anche le ipotesi alternative considerate, prima fra tutte un aumento delle capacità tecnologiche delle esplorazioni sotterranee o l'intensificazione delle ricerche, non reggono all'evidenza matematica di una stretta correlazione fra andamento termico degli ultimi cent'anni e il susseguirsi delle descrizioni di nuove specie accumulate nel tempo a partire dalla metà del secolo XIX (fig. 14).

In questo caso molto particolare i carabidi ipogei che hanno reagito allo stimolo del global war-

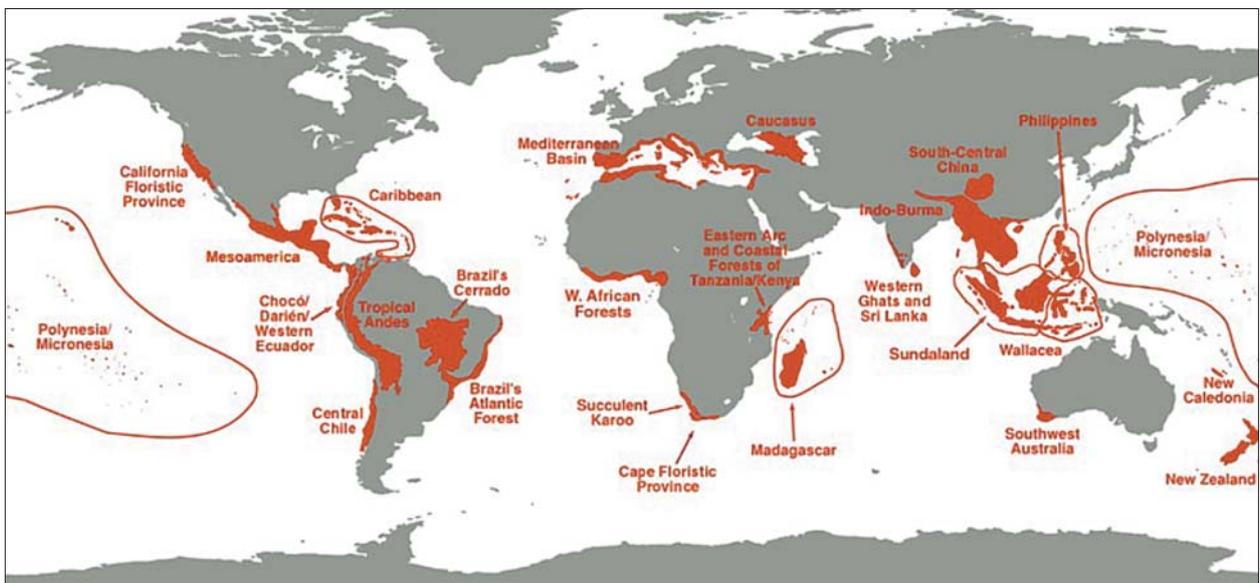


Fig. 12
Gli hotspots proposti da MYERS *et al.* (2000).

