



Tavole Rotonde sui maggiori problemi
riguardanti l'Entomologia Agraria in Italia
Sotto gli auspici del MIPAAF

XXX.

GLI ARTROPODI DEL SUOLO: DIVERSITÀ E BIOECOLOGIA



Estratto da:
ATTI DELLA
ACCADEMIA NAZIONALE
ITALIANA DI ENTOMOLOGIA
Anno LXV - 2017



Tavole Rotonde sui maggiori problemi
riguardanti l'Entomologia Agraria in Italia
Sotto gli auspici del MIPAAF

XXX.

GLI ARTROPODI DEL SUOLO: DIVERSITÀ E BIOCENOSI

Estratto da:
ATTI DELLA
ACCADEMIA NAZIONALE
ITALIANA DI ENTOMOLOGIA
Anno LXV - 2017

In copertina, da sinistra a destra, dall'alto in basso:

- *Folsomia candida* Willem, 1902, Collembola Isotomidae (foto Paolo Fanciulli);
- *Acerontomon italicum* Nosek, 1969, Protura Acerontomidae (foto Loris Galli); *Vesubia jugorum* (Simon, 1881), Aranea Lycosidae (foto Emanuele Biggi);
- *Aphaenogaster spinosa* Emery, 1878, Hymenoptera Formicidae (foto Alberto Masoni);
- *Crowsoniella relict*a Pace, 1976 Coleoptera Crowsoniellidae (foto Kirejtshuk in: www.zin.ru/nimalia/Coleoptera/rus/crowreli.htm);
- *Clinopodes flavidus* C.L. Koch, 1847, Chilopoda Geophilomorpha (foto Lucio Bonato);
- *Arthropterus* sp. (Coleoptera, Carabidae, Paussini), larva di prima età (foto Andrea Di Giulio);
- *Oromurcia sudetica* Willmann, 1939, Acari Oribatida Ceratozetidae (foto Massimo Migliorini);
- *Stegosauriscus horridus* Schmoelzer, 1974, Isopoda Oniscidea Eubelidae (foto Giuseppe Montesanto & Stefano Taiti).

PRESENTAZIONE

Il tema oggetto della Tavola Rotonda “Artropodi del suolo: biodiversità e biocenosi” è stato individuato per sottolineare la straordinaria ricchezza di biodiversità che il suolo comprende e dalla quale dipende la presenza e la funzionalità dell’ecosistema vegetale che sul suolo si sviluppa.

L’Accademia Nazionale Italiana di Entomologia ha voluto dedicare questa giornata ad un tema assai caro al nostro compianto accademico emerito, Prof. Marcello La Greca, maestro di molti di noi.

Ricordando l’impegno costante di La Greca per l’affermazione di una concezione moderna della Biologia della Conservazione, appare oggi sempre più pressante il nostro contributo scientifico affinché sia garantito lo svolgimento dei processi ecologici ed evolutivi che regolano la dinamica delle

popolazioni naturali, comprese quelle viventi nel suolo.

Il suolo, come esemplificazione di un ecosistema ambientale ricco di specie diverse, ha offerto ai ricercatori che si sono avvicendati nella giornata con le loro relazioni, l’opportunità di spaziare dalla tassonomia alla filogenesi ed evoluzione, dalla genetica e biologia molecolare, fino alle modalità riproduttive dei principali gruppi di Artropodi del suolo. Questi studi hanno permesso un significativo approfondimento delle conoscenze di molti taxa e costituiscono la base per future ricerche nel settore della fauna del suolo.

ROMANO DALLAI

Presidente Accademia Nazionale Italiana di Entomologia

INDICE

Tavola Rotonda su:

GLI ARTROPODI DEL SUOLO: DIVERSITÀ E BIOGENOSI

MARZIO ZAPPAROLI – <i>Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi. Introduzione ad una Tavola Rotonda</i>	Pag. 75
STEFANO TAITI – <i>Biologia e biogeografia degli isopodi terrestri (Crustacea, Isopoda, Oniscidea)</i>	» 83
FILIPPO MILANO, PAOLO PANTINI, STEFANO MAMMOLA, MARCO ISAIA – <i>La conservazione dell'araneofauna in Italia e in Europa</i>	» 91
MASSIMO MIGLIORINI – <i>Gli acari oribatei: un gruppo negletto di artropodi edafici. Possono esserci di aiuto?</i>	» 105
LUCIO BONATO, ALESSANDRO MINELLI, MARZIO ZAPPAROLI – <i>Centipede communities (Chilopoda) of forest soils across Europe: abundance, species richness and species composition</i>	» 113
LORIS GALLI, MATTEO ZINNI – <i>L'importanza dei Proturi nell'ambito delle biocenosi del suolo: stato delle conoscenze</i>	» 121
PIETRO PAOLO FANCIULLI – <i>Aspetti biologici ed ecologici dei Collemboli nella fauna del suolo</i>	» 127
ROBERTO POGGI – <i>Uno sguardo ai Coleotteri del suolo</i>	» 135
ANDREA DI GIULIO – <i>Le larve dei Coleotteri del suolo</i>	» 141
GIACOMO SANTINI, ALBERTO MASONI, FILIPPO FRIZZI – <i>Il ruolo degli Imenotteri Formicidi nelle comunità del suolo</i>	» 149
PIER MAURO GIACHINO, DANTE VAILATI – <i>Considerations on biological and terminological aspects of the subterranean and endogean environments: diversity, correlations and faunistic interchange</i>	» 157
GIANLUCA PIOVESAN, MARZIO ZAPPAROLI – <i>Qualità biologica dei suoli e gestione forestale</i>	» 167

SEDUTA PUBBLICA, FIRENZE 16 GIUGNO 2017

Tavola Rotonda su:

GLI ARTROPODI DEL SUOLO: DIVERSITÀ E BIOCENOSI

Coordinatore:

MARZIO ZAPPAROLI, Accademico

GLI ARTROPODI DEL SUOLO: DIVERSITÀ E BIOGENOSI

Introduzione ad una Tavola Rotonda

MARZIO ZAPPAROLI (*)

(*) Dipartimento per la Innovazione nei sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali (DIBAF), Università degli Studi della Tuscia, Via San Camillo de Lellis snc, 01100 Viterbo
Introduzione alla Tavola Rotonda “Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi”. Seduta pubblica dell’Accademia - Firenze, 16 giugno 2017.

Soil Arthropods: diversity and biocoenosis. Introduction to a Round Table

Biodiversity, recognized as the variety and variability of living organisms in the different ecosystems of the Planet, is a fundamental resource for man. Arthropods, and especially insects, are the most significant component of this variety. A considerable portion of this fauna lives in the soil, the most superficial layer of the Earth’s crust defined by a complex combination of mineral, organic matter, gases and water. In addition to being the preferred habitat for many organisms, which contribute to its formation, the soil performs other several fundamental ecosystem functions, in relation to the growth of plants, the purification of water, the regulation of the Earth’s atmosphere. It is therefore essential for the life on Earth. The soil is currently the subject of great attention by the scientific world, both because it is considered a frontier of biodiversity, since the organisms present in it are largely unknown, and because it is subject to strong degradation, due to human exploitation.

The Italian National Academy of Entomology has organized in Florence (June 16, 2017) a Round Table entitled “Soil Arthropods: diversity and biocenosis”, as part of the cultural activities that institutionally performs. With this initiative, addressed to students, scholars and citizenship, it is intended to provide a general overview of the main groups of arthropods living in the soil, on the communities they form, on their ecological meaning and on the possibility of use that they offer for the evaluation the health state of this important compartment, with particular regard to Italy and to Europe in general, also in relation to other scientific disciplines such as Forestry. This round table has been attended by Italian researchers, affiliated to Universities (Genoa, Padua, Siena, Florence, Viterbo, Rome), Natural History Museums (Bergamo, Genoa) and other research institutes (National Research Council, Regione Piemonte), who present synthesis on problems related to various taxonomic groups, from spiders, to crustaceans isopods, to centipedes and, above all, to insects. Aim of this note is to present some introductory remarks on the value and significance of soil arthropods from the point of view of their ecology, biodiversity and conservation.

KEY WORDS: Biodiversity, Italian fauna, ecosystem services, nature conservation.

*La poesia della terra non muore mai.
Quando tutti gli uccelli sono stanchi sotto il sole bruciante
e si nascondono nell'intrico degli alberi,
una voce corre di siepe in siepe intorno al prato dalla falce tagliato.
È questo il grillo dei campi, il capintesta della festa dell'estate,
che mai smette il suo canto ma tutto il tempo stride,
e quando è stanco cerca riposo sotto un filo d'erba.*

*La poesia della terra non muore mai.
D'inverno, in una sera solitaria, quando il silenzio è opera del gelo,
ecco sprizzare dalla stufa il canto del grillo del focolare,
che cresce più cresce il caldo
E a chi vaga smarrito tra sonno e veglia
par di udire il grillo dei campi all'opra tra l'erba dei colli.*

JOHN KEATS (1795-1821)

Il grillo dei campi e il grillo del focolare - 1816

INTRODUZIONE

La Biodiversità, intesa come la varietà e la variabilità di organismi viventi negli ecosistemi del Pianeta, costituisce una risorsa fondamentale per l'uomo (ADAMS *et al.*, 2004; DUMONT, 2005). Gli artropodi,

ed in particolare gli insetti, sono la componente più significativa di questa varietà (WILSON, 1987). Una considerevole porzione di questa fauna vive nel suolo, dove è più o meno direttamente coinvolta in tutti i servizi, i processi e le funzioni che esso offre e svolge (PULLEMAN *et al.*, 2012).

Il suolo è attualmente oggetto di grande attenzione da parte del mondo scientifico, sia perché considerato una frontiera della biodiversità, sia perché la sua integrità e funzionalità sono sempre più minacciate dalle attività antropiche; inoltre, biodiversità e funzionalità di questo comparto sono tra loro strettamente correlate (e.g., CREAMER *et al.*, 2016; MUNAFÒ, 2016, 2017; ROBINSON *et al.*, 2017).

Nell'ambito delle proprie iniziative culturali, il 16 giugno 2017 l'Accademia Nazionale Italiana di Entomologia ha organizzato a Firenze, presso la sede del "Monte dei Paschi di Siena", una Tavola Rotonda dal titolo "Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi". Scopo di questa nota è quello di presentare alcune considerazioni di carattere introduttivo a questa iniziativa, sul valore e sul significato degli artropodi del suolo dal punto di vista della loro ecologia, biodiversità e conservazione.

IL SUOLO: DEFINIZIONE, COMPLESSITÀ E SIGNIFICATO

Numerose sono le definizioni di suolo disponibili nella letteratura scientifica, nazionale ed estera, differenti secondo il punto di vista disciplinare (vedi ad es., PARISI, 1974; RICHTER e MARKEWITZ, 1995; GOBAT *et al.*, 1998; MENTA, 2008; MANCABELLI, 2015). Secondo il World Reference Base for Soil Resources dell'International Union of Soil Sciences (IUSS WORKING GROUP WRB, 2015) il suolo è definito come "... *a continuous natural body which has three spatial and one temporal dimension. The three main features governing soil are:*

It is formed by mineral and organic constituents and includes solid, liquid and gaseous phases.

The constituents are organized in structures, specific for the pedological medium. These structures form the morphological aspect of the soil cover, equivalent to the anatomy of a living being. They result from the history of the soil cover and from its actual dynamics and properties. Study of the structures of the soil cover facilitates perception of the physical, chemical and biological properties; it permits understanding the past and present of the soil, and predicting its future.

The soil is in constant evolution, thus giving the soil its fourth dimension, time."

Tale definizione mette bene in evidenza la complessità di questo comparto terrestre, proprio perché ne sottolinea la multidimensionalità spaziale (orizzontale, verticale, tridimensionale) e, soprattutto, temporale, dimensione indispensabile per comprenderne l'importanza in termini evolutivi, sia in senso fisico che biologico.

Dal punto di vista spaziale, la complessità del suolo emerge anche esaminando i principali sistemi di classificazione adottati a livello internazionale e la

loro articolazione tassonomica. Ad esempio, la Soil Map of the World pubblicata dalla FAO-UNESCO (1974), identifica 26 gruppi (soil units), definiti in base alla loro modalità di origine, localizzazione ed evoluzione. Il successivo WORLD REFERENCE BASE (1998), lo standard internazionale per un sistema di classificazione del suolo approvato dall'International Union of Soil Sciences, individua invece 32 gruppi (Reference Soil Groups), sempre in base alle loro differenti caratteristiche. La classica Soil Taxonomy dell'U.S. Department of Agriculture (SOIL SURVEY STAFF, 1975, 2014), ammette 12 gruppi, a loro volta divisi in Ordini, Sottordini, Grandi gruppi, Sottogruppi, Famiglie e Serie, gerarchicamente ordinati in base alla loro affinità.

L'ampia variazione spaziale e stagionale che le caratteristiche fisiche (e.g., tessitura, struttura, profilo) e chimiche (e.g., contenuto di acqua, sostanza organica, gas e minerali) del suolo possono manifestare e la reciproca interattività di alcune di esse, incrementa inoltre la varietà di condizioni che questo habitat mette a disposizione degli organismi viventi, favorendone la diversità (JEFFERY *et al.*, 2010).

Il suolo inoltre rappresenta una risorsa naturale limitata che l'Uomo non può riprodurre, fondamentale per la sua sopravvivenza (HABER, 2007). Esso infatti offre una lunga serie di Servizi Ecosistemici in tutte le quattro grandi categorie individuate dal MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005), sia nei processi, sia nelle funzioni (cfr. PULLEMAN *et al.*, 2012). Il suolo, infatti, svolge:

- i) servizi di supporto alla vita: nei processi pedogenetici; nella produzione primaria; nel ciclo del carbonio (attraverso la decomposizione della materia organica); nel ciclo dei nutrienti (attraverso la mineralizzazione di N, P, S);
- ii) servizi di approvvigionamento: fornendo supporto fisico; conservando l'acqua; fornendo rifugio agli organismi viventi (microhabitat); favorendo lo sviluppo della biodiversità attraverso processi evolutivi; fornendo risorse genetiche utilizzabili nelle biotecnologie; fornendo cibo; fornendo biomateriali (antibiotici); fornendo materie prime (agricoltura industriale);
- iii) servizi di regolazione: della qualità dell'acqua, della distribuzione dell'acqua, della consistenza delle popolazioni animali e vegetali (attraverso le reti trofiche), dei gas atmosferici, del clima, dell'erosione;
- iv) servizi culturali, intesi come processi cognitivi: attraverso la consapevolezza della sua importanza; attraverso l'uso ricreativo e educativo, in particolare per l'educazione ambientale; attraverso il mantenimento della salute ed il benessere; attraverso la conservazione del patrimonio e dei beni archeologici.

LA FAUNA (DEGLI ARTROPODI) DEL SUOLO:
DEFINIZIONE, DIVERSITÀ E SIGNIFICATO

Definire la fauna degli artropodi del suolo non è semplice. Tale operazione è però irrinunciabile poiché qualsiasi stima della biodiversità di un suolo o valutazione della sua funzionalità mediante questi organismi, non può prescindere da una loro, per quanto possibile chiara, delimitazione.

Facendo riferimento alla generale enunciazione di organismi del suolo (*soil biota*) riportata in PULLEMAN *et al.* (2012), secondo la quale “*Soil biota comprise the organisms that spend all, or part of, their life cycles belowground, ranging from the myriad of invisible microbes, such as bacteria, fungi and protozoa, to the macro-fauna, e.g. earthworms, ants and termites.*”, si può estrapolare un “concetto” di fauna del suolo e, più in dettaglio, di artropodi del suolo, includendo nella nozione di suolo anche i suoi annessi (*sensu* GOBAT *et al.*, 1998), ovvero un’ampia varietà di habitat - difficilmente separabili dal suolo propriamente detto - che include muschi, licheni, epatiche, humus, legno morto, tane e nidi, funghi, carogne ed escrementi, fino ai suoli sospesi delle foreste tropicali (DELAMARE-DEBOUTTEVILLE, 1951). Si tratta quindi di un insieme estremamente ampio e complesso, ancorché tassonomicamente circoscritto e articolato.

Allo scopo di individuare gruppi funzionali che utilizzano e trasformano l’habitat suolo in modo simile (*guild*), sono state proposte varie classificazioni, spesso empiriche ed orientative, sulla base di criteri morfologici ed ecologici diversi (cfr. VIGNA TAGLIANTI e ZAPPAROLI, 2007). Ad esempio, la tradizionale suddivisione in base alle dimensioni del corpo, che individua micro-, meso- e macrofauna (e quindi micro-, meso- e macroartropodi), con limiti dimensionali variabili secondo gli Autori (ma vedi COIFFAIT, 1958), mette in evidenza una differente abilità degli organismi a penetrare i vuoti (WALLWORK, 1970) e quindi una loro differente capacità di sfruttamento della nicchia spaziale.

Un altro criterio utilizzato è quello della relazione con l’habitat. Distinguiamo quindi: i) “geofili temporaneamente inattivi” (edafosseni), presenti nel suolo solo in certe fasi del loro ciclo vitale (e. g., svernamento, impupamento), funzionalmente poco influenti ma che entrano a far parte delle reti trofiche in quanto spesso prede di altri organismi; ii) “geofili temporaneamente attivi” (edafofili), presenti nel suolo per gran parte del loro ciclo vitale, per uno o più stadi di sviluppo, che includono larve detritivore e/o predatrici (e. g., molti neuroteri, ditteri, coleotteri, lepidotteri); iii) “geofili periodici” (edafofili), stabilmente presenti nel suolo per parte

del ciclo vitale (e.g., durante la fase larvale), occasionalmente nel suolo da adulti per altre attività (ovideposizione, rifugio, e. g., coleotteri scarabeidi); iv) “geobionti” (euedafici, edafobi), che vivono esclusivamente nel suolo (e.g., miriapodi, isopodi, acari, collemboli, dipluri, proturi).

È proprio tra questi ultimi che troviamo gli elementi con le maggiori specializzazioni (e convergenze adattative) come, ad esempio, la riduzione degli apparati oculari (e anoftalmia), la perdita di pigmentazione, la miniaturizzazione del corpo, la riduzione delle appendici (zampe, antenne, etc.), l’atterismo, lo sviluppo di chemio- e igrorecettori, la comparsa di zampe fossorie, l’eliminazione dei cicli stagionali di riproduzione ed altre ancora.

In questa categoria troviamo inoltre gli organismi maggiormente vulnerabili alle alterazioni delle condizioni ambientali provocate dall’Uomo, e quindi con maggior valore di bioindicatori, in particolare tra gli insetti (tra i numerosi lavori in Italia e all’estero, vedi ad es. BRANDMAYR e PIZZOLOTTO, 2015; ISAIA *et al.* 2007; MALEQUE *et al.*, 2009; PAOLETTI *et al.*, 1996; PARISI, 2001; PARISI *et al.*, 2005; VAN STRAALEN, 1997, 1998).

Si può infine ricordare che gli organismi del suolo sono distinti anche in base alle funzioni ecosistemiche che svolgono. Vengono infatti generalmente riconosciuti tre ampi gruppi funzionali (PULLEMAN *et al.*, 2012; BAGYARAJ *et al.*, 2016): i) i *chemical engineers*, decompositori, trasformatori di nutrienti, rappresentati soprattutto da batteri e funghi, i quali partecipano ai processi di trasformazione del carbonio e al ciclo dei nutrienti; ii) i *biocontrollers*, regolatori biologici delle popolazioni animali e vegetali, perlopiù rappresentanti della microfauna del suolo come ad esempio nematodi, collemboli, acari (fitofagi, predatori e parassiti di altri invertebrati o microrganismi); iii) gli *ecosystem engineers*, che creano, modificano, mantengono o eliminano (mirco)habitat, come ad esempio anellidi enchitreidi e lombricidi, insetti isotteri e imenotteri formicidi, i quali partecipano al mantenimento della struttura del suolo, in genere rappresentanti della meso- e della macrofauna. Gli artropodi partecipano quindi in almeno due di questi tre gruppi funzionali. Va tuttavia notato (cfr. JEFFERY *et al.*, 2010; PULLEMAN *et al.*, 2012), che i rappresentanti di tali gruppi agiscono su scale spazio-temporali differenti e che possono talvolta sovrapporsi nelle funzioni; inoltre, tali gruppi non agiscono in modo indipendente ed un intervento su una funzione può influenzare anche altre funzioni. Tali organismi quindi presentano caratteristiche di ridondanza e di interattività per cui, in accordo con HAGVAR (1998), “*If soils suddenly became sterile, all terrestrial ecosystems would collapse rapidly.*”.

GLI ARTROPODI DEL SUOLO: BIODIVERSITÀ GLOBALE E NAZIONALE

Il suolo rappresenta una “frontiera” della biodiversità. MORA *et al.* (2011) affermano infatti che “*the bulk of species that remain to be discovered are likely to be small-ranged and perhaps concentrated in hotspots and less explored areas such as the deep sea and soil; although their small body-size and cryptic nature suggest that many could be found literally in our own “backyards”*”.

DECAËNS *et al.* (2006), ammettendo che il numero di specie animali allora conosciute fosse circa 1.500.000, hanno calcolato che la fauna del suolo (intesa nel senso più ampio del termine, vedi sopra) sia rappresentata da circa 360.000 specie descritte, ovvero meno di 1/4 di tutte le specie animali conosciute. Di queste 360.000, circa il 97% sarebbe rappresentato da artropodi, soprattutto coleotteri e acari. Inoltre, DECAËNS (2010), facendo riferimento a contesti di foresta tropicale, afferma che “*The more optimistic estimates suggest that soil and leaf litter arthropod richness is about five times larger than in the canopy.*”.

Sempre in termini di ricchezza di specie, la biodiversità degli artropodi del suolo mostra inoltre un gradiente latitudinale, almeno per alcuni gruppi tassonomici come acari, collemboli, dipluri, isoteri, imenotteri formicidi, per i quali è stato documentato un incremento nel numero di specie da nord a sud, sia a scala globale (DECAËNS, 2010), sia a scala macroregionale (JEFFERY *et al.*, 2010).

Per quanto riguarda la biodiversità degli artropodi del suolo nel nostro Paese, non esistono stime al riguardo. Tuttavia, ricordando che in base a MINELLI *et al.* (1993-1995), la fauna italiana è approssimativamente costituita da 57.000 specie conosciute (valore grossolanamente aggiornabile a circa 60.000, fonte Comitato Scientifico per la Fauna d'Italia), di cui oltre 46.000 rappresentate da artropodi, di cui circa 37.000 insetti, si potrebbe ragionevolmente ipotizzare che gli artropodi del suolo s.l. in Italia sono rappresentati da circa 15.000 specie, ovvero circa il 30% degli artropodi della fauna nazionale. Per una rassegna dei principali gruppi tassonomici e di alcune specie significative si veda VIGNA TAGLIANTI e ZAPPAROLI (2007).

GLI ARTROPODI DEL SUOLO: ASPETTI DI CONSERVAZIONE

Relativamente poca attenzione è stata sinora data alla conservazione della fauna del suolo. Ciò è forse imputabile alla sua limitata “visibilità” o alla relativa scarsità di specie carismatiche (DECAËNS *et al.*, 2006; LAZAROVA *et al.*, 2011), soprattutto se la si confronta con i vertebrati. Si potrebbe tuttavia obiettare che in Italia tali elementi non mancherebbero, per la grande

quantità di specie/sottospecie esclusive, ad areale ristretto, o al limite dell'areale presenti nel nostro territorio anche tra la fauna degli artropodi del suolo (MINELLI *et al.*, 2002; RUFFO e STOCH, 2005). Un esempio per tutti potrebbe essere rappresentato dal coleottero crowsoniellide *Crowsoniella relict* Pace, 1976, elemento endogeo, descritto su pochi esemplari provenienti da una località dei Monti Lepini (Lazio), unico rappresentante conosciuto del genere e della famiglia, raccolto in una sola occasione e mai più rinvenuto.

Va tuttavia considerato che la conservazione della fauna entomologica in generale, e quella del suolo in particolare, implica un serie di problemi, attualmente di non facile soluzione, relativi soprattutto all'elevatissimo numero di specie, alla lacunosità delle informazioni disponibili (tassonomiche, biologiche, ecologiche), alla mancanza di specialisti tassonomi e, non ultima, alla scarsa attrazione che generalmente questi animali suscitano tra i non addetti ai lavori (BALLERIO, 2008).

Secondo DECAËNS *et al.* (2006), delle oltre 11.000 specie animali e vegetali a rischio di estinzione elencate nella edizione 2004 della Red List IUCN, quelle di invertebrati e vertebrati che fanno parte della fauna del suolo sarebbero solo 97, l'1% del totale. Di queste, gli artropodi, ed in particolare gli insetti, sarebbero poco più della metà (55%).

ORGIAZZI *et al.* (2016: fig. 2) elencano 13 categorie di potenziali minacce alle tre componenti della biodiversità del suolo (microrganismi, fauna, funzioni), ordinandole in quattro classi (potenzialità alta, moderata, bassa, non classificata). Di queste categorie, almeno per quanto riguarda la componente animale, lo sfruttamento antropico è l'unica considerata tra le minacce ad alta potenzialità (1 categoria su 13; 7,7% del totale). Altre categorie, come declino della materia organica, cambiamenti di uso del suolo, inquinamento radioattivo, cambiamenti climatici e specie invasive, sono invece considerate a moderata potenzialità (5 su 13; 38,6%). Bassa potenzialità è infine assegnata all'uso di OGM (1 su 13; 7,7%). Risulta quindi rilevante osservare come, alla fine, tra le categorie di potenziale minaccia alla conservazione della biodiversità animale nel suolo, ben sei di esse (46,0%), vale a dire frammentazione degli habitat, inquinamento industriale, salinizzazione, compattazione, erosione ed impermeabilizzazione del suolo (soil sealing), rimangono ancora non classificate. In altre parole, non si sa nulla.

L'impermeabilizzazione del suolo risulta essere particolarmente importante per gli effetti che può produrre sulla funzionalità del suolo e sulla sua biodiversità. L'Agenzia Europea per l'Ambiente (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2011) definisce tale fenomeno come il rivestimento della superficie del suolo con materiali artificiali (e.g., cemento, asfalto, pietra) a

seguito della costruzione di edifici, strade e altre infrastrutture.

L' impermeabilizzazione del suolo, fenomeno la cui intensità è differente secondo il tipo di uso del suolo e la densità della popolazione umana locale, impedendo lo scambio di energia, acqua e gas tra ciò che sta sopra e ciò che sta sotto la superficie del suolo, riduce drasticamente, se non addirittura impedisce, le funzioni naturali e i servizi ecosistemici che il suolo fornisce (BURGHARDT, 2006; SCALENGHE e MARSAN, 2009). L' impermeabilizzazione del suolo porta inoltre a consumo di suolo, a sua volta inteso come la variazione da una copertura non artificiale (suolo non consumato) ad una copertura artificiale (suolo consumato), legata a dinamiche insediative, come ad esempio lo *sprawl* urbano (MUNAFÒ, 2016).

Desta quindi preoccupazione dal punto di vista della conservazione della biodiversità animale in Italia, ed in particolare della fauna del suolo, il fatto che, stando a stime del 2012, la quota di territorio nazionale con copertura artificiale sia progressivamente passata dal 2,5% della metà degli anni '50 del Novecento, al 7,0% del 2015, valore quest'ultimo di quasi tre punti percentuali superiore alla media riscontrata nell'Unione Europea, pari al 4,3% (MUNAFÒ, 2016).

Tale fenomeno si è manifestato soprattutto nell'Italia

settentrionale, dove le regioni con valori percentuali più elevati (almeno fino al 2015) risultano essere Lombardia e Veneto ($> 10\%$), mentre al Sud la regione maggiormente interessata è la Campania (7-10%) (MUNAFÒ, 2016). Benché limitatamente (2,3%), il consumo di suolo in Italia si manifesta anche nelle aree protette e, tra i parchi nazionali, le maggiori percentuali di suolo artificiale sono state riscontrate nel Parco Nazionale del Vesuvio (Campania), nel Parco Nazionale dell' Arcipelago della Maddalena (Sardegna) e nel Parco Nazionale del Circeo (Lazio) (MUNAFÒ, 2017).

Confrontando le carte della distribuzione del consumo di suolo in Italia (MUNAFÒ, 2016: fig. 8.3, suolo consumato a livello comunale anno 2015), con quelle della distribuzione della biodiversità animale nel nostro Paese realizzate nell'ambito del progetto CK map (RUFFO & STOCH, 2005; STOCH, 2008), relativo a 10.000 specie, di cui circa 4.400 rappresentate da artropodi del suolo s.l. (44%), è possibile rilevare, almeno in prima approssimazione e soprattutto in alcuni settori dell'Italia continentale e peninsulare (e.g., regioni nord-orientali, regioni sud-orientali, alcuni ambiti costieri), una parziale sovrapposizione tra le aree a maggior pressione antropica e le aree in cui si concentra la maggiore incidenza delle specie minacciate sul totale (Fig. 1).

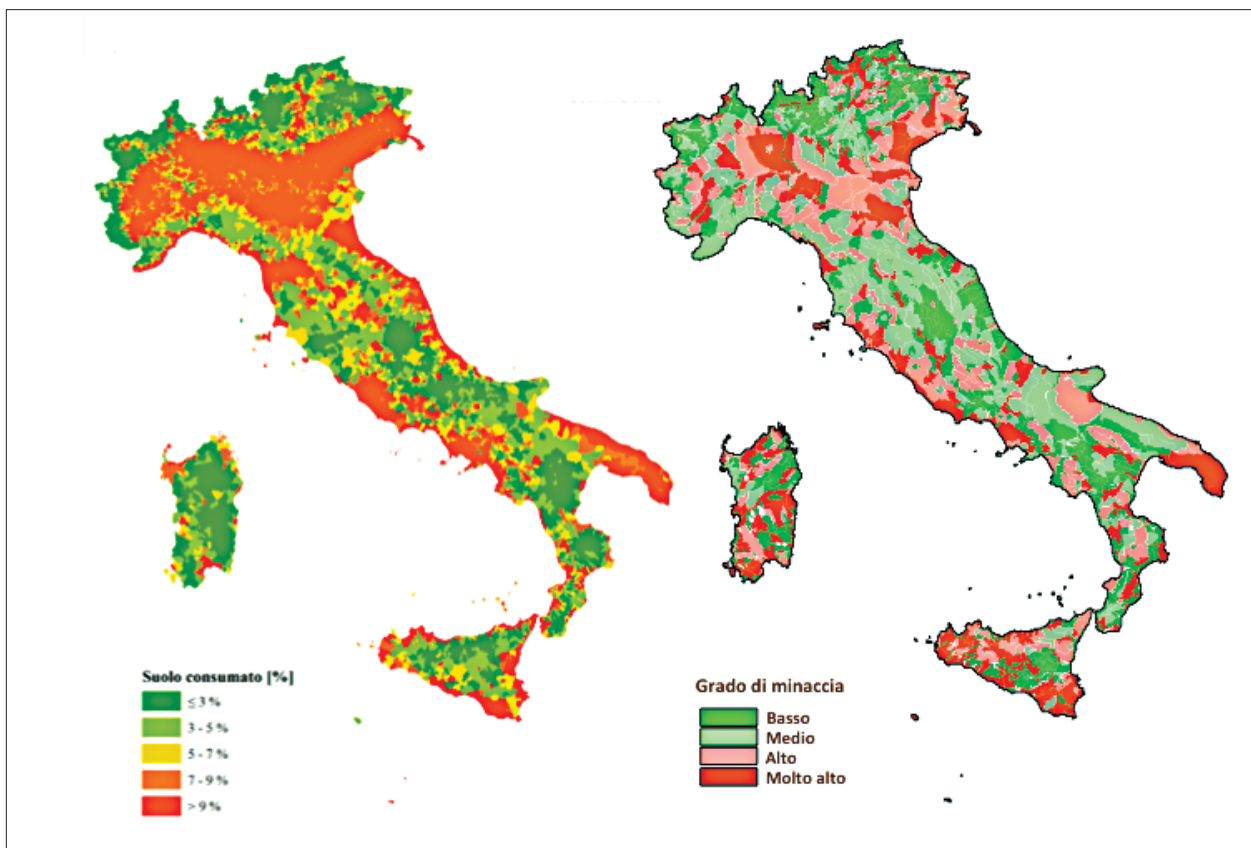


Fig. 1 – Confronto tra la distribuzione del consumo di suolo a livello comunale in Italia (a sinistra, fonte Munafò, 2016) e aree in cui si concentra la maggiore incidenza di specie animali minacciate sul totale (a destra, fonte STOCH, 2008).

Tale valutazione, ancorché generica e qui presentata a titolo puramente speculativo, andrebbe comunque approfondita, supportandola con un più ampio e meglio selezionato set di dati. Appare quindi evidente come, per una maggiore precisione di analisi e una più informata elaborazione di politiche di conservazione, sia oggi più che mai necessario incrementare non solo le conoscenze sulla (micro)distribuzione geografica e sull'autoecologia delle specie animali del nostro Paese, ma anche quelle sulla tassonomia e la biodiversità, in particolare per quei gruppi più strettamente legati al comparto suolo, sviluppando e sostenendo progetti in questo senso.

Far crescere la consapevolezza dell'importanza del suolo e della necessità di proteggerlo, soprattutto tra le nuove generazioni, è perciò un obbligo imprescindibile non solo per il valore scientifico, naturalistico che esso ha, ma anche per il suo significato di patrimonio culturale generale e di risorsa per il territorio (COSTANTINI e L'ABATE, 2009; AA. VV., 2012).

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano Michele Munafò, ISPRA, Dipartimento per il Servizio Geologico d'Italia, e Fabio Stoch, per aver concesso l'uso delle immagini in Figura 1.

RIASSUNTO

La biodiversità, intesa come la varietà e la variabilità di organismi viventi nei vari ecosistemi del Pianeta, costituisce una risorsa fondamentale per l'uomo. Gli artropodi, ed in particolare gli insetti, sono la componente più significativa di questa varietà. Una considerevole porzione di questa fauna vive nel suolo, lo strato più superficiale della crosta terrestre definito da una complessa combinazione di materia minerale, organica, gas e liquidi. Oltre che essere l'ambiente d'elezione di numerosi organismi, i quali concorrono alla sua formazione, il suolo svolge diverse altre fondamentali funzioni ecosistemiche, in relazione alla crescita delle piante, alla depurazione dell'acqua, alla regolazione dell'atmosfera terrestre. Esso è quindi essenziale per la vita sulla Terra. Il suolo è attualmente oggetto di grande attenzione da parte del mondo scientifico, sia perché considerato una frontiera della biodiversità, poiché gli organismi in esso presenti sono in gran parte sconosciuti, sia perché soggetto ad un forte degrado, a causa della sempre maggiore antropizzazione del territorio. Nell'ambito delle attività culturali che istituzionalmente svolge, l'Accademia Nazionale Italiana di Entomologia ha organizzato a Firenze (16 giugno 2017) una Tavola Rotonda dal titolo "Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi". Con questa iniziativa si è inteso fornire un quadro generale dei principali gruppi di artropodi che vivono nel suolo, sulle comunità che formano, sul loro significato e sulla possibilità d'uso che esse offrono per la valutazione dello stato di salute di questo importante comparto, con particolare riguardo al nostro Paese ed all'Europa più in generale, anche in relazione ad altre discipline come la Selvicoltura. Alcune considerazioni introduttive sul valore e sul significato degli artropodi del suolo dal punto di vista della loro ecologia, biodiversità e conservazione costituiscono l'oggetto di questa nota.

BIBLIOGRAFIA

- AA. VV., 2012 – *L'uomo e il suolo: una storia infinita*. - Environmental Quality, Qualità ambientale book, (1) 3, 121 pp.
- ADAMS W.M., AVELING R., BROCKINGTON D., DICKSON B., ELLIOTT J., HUTTON J., ROE D., VIRA B., WOLMER W., 2004 – *Biodiversity conservation and the eradication of poverty*. - Science, 306 (5699): 1146-1149.
- BAGYARAJ D.J., NETHRAVATHI C.J., NITIN K.S., 2016 – *Soil biodiversity and arthropods: Role in soil fertility*. - In: Economic and ecological significance of arthropods in diversified ecosystems, Chakravarthy A.K., Sridhara S. Eds. Springer, Singapore, pp. 17-51.
- BALLERIO A., 2008 – *Insetti da proteggere: la tutela entomologica in Italia*. - Quad. Staz. Ecol. civ. Mus. St. nat. Ferrara, 18: 21-35.
- BRANDMAYR P., PIZZOLOTTO R., 2015 – *Gli insetti come bioindicatori*. - Atti dell'Accademia Nazionale Italiana di Entomologia. Rendiconti, 62: 63-80.
- BURGHARDT W., 2006 – *Soil sealing and soil properties related to sealing*. - Geological Society, London, Special Publications, 266(1), 117-124.
- COIFFAIT H., 1958 – *Les Coléoptères du sol*. - Suppl à Vie et Milieu N° 7. Hermann, Paris, 204 pp.
- COSTANTINI E.A., L'ABATE G., 2009 – *The soil cultural heritage of Italy: Geodatabase, maps, and pedodiversity evaluation*. - Quaternary International, 209 (1): 142-153.
- CREAMER R.E., HANNULA S.E., VAN LEEUWEN J.P., STONE D., RUTGERS M., SCHMELZ R.M., DE RUITER P.C., BOHSE HENDRIKSEN N., BOLGER T., BOUFFAUD M.-L., BUEE M., CARVALHO F., COSTA D., DIRILGEN T., FRANCISCO R., GRIFFITHS B.S., GRIFFITHS R., MARTIN F., MARTINS DA SILVA P., MENDES S., MORAIS P.V., PEREIRA C., PHILIPPOT L., PLASSART P., REDECKER D., RÖMBKE J., SOUSA J.P., WOUTERSE M. LEMANCEAU P., 2016 – *Ecological network analysis reveals the inter-connection between soil biodiversity and ecosystem function as affected by land use across Europe*. - Applied Soil Ecology, 97: 112-124.
- DECAËNS T., 2010 – *Macroecological patterns in soil communities*. - Global Ecology and Biogeography, 19: 287-302.
- DECAËNS T., JIMÉNEZ J.J., GIOIA C., MEASEY G.J., LAVELLE P., 2006 – *The values of soil animals for conservation biology*. - European Journal of Soil Biology, 60: 807-819.
- DUMONT H.J., 2005 – *Biodiversity: a resource with a monetary value?* - Aquatic Biodiversity II. Springer Netherlands (pp. 11-14).
- DELAMARE-DEBOUTTEVILLE C., 1951 – *Les dépendances du sol et les sols suspendus. Considération sur les facteurs historiques en biocénétique*. - Ann. biol., 27: 267-278.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2011 – *Urban soil sealing in Europe*. - European Environment Agency, 9 pp.
- FAO-UNESCO, 1974 – *Soil map of the world. I: 5 000 000, Legend*. - FAO-Unesco, Volume I, 59 pp.
- GOBAT J.M., ARAGNO M., MATTHEY W., 1998 – *Le Sol vivant. Bases de pédologie biologie des sols*. - Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne.
- HABER W., 2007 – *Energy, Food, and Land. The Ecological Traps of Humankind*. - Env. Sci. Pollut. Res. 14 (6): 359-365.
- HÄGVAR S., 1998 – *The relevance of the Rio-Convention on biodiversity to conserving the biodiversity of soils*. - Applied Soil Ecology, 9: 1-7.
- ISAIA M., BONA F., BADINO G., 2007 – *Ragni e bioindicazione: esperienze a confronto in Piemonte*. - Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol, 83: 159-163.
- IOUSS WORKING GROUP WRB, 2015 – *World Reference Base*

- for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. - World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- JEFFERY S., GARDI C., JONES A., MONTANARELLA L., MARMO L., MIKO L., RITZ K., PERES G., RÖMBKE J., VAN DER PUTTEN W. H. (Eds), 2010 – *European Atlas of Soil Biodiversity*. - European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- LAZAROVA S., ELSHISHKA M., PENEVA V., BISERKOV V., 2011 – *Soil biodiversity in a changing environment*. - Proceedings International Conference 100 years Bulgarian Soil Science, 16-20 May 2011, Sofia, 746-749.
- MALEQUE M.A., MAETO K., ISHII H.T., 2009 – *Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests*. - Applied Entomology and Zoology, 44 (1): 1-11.
- MANCABELLI A., 2015 – *Il suolo*. - In: La fauna del suolo, tassonomia, ecologia e metodi di studio dei principali gruppi di invertebrati terrestri italiani, Latella L., Gobbi M. (Eds). Quaderni del Museo delle Scienze, Trento, 3: 9-17.
- MENTA C., 2008 – *Guida alla conoscenza della biologia e dell'ecologia del suolo*. - Oasi Alberto Perdisa, Bologna, 265 pp.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005 – *Ecosystem and Human Well being: a framework for assessment*. - Island Press, Washington, 245 pp.
- MINELLI A., CHEMINI C., ARGANO R., RUFFO S. (Eds), 2002 – *La Fauna in Italia*. - Touring Editore, Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio, Roma, 448 pp.
- MINELLI A., RUFFO S., LA POSTA S., 1993-1995 – *Checklist delle specie della fauna italiana*. - Ministero Ambiente, Comitato Scientifico per la Fauna d'Italia, Edagricole, Bologna, voll. 1-110.
- MORA C., TITTENSOR D.P., ADL S., SIMPSON A.G.B., WORM B., 2011 – *How many species are there on Earth and in the Ocean?* - PLoS Biol, 9(8): e1001127. doi:10.1371/journal.pbio.1001127
- MUNAFÒ M. (Ed.), 2016 – *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2016*. - Ispra Rapporti 248/2016: 119 pp. + 21 schede <http://admin.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/consumo-di-suolo-dinamiche-territoriali-e-servizi-ecosistemici-edizione-2016>
- MUNAFÒ M. (Ed.), 2017 – *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2017*. - Ispra Rapporti 266/2017: 186 pp. http://www.isprambiente.gov.it/files2017/pubblicazioni/rapporto/copy_of_RapportoConsumoSuolo2017_0615_web_light.pdf
- ORGIAZZI A., PANAGOS P., YIGINI Y., DUNBAR M.B., GARDI C., MONTANARELLA L., BALLABIO C., 2016 – *A knowledge-based approach to estimating the magnitude and spatial patterns of potential threats to soil biodiversity*. - Science of the Total Environment, 545: 11-20.
- PAOLETTI M.G., BRESSAN M., EDWARDS C.A., 1996 – *Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance*. - Critical Reviews in Plant Sciences, 15(1): 21-62.
- PARISI V., 1974 – *Biologia e Ecologia del suolo. Tecniche di Ricerca*. - Boringhieri, Torino, 161 pp.
- PARISI V., 2001 – *La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi*. - Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense", 37: 97-106.
- PARISI V., MENTA C., GARDI C., JACOMINI C., MOZZANICA E., 2005 – *Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy*. - Agriculture, Ecosystems & Environment, 105 (1): 323-333.
- PULLEMAN M., CREAMER R., HAMER U., HELDER J., PELOSI C., PÉRES G., RUTGERS M., 2012 – *Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services - an overview of European approaches*. - Current Opinion in Environmental Sustainability, 4: 529-538.
- RICHTER D.D., MARKEWITZ D., 1995 – *How deep is soil?*. - BioScience, 45 (9): 600-609.
- ROBINSON D.A., PANAGOS P., BORRELLI P., JONES A., MONTANARELLA L., TYE A., OBST C.G., 2017 – *Soil natural capital in Europe; a framework for state and change assessment*. - Scientific reports, 7, 6706: 1-14.
- RUFFO S., STOCH F. (Eds), 2005 – *Checklist e distribuzione della fauna italiana*. - Mem. Mus. Civ. St. Nat. Verona, 2. s., Sc. della vita, 16: 1-307 + CD Rom
- SCALENGHE R., MARSAN F.A., 2009 – *The anthropogenic sealing of soils in urban areas*. - Landscape and urban planning, 90 (1): 1-10.
- SOIL SURVEY STAFF, 1975 – *Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys*. - Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 436, 754 pp.
- SOIL SURVEY STAFF, 2014 – *Keys to Soil Taxonomy, 12th ed. USDA*. - Natural Resources Conservation Service, Washington, DC, 360 pp.
- STOCH F., 2008 – *La fauna italiana dalla conoscenza alla conservazione. The Italian fauna, from knowledge to conservation*. - Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Direzione per la Protezione della Natura, Roma, 37 pp.
- VAN STRAALEN N.M., 1997 – *Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health*. - In: Biological indicators of soil health (No. 04; QH541. 5. S6, P3.), Pankhurst C., Doube B.M., Gupta V.V.S.R. (Eds), Wallingford, UK: Cab International, pp. 235-264.
- VAN STRAALEN N.M., 1998 – *Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities*. - Applied Soil Ecology, 9 (1): 429-437.
- VIGNA TAGLIANTI A., ZAPPAROLI M., 2007 – *La fauna del suolo: diversità e significato*. - Estratto da: La vita nel suolo. Roma 22 Marzo 2007. I Georgofili, Quaderni 2007 - V, Sezione Centro-Ovest. Felici Editore, pp. 53-69.
- WALLWORK J.A., 1970 – *Ecology of soil animals*. - McGraw-Hill, London.
- WILSON E.O., 1987 – *The little things that run the world: the importance and conservation of invertebrates*. - Conservation Biology, 1: 344-346.
- WORLD REFERENCE BASE, 1998 – *World reference base for soil resources*. - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.

BIOLOGIA E BIOGEOGRAFIA DEGLI ISOPODI TERRESTRI (CRUSTACEA, ISOPODA, ONISCIDEA)

STEFANO TAITI (*)

(*) Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Via Madonna del Piano 10, 50019 Sesto Fiorentino, Italia
Museo di Storia Naturale dell'Università di Firenze, Sezione di Zoologia "La Specola", Via Romana 17, 50125 Firenze, Italia. E-mail:
stefano.taiti@ise.cnr.it

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda "Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi". Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 16 giugno 2017.

Biology and biogeography of terrestrial isopods (Crustacea, Isopoda, Oniscidea)

Terrestrial isopods (commonly called woodlice) belong to the suborder Oniscidea of the order Isopoda and represent the only group of Crustacea fully adapted to live on land. With more than 3,700 species presently known, they are the richest suborder among the Isopoda. They originated from marine ancestors and represent a key taxon to study the conquest of the land among arthropods with unique morphological, physiological and behavioral adaptations for terrestriality, such as the water conducting system to avoid desiccation, the pleopodal lungs for aerial respiration, and different ecomorphological strategies to avoid predation. The Oniscidea have a world-wide distribution and occur in any kind of environment, from littoral to high mountains, from forests to deserts, and in all subterranean habitats. According to recent phylogenetic reconstructions five sections of Oniscidea are recognised: Diplocheta, Tylida, Microcheta, Synocheta and Crinocheta. The Crinocheta represent the richest group in biodiversity with 30 out of 37 families of Oniscidea presently known. The distribution of the suborder is briefly discussed.

KEY WORDS: Oniscidea, morphology, adaptation, ecology, distribution.

INTRODUZIONE

Gli isopodi terrestri rappresentano il sottordine Oniscidea, l'unico completamente terrestre degli 11 sottordini degli Isopoda (WORMS, 2018). Sono volgarmente chiamati porcellini di terra o di Sant'Antonio (in inglese woodlice, in francese cloportes, in tedesco Land Asseln). La loro origine è stimata nel Paleozoico superiore (Permo-Carbonifero), anche se i fossili più antichi conosciuti sono datati al Cretaceo inferiore (BROLY *et al.*, 2013). Gli Oniscidea rappresentano un ottimo gruppo animale per studiare i processi di terrestrializzazione in un contesto evolutivo, in quanto presentano numerosi adattamenti unici per la vita sulla terra.

GENERALITÀ SUGLI ISOPODI TERRESTRI

Nella catena alimentare gli Oniscidea sono principalmente dei decompositori, nutrendosi in gran parte di materiale vegetale morto e talvolta anche di resti animali. Si trovano comunemente sotto le pietre, i tronchi d'albero abbattuti, fra la lettiera del bosco, ma anche sulle coste sabbiose e rocciose, fra l'erba dei prati, sui cespugli e le chiome degli alberi o in ambienti fortemente antropizzati come i giar-

dini, le case e le cantine. Inoltre gli isopodi terrestri costituiscono una fonte di cibo per molti predatori, sia vertebrati (uccelli, toporagni, lucertole, rospi, ecc.) sia invertebrati (soprattutto coleotteri adefagi, ragni, scorpioni, pseudoscorpioni e chilopodi). Fra i ragni alcune specie del genere *Dysdera* Latreille, 1804 si nutrono esclusivamente di isopodi terrestri (ŘEZÁČ *et al.*, 2008). Come tutti gli altri sottordini di Isopoda, costituiti da forme marine e di acqua dolce, gli Oniscidea presentano un corpo segmentato appiattito dorso-ventralmente e suddiviso in tre regioni (Fig. 1, A): capo (o cephalon), torace (o pereon) ed addome (o pleon). Le loro dimensioni variano da poco più di 1 mm di lunghezza di certi Trichoniscidae a circa 60 mm di *Tylos granulatus* (Tylidae), ma la maggior parte delle specie non supera i 20 mm. Il cephalon è in realtà un cefalotorace, in quanto formato dalla fusione dei segmenti ancestrali del cephalon vero e proprio con il primo segmento toracico. Il cephalon porta un paio di occhi sessili composti da un numero variabile di ommatidi: nella maggior parte delle specie epigee questo numero va da 10 a 25, ma vi sono specie con moltissimi ommatidi (alcune centinaia, come nelle specie del genere *Ligia*) e forme con occhi ridotti o assenti (soprattutto nelle specie cavernicole, endogee, mirmecofile e termitofile). Contrariamente a tutti gli altri isopodi che presentano due

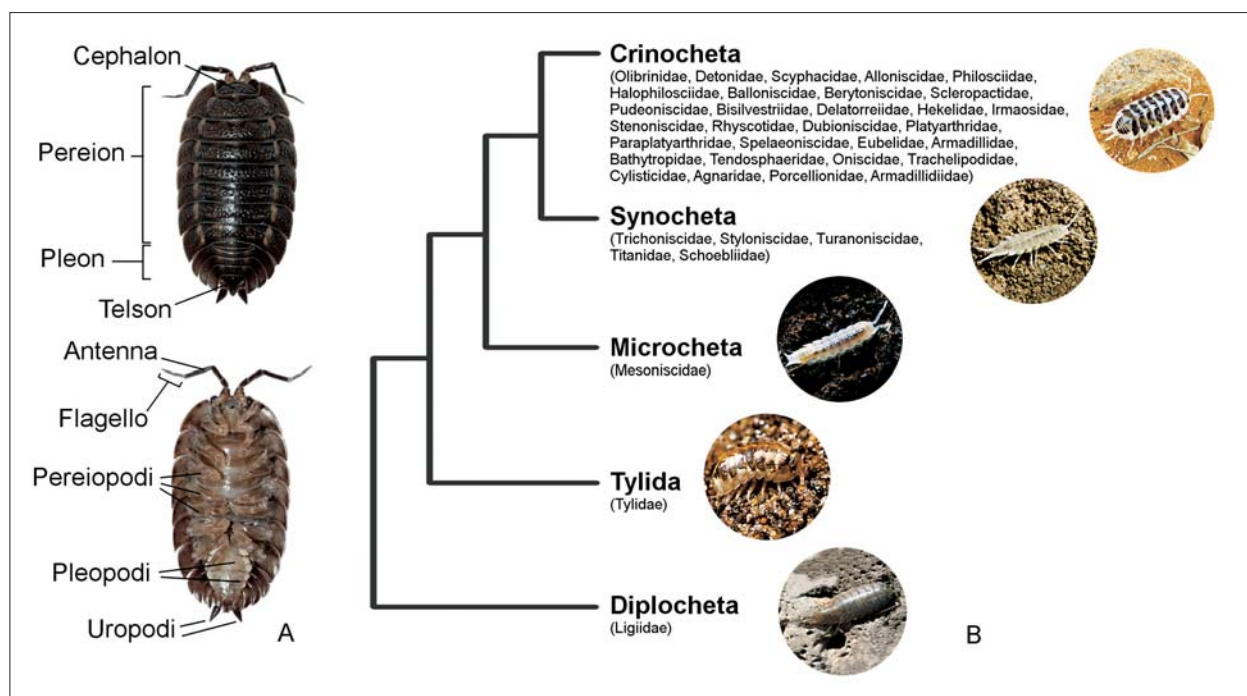


Fig. 1 – A) Isopode terrestre dal dorso e dal ventre; B) Cladogramma dei gruppi di Oniscidea (modificato da Erhard, 1998).

paia di antenne ben sviluppate sul capo, negli Oniscidea il primo paio, le antennule, è molto ridotto, da uno a tre segmenti, mentre il secondo paio, le antenne, sono ben sviluppate e costituite da un peduncolo di cinque articoli e da un flagello terminale formato da un numero di segmenti che varia da più di 10 delle forme più primitive (come nel genere *Ligia*, a due segmenti delle forme più evolute (ad esempio nei Porcellionidae e negli Armadillidiidae). Il cephalon porta inoltre tutte le appendici boccali: un paio di mandibole, di mascellule, di mascelle e di mascellipiedi. Il pereion è costituito da sette segmenti ognuno dei quali porta un paio di zampe (pereiopodi) ben sviluppate, atte alla deambulazione e talvolta allo scavo. I pereiopodi sono appendici uniramosse costituite da sei segmenti: basipodite, ischiopodite, meropodite, carpopodite, propodite e dattilopodite (dal prossimale al distale). Il pleon è costituito da cinque segmenti e dal telson, che in realtà è un pleotelson in quanto formato dalla fusione del sesto segmento ancestrale del pleon con il telson vero e proprio. Il pleon porta cinque paia di pleopodi, appendici biramosse costituite da un esopodite e da un endopodite, appiattite, ed adibite in gran parte alla funzione respiratoria (vedi dopo). Nei maschi le prime due paia di pleopodi sono trasformati in organi copulatori, in particolare gli endopoditi che sono allungati e servono per il trasferimento delle spermateche che escono dall'apofisi genitale negli ovidutti femminili. Il telson è di forma molto variabile, arrotondato, triangolare, trapezoidale o a clessidra, e porta un paio di appendici

(gli uropodi) costituiti da tre segmenti: un protopodite sul quale sono inseriti un esopodite ed un endopodite.

Le affinità degli Oniscidea con gli altri sottordini di isopodi non sono ancora stabilite con certezza in quanto lavori di vari autori arrivano a conclusioni diverse. BRUSCA & WILSON (1991) hanno proposto come “sister group” i Calabozoida, mentre TABACARU & DANIELOPOL (1996) i Valvifera. Manca ancora un'analisi filogenetica certa su basi molecolari.

Secondo i principi della sistematica filogenetica basata su caratteri morfologici, gli Oniscidea risultano essere un gruppo monofiletico (SCHMALFUSS, 1989; ERHARD, 1998) con numerose sinapomorfie, fra le quali le maggiori sono: l'antennula ridotta a tre, due o un segmento; primi pleopodi sessualmente dimorfici; tergiti provvisti di squamosetole; presenza di un sistema di conduzione dell'acqua (vedi dopo) (SCHMIDT, 2008). Secondo queste ricostruzioni filogenetiche si possono distinguere cinque sezioni (Fig. 1, B): Diplocheta, Tylida, Microcheta, Synocheta e Crinocheta (da quella più ancestrale alla più derivata). I Diplocheta comprendono solo la famiglia Ligiidae, i Tylida solo i Tylidae e i Microcheta solo i Mesoniscidae, mentre i Synocheta e i Crinocheta, includono rispettivamente cinque e 30 famiglie.

La monofilia degli Oniscidea è stata messa in discussione con analisi molecolari da Michel-SALZAT & BOUCHON (2000) che considerano *Ligia* e *Tylos* più vicini agli isopodi marini Valvifera e Sphae-

romatidea che non al resto degli Oniscidea. Recentemente, anche LINS *et al.* (2017), sempre su basi molecolari, considerano il gruppo parafiletico, in quanto il sottordine Phreatoicidea sarebbe il “sister group” dei Synocheta e Crinocheta, con i Ligiidae e Tylidae alla base del clade suddetto. Analisi molecolari più accurate sono necessarie per accertare la parafilia o la monofilia del gruppo.

ADATTAMENTI ALLA VITA TERRESTRE

Con l’esclusione delle calotte polari, gli Oniscidea hanno colonizzato ogni tipo di ambiente, dalle rive del mare fino alle quote più elevate (> 4.500 m), dalle foreste agli ambienti più aridi quali subdeserti e deserti. Gli isopodi terrestri sono derivati certamente da antenati marini, anche se non è ancora ben chiaro da quali, e nel passaggio dall’ambiente acquatico a quello terrestre hanno messo a punto complessi adattamenti morfologici, fisiologici e comportamentali per evitare la perdita d’acqua, la predazione, la competizione e per superare il problema della respirazione aerea. Le forme più primitive di Oniscidea sono rappresentate da specie anfibe del genere *Ligia* che vivono sui litorali marini di gran parte delle terre emerse ed esemplificano la transizione dal mare alla terra per questi crostacei.

Per limitare al massimo la perdita di acqua e la predazione, la gran parte degli isopodi terrestri di ambienti epigei preferiscono ambienti ad alto grado di umidità relativa ed hanno adottato particolari strategie comportamentali, quali ad esempio l’attività quasi esclusivamente notturna e, in zone temperate, la riduzione dell’attività nei freddi mesi invernali e nei caldi mesi estivi. In genere, i maschi sono più attivi durante la stagione dell’accoppiamento, mentre le femmine riducono la loro attività nel periodo di incubazione delle uova. Anche fenomeni

di aggregazione presenti in diverse specie contribuiscono a limitare la perdita di acqua e alla sopravvivenza in condizioni difficili (HORNUNG, 2011).

Il problema del disseccamento è stato superato con la messa a punto di un complesso sistema di conduzione dell’acqua (HOESE, 1981; 1982a). Esistono due tipi principali di sistemi di conduzione dell’acqua: un sistema aperto ed un sistema chiuso. Nel sistema aperto l’acqua viene assorbita da una fonte esterna per capillarità unendo le seste e settime zampe dove sono presenti dei solchi longitudinali e squamette (Fig. 2, A). L’acqua si distribuisce poi su tutto il corpo ed in particolare sui pleopodi dove avviene la maggior parte della respirazione. Il sistema chiuso rappresenta invece un metodo di riciclo dei liquidi di escrezione. L’acqua con disciolta l’ammoniaca escreta dai nefridi mascellari viene convogliata verso la parte posteriore del corpo attraverso dei solchi bordati da squamette presenti ai lati nella parte ventrale del corpo (Fig. 2, B). Durante questo percorso l’ammoniaca evapora e l’acqua, ritornata pura, viene usata per la respirazione nei pleopodi. Il sistema chiuso è presente negli Oniscidea inferiori, dalla *Ligia* ai Synocheta, che sono ancora legati ad ambienti molto umidi, mentre il sistema chiuso è a carico degli Oniscidea superiori, i Crinocheta, che abitano ambienti più aridi.

Il passaggio da una respirazione acquatica tipica di gran parte dei crostacei ad una respirazione aerea ha comportato degli adattamenti evolutivi notevoli negli Oniscidea. La respirazione è in gran parte a carico degli esopodi dei pleopodi. Nelle forme più primitive i pleopodi funzionano come branchie ed hanno bisogno quindi di una presenza costante di acqua. Questo tipo di respirazione è presente in tutti i gruppi che vivono in ambienti molto umidi (ambienti litorali, la lettiera delle foreste, ambienti endogei e cavernicoli), quali i Ligiidae, i Mesoniscidae, i Synocheta ed alcuni Crinocheta. In molti

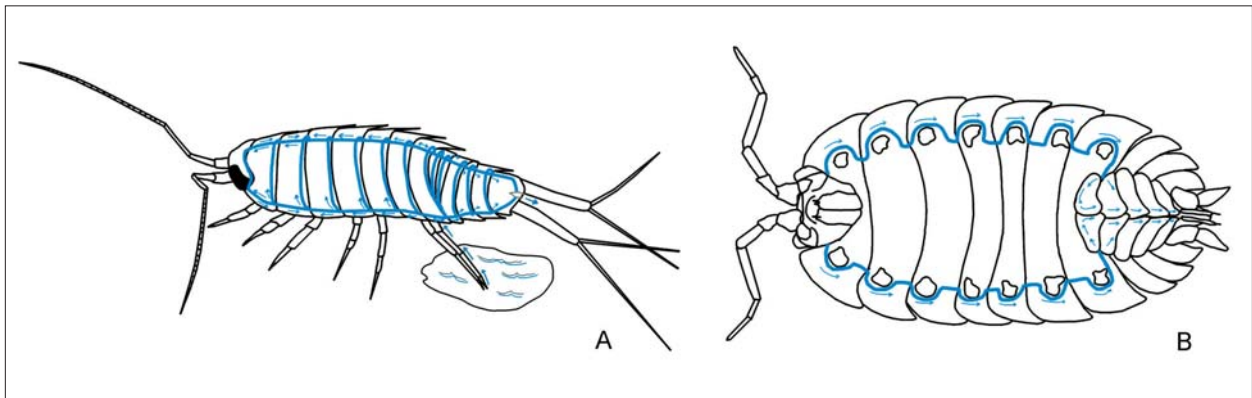


Fig. 2 – Schema del sistema di conduzione dell’acqua: A) aperto (tipo *Ligia*); B) chiuso (tipo *Porcellio*) (modificato da Hoese, 1981, 1982a con il metodo di Montesanto, 2015).

Crinocheta, adattati ad ambienti più aridi, la respirazione è a carico di strutture specializzate degli esopoditi dei pleopodi che prendono il nome di polmoni pleopodali o pseudotrachee. I polmoni sono presenti in genere su tutti gli esopoditi (Fig. 3, A) o sulle prime due paia di esopoditi (Fig. 3, B) e sono ben visibili negli animali vivi per la loro colorazione più chiara. Più raramente sono presenti sulle prime tre paia di esopoditi. Si possono distinguere tre tipi principali di polmoni: aperti, chiusi polispiracolari e chiusi monospiracolari. Nei polmoni aperti la superficie respiratoria è completamente esterna e costituita da pieghe della cuticola che risulta di spessore minore rispetto al resto dell'appendice (Fig. 3, C). Nei polmoni chiusi invece sono presenti dei veri alberi respiratori all'interno dell'esopodite: in quelli polispiracolari ci sono diversi alberi che comunicano all'esterno tramite spiracoli (Fig. 3, D) mentre in quelli monospiracolari è presente un unico albero respiratorio che si apre all'esterno con un singolo spiracolo (Fig. 3, E) (HOESE, 1982b; FERRARA *et al.*, 1994; TAITI *et al.*, 1998; SCHMIDT & WÄGELE, 2001, PAOLI *et al.*, 2002). In alcune specie di Eubelidae che vivono in ambienti desertici e subdesertici (ad esempio nel genere *Periscyphis*) i tubuli respiratori del polmone monospiracolare non rimangono confinati all'interno dell'esopodite ma penetrano anche nella cavità interna del corpo per un lungo tratto (FERRARA *et al.*, 1997). Quando c'è un polmone chiuso in genere è presente sulla superficie esterna

intorno agli spiracoli e nella prima parte interna dell'albero respiratorio una struttura a verruche o a celle poligonali, che prende il nome di area perispiracolare e che ha probabilmente la funzione di mantenere il giusto grado di umidità necessario per la respirazione. Il polmone aperto è presente ad esempio in specie di Trachelipodidae, Cylisticidae, alcuni Eubelidae ed Armadillidae, tutte specie che abitano ambienti umidi come ad esempio la lettiera delle foreste. Il polmone chiuso è presente in gran parte dei Crinocheta che abitano ambienti più secchi. Quello monospiracolare è molto più comune di quello polispiracolare. Spesso tutti i tre tipi di polmoni si ritrovano nella stessa famiglia (ad esempio negli Eubelidae ed Armadillidae) a dimostrazione che l'evoluzione degli apparati respiratori negli Oniscidea è avvenuta più volte indipendentemente (FERRARA *et al.*, 1994; TAITI *et al.*, 1998).

Come in tutti i crostacei Peracarida, anche negli isopodi terrestri le uova fertilizzate vengono depositate in un marsupio ventrale la cui parete ventrale è cortituita da oostegiti lamellari e quella dorsale dagli sterniti dei primi cinque pereioniti (HORNUNG, 2011). Nel marsupio avviene lo sviluppo embrionale e dei primi stadi larvali. Nelle forme più primitive che vivono in ambienti molto umidi (ad esempio in *Ligia*) il marsupio è di tipo anfibio, cioè aperto anteriormente e posteriormente, per cui si ha un flusso di acqua convogliato dal sistema di conduzione dell'acqua di tipo aperto. Nei Crinocheta che

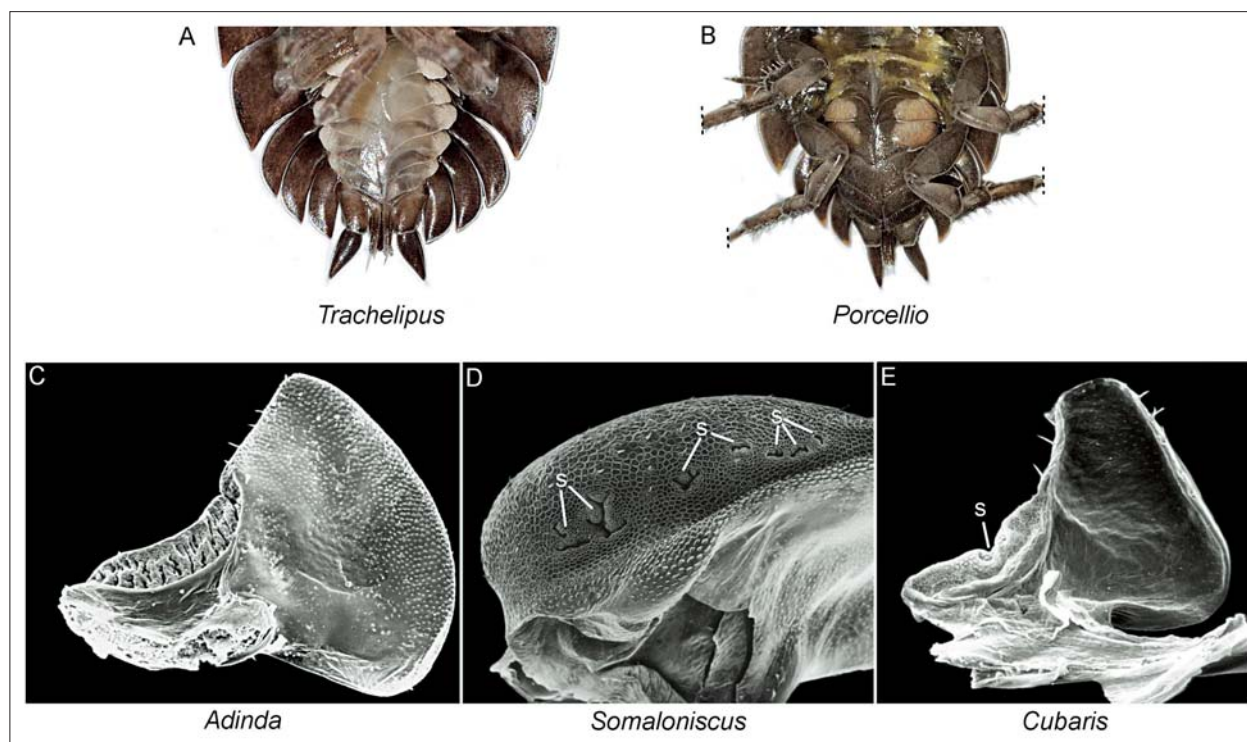


Fig. 3 – A) Pleon di un isopode con cinque paia di polmoni; B) Pleon con due paia di polmoni; C) Polmone aperto; D) Polmone chiuso polispiracolare; E) Polmone chiuso monospiracolare. S = spiracolo.

vivono in ambienti più aridi, il marsupio è di tipo terrestre, cioè chiuso, e non in connessione al sistema di conduzione dell'acqua. All'interno di questo tipo di marsupio ci sono delle strutture digitiformi, i cosiddetti cotiledoni, che si originano dagli sterniti e che forniscono nutrimento e ossigeno per lo sviluppo embrionale. Il numero e la disposizione dei cotiledoni variano a seconda delle famiglie e sembrano correlati con il grado di aridità dell'ambiente. La famiglia con il più alto numero di cotiledoni attualmente noto è quella degli Armadillidae (LEWIS, 2011).

Numerosi sono gli Oniscidea che si sono adattati a vivere in ambienti molto aridi, quali deserti, subdeserti e steppe, per esempio alcuni *Porcellio* (Porcellionidae), specie dei generi *Periscyphus*, *Somaloniscus*, *Koweitoniscus* (Eubelidae) e specie del genere *Hemilepistus* (Agnaridae). Una specie di quest'ultimo genere, *H. reaumurii*, che vive in ambiente subdesertico del Nord Africa e del medio Oriente, si è adattata alla vita in ambiente molto arido adottando un comportamento sociale, con formazione di coppie stabili che scavano profondi nidi nel terreno dove la coppia si rifugia durante le ore calde della giornata e da dove esce a foraggiare solo al mattino e alla sera. La coppia ha cura della propria prole, riconosce i propri piccoli ed è molto aggressiva con quelli di altre coppie se questi cercano di entrare nel proprio nido (LINDSENMAIR, 2007).

Per difendersi dal disseccamento e dai numerosi predatori, sia vertebrati (uccelli, toporagni, rospi

ecc.) che invertebrati (soprattutto coleotteri adefagi, ragni, scorpioni e chilopodi), gli Oniscidea hanno adottato diverse strategie. Si ritrovano almeno cinque categorie ecomorfologiche (Fig. 4): “runners”, “clingers”, “creepers”, “rollers” e “spiny forms” (SCHMALFUSS, 1984). I “runners” sono forme molto veloci, con corpo liscio e dotate di lunghi pereopodi, che, se disturbate, corrono via velocemente in cerca di un rifugio (per esempio specie di Ligiidae, Trichoniscinae e Philosciidae). Al contrario, i “clingers” si muovono lentamente, hanno corpo allargato e pereopodi relativamente corti e robusti con i quali aderiscono fortemente al substrato quando in pericolo (per esempio specie di *Trachelipus* e *Porcellio*). I “creepers” sono specie che abitano ambienti sotterranei ed edafici (suolo, interstizi di ambienti rocciosi, MSS e grotte), di piccole dimensioni (< 5 mm), con corpo convesso e provvisto di coste o tubercoli dorsali, zampe corte e movimenti lenti. I “rollers” presentano corpo molto convesso e quando disturbati si arrotolano su se stessi formando una pallina più o meno perfetta, strategia che prende il nome di volvazione. Due sono i modi principali di volvazione, ossia tenendo le antenne all'esterno del corpo (volvazione esoantennata), come nei Cylisticidae e nei Tendosphaeriidae, o all'interno del corpo (volvazione endoantennata) come nei Tylidae, Armadillidiidae e in gran parte degli Eubelidae ed Armadillidae. Le “spiny forms” sono specie volvazionali che vivono in foreste tropicali, molte sono arboricole e presen-

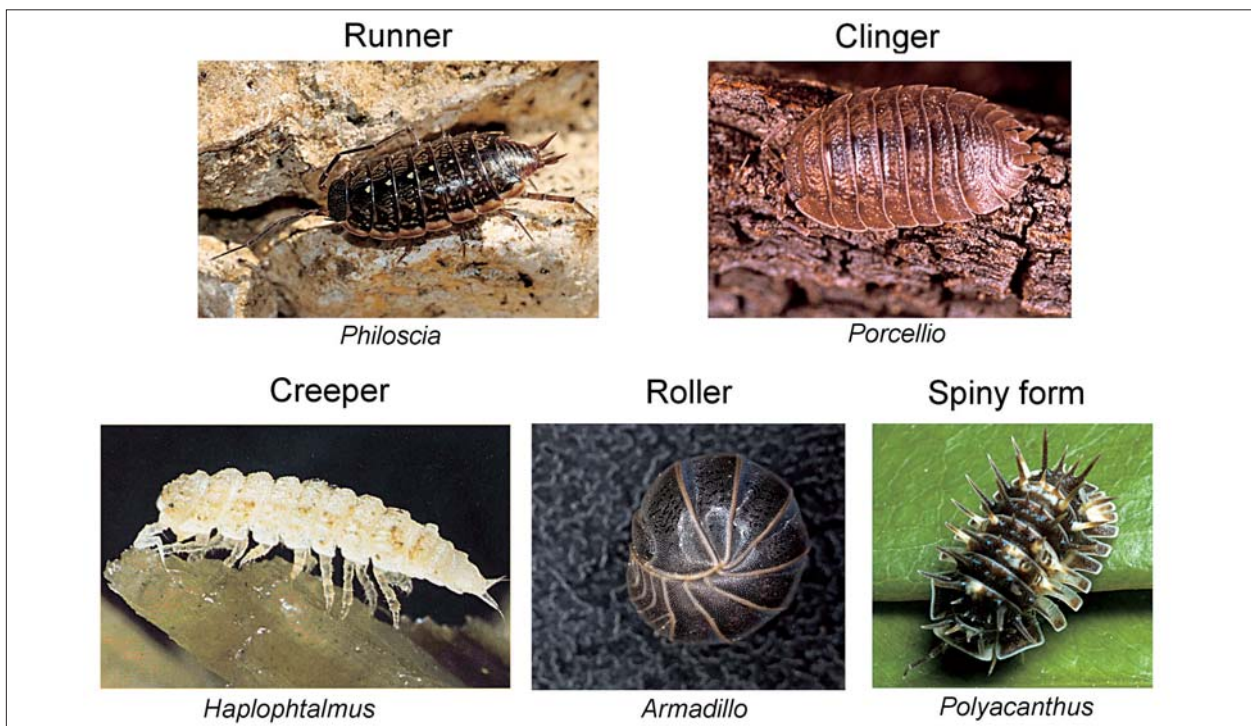


Fig. 4 – Categorie ecomorfologiche negli Oniscidea (secondo Schmalfuss, 1984).

tano il dorso provvisto di lunghe spine, come alcune specie di Eubelidae ed Armadillidae. Tutte le altre forme che non rientrano in queste cinque categorie sono state incluse da SCHMALFUSS (1984) nel gruppo “non-conformists” che comprende le specie mirmecofile (ad esempio specie del generi *Platyarthrus* ed *Exalloniscus*), termitofile (ad esempio le famiglie Titanidae e Schoebliidae) e forme scavatrici (specie di *Leptotrichus* ed *Hemilepistus*). A queste si possono aggiungere anche le specie acquatiche che vivono temporaneamente o permanentemente nelle acque sia superficiali (come *Haloniscus searlei* dei laghi salati dell’Australia meridionale) che sotterranee (come numerose specie stigobie di Trichoniscidae, Styloniscidae, Olibrinidae e Philosciidae) (TAITI & HUMPHREYS, 2001; TAITI & FERRARA, 2004; TAITI & XUE, 2012). È quasi certo che tutte queste forme siano secondariamente acquatiche, derivate cioè da specie terrestri e morfologicamente adattate a questo ambiente. Un’ulteriore categoria deve essere aggiunta a quelle citate precedentemente: i “jumpers”. Infatti, alcune specie di Philosciidae che vivono in lettiera in aree tropicali sono capaci di saltare quando disturbate, alla stessa stregua dei collemboli, anche se ancora non è stato descritto come questo possa avvenire. Questo particolare comportamento è stato osservato in *Ischioscia variegata* a Panama (WILLIAMS, 1941; VANDEL, 1952) e in specie di *Burmoniscus* del Sud-Est asiatico (S. Taiti e L. Bartolozzi, oss. pers.).

Molte specie di isopodi terrestri si sono adattati a vivere in ambienti sotterranei (TAITI, 2004): più di 300 specie sono troglobie strette, molte altre hanno abitudini troglofile, e molte specie si rinvencono in ambiente endogeo. I caratteri adattativi presentati dagli Oniscidea troglobi sono simili a quelli di molti altri artropodi cavernicoli, come riduzione o assenza dell’apparato oculare e del pigmento del corpo, allungamento di tutte le appendici, soprattutto antenne e pereiopodi, riduzione del metabolismo e del numero di uova. Isopodi terrestri troglobi e stigobi sono presenti in 16 famiglie, ma la maggior parte sono concentrati nelle famiglie Trichoniscidae e Styloniscidae.

DIVERSITÀ E BIOGEOGRAFIA

Fino ad oggi sono state descritte più di 3.700 specie di Oniscidea (SCHMALFUSS, 2003; SFENTHOURAKIS & TAITI, 2015; WoRMS, 2018), un numero molto inferiore alla reale consistenza del gruppo, come dimostrano i numerosi nuovi taxa che vengono continuamente descritti sia da aree tropicali che temperate, Italia compresa. Come per tutti gli organismi, la distribuzione degli Oniscidea è dettata

da fattori storici, sia paleogeografici sia paleoclimatici, ed ecologici. Data la loro bassa capacità di dispersione, la maggior parte delle specie presentano distribuzioni limitate con molte forme endemiche di aree ristrette. Sono pochissime infatti le specie, tutte di origine euro-mediterranea, che sono state introdotte con le attività umane in gran parte del mondo. Fra queste si possono ricordare *Porcellionides pruinosus*, *Agabiformius lentus*, *Porcellio laevis*, *P. scaber* ed *Armadillidium vulgare*. Altre specie hanno oggi una distribuzione pantropicale, come ad esempio *Trichorhina tomentosa*, *T. heterophthalma*, *Rhyscotoides parallelus*, *Nagurus cristatus*, *N. nanus*, *Cubaris murina* e *Venezillo parvus*, che si ritrovano spesso anche nelle serre di molti giardini botanici europei. Anche a livello di genere, pochissimi sono quelli che presentano una distribuzione mondiale. Fra questi vanno annoverati alcuni generi litorali come ad esempio *Ligia* (Fig. 5, A) e *Tylos* che sono distribuiti su quasi tutte le coste rocciose e/o sabbiose del globo, anche se con specie diverse.

Pochissime sono anche le famiglie che hanno una distribuzione globale: fra queste si possono annoverare i Philosciidae, anche se la maggior parte dei generi e specie è presente in area tropicale e subtropicale. Fra i Synocheta, due sono le famiglie principali: i Trichoniscidae che hanno una distribuzione olartica (Fig. 5, B), e gli Styloniscidae con distribuzione tipicamente gondwaniana (Fig. 5, C). Fra i Crinocheta, le famiglie più ricche di specie sono tutte a distribuzione gondwaniana, quali gli Scleropactidae nella Regione Neoartica ed Orientale (Fig. 5, D), gli Eubelidae nella Regione Afrotropicale e Orientale (Fig. 5, E) e gli Armadillidae nella Regione Neoartica, Afrotropicale, Orientale ed Australiana (Fig. 5, F). In quest’ultima famiglia un solo genere, *Armadillo*, è presente nell’area mediterranea. Nella Regione Palearctica, le famiglie più ricche di specie sono rappresentate dai Porcellionidae e dagli Armadillidiidae, che costituiscono insieme circa il 16% di tutte le specie di Oniscidea (SFENTHOURAKIS & TAITI, 2015), in particolare con i generi *Porcellio* (Fig. 5, G) ed *Armadillidium* (Fig. 5, H).

Le aree a più alta biodiversità per quanto riguarda gli isopodi sono presenti nel Mediterraneo (Penisola iberica, Penisola italiana ed isole, Penisola Balcanica e Grecia), in Sud Africa, Australia e, ai tropici, in Brasile. Bisogna tenere presente però che gran parte delle faune tropicali sono ancora poco conosciute: un esempio fra tutti è dato dal Madagascar, dove ricerche accurate negli ultimi decenni hanno quadruplicato le specie presenti nell’isola (S. Taiti, dati inediti).

In Europa si assiste ad un marcato gradiente latitudinale: nell’Europa settentrionale è presente un



Fig. 5 – A) Distribuzione del genere *Ligia* (Ligiidae), ad esclusione della specie pantropicale *L. exotica*; B) Distribuzione della famiglia Trichoniscidae; C) Distribuzione della famiglia Styloniscidae; D) Distribuzione della famiglia Scleropactidae; E) Distribuzione della famiglia Eubelidae; F) Distribuzione della famiglia Armadillidae; G) Distribuzione delle specie autoctone del genere *Porcellio* (Porcellionidae); H) Distribuzione delle specie autoctone del genere *Armadillidium* (Armadillidiidae).

numero molto basso di specie (circa 30-40), numero che aumenta procedendo verso il Mediterraneo. In Italia sono al momento conosciute 364 specie, circa il 10% di tutte le specie di Oniscidea note, con un altissimo grado di endemicità (circa 60%), soprattutto a carico di alcune famiglie quali i Trichoniscidae, Cylisticidae ed Armadillidiidae.

RINGRAZIAMENTI

I miei più vivi ringraziamenti vanno al Dott. Giuseppe Montesanto, Pisa, per il suo prezioso aiuto nella composizione delle figure.

BIBLIOGRAFIA

- BROLY P., DEVILLE P., MAILLET S., 2013 – *The origin of terrestrial isopods (Crustacea: Isopoda: Oniscidea)*. - *Evol. Ecol.*, 27(3): 461-476.
- BRUSCA R., WILSON G., 1991 – *A phylogenetic analysis of the Isopoda with some classificatory recommendations*. - *Mem. Queensland Mus.*, 31: 143-204.
- ERHARD F., 1998 – *Phylogenetic relationships within the Oniscidea (Crustacea, Isopoda)*. - *Israel J. Zool.*, 44: 303-309.
- FERRARA F., PAOLI P., TAITI S., 1994 – *Philosciids with pleopodal lungs? The case of the genus Aphiloscia Budde-Lund, 1908 (Crustacea: Isopoda: Oniscidea), with a description of six new species*. - *J. nat. Hist.*, 28: 1231-1264.
- FERRARA F., PAOLI P., TAITI S., 1997 – *An original respiratory structure in the xeric genus Periscyphis Gerstaecker, 1873 (Crustacea: Oniscidea)*. - *Zool. Anz.*, 235: 147-156.
- HOESE B., 1981 – *Morphologie und Funktion des Wasserleitungssystems der terrestrischen Isopoden (Crustacea, Isopoda, Oniscoidea)*. - *Zoomorphology*, 98: 135-167.
- HOESE B., 1982a – *Der Ligiä-Typ des Wasserleitungssystems bei terrestrischen Isopoden und seine Entwicklung in der Familie Ligiidae (Crustacea, Isopoda, Oniscoidea)*. - *Zool. Jahrb., Abt. Anat. Ontogenie Tiere*, 108: 225-261.
- HOESE B., 1982b – *Morphologie und Evolution der Lungen bei den terrestrischen Isopoden (Crustacea, Isopoda, Oniscoidea)*. - *Zool. Jahrb., Abt. Anat. Ontogenie Tiere*, 107: 396-422.
- HORNUNG E., 2011 – *Evolutionary adaptation of oniscidean isopods to terrestrial life: Structure, physiology and behavior*. - *Terr. Arthropod Rev.*, 4: 95-130.
- LEWIS F., 1991 – *The relationship between broodpouch colyledons, aridity and advancement*. In: *The Biology of Terrestrial Isopods III: Proceedings of the Third International Symposium on the Biology of Terrestrial Isopods*. Poitiers, France, Juchault P. & Mocquard J. Ed., pp. 81-88.
- LINS L., HO S., LO N., 2017 – *An evolutionary timescale for terrestrial isopods and a lack of molecular support for the monophyly of Oniscidea (Crustacea: Isopoda)*. - *Org. Divers. Evol.*, 17(4): 813-820.
- LINSENMAIR K.E., 1994 – *Reproductive behaviour and chemical communication in the monogamous desert isopod Hemilepistus reaumuri and some other subsocial isopods*. - *Ethol. Ecol. Evol.*, 3: 3-4.
- MICHEL-SALZAT A., BOUCHON D., 2000 – *Phylogenetic analysis of mitochondrial LSU rRNA in oniscids*. - *C. R. Acad. Sci. Paris, Ser. III, Sciences de la Vie*, 323: 827-837.
- MONTESANTO G., 2015 – *A fast GNU method to draw accurate scientific illustrations for taxonomy*. - *ZooKeys*, 515: 191-206.
- PAOLI P., FERRARA F., TAITI S., 2002 – *Morphology and evolution of the respiratory apparatus in the family Eubelidae (Crustacea, Isopoda, Oniscidea)*. - *J. Morphol.*, 253: 272-289.
- ŘEZÁČ M., PEKÁR S., LUBIN Y., 2008 – *How oniscophagous spiders overcome woodlouse armour*. - *J. Zool.*, 275: 64-71.
- SCHMALFUSS H., 1984 – *Eco-morphological strategies in terrestrial isopods*. - *Symp. zool. Soc. Lond.*, 53: 49-63.
- SCHMALFUSS H., 1989 – *Phylogenetics in Oniscidea*. - *Monitore zool. ital., N. S., Monogr.* 4: 3-27.
- SCHMIDT C., 2008 – *Phylogeny of the terrestrial Isopoda (Oniscidea): a review*. - *Arthropod Syst. Phylo.*, 66: 191-226.
- SCHMIDT C., WÄGELE J., 2001 – *Morphology and evolution of respiratory structures in the pleopod exopodites of terrestrial Isopoda (Crustacea, Isopoda, Oniscidea)*. - *Acta Zool.*, 82: 315-330.
- SFENTHOIRAKIS S., TAITI S., 2015 – *Patterns of taxonomic diversity among terrestrial isopods*. In: *Trends in Terrestrial Isopod Biology*, Taiti S., Hornung E., Štrus J., Bouchon D. Ed. - *ZooKeys*, 515: 13-25.
- TABACARU I., DANIELOPOL D., 1996 – *Phylogénie des isopodes terrestres*. *C. R. Acad. Sci., Ser. III, Sciences de la Vie*, 319: 71-80.
- TAITI S., 2004 – *Crustacea: Isopoda: Oniscidea (woodlice)*. In: *Encyclopedia of Caves and Karst Science*, Gunn J. Ed., Routledge, New York, pp. 265-267.
- TAITI S., FERRARA F., 2004 – *The terrestrial Isopoda (Crustacea: Oniscidea) of the Socotra Archipelago*. - *Fauna Arabia*, 20: 211-325.
- TAITI S., HUMPHREYS W., 2001 – *New aquatic Oniscidea (Crustacea: Isopoda) from groundwater calcretes of Western Australia*. - *Rec. west. Australian Mus., Suppl.* 64:133-151.
- TAITI S., PAOLI P., FERRARA F., 1998 – *Morphology, biogeography, and ecology of the family Armadillidae (Crustacea, Oniscidea)*. - *Israel J. Zool.*, 44: 291-301.
- TAITI S., XUE Z., 2012 – *The cavernicolous genus Trogloniscus nomen novum, with descriptions of four new species from southern China (Crustacea, Oniscidea, Stytoniscidae)*. - *Trop. Zool.*, 25:183-209.
- VANDEL A., 1952 – *Étude des isopodes terrestres récoltés au Vénézuëla par le Dr. G. Marcuzzi suivie de considérations sur le peuplement du Continent de Gondwana*. - *Mem. Mus. civ. Stor. nat. Verona*, 3: 59-203.
- WILLIAMS E.C., 1941 – *An ecological study of the floor fauna of the Panama Rain Forest*. - *Bull. Chicago Acad. Sci.*, 6 (4): 63-124.
- WoRMS, 2018 – *Isopoda*. <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=1131> consultato il 10.II.2018.

LA CONSERVAZIONE DELL'ARANEOFAUNA IN ITALIA E IN EUROPA

FILIPPO MILANO (*) - PAOLO PANTINI (**) - STEFANO MAMMOLA (*) - MARCO ISAIA (*)¹

(*) Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università di Torino

(**) Museo Civico di Scienze Naturali "E. Caffi", Bergamo

¹Corresponding author: marco.isaia@unito.it

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda "Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi". Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 16 giugno 2017.

Spider conservation in Italy and Europe

Spiders are an important group of terrestrial invertebrates, that colonized virtually all available habitats on Earth. Despite their ecological importance and their diversity – so far more than 47000 spider species have been described, – spiders are still under-represented in conservation policies and conservation biology, especially compared to other invertebrate groups. Considering the international legislation, only one species (*Macrothele calpeiana*) is listed in the Bern Convention and in the Habitats Directive and only 20 species are reported in the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES), none of which is naturally occurring in Europe. In addition, the risk of extinction of 199 species have been assessed by the International Union of Conservation of Nature (IUCN), 10 of which occurs in Europe. We report a brief overview on spider conservation in Europe, including an outline on the available European Red Lists. We provide a particular focus on the conservation of spiders in Italy, with reference to the species cited by the international legislation (*Macrothele calpeiana*), the Italian regional legislation (*Dolomedes plantarius* and *Argyroneta aquatica*) and the IUCN Red List (*D. plantarius*, *Hasarius adansoni*, *Vesubia jugorum* and *Pimoida delphinica*). In view of the remarkable diversity of the Italian fauna, we conclude that the current conservation of spiders in Italy is largely inadequate.

KEY WORDS: Araneae, IUCN, Red List, legislation, extinction risk

ARANEOFAUNA E CONSERVAZIONE

Nel contesto attuale, la conservazione della biodiversità assume un ruolo fondamentale nel limitare l'impatto dei cambiamenti antropogenici sugli ecosistemi e sugli organismi biologici. Tuttavia, la conoscenza della diversità biologica globale e del tasso di scomparsa delle specie è ancora molto limitata, in particolar modo quella inerente gli invertebrati. Rispetto ad altri organismi, vertebrati *in primis*, gli invertebrati sono interessati da un tasso di estinzione potenzialmente più alto e dalla presenza relativa di un maggiore numero di specie minacciate (CARDOSO *et al.*, 2011). Ciò nonostante, i programmi di conservazione dedicati agli invertebrati, siano essi implementati a livello regionale, nazionale o internazionale, sono relativamente scarsi. Ad ulteriore conferma, la gran parte degli studi inerenti gli effetti ecologici del cambiamento climatico, interessa primariamente gruppi ben conosciuti e poco cospicui dal punto di vista tassonomico, a discapito di microrganismi e invertebrati, che dominano la biodiversità globale in termini di ricchezza di specie e di biomassa (CARDOSO *et al.*, 2011).

I ragni (Arachnida, Araneae) sono uno dei più importanti gruppi di invertebrati terrestri per abbondanza, diversità, ruolo ecologico e storia evolutiva (CARDOSO *et al.*, 2011; JOCQUÉ *et al.*, 2013). Si tratta di un gruppo fortemente diversificato, le cui origini vengono fatte

risalire al Devoniano (SELDEN *et al.*, 1991; SHEAR *et al.*, 1989). Essi sono stati rinvenuti ovunque sulla Terra, dalle isole dell'Artico alle regioni desertiche. Sono particolarmente abbondanti nelle aree ricche di vegetazione, ma sono tuttavia presenti anche in ecosistemi estremi a bassa produttività quali deserti di sabbia, grotte e ambienti cacuminali. Non è un'esagerazione affermare che i ragni abbiano conquistato tutte le possibili nicchie ecologiche terrestri inclusa l'acqua dolce (TURNBULL, 1973). Essi sono inoltre organismi fondamentali nella protezione degli agroecosistemi da organismi nocivi (KING e HARDY, 2013), e la loro tela e il loro veleno costituiscono un'importante fonte di ispirazione per la bioingegneria (HEIM *et al.*, 2009) e la medicina (CORZO e ESCOBAR, 2003; KING e HARDY, 2013; SOLLOD *et al.*, 2005). Le interazioni tra ragni e ambiente, e in particolare le risposte che le diverse specie mostrano di fronte al cambiamento climatico, sono state indagate in maniera approfondita soltanto negli ultimi decenni, connotando i ragni come organismi modello molto stimolanti per questo tipo di studi (KREHENWINKEL e TAUTZ, 2013; LEROY *et al.*, 2013, 2014; MAMMOLA *et al.*, 2017a; MAMMOLA e ISAIA, 2017).

Rispetto ad altri *taxa* di invertebrati, i ragni figurano tra i gruppi meno studiati, e, di conseguenza, meno considerati in materia di conservazione. Sebbene rivestano un ruolo ecologico importante negli ecosi-

stemi terrestri e risentano sensibilmente dell'impatto dell'attività umana sugli equilibri naturali, essi hanno da sempre ricevuto poca attenzione da parte della comunità scientifica internazionale impegnata nella conservazione biologica, e ancor meno da quella europea e quella italiana.

A titolo di esempio, delle 4458 specie di ragni presenti in Europa (NENTWIG *et al.*, 2017), soltanto per una decina è stata condotta una valutazione del rischio di estinzione secondo i criteri della *International Union for Conservation of Nature* (IUCN). Per fornire un termine di paragone con altri gruppi di invertebrati a livello europeo, poco più del 90% dei lepidotteri diurni mediterranei sono valutati secondo i criteri IUCN (NUMA *et al.*, 2016), una quota che sale ulteriormente nel caso degli odonati, con il 97% di specie valutate in Europa (134 su 138 specie totali, KALKMAN *et al.*, 2010).

I RAGNI NELLA LEGISLAZIONE INTERNAZIONALE

Ad oggi, l'ordine Araneae annovera più di 47000 specie nel mondo (World Spider Catalog - WSC, 2017), 4458 delle quali presenti in Europa (NENTWIG *et al.*, 2017). Una biodiversità notevole, la cui complessità è ancora scarsamente conosciuta, e i cui meccanismi di risposta alla pressione antropica rimangono pressoché ignoti. A fronte di tale ricchezza, gli sforzi a livello internazionale per la tutela e la conservazione dell'araneofauna appaiono ampiamente inadeguati e limitati ad un numero esiguo di specie, menzionate in atti normativi di carattere conservazionistico generale (Convenzione di Berna, Direttiva Habitat, CITES) e nella Lista Rossa delle specie minacciate della IUCN.

Convenzione di Berna

La Convenzione di Berna, o Convenzione per la conservazione della vita selvatica e dei suoi biotopi in Europa (*Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats*) elaborata nel 1979 e resa effettiva nel 1982, è il primo atto di legislazione internazionale che pone l'attenzione sulla conservazione dell'araneofauna.

Macrothele calpeiana (Walckenaer, 1805) (Araneae, Macrothelidae) è l'unica specie di ragno che figura formalmente tra quelle "rigorosamente protette" (Appendice II). Si tratta di una specie endemica della porzione meridionale della penisola iberica, unico rappresentante europeo insieme alla congenerica *M. cretica* Kulczynski, 1903, della famiglia Macrothelidae. Secondo il testo della Convenzione, la frammentazione e la distruzione dei boschi di quercia da sughero in Spagna, ai quali *M. calpeiana* si ritiene significativamente associata, ne ha determinato l'inclusione tra le specie rigorosamente protette.

Direttiva Habitat

Oltre a figurare in Convenzione di Berna, *Macrothele calpeiana* è l'unica specie di ragno menzionata nella Direttiva 92/43/CEE "Habitat", approvata dalla Commissione Europea nel 1992 con lo scopo di promuovere la salvaguardia della biodiversità mediante la conservazione degli habitat naturali e seminaturali, della flora e della fauna selvatiche. Nello specifico, la specie è riportata nell'Allegato IV tra le specie animali di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa.

CITES

Firmata a Washington nel 1973 ed entrata in vigore a partire dal 1975 con lo scopo di regolamentare e monitorare il commercio internazionale delle specie selvatiche, la Convenzione sul commercio internazionale delle specie di fauna e flora selvatiche minacciate di estinzione (*Convention on International Trade in Endangered Species*, CITES) si occupa del commercio di esemplari vivi o morti, o parti di essi, o prodotti da essi derivanti, al fine di impedire lo sfruttamento commerciale delle specie in pericolo di estinzione. Per quanto riguarda i ragni sono elencate in Appendice II *Aphonopelma albiceps*, *A. pallidum* e tutte le specie ascritte al genere *Brachypelma*, che attualmente ammontano a 18 (WSC, 2017). Per queste specie, il commercio è permesso solo su autorizzazione dell'organo di gestione preposto, mediante rilascio di un permesso di esportazione, mentre non si rende necessario il rilascio di licenze d'importazione. Si tratta di specie di migali centro e nordamericane appartenenti alla famiglia Theraphosidae, tutte di grandi dimensioni, particolarmente apprezzate come animali da terrario per via delle vivaci colorazioni e del temperamento generalmente docile. *Brachypelma smithi* (F.O. Pickard-Cambridge, 1897), fu la prima specie ad essere inserita, nel 1985, in CITES. Si tratta di un migalomorfo di notevoli dimensioni, diffuso nelle regioni desertiche del Messico. Successivamente a causa dell'aumento della richiesta di migali come animali da compagnia e del conseguente crescente interesse commerciale per questi animali, a partire dal 1994 altri *taxa* sono entrati in convenzione CITES anche se il numero di specie che beneficia di protezione internazionale appare di gran lunga inferiore rispetto al reale numero di specie sfruttate commercialmente.