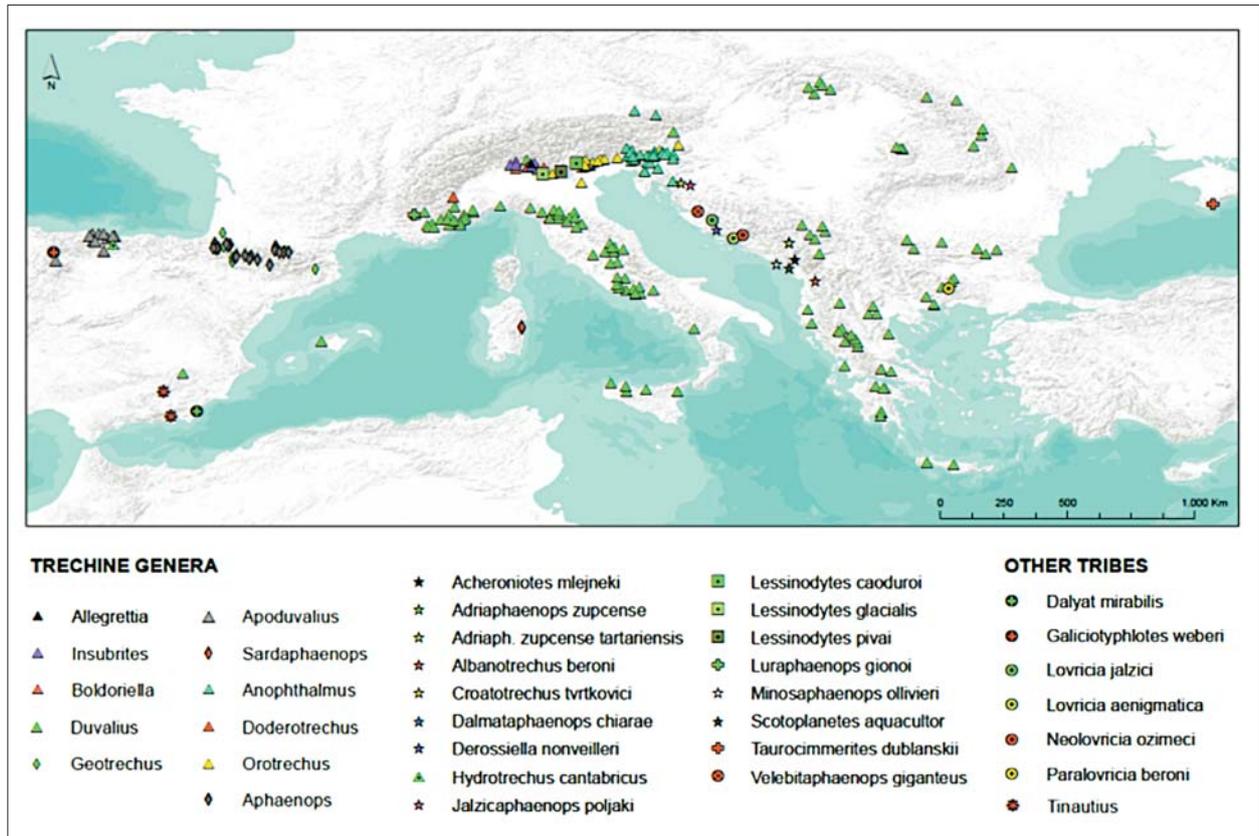


Fig. 13

Trechini ed altri carabidi ipogei nuovi per la scienza scoperti nello hotspot del Mediterraneo a partire dall'anno 1971. Da BRANDMAYR *et al.*, 2013.

ming espandendo le loro popolazioni verso la superficie della crosta terrestre dimostrano non solo di essere "environmental indicators" sensibilissimi, ma anche "biodiversity indicators", perché sembra che molti altri taxa ipogei siano altrettanto sensibili, fra le tante scoperte è da ricordare quella di *Gollumjapyx smeagol* Sendra & Ortuño (SENDRA *et al.*, 2006), un Dipluro ipogeo ritrovato sulle coste orientali della Penisola Iberica, e dunque in un'area dove si assiste ad una forte concentrazione di troglobi antichi.

CONCLUSIONI

Precisiamo anzitutto che questa breve rassegna non ha pretese di completezza né di essere una messa a punto particolarmente originale degli insetti come indicatori, l'intento è semplicemente quello di presentare a chi fosse interessato alla problematica o anche all'insegnamento un quadro organico ed attuale della materia. Nello studio dei bioindicatori si assiste oggi ad un crescendo quasi esponenziale degli approcci sperimentali, stimolato certamente anche dal fatto che la Direttiva 92/43/CEE nota anche come Direttiva "Habitat" ha di fatto

posto all'attenzione anche del grande pubblico e delle Amministrazioni la necessità conservare nell'ambito della Rete Natura 2000, fra le altre specie, anche un bel numero di Insetti. Questo appare evidente dalle indagini quantitative effettuate negli ultimi anni ai fini del monitoraggio delle specie, dove si nota un deciso incremento a partire da primi anni '90 (fig. 15, fonte: BIO_SOS 2011), con una prevalenza delle farfalle diurne, seguite dai coleotteri carabidi e quindi dagli ortotteri.

Per chi volesse poi spaziare un po' di più fra gli invertebrati terrestri esistono anche non pochi lavori riassuntivi, che possono orientare le scelte di chi vorrebbe iniziare ricerche in questo campo, molto ricco di bibliografia è ad esempio il lavoro recente di GERLACH *et al.* (2013).