La Lista Rossa IUCN

L'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN) è la prima organizzazione mondiale ad essersi occupata di conservazione delle specie e ad oggi rappresenta una delle principali autorità in materia di ambiente e sviluppo sostenibile, nonché la prima organizzazione internazionale

ad interessarsi di conservazione dei ragni. L'*IUCN Invertebrate Red Data Book* (WELLS *et al.*, 1983) riporta per la prima volta un elenco di specie di ragni protetti (sei specie ascrivibili alle famiglie Theraphosidae, Linyphiidae e Lycosidae), accompagnato da una valutazione del loro stato di conservazione. Qualche anno dopo, la stessa IUCN pubblica la prima Lista Rossa di animali minacciati (*IUCN Red List of Threatened Animals*, IUCN Conservation Monitoring Service, 1986) nella quale il numero di specie valutate sale a 18.

La Lista Rossa IUCN rappresenta l'approccio più comprensivo e obiettivo alla valutazione dello *status* di conservazione e dei rischi di estinzione delle specie. Essa costituisce quindi un indicatore critico dello stato di salute della biodiversità globale. Sebbene non rappresenti un riferimento legislativo e di per sé non conferisca protezione legale, l'inserimento di una specie in una categoria di rischio della Lista Rossa IUCN evidenzia la necessità di mettere in atto misure di tutela, conservazione e monitoraggio del rischio di estinzione nel tempo.

Ad oggi, il numero di specie elencate nella Lista Rossa IUCN delle specie minacciate è pari a 199: tre sono valutate come estinte (*Extinct*), 133 rientrano all'interno in una delle categorie di minaccia (*Critically endangered*, *Endangered*, *Vulnerable*) e delle restanti 63, 48 sono considerate a rischio minore (*Near Threatened* e *Least Concern*) e per 15 mancano dati sufficienti a operarne una corretta valutazione (*Data Deficient*). Le principali fonti di pressione sono rappresentate dalla perdita, degradazione e trasformazione dell'habitat, dall'introduzione di specie aliene invasive e, in misura minore, dal cambiamento climatico.

Gran parte delle specie incluse nella Lista Rossa IUCN è distribuita in Africa sub-sahariana, e più della metà si rinviene negli ecosistemi insulari delle Isole Seychelles. Questo peculiare sbilanciamento geografico è riconducibile all'alacre opera di valutazione della fauna delle Seychelles da parte di GERLACH (2014). Delle 199 specie citate dalla Lista Rossa IUCN, quelle presenti in Europa sono soltanto 10; di queste, cinque necessitano di aggiornamenti rispetto all'ultima valutazione operata, risalente al 1996.

In tempi recenti, un interessante strumento sviluppato per agevolare la valutazione delle specie secondo i criteri IUCN, è stato messo a disposizione dei biologi conservazionisti (CARDOSO *et al.*, 2016). Il profilo di conservazione delle specie (*species conservation profile*), è un *template* pubblicato dalla rivista *Biodiversity Data Journal* che facilita l'elaborazione dei parametri necessari alla corretta valutazione del rischio di estinzione delle specie, e un più speditivo inserimento dei dati nel sistema

online SIS (*IUCN Species Information Service Toolkit*), dedicato alla revisione e ufficializzazione della valutazione. L'idea alla base di questo strumento è quella di incrementare il numero di specie valutate a fronte del basso numero di valutazioni ad oggi realizzate. Per quanto concerne l'Europa, grazie a questo strumento nel corso di meno di due anni è stato pubblicato il profilo di conservazione di tutte le 56 specie endemiche di Madeira e delle Isole Selvagge (Portogallo) (CARDOSO *et al.*, 2017), per una rara specie di grotta delle Azzorre (BORGES *et al.*, 2016) e per due specie endemiche delle Alpi Occidentali (MAMMOLA *et al.*, 2016c, 2017b).

Le specie riportate in Lista Rossa IUCN presenti sul territorio italiano sono due: *Hasarius adansoni* (Audouin, 1826), specie cosmopolita fortemente adattabile inserita nella categoria a rischio minore (*Least Concern*) (GERLACH, 2014) e *Dolomedes plantarius* (Clerck, 1757), specie legata in modo significativo alle aree umide, valutata come *Vulnerable* (WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE, 1996) in relazione al progressivo degrado dell'habitat in cui vive. Per altre due specie presenti in Italia, *Vesubia jugorum* (Simon, 1881) e *Pimoida delphinica* Mammola, Hormiga & Isaia, 2016, sono stati pubblicati i profili di conservazione delle specie redatti secondo i criteri IUCN (MAMMOLA *et al.*, 2016c, 2017b). La valutazione di *V. jugorum* è già stata implementata nel sistema online SIS, e verrà formalmente inclusa in Lista Rossa nel 2018. Per quanto riguarda *P. delphinica*, la valutazione del rischio e l'assegnazione della relativa categoria è in corso d'opera.

I RAGNI NELLA LEGISLAZIONE A CARATTERE NAZIONALE IN EUROPA

A livello europeo la conservazione dei ragni è promossa dalla compilazione di Liste Rosse di carattere sovranazionale, nazionale o regionale, redatte o meno sulla base dei criteri IUCN. In accordo con la terminologia IUCN, nella maggior parte dei casi si tratta di Liste Rosse redatte secondo criteri specificamente indicati dalla IUCN per ambiti territoriali circoscritti, indicate di seguito come "Liste Rosse Regionali IUCN". In alcuni casi tuttavia, diversi Stati hanno pubblicato Liste Rosse sulla base di criteri non strettamente riconducibili alle linee guida IUCN, indicate di seguito genericamente come "Liste Rosse". In parallelo, alcuni stati si sono forniti di specifici atti normativi inerenti la protezione della natura, che coinvolgono in sparuti casi anche i ragni. Forniamo qui di seguito una panoramica non esaustiva delle misure conservazionistiche implementate nei principali paesi europei.

Le Liste Rosse in Europa

Il primo Stato a fornirsi di una Lista Rossa è la Germania, con la pubblicazione nel 1984 della “*Rote Liste der Spinnen (Araneae)*” (HARMS, 1984). Ad oggi la Lista Rossa tedesca riporta la valutazione di 971 specie, a fronte delle 992 segnalate per il territorio nazionale (BLICK *et al.*, 2016). A corredo della Lista Rossa, compaiono poi varie liste delle specie minacciate relative ai diversi *Länder* tedeschi (BLICK e SCHEIDLER, 2003; BUCHHOLZ *et al.*, 2010; FINCH, 2004; HIEBSCH e TOLKE, 1996; KIELHORN, 2017; LEMKE *et al.*, 2013; MARTIN, 2012; NÄHRIG *et al.*, 2003; PLATEN *et al.*, 1999; SACHER e PLATEN, 2004; SANDER *et al.*, 2001).

Nel Regno Unito il primo atto normativo sulla conservazione degli invertebrati risale al 1981, con l’approvazione del *Wildlife and Countryside Act*, promulgato in sostituzione dei *Protection of Birds Acts* del 1954 e del 1967 e del *Conservation of Wild Creatures and Wild Plants Act* del 1975. Il *Wildlife and Countryside Act* garantisce, tra le altre cose, la protezione delle specie autoctone, in particolar modo di quelle ritenute minacciate, e al tempo stesso il controllo e la limitazione sull’introduzione di specie alloctone. Nell’elenco delle specie sono riportate due specie appartenenti all’ordine Araneae: *Dolomedes plantarius* (Clerck, 1757) ed *Eresus kollari* Rossi, 1846 [= *Eresus niger* (Petagna, 1787)]. Tuttavia solo nel 1991 la fauna araneica viene considerata all’interno del *British Red Data Book* (BRATTON, 1991), con l’inclusione di 86 specie, ognuna delle quali fornita di una relativa scheda informativa e inserita in una categorizzazione precedente alla redazione delle Categorie e Criteri IUCN. Di queste specie, 22 vengono incluse nella categoria *Endangered*, 26 nella categoria *Rare* e sette nella categoria *Insufficiently Known*. Diverse specie di ragni sono riportate anche all’interno dell’*UK Biodiversity Action Plan* (UK BAP), pubblicato tra il 1994 e il 1999 in risposta alla Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD, *Convention on Biological Diversity*) del 1992 e successivamente aggiornato nel 2007, all’interno del quale vengono descritte le risorse biologiche del Regno Unito e vengono forniti dei piani dettagliati per la loro conservazione (BIODIVERSITY REPORTING AND INFORMATION GROUP, 2007; UK BIODIVERSITY STEERING GROUP, 1999). Ad oggi, tutte le 664 specie note in Gran Bretagna sono state valutate secondo i criteri IUCN (HARVEY *et al.*, 2017; MERRETT *et al.*, 2014).

Per quanto riguarda la Francia, non esiste una lista ufficiale riportante lo stato di conservazione delle specie di ragni, e l’unica specie sottoposta a protezione è *Caribena versicolor* (Walckenaer, 1837) appartenente alla famiglia Theraphosidae, protetta nel territorio d’oltremare francese di Martinica dalla legge

nazionale francese sulla protezione della natura del 10 luglio 1976.

Per il Belgio, è presente una lista delle specie minacciate che valuta le 604 specie note per la regione delle Fiandre (MAELFAIT *et al.*, 1998) secondo un approccio che integra i criteri IUCN e quelli implementati in Germania per la definizione del rischio di estinzione. A livello nazionale, è presente una legge del 1980 in materia di conservazione della fauna selvatica, che riporta quattro specie: *Argiope bruennichi* (Scopoli, 1772), *Argyroneta aquatica* (Clerck, 1757), *Atypus affinis* Eichwald, 1830 e *Dolomedes fimbriatus* (Clerck, 1757).

In Repubblica Ceca è stato valutato lo stato di conservazione secondo i criteri IUCN per tutte le 879 specie di ragni note per il Paese, tra cui 27 specie sono state incluse nella categoria *Regional Extinct* (RE), 92 nella categoria *Critically Endangered*, 115 nella categoria *Endangered*, 155 nella categoria *Vulnerable*, e 121 nella categoria *Least Concern* (ŘEZÁČ *et al.*, 2015).

Segue la Slovacchia, con 423 specie a fronte di un numero complessivo di 952 note per il territorio nazionale, valutate secondo criteri IUCN adattati alla situazione locale (GAJDOŠ e SVATOŇ, 2001; NENTWIG *et al.*, 2017).

La Polonia conta 267 specie valutate in Lista Rossa Regionale IUCN (STAREGA *et al.*, 2002).

Esiste inoltre una Lista Rossa Regionale IUCN di ragni a carattere sovranazionale, che interessa l’intera catena montuosa dei Carpazi, e che valuta le specie della fauna dei diversi Paesi interessati, quali Repubblica Ceca, Ungheria, Polonia, Ucraina, Romania e Serbia. La lista riporta 1067 specie di ragni, circa il 22% della diversità europea (GAJDOŠ *et al.*, 2014).

L’Austria al momento manca di una Lista Rossa riguardante i ragni. È tuttavia presente una Lista Rossa della fauna araneica della Carinzia, il più meridionale tra i *Bündensländer* dell’Austria, nella quale sono state valutate 186 specie su 611 note per la regione, circa il 30% (KOMPOSCH e STEINBERGER, 1999).

La situazione appare diversa per i Paesi della penisola scandinava, con una percentuale nettamente minore di specie valutate rispetto al numero di specie totali note. La Norvegia ad esempio elenca in Lista Rossa Regionale IUCN 67 specie (HENRIKSEN e HILMO, 2015) e la Svezia 44 (WESTLING, 2015). La Finlandia riporta in Lista Rossa, soltanto 38 specie (RASSI *et al.*, 1992).

Non appare migliore la situazione nei Paesi che si affacciano sul Mediterraneo che, nonostante la maggiore ricchezza in numero di specie rispetto ai Paesi dell’Europa centrale e settentrionale, riportano un numero ancor più basso di specie. Per la Spagna ad esempio, la “*Lista Roja de Invertebrados Actualizada*”, redatta secondo i criteri IUCN da VERDÚ e GALANTE (2009), riporta soltanto 10 specie, su un totale di 1213

specie presenti sul territorio nazionale (CARDOSO e MORANO, 2010).

LA CONSERVAZIONE DEI RAGNI IN ITALIA

In assenza di atti normativi specifici nazionali, le uniche specie sottoposte formalmente a protezione sono *Macrothele calpeiana*, citata dalla Convenzione di Berna e dalla Direttiva Habitat, e *Argyroneta aquatica* e *Dolomedes plantarius*, citati dalla normativa regionale lombarda sulla tutela e la conservazione della piccola fauna.

Nessuna delle specie riportate in CITES è presente in Italia in ambiente naturale.

Le specie presenti in Italia citate dalla Lista Rossa IUCN sono *Dolomedes plantarius* (*Vulnerable*), *Hasarius adansoni* (*Least Concern*) e due specie di prossima inclusione in Lista Rossa IUCN: *Vesubia jugorum*, il cui inserimento nella categoria *Endangered* è già stato approvato, e *Pimoa delphinica*, attualmente in fase di valutazione.

A livello nazionale non esiste alcun riferimento normativo alla conservazione delle specie autoctone di ragni. L'unico testo di legge che cita in modo diretto i ragni è la Legge 213 del 1° agosto 2003, riguardante il divieto di commercio e detenzione di aracnidi ritenuti potenzialmente pericolosi per l'uomo, in grado cioè di “*arrecare, con la loro azione diretta, effetti mortali o invalidanti per l'uomo o che comunque possono costituire pericolo per l'incolumità pubblica*”. Mancando tuttavia un regolamento attuativo e un elenco allegato di specie ritenute pericolose, la legge si delinea fortemente lacunosa e inadeguata allo scopo prefissato, oltre che facilmente prestabile a interpretazione non oggettiva e confusione negli organi preposti al controllo che la rendono, di conseguenza, sostanzialmente inapplicabile.

L'unico riferimento a “specie minacciate” di ragni italiani si ritrova nel “Contributo per un ‘Libro Rosso’” di GROPPALI e PRIANO (1992), che riporta un elenco di 27 specie, corredato da un parere sullo stato di conservazione che si traduce in sei categorie di minaccia (*vulnerabile, minacciata, rarissima, rara, endemica, parzialmente minacciata*) assegnate “*sulla base della letteratura disponibile, sulle informazioni fornite da numerosi studiosi e sulle conoscenze personali degli autori*”. Come specificato nella prefazione, lo scopo degli autori è stato quello di fornire una base conoscitiva preliminare, da approfondire in un secondo tempo alla luce dell'acquisizione di ulteriori dati ed informazioni, così da poter fornire per ognuna delle specie indicate una futura valutazione oggettiva del rischio di estinzione secondo i criteri IUCN.

A livello regionale poche sono le leggi preposte alla protezione della fauna invertebrata (BALLERIO, 2008),

e solo per la Regione Lombardia si trovano riferimenti normativi espliciti ai ragni. Con la Legge Regionale 31 marzo 2008, n. 10 “Disposizioni per la tutela e la conservazione della piccola fauna, della flora e della vegetazione spontanea” la Regione Lombardia si propone di salvaguardare la piccola fauna e la flora tutelandone le specie, le popolazioni e gli individui, e proteggendone i relativi habitat (Art. 1 comma 2a). Secondo questa legge nel termine “piccola fauna” rientrano l'insieme delle specie animali autoctone della Lombardia con l'esclusione dei vertebrati omeotermi e dei pesci (Art. 2 comma 1).

Gli appositi elenchi sono approvati dalla Giunta regionale, che verifica e aggiorna con periodicità di norma triennale quello delle comunità e delle specie di invertebrati da proteggere (Art. 1 comma 3) ovvero le comunità di invertebrati minacciate di estinzione o comunque a rischio di rarefazione e le tutela vietando l'alterazione e la distruzione dei loro habitat (Art. 3 comma 1). La Regione tutela inoltre tutte le specie endemiche lombarde (Art. 3 comma 2) e qui già è possibile individuare diverse specie, come riportato da ISAIA *et al.* (2007). Per tali specie sono vietate la cattura e la detenzione a qualsiasi fine, l'uccisione volontaria, il danneggiamento dei nidi, la distruzione degli stadi larvali e l'alterazione dell'habitat. Gli interventi agronomici, forestali e di gestione naturalistica sono di norma permessi se non costituiscono una seria minaccia per la conservazione delle loro popolazioni.

L'elenco delle comunità e delle specie da proteggere è stato pubblicato con D.g.r. 24 luglio 2008 - n. 8/773, tra le 15 specie di invertebrati di interesse regionale figurano *Argyroneta aquatica* e *Dolomedes plantarius*. Sono inoltre indicati in modo generico gli invertebrati troglobi e gli invertebrati dei prati aridi, di brughiera e delle oasi xerotermiche tra i quali vi sono certamente numerose specie di Araneae.

Di rilievo è la presenza, a livello subregionale, di una Lista Rossa dei ragni minacciati per la provincia autonoma di Bolzano - Alto Adige, che rappresenta “*un elenco di specie che vivono in biotopi minacciati e dovrebbe essere presa come base di partenza per ulteriori indagini*” (NOFLATSCHER, 1994). Tale Lista Rossa, oltre a proporre una classificazione delle specie in categorie di minaccia, fornisce un riferimento alle cause di minaccia, ai biotopi e alle esigenze ecologiche delle diverse specie riportate.

LE SPECIE TARGET

Riportiamo per le sei specie sopra citate alcune informazioni inerenti lo stato delle conoscenze in Italia e alcune informazioni generiche sulla loro morfologia, ecologia, distribuzione e conservazione (Fig. 1).

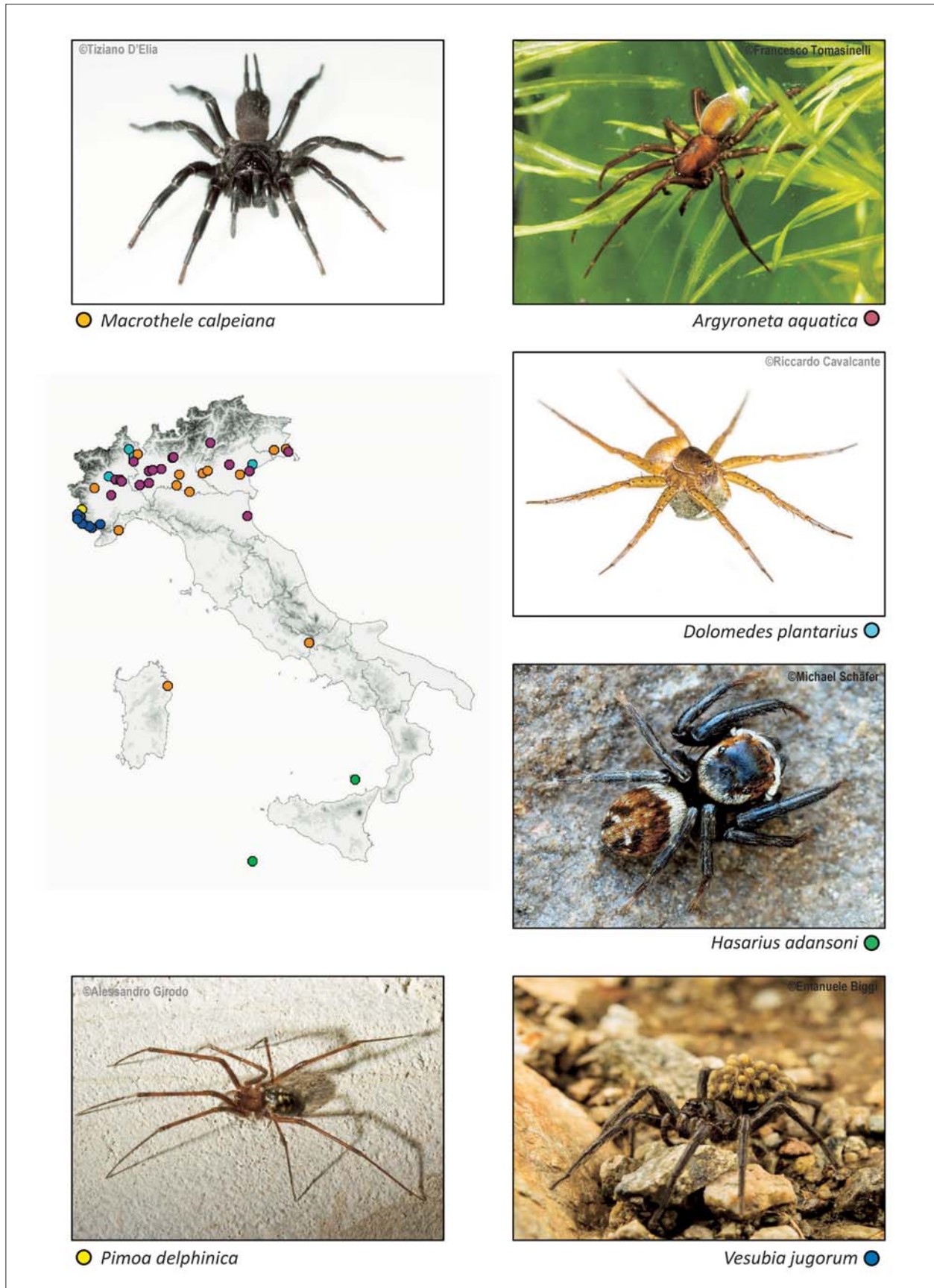


Fig. 1 – Le specie di ragni *target* della conservazione in Italia: *Macrothele calpeiana* (Walckenaer, 1805) [Crediti fotografici: Tiziano D'Elia]; *Argyroneta aquatica* (Clerck, 1757) [Crediti fotografici: Francesco Tomasinelli – www.ispoda.net]; *Dolomedes plantarius* (Clerck, 1757) [Crediti fotografici: Riccardo Cavalcante]; *Hasarius adansoni* (Audouin, 1826) [Copyright Michael Schäfer – www.KleinesGanzGross.de]; *Vesubia jugorum* (Simon, 1881) [Crediti fotografici: Emanuele Biggi – www.anura.it]; *Pimoa delphinica* Mammola, Hormiga & Isaia, 2016 [Crediti fotografici: Alessandro Girodo – www.flickr.com/photos/alessandrogirodo].

***Macrothele calpeiana* (Walckenaer, 1805)**

*Protetta dalla Convenzione di Berna
e dalla Direttiva Habitat.*

Specie nominale del genere *Macrothele*, *M. calpeiana* è uno dei più grandi ragni d'Europa, con una dimensione corporea media di 35 mm (ARNEDO e FERRÁNDEZ, 2007). Gli individui sono caratterizzati da una colorazione nero-bruna con numerose strie scure sul carapace che si irradiano dalla fovea e con sfumature bruno-violacee sull'opistosoma più chiaro. La specie si contraddistingue per la presenza di lunghe ed evidenti filiere posteriori laterali (SNAZELL, 1986) e per la costruzione di caratteristiche tele a imbuto tra fessure, pietre e cortecce, con la porzione aerea che si estende a formare una piattaforma di cattura (GALLON, 1994).

M. calpeiana presenta una distribuzione frammentata, pressoché limitata alla regione sudorientale della Penisola iberica, dove si rinviene per lo più in pinete e in boschi di quercia da sughero di gran parte dell'Andalusia, della porzione meridionale dell'Extremadura, Gibilterra e Ceuta (ARNEDO e FERRÁNDEZ, 2007; FERRÁNDEZ e FERRÁNDEZ DE CÉSPEDES, 2001).

L'originaria inclusione di *M. calpeiana* nell'Appendice II della Convenzione di Berna è basata sulla sua stretta associazione con i boschi di quercia da sughero, ambienti sottoposti a un rapido tasso di distruzione a seguito del disboscamento e dello sviluppo urbano. Lo stretto legame con questi boschi della Spagna meridionale, ne ha suggerito la vulnerabilità a fronte di una possibile degradazione dell'habitat (COLLINS e WELLS, 1987; SNAZELL, 1986; SNAZELL e ALLISON, 1989).

Tuttavia, nel corso del tempo, sono state mosse numerose critiche in merito alla vulnerabilità della specie e al presunto ruolo di bioindicatore dei boschi di *Quercus suber* (VAN HELSDINGEN, 1993a; VAN HELSDINGEN e DECAE, 1992). Successive ricerche condotte per valutare lo stato di conservazione della specie, hanno confermato che *M. calpeiana* è ampiamente diffusa anche in habitat antropizzati, un dato che mette in discussione la presunta ristrettezza delle sue esigenze ecologiche (FERRÁNDEZ e FERRÁNDEZ DE CÉSPEDES, 1996, 2001). Gli stessi autori suggeriscono però che in relazione alla distribuzione fortemente frammentata sarebbero comunque opportune misure di conservazione atte a limitare l'isolamento genetico delle popolazioni naturali. La frammentazione della distribuzione di *M. calpeiana* sarebbe il risultato di una dinamica di espansione e regressione della specie in relazione alla storia paleoclimatica della regione di cui è endemica, e sarebbe correlata con la ridotta capacità di dispersione degli individui (ARNEDO e FERRÁNDEZ,

2007; JIMÉNEZ-VALVERDE e LOBO, 2007; SANTOS LOBATÓN, 1996).

Recentemente, la specie è stata osservata ben al di fuori del suo areale, con individui isolati rinvenuti nel resto della Spagna (BELLVERT e ARNEDO, 2016; CORRAL e FERRÁNDEZ, 2007), in Nord Africa (FERRÁNDEZ e FERRÁNDEZ DE CÉSPEDES, 2001), e in diversi Paesi europei, tra cui Italia, Svizzera, Belgio e Olanda (BELLVERT e ARNEDO, 2016; JIMÉNEZ-VALVERDE *et al.*, 2011; PANTINI e ISAIA, 2008; PANTINI *et al.*, 2016). La tendenza della specie a costruire la tela e trovare riparo negli anfratti del terreno, alla base dei tronchi e tra le radici (SANTOS LOBATÓN, 1996), permette di individuare nell'esportazione di olivi ornamentali dalla Spagna l'agente veicolante della diffusione in aree lontane dal range geografico della specie (CORRAL e FERRÁNDEZ, 2007; FERRÁNDEZ e FERRÁNDEZ DE CÉSPEDES, 2001; PANTINI e ISAIA, 2008). Le rilevanti dimensioni degli individui contribuirebbero alla loro sopravvivenza durante il trasporto, aumentandone la tolleranza alle variazioni di temperatura e umidità (KOBELT e NENTWIG, 2008).

In Italia, la prima segnalazione accertata della specie risale al 2004, con l'individuazione di un esemplare maschio rinvenuto in un giardino privato nei pressi di Verona. Successivamente, nel 2007, la presenza di un altro esemplare è stata riportata in ambiente urbano nella provincia di Bergamo (PANTINI e ISAIA, 2008). Da allora, le segnalazioni per la specie si sono fatte via via più frequenti sul territorio nazionale, con ritrovamenti in Piemonte, Liguria, Friuli Venezia Giulia, Lazio e Sardegna (PANTINI e ISAIA, 2010; PANTINI *et al.*, 2016).

Sebbene non vi siano prove di acclimatazione della specie in Italia, l'impatto ecologico di *M. calpeiana* sulle nuove località nelle quali è stata rinvenuta, nonché la diffusione della specie al di fuori del suo areale originario, destano preoccupazioni, in particolare modo in riferimento agli effetti del morso, decisamente doloroso ma non considerato pericoloso per l'uomo, e alla possibilità di colonizzazione delle aree verdi pubbliche e private e il conseguente incontro con l'uomo (PANTINI e ISAIA, 2008).

***Argyroneta aquatica* (Clerck, 1757)**

*Protetta dalla Legge Regionale lombarda
sulla tutela e la conservazione della piccola fauna.*

Come suggerisce il nome, *Argyroneta aquatica*, comunemente nota come ragno palombaro, è la sola specie dell'ordine Araneae a condurre l'intero ciclo biologico sott'acqua (SEYMOUR e HETZ, 2011). Gli individui presentano prosoma e arti bruni, mentre l'opistosoma è ricoperto da una fitta peluria grigia. La specie è caratterizzata da un insolito dimorfismo

sessuale, con gli esemplari di sesso maschile di dimensioni maggiori rispetto alle femmine. La specie predilige acque calme, ricche di vegetazione e caratterizzate da un'elevata presenza di prede, principalmente larve di invertebrati acquatici (MAMMOLA *et al.*, 2016a; SEYMOUR e HETZ, 2011).

La specie costruisce una tela orizzontale tra la vegetazione acquatica, dove trasporta delle bolle d'aria che raccoglie mediante periodiche emersioni in superficie, che fanno curvare la tela conferendole la caratteristica forma a campana (MASUMOTO *et al.*, 1998a). La presenza di setole idrofobiche su opistosoma e porzione ventrale del prosoma permette al ragno di trattenere intorno al corpo uno strato d'aria, che ne consente la respirazione in immersione e il trasporto delle riserve d'aria sott'acqua, conferendo agli individui un caratteristico riflesso argenteo, da cui il nome del genere *Argyroneta* (dal Greco ἀργυρος = argento) (FOELIX, 2011; LEVI, 1967; MESSNER e ADIS, 1995).

L'areale italiano della specie è incentrato sulla Pianura Padana, dove è nota ad oggi in 19 località, di cui circa la metà riferite a dati bibliografici antecedenti gli anni '50 e non più riconfermati (MAMMOLA *et al.*, 2016a).

A livello normativo, *A. aquatica* figura solamente nella Legge Regionale lombarda sulla tutela e la conservazione della piccola fauna. Si ritiene che la specie sia particolarmente sensibile all'inquinamento delle acque e alle modificazioni delle aree umide (MASUMOTO *et al.*, 1998b; SEYYAR *et al.*, 2010). Modelli distributivi su scala europea, basati su scenari di cambiamenti climatici e di uso del suolo previsti per il 2050, predicono la perdita di gran parte degli habitat idonei in tutto il bacino del Mediterraneo, compresa la Pianura Padana (LEROY *et al.*, 2014).

***Dolomedes plantarius* (Clerck, 1757)**

Protetta dalla Legge Regionale lombarda sulla tutela e la conservazione della piccola fauna e iscritta in Lista Rossa IUCN (Vulnerable).

Ragno di grossa taglia (dimensioni corporee prossime ai 20-25 mm) appartenente alla famiglia Pisauridae, è l'unico rappresentante del genere *Dolomedes* in Europa insieme a *D. fimbriatus*, da cui non è facilmente distinguibile, tanto da venir frequentemente considerato in passato come una sua varietà o sottospecie (DUFFEY, 1995; SMITH, 2000).

La specie è significativamente legata alle aree umide, e dipende dall'acqua per molti aspetti della sua biologia, dalla nutrizione al corteggiamento alla riproduzione. Gli esemplari cacciano sulla superficie degli specchi d'acqua, e la riproduzione ha luogo tra la vegetazione riparia, dove la femmina depone le uova in una caratteristica *nursery web*.

Sebbene BONNET (1930) ritenesse che la specie fosse ampiamente diffusa in tutta la regione paleartica, studi successivi hanno evidenziato come le sue popolazioni siano fortemente in declino e minacciate in gran parte dell'Europa occidentale, centrale ed orientale (DUFFEY, 1995; LEROY *et al.*, 2013; VAN HELSDINGEN, 1993b).

La scomparsa degli ambienti umidi, l'isolamento dovuto a modificazioni della rete idrologica superficiale e il progressivo inquinamento delle acque, hanno determinato una drastica riduzione nell'areale e nella dimensione delle popolazioni di *D. plantarius*, che si è dimostrato estremamente sensibile ai cambiamenti e ai disturbi dell'habitat (DUFFEY, 1995; LEROY *et al.*, 2013).

La specie, già sottoposta a protezione nel Regno Unito, dove è inserita all'interno della *Schedule 5 del Wildlife and Countryside Act* del 1981, valutata come *Endangered* all'interno del *British Red Data Book* (BRATTON, 1991) e riportata tra le specie e gli habitat prioritari all'interno dell'*UK Biodiversity Action Plan* (UK BIODIVERSITY STEERING GROUP, 1999), è stata sottoposta a valutazione IUCN e iscritta in Lista Rossa nella categoria *Vulnerable* nel 1996, e da allora non più aggiornata.

La specie è stata recentemente oggetto di studi di modellistica ecologica che ne hanno evidenziato una possibile riduzione del *range* bioclimatico in relazione a differenti scenari di dinamiche di riscaldamento globale (LEROY *et al.*, 2013). Le ridotte capacità dispersive della specie e la discontinuità dell'habitat rendono complessa la conservazione di questa specie in Europa meridionale. La situazione italiana si pone tra le più problematiche in considerazione dei risultati dei modelli predittivi, che prevedono la comparsa di aree idonee in Europa settentrionale e la drastica riduzione di quelle a sud delle Alpi. L'effetto barriera della catena alpina, aumenta ulteriormente il rischio di estinzione locale, in ragione della verosimile incapacità della specie di spostarsi in aree idonee a nord delle Alpi. Ad oggi, la specie in Italia è segnalata in poche località di Piemonte (LEROY *et al.*, 2013), Veneto (HANSEN, 2002), Lombardia (PAVESI 1873, 1879), Toscana (DI CAPORACCO, 1936) e Sardegna (KRAUS, 1955), sia in ambienti umidi lotici che lenticili.

***Hasarius adansoni* (Audouin, 1826)**

Specie iscritta in Lista Rossa IUCN (Least Concern).

Originaria dell'Africa e ampiamente introdotta in ambiente urbano in America, Europa e Sudest asiatico, *Hasarius adansoni* è una specie cosmopolita e fortemente adattabile (GERLACH, 2014; WSC, 2017). Nel suo areale d'origine, la specie è diffusa in ambienti

planiziali, ove si ritrova in un'ampia varietà di habitat, da boschi semi-naturali fino ad interni di abitazioni.

Gli individui presentano una dimensione corporea di circa 6-7 mm; i maschi sono caratterizzati dal carapace di colore nero con un'ampia banda bianca trasversale posteriore, occhi anteriori disposti su una banda color ruggine, pedipalpi neri ricoperti da setole bianche sulla tibia allungata, opistosoma color ruggine e banda bianca sul margine anteriore; la femmina appare più chiara e con disegni meno contrastanti, con prosoma bruno-arancione e opistosoma marrone (GERLACH, 2014; PRÓSZYŃSKI e DEELEMANN-REINHOLD, 2010).

Lo stato di conservazione della specie è stato valutato sulla base delle Categorie e Criteri della Lista Rossa IUCN. La specie risulta priva di una significativa minaccia attuale o prevista per il prossimo futuro, non appare sottoposta a declino o a fluttuazioni, ed è per questo inserita nella categoria a rischio minimo *Least Concern*, non necessitando di conseguenza di specifiche azioni di conservazione (GERLACH, 2014). In Italia la specie è alloctona, con popolazioni stabili note per l'isola di Pantelleria (ALICATA e CANTARELLA, 1986) e per l'isola di Lampedusa (ROEWER, 1960; PESARINI, 1995).

***Vesubia jugorum* (Simon, 1881)**

*In attesa di pubblicazione in Lista Rossa IUCN
(Endangered).*

Specie descritta da SIMON nel 1881 sulla base di un esemplare femmina proveniente da Saint-Martin-Vésubie, comune della regione francese della Provenza-Alpi-Costa Azzurra. Successivamente TONGIORGI (1968, 1969) ridescrisse la femmina e fornì la descrizione del maschio, insieme alle prime informazioni circa la biologia e l'habitat.

Vesubia jugorum è un licoside endemico con distribuzione limitata ai versanti italiani e francesi delle Alpi Marittime e delle Cozie meridionali e alle Alpi Liguri. La specie è legata ad ambienti rocciosi al di sopra dei 2300 m di quota, con un limitato numero di segnalazioni riportato in letteratura (MAMMOLA *et al.*, 2016c). Si tratta di un ragno di notevoli dimensioni, tra i più grandi dell'araneofauna italiana. Le femmine arrivano a misurare circa 15-20 mm di lunghezza del corpo. Gli individui presentano prosoma bruno scuro segnato da strie nere che si irradiano a raggiera dalla fovea, opistosoma grigio scuro dorsalmente e brunorossastro ventralmente delimitato da file di macchie gialle ventrali convergenti posteriormente verso le filiere. Gli arti sono bruno-rossicci uniformi, talvolta striati longitudinalmente, più chiari in corrispondenza delle articolazioni (TONGIORGI, 1969).

La specie è attiva principalmente nelle ore crepu-

scolari o notturne durante la stagione estiva, dalla seconda metà di giugno fino alla metà di settembre. Mentre le femmine e gli individui immaturi sono reperibili durante tutta l'estate, i maschi sono attivi principalmente da luglio ad agosto (MAMMOLA *et al.*, 2016c). Durante il giorno gli individui sono osservabili sulle rocce, tra i detriti e soprattutto sotto le pietre.

Studi basati sull'idoneità bioclimatica della specie (ISAIA *et al.*, 2016), realizzati tramite modellizzazioni spaziali, hanno ricostruito la distribuzione passata di *V. jugorum* e predetto quella futura sulla base di differenti scenari climatici. Lo studio ha confermato l'ipotesi di una pregressa distribuzione della specie incentrata a nord dell'attuale areale, estesa nelle valli più settentrionali dell'arco alpino occidentale, durante l'ultimo periodo interglaciale (*Last Interglacial*) tra 140000 e 120000 anni fa. Al contrario, le condizioni climatiche più fredde dell'Ultimo Massimo Glaciale (*Last Glacial Maximum*) circa 22000 anni fa, nel Pleistocene, avrebbero determinato uno spostamento verso sud dell'areale con conseguente riduzione rispetto all'attuale, nelle aree più meridionali dell'arco alpino (Alpi Liguri e Appennino Settentrionale) non coperte dai ghiacciai. Il modello è stato inoltre utilizzato per ottenere previsioni future, basate su differenti scenari climatici nelle emissioni di gas serra, in grado di valutare la sensibilità della specie al cambiamento climatico. Tali previsioni mostrano significativi cambiamenti nella distribuzione potenziale della specie, con un generale spostamento del suo range bioclimatico verso aree più settentrionali. Al tempo stesso, questo spostamento corrisponderebbe a un generale declino dello stato di conservazione delle popolazioni delle Alpi Marittime (ISAIA *et al.*, 2016).

L'esigua estensione dell'areale della specie e la sua riduzione prevista per il prossimo futuro, hanno richiesto la necessità di fornire una valutazione del rischio di estinzione (MAMMOLA *et al.*, 2016c). Mediante l'applicazione delle Categorie e dei Criteri della Lista Rossa IUCN, la specie è stata valutata *Endangered* secondo il criterio B, basato sulla dimensione nella distribuzione geografica della specie (IUCN, 2001). La valutazione è stata accettata ed è attualmente in fase di formalizzazione.

***Pimoidelphinica* Mammola, Hormiga & Isaia, 2016**

*In corso di valutazione per l'iscrizione in Lista
Rossa IUCN.*

Precedentemente classificata sotto il nome di *Pimoiderupicola* (Simon, 1884), questa specie nel 2016 è stata separata dalle altre specie europee del

genere *Pimoa* sulla base di differenze morfologiche e genetiche. Si tratta di un ragno di dimensioni medie (circa 1 cm di lunghezza del corpo), con una livrea scura ed una caratteristica *silhouette* dalle zampe lunghe e affusolate. *P. delphinica* è una specie stenoendemica dell'alta Val Varaita (Alpi Cozie), attualmente nota in una decina di località a cavallo tra l'alta Val Varaita e l'adiacente Valle di Bellino, a quote comprese tra 1200 e 2200 m (MAMMOLA *et al.*, 2016b). Si tratta di una specie con spiccata affinità per l'ambiente sotterraneo, che si rinviene nella zona prospiciente l'ingresso di cavità naturali ed artificiali, quali miniere e fortificazioni militari dismesse. Il limitato areale distributivo della specie rappresenta un piccolo enclave all'interno del più ampio areale della congenerica *P. graphitica* Mammola, Hormiga & Isaia, 2016, con la quale verosimilmente entra in competizione (MAMMOLA *et al.*, 2016b).

Alla luce della rarità della specie, e della sua distribuzione ristretta, la specie è stata oggetto di una recente valutazione dello stato di conservazione (MAMMOLA *et al.*, 2017b). L'analisi ha rivelato come gli habitat colonizzati dalla specie non siano oggetto di minaccia diretta da parte dell'uomo – fatto salvo che per l'ipotetico disturbo arrecato alle popolazioni sotterranee da parte di speleologi ed escursionisti. Dati biogeografici e genetici, d'altro canto, suggeriscono come cambiamenti climatici passati, avvenuti sia durante l'ultimo glaciale che in periodi antecedenti, abbiano determinato marcate contrazioni negli areali distributivi delle specie alpine ascritte al genere *Pimoa* (MAMMOLA *et al.*, 2015, 2016b). Dati molecolari suggeriscono inoltre l'esistenza di *inbreeding* genetico tra questa specie e la congenerica *P. graphitica*, specialmente nelle zone di contatto tra gli areali delle due specie. È quindi possibile ipotizzare come futuri cambiamenti climatici, in sinergia con fenomeni di impoverimento genetico, possano portare alla riduzione numerica ed estinzione di alcune popolazioni. La specie è attualmente in fase di valutazione secondo i Criteri IUCN, al fine di determinarne l'effettivo stato di minaccia.

CONCLUSIONI

Alla luce della situazione in cui verte la conservazione della fauna araneica in Italia, si delinea la necessità di incrementare gli sforzi volti a definire lo *status* conservazionistico delle diverse specie. Dal punto di vista normativo, appare evidente la lacuna legislativa in materia, considerato il fatto che soltanto la Lombardia cita i ragni nella legislazione regionale e considerando la sproporzione rispetto ad altri gruppi di inver-

tebrati. Ad ulteriore conferma del confuso quadro sulla tutela delle specie di ragni in Italia, è emblematico e contraddittorio il fatto che due delle sei specie interessate da misure conservazionistiche presenti in Italia siano alloctone.

Dal punto di vista scientifico si rende necessaria la valutazione del rischio di estinzione delle specie presenti in Italia secondo i criteri e i parametri IUCN, con particolare riguardo per le specie endemiche e per quelle legate in modo significativo agli ecosistemi sensibili al disturbo antropico.

A fronte della straordinaria ricchezza specifica del territorio – l'Italia è il Paese con il maggior numero di specie di ragni in Europa (PANTINI e ISAIA, 2017) – appare ancora più riprovevole la mancanza di una Lista Rossa IUCN, strumento basilare per avviare concreti obiettivi conservazionistici volti a conoscere e preservare l'inestimabile valore della biodiversità araneica italiana.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano i fotografi per la gentile concessione delle fotografie illustrate in Fig. 1.