Se infine volessimo riassumere in qualche modo i vantaggi derivanti dall'uso degli Insetti come bioindicatori, ci sentiamo di sottolineare almeno i seguenti punti:

- 1) gli Insetti sono fra i primi indicatori ambientali utilizzati nella ricerca ed a fini applicativi, a partire dal macrobenthos delle acque interne organizzato nella scala del saprobio;
- 2) molti taxa possiedono eccellenti caratteristiche ai fini della bioindicazione, ad esempio stenotopia

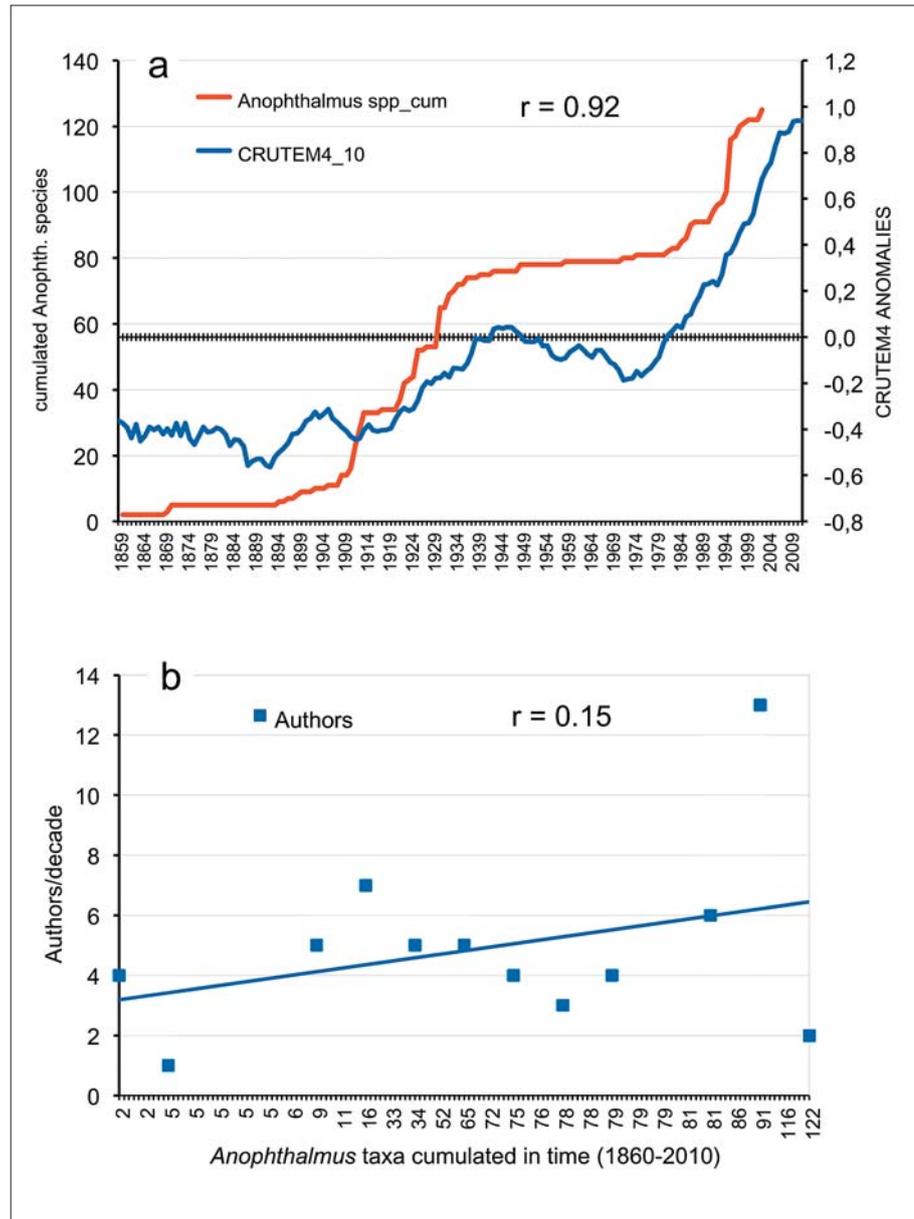


Fig. 14
 a – Specie di *Anophthalmus* Sturm 1844 descritte per decade a partire dal 1850, in relazione all'andamento delle anomalie termiche (curva CRUTEM4_10) dell'emisfero settentrionale, perequate sull'intervallo di anni 10. La linea di riferimento è quella delle medie del trentennio 1960-90. b – numero degli autori delle descrizioni (per decade) a partire dal 1860, plotati verso il numero cumulado dei taxa descritti (ascisse). Qui sembra che gli *Anophthalmus* abbiano avuto un primo exploit durante la «Belle epoque» e nei due decenni successivi, indi negli anni dopo il 1970, periodi che in effetti corrispondono alle fasi più acute del riscaldamento climatico. Da BRANDMAYR et al., 2013.

- marcata, alta biodiversità, popolazioni numerose e facilmente campionabili in modo quantitativo rigoroso, senza incorrere nei problemi etici propri di animali superiori, species traits marcati, etc.;
- 3) molte specie si prestano ad essere definite «key-stone, ecosystem engineers, umbrella, focal, flagship» similmente ai vertebrati;
 - 4) a differenze della piante, con le quali però moltissimi taxa sono coevoluti in modo complesso, la capacità di risposta ai cambiamenti ambientali è rapidissima, spesso dell'ordine di una o poche generazioni, essi sono dunque «early warners» eccellenti, ad esempio nel caso di risposte al cambiamento climatico;
 - 5) all'interno di ogni famiglia o ordine di grandi dimensioni notiamo sia specie ad alto che a bassissimo potere di dispersione (Carabidi, Curculionidi,

- Ortotteri, etc.), e quindi forte tendenza all'endemismo, il che ne fa uno strumento molto utile nello studio della dinamica degli hot-spots;
- 6) la loro grande importanza negli equilibri ecologici consente una calibrazione fine dei livelli di disturbo sia nel paesaggio naturale che in quello antropizzato o agrario-produttivo.

Vorremmo, in conclusione, sottolineare come anche l'approccio scientifico più convincente all'uso dei bioindicatori ed ai problemi della salvaguardia della natura non è sufficiente allo scopo, se si trascurano il coinvolgimento degli «amateurs» e dell'opinione pubblica, come sottolineato dagli stessi PEARSON & CASSOLA (2007) in un lavoro molto più recente, dove si dedicano all'esame di modelli di studio scientifico storicamente collaudati e la loro efficacia per la conservazione, come il GCSPN