BIBLIOGRAFIA

- ALICATA P., CANTARELLA T., 1986 – *I salticidi (Araneae) di Salina (Eolie): un esempio di fauna invasiva*. - *Animalia*, 13 (1-3): 185-195.
- ARNEDO M.A., FERRÁNDEZ M.A., 2007 – *Mitochondrial markers reveal deep population subdivision in the European protected spider Macrothele calpeiana (Walckenaer, 1805) (Araneae, Hexathelidae)*. - *Conserv. Genet.*, 8 (5): 1147-1162. doi:10.1007/s10592-006-9270-2
- BALLERIO A., 2008 – *Insetti da proteggere: la tutela entomologica in Italia*. - Quaderni della Stazione di Ecologia del Museo civico di Storia naturale di Ferrara, 18: 21-35.
- BELLVERT A., ARNEDO M.A., 2016 – *Threatened or Threatening? Evidence for Independent Introductions of Macrothele calpeiana (Walckenaer, 1805) (Araneae: Hexathelidae) and First Observation of Reproduction Outside its Natural Distribution Range*. - *Arachnology*, 17 (3): 137-141. doi: 10.13156/arac.2006.17.3.137
- BIODIVERSITY REPORTING AND INFORMATION GROUP, 2007 – *Report on the Species and Habitat Review*. UK Standing Committee, Petersborough, 172 pp.
- BLICK T., FINCH O.-D., HARMS K.H., KIECHLE J., KIELHORN K.-H., KREUELS M., MALTEN A., MARTIN D., MUSTER C., NÄHRIG D., PLATEN R., RÖDEL I., SCHEIDLER M., STAUDT A., STUMPF H., TOLKE D., 2016 – *Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnen (Arachnida: Araneae) Deutschlands*. - *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 70 (4): 383- 510.
- BLICK T., SCHEIDLER M., 2003 – *Rote Liste gefährdeter Spinnen (Arachnida: Araneae) Bayerns*. - Bayerische Landesamt für Umweltschutz, 166: 308-321.
- BONNET P., 1930 – *La mue, l'autotomie, et la régénération chez les araignées avec une étude des Dolomedes*

- d'Europe. - Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse, 59: 237-700.
- BORGES P., CRESPO L., CARDOSO P., 2016 – *Species conservation profile of the cave spider Turinyphia cavernicola (Araneae, Linyphiidae) from Terceira Island, Azores, Portugal*. - Biodivers. Data J., 4: e10274. doi: 10.3897/BDJ.4.e10274
- BRATTON, J.H., 1991 – *British Red Data Books: 3, Invertebrates other than insects*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- BUCHHOLZ S., HARTMANN V., KREUELS M., 2010 – *Rote Liste und Artenverzeichnis der Webspinnen – Araneae – in Nordrhein-Westfalen*. - Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 3: 1-25.
- CARDOSO P., CRESPO L., SILVA I., BORGES P., BOIEIRO M., 2017 – *Species conservation profiles of endemic spiders (Araneae) from Madeira and Selvagens archipelagos, Portugal*. - Biodivers. Data J., 5: e20810. doi: 10.3897/BDJ.5.e20810
- CARDOSO P., ERWIN T.L., BORGES P.A.V., NEW T.R., 2011 – *The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them*. - Biol. Conserv., 144: 2647-2655. doi: 10.1016/j.biocon.2011.07.024
- CARDOSO P., MORANO E., 2010 – *The Iberian spider checklist (Araneae)*. - Zootaxa, 2495: 1-52.
- CARDOSO P., STOEY P., GEORGIEV T., SENDEROV V., PENEV L., 2016 – *Species Conservation Profiles compliant with the IUCN Red List of Threatened Species*. - Biodivers. Data J., 4: e10356. doi: 10.3897/BDJ.4.e10356
- COLLINS N.M., WELLS S.M., 1987 – *Invertebrates in need of special protection in Europe*. European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources. Nature and Environment series, No. 35. Council of Europe, Strasbourg, pp. 162.
- CORRAL J.H., FERRÁNDEZ M.A., 2009 – *Aparece una población de araña negra de los alcornoques en Alicante*. - Quercus, 280: 52.
- CORZO G., ESCOBAS P., 2003 – *Pharmacologically active spider peptide toxins*. - Cell. Mol. Life Sci., 60: 2409-2426. doi: 10.1007/s00018-003-3108-6
- DI CAPORIACCO L., 1936 – *Saggio sulla fauna aracnologica del Casentino, Val d'Arno Superiore e Alta Val Tiberina*. - Festschr. Strand, 1: 326-369.
- DUFFEY E., 1995 – *The distribution, status and habitats of Dolomedes fimbriatus (Clerck) and D. plantarius (Clerck) in Europe*. In: Růžička V. Ed., Proceedings of the 15th European Colloquium of Arachnology, České Budějovice, Institute of Entomology, pp. 54-65.
- FERRÁNDEZ M.A., FERRÁNDEZ DE CÉSPEDES G., 1996 – *Macrothele calpeiana*. In: Inventario de los invertebrados incluidos en los Anejos de la directiva 92/43/CEE del Consejo. Memoria final, Icona, Madrid, 60 pp.
- FERRÁNDEZ M.A., FERRÁNDEZ DE CÉSPEDES G., 2001 – *Arachnida*. In: Los Invertebrados no Insectos de la "Directiva Hábitat" en España, Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de la Conservación de la naturaleza, pp. 133-144.
- FINCH O.-D., 2004 – *Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Webspinnen (Araneae) mit Gesamtartenverzeichnis*. Inform. d. Naturschutz Nieders. Suppl. 5: 1-20.
- FOELIX R., 2011 – *Biology of Spiders*. Third Edition. Oxford University Press.
- GAJDOŠ P., MOSCALIUC L.A., ROZVAŁKA R., HIRNA A., MAJKUS Z., GUBÁNYI A., HELTAI M.G., SVATOŇ J., 2014 – *Red List of Spiders (Araneae) of the Carpathian Mts*. In: Carpathian Red List of Forest Habitats and Species Carpathian List of Invasive Alien Species, Kadlecík J. Ed., The State Nature Conservancy of the Slovak Republic, Banská Bystrica, Slovakia, pp. 118-171.
- Gajdoš P., Svatoň J., 2001 – *Červený (Ekosozologický) zoznam pavúkov (Araneae) Slovenska*. In: Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska, Baláž D., Marhold K., Urban P. Eds., Ochr. Prír. 20 (Suppl.): 48-81.
- GALLON R.C., 1994 – *Observations on Macrothele calpeiana (Walckenaer, 1805) in southern Iberia*. - J. Br. Tarantula Soc., 1: 1-12.
- GERLACH J., 2014 – *Hasarius adansoni*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T196248A2443143. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T196248A2443143.en>. Downloaded on 13 December 2017.
- GROPPALI R., PRIANO M., 1992 – *Invertebrati non troglobi minacciati della fauna Italiana*. In: Pavan M. Ed., Contributo per un "Libro rosso" della fauna e della flora minacciate in Italia. Ist. di Entomologia dell'Univ. di Pavia, 183-424.
- HANSEN H., 2002 – *Segnalazioni 21-40 Arachnida Araneae*. - Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 53: 268-272.
- HARMS K.H., 1984 – *Rote Liste der Spinnen (Araneae)*. In: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Aufl., Blab J., Nowak E., Trautmann W., Sukopp H. (Hrsg.). - Naturschutz aktuell, Greven, 1: 123-126.
- HARVEY P., DAVIDSON M., DAWSON I., FOWLES A., HITCHCOCK G., LEE P., MERRETT P., RUSSELL-SMITH A., SMITH H., 2017 – *A review of the scarce and threatened spiders (Araneae) of Great Britain: Species Status No. 22*. NRW Evidence Report No. 11, Natural Resources Wales, Bangor, 101 pp.
- HEIM M., KEERL D., SCHEIBEL T., 2009 – *Spider silk: from soluble protein to extraordinary fiber*. - Angewandte Chemie International Edition, 48 (20): 3584-3596. doi:10.1002/anie.200803341
- HENRIKSEN S., HILMO O., 2015 – *Norsk rødliste for arter 2015*. Artsdatabanken, Norge, 193 pp.
- HIEBSCH H., TOLKE D., 1996 – *Rote Liste Weberknechte und Webspinnen*. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Landesamt für Umwelt und Geologie Freistaat Sachsen., 11 S.
- ISAIA M., MILANO F., MAMMOLA S., 2016 – *Threatening the giant: the response of Vesubia jugorum (Araneae, Lycosidae) to climate change*. In: Cushing, P. Ed., Program and Abstracts. 20th Congress of Arachnology, Golden, Colorado, USA, July 2-9, 2016. Denver Museum of Nature & Science Reports, 3, 230 pp.
- ISAIA M., PANTINI P., BEIKES S., BADINO G., 2007 – *Catalogo ragionato dei ragni (Arachnida, Aranea) del Piemonte e della Lombardia*. Memorie dell'Associazione Naturalistica Piemontese, Vol. IX.
- IUCN, 2001 – *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN CONSERVATION MONITORING CENTRE, 1986 – *1986 IUCN Red List of Threatened Animals*. Cambridge, UK.
- JIMÉNEZ-VALVERDE A., DECAE A. E., ARNEDO M.A., 2011 – *Environmental suitability of new reported localities of the funnelweb spider Macrothele calpeiana: an assessment using potential distribution modelling with presence only techniques*. - J. Biogeogr., 38 (6): 1213-1223. doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02465.x
- JIMÉNEZ-VALVERDE A., LOBO J.M., 2007 – *Potential distribution of the endangered spider Macrothele calpeiana (Walckenaer, 1805) (Araneae, Hexathelidae)*

- and the impact of climate warming. - *Acta Zoologica Sinica*, 53: 865-876.
- JOCQUÉ R., ALDERWEIRELDT M., DIPPENAAR-SCHOEMAN A., 2013 – *Biodiversity. An African perspective*. In: *Spider Research in the 21st Century trends and perspective*. Penney D. Ed., Siri Scientific Press, Manchester, pp. 18-57.
- KALKMAN V.J., BOUDOT J.P., BERNARD R., CONZE K.J., DE KNIJF G., DYATLOVA E., FERREIRA S., JOVIĆ M., OTT J., RISERVATO E., SAHLÉN G., 2010 – *European Red List of Dragonflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- KIELHORN U., 2017 – *Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnen (Araneae) und Gesamtartenliste der Weberknechte (Opiliones) von Berlin*. In: *Rote Listen der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere von Berlin, Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege/Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (Hrsg.)*: 59 S. doi: 10.14279/depositonce-5859
- KING G.F., HARDY M.C., 2013 – *Spider-venom peptides: structure, pharmacology, and potential for control of insect pests*. - *Annu. Rev. Entomol.*, 58 (1): 475-496. doi: 10.1146/annurev-ento-120811-153650
- KOBELT M., NENTWIG W., 2008 – *Alien spider introductions to Europe supported by global trade*. - *Divers. Distrib.*, 14 (2): 273-280. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00426.x
- KOMPOSCH C., STEINBERGER K.-H., 1999 – *Rote Liste der Spinnen Kärntens (Arachnida: Araneae)*. In: *Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens*, Holzinger W.E., Ildner P.M., Rottenburg T., Wieser C. (Hrsg.). *Naturschutz in Kärnten*, Klagenfurt, 15: 567-618.
- KRAUS O., 1955 – *Spinnen von Korsika, Sardinien und Elba (Arach., Araneae)*. - *Senckenbergiana biologica*, 36(5/6): 371-394.
- KREHENWINKEL H., TAUTZ D., 2013 – *Northern range expansion of European populations of the wasp spider Argiope bruennichi is associated with global warming–correlated genetic admixture and population-specific temperature adaptations*. - *Mol. Ecol.*, 22: 2232-2248. doi: 10.1111/mec.12223
- LEMKE M., REINKE H.D., VAHDER S., IRMLER U., 2013 – *Die Spinnen Schleswig-Holsteins Rote Liste*. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 90 S.
- LEROY B., BELLARD C., DUBOS N., COLLIOT A., VASSEUR M., COURTIAL C., BAKKENES M., CANARD A., YSNEL F., 2014. – *Forecasted climate and land use changes, and protected areas: the contrasting case of spiders*. - *Divers. Distrib.*, 20: 686-697. doi: 10.1111/ddi.12191
- LEROY B., PASCHETTA M., CANARD A., BAKKENES M., ISAIA M., YSNEL F., 2013 – *First assessment of effects of global change on threatened spiders: Potential impacts on Dolomedes plantarius (Clerck) and its conservation plans*. - *Biol. Conserv.*, 161: 155-163. doi: 10.1016/j.biocon.2013.03.022
- LEVI H.W., 1967 – *Adaptations of respiratory systems of spiders*. - *Evolution*, 21: 571–583. doi: 10.1111/j.1558-5646.1967.tb03412.x
- MAELFAIT J.P., BAERT L., JANSSEN M., ALDERWEIRELDT M., 1998 – *A Red List for the spiders of Flanders*. - *Bull. Inst. R. Sci. Nat., Entomologie*, 68: 131-142.
- MAMMOLA S., CAVALCANTE, R., ISAIA M., 2016a – *Ecological preference of the diving bell spider Argyroneta aquatica in a resurgence of the Po plain (Northern Italy) (Araneae: Cybaeidae)*. - *Fragmenta Entomologica*, 48 (1): 9-16.
- MAMMOLA S., HORMIGA G., ARNEDO M.A., ISAIA M., 2016b – *Unexpected diversity in the relictual European spiders of the genus Pimoa (Araneae, Pimoidae)*. - *Invertebr. Syst.*, 30: 566-587. doi: 10.1071/IS16017
- MAMMOLA S., GOODACRE S.L., ISAIA M., 2017a – *Climate change may drive cave spiders to extinction*. - *Ecography*, 40: 1-10. doi: 10.1111/ecog.02902
- MAMMOLA S., HORMIGA G., ISAIA M., 2017b – *Species conservation profile of the stenoendemic cave spider Pimoa delphinica (Araneae, Pimoidae) from the Varaita valley (NW-Italy)*. - *Biodivers. Data J.*, 5: e11509. doi: 10.3897/BDJ.5.e11509
- MAMMOLA S., ISAIA M., 2017 – *Rapid poleward distributional shifts in the European cave-dwelling Meta spiders under the influence of competition dynamics*. - *J. Biogeog.*, 44 (12): 2789-2797. doi: 10.1111/jbi.13087
- MAMMOLA S., ISAIA M., ARNEDO M., 2015 – *Alpine endemic spiders shed light on the origin and evolution of subterranean species*. - *PeerJ* 3: e1384. doi: 10.7717/peerj.1384
- MAMMOLA S., MILANO F., CARDOSO P., ISAIA M., 2016c – *Species conservation profile of the alpine stenoendemic spider Vesubia jugorum (Araneae, Lycosidae) from the Maritime Alps*. - *Biodivers. Data J.*, 4:e10527. doi: 10.3897/BDJ.4.e10527
- MARTIN D., 2012 – *Rote Liste der Spinnen (Araneae) Mecklenburg-Vorpommern*. Ministerium für Landschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, 66 S.
- MASUMOTO T., MASUMOTO T., YOSHIDA M., NISHIKAWA Y., 1998a – *Time budget of activity in the water spider Argyroneta aquatica (Araneae: Argyronetidae) under rearing conditions*. - *Acta Arachnol.*, 47: 125–131. doi: 10.2476/asjaa.47.125
- MASUMOTO T., MASUMOTO T., YOSHIDA M., NISHIKAWA Y., 1998b – *Water conditions of the habitat of the water spider Argyroneta aquatica (Araneae; Argyronetidae) in Mizoro pond*. - *Acta Arachnol.*, 47: 121-124.
- MERRETT P., RUSSELL-SMITH A., HARVEY P., 2014 – *A revised checklist of British spiders*. - *Arachnology*, 16: 134-144. doi: 10.13156/arac.2014.16.4.134
- MESSNER B., ADIS J., 1995 – *Es gibt nur fakultative Plastronatmer unter den tauchenden Webespinnen*. *Deutsche Entomol. Zeitschr.*, 42 (2): 453-459. doi: 10.1002/mmnd.19950420215
- NÄHRIG D., HARM K.H., KIECHLE J., RAUSCH H., SCHWALLER W., SPELDA J., 2003 – *Rote Liste und Checklisten der Spinnentiere (Arachnida) Baden-Württembergs*. - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. *Naturschutz-Praxis, Artenschutz* 7.
- NENTWIG W., BLICK T., GLOOR D., HÄNGGI A., KROPP C., 2017 – *Spiders of Europe*, www.araneae.unibe.ch, version 12.2017, accessed on 13.12.2017.
- NOFLATSCHER M.-T., 1994 – *Lista Rossa dei Ragni (Arachnida: Araneidi) minacciati dell'Alto Adige*. In: *Lista Rossa delle specie animali minacciate in Alto Adige*, Ripartizione tutela del paesaggio e della natura, Bolzano: 352-375.
- NUMA C., VAN SWAAY C., WYNHOFF I., WIEMERS M., BARRIOS V., ALLEN D., SAYER C., LÓPEZ MUNGUIRA M., BALLETO E., BENYAMINI D., BESHKOV S., BONELLI S., CARUANA R., DAPPORTO L., FRANETA F., GARCIA-PEREIRA P., KARAÇETIN E., KATBEH-BADER A., MAES D., MICEVSKI N., MILLER R., MONTEIRO E., MOULAI R., NIETO A., PAMPERIS L., PE'ER G., POWER A., ŠASIĆ M., THOMPSON K., TZIRKALLI E., VEROVNIK R., WARREN M., WELCH H., 2016 – *The status and distribution of Mediterranean butterflies*. IUCN, Malaga, Spain, x + 32 pp.
- PANTINI P., ISAIA M., 2008 – *New records for the Italian spider fauna (Arachnida, Araneae)*. - *Arthropoda Selecta*, 17 (1-2): 133-144.

- PANTINI P., ISAIA M., 2010 – *Errata et Corrigenda. Pantini P., Isaia M., 2008. – New records for the Italian spider fauna (Arachnida, Araneae).* - *Arthropoda Selecta* 19 (4): 264.
- PANTINI P., ISAIA M., 2016 – *Checklist of the Italian spiders. Version April 2016.* http://www.museoscienzebergamo.it/web/index.php?option=com_content&view=category&layout=blog&id=96&Itemid=94
- PANTINI P., ISAIA M., 2017 – *Checklist of the Italian spiders. Version May 2017.* http://www.museoscienzebergamo.it/web/index.php?option=com_content&view=category&layout=blog&id=96&Itemid=94
- PANTINI P., ISAIA M., MAZZOLENI F., ONETO C., 2016 – *Nuovi dati sui ragni di Lombardia (Arachnida, Araneae).* - *Rivista del Museo civico di Scienze naturali "E. Caffi" di Bergamo*, 29: 21-44.
- PAVESI P., 1873 – *Enumerazione dei ragni dei dintorni di Pavia.* - *Atti della Società italiana di Scienze Naturali*, Milano, 16 (1): 68-78.
- PAVESI P., 1879 – *Saggio di una fauna aracnologica del Varesotto.* - *Atti della Società italiana di Scienze Naturali*, Milano, 21: 789-817.
- PESARINI C., 1995 – *Araneae.* - *Naturalista Siciliano*, 19 (Suppl.): 51-62.
- PLATEN R., VON BROEN B., HERRMANN B., SACHER P., 1999 – *Gesamtartenliste der Webspinnen, Weberknechte und Pseudoskorpione des Landes Brandenburg (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones) mit Angabe zur Häufigkeit und Ökologie.* Landesamt Brandenburg - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 8 (2): 1-25.
- PRÓSZYŃSKI J., DEELEMEN-REINHOLD C.L., 2010 – *Description of some Salticidae (Araneae) from the Malay Archipelago. I. Salticidae of the Lesser Sunda Islands, with comments on related species.* - *Arthropoda Selecta*, 19 (3): 153-188.
- RASSI P., KAIPIAINEN H., MANNERKOSKI I., STAHL G., 1992 – *Report on the monitoring of threatened animals and plants in Finland.* Ympäristöministeriö, Helsinki, 328 pp.
- ŘEZÁČ M., KURKA A., RŮŽICKÁ V., HENEBERG P., 2015 – *Red List of Czech spiders: 3rd edition, adjusted according to evidence-based national conservation priorities.* - *Biologia*, 70 (5): 645-666. doi: 10.1515/biolog-2015-0079
- ROEWER C.F., 1960 – *Araneina.* In: Zavattari E., *Biogeografia delle isole Pelagie.* - *Rendiconti dell'Accademia Nazionale dei XL* 4 (11): 412-418.
- SACHER P., PLATEN R., 2004 – *Rote Liste der Webspinnen (Arachnida: Araneae) des Landes Sachsen-Anhalt.* - *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt*, 39: 190-197.
- SANDER F.W., MALT S., SACHER P., 2001 – *Rote Liste der Webspinnen (Arachnida: Araneae) Thüringens.* Naturschutzreport Heft 18/2001, S. 55-63.
- SANTOS LOBATÓN M.C., 1996 – *Estudio sobre Macrothele calpeiana Walckenaer, 1805 (Araneae, Hexathelidae) en dos pinares de la provincia de Cadiz (España).* - *Aracnología*, 24: 1-10.
- SELLEN P.A., SHEAR W.A., BONAMO P.M., 1991 – *A spider and other arachnids from the Devonian of New York, and reinterpretations of Devonian Araneae.* - *Palaeontology*, 34: 241-281.
- SEYMOUR R.S., HETZ S.K., 2011 – *The diving bell and the spider: the physical gill of Argyroneta aquatica.* - *J. Exp. Biol.*, 214: 2175-2181. doi: 10.1242/jeb.056093
- SEYYAR O., DEMIR H., KAR M., DUMAN F., 2010 – *Argyroneta aquatica (Clerck, 1757) (Araneae: Cybaeidae) as a biological indicator for environmental pollution of Sultan Marsh National Park, Turkey.* - *Acta Zool. Bulg.*, 62(1): 107-112.
- SHEAR W.A., PALMER J.M., CODDINGTON J.A., BONAMO P.M., 1989 – *A Devonian spinneret: early evidence of spiders and silk use.* - *Science*, 246: 479-481. doi:10.1126/science.246.4929.479
- SMITH H., 2000 – *The status and conservation of the fen raft spider (Dolomedes plantarius) at Redgrave and Lopham Fen National Nature Reserve.* - *England. Biol. Conserv.* 95, 153-164. doi: 10.1016/S0006-3207(00)00030-6
- SNAZELL R.G., 1986 – *The spider genus Macrothele Ausserer in Spain (Araneae, Dipluridae).* - *Bull. Br. Arachnol. Soc.*, 17: 80-83.
- SNAZELL R.G., ALLISON R., 1989 – *The genus Macrothele Ausserer (Araneae; Hexathelidae) in Europe.* - *Bull. Br. Arachnol. Soc.*, 8: 6-72.
- SOLLOD B.L., WILSON D., ZHAXYBAYEVA O., GOGARTEN J.P., DRINKWATER R., KING G.F., 2005 – *Were arachnids the first to use combinatorial peptide libraries?* - *Peptides*, 26: 131-139. doi: 10.1016/j.peptides.2004.07.016
- STARĘGA W., BŁASZAK C., RAFALSKI J., 2002 – *Araneae.* In: Czerwona Lista Zwierząt Ginących i Zagrożonych w Polsce, Głowaciński Z. Ed., Polska Akademia Nauk, Instytut Ochrony Przyrody, Kraków, pp. 133-140.
- TONGIORGI P., 1968 – *Su alcuni ragni italiani della famiglia Lycosidae.* - *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona*, 16: 107-112.
- TONGIORGI P., 1969 – *Vesubia jugorum (Simon) un ragno licoside endemico delle Alpi Marittime.* - *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali - Memorie Serie B*, 75: 255-264.
- TURNBULL A.L., 1973 – *Ecology of the true spiders (Araneomorphae).* - *Annu. Rev. Entomol.*, 18: 305-348.
- UK BIODIVERSITY STEERING GROUP, 1999 – *Tranche 2 Action Plans: volume IV - Invertebrates.* English Nature, Peterborough, 254 pp.
- VAN HELSDINGEN P.J., 1993a – *Can Macrothele calpeiana (Walckenaer) (Araneae, Hexathelidae) be used as a bioindicator.* - *Bulletin de la Société neuchâteloise des sciences naturelles*, 116: 253-258.
- VAN HELSDINGEN P.J., 1993b – *Ecology and distribution of Dolomedes in Europe (Araneida: Dolomedidae).* - *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.*, 26 (345): 181-187.
- VAN HELSDINGEN P.J., DECAE A., 1992 – *Ecology, distribution and vulnerability of Macrothele calpeiana (Walckenaer) (Araneae, Hexathelidae).* - *Tijdschr. Entomol.*, 135: 169-178.
- VERDÚ J.R., GALANTE E. (Eds.), 2009 – *Atlas de los Invertebrados Amenazados de España (Especies En Peligro Crítico y En Peligro).* Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 340 pp.
- WELLS S.M., PYLE R.M., COLLINS N.M., 1983 – *The IUCN Invertebrate Red Data Book.* IUCN, Gland.
- WESTLING A. (Ed.), 2015 – *Rödlistade arter i Sverige 2015.* ArtDatabanken, Uppsala, 209 pp.
- WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE, 1996 – *Dolomedes plantarius.* The IUCN Red List of Threatened Species 1996. e.T6790A12806270. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T6790A12806270.en>. Downloaded on 13 December 2017.
- WORLD SPIDER CATALOG, 2017 – *World Spider Catalog.* Natural History Museum Bern, online at <http://wsc.nmbe.ch>, version 18.0, accessed on 13.12.2017. doi: 10.24436/2

GLI ACARI ORIBATEI: UN GRUPPO NEGLETTO DI ARTROPODI EDAFICI. POSSONO ESSERCI DI AIUTO?

MASSIMO MIGLIORINI (*)

(*) *Dipartimento di Scienze della Vita, Università degli Studi di Siena, via A. Moro 2, 53100 Siena; e-mail: massimo.migliorini@unisi.it*
Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda “Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi”. Seduta pubblica dell’Accademia - Firenze, 16 giugno 2017.

Oribatid mites: a neglected group of soil arthropods. Can they help us?

The definition “neglected species” is a term without any systematic or biological meaning. Although all small animal species that live hidden or far from our eyes don’t seem to possess any appeal they make up the rich mosaic of fauna which populates both large ecosystems and small biotopes. In this context I would like to consider oribatid mites, one of the most species-rich components of terrestrial ecosystems, that unfortunately is unknown to most part of the people, as a good tool to access the soil quality. To study species composition, distribution patterns of individuals within communities, physiological adaptations and behavioral strategies of these animals can represent a useful and economic instrument of investigation in quantifying qualitative and quantitative effects that environmental factors (natural, induced, stochastic) exert on communities structures evaluating their ability to reconstitute the communities after a disturbance.

KEY WORDS: Oribatid mites, deterministic and stochastic processes, fires, bioaccumulation, Population dynamics

INTRODUZIONE

All’interno del termine “biodiversità” troviamo racchiuso l’immenso patrimonio biologico costituito da tutte le forme di vita animali e vegetali che si è formato nel corso dell’evoluzione della Terra. Tutti conoscono il ghepardo, il panda, la balena ma che dire delle altre specie che ricevono poca attenzione dai media e dal pubblico in generale? La domanda presentata nel titolo di questo contributo vuole essere provocatoria, ma al tempo stesso intellettualmente forte, in quanto è volta a considerare il valore ecologico di quelle specie che nell’immaginario collettivo non hanno valore alcuno. La definizione di “specie neglette” ha sostituito nella letteratura scientifica la più semplicistica definizione di “fauna minore”. Questo termine, senza alcun significato sistematico o biologico, racchiude quel complesso di specie animali di piccole dimensioni che non sembrano possedere nessun appeal ma che compongono il ricchissimo mosaico della fauna che popola sia i grandi ecosistemi sia i piccoli biotopi svolgendo un ruolo fondamentale per il loro funzionamento. Molto spesso, inoltre, queste specie rappresentano un utile strumento scientifico di indicazione dello stato e dell’evoluzione degli ambienti, sia naturali che degradati. L’importanza scientifico-gestionale della fauna minore sta sempre più evidenziando il suo potenziale e ormai da alcuni anni le regioni italiane

si sono dotate di leggi specifiche per difenderla proteggendo anche gli habitat trofici, di riproduzione e di svernamento di specie autoctone di anfibi, rettili, chiroterri, piccoli mammiferi insettivori e uccelli. Tuttavia continua ad esserci una negligenza di fondo quando vediamo che tra gli invertebrati mai nessuna indicazione viene fornita riguardo all’incredibile numero di specie che possiamo trovare nel suolo, che con la loro azione creano e mantengono le condizioni che permettono alle piante di crescere, agli animali di nutrirsi e alla società umana di ricavare materie prime fondamentali.

Sebbene comprendere come un numero così grande di specie animali possa coesistere in un ambiente così apparentemente omogeneo come il suolo (ANDERSON, 1975) sia ancora un problema aperto per zoologi ed ecologi, questa fauna racchiude un elevato potenziale descrittivo e di bioindicazione della qualità di questo ecosistema. L’analisi della composizione specifica e della distribuzione degli individui all’interno delle comunità, gli adattamenti fisiologici, le strategie comportamentali che questi animali, spesso a piccola o piccolissima scala, sono in grado di mettere in atto in funzione del procedere di una successione ecologica rappresentano un utile ed economico strumento di indagine per quantificare gli effetti, qualitativi e quantitativi, che fattori ambientali (naturali, indotti, stocastici) possono esercitare sulla

struttura e sulla capacità di ricostituire le comunità dopo un disturbo. In questo contesto ambientale troviamo gli acari oribatei, chelicerati appartenenti alla classe Arachnida che, dopo funghi, batteri e nematodi, rappresentano la componente più numerosa della fauna edafica, sia come numero di specie che di individui. Gli oribatei, che hanno conosciuto una spettacolare radiazione adattativa che li ha portati a colonizzare tutti gli ambienti terrestri (ma anche acquatici), presentano spesso abitudini alimentari opportuniste, utili per sopravvivere anche in condizioni ambientali molto diverse, a cui si associa uno scarsissimo potere di dispersione che rende questi animali fortemente dipendenti dall'evoluzione dei suoli. Utilizzare le informazioni ecologiche che questi artropodi riescono a fornirci significa usare un sistema economico ed efficace per: a) descrivere un habitat e la sua evoluzione, b) seguire gli effetti sull'ambiente di un disturbo ambientale, c) valutare le relazioni tra diversità e stabilità ambientale (LOREAU e MAZANCOURT, 2013).

EVOLUZIONE DEGLI AMBIENTI FORESTALI

Un primo esempio esplicativo in grado di spiegare quanto introdotto può essere quello di una recente ricerca condotta dagli zoologi e botanici del Dipartimento di Scienze della Vita dell'Università di Siena che ha riguardato un esteso campionamento nelle pinete costiere mediterranee. Una parte di questi

campionamenti si sono concentrati nella Foresta Demaniale del Circeo. Quest'area di forma rettangolare di circa 3.300 ha che si estende nella zona orientale del Parco Nazionale del Circeo (Fig. 1a) rappresenta l'unico lembo residuo dell'antica selva di Terracina (ubicata nella vasta regione paludosa detta "palude pontina") che in occasione dei grandi lavori di bonifica della pianura pontina dei primi anni '30, su proposta dell'Amministrazione forestale dell'epoca, non fu tagliata (PADULA, 1985). Tutta l'area, situata su una serie di dune continentali risalenti al Paleolitico superiore, è caratterizzata da una marcata disomogeneità nella fisionomia forestale, prodotto di fenomeni naturali e di interventi antropici, che attualmente si palesa nella presenza di larghe parcelle di territorio che già il Piano di gestione della foresta del 1969 definisce aree a "vegetazione antropica" (PADULA, 1985). Queste aree sono costituite in parte da rimboschimenti di pino domestico (*Pinus pinea*) e di eucalipti che si intercalano a boschi di cerro (*Quercus cerris*) e farnetto (*Quercus frainetto*) con lecci (*Quercus ilex*) e sughere (*Quercus suber*) (AA.VV., 2011). Il primo obiettivo della ricerca è stato quello di individuare le aree dove più intensi sono stati effettuati gli impianti a *P. pinea* e dove sono risultate più evidenti le differenze nella copertura arborea ed arbustiva legate al passaggio/calpestio di uomini e piccoli o grandi mammiferi. Successivamente, per verificare se i patterns delle comunità di acari oribatei fossero in grado di intercettare questo aspetto dell'eterogeneità

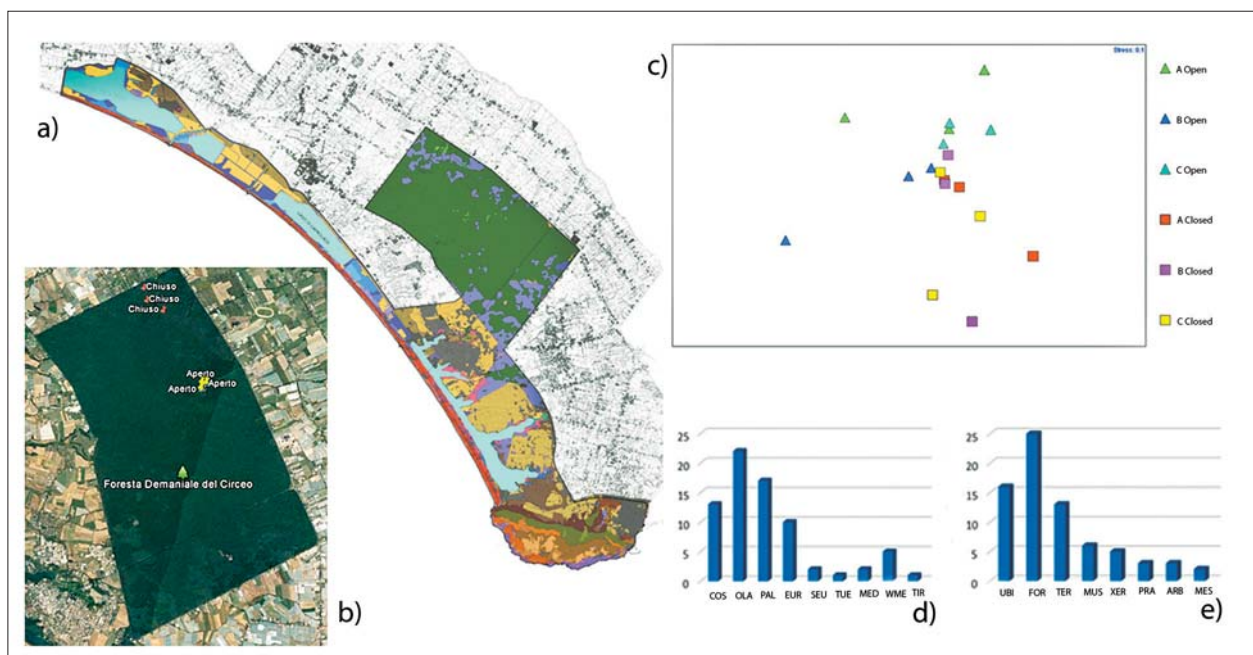


Fig. 1 – a) Mappa del Parco Nazionale del Circeo; b) Siti di campionamento divisi in aree chiuse e aree aperte; c) Ordinamento dei campioni ottenuto con il non-metric Multidimensional Scaling (n-MDS); d) Istogramma raffigurante la corologia delle specie campionate: Cosmopolita (COS); Oloartico (OLA); Paleartico (PAL); Europeo (EUR), Sudeuropeo (SEU), Turanico-europeo (TUE), mediterraneo (MED), mediterraneo occidentale (WME), tirreniche (TIR). e) Istogramma raffigurante l'autoecologia delle specie campionate: ubiquitarie (UBI), forestali (FOR), termofile (TER), musciole (MUS), xerofile (XER), prato (PRA), arboricole (ARB), mesofile (MES).

ambientale, sono stati selezionati due siti di studio all'interno di aree con dominanza di pino domestico ma con diverso livello di copertura arborea, che per convenzione sono state definite come "aree aperte" e "aree chiuse" (Fig. 1b).

Sebbene le due aree indagate siano realmente molto vicine tra di loro, l'ordinamento effettuato tramite il non-metric Multidimensional Scaling (n-MDS) ha mostrato come le oribatocenosi siano capaci di discriminare i siti testati in maniera netta (Fig. 1c), evidenziando come porzioni limitate di territorio con caratteristiche vegetazionali, ambientali e microclimatiche diverse possano esprimere comunità edafiche differenti. L'aspetto interessante che emerge da questa ricerca è che il maggior contributo al nostro ordinamento (ottenuto utilizzando la procedura SIMPER) sembra essere stato fornito da specie a larghissimo areale distributivo (Fig. 1d), un contingente i cui rappresentanti, generalmente, non mostrano una decisa caratterizzazione ecologica. In questo caso la presenza di specie forestali (Fig. 1e) che sembrano richiedere condizioni più mesofile, suoli poco sciolti, acidi, ricchi di acqua e sostanza organica come *Odontocepheus elongatus*, *Micreremus brevipes*, *Eupelops subuliger* e *Melanozetes mollicomus* sembra esclusiva delle aree con maggior copertura arborea, quelle che, probabilmente, si avvicinano di più alle condizioni originarie della foresta planiziale. Tutto questo sembra confermare le ipotesi di ANZALONE *et al.*, (1997) il quale afferma, nel suo lavoro sulla flora vascolare del Parco Nazionale del Circeo, che il carattere di mediterraneità nella foresta planiziaria è mitigato dall'influenza edafica legata ai resti delle Paludi Pontine in grado di rendere possibile

la presenza di alcuni elementi mesofili, probabili relitti di clima più freddo e umido.

LA CAPACITÀ DI BIOACCUMULARE ELEVATE
CONCENTRAZIONI DI METALLI PESANTI CONSENTE
AGLI ACARI ORIBATEI DI ESPRIMERE COMUNITÀ
STRUTTURATE ANCHE IN SUOLI FORTEMENTE STRESSATI

In questi ultimi anni un numero crescente di ricercatori sta focalizzando i propri sforzi per valutare quali effetti può esercitare la presenza di livelli crescenti di contaminazione da metalli pesanti sulla composizione e sulla dinamica delle comunità edafiche. I poligoni di tiro, e in particolare quelli di tiro al piattello, possono rappresentare una situazione particolarmente esplicativa del problema soprattutto perché sperimentalmente perfetti in quanto il maggior contaminante (in genere Pb metallico) si deposita al suolo su un'area ristretta seguendo gradienti di concentrazione legati alla balistica del tiro. Questa particolare distribuzione dei contaminanti consente di definire dei disegni di campionamento ottimali da cui ricavare dati utili in grado di fornire indicazioni sulle risposte delle comunità edafiche in funzione di crescenti concentrazioni di metallo pesante. Uno studio intrapreso dal nostro gruppo di ricerca nell'area di raccolta delle munizioni in un poligono di tiro al piattello vicino a Siena (Fig. 2a) ha evidenziato come le concentrazioni di Pb nel suolo raggiungono valori elevatissimi, comparabili a quelli rilevabili in aree minerarie (STONE *et al.*, 2001) e ben oltre i limiti consentiti dalla legge italiana (D.M. 25 October 1999 n. 471), confermando

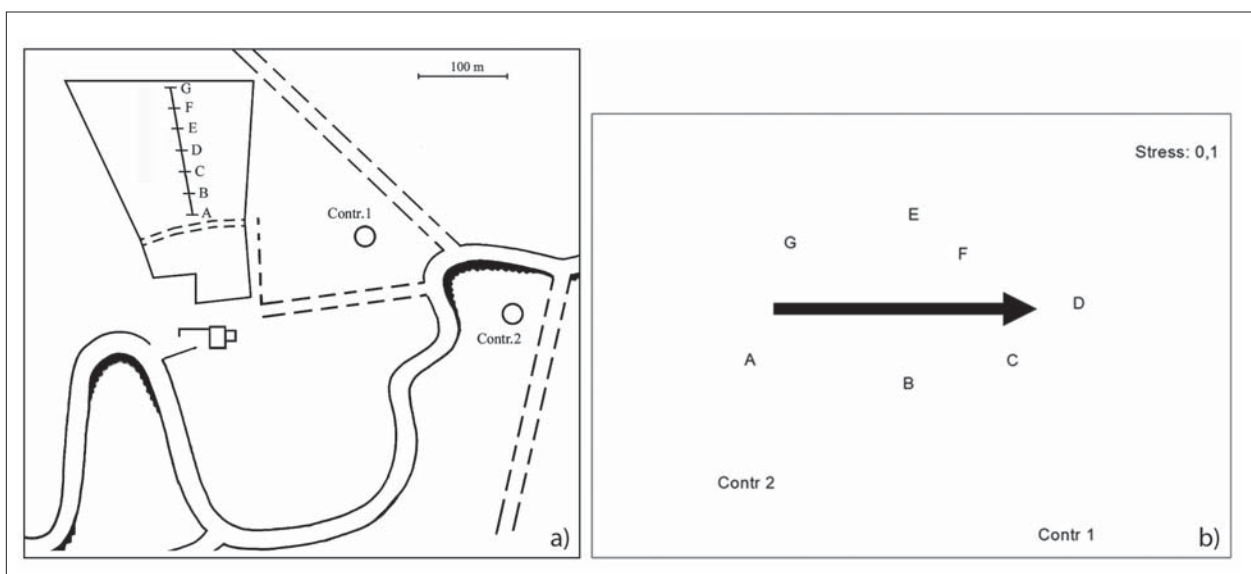


Fig. 2 – a) Area di campionamento: A–G siti identificati dal transetto all'interno dell'area di raccolta delle munizioni; Concentrazioni di Pb ($\mu\text{g/g}$) determinate nei suoli delle nove stazioni di indagine (A= 223 $\mu\text{g/g}$; B= 268 $\mu\text{g/g}$; C= 212 $\mu\text{g/g}$; D= 915 $\mu\text{g/g}$; E= 1898 $\mu\text{g/g}$; F= 1576 $\mu\text{g/g}$; G= 624 $\mu\text{g/g}$; Contr.1= 82.5; Contr.2= 80.5 $\mu\text{g/g}$); Contr. 1 e Contr. 2 siti di controllo non contaminati. b) Ordinamento effettuato con il non-metric Multidimensional Scaling (n-MDS). La freccia indica il gradiente di inquinamento.

come l'andamento delle loro concentrazioni sia legato alla traiettoria delle munizioni. L'ordinamento dei siti effettuato con il n-MDS (Fig. 2b) ha mostrato come questi si dispongano in funzione del gradiente spaziale delle concentrazioni di Pb con la contaminazione che sembra aver sortito effetti più qualitativi che quantitativi sulle oribatocenosi. La generalizzata semplificazione delle loro comunità (35 specie), evidenziata da una evidente diminuzione di individui di alcune specie sensibili (o la loro assenza), sembra essere stata compensata dalla consistente presenza di specie ubiquiste, insensibili o metallo tolleranti (*Tectocepheus sarekensis*, *T. velatus*, *Scheloribates pallidulus*, *Punctoribates punctum*,) associate alla presenza di entità xerofile tipiche di aree aperte e spesso disturbate (*Ceratozetes laticuspidatus*, *Zygoribatula exarata*) (MIGLIORINI *et al.*, 2005a). La capacità di alcune specie di acari oribatei di sopravvivere e molto spesso di esprimere popolazioni abbondanti in aree fortemente contaminate da metalli pesanti sembra essere correlata, similmente ad altri gruppi edafici di saprofagi, alla capacità di mettere in atto meccanismi fisiologici sia di detossificazione (TRIEBSKORN e KOHLER, 1996) sia di sequestro e loca-

lizzazione intracellulare di metalli pesanti sotto forma di granuli intracellulari elettrodensità (EDGs) (LUDWIG *et al.*, 1992; ALBERTI *et al.*, 2003). Durante una serie di studi ultrastrutturali da noi effettuati su esemplari di *Xenillus tegeocranus* (Fig. 3a) raccolti nel bacino minerario delle colline Metallifere (Toscana Meridionale), abbiamo osservato la presenza di numerosi EDGs di struttura concentrica, simili agli sferiti rilevabili nell'intestino di collemboli, diplopodi e dipluri (HOPKIN, 1989; KOHLER, 2002; PIGINO *et al.*, 2005), nell'epitelio ventricolare mentre nella parte apicale delle ghiandole proventricolari sono stati osservati granuli di aspetto omogeneo e scuro. La composizione chimica dei granuli osservati, determinata utilizzando la microanalisi a raggi X, ha evidenziato che, in questi suoli caratterizzati da elevatissime concentrazioni di Fe, solo i granuli omogenei delle ghiandole proventricolari (Fig. 3b) sembrano essere implicati nell'accumulo di questo metallo mentre gli EDGs concentrici intestinali accumulano essenzialmente Zn, Mn, Cu (Fig. 3c) (PIGINO *et al.*, 2006). Accumulare metalli pesanti sotto forma di granuli intracellulari sembra essere un adattamento fisiologico vincente e largamente condiviso tra i componenti della fauna

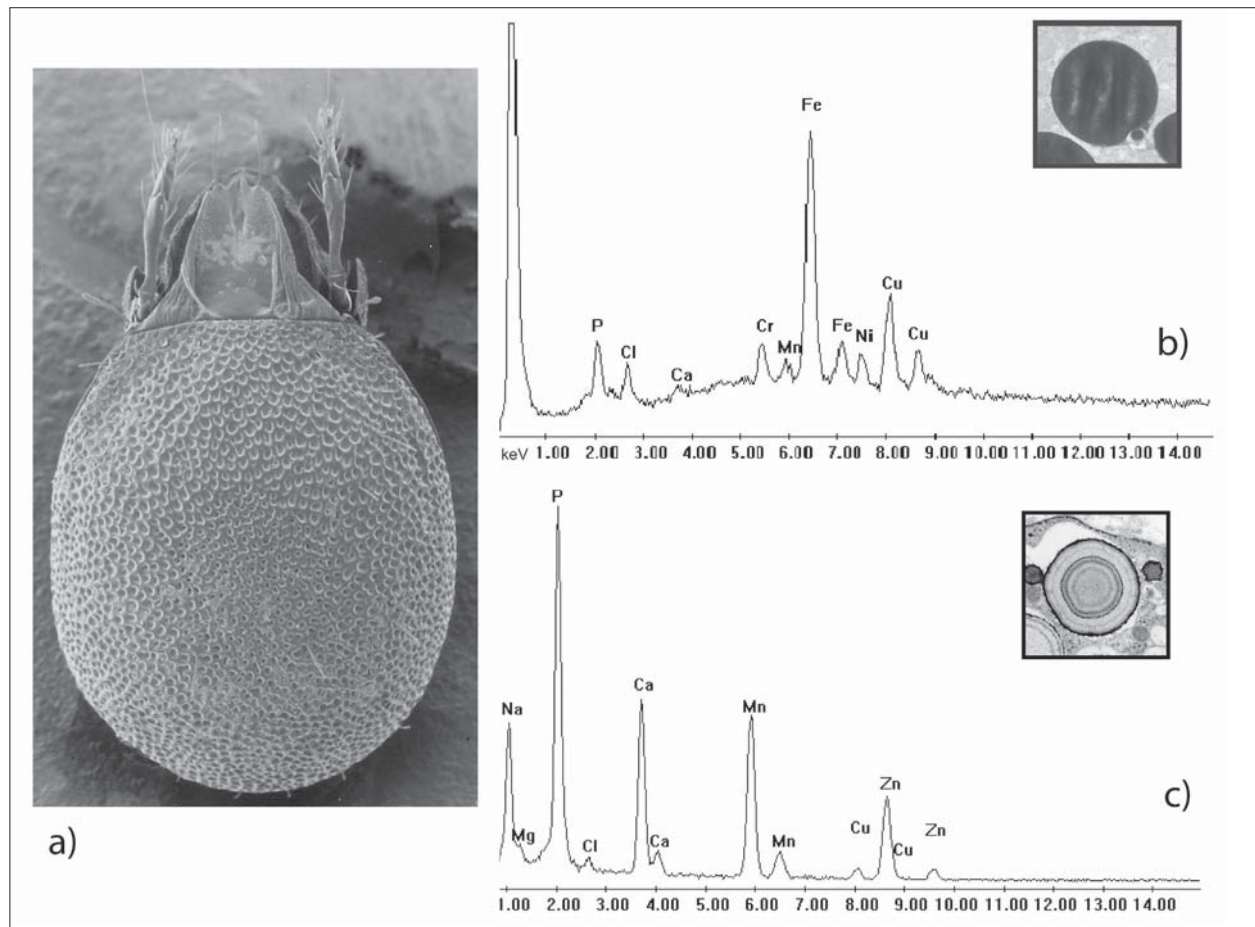


Fig. 3 – a) Esemplare di *Xenillus tegeocranus*; Composizione dei granuli intracellulari elettrodensità concentrici b) e omogenei c) in individui raccolti in aree contaminate utilizzando la Microanalisi a raggi X.

del suolo. Tuttavia, sebbene molti esapodi riescono ad espellere questo materiale tossico durante la muta, gli acari non sono in grado di mettere in atto questo tipo di escrezione. A tale proposito ALBERTI e COONS (1999) e LUDWIG *et al.* (1992) invocano l'azione delle ghiandole proventricolari quali organi multifunzionali implicati nella produzione di enzimi digestivi, nell'escrezione e nella detossificazione. In questi organi vengono attuati meccanismi di escrezione olocrina (HUMBERT, 1974), che vedono la degenerazione e l'espulsione di intere cellule o apocrina, come osservato da ALBERTI *et al.* (2003), in cui solo la parte della cellula in cui si accumulano gli sferiti viene scaricata dall'epitelio nel lume intestinale.

AMBIENTI FRAMMENTATI:

LA RISPOSTA DELLE COMUNITÀ DI ACARI ORIBATEI

Molti ecosistemi sono soggetti a disturbi ambientali che si succedono con frequenza e modalità variabili. Gli incendi, la siccità, le inondazioni, il taglio dei boschi, le pratiche agricole frammentano l'habitat, inducono variazioni nelle proprietà locali dei suoli e nella disponibilità delle risorse, guidano i pattern delle zoocenosi edafiche influenzandone le interazioni intra e interspecifiche (RANTALAINEN *et al.*, 2004). In molti ecosistemi mediterranei il fuoco rappresenta un fattore di disturbo ricorrente che fa assumere alla macchia mediterranea la sua tipica fisionomia caratterizzata da un mosaico di aree dominate da arbusti, aree

dominate da erbe e aree dominate da boschi. Ciascuna di queste situazioni ambientali, differendo nelle condizioni microclimatiche, nella qualità, nella quantità e nella distribuzione della materia organica lungo il profilo del suolo, è capace di guidare l'evoluzione della maggior parte degli organismi che in essa vivono (MARTÍN-PINTO *et al.*, 2006). Sebbene la sensibilità al fuoco sia diversa nei diversi gruppi di organismi edafici le differenze nella capacità di dispersione, la fenologia e le strategie riproduttive rappresentano i fattori chiave che consentono loro di sopravvivere e ricolonizzazione aree di ambienti frammentati ed ecologicamente instabili. Al fine di studiare le relazioni esistenti tra gli incendi e la capacità di ripristinare le comunità edafiche è stato intrapreso uno studio, nella Riserva Naturale "Castel Volturno" (CE), per valutare gli effetti di una sequenza di incendi controllati di diversa intensità (parcelle di macchia mediterranea sottoposte ad incendio superficiale e profondo) (Fig. 4a), sulla dinamica delle popolazioni di acari oribatei utilizzando dati raccolti rispettivamente 245, 364 e 728 giorni dopo il fuoco (MIGLIORINI *et al.*, 2005b).