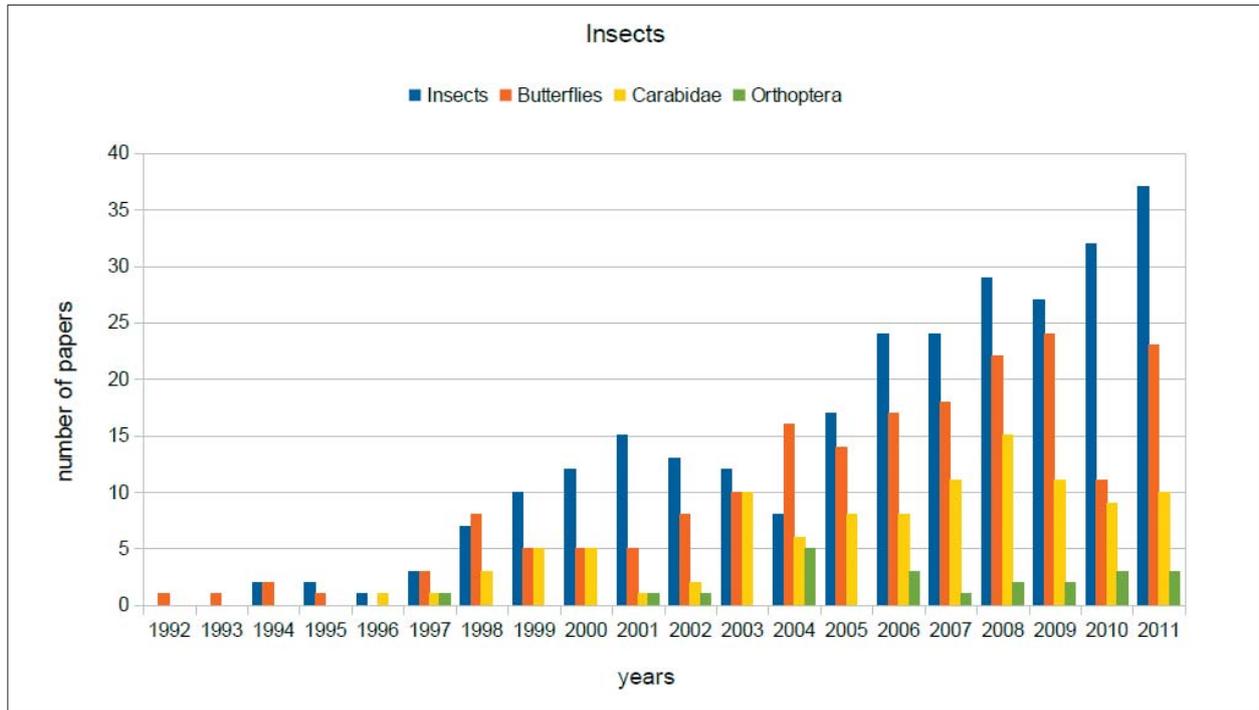


Fig. 15

Numero di lavori scientifici apparsi su Insetti bioindicatori nell'area europea a partire dal 1992. Da BIO_SOS, 2011.

(General Continuum of Scientific Perspectives on Nature). Appare sempre più evidente la necessità di una partecipazione più attiva del mondo amatoriale, evitando l'esclusione dell'opinione pubblica attraverso gli strumenti della "citizen science" e scrivere di conservazione in un modo più semplice ed efficace migliorando lo stile di comunicazione.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori esprimono la loro gratitudine ai colleghi della Zoologia, molti dei quali hanno messo a disposizione le loro ricerche, ed in particolare a Teresa Bonacci, Anita Giglio, Mauro Gobbi, Antonio Mazzei, Stefano Scalercio e Federica Talarico.

RIASSUNTO

È presentata una breve rassegna commentata sugli usi più diffusi degli insetti come bioindicatori. Partendo dalle distinzioni classiche di McGeoch degli indicatori ambientali, ecologici e di biodiversità, si approfondiscono anzitutto alcuni aspetti dei macroinvertebrati delle acque dolci (indice EBI) e degli artropodi del suolo (indice QBS). Gli insetti vengono trattati sia nella loro veste di indicatori della salute ambientale che in qualità di bioaccumulatori. Per quanto riguarda gli indicatori strettamente ecologici, l'approccio alla diversità di specie è trattato separatamente da quello della valutazione degli "species traits", ma sempre alla luce della sosteni-

nibilità delle risorse. Gli indicatori di biodiversità vengono suddivisi nei due approcci "within taxon" e "cross taxon", e viene sottolineata l'importanza delle aree hotspot come aree di biodiversità ancora in parte sconosciuta esaminando ricerche recenti sull'impatto del riscaldamento globale sui coleotteri carabidi ipogei. Vengono poi discussi esempi pratici di specie ombrello, "keystone" e bandiera, sono inoltre trattati gli "ecosystem engineers", gli indicatori di gestione ed alcune altre definizioni, schematizzando il tutto in un quadro concettuale che sia di aiuto a chi intende iniziare questo genere di studi. Sono infine discussi brevemente i vantaggi degli insetti come bioindicatori rispetto ai Vertebrati e alle piante.

BIBLIOGRAFIA

- AA. VARI, 2007 – *Notiziario dei metodi analitici*. CNR-IRSA, pp. 118. ISSN:1125-2464. [http://www.irsra.cnr.it/Docs/Notiz/notiz2007_\(03\).pdf](http://www.irsra.cnr.it/Docs/Notiz/notiz2007_(03).pdf)
- ANGELINI P., FENOGLIO S., ISAIA M., JACOMINI C., MIGLIORINI M., MORISI A., 2002 – *Tecniche per il biomonitoraggio della qualità del Suolo*. ARPA Piemonte, pp. 110. www.arpa.piemonte.it.
- BALLETTO E., BONELLI S., BORGHESIO L., CASALE A., BRANDMAYR P., VIGNA TAGLIANTI A., 2010 - *Hotspots of biodiversity and conservation priorities: A methodological approach*. - It. J. Zool., 77(1):2-13. DOI: 10.1080/11250000902758923.
- BILLETER R., LLIRA J., BAILEY D., BUGTER R., ARENS P., ZOBEL M., EDWARDS P.J., 2008 – *Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study*. - J. appl. Ecol., ??: 141-150.
- BIO_SOS, 2011 – *Biodiversity Multisource Monitoring System: from Space to Species*. EU Project N. FP7-SPA-

- 2010-1-263435. Deliverable No D6.6 Selected bio-indicators. By: Emilio Padoa-Schioppa, UNIMIB.
- BOGDANOV S., 2006 - *Contaminants of bee products*. - Apidologie, Springer Verlag (Germany), 37(1):1-18. <hal-00892166> <https://hal.inria.fr/file/index/docid/892166/filename/hal-00892166.pdf>.
- BRANDMAYR P., 1983 - *Entomocenosi come indicatori delle modificazioni antropiche del paesaggio e pianificazione del territorio: esempi basati sullo studio di popolamenti a Coleotteri Carabidi. Relaz. simp. "Entomologia e qualità dell'ambiente"*. - Atti XII Congr. naz. ital. entomol., Roma, 1980: 263-283.
- BRANDMAYR P., GIORGI F., CASALE A., COLOMBETTA G., MARIOTTI L., VIGNA TAGLIANTI A., WEBER F., PIZZOLOTTO R., 2013 - *Hypogean Carabid Beetles as Indicators of Global Warming?* - Environ. Res. Lett., 8, pp. 11, doi: 10.1088/1748-9326/8/4/044047.
- BRANDMAYR P., ZETTO T., PIZZOLOTTO R. (con la collaborazione di altri 8 AA.), 2005 - *I coleotteri carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità*. Manuale operativo. APAT - Agenzia nazionale per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, Roma, via Vitaliano Brancati, 48. Manuali e linee guida, 34; pp. 240. Vedi: www.isprambiente.gov.it
- BROWN K. S. Jr., 1991 - *Conservation of Neotropical environments: insects as indicators*. In: N. M. Collins & J. A. Thomas (Eds.). *The conservation of insects and their habitats*, pp. 349-404. Royal Entomological Society Symposium XV, Academic Press, London, England.
- BROWN K.S. Jr., 1997 - *Diversity, disturbance and sustainable use of neotropical forests: insects as indicators of conservation monitoring*. - J. Ins. Conserv., 1:25-42.
- BUSE J., RANIUS T., ASSMANN T., 2008 - *An Endangered Longhorn Beetle Associated with Old Oaks and Its Possible Role as an Ecosystem Engineer*. - Conserv. Biology, 22(2): 329-337. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2007.00880.x
- CAIRNS J., 1983 - *Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard?* - Hydrobiologia, 100: 47-57.
- CARDOSO P., SILVA I., DE OLIVEIRA N.G., SERRANO A.M.G., 2004 - *Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation*. - Biol. Conserv., 117: 453-459.
- CARO T.M., O'DOHERTY G., 1999 - *On the use of surrogate species in conservation biology*. - Conserv. Biol., 13: 805-814.
- CARSON W.P., ROOT R.B., 2000 - *Herbivory and plants species coexistence: community regulation by an outbreaking phytophagous insect*. - Ecol. Monograph., 70(1): 73-99.
- FOLGARAIT P.J., 1998 - *Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review*. - Biodivers. Conserv., 7: 1221-1244.
- FOUNTAIN-JONES N.M., BAKER S.C., JORDAN G.J., 2015 - *Moving beyond the guild concept: developing a practical functional trait framework for terrestrial beetles*. - Ecol. Entomol., 40: 1-13.
- GASTON K.J., WILLIAMS P.H., 1996 - *Spatial patterns in taxonomic diversity*. Chapter 8 in: Gaston (ed.) *Biodiversity - A Biology of Numbers and Difference*, pp. 202-229. Blackwell Science Ltd.
- GERLACH J., SAMWAYS M., PRYKE J., 2013 - *Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups*. - J. Ins. Conserv., 17: 831-850. DOI: 10.1007/s10841-013-9565-9