Utilizzando i dati ottenuti dai campionamenti è stato effettuato un ordinamento dei siti tramite il n-MDS (Fig. 4b). L'evidente dipendenza dall'intensità degli incendi e dal tempo trascorso dall'inizio del disturbo possono essere interpretate nella diversa capacità dei vari taxa di sopravvivere e di ricostituire le loro popolazioni dopo il disturbo (MARAUN e SCHEU, 2000). È ormai noto che gli effetti del fuoco sono più evidenti negli abitanti degli strati più superficiali mentre gli

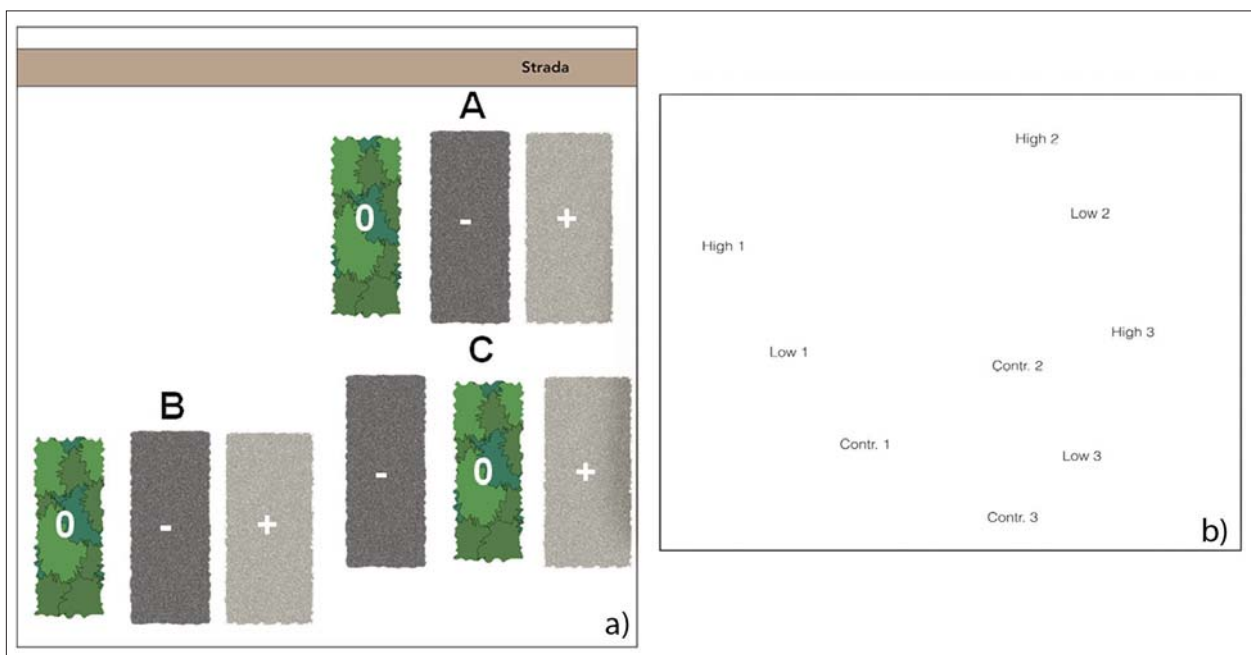


Fig. 4 – a) Disegno sperimentale e siti di campionamento all'interno dell'area di studio. - = incendi di bassa intensità; + = incendi di alta intensità; 0 = controlli. A-B-C = aree di campionamento. b) Ordinamento effettuato con il non-metric Multidimensional Scaling (n-MDS) basato sulla matrice di similarità ottenuta applicando l'indice di Bray-Curtis alle abbondanze medie di acari oribatei raccolti nelle tre date di campionamento ed aggregati per intensità di incendio (High1, High2, High3; Low1, Low2, Low3; Contr.1, Contr.2, Contr.3).

animali che vivono più in profondità riescono a sopravvivere (STAMOU, 1998). Piccoli oribatei euedafici come *Ctenacarus araneola*, *Aphelacarus acarinus*, *Sphaerochthonius splendidus*, *Phyllozetes emmae*, *Bursoplophora tyrrhenica*, *Liochthonius strenzkei*, *Sellnickochthonius immaculatus* sono risultati costantemente presenti durante l'intero periodo dei campionamenti a cui si è associato un progressivo e sempre più deciso aumento di individui, nelle aree sottoposte ad incendi profondi dopo due anni dall'evento, di specie euritopiche come *Zygoribatula glabra* e *Punctoribates punctum*. Questi due elementi, tipici di aree aperte e di ambienti di transizione (KOVÁČ *et al.*, 2001), grazie al loro maggior potere di dispersione sono capaci di colonizzare una vasta gamma di habitat oltre ad essere in grado di mettere in atto meccanismi riproduttivi partenogenetici in grado di incrementare la consistenza numerica dei genotipi meglio adattati (MARAUN e SCHEU, 2000). Possiamo quindi affermare che il disturbo ambientale, contribuendo a generare l'eterogeneità spaziale in alcune aree, tende a ridurre la densità delle specie sensibili o a portare alla loro estinzione (α -diversità), consentendo, in tal modo, la colonizzazione da parte specie opportunistiche che sono in grado di sostituire le prime guidando il turnover di specie tra habitat (β -diversità).

I meccanismi che regolano la capacità di ricostituire le comunità in ambienti frammentati rappresentano ancora oggi un problema teorico irrisolto soprattutto dopo che HUBBELL nel 2001, contraddicendo l'interpretazione classica basata sulla scelta di nicchia, ipotizzò, con la sua Teoria Neutrale, che le comunità vengono costantemente saturate e ogni individuo che muore viene sostituito "casualmente" da una qualsiasi specie considerata funzionalmente equivalente. Molti anni sono ormai trascorsi e nessun ricercatore crede che il mondo sia neutrale e le specie (o gli individui) ecologicamente equivalenti, tuttavia l'opera di Hubbell sta ultimamente assumendo un ruolo importante tra tutti i ricercatori che studiano le dinamiche di popolazione. Il Modello Neutrale può rappresentare, per gli ecologi, uno strumento di lavoro in grado di fornire una robusta ipotesi nulla utile a capire se l'eterogeneità ambientale è in grado di guidare i pattern di β diversità. Secondo LEGENDRE e DE CACERES (2013) è possibile creare equivalenti neutrali partendo dalla matrice dati originale da cui ricavare una distribuzione di β diversità (simulata) da confrontare con i valori di β diversità calcolati con i dati reali. In pratica questo modello concettuale postula che le dinamiche reali potranno divergere o convergere rispetto ai valori simulati partendo dal Modello Neutrale. I risultati ottenuti dal nostro gruppo di ricerca sembrano supportare questa ipotesi generale. Il metodo permette di individuare i cambiamenti nella β diversità in aree caratterizzate da evidente eterogeneità ambientale (naturale o indotta),

mentre vengono rilevati pattern consistenti con la neutralità quando è presente una omogeneizzazione spaziale delle proprietà dei suoli a prescindere dalla presenza di disturbo (MAASS *et al.*, 2014). Tuttavia, sebbene intrigante, il metodo non è in grado di fornire indicazioni sui fattori e le variabili coinvolte né sui i meccanismi che guidano le dinamiche delle comunità edafiche. Benché non sia possibile escludere l'azione esclusiva di uno dei due meccanismi, deterministico o stocastico, la spiegazione attualmente più plausibile sembra essere il coinvolgimento di entrambi, quali fattori in grado di in grado di operare a varia scala agendo in maniera determinante nella composizione e nella struttura delle comunità edafiche "locali".

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

All'interno di quell'infinito "mondo nascosto" che è la fauna del suolo, gli acari oribatei si confermano un utile strumento di analisi e valutazione ambientale. Questi piccoli artropodi, sconosciuti alla maggior parte degli uomini, riescono a fornire indicazioni sull'origine dei popolamenti animali, a discriminare ambienti naturali da quelli disturbati, a distinguere un disturbo e intercettare la sua intensità ma sono anche di valido aiuto nelle ricerche e nello sviluppo di modelli teorici. E' auspicabile un allargamento delle conoscenze relative a questo gruppo animale e a tutti i componenti della fauna del suolo per sensibilizzare larghe fasce della popolazione, ma anche molti amministratori, che spesso risultano essere completamente ignare della presenza di questi animali in un distretto ambientale oscuro ai più ma indispensabile per la sopravvivenza di tutti noi.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2011 – *Piano del Parco Nazionale del Circeo. Relazione Generale. Tomo 1 - Analisi*. Ente Parco Nazionale del Circeo.
- ALBERTI G., COONS L.B., 1999 – *Acari: Mites*. In: Harrison F.W. & Foelix R.F. Ed., *Microscopic Anatomy of Invertebrates*. Vol. AC. Chelicerate Arthropoda. Wiley & Sons, Chichester, pp. 515-1215.
- ALBERTI G., SENICZAK A., SENICZAK S., 2003 – *The digestive system and fat body of an early-derivative oribatid mites, Archezogetes longisetosus Aoki (Acari: Oribatida, Thrypochthoniidae)*. – *Acarologia*, 43: 151-222.
- ANDERSON J.M., 1975 – *The enigma of soil animal species diversity*. In: J. Vanek, Ed., *Progress in soil zoology*. Prague Academia, Prague, Czech. pp. 51-58.
- ANZALONE B., LATTANZI E., LUCCHESI F., PADULA M., 1997 – *Flora vascolare del Parco Nazionale del Circeo (Lazio)*. - *Webbia: Journal of Plant Taxonomy and Geography*, 51: 251-341.
- HOPKIN S.P., 1989 – *Ecophysiology of Metals in Terrestrial Invertebrates*. Elsevier Applied Science, New York.

- HUBBELL, S.P., 2001 – *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- HUMBERT W., 1974 – *Localisation, structure et genèse des concrétion minérales dans le mésentéron des Collemboles Tomoceridae (Insecta, Collembola)*. - Z. Morph. Tiere, 78: 93-109.
- KOHLER H.-R., 2002 – *Localization of metals in cells of saprophagous soil arthropods (Isopoda, Diplopoda, Collembola)*. - Microsc. Res. Tech., 56: 393-401.
- KOVÁČ L., L'UPTÁČIK P., MIKLISOVA D., MATI R., 2001 – *Soil Oribatida and Collembola communities across a land depression in an arable field*. - Eur. J. Soil Biol., 37: 285-289.
- LEGENDRE P., DE CACERES M., 2013 – *Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning*. - Ecol. Lett., 16: 951-963.
- LOREAU M., DE MAZANCOURT C., 2013 – *Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms*. - Ecol. Lett., 16: 106-115.
- LUDWIG M., KRATZMANN M., ALBERTI G., 1992 – *Observations on the proventricular glands ('organes racemiformes') on the oribatid mites Chamobates borealis (Acari, Oribatida): an organ of interest for studies on adaptation of animals to acid soils*. - Exp. Appl. Acarol., 15: 49-57.
- MAASS S., MIGLIORINI M., MATTHIAS C., RILLIG M.C., CARUSO T., 2014 – *Disturbance, neutral theory, and patterns of beta diversity in soil communities*. - Ecol. Evol., 4: 4766-4774.
- MARAUN M., SCHEU S., 2000 – *The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implication for future research*. - Ecography, 23: 374-383.
- MARTÍN-PINTO P., VAQUERIZO H., PEÑALVER F., OLAIZOLA J., ORIA-DE-RUEDA J.A., 2006 – *Early effects of a wildfire on the diversity and production of fungal communities in Mediterranean vegetation types dominated by Cistus ladanifer and Pinus pinaster in Spain*. - Forest Ecol. Manag., 225: 296-305.
- MIGLIORINI M., PIGINO G., CARUSO T., FANCIULLI P.P., LEONZIO C., BERNINI F., 2005a – *Soil communities (Acari Oribatida; Hexapoda Collembola) in a clay pigeon shooting range*. - Pedobiologia, 49: 1-13.
- MIGLIORINI M., PIGINO G., AVANZATI A.M., SALOMONE N., BERNINI F., 2005b – *Experimental fires in Mediterranean environment: effects on oribatid mite communities*. In: G. Weigmann, G. Alberti, A. Wohltmann and S. Ragusa Ed. *Phytophaga - Acarine biodiversity in the natural and human sphere* - Proceedings of 5th Symposium of the European Association of Acarologists Berlino. Luxograph, Palermo, Italy. 271-278.
- PADULA M., 1985 – *Aspetti della vegetazione del Parco Nazionale del Circeo*. - Webbia, 39: 1, 29-110.
- PIGINO G., MIGLIORINI M., PACCAGNINI E., BERNINI F., LEONZIO C., 2005 – *Fine structure of the midgut and Malpighian papillae in Campodea (Monocampa) quilibisi Silvestri, 1932 (Hexapoda, Diplura) with special reference to the metal composition and physiological significance of midgut intracellular electron-dense granules*. - Tissue Cell, 37: 223-232.
- PIGINO G., MIGLIORINI M., PACCAGNINI E., BERNINI F., 2006 – *Localisation of heavy metals in the midgut epithelial cells of Xenillus tegeocranus (Hermann, 1804) (Acari: Oribatida)*. - Ecot. Env. Saf., 64: 257-263.
- RANTALAINEN M.-L., KONTIOLA L., HAIMI J., FRITZ H., SETÄLÄ H., 2004 – *Influence of resource quality on the composition of soil decomposer community in fragmented and continuous habitat*. - Soil Biol. Bioch., 36: 1983-1996.
- STAMOU G.P., 1998 – *Arthropods of mediterranean-type ecosystems*. In: Cloudsley-Thompson Ed., *Adaptation of Desert Organisms*. Springer-verlag Berlin, Heidelberg.
- STONE D., JEPSON P., KRAMARZ P., LASKOWSKI R., 2001 – *Time to death response in carabid beetles to multiple stressors along a gradient of heavy metal pollution*. - Environ. Pollut., 113: 239-244.
- TRIEBSKORN R., KOHLER H.-R., 1996 – *The impact of heavy metals on the gray garden slug, Deroceras reticulatum (Muller): metal storage, cellular effects and semi-quantitative evaluation of metal toxicity*. - Environ. Pollut., 93: 327-343.

CENTIPEDE COMMUNITIES (CHILOPODA) OF FOREST SOILS ACROSS EUROPE: ABUNDANCE, SPECIES RICHNESS AND SPECIES COMPOSITION

LUCIO BONATO (*) (°) - ALESSANDRO MINELLI (*) - MARZIO ZAPPAROLI (**)

(*) *Department of Biology, Università degli Studi di Padova, Via U. Bassi 58b, 35131 Padova - Italy*

(**) *Department for Innovation in Biological, Agro-food and Forest systems (DIBAF), Università degli Studi della Tuscia, Via San Camillo de Lellis snc, 01100 Viterbo - Italy*

(°) Corresponding author: lucio.bonato@unipd.it

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda “Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi”. Seduta pubblica dell’Accademia - Firenze, 16 giugno 2017.

Centipede communities (Chilopoda) of forest soils across Europe: abundance, species richness and species composition

Centipedes are abundant and diverse predators in the soil biocenoses of temperate forests, however basic ecological features of their communities are poorly investigated. We summarize the most reliable estimates of centipede abundance, number of coexisting species and taxonomic composition of centipede communities, obtained in >100 sites across the European forests. Investigations have been so far biased towards northern and central Europe, and are especially scarce in the southern major peninsulas. On average, higher densities of centipedes have been reported from forests in the Alps, Bohemian mountains and Dinarides (usually some hundreds of ind/m², exceptionally surpassing 850 ind/m²), while the lowest values were found in Scandinavia and north-eastern Europe (usually few tens of ind/m²). The highest numbers of species coexisting in a community (detected within 2 ha at most) were reported from beechwoods in northern Dinarides (mainly 15-24 species, up to 28), whereas lower and lower numbers were found moving north and north-east (up to 17 in northern Carpathians and 13 in German-Polish lowlands) and lower but variable numbers in the southern peninsulas (up to 21 in the Apennines and 19 in the Balkans). Centipede communities in all European forests comprise two major eco-morphological guilds: regularly epigeic species (mainly Lithobiidae, above all *Lithobius* and *Eupolybothrus*) and more strictly endogeic species (diverse Geophilomorpha, mainly Geophilinae, but also *Cryptops*). Major differences in species composition are found between central-northern Europe, the most western European regions and especially the two peninsulas south of the Alps and the Carpathians.

KEY WORDS: biocenosis, density, soil fauna, syntopy, taxonomic diversity.

CENTIPEDE COMMUNITIES IN FOREST SOILS: STATE OF KNOWLEDGE

Centipedes (Chilopoda) are a major component of the predatory guild in the biocenoses of the soil and leaf litter of all temperate forests. Their contribution is substantial in terms of density of individuals (e.g.: ALBERT, 1979; PETERSEN & LUXTON, 1982), biomass (e.g., SCHEU *et al.*, 2003), taxonomic richness and ecological diversity (e.g., VOIGTLÄNDER, 2011). However, in comparison with other groups of predators like carabid beetles and spiders, centipedes in the forest soils have been much less investigated with regards to basic ecological properties of their communities. In general, estimating abundance, local species richness and taxonomic structure of the centipede assemblages in the forest ecosystems has been hindered by the cryptic habits and low density of most species (e.g.: GRGIČ & KOS, 2003, 2005; TUF *et al.*, 2006; JABIN *et al.*, 2007), the generally low throughput of the sampling methods commonly employed for soil invertebrates and the high differences

between methods in the catchability of different species (reviewed by TUF, 2015).

While some centipede species crawl regularly on the ground, exiting soil crevices especially at night during the mild and humid seasons, other species are strictly endogeic, i.e. they live permanently inside the soil, most often in the upper layers but also migrating to deeper ones under unfavourable climatic conditions (e.g.: RENDOŠ *et al.*, 2012; TUF *et al.*, 2017). As a consequence, pitfall trapping is effective only on the regularly epigeic species of centipedes, while it is almost ineffective for species that are strictly endogeic. On the other hand, extracting centipedes from standard samples of soil and leaf litter (either manually or by means of devices like Berlese, Tullgren or Winkler extractors) is usually found poorly efficient, so that large volumes of soil, multiple replicates and long-time sessions are required to approximate an exhaustive sampling of a local centipede community. As a consequence, these methods are often complemented or even substituted with the direct searching of centipedes by hand and eye, by exploring potential refuges on the

ground, under stones or logs, and/or by sifting leaf litter and/or by digging in the soil (e.g.: BLACKBURN *et al.*, 2002; ZAPPAROLI & PERONI, 2011; VOIGTLÄNDER & DECKER, 2014; TUF, 2015). However, such methods require greater effort in terms of human work and are hard to standardize.

As a matter of fact, the surveys carried on so far on the centipede communities of different forest sites have been broadly heterogeneous in the methods employed and the effort applied. As a consequence, their results are hardly comparable. Additionally, the centipede communities that have been more thoroughly investigated within Europe are mainly concentrated in the northern broadleaf and coniferous woods, especially across the lowlands and uplands between northern France, through Germany, to Poland (above all: BLANDIN *et al.*, 1985; WYTWER, 1990; VOIGTLÄNDER, 1995; SCHEU & POSER, 1996; LEŚNIEWSKA *et al.*, 2008; DUNGER & VOIGTLÄNDER, 2009) but also in some mountain areas between Alps, Bohemian mountains and northern Carpathians (above all: SZÉKELYHIDY & LOKSA, 1979; KORSÓS & DÁNYI, 2002; TUF, 2003; JABIN *et al.*, 2007; WYTWER & TAJOVSKÝ, 2009), rarely in other parts of Europe (e.g., GRGIČ & KOS, 2003, 2005; BACHVAROVA *et al.*, 2015; BAINI & ZAPPAROLI, 2015).

We provide here a synthesis of the information acquired throughout Europe on some basic features of centipede communities in forest habitats, such as overall centipede abundance (in terms of density of individuals), local species richness (i.e., the number of species coexisting in a single community), and major geographical pattern of variation of species composition across Europe.

Other major issues of centipede community ecology are out of our scope, but it should be acknowledged that the overall geographical variation of centipede communities at the continental scale is strongly influenced by the fine-scale variation of many factors, including local microclimate, general structure and density of the tree cover (e.g., STAŠIOV & SVITOK, 2014), depth of the leaf litter (e.g., DAVID *et al.*, 1991; IORIO, 2014), soil texture (e.g.: LOCK *et al.*, 2001; KULA & LAZORÍK, 2016), human management and wood exploitation (e.g.: JABIN *et al.*, 2004; GRGIČ & KOS, 2005; BAINI *et al.*, 2012), age and successional stage of the forest (e.g., TUF, 2000, 2003; LEŚNIEWSKA *et al.*, 2005; SALMON *et al.*, 2006; DUNGER & VOIGTLÄNDER, 2009).

CENTPEDE ABUNDANCE

Local abundance of centipedes has been estimated in tens of forest sites of northern and central Europe (Fig. 1), mainly through Scandinavia, German-Polish lowlands, German uplands, Bohemian mountains and northern Carpathians. Most of the diversity of pedological substrates, forest composition, management and successional conditions has been sampled in northern and central Europe. Conversely, centipede abundance has been estimated only in a few forest sites in southern Europe.

Centipede abundance has been usually measured in terms of density of specimens, rarely in terms of biomass, and almost always referred to unit of surface area. Usually only the upper soil layers have

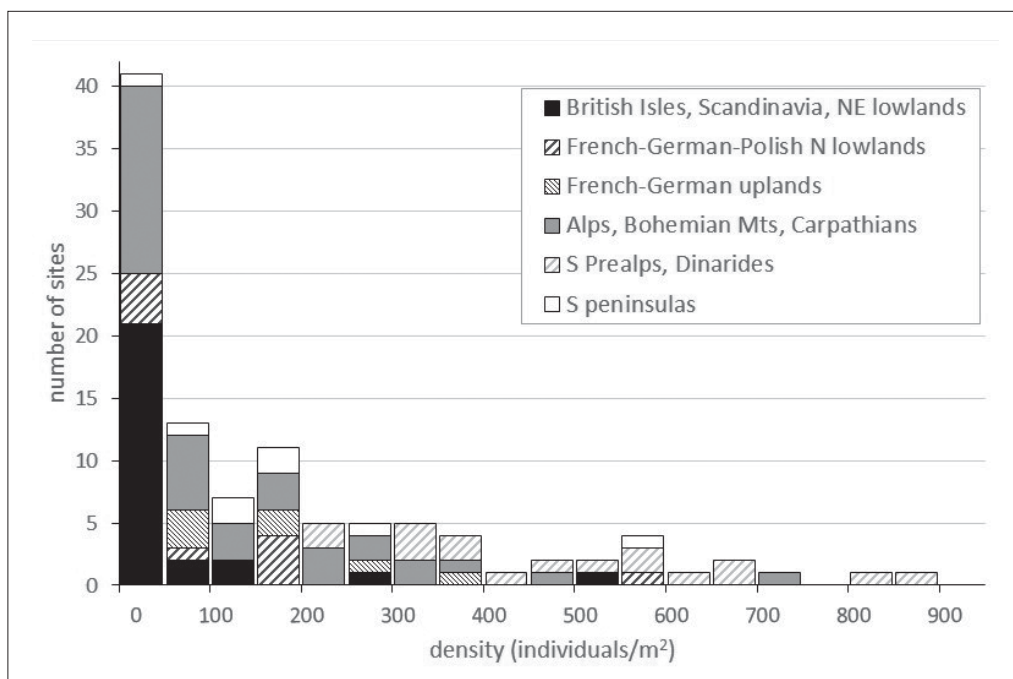


Fig. 1 – Frequency distribution of the density of Chilopoda estimated in 106 European forest sites, distinguished for major geographical regions. Data are from 44 publications, since 1931 to 2016.

been sampled, so that reported densities are expected to be underestimated. Moreover, values reported by different studies are hardly comparable because they were based on different sampling designs throughout the seasonal fluctuations of populations.

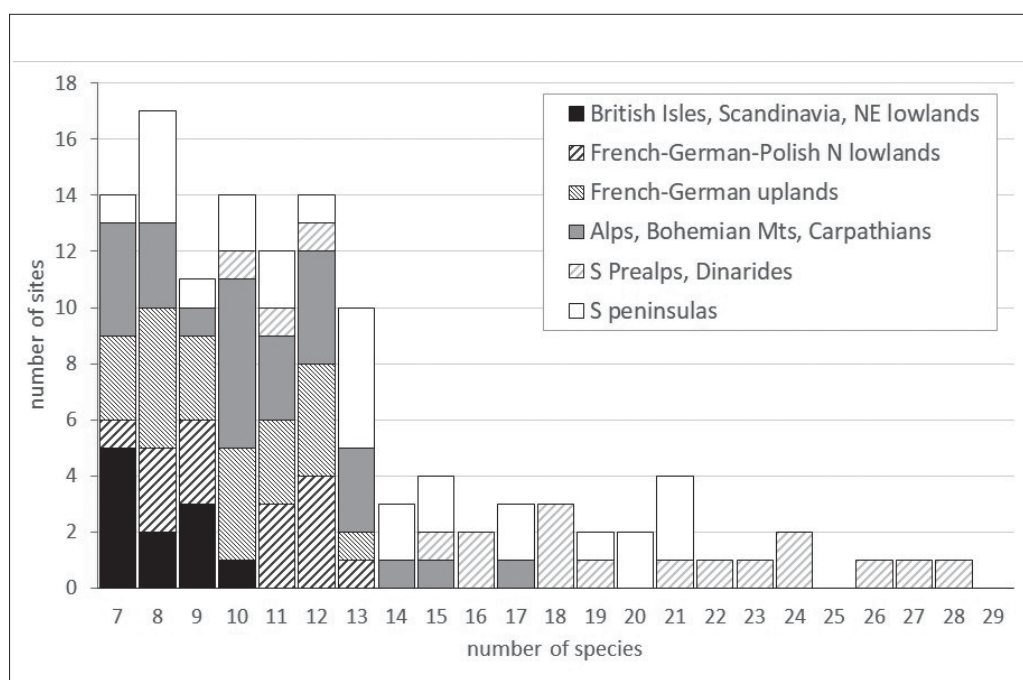
Based on published estimates (Fig. 1), in forest sites of Scandinavia and nearby lowlands of north-eastern Europe centipede densities are usually in the order of a few tens of individuals/m² (e.g., HUHTA & KOSKENNIEMI, 1975; WYTWER, 2000; ZENKOVA, 2016). In the lowlands and uplands between Great Britain, across northern France and Germany, to western Poland, higher densities have been found on average, around a few hundreds of individuals/m² (e.g., FRÜND, 1987; POSER, 1988, 1990; SCHEU & POSER, 1996), however much variable and sometimes surpassing 500 individuals/m² (e.g.: a few sites in Great Britain and northern France; ALBERT, 1977, 1978; BLANDIN *et al.*, 1980, 1985; GEOFFROY *et al.*, 1981). In the forest soils of major mountain chains across temperate Europe, centipede densities usually reach some hundreds of individuals/m², but sometimes remarkably higher values: up to ca. 700 individuals/m² have been estimated in oakwoods in the Bohemian mountains (PIŽL & TAJOVSKÝ, 1998) and up to 850-900 individuals/m² in beechwoods in northern Dinarides (KOS, 1996; GRGIČ & KOS, 2003). The few data available from sites in the European southern peninsulas are around hundreds of individuals/m², also for the relic patches of woodlands in the Po Plain (MINELLI, 1982; PAOLETTI, 1988).

SPECIES RICHNESS

Counts of species have been reported in the literature from many different forest sites, however they have been obtained with a diverse array of methods, through different amounts of sampling effort and applied to areas of variable extent. To evaluate and compare the most reliable estimates of local species richness, i.e. the amount of species that coexist in a single community, we took into account only counts obtained from sampling in relatively narrow and uniform plots (to minimize the effect of spatial variation of communities), only through methods allowing the effective capture of both the species that are regularly active on the ground and those that are strictly endogeic (see above), and based on more numerous samples (to reduce the expected underestimation due to sampling error) (Fig. 2).

Among the many forest plots thoroughly investigated in the French-German-Polish lowlands and the German uplands, encompassing diverse soil and vegetation types, usually around 10 centipede species are found coexisting, between 7 and 13. Higher numbers reported for some sites, up to around 20 species (e.g., LEŚNIEWSKA *et al.*, 2008), are hardly comparably because of the lack of information on the extent and heterogeneity of the sampling plots. In northern regions, lower species richness is usually found in the British Isles, north-western France and the entire Scandinavia, with an apparent decreasing trend towards the coldest and most continental areas of north-eastern Europe. Conversely, in the forests covering the major moun-

Fig. 2 – Frequency distribution of the number of species of Chilopoda recorded in 108 European forest sites. Only counts based on samples of ≥ 50 individuals collected within an area < 2 ha have been considered. Counts based on pitfall trapping have been considered only when complemented by other methods. Data are from 48 publications, since 1956 to 2016.



tains of central Europe (Alps, Bohemian mountains, Carpathians), the local species richness is frequently slightly higher, but much variable due to fine-scale geomorphological and climatic diversity in these areas: usually between 7 and 13 species, but up to 15 in sites of the Bohemian mountains and up to 17 in sites of northern Carpathians (LEŚNIEWSKA, 2000; TUF, 2015). Remarkably higher values have been found in forest sites in northern Dinarides: mostly 15–24 species, but up to 28 in a beechwood plot (GRGIČ & KOS, 2003). In the southern European peninsulas, variable numbers of species have been reported: usually more than 8 species but up to around 20 species, e.g. 21 species in oak-woods and beechwoods in central Apennines (ZAPPAROLI & PERONI, 2011) and 19 species in a site in the Balkans (BACHVAROVA *et al.*, 2015). Lower values of richness are found in relic forest stands in the Po Plain: often 9–13 species (MINELLI, 1982; PAOLETTI, 1988).

SPECIES COMPOSITION

In all centipede communities inhabiting forest soils throughout Europe, most of the coexisting species group in two major guilds that are remarkably different in some functional traits.

One eco-morphological guild comprises fast-running centipedes that are regularly active, at night at least, on the forest ground. They rely on vision, besides other sensorial functions, and their integument is moderately sclerotized so that they usually appear more or less dark brown, on their dorsal surface at least. Their body is distinctly flattened and only moderately elongate, antennae and legs are remarkably elongate. All species belonging to this group are representative of Lithobiidae. Most species are in the genus *Lithobius* but, in the forest soils of southern Europe, there are also species of a few other genera like *Eupolybothrus* and *Harpolithobius*.

The other eco-morphological guild comprises more slowly crawling centipedes that live almost exclusively in the crevices of the soil and the leaf litter, and are strictly or by large endogeic. They are blind and their integument is much less sclerotized. Their body is remarkably narrow and elongate, antennae and legs are proportionally short. Almost all species belonging to this group are representative of Epimorpha (Geophilomorpha and Scolopendromorpha) and encompass multiple lineages, above all the ‘Geophilinae’ (sensu BONATO *et al.*, 2014; especially in the genus *Geophilus*) but also Linotaeniinae (*Strigamia*), Schendylidae (*Schendyla*) and Cryptopidae (*Cryptops*). In some

European regions they include also Dignathodontinae (*Henia*), Himantariidae (*Haplophilus* and *Stigmatogaster*) and Dicellogophilidae (*Dicellogophilus*). Also a few *Lithobius* species belong in this guild.

Both eco-morphological guilds are represented in all European forest communities with a similar number of species and, when estimated, usually comparable values of abundance. The taxonomic composition of the communities, however, differ greatly across Europe.

Scandinavia. In the boreal forests of Scandinavia, centipede communities usually comprise only a few species of *Lithobius* in the regularly epigeic guild and a few species of *Geophilus* in the strictly endogeic guild. Among the *Lithobius* species, the most frequent are *L. curtipes* (ca. 1 cm long, almost exclusive of forest habitats), *L. erythrocephalus* (similar in size but paler and inhabiting also non-forest habitats) and *L. tenebrosus* (ca. 1.5 cm long, yellowish brown, frequently found also inside tree stumps and logs). Among the *Geophilus* species, the most frequent include *G. flavus* (ca. 4 cm long, pale but distinctly darker on the anterior tip of the body) and *G. proximus* (similar in size but uniformly pale, parthenogenetic in the most northern areas).

North-western Europe. In the woodlands of the British Isles and the Atlantic parts of northern France, other *Lithobius* species are frequent among the regularly epigeic centipedes, especially *L. crassipes* (ca. 1 cm, frequently found also in open habitats) and *L. variegatus* (larger, surpassing 2 cm, relatively pale with distinctly darker patches and banded legs). Among the endogeic species, the most widespread include *Geophilus alpinus* (very pale and slender, ca. 4 cm long, inhabiting deeper levels in the soil), *G. easoni* (brown and less slender, ca. 5 cm long, frequent also close to the surface) and *G. truncorum* (pale and distinctly smaller, less than 2 cm, frequently dwelling under rotting wood on the ground), but also the himantariid *Haplophilus subterraneus* (up to 7 cm, broad especially posteriorly and stout at both the anterior and posterior tips). Common inhabitants of the leaf litter are also a couple of species of *Strigamia*, including the strictly forest-dwelling *S. acuminata* (ca. 2 cm, reddish, distinctly tapering anteriorly). Widespread in the forest soils are also a few species of *Cryptops*, including *C. parisi*. These scolopendromorphs are uniformly yellowish, with posterior legs elongate and modified as grasping appendages. They are mainly endogeic, but they also frequently move on the surface, where they run fast.

Central European lowlands and uplands. Multiple species of *Lithobius* usually coexist in the forest soils through the French-German-Polish lowlands and the German Central Uplands. To the best of our knowledge, up to 9 species of *Lithobius* have been found together in the same forest plot (FRÜND, 1987). Besides the species occurring also in the northern regions (see above), other widespread and abundant species of similar size (less than 1.5 cm long) are *L. agilis* (especially in the leaf litter), *L. calcaratus* (darker, occurring also in open habitats), *L. macilentus* (almost exclusive of woodlands) and *L. mutabilis* (especially in the upper soil layers). Frequent species are also the larger *L. piceus* (up to 2 cm long, regularly active also on tree trunks) and *L. forficatus* (up to 3 cm, euryecious), and the smaller *L. microps* (usually less than 1 cm, with swollen posterior legs).

Among the endogeic centipedes, the most widespread and abundant species include *Geophilus electricus* (4-5 cm, very slender) and *Schendyla nemorensis* (ca. 2 cm, slender but with the most posterior legs swollen), together with species occurring also in northern regions like *Geophilus alpinus*, *G. flavus* and *Cryptops* species (see above).

Central European mountains. The centipede communities inhabiting the forest soils of major mountain regions across continental Europe (from the Alps, through the Bohemian mountains, to the Carpathians) are partially similar to those in the adjacent northern regions. However, they are enriched by additional species representative of diverse evolutionary lineages. In particular, widespread species are also *Lithobius burzenlandicus* s.l. (less than 1 cm long, paler) and, among the regularly epigeic centipedes, *L. castaneus* (up to 2.5 cm, darker). Up to 9 species of lithobiids are reported coexisting in some forest soil communities, e.g. in the Bohemian mountains (TUF, 2015).

Among the endogeic centipedes, up to 6 species or even more have been found together, in some sites in the Bohemian mountains and the Carpathians (SZÉKELYHIDY & LOKSA, 1979; WYTWER & TAJOVSKÝ, 2009; TUF, 2015). The most frequent and widespread are species of *Cryptops*, *Geophilus* and *Strigamia* (see above), but also *Schendyla carniolensis* (very similar to the more northern *S. nemorensis*; see above).

Western mountains. The most frequent centipede species in the forest communities of the Massif Central, Pyrenees and Cantabrian mountains are exclusively or mainly present in these western regions, both among the epigeic and the endogeic guilds. They include *Lithobius pilicornis* (2-3 cm,

frequent also in open montane habitats) and *L. tricuspis* (1-1.5 cm; strictly in forests), some pale and slender species of *Geophilus* like *G. pyrenaicus* (up to 3 cm) and *G. ribauti* (less than 2 cm), and the geophilid *Eurygeophilus pinguis* (ca. 2 cm long, unusually broad and stout at both the anterior and posterior ends).

Southern Prealps and Dinarides. Across the southern part of the Alpine chain and the Dinarides, other more thermophilous species of centipedes replace those common in the montane forest communities or add to them. Up to 14 regularly epigeic species have been found in syntopy, in some beechwoods of the northern Dinarides (KOS, 1996; GRGIČ & KOS, 2003). The most frequent include species of *Lithobius* such as *L. aeruginosus* and *L. lapidicola* (both up to 1 cm long, pale), but also a couple of species of *Eupolybothrus*, namely *E. grossipes* (larger, 4-5 cm long, more thermophilous) and *E. tridentinus* (smaller, ca. 2 cm, restricted to fresher sites). Among the centipedes that are prevalently endogeic, up to 16 species have been found in syntopy, in some beechwoods of the northern Dinarides (KOS, 1996; GRGIČ & KOS, 2003). The most frequent include the mecistocephalid *Dicellogophilus carniolensis* (5-6 cm, orange with darker anterior tip, mainly dwelling in the leaf litter) and a number of geophilids like *Clinopodes carinthiacus* (2-3 cm, quite slender), *Pleurogeophilus mediterraneus* (3-4 cm, with the most posterior legs remarkably elongate), some species of *Stenotaenia* (mainly 2-3 cm, very pale, inhabiting deeper soil layers) and species of *Strigamia* like *S. transsilvanica* (similar to and frequently coexisting with *S. acuminata*; see above).

Italian Peninsula. In forest soils along the Apennines and other areas of the Italian peninsula, up to 11 regularly epigeic species have been recorded as syntopic (e.g., ZAPPAROLI & PERONI, 2011), representative of both *Lithobius* and *Eupolybothrus*. Among the most frequent species are *L. castaneus* (strictly in woodlands; see above), *L. tylopus* (ca. 1-1.5 cm long, also in open habitats) and *E. fasciatus* (ca. 3 cm long; mainly in woodlands).

Among the prevalently endogeic centipedes, up to 14 species have been recorded as syntopic (ZAPPAROLI & PERONI, 2011). The most widespread and usually abundant are *Clinopodes flavidus* (similar to *C. carinthiacus* mentioned above, but larger, ca. 5 cm long), *Henia vesuviana* (4-5 cm, darker on the dorsal side, distinctly swollen, with very short legs), *Stenotaenia sorrentina* (ca. 2 cm, very pale) and *Stigmatogaster gracilis* (5-6 cm; very elongate and narrow, stout at both the anterior and posterior tips, with very short legs).

Southern Balkan peninsula. In the woodlands south of the Carpathians, through Balkans, Rhodopes and the Greek mountains, centipede communities include a large proportion of species exclusive to the region. The regularly epigeic ones include species of *Eupolybothrus* like *E. transsylvanicus* (ca. 4-5 cm long, dark reddish), species of *Lithobius* like *L. nigripalpis*, *L. viriatus* (both similar to *L. piceus*; see above) and *L. peregrinus* (ca. 2 cm long), but also species of *Harpolithobius* (ca. 1-1.5 cm long, with anterior legs remarkably large) and *Pleuroolithobius patriarchalis* (with unusual sexual dimorphism at the posterior tip of the body; not only in woodlands, but also in open habitats).

The endogeic guild includes multiple species, with variously narrow ranges, above all representatives of *Cryptops*, *Clinopodes*, *Henia*, *Schendyla* and *Stenotaenia*. Among the most commonly found are *Cryptops anomalans* (ca. 4 cm, larger but very similar to other European congeners; see above), *Clinopodes flavidus* (see above) and *Henia illyrica* (paler but similar to the above mentioned *H. vesuviana*).

Mediterranean part of the Iberia. In the relatively poor centipede communities of the submediterranean woodlands of the Iberian Peninsula, the epigeic guild is dominated by some species of *Lithobius*. Among the most frequent is *L. variegatus* (usually darker than the populations living in north-western Europe; see above). Some Mediterranean woodlands are also inhabited by the scolopendromorph *Theatops erythrocephalus* (ca. 4 cm, with the ultimate legs modified as strong pincers) and *Scolopendra cingulata* (remarkably larger, reaching 10 cm in length), which are however more frequent in the surrounding open habitats.

The endogeic centipedes of the forest soils include *Geophilus carpophagus* (similar to *G. easoni*, see above, but generally larger and greyish) and *Dignathodon microcephalus* (ca. 2 cm long, distinctly narrower anteriorly).

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to many colleagues for providing information and to Emiliano Peretti for helping in assembling published data.

RIASSUNTO

I Chilopodi sono predatori ampiamente rappresentati nelle biocenosi del suolo delle foreste temperate, tuttavia le caratteristiche ecologiche di base delle loro cenosi sono ancora poco note. In questo lavoro sono sintetizzate le informazioni

più attendibili disponibili in letteratura relativamente ai valori di abbondanza, numero di specie e composizione tassonomica delle comunità di Chilopodi delle foreste europee. Tali informazioni sono relative a oltre cento siti ma le indagini finora svolte hanno riguardato soprattutto l'Europa settentrionale e centrale, mentre sono particolarmente scarse nelle penisole meridionali. Mediamente, le maggiori densità di individui sono state riscontrate nelle Alpi, nei rilievi della Boemia e nelle Alpi Dinariche (di solito alcune centinaia di ind./m², eccezionalmente >850 ind./m²), valori più bassi sono stati invece osservati in Scandinavia e in Europa nord-orientale (di solito poche decine di ind./m²). Le cenosi più ricche di specie sono state segnalate in faggete delle Alpi Dinariche settentrionali (generalmente con 15-24 specie, fino a 28), valori sempre più bassi sono stati invece rilevati verso nord e verso nord-est (al massimo 17 specie nei Carpazi settentrionali, e 13 specie nel bassopiano germanico-polacco); bassi, benché variabili, sono anche i valori di ricchezza osservati nelle penisole meridionali (al massimo 22 specie negli Appennini, e 19 specie nei Balcani). Le comunità di Chilopodi delle foreste europee sono generalmente costituite da due *guild* eco-morfologiche: quella delle specie regolarmente epigee (principalmente rappresentata da Lithobiidae, soprattutto *Lithobius* ed *Eupolybothrus*) e quella delle specie più strettamente endogee (diversi Geofilomorfi, principalmente Geophilinae, ma anche Scolopodromorfi del genere *Cryptops*). Per quanto riguarda la composizione in specie delle comunità di Chilopodi, le maggiori differenze sono state riscontrate tra l'Europa centro-settentrionale, le regioni europee più occidentali e, soprattutto, i settori a sud delle Alpi e dei Carpazi.

REFERENCES

- ALBERT A.M., 1977 – *Biomasse von Chilopoden in einem Buchenaltbestand des Solling*. - Verh. Ges. Ökol., 1976: 93-101.
- ALBERT A.M., 1978 – *Bodenfallenfänge von Chilopoden in Wuppertaler Wäldern (MB 4708/09)*. - Jahr. Naturwiss. Ver. Wuppertal, 31: 41-45.
- ALBERT A.M., 1979 – *Chilopoda as part of the predatory macroarthropod fauna in forests: abundance, life-cycle, biomass and metabolism*. In: Myriapod Biology, Camatini M. Ed., Academic Press, London, pp. 215-231.
- BACHVAROVA D., DOYCHINOV A., DELTCHEV CH., STOEV P., 2015 – *Habitat distribution of myriapods (Chilopoda, Diplopoda) in the town of Shumen and the Shumen Plateau (NE Bulgaria)*. - Arthr. Selecta, 24: 169-184.
- BAINI F., PITZALIS M., TAITI S., VIGNA TAGLIANTI A., ZAPPAROLI M., BOLOGNA M.A., 2012 – *Effects of reforestation with Quercus species on selected arthropod assemblages (Isopoda Oniscidea, Chilopoda, Coleoptera Carabidae) in a Mediterranean area*. - Forest Ecol. Manag., 286: 183-191.
- BAINI F., ZAPPAROLI M., 2015 – *Centipede assemblages in semi-natural and reforested sites: comparing data from a Mediterranean area (Myriapoda: Chilopoda)*. - Vie Milieu, 65: 157-168.
- BLACKBURN J., FARROW M., ARTHUR W., 2002 – *Factors influencing the distribution, abundance and diversity of geophilomorph and lithobiomorph centipedes*. - J. Zool., 256: 221-232.
- BLANDIN P., CHRISTOPHE T., GARAY I., GEOFFROY J.-J., 1980 – *Les arachnides et myriapodes prédateurs en forêt tempérée*. In: Actualités d'écologie forestière: sol, flore, faune, Pesson P., Ed., Gauthier-Villars, pp. 477-506.

- BLANDIN P., FLOGAITS E., ARBEILLE J., GEOFFROY J.-J., 1985 – *Les variations interannuelles des macroarthropodes édaphiques dans une forêt tempérée*. - Bull. Ecol., 16: 273-283.
- BONATO L., DRAGO L., MURIENNE J., 2014 – *Phylogeny of Geophilomorpha (Chilopoda) inferred from new morphological and molecular evidence*. - Cladistics, 30: 485-507.
- DAVID J.F., PONGE J.F., ARPIN P., VANNIER G., 1991 – *Reaction of the macrofauna of a forest mull to experimental perturbations of litter supply*. - Oikos, 61: 316-326.
- DUNGER W., VOIGTLÄNDER K., 2009 – *Soil fauna (Lumbricidae, Collembola, Diplopoda and Chilopoda) as indicators of soil eco-subsystem development in post-mining sites of eastern Germany - a review*. - Soil Org., 81: 1-51.
- FRÜND H.-C., 1987 – *Räumliche Verteilung und Koexistenz der Chilopoden in einem Buchen-Altbestand*. - Pedobiology, 30: 19-29.
- GEOFFROY J.J., CHRISTOPHE T., MOLFETAS S., BLANDIN P., 1981 – *Étude d'un écosystème forestier mixte. III. Traits généraux du peuplement de macroarthropodes édaphiques*. - Rev. Ecol. Biol. Sol, 18: 39-58.
- GRGIČ T., KOS I., 2003 – *Centipede diversity in patches of different development phases in an unevenly-aged beech forest stand in Slovenia*. - Afr. Invert., 44: 237-252.
- GRGIČ T., KOS I., 2005 – *Centipede diversity in differently structured forests in Slovenia*. - Peckiana, 4: 49-56.
- HUHTA V., KOSKENNIEMI A., 1975 – *Numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates in spruce forests at two latitudes in Finland*. - Ann. Zool. Fenn., 12: 164-182.
- IORIO E., 2014 – *Catalogue biogéographique et taxonomique des chilopodes (Chilopoda) de France métropolitaine*. - Mém. Soc. Linn. Bordeaux, 15: 372 pp.
- JABIN M., MOHR D., KAPPES H., TOPP W., 2004 – *Influence of deadwood on density of soil macro-arthropods in a managed oak-beech forest*. - Forest Ecol. Manag., 194: 61-69.
- JABIN M., TOPP W., KULFAN J., ZACH P., 2007 – *The distribution pattern of centipedes in four primeval forests of central Slovakia*. - Biodiv. Cons., 16: 3434-3445.
- KORSÓS Z., DÁNYI L., 2002 – *Millipedes (Diplopoda) and centipedes (Chilopoda) of the Fertő-Hanság National Park, Hungary*. In: The fauna of the Fertő-Hanság National Park, Mahunka S., Ed. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 183-190.
- KOS I., 1996 – *Centipedes (Chilopoda) of some forest communities in Slovenia*. In: Acta Myriapodologica, Geoffroy J.-J., Mauriès J.-P., Nguyen Duy-Jacquemin M., Eds, Mém. Mus. nat. Hist. nat., Paris, 169: 635-646.
- KULA E., LAZORIK M., 2016 – *Centipedes, millipedes, terrestrial isopods and their relationships to physical and chemical properties of forest soils*. - Entom. Fenn., 27: 33-51.
- LEŚNIEWSKA M., 2000 – *Centipedes (Chilopoda) communities of three beech forests in Poland*. - Fragn. Faun., 43 Suppl.: 343-349.
- LEŚNIEWSKA M., KORALEWSKA-BATURA E., BŁOSZYK J., 2005 – *Centipede communities in oak-hornbeam forests of different ages and exploitation in Wielkopolska (Poland)*. - Peckiana, 4: 67-77.
- LEŚNIEWSKA M., LEŚNIEWSKI P., SZYBIAK K., 2008 – *Effect of urbanization on centipede (Chilopoda) diversity in the Wielkopolska-Kujawy Lowlands of western Poland*. - Biologia, 63: 711-719.
- LOCK K., DE BAKKER D., DE VOS B., 2001 – *Centipede communities in the forests of Flanders*. - Pedobiology, 45: 27-35.
- MINELLI A., 1982 – *I chilopodi nell'ambiente dei boschi pianiziali padano-veneti*. In: Quaderni sulla struttura delle zoocenosi terrestri. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma, 4: 125-135.
- PAOLETTI M.G., 1988 – *Soil invertebrates in cultivated and uncultivated soils in Northeastern Italy*. - Redia, 71: 501-563.
- PETERSEN H., LUXTON M., 1982 – *A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes*. - Oikos, 39: 287-388.
- PIŽL V., TAJOVSKÝ K., 1998 – *Impact of summer flood on soil macrofauna on floodplain forest in Litovelské Pomoravi*. In: Krajina, voda, povodeň. Správa CHKO ČR, Prague, pp. 47-54.
- POSER T., 1988 – *Chilopoden als Prädatoren in einem Laubwald*. - Pedobiology, 31: 261-281.
- POSER T., 1990 – *The influence of litter manipulation on the centipedes of a beech wood*. In: Proceedings of the 7th International Congress of Myriapodology, Minelli A., Ed., Brill, Leiden, pp. 235-245.
- RENDŐS M., MOCK A., JÁSZAY T., 2012 – *Spatial and temporal dynamics of invertebrates dwelling karstic mesovoid shallow substratum of Sivec National Nature Reserve (Slovakia), with emphasis on Coleoptera*. - Biologia, 67: 1143-1151.
- SALMON S., MANTEL J., FRIZZERA L., ZANELLA A., 2006 – *Changes in humus forms and soil animal communities in two developmental phases of Norway spruce on an acidic substrate*. - Forest Ecol. Manag., 237: 47-56.
- SCHEU S., ALBERS D., ALPHEI J., BURYN R., KLAGES U., MIGGE S., PLATNER C., SALAMON J.-A., 2003 – *The soil fauna community in pure and mixed stands of beech and spruce of different age: trophic structure and structuring forces*. - Oikos, 101: 225-238.
- SCHEU S., POSER G., 1996 – *The soil macrofauna (Diplopoda, Isopoda, Lumbricidae and Chilopoda) near tree trunks in a beechwood on limestone. Indication for stemflow induced changes in community structure*. - Applied Soil Ecol., 3: 115-125.
- STAŠIOV S., SVITOK M., 2014 – *The influence of stand density on the structure of centipede (Chilopoda) and millipede (Diplopoda) communities in the submountain beech forest*. - Folia Oecol., 41: 195-201.
- SZÉKELYHIDY E.H., LOKSA I., 1979 – *Oniscoiden-, Diplopoden- und Chilopoden-Gemeinschaften im Untersuchungsgebiet "Sikfokut-Projekt" (Ungarn)*. - Opusc. Zool., 16 (1976): 151-174.
- TUF I.H., 2000 – *Communities of centipedes in three floodplain forests of various age in Litovelské Pomoravi (Czech Republic)*. - Fragn. Faun., 43 Suppl.: 327-332.
- TUF I.H., 2003 – *Four-year development of a centipede (Chilopoda) community after a summer flood*. - Afr. Invert., 44: 265-276.
- TUF I.H., 2015 – *Different collecting methods reveal different ecological groups of centipedes (Chilopoda)*. - Zoologia, 32: 345-350.
- TUF I.H., KOPECKÝ O., MIKULA J., 2017 – *Can montane and cave centipedes inhabit soil?* - Turk. J. Zool., 41: 375-378.
- TUF I.H., TUFOVÁ J., JEŘÁBKOVÁ E., DEDEK P., 2006 – *Diurnal epigeic activity of myriapods (Chilopoda, Diplopoda)*. - Norw. J. Entom., 53: 335-344.
- VOIGTLÄNDER K., 1995 – *Diplopoden und Chilopoden in immissionsgeschädigten Kiefernforsten im Raum Bitterfeld*. - Hercynia, 29: 269-289.
- VOIGTLÄNDER K., 2011 – *Chilopoda - Ecology*. In: Treatise on Zoology - Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda Volume 1, Minelli A., Ed., Brill, Leiden, pp. 309-325.