- GHETTI P.F., BONAZZI G., 1981 - *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", Manuale di applicazione. Roma: Consiglio Nazionale delle Ricerche, pp. 165.
- GOBBI M., FONTANETO D., 2008 - *Biodiversity of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in different habitats of the Italian Po Lowland*. - Agric. Ecosyst. Environ., 127: 273-276.
- GRAMIGNI E., CALUSI S., GELLI N., GIUNTINI L., MASSI M., DELFINO G., CHELAZZI G., BARACCHI D., FRIZZI F., SANTINI G., 2013 - *Ants as bioaccumulators of metals from soil: Body content and tissue-specific distribution of metals in the ant Crematogaster scutellaris*. - Eur. J. Soil Biol., 58: 24-31.
- GUINEY M.S., OBERHAUSER K.S., 2008 - *Insects as Flagship Conservation Species*. - TAR, 1: 111-123.
- HOMBURG K., HOMBURG N., SCHÄFER F., SCHULTD A., ASSMANN T., 2014 - *Carabids.org - a dynamic online database of ground beetle species traits (Coleoptera, Carabidae)*. - Ins. Conserv. Div., 7(3). DOI: 10.1111/icad.12045
- KOLKOWITZ R., MARSSON M., 1909 - *Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung*. - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 2: 126-152.
- KREMEN C., 1992 - *Assessing indicator species assemblages for natural areas monitoring: guidelines from a study of rain forest butterflies in Madagascar*. - Ecol. Appl., 2: 203-217.
- 9000 - INDICATORI BIOLOGICI - ISPRA. 9010 Indice biotico esteso, pp. 1015-1036. www.isprambiente.gov.it/files/biodiversita/IBE.pdf.
- LAMBECK R.J., 1997 - *Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation*. - Conserv. Biol., 11: 849-857.
- LEITA L., MUHLBACHOVA G., CESCO S., BARBATTINI R., MONDINI C., 1996 - *Investigation of the use of honey bees and honey bee products to assess heavy metals contamination*. - Environ. Monit. Assess., 43: 1-9.
- LINDROTH C.H., 1949 - *Die Fennoskandischen Carabidae*, 3. Allgemeiner Teil. Kungl. Vetensk. Vitterh. Samh. Handl. (Ser. B4), pp. 1-911.
- MAZZEI A., BONACCI T., CONTARINI E., ZETTO T., BRANDMAYR P., 2011 - *Rediscovering the "umbrella species" candidate Cucujus cinnaberinus (Scopoli, 1763) in Southern Italy (Coleoptera Cucujidae), and notes on bionomy*. - Italian Journal of Zoology, 78(2): 264-270. DOI: 10.1080/11250003.2010.485210. ISSN 1748-5851 online
- MC GEOCH M. A., 1998 - *The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators*. - Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society, 73: 181-201.
- MYERS N., 1988 - *Threatened biotas: "hotspots" in tropical forests*. - Environmentalist, 8: 1-20.
- MYERS, N., MITTERMEIER R.A., MITTERMEIER C.G., DE FONSECA G.A.B., KENT J., 2000 - *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. - Nature, 403: 853-858
- PAYNE R.T., 1969 - *A Note on Trophic Complexity and Community Stability*. - Amer. Nat., 103 (929): 91-93.
- PARISI V., 2001 - *La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi*. - Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense", 37: 97-106.
- PAYTON I.J., FENNER M., Lee W.G., 2002 - *Keystone species: the concept and its relevance for conservation management in New Zealand*. - Sci. Conserv., 203. 29 p.

- PEARSON D.L., CARROLL S.S., 1998 – *Global patterns of species richness: spatial models for conservation planning using bioindicators and precipitation*. - *Conserv. Biol.*, 12: 809-821.
- PEARSON D.L., CASSOLA F., 1992 – *World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera, Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies*. - *Conserv. Biol.*, 6: 376-391.
- PEARSON D.L., CASSOLA F., 2007 - *Are we doomed to repeat history? A model of the past using tiger beetles and conservation biology to anticipate the future*. In: T. New (ed.) *Beetle Conservation*. - *J. Ins. Conserv.*, 11: 47-59.
- PEY B., NAHMANI J., AUCLERC A., CAPOWIEZ Y., CLUZEAU D., CORTET J., DECAËNS T., DEHARVENG L., DUBS F., JOIMEL S., BRIARD C., GRUMIAUX F., LAPORTE M., PASQUET A., PELOSI C., PERNIN C., PONGE J., SALMON S., SANTORUFO L., HEDDE M., 2014 - *Current use of and future needs for soil invertebrate functional traits in community ecology*. – *Bas. Appl. Ecol.*, 15: 194-206.
- PIRAINO S., FANELLI G., BOERO F., 2002 - *Variability of species' roles in marine communities: change of paradigms for conservation priorities*. - *Mar. Biol.*, 140: 1067–1074. DOI 10.1007/s00227-001-0769-2.
- PORRINI C., SABATINI A.G., GIROTTI S., FINI F., MONACO L., CELLI G., BORTOLOTTI L., GHINI S., 2003 – *The death of honey bees and environmental pollution by pesticides: the honey bees as biological indicators*. - *Bull. Insectol.*, 56(1): 147-152.
- POWER ME, TILMAN D, ESTES JA, MENGE BA, BOND WJ, MILLS LS, GRETCHEN D, CASTILLA JC, LUBCHENCO J, PAINE RT, 1996 – *Challenges in the quest for keystones*. - *Bioscience*, 46: 609–620.
- PRENDERGAST J.R., QUINN R.M., LAWTON, J.H., EVERSHAM B.C., GIBBONS D.W., 1993 – *Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies*. - *Nature*, 365: 335-337.
- SAMWAYS M. J., 2005 – *Insect diversity conservation*. Cambridge University Press, 342 p.
- SCALERCIO S., PIZZOLOTTO R., BRANDMAYR P., 2007 - *Multi-scale analysis of butterfly diversity in a Mediterranean mountain landscape: mapping and evaluation of community vulnerability*. - *Biodivers Conserv*, 16(12): 3463-3479. DOI 10.1007/s10531-006-9015-z.
- SENDRA A., ORTUNO V.M., MORENO A., MONTAGUD S., TERUEL S., 2006 - *Gollumjapyx smeagol gen. n., sp. n., an enigmatic hypogean japygid (Diplura: Japygidae) from the eastern Iberian Peninsula*. - *Zootaxa*, 1372: 35-52.
- SIMBERLOFF D., 1998 – *Flagships, umbrellas and keystones: is single-species management passé in the landscape era?* - *Biol. Conserv.*, 83: 247-257.
- SIPPELL W.L., 1983 - *A review of the spruce budworm and its outbreak history*. p. 17–25 in Sanders, C.J.; Carrow, J.R. (Eds.). *The spruce budworm problem in Ontario – real or imaginary?* Can.–Ont. Joint For. Res. Committee Sympos., Timmins ON, Sept. 1982. COJFRC Sympos. Proc. O-P-11.
- TAKADA K., 2013 – *Exploitation of Flagship Species of Scarabaeid Beetles with Application of Analyzed Results on Cultural Entomology*. - *Appl. Ecol. Env. Sci.*, 1: 1-6. DOI: 10.12961/aees-1-1-1.
- TALARICO F., BRANDMAYR P., GIULIANINI P., IETTO F., NACCARATO A., PERROTTA E., TAGARELLI A., GIGLIO A., 2014 - *Effects of metal pollution on survival and physiological responses in Carabus (Chaetocarabus) lefebvrei (Coleoptera, Carabidae)*. - *Eur. J. Soil Biol.*, 61: 80-89.
- UNDERWOOD D. L. A., 2015 - *Insects as Bioindicators*. Biology 316. General Entomology, pp. 9. California State University. <http://web.csulb.edu/~dlunderw/entomology/20-InsectsBioindicators.pdf>
- U.S. FOREST SERVICE, 1984 – *Wildlife, fish and sensitive plant habitat management*. Title 2600. Amendment 48. U.S. Forest Service, Washington, D.C.
- VERBERK W.C.E.P., VAN NOORDWIJK C.G.E., HILDREW A.G., 2013 - *Delivering on a promise: integrating species traits to transform descriptive community ecology into a predictive science*. – *Freshw. Sci.*, 32: 31-547.
- VERÍSSIMO D., MACMILLAN D. C., SMITH R. J., 2011 - *Toward a systematic approach for identifying conservation flagships*. - *Conserv. Lett.*, 4: 1-8.
- WESTERN D., 1987 – *Africa's elephants and rhinos: flagships in crisis*. - *Trends Ecol. Evol.*, 2: 343-346.
- WHITEMAN N.K., SITES R.W., 2008 – *Aquatic insects as umbrella species for ecosystem protection in Death Valley National Park*. - *J. Ins. Conserv.*, 12: 499-509. DOI: 10.1007/s10.841-007-9090-9.
- WILCOX B.A., 1984 - *In situ conservation of genetic resources: Determinants of minimum area requirements*. In: *National Parks, Conservation and Development, Proceedings of the World Congress on National Parks*. J.A. McNeely and K.R. Miller, Smithsonian Institution Press, pp. 18-30.
- WOODIWISS F.S., 1964 – *The biological system of stream classification used by the Trent river board*. - *Chem. Industry*, 14: 443-447.