- VOIGTLÄNDER K., DECKER P., 2014 – *Diplopoda and Chilopoda from a special protection area in the Huy mountain range in Saxony-Anhalt, Germany.* - *Fragm. Faun.*, 57: 27-40.
- WYTWER J., 1990 – *Chilopoda of linden-oak-hornbeam (Tilio-Carpinetum) and thermophilous oak forests (Potentillo albae-Quercetum) of the Mazovian Lowland* - *Fragm. Faun.*, 34: 73-94.
- WYTWER J., 2000 – *Centipede (Chilopoda) communities of some forest habitats of Puszcza Białowieska in Poland.* - *Fragm. Faun.*, 43 Suppl.: 333-342.
- WYTWER J., TAJOVSKÝ K., 2009 – *Changes in centipede assemblages along the vertical and vegetation gradient in the Bieszczady Mts, Poland.* In: *Contributions to Soil Zoology in Central Europe III*, Tajovský K., Schlaghamerský J. and Pižl V., Eds. Institute of Soil Biology, České Budějovice, pp. 173-179.
- ZAPPAROLI M., PERONI M., 2011 – *Centipede assemblages (Chilopoda) in forest habitat of the Anti-Apennines (Central Italy): species composition and quantitative structure.* - *Biogeographia*, 28 (2007): 327-341.
- ZENKOVA I.V., 2016 – *Myriapods (Myriapoda) occurring on plains and in mountain ecosystems on the Kola Peninsula (Russia).* - *Acta Soc. Zool. Bohem.*, 80: 87-99.

L'IMPORTANZA DEI PROTURI NELL'AMBITO DELLE BIOGENOSI DEL SUOLO: STATO DELLE CONOSCENZE

LORIS GALLI (*) - MATTEO ZINNI (*)

(*) *Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita, Corso Europa 26, I-16132 Genova*; autore corrispondente: Loris Galli - loris.galli@dipteris.unige.it
Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda "Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi". Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 16 giugno 2017.

The importance of Protura in the soil biocenosis: state of knowledge

The current knowledge on Protura are too scarce, fragmentary and heterogeneously distributed throughout the World to get a reliable detailed biogeographical and ecological panorama. In the present paper an overview about some aspects of Protura ecology based on literature and on original data of the authors is outlined. In particular, information about phenology, feeding ecology, ecological distribution and habitat selection is provided.

KEY WORDS: Habitat, trophic network, Protura, Italy, phenology.

INTRODUZIONE

I Proturi sono un gruppo di Esapodi Entognati rappresentati a livello mondiale da circa 800 specie note (748 nel Catalogo di SZEPTYCKI, 2007) per il quale le conoscenze sono in generale piuttosto scarse e frammentarie. In particolare, l'ecologia di questi artropodi è stata oggetto di un numero limitato di studi specifici e poche altre informazioni sono desumibili da lavori di faunistica o, comunque, non prettamente ecologici. Nel presente contributo verrà quindi delineato un quadro di sintesi relativo allo stato delle conoscenze in proposito, in parte integrato con dati originali degli autori, alcuni dei quali inediti.

FATTORI LIMITANTI

Dal punto di vista morfologico i Proturi risultano animali squisitamente euedafici: depigmentati, anoftalmi, privi di antenne, dotati di organi di senso specializzati (v ad es. HÄDICKE *et al.*, 2015). IMADATÉ (1974) evidenzia come essi non abbiano appendici idonee allo scavo e vivano solo in un sottile strato superficiale. Per esempio ad Hokkaido il 90% dei proturi sono stati raccolti nei primi 8 cm di suolo; a profondità superiori ai 12 cm (fino a 38 cm) è stato rinvenuto solo *Hinomotentomon nipponicum*. In proposito più autori hanno ipotizzato, anche per analogia con quanto noto per altri gruppi appartenenti alla

pedofauna, l'esistenza di migrazioni verticali legate ai cambiamenti stagionali di umidità e temperatura, valida spiegazione della fenologia del taxon nel suo complesso caratterizzata da minimi nei periodi siccitosi e/o di basse temperature (e.g. BOGDANOVIC & BLESIC, 2006, 2011). Ad esempio GALLI *et al.* (2012) nell'ambito di uno studio annuale nella sughereta di Bergeggi (SV, Liguria) hanno evidenziato un trend caratterizzato da un picco di abbondanza minima in agosto-settembre e uno di massima in marzo-aprile, dal quale è stato possibile ricavare una relazione lineare negativa tra logaritmo del numero di Proturi e temperatura media. Tuttavia BALKENHOL (1994) con uno studio mirato in proposito ha potuto evidenziare migrazioni verticali scarse e non statisticamente significative. La dipendenza della numerosità dei popolamenti da temperatura e disponibilità d'acqua, pertanto, potrebbe essere legata a fenomeni di criptobiosi o estivazione/ibernazione.

Per quel che riguarda, invece, l'influenza sui proturi delle caratteristiche chimico-fisiche dei suoli, ben poco è noto. RAW (1956), per esempio, ha evidenziato la correlazione tra l'abbondanza di alcune specie e il calcio scambiabile e/o il pH. SALMON *et al.* (2006, 2008), invece, hanno analizzato la densità dei gruppi di artropodi nei suoli di foreste a diversi stadi di maturazione: è emersa una correlazione (anche per i Proturi) con il tipo di humus (con preferenza per mull e amphimull) e, conseguentemente, il pH. In uno studio inedito da noi condotto sulla pedofauna di tre massicci montuosi

dell'entroterra genovese caratterizzati da una differente roccia madre (M. Antola – Calcari, M. Penna – flysch, M. Zatta – silt e arenarie) sono stati selezionati per ogni monte un castagneto e una faggeta ceduati e pressochè coetanei, con la stessa pendenza, esposizione e all'incirca alla stessa quota (tra 900 e 970 m i castagneti, tra 1170 e 1280 le faggete). È emersa una relazione lineare negativa (Log-Log trasformata) tra densità proturi/m² e pH ($a = -10.4$, $b = 10.7$, $r^2 = 0.7328$, $p(\text{uncorr}) = 0.03$).

HABITAT

Ben poco si sa sulla selezione degli habitat da parte dei Proturi. Per esempio nell'ambito della nostra ricerca sopracitata è emersa una maggiore abbondanza di questi artropodi nelle faggete rispetto ai castagneti ($\chi^2 = 63.504$, 3 d.f., $p \ll 0.01$), legata ai valori di pH più elevati di questi ultimi a parità di roccia madre.

In generale le esigenze ambientali delle singole specie sono poco note, anche se è opinione comune che non vi sia uno stretto legame specie-habitat. Si sa che ci sono specie più generaliste (che normalmente sono anche quelle a più ampia diffusione geografica) ed altre più selettive, ma, salvo il caso (specioso) di specie note solo per la località tipo e mai più rinvenute, non sono note specie legate ad un singolo habitat. Ad esempio, solo in Italia *Eosentomon transitorium* (ined.) ed *Acerentomon italicum* (GALLI *et al.*, 2015) sono stati raccolti, rispettivamente, in 23 e 16 habitat differenti tra i 0 e i 2000 m s.l.m.¹

D'altro canto, alcuni habitat (abetine, lecceta, querceti) risultano preferiti dai Proturi rispetto ad altri (pineta, ambienti prativi). Per esempio in ambiente di lecceta in Italia sono state raccolte 22 specie (ined.), ovvero oltre il 50% delle specie note per il nostro territorio (GALLI *et al.*, 2011).

La ricchezza sito-specifica mediamente si attesta intorno alle 5-6 specie, con un massimo noto di 23 per un bosco di roverelle su calcari marnosi a 390 m s.l.m. a Leopoldsberg nel Wienerwald (CHRISTIAN & SZEPTYCKI, 2004)².

In molti lavori di faunistica sono citate specie di Proturi rilevate in zone verdi urbane: ad es. nei parchi cittadini italiani sono state raccolte 5 specie, tutte relativamente comuni o, comunque, ad ampia distribuzione. In proposito, per la fauna del Giap-

pone (NAKAMURA, 2014), ampiamente studiata con metodi di raccolta standardizzati, ci sarebbero due “stock” principali di Proturi: quello meridionale e quello settentrionale. Le specie dello stock meridionale sarebbero ecologicamente più tolleranti, essendo in grado di sopportare disturbi ambientali quali quelli legati all'inurbamento.

POSIZIONE NELLE RETI TROFICHE

STURM (1959) fu il primo a descrivere per *Acerentomon* sp. e *Eosentomon transitorium* un'alimentazione a base di ife delle ectomicorrize (EM) legate al faggio (*Fagus sylvatica*). Da allora le evidenze in tal senso si sono fatte sempre più frequenti. Ad esempio STUMPP (1990) ha descritto, per le foreste di abete rosso (*Picea abies*) della Germania, dinamiche di popolazione dei Proturi correlate all'abbondanza di ectomicorrize (EM). Ad analoghi risultati è pervenuta MINOR (2008) nel suo studio condotto nelle foreste neozelandesi. STERZYŃSKA *et al.* (2012) hanno registrato nelle foreste delle piane alluvionali in Ukraina come diversità e abbondanza dei Proturi aumentassero passando dai primi stadi successionali, dove inondazioni regolari promuovono le micorrize arbuscolari, a quelli più maturi, dove sono più comuni le EM. MALMSTRÖM & TRYGGVE (2011), inoltre, a un anno di distanza da esperimenti di taglio circolare superficiale degli alberi (*tree-girdling*) in foreste di *Picea abies* e *Pinus sylvestris* nel nord della Svezia (procedura che blocca il flusso di carboidrati alle radici e ai funghi associati e quindi inibisce la crescita e la sopravvivenza a lungo termine delle EM) hanno osservato una diminuzione significativa dell'abbondanza di proturi. D'altra parte, MACHIDA & TAKAHASHI (2004) hanno osservato, in condizioni di allevamento, individui di *Baculentulus densus* cibarsi di ife “sparse” nella lettiera di coltura e anche in base ad altre osservazioni (v. ad es. BALKENHOL, 1994) la dieta dei Proturi sembrerebbe legata alle ife fungine in genere e non in modo così specifico alle micorrize ectotrofiche.

Trattasi quindi in ogni caso di organismi consumatori primari alla base delle reti trofiche dei suoli, potenziale preda di piccoli Aracnidi e Miriapodi predatori. A tal proposito, HANSEN *et al.* (2010) hanno messo in luce come *Acerentulus confinis* (specie ad ampia diffusione) in risposta al contatto con altri artropodi rilascia un filamento appiccicoso secreto dalle grosse ghiandole (comuni a tutte le specie) che sboccano nell'ottavo urotergite: si tratta presumibilmente di una strategia difensiva atta ad immobilizzare le appendici dei predatori.

¹ La quota più elevata di raccolta mi risulta essere *Eosentom validum* sul Rwenzori a ca. 4000 m in Uganda (L. Galli).

² Il record per l'Italia è di 11 specie sintopiche nella già citata Sughereta di Bergeggi.

ABBONDANZA IN NATURA

I Proturi non sono in generale particolarmente comuni, ma sono abbastanza diffusi da risultare presenti in natura in una buona percentuale dei campioni di suolo, benché spesso con un numero d'individui piuttosto basso. Per esempio, elaborando un data-set inedito relativo a 32 siti della Liguria, su un totale 405 campioni di suolo da 1000/2000 cc i proturi sono risultati presenti in 163 campioni (40.2 %). Complessivamente sono stati estratti 1.550 individui su un totale di 114.216 Artropodi (1.4%). La loro densità media è risultata essere 337.8 ± 589.7 per mq (su una densità totale di 21762.5 ± 17702 artropodi/mq), con un massimo di 2790 proturi/mq nella lecceta del parco urbano genovese di Villa Duchessa di Galliera. Trattasi di valori medi compatibili con quelli noti in letteratura (cfr ad es. SALMON *et al.*, 2008; GAGNARLI *et al.*, 2015; MENTA *et al.*, 2015), mentre per quel che concerne le densità massime, sono piuttosto frequenti numerosità superiori ai 5-10000 individui/mq (AXELSSON *et al.*, 1973; HUHTA & KOSKENNIEMI, 1975; GUNNARSSON, 1980; STUMPP, 1990) con un picco di 91400 proturi/mq riportato per boschi norvegesi di Abete rosso in fase di ricrescita dopo forti tempeste primaverili (KRAUSS & FUNKE, 1999).

Per quel che concerne la loro distribuzione numerica, RAW (1956) nelle aree prative da lui esaminate ha evidenziato una significativa tendenza all'aggregazione. L'analisi del nostro data-set di 405 campioni liguri di suolo ci ha portati ad ottenere la distribuzione di frequenza riportata in Fig. 1.

Abbiamo applicato ai risultati in termini di fre-

quenze di proturi nei singoli campioni il *J* index (IVES, 1988, 1991)

$$J = \{[\sum ni(ni - 1)]/Nm\} - 1$$

Con *ni* nr individui campione *i*, *m* media degli *ni*, *N* nr totale individui.

In pratica, quando $J < 0$, la distribuzione è uniforme; se $J = 0$, la distribuzione è casuale; con $J > 0$ la distribuzione è aggregata. Il nostro risultato è stato di $J = 7.64$, con una differenza statisticamente significativa ($\chi^2 = 2816$, 10 d.f., $p < 0.01$) rispetto a una distribuzione di Poisson avente la stessa media *m* (4.64 proturi/campione). Anche nel nostro caso, pertanto, su differenti habitat la distribuzione dei Proturi è risultata aggregata.

FENOLOGIA E SEX RATIO

Su 4550 proturi italiani determinati a livello specifico abbiamo condotto un'analisi di fenologia e sex ratio delle specie più abbondanti. In Tab. 1 è analizzato il rapporto numerico maschi/femmine. Emergono valori significativamente differenti dall'unità (in tutti i casi inferiori) per tutte le specie dominanti e subdominanti di *Acerentomata* eccetto quattro (*Acerentulus gisini*, *A. traegardhi*, *Acerentomon affine* e *A. balcanicum*)³; invece, la sex ratio otte-

³ *Proturentomon minimum* sembrerebbe essere una specie partenogenetica: l'unico maschio noto in letteratura è quello raccolto sul Maglić Plateau a 1890 m di quota (Bosnia Erzegovina) il 24 maggio 1968 (NOSEK, 1973) e, secondo SZEPTYCKI (2007), tutti i vecchi dati su questa specie necessitano conferma.

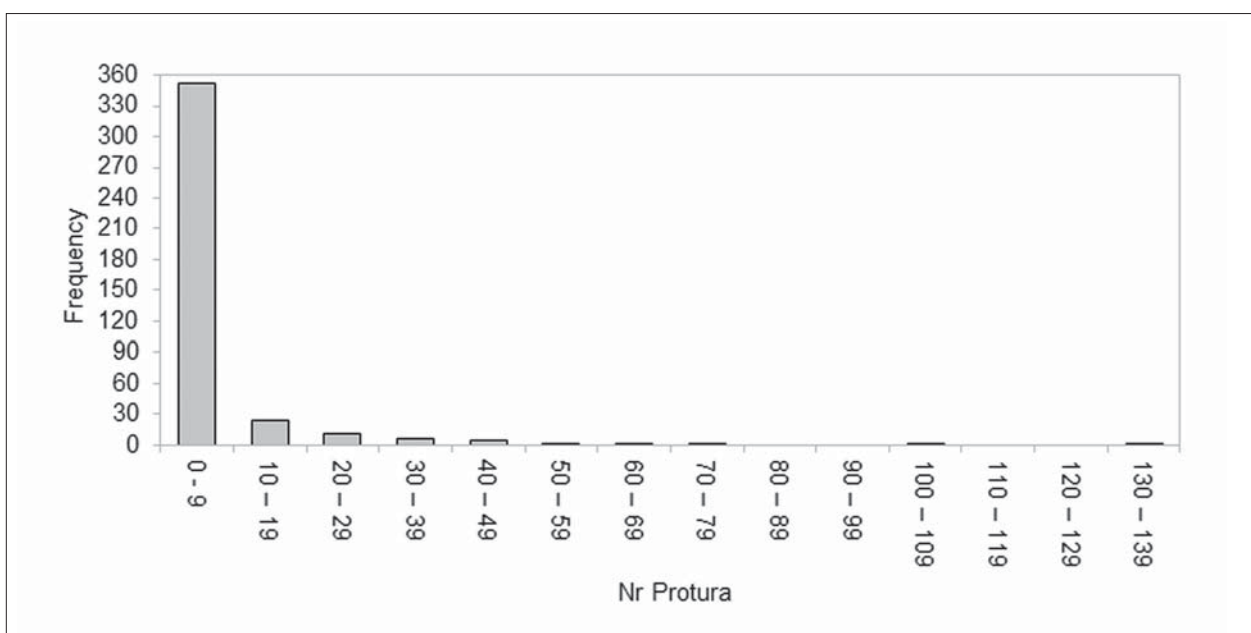


Fig. 1 – Distribuzione di frequenza dei Proturi in 405 campioni estratti dai suoli di 32 siti liguri con diversi tipi di habitat.

Tab. 1 – Sex ratio calcolate per le specie dominanti e subdominanti in Italia. ♂♂ = n° maschi, ♀♀ = n° femmine, Sex ratio ♂♂/♀♀, χ^2 e relativi p values per le differenze di Sex ratio da 1.

Specie	♂♂	♀♀	Sex ratio	χ^2 (1 d.f)	p
<i>Proturentomon minimum</i>	0	20	0	20	<<0,01
<i>Acerentulus apuliacus</i>	4	20	0,20	10,667	<0,01
<i>Acerentulus confinis</i>	147	229	0,64	17,883	<<0,01
<i>Acerentulus exiguus</i>	9	13	0,69		
<i>Acerentulus gisini</i>	4	10	0,40		
<i>Acerentulus shrubovychae</i>	5	17	0,29	6,5455	<0,05
<i>Acerentulus traegardhi</i>	15	14	1,07		
<i>Acerentomon affine</i>	63	75	0,84		
<i>Acerentomon balcanicum</i>	25	31	0,81		
<i>Acerentomon doderoi</i>	84	112	0,75	4	<0,05
<i>Acerentomon gallicum</i>	64	135	0,47	25,332	<<0,01
<i>Acerentomon italicum</i>	527	686	0,77	20,866	<<0,01
<i>Acerentomon maius</i>	371	469	0,79	11,433	<<0,01
<i>Acerentomon meridionale</i>	67	122	0,55	16,005	<<0,01
<i>Acerentomon microrhinus</i>	119	186	0,64	14,718	<<0,01
<i>Acerella muscorum</i>	5	28	0,18	16,03	<<0,01
<i>Acerella tiarnea</i>	59	155	0,38	43,065	<<0,01
<i>Eosentomon delicatum</i>	39	29	1,34		
<i>Eosentomon noseki</i>	50	49	1,02		
<i>Eosentomon transitorium</i>	204	192	1,06		

nuta per le specie di Eosentomata non differisce significativamente da 1. GUNNARSSON (1980), tuttavia, nei querceti del Sud della Svezia ha registrato per *Eosentomon germanicum* una numerosità delle femmine pari a circa il doppio rispetto a quella dei maschi.

Per quel che concerne la fenologia, sfortunatamente il numero di esemplari in stadi giovanili (da pre-larva a pre-imago) è piuttosto basso ed è stato possibile delineare una fenologia esclusivamente per cinque specie dominanti (Fig. 2). Va osservato che la distribuzione delle raccolte nel corso dell'anno è pressochè uniforme (Fig. 2A), con un valore significativamente più basso della media solo in dicembre ($\chi^2 = 34.5$, 11 d.f., $p < 0.01$): pertanto, a parte eventuali picchi minimi in detto mese, le fluttuazioni numeriche mensili degli individui si possono considerare corrispondenti a reali dinamiche di popolazione in natura.

Acerentomon gallicum e *A. maius* presentano un andamento di popolazione con due picchi sia di adulti che di “giovani” durante la primavera-estate e la metà dell'autunno. In Germania, BALKENHOL (1994) per *A. gallicum* ha registrato tre picchi di popolazione (marzo, luglio e novembre), gli ultimi due dei quali coincidenti con i nostri, con massimi

di giovani in marzo-aprile e novembre. Il trend di *A. italicum*, con “giovani” rinvenibili tutti i mesi in Liguria e Toscana, ma solo durante la primavera-estate nelle restanti regioni del Nord Italia è stato già descritto in GALLI *et al.* (2015). In *A. microrhinus* è individuabile un solo picco durante la tarda estate-inizio autunno. Infine, *Eosentomon transitorium* presenta due massimi di “giovani” in marzo e da giugno ad agosto (mentre gli adulti presentano un terzo picco in ottobre, quando non sono stati raccolti “giovani”). In generale, ben poco si sa sulla fenologia delle singole specie, soprattutto in relazione alla difficoltà di reperire ed identificare le prime forme giovanili (pre-larva, larva I e larva II): per un inquadramento approfondito sulle dinamiche di popolazione e relative fenologie di alcune specie di proturi, benché estranee al nostro contesto biogeografico, si rimanda a IMADATÉ (1974).

BIBLIOGRAFIA

AXELSSON B., LOHM U., LUNDKVIST H., PERSSON T., SKOGLUND J., WIRÉN A., 1973 – *Effects of nitrogen fertilization on the abundance of soil fauna populations in a Scots pine stand.* - Stockholm, Royal College of Forestry Research Notes, No. 14.

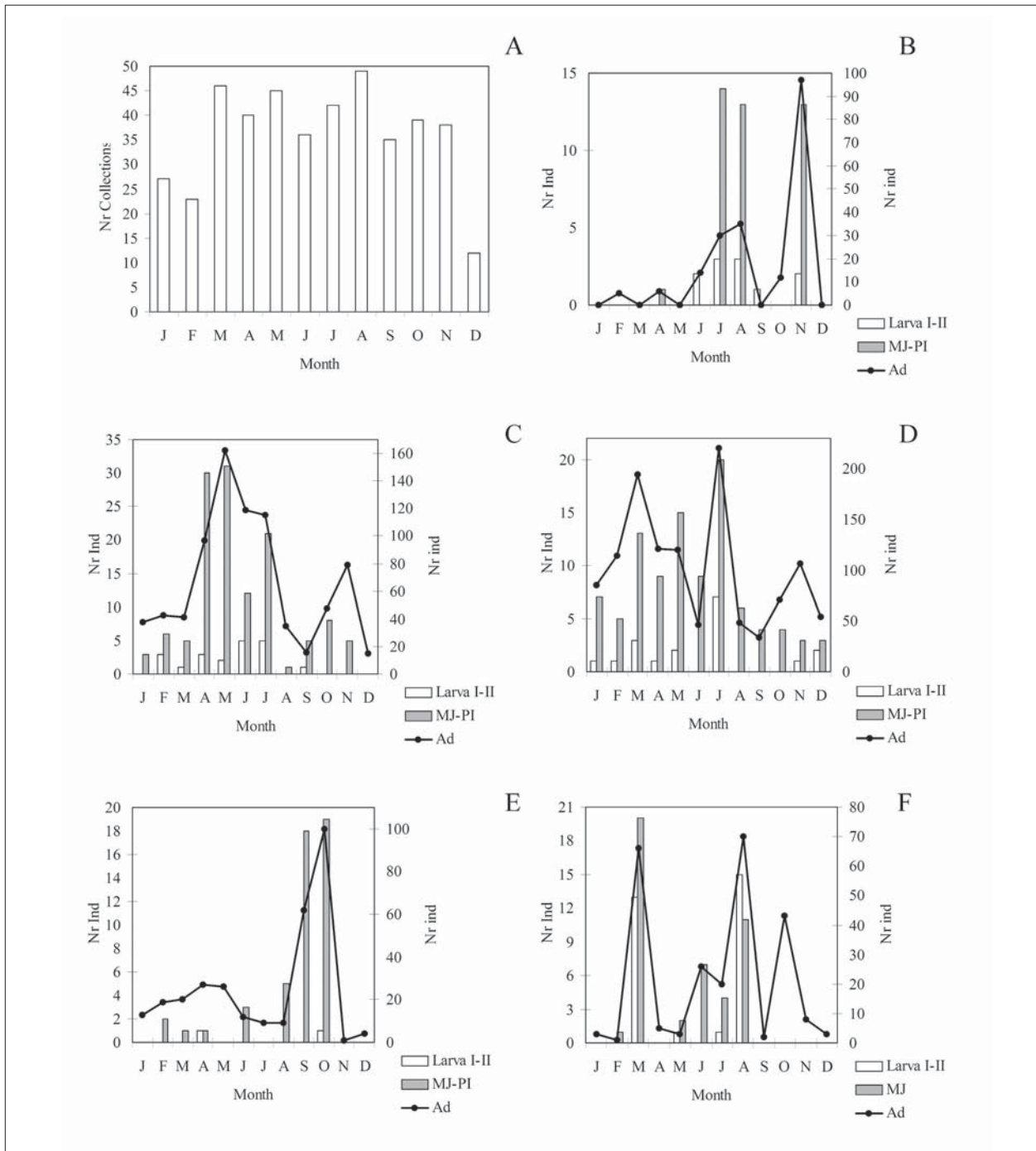


Fig. 2 – Fenologia di cinque specie dominanti di Proturi in Italia: A) distribuzione mensile delle raccolte, B) *Acerentomon gallicum*, C) *Acerentomon maius*, D) *Acerentomon italicum*, E) *Acerentomon microrhinus*, F) *Eosentomon transitorium*.

BALKENHOL B., 1994 – *Die Besiedlung verinselter Waldflächen (Feldgehölze) mit Araneen, Carabiden und Proturen*. Dissertation zur Erlangung des Grades Doktor der Naturwissenschaften am Fachbereich Biologie/Chemie der Universität Osnabrück, 199 + 15 pp.
 BOGDANOVIĆ A.M., BLESIC B., 2006 – *Investigation of soil Apterygota (Insecta) in Memorial Park Šumarice (Kragujevac)*. - Kragujevac J. Sci., 28: 77-81.
 BOGDANOVIĆ A.M., BLESIC B., 2011 – *Seasonal dynamics of Protura (Insecta) in an oak forest in Kragujevac (Serbia)*. - Kragujevac J. Sci., 33: 77-82.

CHRISTIAN E., SZEPTYCKI A., 2004 – *Distribution of Protura along an urban gradient in Vienna*. – Pedobiologia, 48: 445-452.
 GAGNARLI E., GOGGIOLI D., TARCHI F., GUIDI S., NANNELLI R., VIGNOZZI N., VALBOA G., LOTTERO M.R., CORINO L., SIMONI S., 2015 – *Case study of microarthropod communities to assess soil quality in different managed vineyards*. - SOIL, 1: 527-536.
 GALLI L., BARTEL D., CAPURRO M., PASS G., SARÀ A., SHRUBOVYCH J., SZUCSICH N., 2015 – *Redescription and review of the most abundant conehead in Italy:*

- Acerentomon italicum* Nosek, 1969 (*Protura: Acerentomidae*). - Ital. J. Zool., 83 (1): 43-58.
- GALLI L., CAPURRO M., SHRUBOVYCH J., TORTI C., 2012 – *Phenology of Protura in a northwestern Italian forest soil (Hexapoda: Protura)*. - Acta Zool. Cracov., vol. 55 (1): 33-43.
- GALLI L., CAPURRO M., TORTI C., 2011 – *Protura of Italy, with a key to species and their distribution*. - ZooKeys, 146: 19-67.
- GUNNARSSON B., 1980 – *Distribution, abundance and population structure of Protura in two woodland soils in southwestern Sweden*. - Pedobiologia, 20: 254–262.
- HÄDICKE C.W., BLANK S.M., POHL H., MÜLLER C.H.G., SOMBKE A., 2015 – *Sensing the world without antennae and eyes: external structure and distribution of sensilla in Eosentomon pinetorum Szeptycki, 1984 and on the protarsus of Acerentomon franzi Nosek, 1965 (Hexapoda: Protura)*. - Soil Organisms, 87 (1): 29-49.
- HANSEN J.A., BERNARD E.C., MOULTON J.K., 2010 – *A defensive behavior of Acerentulus confinis (Berlese) (Protura: Acerentomidae)*. - Proc. Entomol. Soc. Wash., 112 (1): 43-46.
- HUHTA V., KOSKENNIEMI A., 1975 – *Numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates in spruce forests at two latitudes in Finland*. - Ann. Zool. Fenn., 12: 164-182.
- IMADATÉ G., 1974 – *Protura (Insecta). Fauna japonica*. - Keigaku Publishing Co., Tokyo, 351 pp.
- IVES A.R., 1988 – *Covariance, coexistence and the population dynamics of two competitors using a patchy resource*. - J. Theor. Biol., 133: 345-361.
- IVES A.R., 1991 – *Aggregation and coexistence in a carrion fly community*. - Ecological Monographs, 61: 75-94.
- KRAUSS J., FUNKE W., 1999 – *Extraordinary high density of Protura in a windfall area of young spruce plants*. - Pedobiologia, 43: 44-46.
- MACHIDA R., TAKAHASHI I., 2004 – *Rearing technique for proturans (Hexapoda: Protura)*. - Pedobiologia, 48: 227-229.
- MALMSTRÖM A., TRYGGVE P., 2011 – *Responses of Collembole and Protura to tree girdling – some support for ectomycorrhizal feeding*. - Soil Organisms, 83 (2): 279-285.
- MENTA C., TAGLIAPIETRA A., CAODURO G., ZANETTI A., PINTO S., 2015 – *Ibs-Bf and Qbs-Ar Comparison: Two Quantitative Indices Based on Soil Fauna Community*. - EC Agri-culture, 2.5: 427-439.
- MINOR M.A., 2008 – *Protura in native and exotic forests in the North Island of New Zealand*. - New Zeal. J. Zool., 35: 271-279.
- NAKAMURA O., 2014 – *Habitat preference of species of the family Eosentomidae (Hexapoda: Protura) in Kanto district, central Japan*. - Bull. Saitama Mus. Nat. Hist. [N.S.], 8: 15-18.
- NOSEK J., 1973 – *European Protura*. - Genève, Muséum d'Histoire Naturelle. 345 pp.
- RAW F., 1956 – *The Abundance and Distribution of Protura in Grassland*. - J. Anim. Ecol., 25 (1): 15-21.
- SALMON S., ARTUSO N., FRIZZERA L., ZAMPEDRI L., 2008 – *Relationships between soil fauna communities and humus forms: Response to forest dynamics and solar radiation*. - Soil Biol. Biochem., 40: 1707-1715.
- SALMON S., MANTEL J., FRIZZERA L., ZANELLA A., 2006 – *Changes in humus forms and soil animal communities in two developmental phases of Norway spruce on an acidic substrate*. - Forest Ecol. Manag., 237: 47–56.
- STERZYŃSKA M., ORLOV O., SHRUBOVYCH J., 2012 – *Effect of Hydrologic Disturbance Regimes on Protura Variability in a River Floodplain*. - Ann. Zool. Fennici, 49: 309-320.
- STUMPP J., 1990 – *Zur Ökologie einheimischer Proturen (Arthropoda: Insecta) in Fichtenforsten*. - Zoologische Beiträge, NF, 33: 345-432.
- STURM H., 1959 – *Die Nahrung der Proturen. Beobachtungen an Acerentomon doderoi Silv. und Eosentomon transitorium Berl.* - Naturwissenschaften, 46: 90-91.
- SZEPTYCKI A., 2007 – *Catalogue of the world Protura*. - Acta Zool. Cracov., 50B (1): 1-210.

ASPETTI BIOLOGICI ED ECOLOGICI DEI COLLEMBOLI NELLA FAUNA DEL SUOLO

PIETRO PAOLO FANCIULLI (*)

(*) *Università di Siena, Dipartimento di Scienze della Vita, via Aldo Moro 2, 53100 Siena; paolo.fanciulli@unisi.it*

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda "Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi". Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 16 giugno 2017.

Biological and ecological aspects of Collembola in the soil fauna

Collembola are among the most abundant hexapod of the soil mesofauna; some aspects of their biology are discussed, such as the role they play in the soil communities and their possible use as bioindicators of soil quality and land use. Karyology and sex determination mechanisms and the presence of polytene chromosomes in some species are also reconsidered and discussed in the light of their evolutionary significance. The reproductive biology with regard to the morphology and ultrastructure of the spermatophores and spermatozoa were deeply investigated in the last few years; peculiarities regarding the winding process of the springtail spermatozoa, the extracellular cavity and of the extra-acrosomal appendix are discussed and functionally correlated to each other.

KEY WORDS: Soil community, karyology, sex determination, spermatophore, winding spermatozoa.

INTRODUZIONE

I collemboli sono una Classe di piccoli esapodi ubiquitari presenti sulla terra da più di 400 milioni di anni (HIRST & MAULIK, 1926). Essi si sono adattati a molti habitat edafici terrestri e in molti di essi sono diventati il gruppo dominante o sub-dominante. Diverse peculiarità caratterizzano i collemboli permettendone un rapido e sicuro riconoscimento; fra queste la presenza dell'organo post antennale, il torace primitivamente senza le ali e l'addome con soli 6 segmenti; ventralmente portano il tubo ventrale sul primo segmento addominale ed il retinacolo sul 3°; quest'ultimo permette l'aggancio ed il posizionamento ventrale della furca, l'organo del salto, carattere tipico del gruppo.

La maggior parte degli specialisti riconosce i Collemboli come una Classe degli Hexapoda suddivisa in 4 ordini (Poduromorpha, Entomobryomorpha, Symphypleona e Neelipleona) e circa 30 famiglie. Il numero di specie finora descritte è di circa 8000, distribuite in circa 650 generi. Il numero è tuttavia per difetto e si stima che possa essere vicino a 50000 secondo ODEGAARD (2000) e HOPKIN (2002).

In questa breve rassegna riassumerò alcuni aspetti della biologia dei collemboli poco noti e riguardano la loro importanza come indicatori biologici della qualità del suolo, la determinazione del sesso, la morfologia degli spermatozoi, temi che, negli ultimi anni, sono stati oggetto di approfondite ricerche del mio gruppo di ricerca.

RUOLO DEI COLLEMBOLI NEGLI ECOSISTEMI

TERRESTRI E LORO IMPORTANZA COME BIOINDICATORI

I collemboli, insieme agli acari oribatei, sono il gruppo di artropodi più abbondanti della mesofauna del suolo. Il loro ruolo principale è legato ai processi di biodegradazione della materia organica, e nella disseminazione e il controllo dei funghi e batteri (HOPKIN, 1997; SABATINI & INNOCENTI, 2001; TEBBE *et al.*, 2006; WOLFARTH *et al.*, 2013). I collemboli rappresentano un gruppo fondamentale, necessario al mantenimento degli equilibri della catena alimentare nel suolo. La maggior parte delle specie preferisce ambienti forestali umidi, sebbene diverse si siano adattate ad ambienti particolari e solitamente considerati ostili quali i deserti (GREENSLADE, 1981), i circoli polari (GREENSLADE, 1995), gli ambienti psammicoli (THIBAUD, 2007) e quelli alofili (DALLAI *et al.*, 2010). L'ubiquità generale dei collemboli nasconde, a volte, una loro profonda differenziazione; infatti, nonostante una base di specie comune a molti ambienti, molte altre ne determinano composizioni specifiche e particolari che variano fra un ambiente e l'altro (PONGE *et al.*, 2006). La caratterizzazione di specie che possano essere utilizzate quali indicatori delle differenze fra ambienti differenti o, come indicatori della qualità dei vari ambienti terrestri è stato, ed è ancora lo scopo di numerose ricerche. Studi in proposito hanno evidenziato variazioni nelle comunità di collemboli al variare delle condizioni del suolo e della vegetazione (PONGE, 1993; HÅGVAR, 1982; CHA-

GNON *et al.*, 2000) o come si modificano in seguito all'uso di pesticidi (CHELINHO *et al.*, 2014; VAN STRAALLEN, 2002; VAN DEN BRINK, 2008) o al cambio d'uso del suolo (PONGE *et al.*, 2003). Diverse specie di collemboli sono state utilizzate per test ecotossicologici e la specie partenogenetica *Folsomia candida* è quella che ha trovato il più largo impiego tanto da essere utilizzata come specie standard per i saggi letali e sub-letali (ISO 11267:1999) (FILSER *et al.*, 2014; FOUNTAIN & HOPKIN, 2005). Un metodo veloce e semplice per valutare e confrontare la qualità di ambienti differenti è stato messo a punto da PARISI (2001). Il metodo QBS artropodi (Qualità Biologica del Suolo) si basa sulle forme biologiche dei microartropodi del suolo; ad ogni forma viene dato un valore EMI (Indice Ecomorfologico) indice del suo livello di adattamento alla vita nel suolo; la somma dei valori conduce ad un indice sintetico che stima la qualità dell'ambiente studiato. Un indice più specifico si può ottenere considerando solo i valori EMI dei collemboli (QBSc) per i quali è però necessaria una buona conoscenza delle forme biologiche di base del gruppo.

CARIOLOGIA, CROMOSOMI POLITENICI E DETERMINAZIONE DEL SESSO NEI COLLEMBOLI

I primi studi sulla cariolologia dei collemboli risalgono a più di un secolo fa con le note di CLAYPOLE (1898), LÉCAILLON (1901) e WILLEM (1900) su tre specie di collemboli; successivamente TUZET & MANIER (1956), SAURE & BRUMMER-KORVENKONTIO (1958) e SAITOU & CHIBA (1959), fornirono dati carilogici su circa una ventina di specie, principalmente Entomobryomorpha e solo alcune fra i Poduromorpha e i Symphypleona. Ulteriori dati furono pubblicati negli anni 60 e 70 da NUÑEZ (1962), BRUMMER-KORVENKONTIO & SAURE (1969), KIAUTA (1970) e SABATINI & FRATELLO, (1974). Correlazione fra dati carilogici e caratteri morfologici degli adulti e il loro habitat furono proposti da FRATELLO & SABATINI (1979) mentre HEMMER (1990), utilizzando la tecnica del bandeggio C, incrementò il numero delle specie studiate a più di 90 e suggerì interessanti indicazioni riguardo la variabilità e l'eterogeneità genetica osservati.

Un discorso a parte merita la scoperta e lo studio dei cromosomi politenici nei collemboli. Sicuramente più studiati e conosciuti nei ditteri, in particolare nelle specie di *Drosophila*, i cromosomi politenici rappresentano stadi particolari di cromosomi in interfase costituiti dalla replicazione di migliaia di catene di DNA. La politenia è presente

in particolare in tessuti e organi con un'intensa attività sintetica (ad esempio nelle ghiandole salivari) e sono stati osservati soprattutto nei Ditteri, nei Collemboli, nei protozoi ciliati, in certi tessuti di mammiferi e nelle cellule del sacco embrionale delle piante angiosperme (ZHIMULEV *et al.*, 2004). La presenza di cromosomi politenici nei collemboli fu evidenziata da PRABHOO (1961) in una specie di *Womersleya*, senza fornire alcuna descrizione della loro struttura. Un'analisi approfondita in tal senso fu effettuata da CASSAGNAU (1966, 1968, 1974, 1976) il quale ne evidenziò le caratteristiche morfologiche e strutturali. Nei collemboli i cromosomi politenici sono presenti nelle specie con apparato boccale pungente-succhiatore, come nella famiglia Neanuridae (Sottofam. Pseudachorutinae e Neanurinae) (Fig. 1A). Fra gli pseudachorutini la politenia non è ancora pienamente strutturata, con cromosomi grandi ma flocculenti e con poche bande; fra i neanurini invece diverse specie nei generi *Bilobella* (Fig. 1B), *Neanura*, *Lobella*, *Lathriopyga* e *Cansilianura* mostrano una politenia ben strutturata, paragonabile a quella dei ditteri. Rispetto a questi ultimi, tuttavia, alcune differenze sono macroscopicamente manifeste come la mancanza di appaiamento somatico fra gli omologhi. Il cromosoma politenico dei collemboli è caratterizzato dalla presenza di grandi espansioni che CASSAGNAU (1968) definì “*écharpes hétérochromatiques*”, le quali comprendono fino a circa 1/4 - 1/3 della lunghezza totale e circa 6-7 volte più largo del resto delle braccia eucromatiche. Queste regioni, secondo CASSAGNAU (1968), sono costituite da β -eterocromatina e corrisponderebbero alla regione centromerica del cromosoma. Studi successivi sui cromosomi politenici dei collemboli hanno considerato aspetti legati alla loro variabilità strutturale. Eterozigosi nel bandeggio fra i cromosomi omologhi, diverso contenuto di α eterocromatina e polimorfismo strutturale come probabile risultato di vari riarrangiamenti cromosomici, sono stati osservati in popolazioni geografiche di diverse specie. DALENS (1979) CASSAGNAU (1968, 1976), CASSAGNAU *et al.* (1979), DALLAI (1979), DALLAI & FANCIULLI (1982), DEHARVENG (1982), DEHARVENG & LEE (1984) e FANCIULLI *et al.* (1991), offrono molteplici esempi di questa variabilità. I differenti livelli di polimorfismo e di contenuto di eterocromatina potrebbero essere il risultato di strategie adattive che le specie hanno adottato in relazione al tipo di pressione selettiva cui sono state sottoposte; ad esempio un alto polimorfismo conferirebbe alla popolazione un altrettanto grande campo di potenzialità adattativa in ambienti che fluttuano velocemente, mentre un alto contenuto di eterocromatina conferirebbe un'alta stabilità genetica in specie che

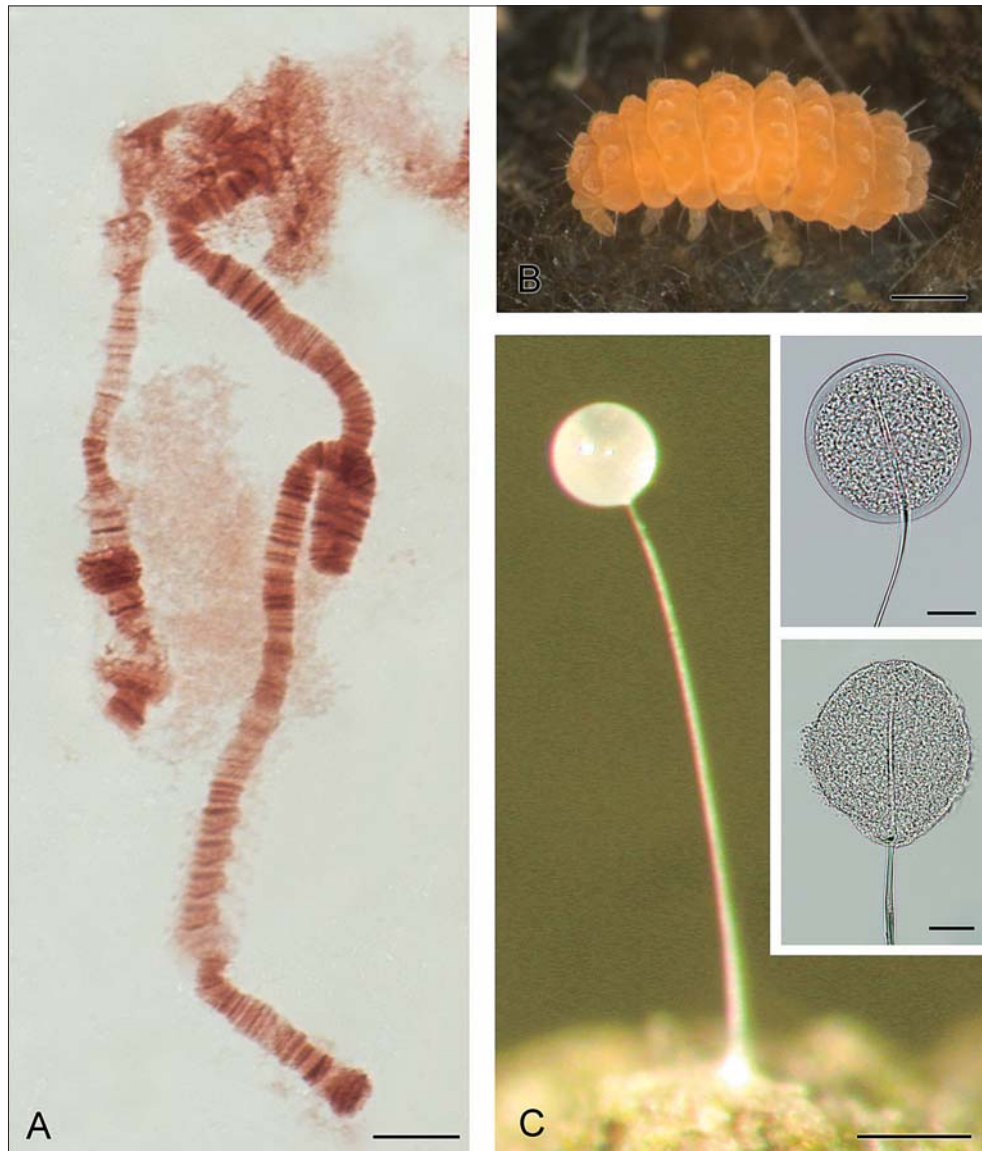


Fig. 1 – A) Cromosoma politenico n° 1 di *Lathriopyga longiseta* (barra ingr. 10µm); B) Immagine di un esemplare di *Bilobella aurantiaca* (barra ingr. 0,5mm); C) Spermatofora di *Orchesella villosa* (barra ingr. 50µm), inserto in alto ingrandimento della goccia spermatica di *Orchesella villosa* (barra ingr. 20µm); inserto in basso ingrandimento della goccia spermatica di *Allacma fusca* (barra ingr. 30µm).

hanno raggiunto una condizione di equilibrio vivendo in ambienti sostanzialmente stabili. Un'ulteriore interessante ipotesi scaturita dall'osservazione di un elevato livello di polimorfismo fra popolazioni della stessa specie è che queste potrebbero rappresentare specie criptiche, geneticamente isolate, pur conservando lo stesso fenotipo (DALLAI, 1979; DALLAI e FANCIULLI, 1982; FANCIULLI *et al.*, 1991).

Dallo studio sul numero e la morfologia dei cromosomi in diverse specie di collemboli è emerso che le differenze fra maschi e femmine erano poco evidenti o assenti; in taluni casi, tuttavia, si poteva stabilire che il sesso eterozigotico era quello maschile ($\text{♀XX}/\text{♂XY}$ e $\text{♀XX}/\text{♂X0}$) (HEMMER

1990; KIAUTA, 1970; NUNEZ, 1962). La maggior parte degli studi sono stati condotti su specie di Poduromorpha o Entomobryomorpha, mentre quasi nulla era noto sui Symphypleona. Questi furono studiati da DALLAI *et al.* (1999, 2000, 2001, 2004) e dimostrarono che la determinazione del sesso nelle specie di Symphypleona era stabilita mediante l'eliminazione post zigotica di una coppia di cromosomi sessuali. Nelle specie di Symphypleona il sistema di determinazione sessuale può essere riassunto come $\text{♀XXXX}/\text{♂XX00}$. Gli autori giunsero a stabilire tale peculiare modalità di determinazione del sesso con osservazioni di microscopia elettronica sulla spermatogenesi di specie di Poduromorpha-Entomobryomorpha (i vecchi Arthropleona) e di

Symphyleona. Mentre nei primi la meiosi si svolge normalmente, nelle specie di Symphyleona, invece, la prima divisione meiotica è “asimmetrica”, e da origine a uno spermatocita secondario normale e un altro che è chiaramente anomalo. Quest’ultimo è costituito da un nucleo con cromatina molto condensata, circondato da un sottilissimo strato di citoplasma. Questa cellula non continuerà con le fasi successive della spermatogenesi e sarà eliminata (Fig. 2A). Osservazioni citogenetiche hanno chiarito gli eventi durante la meiosi di queste specie. Come specie di riferimento furono inizialmente utilizzate *Allacma fusca* e *Sminthurus viridis* (Sminthuridae) (DALLAI *et al.*, 1999); dalle preparazioni di gonadi maschili si osservò che entrambe avevano un numero cromosomico $2n=10$ ma durante la prima meiosi i cromosomi, chiaramente univalenti, si distribuivano asimmetricamente in due gruppi di $n=6$ e $n=4$ (Fig. 2B). I cromosomi delle cellule con $n=4$ si raggruppavano precocemente a formare nuclei compatti negli spermatociti secondari che venivano eliminati, mentre quelle con $n=6$ cromosomi proseguono con la seconda meiosi fino alla formazione di spermatozoi con 6 cromosomi. Corrispondenti analisi citologiche sulle femmine di queste specie non mostrano nulla di anomalo, la meiosi procede normalmente ed allo stadio di zygotene profasico si osservano 6 bivalenti da cui si deduce che nelle femmine $2n=12$ cromosomi. Da queste osservazioni si possono trarre diverse considerazioni, le più significative sono: a) dal momento che sia i gameti maschili e femminili portano entrambi 6 cromosomi, tutti gli zigoti hanno inizialmente $2n=12$ e tale numero persisterà se l’embrione svilupperà una femmina. Se invece lo zigote darà origine ad un maschio una coppia di cromosomi sessuali sarà eliminata, presumibilmente alla prima divisione dello zigote, da qui la “determinazione sessuale post zigotica” dei collemboli Symphyleona. b) L’eliminazione cromosomica post-zigotica crea nel maschio uno sbilanciamento fra i cromosomi omologhi per cui, durante la meiosi, proseguiranno nello sviluppo solo le cellule con un set aploide completo ($n=6$), mentre le altre ($n=4$) saranno eliminate. Come conseguenza di questa eliminazione la spermatogenesi è aberrante, con la riduzione del 50% degli spermatozoi; c) DALLAI *et al.* (1999, 2000, 2001, 2004) dimostrarono che in tutte le specie di Symphyleona analizzate era presente la spermatogenesi aberrante con meiosi asimmetrica (5 Famiglie, 9 generi, 11 specie). In tal senso si può ritenere la determinazione sessuale con eliminazione cromosomica post-zigotica una sinapomorfia dei Symphyleona rispetto agli altri ordini di Collemboli.

Resta da chiarire cosa determina la perdita o meno dei cromosomi nello zigote. Modelli di determinazione del sesso con eliminazione cromosomica sono conosciuti in diversi organismi, specialmente negli insetti (GEMPE & BEYE, 2011; GODAY & ESTEBAN, 2011; SANCHEZ, 2008, 2014; WHITE, 1973) ed avvengono a volte con meccanismi di eliminazione cromosomica molto complicati come nelle specie di Sciaridae e Cecydomyiidae (Diptera). Per queste specie sono stati proposti meccanismi d’imprinting in uno dei genitori il quale determina quale/i dei cromosomi sessuali saranno eliminati. Probabilmente un fattore materno si accumula nel citoplasma durante l’oogenesi che controlla e dirige l’eliminazione dei cromosomi X durante lo sviluppo dello zigote (SANCHEZ, 2014). Considerando la forte similitudine fra l’eliminazione cromosomica nei collemboli e quanto avviene nei ditteri Cecydomyiidae e Sciaridae si può ipotizzare un meccanismo simile di imprinting genetico anche per i collemboli.

Inoltre, dal momento che probabilmente è la femmina a decidere la sorte sessuale dello zigote, sarà questa a quantificare il rapporto sessi della popolazione potendolo variare, come preliminarmente osservato da DALLAI *et al.* (2000, 2001), verso il sesso femminile. È presumibile che ciò possa aumentare il livello di outbreeding in popolazioni di collemboli poco vagili. Considerando che gli spermatozoi sono trasferiti mediante spermatofore queste possono essere deposte in numero elevato anche da pochi maschi e fecondare invece un numero elevato di femmine oltretutto controbilanciando l’effetto apparentemente negativo della perdita del 50% degli spermatozoi durante la spermatogenesi aberrante. Il rapporto sessi sbilanciato, insieme alla capacità tutta femminile di determinare e controllare sia il sesso e il loro rapporto, appaiono quasi come un’anticipazione verso il raggiungimento della partenogenesi, condizione ben nota fra i collemboli (HOPKIN, 1997; CHERNOVA *et al.*, 2010).

LA RIPRODUZIONE NEI COLLEMBOLI: MORFOLOGIA E PECULIARITÀ DELLE SPERMATOFORE E DEGLI SPERMATOZOI

La riproduzione nei collemboli presenta una serie di peculiarità uniche fra gli esapodi, sia comportamentali e nelle modalità di trasferimento dei gameti maschili. Questi ultimi, rispondendo probabilmente a tali esigenze, hanno acquisito una forma e struttura molto singolare (DALLAI *et al.*, 2003, 2004, 2008, 2009; FANCIULLI *et al.*, 2012, 2017). Gli spermatozoi sono trasferiti dal maschio alla femmina mediante spermatofore (Fig. 1C). Nella maggior parte dei casi il maschio deposita una o più sperma-

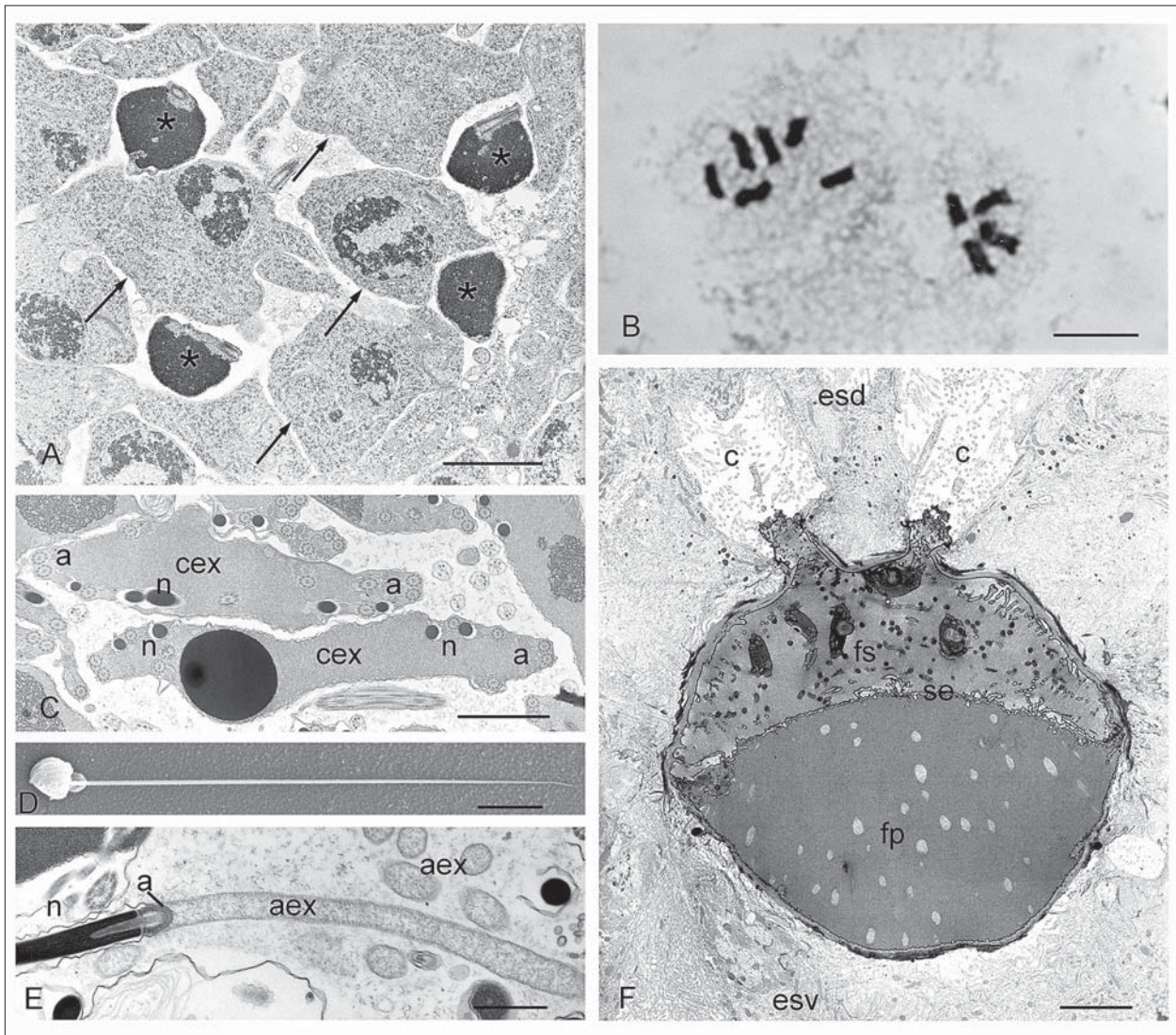


Fig. 2 – A) Sezione trasversale di spermatociti secondari funzionali (freccie) e aberranti (asterischi) di *Sminthurus viridis* (barra ingr. 2µm). B) Anafase della prima divisione meiotica di un maschio di *Allacma fusca*; notare la divisione asimmetrica con n=6 (spermatociti funzionali) e n=4 (spermatociti aberranti) (barra ingr. 5µm). C) Sezione trasversale di spermatozoi maturi di *Allacma fusca*; (a, assonema; n, nucleo; cex, cavità extracellulare ripiena di secreto) (barra ingr. 1µm). D) SEM dello spermatozoo di *Allacma fusca* con la lunga appendice extra-acrosomale (barra ingr. 5µm). E) Sezione longitudinale dello spermatozoo di *Bourletiella hortensis* con l'appendice extra-acrosomale in sezione longitudinale e trasversale (aex) (a, acrosoma; n, nucleo) (barra ingr. 1µm). F) Sezione trasversale del dotto eiaculatore di *Orchesella villosa* diviso dal setto (se) in una parte dorsale in cui scorre il fluido spermatico (fs) e una ventrale in cui scorre il fluido del peduncolo della spermatofores (fp); esd, epitelio secretorio dorsale con le cisterne extracellulari delle cellule secernenti (c); esv, epitelio secretorio ventrale (barra ingr. 5µm).

tofore sul substrato che poi la femmina raccoglierà. Il trasferimento può essere effettuato in maniera differente fra i membri della classe; i maschi dei Poduromorpha e Entomobryomorpha solitamente depongono le spermatofores secondo un comportamento dissociato, indipendentemente dalla presenza della femmina; quest'ultima le individuerà e raccoglierà guidata da segnali chimici (tipo feromoni) emessi dalla spermatofores stessa (ZIZZARI *et al.*, 2017). Il comportamento fra i Symphypleona, invece, può essere sia dissociato che associato, ovvero in presenza di femmine; in quest'ultimo caso a volte si instaura fra i due partner un corteg-

giamento più o meno sofisticato (BETSCH-PINOT, 1977; KOZLOWSKI & AOXIANG, 2006; GOLOSCHAPOVA, 2006). La spermatofores è quindi un elemento essenziale nella biologia riproduttiva dei collemboli. La morfologia e le modalità di produzione sono state studiate da DALLAI *et al.* (2009) e FANCIULLI *et al.*, 2012. Differenze nella morfologia, numero di spermatofores prodotte e numero di spermatozoi sono state studiate e confrontate nelle due specie *Allacma fusca* (Symphypleona, Sminthuridae) e *Orchesella villosa* (Entomobryomorpha, Entomobryidae). La morfologia di base delle spermatofores nelle due specie è simile, essendo

entrambe costituite da un peduncolo con una base che la fissa al substrato e l'estremità apicale che porta una goccia contenente gli spermatozoi. Le dimensioni nelle due specie, tuttavia, sono nettamente differenti; la spermatofora di *A. fusca* è più alta e con la goccia apicale molto più grande di *O. villosa* (*A. fusca* 690µm X 120µm; *O. villosa* 320µm X 60µm); osservazioni al TEM evidenziano inoltre una notevole differenza nella morfologia esterna della goccia spermatica; *O. villosa* ha un rivestimento protettivo esterno ben strutturato che è assente in *A. fusca*, quest'ultima espone praticamente all'aria gli spermatozoi immersi in una secrezione. Anche il numero medio di spermatozoi contenuti nelle due spermatofore è differente, e appare inversamente correlato alle dimensioni delle due spermatofore. *A. fusca*, con spermatofore decisamente più grandi (120µm di diametro), contiene in media 1/3 degli spermatozoi contenuti nella spermatofora di *O. villosa* (60µm di diametro). Le differenze osservate sono state messe in relazione, oltre che alle diverse dimensioni degli spermatozoi (lunghezza circa 60 µm in *O. villosa*; circa 110 in *A. fusca*), anche al ridotto numero di spermatozoi in *A. fusca* come effetto della spermatogenesi aberrante tipica dei Symphypleona.

Nella formazione delle spermatofore un ruolo cruciale è svolto dal dotto eiaculatore e dalla struttura dell'apertura genitale maschile. Queste strutture sono state studiate in dettaglio in *Orchesella villosa* da FANCIULLI *et al.* (2012). La parte iniziale del dotto eiaculatore consiste di una valvola il cui compito è di evitare il reflusso ed, al tempo stesso, di separare il secreto che servirà per la edificazione del peduncolo della spermatofora, dal fluido spermatico. Infatti, dopo la valvola, il dotto eiaculatore si divide, per mezzo di un diaframma, in due parti (Fig. 2F). Nella parte superiore scorre il fluido spermatico, mentre in quella inferiore scorre la secrezione che formerà il peduncolo. La struttura degli epiteli dorsale e ventrale del dotto è in entrambi di tipo secretorio ma le cellule secretrici sono impegnate in secrezioni differenti. La parte distale del dotto, ricca di cellule muscolari, termina con una serie di aperture e lamine cuticolari il cui compito è dirigere nella maniera corretta la fuoriuscita della secrezione ventrale per la costruzione del peduncolo della spermatofora. Il maschio di *Orchesella* quando produce la spermatofora, piega l'addome per porre l'apertura genitale sul substrato e, forzando i muscoli distali del dotto eiaculatore, emette una goccia di secreto che, sollevando l'addome, viene "filata" a formare il peduncolo. Questa secrezione inizialmente liquida a contatto con l'aria solidifica; come atto finale, all'apice del peduncolo viene posta la goccia spermatica.

La goccia spermatica apicale deve essere in grado di contenere il maggior numero di cellule germinali; per questo, in tutti i collemboli la spermiogenesi che modella la forma finale dello spermatozoo ha portato alla formazione di uno spermio arrotondato attorno ad una cavità extracellulare ripiena di secreto (DALLAI *et al.*, 2004) (Fig. 2C). La spermiogenesi inizia con la formazione di un manicotto citoplasmatico nello spermatidio, proprio sotto il nucleo, che si allunga in direzione posteriore originando una cavità extracellulare che è riempita da secrezioni prodotte dall'epitelio testicolare che, probabilmente, saranno utilizzate dagli spermatozoi nella spermateca della femmina. In questa fase il nucleo e l'assonema iniziano ad avvolgersi nella sottile lamina citoplasmatica che circonda la cavità extracellulare, originando uno spermatozoo dalla forma lenticolare e appiattita. La forma arrotondata dello spermatozoo minimizza il volume, consentendone l'immagazzinamento di un numero maggiore nella spermatofora; inoltre la forma arrotondata inibisce temporaneamente la mobilità dello spermatozoo, che sarà riacquisita nella spermateca quando, srotolandosi, assumerà la classica forma filiforme (DALLAI *et al.*, 2008).

La forma arrotondata permette agli spermatozoi di transitare immobile attraverso i dotti genitali maschili e di raggiungere la spermatofora; la forma è mantenuta grazie a particolari specializzazioni presenti nella membrana che circonda la cavità extracellulare. DALLAI *et al.* (2003) hanno studiato queste specializzazioni con tecniche di microscopia elettronica classica (TEM) e di freeze fracture. Alcune di queste specializzazioni ricordano superficialmente le giunzioni di tipo gap e la loro funzione potrebbe essere simile a queste, nel senso che attraverso di esse potrebbero passare i segnali necessari allo srotolamento dello spermatozoo. Lo spermatozoo trasporta materiale prodotto dall'epitelio testicolare e immagazzinato nella cavità extracellulare; altro materiale, probabilmente con funzione simile, è trasportato sotto forma di una lunga appendice extra-acrosomale adesa all'acrosoma dello spermatozoo (DALLAI *et al.*, 2003, 2004) (Fig. 2 D-E). Confusa in passato con il flagello dello spermatozoo (MAYER, 1957), la sua natura e struttura è stata ben caratterizzata da FANCIULLI *et al.* (2017). L'appendice è una struttura molto lunga, sottile e rastremata, a volte lunga quasi quanto lo spermatozoo srotolato (DALLAI *et al.*, 2009). La sua formazione inizia nel testicolo e deriva, come il materiale della cavità extracellulare, da secrezioni dell'epitelio testicolare. Si tratta di una struttura secreta esternamente e in continuità con l'acrosoma, di natura glicoproteica, come si evince dall'analisi mediante immunoblot e colorazioni con specifiche lectine. Osservazioni con tecniche di deep-etching evidenziano fini particolari

ultrastrutturali; lo spessore appare costituito da file di particelle sovrapposte che si organizzano in una struttura bistratificata con complessità differente nelle specie esaminate. Questa può apparire sotto forma di una struttura paracristallina come negli Entomobryidae oppure come un insieme di strutture ovoidali cave nei Symphypleona. Quando gli spermatozoi raggiungono la spermateca e si srotolano, essi liberano sia la secrezione immagazzinata nella cavità extracellulare, che quella contenuta nella lunga struttura extra-acrosomale; questi materiali saranno utilizzati dagli spermatozoi per la loro attività.

RINGRAZIAMENTI

Ringrazio i Proff. Romano Dallai e Antonio Carapelli per i preziosi consigli ed il Dr. David Mercati per l'assistenza tecnica.

BIBLIOGRAFIA

- BETSCH-PINOT M.C., 1977 – *Les parades sexuelles primitives chez les Collembolles Synphypléones*. - Rev. Ecol. Biol. Sol, 14: 15-19.
- BRUMMER-KORVENKONTIO M. & SAURE L., 1969 – *Further observations on the chromosomes relations in female Collembola*. - Aquilo. Ser. Zoologica, 9: 50-54.
- CASSAGNAU P., 1966 – *Présence de chromosomes géants dans les glandes salivaires des Nannura (Collembolles suceurs)*. - C.R. Acad. Sc. Paris, 262: 168-170.
- CASSAGNAU P., 1968 – *Sur la structure des chromosomes salivaires de Bilobella massoudi (Collembola, Neanuridae)*. - Chromosoma, 24: 42-58.
- CASSAGNAU P., 1974 – *Les chromosomes polytènes de Neanura monticola Cassagnau (Collembolles). I. Polymorphisme ecologique du chromosome X*. - Chromosoma, 46: 343-363.
- CASSAGNAU P., 1976 *La variabilité des chromosomes polytènes chez Bilobella aurantiaca Caroli (Collembola: Neanuridae) et ses rapports avec la biogéographie et l'écologie de l'espèce*. - Arch. Zool. exp. gen., 117: 511-572.
- CHAGNON M., PARÉ D., HÉBERT C., 2000 – *Relationships between soil chemistry, microbial biomass and the collembolan fauna of southern Québec sugar maple stands*. - Ecoscience, 7: 307-316.
- CHELINHO S., DOMENE X., CAMPANA P., ANDRÉS P., RÖMBKE J., SOUSA J., et al., 2014 – *Toxicity of phenmedipham and carbendazim to Enchytraeus crypticus and Eisenia andrei (Oligochaeta) in Mediterranean soils*. - J. Soils Sediments, 14: 584-599.
- CLAYPOLE M., 1898 – *The embryology and oogenesis of Anurida maritima*. - J. Morph., 14: 219-300.
- DALENS H., 1979 – *Cline de surcharge en heterochromatine et diversification du type chromosomique aragonais chez le collembolle Neanuridae Bilobella aurantiaca*. - C.R. Acad. Sc. Paris, 288: 883-885.
- DALLAI R., 1979 – *Polytene chromosomes of some Bilobella aurantiaca (Collembola) Italian populations*. - Boll. Zool., 46: 231-249.
- DALLAI R., FANCIULLI P.P., 1982 – *I cromosomi politenici di alcune popolazioni di Lathriopyga longiseta (Insecta Collembola) della Toscana meridionale*. - Redia, 65: 9-28.
- DALLAI R., FANCIULLI P.P., FRATI F., 1999 – *Chromosome elimination and sex determination in springtails (Insecta, Collembola)*. - J. Exp. Zool., 285: 215-225.
- DALLAI R., FANCIULLI P.P., FRATI F., 2000 – *Aberrant spermatogenesis and the peculiar mechanism of sex determination in Symphypleonan Collembola (Insecta)*. - J. Hered., 91: 351-358.
- DALLAI R., FANCIULLI P.P., CARAPPELLI A., FRATI F., 2001 – *Aberrant spermatogenesis and sex-determination in Bourletiellidae (Hexapoda, Collembola) and their significance*. - Zoomorphology, 120: 237-245.
- DALLAI R., FANCIULLI P.P., FRATI F., PACCAGNINI E., LUPETTI P., 2003 – *Membrane specializations in the spermatozoa of collembolan insects*. - J. Struct. Biol., 142: 311-318.
- DALLAI R., FANCIULLI P.P., FRATI F., PACCAGNINI E., LUPETTI P., 2004 – *Sperm winding in Collembola*. - Pedobiologia, 48: 493-501.
- DALLAI R., ZIZZARI Z.V., FANCIULLI P.P., 2008 – *The ultrastructure of the spermathecae in the Collembola Symphypleona*. - J. Morphology, 269: 1122-1133.
- DALLAI R., ZIZZARI Z.V., FANCIULLI P.P., 2009 – *Different sperm number in the spermatophores of Orchesella villosa (Geoffroy) (Entomobryidae) and Allacma fusca (L.) (Sminthuridae)*. - Arthr. Struct. Dev., 38: 227-234.
- DALLAI R., CICCONARDI F., FANCIULLI P.P., 2010 – *Insecta Collembola*. - Biol. Mar. Mediterr., 17: 538-544.
- DEHARVENG L., 1982 – *Polymorphism of polytene chromosomes in Bilobella aurantiaca (Insecta: Collembola). Study on a populations from Sierra de Gredos (Central Spain)*. - Chromosoma, 85: 201-214.
- DEHARVENG L., LEE B.L., 1984 – *Polytene Chromosomal Variability of Bilobella aurantiaca (Collembola) from Sainte Baume Population (France)*. - Caryologia, 37:1-2, 51-67.
- FANCIULLI P.P., FRATI F., DALLAI R., 1991 – *The polytene chromosomes of Cansilianura malatestai (Insecta, Collembola)*. - Caryologia, 44: 11-20.
- FANCIULLI P.P., ZIZZARI Z.V., FRATI F., DALLAI R., 2012 – *The ultrastructure of the ejaculatory duct in the springtail Orchesella villosa (Geoffroy) (Hexapoda, Collembola) and the formation of the spermatophore*. - Tissue and Cell, 44: 32-46.
- FANCIULLI P.P., MENCARELLI C., MERCATI D., DALLAI R., LUPETTI P., 2017 – *The peculiar extra-acrosomal structure of the Collembola (Hexapoda) spermatozoa*. - Micron, 101: 114-122.
- FILSER J., WIEGMANN S., SCHRÖDER B., 2014 – *Collembola in ecotoxicology - Any news or just boring routine?* - Appl. Soil Ecol., 83: 193-199.
- FOUNTAIN M., HOPKIN S.P., 2005 – *Folsomia candida (Collembola): a standard soil arthropod*. - Ann. Rev. Entomol., 50: 201-222.
- FRATELLO B., SABATINI M.A., 1979 – *Karyotypes and habitat interrelations among soil Arthropoda: Collembola and Protura*. - Boll. Zool., 46: 251-259.
- GEMPE T., BEYE M., 2011 – *Function and evolution of sex determination mechanisms, genes and pathways in insects*. - Bioessays, 33: 52-60.
- GODAY C., ESTEBAN M.R., 2011 – *Chromosomes elimination in sciariid flies*. - Bioessays, 23: 242-250.
- GOLOSCHAPOVA N.P., POTAPOV M.B., CHERNOVA N.M., 2006 – *Sexual behaviour in Isotomidae (Collembola)*. - Pedobiologia, 50: 111-116.
- GREENSLADE P., 1981 – *Survival of Collembola in arid*

- environments: observations in South-Australia and the Sudan. - J. Arid Env., 4: 219-228.
- GREENSLADE P., 1995 - *Collembola from the Scotia Arc and Antarctic Peninsula including descriptions of two new species and notes on biogeography*. - Polskie Pismo Entomologiczne, 64: 305-319.
- HAGVAR S., 1982 - *Collembola in Norwegian coniferous forest soils. I. Relations to plant communities and soil fertility*. - Pedobiologia, 24: 255-296.
- HEMMER W., 1990 - *Karyotype differentiation and chromosomal variability in springtails (Collembola, Insecta)*. - Biol. Fert. Soils, 9: 119-125.
- HIRST S., MAULIK S., 1926 - *On some arthropod remains from the Rhynie Chert (Old Red Sandstone)*. - Geol. Mag., 63: 69-71.
- HOPKIN S.P., 1997 - *Biology of the springtails (Collembola, Insecta)*. Oxford University Press, New York, pp 330.
- HOPKIN S.P., 2002 - *Collembola*. Encyclopedia of Soil Science: 207-210.
- KIAUTA B., 1970 - *Review of the germ cell chromosome number and data on two species new to cytology*. - Genen Phaenen., 4: 89-99.
- KOZŁOWSKI M.W., AOXIANG S., 2006 - *Ritual behaviors associated with spermatophore transfer in Deuterosminthurus bicinctus (Collembola: Bourletiellidae)*. - J. Ethol., 24: 103-110.
- LÉCAILLON A., 1901 - *Recherches sur l'ovaire des Collembolés*. - Arch. Anat. Micr., 4: 471-610.
- MAYER H., 1957 - *Zur Biologie und Ethologie einheimischer Collembolen*. - Zoologische Jahrbücher Abteilung Für Systematik Ökologie und Geographie, 85: 501-570.
- NUÑEZ O., 1962 - *Cytology of Collembola*. - Nature (London), 194: 946-947.
- ØDEGAARD F., 2000 - *How many species of arthropods? Erwin's estimate revised*. - Biol. J. Linn. Soc., 71: 583-597.
- PARISI V., 2001 - *La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi*. - Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense", 37: 105-114.
- PONGE J.F., 1993 - *Biocenoses of Collembola in atlantic temperate grass-woodland ecosystems*. - Pedobiologia, 37: 223-244.
- PONGE J.F., GILLET S., DUBS F., FEDOROFF E., HAESSE L., SOUSA J.P. LAVELLE P., 2003 - *Collembolan communities as bioindicator of land use intensification*. - Soil Biol. Biochem., 35: 813-826.
- PONGE J.F., DUBS F., GILLET S., SOUSA J.P., LAVELLE P., 2006 - *Decreased biodiversity in soil springtail communities: the importance of dispersal and landuse history in heterogeneous landscapes*. - Soil Biol. Biochem., 38: 1158-1161.
- PRABHOO N.R., 1961 - *A note on giant chromosomes in the salivary glands of Womersleya sp. (Collembola, Insecta)*. - Bull. Entomol., Madras, 2: 21-22.
- SABATINI M.A., FRATELLO B., 1974 - *Analisi cariológica di tre specie Onychiuridi (Collembola, Insecta)*. - Rend. Accad. Naz. Lincei, ser VIII, 57: 255-258.
- SABATINI M. A., INNOCENTI G., 2001 - *Effects of Collembola on plant-pathogenic fungus interactions in simple experimental systems*. - Biol. Fert. Soils, 33: 62-66.
- SAITOH K., CHIBA S., 1959 - *Notes on the chromosomes of a springtail, Tomocerus minutus Tullberg (Collembola, Insecta)*. - Jap. J. Genet., 34: 105-106.
- SÁNCHEZ L., 2008 - *Sex-determining mechanisms in insects*. - Int. J. Dev. Biol., 52:1059-1075.
- SÁNCHEZ L., 2014 - *Sex-Determining Mechanisms in Insects Based on Imprinting and Elimination of Chromosomes*. - Sex. Dev., 8: 83-103.
- SAURE L., BRUMMER-KORVENKONTIO M., 1958 - *Über die Meiose und die Chromosomen zahlen einiger Collembolen*. - Ann. Acad. Sci. Fenn. IV Biol., 39: 4-14.
- TEBBE C.C., CZARNETZKI A.B., THIMM T., 2006 - *Collembola as habitat for microorganisms, 133-149*. In: Soil Biology, vol. 6, Manual for Soil Analysis (König H., Varna A. eds.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- THIBAUD J.-M., 2007 - *Recent advances and synthesis in biodiversity and biogeography of arenicolous Collembola*. - Ann. Soc. Entomol. Fr., 43: 181-185.
- TUZET O., MANIER J.F., 1956 - *Contribution a l'étude de la spermiogenèse des aptérygotes entotrophe: Orchesella villosa L., Entomobrya du groupe nivalis L., Entomobrya du groupe nigrocincta Denis, Sminthurus viridis (L.) (Collembolés) et Campodea monspessulana Condé (Diploure)*. Ann. Sci. Nat. Zool., 11:15-32.
- VAN DEN BRINK P.J., 2008 - *Ecological risk assessment: from book-keeping to chemical stress ecology*. - Environ. Sci. Technol., 42: 8999-9004.
- VAN STRAALEN N.M., 2002 - *Assessment of soil contamination – a functional perspective*. - Biodegradation, 13: 41-52.
- WHITE M.J.D., 1973 - *Animal cytology and evolution*, 3d edit. London: Cambridge University Press
- WILLEM V., 1900 - *Recherches sur les Collembolés et les Thysanoures*. - Mém.Acad. Roy. Sci. Belg., 58: 1-144.
- WOLFARTH F., SCHRADER S., OLDENBURG E., WEINERT J., 2013 - *Nematode-collembolan-interaction promotes the degradation of Fusarium biomass and deoxynivalenol according to soil texture*. - Soil Biol. Biochem., 57: 903-910.
- ZHIMULEV I.F., BELYAEVA E.S., SEMESHIN V.F., KORYAKOV D.E., DEMAkov S.A., DEMAkOVA O.V., POKHOLKOVA G.V., ANDREYEVA E.N., 2004 - *Polytene chromosomes: 70 years of research*. - Int. Rev. Cytol., 241: 203-275.
- ZIZZARI Z.V., ENGL T., LORENZ S., VAN STRAALEN N.M., ELLERS J., GROOT A.T., 2017 - *Love at first sniff: a spermatophore-associated pheromone mediates partner attraction in a collembolan species*. - An. Behav., 124: 221-227.

UNO SGUARDO AI COLEOTTERI DEL SUOLO

ROBERTO POGGI (*)

(*) *Conservatore onorario del Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria", Via Brigata Liguria 9, 16121 Genova; rpoggi@comune.genova.it*
Lettura tenuta durante la Tavola rotonda "Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi". Seduta pubblica dell'Accademia. Firenze, 16 giugno 2017.

A look at the soil beetles

Some of the more significant genera of Italian endogean Coleoptera are shortly recorded and figured.

KEY WORDS: Coleoptera, soil.

Se si escludono le specie strettamente fitofaghe, è difficile individuare Coleotteri che, almeno in un periodo della loro vita, non entrino in rapporto col suolo, in modo più o meno significativo. Il massimo adattamento si riscontra naturalmente nelle specie endogee, che trovano il loro habitat ottimale negli orizzonti più profondi, spesso indipendentemente dalla composizione chimica del substrato roccioso, e che in genere sono caratterizzate da atterismo, anoftalmia, depigmentazione, riduzione delle dimensioni corporee e aspetto talora filiforme.

Il livello di conoscenza delle specie italiane di Coleotteri si può definire buono (con gli oltre 12.000 taxa segnalati sull'intero territorio nazionale), ma nell'ambito dei gruppi a costumi endogei l'inventariazione delle specie è ben lungi dall'essere completata e si può essere facili profeti nell'affermare che in tale campo le scoperte si intensificheranno nel futuro, anche grazie ad un più diffuso utilizzo di appropriate tecniche di raccolta, quali il lavaggio del terreno o il trappolamento in MSS (Milieu Souterrain Superficiel).

Passando brevemente in rassegna sistematica le famiglie che più frequentemente si rinvencono nel suolo profondo, è d'obbligo iniziare con i Crowsoniellidae, famiglia che comprende solo *Crowsoniella relicta* Pace, 1976, unico rappresentante italiano del sottordine Archostemata, rinvenuta nei Monti Lepini nel 1975 e mai più ritrovata in seguito, malgrado ripetute indagini svolte in zona da vari ricercatori.

Tra i Carabidae si possono citare gli Scaritinae Clivinini (*Reicheia* Saulcy, 1862, *Typhloreicheia* Holdhaus, 1924, *Dimorphoreicheia* Magrini, Fancello & Leo, 2003 e *Alpiodytes* Jeannel, 1957) e i Trechinae Bembidiini (*Anillus* Jacquelin du Val, 1851, *Rhegmabius* Jeannel, 1937, *Scotodipnus* Schaum, 1860, *Binaghites* Jeannel, 1937, *Hypotyphlus* Jeannel,

1937 e *Microtyphlus* Linder, 1863); va comunque sottolineato che si possono rinvenire occasionalmente in ambiente endogeo anche rappresentanti di Trechini (ad es. sia qualche specie di *Trechus* Clairville, 1806 normalmente edafica che alcuni taxa più specializzati di *Boldoriella* Jeannel, 1928, *Doderotrechus* Vigna Taglianti, 1968 o *Duvalius* Delarouzée, 1859), che sconfinano talora dal livello ipogeo superficiale o profondo a quello endogeo, ad ulteriore dimostrazione che i limiti tra i vari ambienti sono spesso ben meno rigidi di quanto si voglia immaginare nelle schematizzazioni inventate dall'uomo.

La famiglia degli Staphylinidae (ormai estesa a comprendere anche quelle che sino a pochi anni fa erano considerate famiglie autonome, ossia Pselaphidae e Scydmaenidae, oggi divenute Pselaphinae e Scydmaeninae) annovera al suo interno il maggior numero di forme endogee rispetto agli altri gruppi di Coleotteri, soprattutto in considerazione del fatto che ad essa afferiscono i numerosi Leptotyphlinae, di cui al momento sono state descritte circa 170 specie italiane riferite a numerosi generi, quali *Cephalotyphlus* Coiffait, 1955, *Cyrtotyphlus* Doderò, 1900, *Entomoculia* Croissandeau, 1891, *Leptotyphlus* Fauvel, 1874, *Mesotyphlus* Coiffait, 1955, *Metrotyphlus* Coiffait, 1959, ecc., pur senza dimenticare gli Euaesthetinae, con il genere *Octavius* Fauvel, 1873, gli Osoriinae, con *Bacillopsis* Normand, 1920, *Cylindropsis* Fauvel, 1885 e *Leptotyphlopsis* Scheerpeltz, 1931, i Paederinae con *Scotonomus* Fauvel, 1873, i Phloeocharinae con *Phloeocharis* Mannerheim, 1830 (in particolare il sottogenere *Scotodytes* Saulcy, 1865) e gli Aleocharinae con *Typhlocyptus* Saulcy, 1878.

Tra gli Scydmaeninae a costumi totalmente o parzialmente endogei vanno citati i generi *Cephennium* Müller & Kunze, 1822 (in particolare il sottogenere

Geodytes Saulcy, 1864), *Eudesis* Reitter, 1881, *Pseudoeudesis* Binaghi, 1948 e *Leptomastax* Pirazzoli, 1855, mentre tra gli *Pselaphinae* si possono ricordare ad es. alcuni rappresentanti dei generi *Mayetia* Mulsant & Rey, 1875, *Trogaster* Sharp, 1874, *Trogasteropsis* Doderò, 1918, *Imirus* Reitter, 1885, *Paramaurops* Jeannel, 1948, *Tychobythinus* Ganglbauer, 1896 e *Pselaphostomus* Reitter, 1909.

Per quanto riguarda i *Leiodidae* *Leptodirini*, non sono pochi i taxa endogei, ad esempio appartenenti ai generi *Bathysciola* Jeannel, 1910 e *Pholeuonidius* Jeannel, 1911, mentre occasionalmente sconfinano in ambiente endogeo specie ipogee superficiali o profonde dei generi *Parabathyscia* Jeannel, 1908, *Boldoria* Jeannel, 1924, *Pseudoboldoria* Ghidini, 1937, *Insubriella* Vailati, 1990, *Monguzziella* Vailati, 1993, ecc.

Generi con specie a costumi endogei sono presenti anche tra i *Bothrideridae* *Anommatainae* (*Anommatus* Wesmael, 1835), gli *Zopheridae* *Colydiinae* (*Lyreus* Aubé, 1861 e *Langelandia* Aubé, 1842), i *Pythidae* (*Osphyoplesius* Winkler, 1915) e i *Salpingidae* *Agleninae* (*Aglenus* Erichson, 1845).

Infine per quanto si riferisce ai *Curculionidae*, vanno ricordati vari taxa di *Entiminae* (come *Baldorhynchus* Di Marco & Osella, 2002 e i sottogeneri di *Otiorhynchus* Germar, 1822: *Lixorrhynchus* Reitter, 1914 e *Troglorhynchus* F. Schmidt, 1854) e di *Molytinae*, come *Alaocyba* Perris, 1869, *Raymondionymus* Wollaston, 1873, *Raymondiellus* Ganglbauer, 1906, *Derosasius* Ganglbauer, 1906, *Ferreria* Alonso-Zarazaga & Lyal, 1999, *Torneuma* Wollaston, 1860, *Paratyphloporus* F. Solari, 1937, ecc.

Per gran parte delle foto che corredano questo articolo sono debitore agli autori citati di volta in volta

nelle didascalie e che ringrazio per avermi permesso l'utilizzo delle loro immagini, che intendono semplicemente esemplificare la morfologia di una selezione di generi che comprendono specie endogee, anche se i taxa presentati non lo sono talora in senso veramente stretto; le foto non sono alla stessa scala, per cui la lunghezza di ogni soggetto è riportata in mm tra parentesi nelle didascalie. Sono infine grato all'amico Achille Casale per alcuni utili suggerimenti.

BIBLIOGRAFIA ESSENZIALE

- COIFFAIT H., 1955 – *Chassez l'endogé!* - L'Entomologiste, Paris, 11 (5-6): 114-118.
- COIFFAIT H., 1958 – *Les Coléoptères du sol* - Vie et Milieu, suppl. 7, Ed. Hermann, Paris (n. 1260), 204 pp.
- GIACHINO P. M., VAILATI D., 2010 – *The subterranean environment. Hypogean life, concepts and collecting techniques / L'ambiente sotterraneo. Vita ipogea, concetti e tecniche di raccolta* - World Biodiversity Association Handbooks 3, Verona, 129 pp.
- LATELLA L., GOBBI M. (a cura di), 2008 – *La fauna del suolo. Tassonomia, ecologia e metodi di studio dei principali gruppi di Invertebrati terrestri italiani* - Quaderni del Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento, 3, 192 pp.
- OROUSSET J., VINCENT R., 2015 – *Les Coléoptères du sol - découvertes en Saône-et-Loire* - Terre vive, Société d'études du milieu naturel en Mâconnais, Mâcon, 162: 3-24.
- PACE R., 1984 – *La raccolta dei Coleotteri endogei* - L'Informatore del giovane entomologo, Genova, XXV, nn. 108 e 109: 9-18.
- VIGNA TAGLIANTI A., ZAPPAROLI M., 2007 – *La fauna del suolo: diversità e significato* - I Georgofili, Quaderni 2007-V, Sezione Centro Ovest (La vita nel suolo), Roma: 51-69.

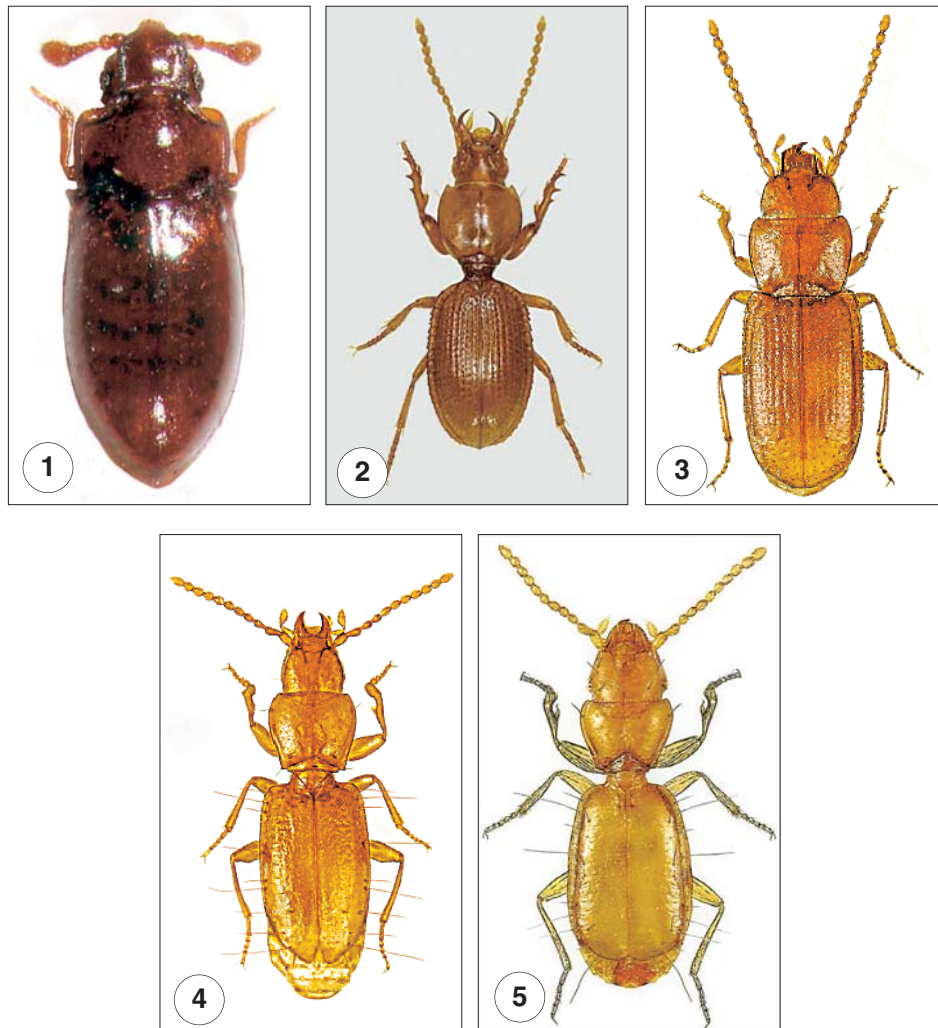


Fig. 1 – *Crowsoniella relict*a Pace, 1976 (1,5 mm) (foto Kirejtshuk in: www.zin.ru/Animalia/Coleoptera/rus/cowreli.htm); fig. 2 – *Typhloreicheia henroti* Jeannel, 1957 (3,6 mm) (foto Degiovanni); fig. 3 – *Anillus petrioli* Magrini, 2014 (2,1 mm) (foto Magrini); fig. 4 – *Rhegmatobius bastianinii* Magrini & Casale, 2015 (2,4 mm) (foto Magrini); fig. 5 – *Hypotyphlus degiovannii* Magrini, 2013 (1,4 mm) (foto Magrini).

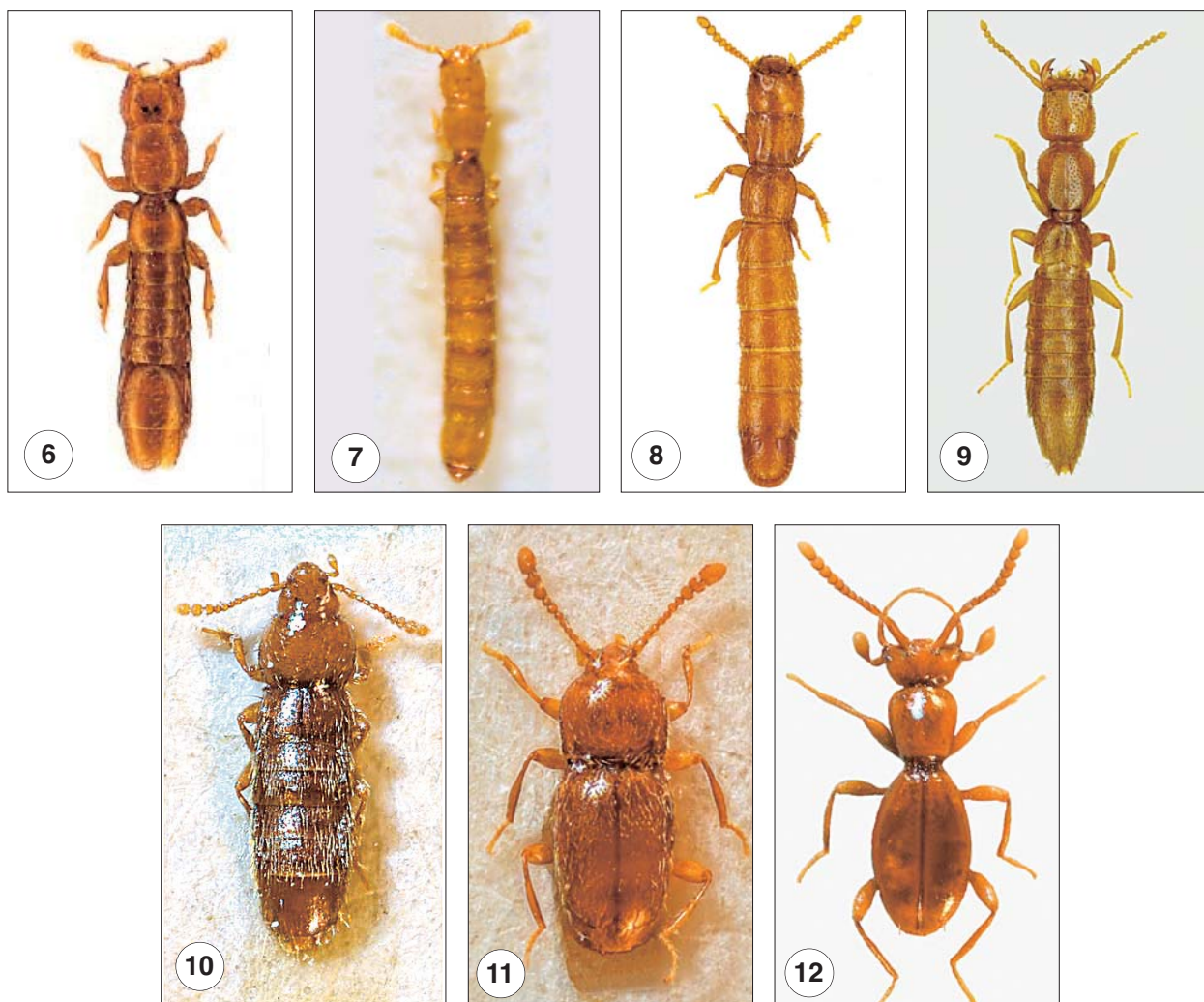


Fig. 6 – *Cyrtotyphlus alfredoi* Colacurcio & Uliana, 2012 (1 mm) (foto Uliana); fig. 7 – *Entomoculia* sp. (1 mm); fig. 8 – *Cylindropsis cilloi* Fancello, 2016 (2,2 mm) (foto Degiovanni); fig. 9 – *Scotonomus sardus* Fagel, 1969 (5 mm) (foto Degiovanni); fig. 10 – *Phloeocharis* (*Scotodytes*) *ichnusae* Doderò, 1900 (1,8 mm); fig. 11 – *Cephennium* (*Geodytes*) sp. (1 mm); fig. 12 – *Leptomastax hypogea* Pirazzoli, 1855 (2 mm).

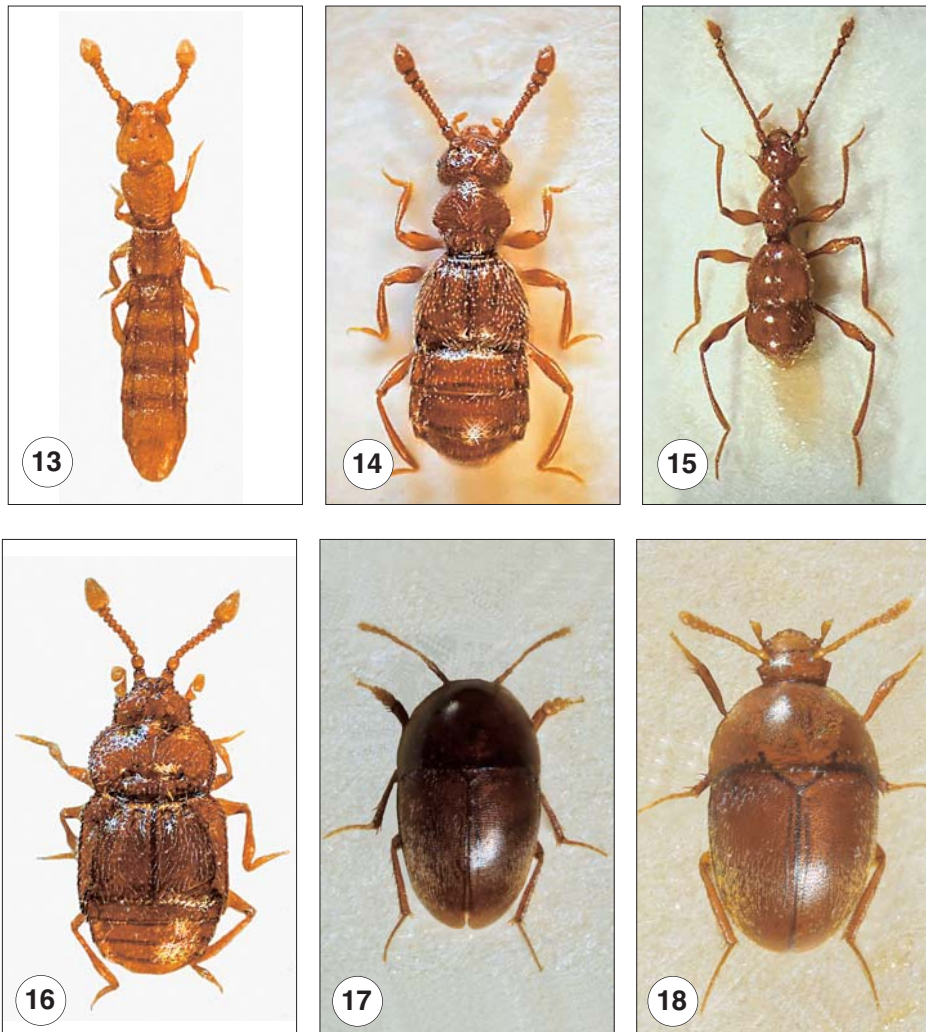


Fig. 13 – *Mayetia* sp. (1 mm); fig. 14 – *Trogaster binaghii* Besuchet, 1969 (2 mm); fig. 15 – *Paramaurops aculeatus* (Doderò, 1919) (2,5 mm) (foto Colacurcio); fig. 16 – *Imirus mirabilis* Poggi, Fancello & Leo, 2008 (1 mm); fig. 17 – *Bathysciola tarsalis* (Kiesenwetter, 1861) (2 mm); fig. 18 – *Parabathyscia wollastoni* (Janson, 1857) (1,7 mm).

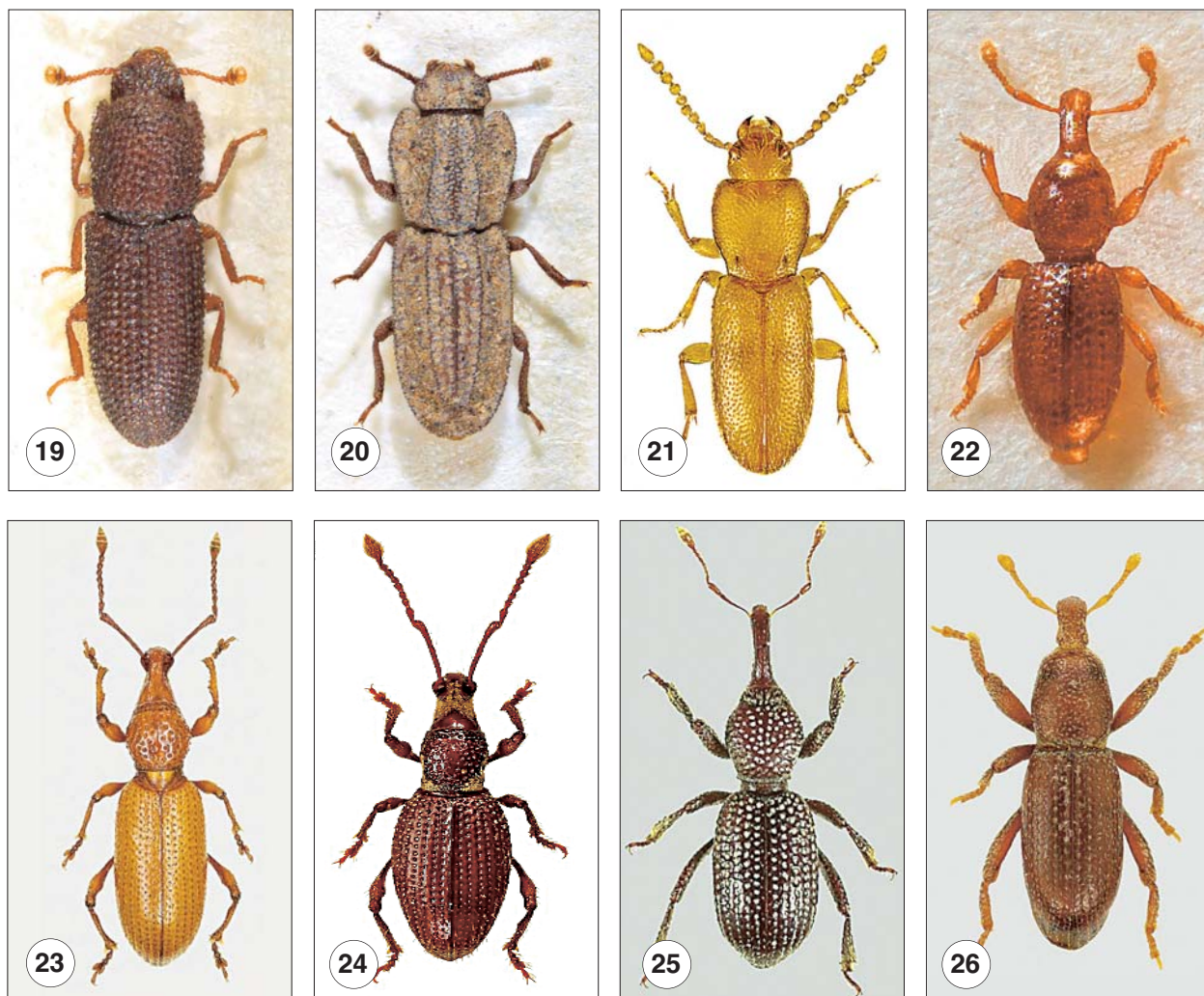


Fig. 19 – *Lyreus septemstriatus* (Fancello & Leo, 1991) (2 mm); fig. 20 – *Langelandia anophthalma* Aubé, 1843 (2,8 mm); fig. 21 – *Osphyoplesius colacurcioi* Magrini & Uliana, 2015 (2,4 mm) (foto Magrini); fig. 22 – *Alaocyba lampedusae* (Doderò, 1916) (1,2 mm) ; fig. 23 – *Otiorhynchus* (*Lixorrhynchus*) *fioronii* Magrini, Meoli, Cirocchi & Abbazzi, 2004 (5,6 mm) (foto Degiovanni); fig. 24 – *Baldorhynchus chiarae* (Monguzzi, 1999) (5,1 mm) (foto Sacco); fig. 25 – *Raymondionymus degiovannii* Magrini & Abbazzi, 2011 (4,5 mm) (foto Magrini); fig. 26 – *Torneuma siculum* Ragusa, 1881 (2,2 mm) (foto Degiovanni).

LE LARVE DEI COLEOTTERI DEL SUOLO

ANDREA DI GIULIO (*)

(*) *Università degli Studi "Roma Tre", Dipartimento di Scienze, Viale G. Marconi, 446, 00146 Roma.*

E-mail: andrea.digiulio@uniroma3.it

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda "Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi". Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 16 giugno 2017.

Soil beetle larvae

Beetles represent one of the major components of soil biodiversity. Most of them act as geophiles, with larvae and pupae strictly hypogeans and adults living outside, coming back to soil only for feeding, hiding and laying eggs. Others are geobionts, their entire lifecycle being accomplished in soil. Larvae are found mostly in decaying organic matter under litter, and show different adaptations to saprophagy, phytofagy, xylophagy, mycophagy, coprophagy, necrophagy, predation, parasitism and parasitoidism. Despite the basic importance of beetle immature stages in soil ecosystems, our knowledge is still scarce and fragmentary from both taxonomic and biological points of view. The reasons of this taxonomic impediment, practical other than cultural, are here discussed.

KEY WORDS: immature beetles, larval taxonomy; identification keys; taxonomic impediment.

INTRODUZIONE

Con circa 370.000 specie descritte (il 40% delle specie note di insetti e circa il 30% di tutte le specie animali) l'ordine Coleoptera rappresenta sotto ogni punto di vista il taxon a maggiore diversità biologica tra tutti gli organismi del nostro pianeta ed è degno di nota il fatto che gran parte di queste specie siano strettamente legate al suolo durante il loro ciclo vitale. Negli ecosistemi terrestri, infatti, in ogni periodo dell'anno, un numero enorme di specie rappresentative di centinaia di famiglie di coleotteri si affollano in lettiera, humus, suolo e ambienti a essi correlati. Le specie più diffuse nell'ambiente ipogeo come adulti e/o larve e pupe sono riconducibili alle famiglie Carabidae, tra gli Adephegidae, e Scarabaeidae, Staphylinidae, Elateridae, Silphidae e Cucujidae tra i Polyphaga. Malgrado ciò, relativamente poche specie di coleotteri possono davvero definirsi geobionti (= euedafiche o edafobie), adattate cioè a svolgere il loro intero ciclo vitale all'interno del suolo, senza possibilità di sopravvivere al di fuori di esso. La stragrande maggioranza sono invece specie cosiddette geofile, che svolgono un ruolo importante nel suolo di moltissimi ecosistemi, soprattutto nella lettiera e negli orizzonti più superficiali. Si distinguono generalmente geofili temporanei (= edafoxeni) e geofili periodici (= edafofili): i primi includono specie che si ritrovano nel suolo durante gli stadi di uovo o pupa, durante i periodi di muta e diapausa, oppure che ci arrivano accidentalmente attraverso fessure, nidi e tane dei vertebrati (foleofili);

i secondi includono, invece, specie che trascorrono nel suolo tutto lo stadio larvale (es. larve micofaghe, rizofaghe, saprofaghe, xilofaghe, coprofaghe, necrofaghe, predatrici, parassitoidi, parassite), con adulti che svolgono all'esterno le attività di dispersione e riproduzione e tornano nel suolo periodicamente per alimentarsi, proteggersi e deporre le uova.

Come per gli altri insetti olometaboli, lo stadio larvale dei coleotteri rappresenta la fase più critica dello sviluppo. Infatti, i tegumenti sottili ed elastici tipici di questo stadio e le ripetute mute espongono le larve al rischio di disidratazione, stress termici e predazione. Non sorprende quindi che gli stadi del ciclo vitale più legati al suolo siano rappresentati proprio dagli stadi immaturi. Il suolo offre, infatti, protezione, nutrimento, condizioni favorevoli di temperatura e umidità, complessità strutturale ed eterogeneità ambientale, che permettono la sopravvivenza e la convivenza di un numero enorme di organismi, interagenti direttamente o indirettamente all'interno di stabili reti ecologiche.

Tradizionalmente gli specialisti di coleotteri si sono occupati quasi esclusivamente degli adulti, trascurando lo studio degli stadi giovanili o finalizzandone la raccolta e l'allevamento all'emergenza di esemplari appartenenti a specie di particolare pregio estetico, poco comuni o difficili da reperire altrimenti. In generale, le specie che hanno ricevuto un'adeguata attenzione in tutte le fasi del loro ciclo vitale sono quelle d'interesse agrario, forestale, veterinario o medico-sanitario, e quelle legate in vario modo a

materiali o attività umane. Infatti, approfondire le conoscenze di base sugli stadi larvali e sul ciclo biologico delle specie dannose è di fondamentale importanza per individuare le fasi in cui intervenire per contenere le infestazioni utilizzando la minor quantità di pesticidi o utilizzando la lotta biologica o integrata.

Soltanto a partire dagli inizi del secolo scorso, alcuni entomologi hanno intrapreso pionieristici studi morfo-anatomici, tassonomici ed ecologici (vedi ad esempio VAN EMDEN, 1942; BÖVING e CRAIGHEAD, 1931; PETERSON, 1948, 1957; CHU, 1949; STEHR, 1987, 1991) su stadi immaturi di varie famiglie di coleotteri, che hanno aperto la strada alle più moderne ricerche sull'argomento.

Sebbene sia ormai ampiamente riconosciuta la fondamentale importanza di studi tassonomici di base sugli stadi di sviluppo per le più diverse applicazioni e sebbene sia aumentato rispetto al passato il numero dei ricercatori specializzati in questo settore dell'entomologia, ancora oggi le ricerche sugli stadi immaturi di coleotteri risultano scarse e inadeguate e le conoscenze finora acquisite appaiono disomogenee e frammentarie, assolutamente non paragonabili a quelle relative allo stadio adulto. I motivi di ciò, esaminati nel presente lavoro, sono molteplici e complessi, da ricercarsi soprattutto in cause di natura pratica oltre che storica, estetica e culturale.

Per quanto riguarda la fauna del suolo (pedofauna o fauna edafica), il problema della difficoltà nell'identificazione tassonomica, noto come "taxonomic impediment", è ancora più grave e coinvolge non soltanto le larve di coleotteri, ma la maggior parte dei gruppi di artropodi, dai chelicerati ai miriapodi, ai crostacei a tutti gli esapodi, in tutte le fasi del loro sviluppo.

CARATTERISTICHE DELLE LARVE DEI COLEOTTERI DEL SUOLO

Le specie di coleotteri che interagiscono col suolo, soprattutto quelle fitofaghe, si comportano principalmente da geofile, con larve e pupe fondamentalmente ipogee e adulti che vivono in superficie, sebbene quest'ultimi possano utilizzare il suolo per cacciare, svernare o deporre le uova (MENTA, 2008). Contrariamente alle larve dei coleotteri euedafici, che si possono trovare anche molto in profondità (euedaphon), fino all'orizzonte B e negli ambienti sotterranei profondi a essi connessi (es. grotte), le larve dei coleotteri geofili si trovano generalmente nella lettiera (quando presente) (orizzonte O, organico, hyperedaphon) e negli strati superficiali (orizzonti A1 e A2, hemiedaphon) o sotto pietre più o meno infossate nel terreno (ambienti sublapidicoli).

Le dimensioni delle larve che si ritrovano nel suolo

variano in maniera molto ampia non solo tra le differenti specie di coleotteri, ma anche nel corso del loro sviluppo, che prevede di solito il succedersi di tre età larvali generalmente simili, anche se con differente dimensione relativa di alcune parti del corpo e diversa chetotassi (disposizione di setole e altri organi di senso sul corpo). Le dimensioni maggiori si ritrovano nelle larve di specie geofile, che possono essere classificate nell'ambito della mesofauna (0.2 - 2 mm) alla nascita, della macrofauna (2 - 100 mm) e perfino della megafauna (>100 mm) (es. alcuni Scarabaeidae Cetoniinae e Dynastinae o Cerambycidae), nel corso del loro sviluppo. Le specie edafobiche, invece, a causa della finissima porosità e maggiore compattezza degli strati più profondi sono di dimensioni molto ridotte e possiedono larve che rientrano nella mesofauna o addirittura nella microfauna (es. larve di Staphylinidae Leptotyphlinae o Carabidae Trechinae, soprattutto Anillini).

Le tipologie di larve di coleotteri maggiormente diffuse nel suolo sono:

1) *Larve fitosaprofaghe e zoosaprofaghe di tipo scarabeiforme.*

Si tratta di larve tipiche dei coleotteri scarabeidi e lucanidi, dette anche melolontoidi o cirtosomatiche per la loro caratteristica forte curvatura ventrale a "C" o "U". Poco sclerotizzate, con tegumenti sottili ed elastici, corpulente, tozze, biancastre o incolori, con addome posteriormente ingrossato, capo ipognato marrone-rossiccio o bruno per la forte sclerotizzazione; potente apparato boccale masticatore; mandibole corte e robuste con area molare sviluppata; zampe variamente sviluppate o assenti; pseudopodi addominali e urogonfi assenti.

Vivono in gallerie scavate in mezzi resistenti (legno, terra ecc.) e si nutrono di materia vegetale o animale in decomposizione. Alcune larve saprofaghe sono specializzate nel colonizzare annessi particolari del suolo (legno, sterco, cadaveri).

Si ritrovano soprattutto in: Scarabaeoidea, Byrrhidae, Bostrichoidea, Bruchidae, Chrysomelidae, Curculionoidea.

2) *Larve fitosaprofaghe e onnivore di tipo elateriforme.*

Queste larve sono tipiche dei coleotteri elateridi e sono dette anche ortognate per il loro aspetto rettilineo e filiforme. Si tratta di larve simili alle campodeiformi ma con corpo più allungato, subcilindrico, fortemente sclerotizzato uniformemente, setole corte, urogonfi corti e robusti, zampe corte, prive di pseudozampe addominali, robusto apparato masticatore, brevi antenne, capo generalmente prognato. Si nutrono soprattutto di materia vegetale morta o di vari residui organici.

Vivono in gallerie scavate alla base delle piante in mezzi resistenti (di solito legno o terra) e sono

presenti in coleotteri Elateroidea (wireworms) e Tenebrionoidea (false wireworms).

3) *Larve fitofaghe e fitosaprofaghe di tipo clavato.*

Larve generalmente apode o con zampe vestigiali, caratterizzate da un corpo di forma clavata, subparallelo o rastremato verso l'apice posteriore; il protorace risulta distintamente espanso e globoso e l'ampia capsula cefalica, parzialmente retratta nel protorace, presenta mandibole corte e robuste atte a triturare. Vivono in gallerie scavate nel legno morto o vivo di cui si nutrono.

Oltre ai Cerambycidae, questa tipologia larvale caratterizza anche i Buprestidae.

4) *Larve predatrici campodeiformi.*

Si tratta di larve dal corpo allungato, subcilindrico o moderatamente appiattito, fusiforme, spesso ben sclerotizzato e privo di zampe addominali, ma con urogonfi terminali generalmente allungati; questi caratteri le fanno somigliare ai dipluri del genere *Campodea* (larve campodeiformi) o a dei tisanuri (larve tisanuriformi o lepidismatoidi). Esse possiedono zampe robuste e allungate, gressorie, cursorie o fossorie; mostrano un capo generalmente prognato con robusto apparato masticatore; mandibole aguzze falciformi con area molare ridotta e terebra affilate e/o dentate; antenne brevi.

Queste larve semicriptobionti si muovono attivamente negli spazi interstiziali della lettiera e spesso si ritrovano sotto le pietre. Possono mostrare una predazione specializzata su alcuni gruppi di invertebrati del suolo (es. collemboli, formiche, oligocheti, nematodi, gasteropodi) o una predazione generalista, con dieta di solito simile a quella degli adulti.

I gruppi di coleotteri con larve predatrici nel suolo si possono trovare principalmente nei Carabidae (Adephaga) e negli Staphylinoidea (Polyphaga). È interessante notare che, sebbene questi due gruppi siano molto distanti filogeneticamente e gli adulti siano molto differenti, le loro larve si somigliano, a tal punto che vengono molto spesso confuse.

Sebbene la maggior parte siano fondamentalmente polifaghe, le larve dei Carabidae rappresentano un buon esempio di radiazione adattativa correlata al tipo di alimentazione, alla strategia di cattura delle prede e alla vita in diversi ecosistemi (BRANDMAYR *et al.*, 2005). Il trend generale riguarda la diversificazione degli zoofagi, che riflette l'espansione in tutti i possibili livelli di habitat: fitobionti, epibionti, semicriptobionti e geobionti. Il secondo trend riguarda la specializzazione su un particolare tipo di preda come ad esempio collemboli (Nebriini, Loricinae), oligocheti (Pterostichinae Molopini), formiche (molti Paussinae, Harpalinae Anthiini, Pseudomorphinae, Lebiinae Graphipterini), gasteropodi polmonati (Carabinae Carabini, Cychrini, Licinini, Scaritini), bruchi di lepidotteri (), anfibi

anuri (Claeniini) e la trasformazione dalla zoofagia, attraverso la micetofagia (Rhysodinae), alla fitofagia (Harpalinae, Zabrinini, Amarini), quest'ultima soprattutto relativa alla spermafagia su piante erbacee. Alcuni sono parassiti sociali di formiche (Paussini) o parassitoidi su pupe di altri coleotteri (Lebiini, Brachinini). Varie sono anche le strategie di predazione messe in atto dalle diverse specie, che variano dalla caccia libera della maggior parte dei gruppi a quella all'agguato (es. Cicindelinae, molti Paussinae, Pseudomorphinae) fino ai "reversal predators" (larve di Chlaeniini), predatori in veste di prede, le cui colorazioni vivaci attraggono l'attenzione di anfibi anuri ai quali poi si attaccano con le mandibole (generalmente in prossimità della bocca) e consumano lentamente, provocandone la morte.

5) *Larve predatrici onisciformi.*

Si tratta di larve somiglianti a isopodi oniscidi, note anche come cheloniformi o "a disco" per il loro caratteristico corpo accorciato, ovale e distintamente depresso, protetto da tergiti molto dilatati, debordanti sui lati e ben sclerotizzati. A causa delle espansioni tergali, il capo e le zampe appaiono nascoste sotto al corpo. Questa forma si è evoluta in maniera convergente in Carabidae Cychrini, Scydmenidae, Silphidae, Byrrhidae, Corylophidae e Lampyridae, spesso in larve predatrici di gasteropodi polmonati, principalmente come adattamento protettivo per mantenere gli spiracoli funzionali anche durante l'immersione nel muco del mollusco.

6) *Larve aberranti.*

Non mancano larve di aspetto fortemente atipico, a causa di spiccati adattamenti alla foiesia (es. Meloidae, Rhipiphoridae), alla fragmosi (Chrysomelidae, Paussinae), allo scavo, al parassitismo sociale (es. larve fisogastre di Staphylinidae e Carabidae mirmecofile o termitofile) o al parassitoidismo (es. Carabidae Brachininae).

7) *Larve di coleotteri edafobi.*

Le larve di coleotteri euedafici sono generalmente caratterizzate dai seguenti adattamenti: miniaturizzazione e/o allungamento e/o schiacciamento del corpo; depigmentazione del corpo e riduzione dello spessore della cuticola con conseguente aumento della mobilità corporea utile al movimento in microfessure; accorciamento delle appendici; riduzione dei fotorecettori fino a completa anoftalmia; semplificazione del sistema sensoriale con specializzazioni; rari adattamenti allo scavo.

Esempi di edafobi si ritrovano principalmente in Carabidae (Trechinae), Staphylinoidea (Pselaphinae), Leiodidae (Cholevinae), Curculionidae e Zopheridae. Purtroppo le larve di coleotteri edafobi sono ancora pochissimo conosciute, basti pensare che negli Pselaphinae sono note larve di appena 19 specie su circa 9100, rappresentative di 15 generi su 1220.

IMPORTANZA ECOLOGICA DELLE LARVE DI COLEOTTERI DEL SUOLO

Sebbene strutturalmente più semplici degli insetti adulti, principalmente influenzati dalle attività di riproduzione e dispersione, le larve di coleotteri mostrano una serie di adattamenti morfo-funzionali ed eco-etologici estremamente complessi, correlati a raffinate strategie di predazione, fitofagia, parassitismo, mimetismo, difesa, respirazione ecc.

Dal punto di vista ecologico, le larve degli insetti olometaboli costituiscono un elemento fondamentale di tutte le comunità animali terrestri e di acque interne, essendo coinvolte nella trasformazione dell'energia e nel ricircolo dei nutrienti negli ecosistemi. Queste sono infatti utilizzate nelle catene trofiche come cibo da molti invertebrati e vertebrati (soprattutto pesci, anfibi, rettili, uccelli e piccoli mammiferi), o a loro volta sono predatrici o parassite di altri animali o fitofaghe.

Grazie alla loro abbondanza, diversità e biomassa in tutti gli ambienti edafici, le larve dei coleotteri svolgono un ruolo ecologico di primo piano nelle comunità del suolo sotto diversi punti di vista. La loro continua azione di scavo e di perforazione del terreno provoca un aumento della porosità e dell'aereazione del suolo, favorendo direttamente o indirettamente lo sviluppo di organismi decompositori aerobi e una più ricca fauna di invertebrati, che sfrutta le complesse reti di micro- e macrogallerie da esse scavate. Al pari dei lombrichi molte larve sono per questo motivo considerate importanti "ingegneri del suolo".

Inoltre, le larve fitofaghe, fitosaprofaghe e xilofaghe nelle foreste sono fondamentali per la triturazione delle grandi masse di materia vegetale accumulata e di legno morto, attività questa funzionale alla rapida degradazione da parte dei funghi e microrganismi, dei quali, tra l'altro, rappresentano efficaci vettori di dispersione. Lo stesso vale per le larve zoosaprofaghe, coprofaghe o necrofaghe che lavorano i residui animali, accelerandone in maniera diretta o indiretta la completa trasformazione in sostanza organica disponibile.

La componente non trascurabile di larve predatrici, parassite o parassitoidi risulta essere infine molto efficace nel controllo degli organismi della meso- e macrofauna, aumentando la complessità e interconnessione tra i diversi livelli trofici e stabilizzando in definitiva le reti ecologiche degli invertebrati del suolo.

Da quanto detto si intuisce facilmente come una corretta identificazione delle larve sia alla base di qualsiasi indagine ecologica finalizzata al biomonitoraggio ambientale e alla salvaguardia della biodiversità dei più disparati ecosistemi, acquatici o terrestri.

Già da molti anni, gli stadi giovanili di insetti acquatici vengono utilizzati come indicatori biologici nell'ambito di studi di valutazione della qualità delle acque interne

sia lentiche che lotiche e dell'impatto ambientale di inquinanti di vario tipo o infrastrutture di varia natura. Gli indici biotici più utilizzati in questi studi, come l'I.B.E. (Indice Biotico Esteso), il B.M.W.P. (Biological Monitoring Working Party), l'I.B.G.N. (Indice Biologique Global Normalisé) e l'A.S.P.T. (Average Score Per Taxon), prendono tutti in considerazione l'importanza di una corretta identificazione degli stadi larvali di vari ordini di insetti olometaboli come ditteri, coleotteri, tricotteri, megalotteri e planipenni, oltre ai taxa emi-, pro- ed eterometaboli quali plecoteri, efemeroteri, odonati ed eteroteri.

Molto più carente è invece lo stato delle conoscenze di base relative agli invertebrati presenti nel suolo, il che ne rende conseguentemente difficile il loro uso nella costruzione di indici biotici per la qualità dei suoli. Per questo motivo, in questi ecosistemi vengono utilizzati indici come il QBS-ar (Qualità Biologica del Suolo, basato sulla presenza di più gruppi di artropodi) e il QBS-c (Qualità Biologica del Suolo, basato sulla presenza dei soli collemboli) (PARISI 2001, PARISI *et al.* 2005; MENTA *et al.* 2008), che si fondano sul criterio delle forme biologiche applicate ai microartropodi edafici, con l'intento di dare una valutazione del livello di adattamento alla vita ipogea (PARISI, 1974) e di superare, sotto il profilo operativo, le difficoltà dell'analisi tassonomica a livello di specie (MENTA, 2008). Nel calcolo di questi indici, gli esemplari raccolti in un dato campione di suolo vengono, infatti, identificati a livello molto grossolano (ad esempio di classe o ordine) e viene loro attribuito un punteggio prestabilito in relazione al livello di specializzazione, sicché i suoli che ospitano più artropodi più specializzati ricevono un punteggio maggiore. L'idea sottesa è che migliore è lo stato di qualità di un suolo, più ricca e specializzata è la fauna che vi abita. In questi indici la valutazione dei coleotteri, al pari di quella dei collemboli, è complessa a causa della presenza di varie forme biologiche adattate alla vita epigea, emiedafica ed euedafica anche all'interno di uno stesso genere, con una gradualità degli adattamenti alla vita nel suolo (livello di sclerotizzazione dei tegumenti, presenza di occhi, riduzione delle appendici etc.) che va valutata per ogni esemplare. Un discorso a parte viene fatto per le larve di coleotteri che, avendo un'ecologia ben distinta da quella degli adulti, vengono valutate in maniera indipendente e con punteggio addizionale rispetto agli adulti. Purtroppo non si può fare distinzione tra larve di specie edafofile da quelle di specie euedafiche, dal momento che l'identificazione, quando possibile, non è affatto semplice (vedi discussione nel paragrafo "Problemi legati all'identificazione e allo studio delle larve").

La complessità e l'eterogeneità delle comunità che caratterizzano il suolo e le scarse conoscenze ecologiche e tassonomiche sull'argomento, limitano fortemente

l'utilizzo delle larve di coleotteri anche in analisi standardizzate quantitative. Sarebbe necessario invece tener conto di questa fondamentale componente delle comunità animali per studiare dinamiche di popolazione e struttura di comunità, generalmente sottostimate e basate esclusivamente sulla conta degli individui adulti.

PROBLEMI LEGATI ALL'IDENTIFICAZIONE E ALLO STUDIO DELLE LARVE

Il crescente interesse per gli stadi larvali in tutti i loro ambiti di studio, sia di base, sia applicati, si scontra però con oggettive difficoltà e problematiche operative, oltre che interpretative, che ne rendono di fatto complicato qualsiasi approccio tassonomico accurato ed esauriente. L'identificazione delle larve di coleotteri raccolte in natura è, infatti, un procedimento molto complesso, ancorché possibile, soprattutto se si voglia arrivare a livello di genere o di specie. Normalmente ci si ferma a un livello tassonomico talmente elevato (ordine, sottordine, famiglia) che risulta di fatto inutilizzabile per studi applicativi che richiedano una determinazione più precisa del materiale.

Di seguito vengono riportate e discusse alcune delle più diffuse problematiche relative all'identificazione e allo studio delle larve. Tali problematiche, sebbene siano più sentite nel caso della fauna edafica, coinvolgono più in generale lo studio degli stadi immaturi di tutti i coleotteri e insetti olometaboli.

Innanzitutto, un ricercatore che voglia dedicarsi a questo settore dell'entomologia, uno specialista che voglia approfondire le conoscenze sugli stadi larvali del suo taxon di elezione, o semplicemente un entomologo che abbia necessità di identificare larve di coleotteri nell'ambito di indagini faunistiche o ecologiche, si trova di fronte ad un primo grave problema, quello cioè della scarsità di studi pregressi e di letteratura disponibile, sia generale che specialistica. Pochissimi sono, infatti, i lavori di sintesi, spesso piuttosto datati, mentre quelli specialistici sono frammentari, scarsamente illustrati, non sempre facilmente accessibili perché pubblicati su riviste minori, in lingue locali e relative soprattutto a taxa di alcune, limitate aree geografiche o di ristretti gruppi tassonomici. Questo è dovuto al fatto che sono pochissimi gli specialisti di morfologia larvale, soprattutto se paragonati a quelli che si occupano di adulti. È infatti molto raro che un entomologo specialista di un taxon sia in grado di dedicarsi anche allo studio delle larve dello stesso.

Le poche chiavi di riconoscimento disponibili, anche le più dettagliate, sono molto difficili da utilizzare per i seguenti diversi problemi oggettivi, che prescindono le capacità e la chiarezza dei singoli autori.

Poiché le conoscenze, anche riguardanti gruppi tas-

sonomici noti o aree ben studiate, sono frammentarie, le chiavi per le larve risultano fortemente incomplete e provvisorie, con conseguente incertezza del fruitore, nel dubbio tra le sue capacità interpretative e la reale presenza del taxon in studio nella chiave utilizzata. Tra l'altro, le descrizioni di nuove larve spesso sconvolgono la struttura di base della maggior parte delle chiavi disponibili.

La scarsità di pubblicazioni sintetiche e aggiornate sull'argomento e la poca comunicazione tra gli specialisti di morfologia larvale generano spesso difformità terminologiche ed equivoci riguardanti la diversa definizione e interpretazione morfologica di parti anatomiche, introducendo elementi di confusione nelle chiavi stesse. Ad esempio l'ultimo articolo della zampa che precede l'unghia in larve di coleotteri polifagi è definito "tibia" da quegli autori che ipotizzano la fusione del tarso con l'unghia, da questi chiamata "tarsungulus" (derivante dalla fusione di tarso+pretarso), mentre è definito "tibiotarsus" da coloro che ipotizzano una fusione del tarso con la tibia mentre l'unghia è considerata semplicemente come "pretarso". Difformità di questo tipo sono ricorrenti anche in studi riguardanti la stessa famiglia di coleotteri. Infatti, una terminologia obsoleta e superata continua in molti casi a essere riproposta in nome di una uniformità storica con quella utilizzata da alcuni specialisti di una particolare famiglia, o semplicemente per mancanza di aggiornamento.

Le chiavi più generali come quelle presentate da STERR (1991), che includono tutti i possibili gruppi di coleotteri (anche se si fermano al livello di genere o famiglia), appaiono troppo complesse per essere facilmente utilizzate da entomologi non specializzati, perché prevedono una profonda conoscenza dell'anatomia larvale.

Data la grandissima eterogeneità morfologica mostrata dalle larve anche all'interno di uno stesso gruppo e la presenza di fortissime convergenze adattative dovute ad una simile nicchia ecologica (es. fossorie, criptobionti, saprofaghe, predatrici, ecc.), esistono molti problemi di interpretazioni morfo-anatomiche.

Come esempio della convergenza adattativa alla vita edafica, possiamo citare la notevole somiglianza nella forma generale del corpo tra larve di stafilinidi e carabidi, quasi sempre confuse, distinguibili con certezza solo dal numero di segmenti delle zampe (6 nei carabidi e 5 negli stafilinidi).

A causa delle dimensioni ridotte (spesso larve minuscole soprattutto i primi stadi) c'è la necessità di avere a disposizione un'attrezzatura microscopica adeguata per facilitare l'identificazione, nonché la necessità nel corso delle identificazioni di fare continuo ricorso a dissezioni e all'allestimento di preparati microscopici temporanei o permanenti. Questo significa rendere non più utilizzabile un materiale che è di solito estremamente raro e delicato. Ad esempio, la rimozione

di almeno una mandibola e/o mascella e del labbro inferiore è quasi sempre inevitabile per controllare alcuni caratteri fondamentali presenti sui pezzi boccali (es. presenza/assenza di prosteca, area molare, penicillus sulle mandibole, presenza/assenza di galea e lacinia sugli stipiti mascellari o loro eventuale fusione, struttura dell'epifaringe ecc.), un'operazione particolarmente difficile in insetti di piccole o piccolissime dimensioni.

Il riconoscimento viene ulteriormente complicato dal diffuso "polimorfismo larvale", qui inteso come una differenza significativa tra le diverse età larvali nel corso dello sviluppo. Questa variazione può riguardare la semplice variazione nel numero e disposizione delle setole sensoriali (chetotassi), ai differenti rapporti morfometrici tra varie parti anatomiche (caratteri questi molto spesso utilizzati nelle chiavi di identificazione), alla riorganizzazione di tutta la morfologia del corpo (ipermetabolia), come nelle larve di Meloidae che nascono come planidi campodeiformi molto attivi e si trasformano nel corso dello sviluppo in larve fiso-gastre o scarabeiformi, pressoché immobili, passando attraverso una fase quiescente di ipnoteca, prima di raggiungere lo stadio pupale.

Il fenomeno del polimorfismo larvale, generalmente presente in coleotteri parassiti di insetti sociali, ha una grande valenza biologica nello sviluppare adattamenti differenti per i diversi stadi di sviluppo, ma non è trascurabile come fattore di complicazione nelle chiavi, dal momento che le descrizioni si basano spesso su singoli esemplari di larve appena sgusciate dall'uovo (prima età) o occasionalmente raccolte in natura.

Tra gli altri impedimenti a intraprendere uno studio serio e accurato su larve di coleotteri ci sono senz'altro le notevoli difficoltà nel reperimento degli esemplari, nella maggior parte dei casi derivanti da raccolte occasionali. Le larve tendono generalmente a dissimulare la loro presenza pur rimanendo in strettissima associazione con il loro *pabulum*. Questa elusività comporta una relativa difficoltà di campionamento e rarità apparente degli stadi immaturi, soprattutto se confrontata con quella degli individui adulti.

Molti problemi possono insorgere nelle identificazioni a causa delle cattive condizioni in cui versa il materiale. Si tratta, infatti, di materiale estremamente delicato, poco sclerotizzato e facilmente soggetto a lacerazioni e danneggiamento. Normalmente le larve vengono uccise e conservate direttamente in etanolo 70-80% che provoca un irrigidimento generale del corpo. Dal momento che l'etanolo non penetra immediatamente all'interno della chitina, determina un ritardo nei processi di fissazione che causa una parziale decomposizione dei tessuti, soprattutto in larve di grandi dimensioni. In realtà l'etanolo, a concentrazioni variabili in relazione alle dimensioni delle larve, dovrebbe essere utilizzato soltanto per la conservazione

e non per l'uccisione. La scelta delle modalità o delle miscele di uccisione è invece critica per una corretta fissazione e conservazione del materiale. La fissazione in acqua bollente, per un tempo variabile a seconda delle dimensioni della larva, è il metodo più indicato ed utilizzato, anche se poco pratico da effettuare sul campo, mentre la conservazione in alcool, addizionato con altri liquidi specifici che mantengano la mobilità di zampe e pezzi boccali (es. acido acetico) e prevengano i rischi di disidratazione (es. glicerina), una delle maggiori cause di danneggiamento del materiale, dovrebbe essere successiva a questa fissazione.

Probabilmente uno dei maggiori problemi nell'identificazione e in generale nel progredire delle conoscenze sugli stadi larvali è la quasi completa assenza di collezioni di riferimento, in particolare quelle determinate da specialisti. Il materiale proveniente da trappolamenti o da raccolte occasionali o effettuate con metodi standardizzati (es. selettori Berlese di campioni di suolo) viene spesso conservato in generiche provette catalogate come non meglio identificate "larve di insetti" o smistato utilizzando metodi speditivi empirici e poco accurati. In lavori di monitoraggio di comunità di invertebrati, quasi mai vengono effettuate dissezioni o preparazioni microscopiche ed il rischio di commettere errori è elevatissimo. Quanto esposto finora comporta che generalmente le larve di coleotteri, soprattutto quando provenienti da raccolte non esplicitamente indirizzate al loro studio sono male identificate e conservate e finiscono per essere trascurate e spesso dimenticate o disperse.

Un altro fattore da non sottovalutare è che la maggior parte delle larve appaiono come animali depigmentati, piccoli, complicati da studiare e conservare, difficilmente assegnabili ad un rango tassonomico inferiore a quello di famiglia e poco attraenti esteticamente; per questi motivi sono generalmente trascurate dagli entomologi non professionisti che invece forniscono un enorme contributo all'alfa tassonomia degli adulti.

Un'identificazione a livello specifico viene spesso effettuata *ex societate imaginis*, desunta cioè indirettamente dal ritrovamento di adulti in stretta associazione o nelle immediate vicinanze del sito di raccolta. Mentre però questi metodi indiretti possono essere utilizzati con buona affidabilità in ambienti chiusi, isolati o molto ben esplorati dal punto di vista faunistico, come grotte, isole o frammenti forestali, lasciano molti dubbi in zone relativamente poco conosciute.

Uno dei pochi metodi certi per assegnare gli individui immaturi a livello di specie rimane però quello dell'allevamento, che può essere condotto in cattività da ovideposizioni di adulti raccolti in natura, oppure, viceversa, a partire direttamente dagli stadi larvali raccolti in natura e allevati fino allo sviluppo completo dell'individuo adulto. In entrambi i casi, la riuscita

dell'allevamento dipende da moltissimi fattori, essendo relativamente semplice con larve xilofaghe o fitofaghe e molto difficile con larve parassite o parassitoidi.

Altra possibilità di identificazione è invece quella di effettuare analisi molecolari di DNA barcoding su campioni di larve o parti di esse, mediante sequenziamento di marcatori del frammento mitocondriale codificante la subunità I della citocromo ossidasi, COI, e poi comparare le sequenze trovate con quelle note depositate nelle banche dati. Appare evidente che, malgrado l'alta affidabilità di questi metodi molecolari, un simile approccio non possa essere utilizzato se non in alcuni casi particolari e non in analisi routinarie.

In conclusione, da quanto analizzato nei precedenti paragrafi emerge chiaramente come le larve dei coleotteri rappresentino una componente di primaria importanza negli ecosistemi edafici. Il loro ruolo ecologico è estremamente complesso e diversificato e favorisce la stabilizzazione ed il buon funzionamento delle reti trofiche del suolo a tutti i livelli. Per questo motivo le larve rappresentano degli ottimi candidati come bioindicatori per valutare lo stato di salute di questi ecosistemi. Purtroppo, la scarsità di conoscenze tassonomiche e biologiche ne limitano ancora fortemente il loro impiego in studi applicativi.

RINGRAZIAMENTI

Ringrazio sentitamente Marzio Zapparoli per l'invito a partecipare alla Tavola Rotonda "Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi". A Carlo Jacomini va un ringraziamento per aver stimolato in questi ultimi anni il mio interesse per lo studio della fauna del suolo. Ringrazio anche Augusto Vigna Taglianti e Marco Bologna perché devo soprattutto a loro la mia passione per l'affascinante diversità delle larve di coleotteri. Un ringraziamento particolare va infine a Simone

Fattorini per i suoi consigli e la revisione critica del manoscritto.

BIBLIOGRAFIA

- BÖVING A.G., CRAIGHEAD F.C., 1931 – *An illustrated synopsis of the principal larval forms of the order Coleoptera*. - Entomol. Amer. (n.s.), 11: 1-351.
- BRANDMAYR P., ZETTO T., PIZZOLOTTO R., 2005. – *I Coleotteri Carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità: Manuale operativo*. - Manuali e Linee Guida / APAT - Vol. 34/2005, 240 pp.
- CHU H.F., 1949 – *How to know the immature insects*. - Wm. C. Brown Company, Dubuque, Iowa. 127 pp.
- EMDEN F.I. VAN, 1942 – *A Key to the Genera of Larval Carabidae (Col.)*. - T. Roy. Ent. Soc. London, 92: 1-99.
- MENTA C., 2008 – *Guida alla conoscenza della biologia e dell'ecologia del suolo. Funzionalità, diversità biologica, indicatori*. - Gruppo Perdisa Editore/Airplane srl, Bologna, 265 pp.
- MENTA C., LEONI A., BARDINI M., GARDI C., GATTI F., 2008 – *Nematode and microarthropod communities: comparative use of soil quality bioindicators in covered dump and natural soils*. - Environ. Bioindic., 3: 35-46.
- PARISI V., 1974 – *Biologia e ecologia del suolo: tecniche di ricerca*. - Bollati Boringhieri, 174 pp.
- PARISI V., 2001 – *La qualità biologica del suolo: un metodo basato sui microartropodi*. - *Acta naturalia de "L'Ateneo Parmense"*, 37, nn 3/4: 105-114.
- PARISI V., MENTA C., GARDI C., JACOMINI C., MOZZANICA E., 2005 – *Microarthropod community as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy*. - Agr. Ecos. Env., 105: 323-333.
- PETERSON A., 1948 – *Larvae of Insects. An Introduction to Nearctic Species. Part 1. Lepidoptera and Plant Infesting Hymenoptera*. - Edwards Brothers, Inc. Ann. Arbor., MI, 315 pp.
- PETERSON A., 1957 – *Larvae of Insects. An Introduction to Nearctic Species. Part 2. Coleoptera, Diptera, Neuroptera, Siphonaptera, Mecoptera, Trichoptera*. Edwards Brothers, Inc. Ann. Arbor., MI, 416 pp.
- STEHF F.W. (Ed.), 1987 – *Immature Insects, Volume 1*. - Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa. 754 pp.
- STEHF F.W. (Ed.), 1991 – *Immature insects, Volume 2*. - Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa. 975 pp.

IL RUOLO DEGLI IMENOTTERI FORMICIDI NELLE COMUNITÀ DEL SUOLO

GIACOMO SANTINI (*) - ALBERTO MASONI (*) - FILIPPO FRIZZI (*)

(*) Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Firenze, Via Madonna del Piano 6, 50019 Firenze, Italy.
E-mail: giacomo.santini@unifi.it

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda "Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi". Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 16 giugno 2017.

The ecological role of ants in soil communities

Ants represent a significant fraction of arthropod fauna in many terrestrial ecosystems. Understanding their ecological role, and understanding their relationships with other organisms is therefore, of the utmost importance for the comprehension of community dynamics in many habitats. Ants may affect local communities through predation, competition, but also modifying soil properties. Furthermore, ants establish mutualistic interactions with many plant parasites, and this interaction may result in a detrimental effect on plants. Finally, ants possess several features, like widespread diffusion, ease of sampling and responsiveness to habitat changes, that make them good candidates as indicators of environmental impact.

KEY WORDS: ants, competition, predation, arthropod communities

INTRODUZIONE

Gli Imenotteri Formicidi costituiscono una frazione rilevante della artropodofauna dei suoli. Le specie conosciute di formiche viventi ammontano a circa 12.500, per un totale di 290 generi distribuiti entro 17 sottofamiglie (BOLTON *et al.*, 2006; WARD, 2010), ma si stima che il numero totale possa superare le 25.000 specie. La Mirmecofauna italiana è relativamente ricca e comprende circa 180 specie con 38 generi.

La famiglia Formicidae presenta un'ampia diversificazione locale, riflesso di una elevata capacità adattativa e di una sorprendente abilità nello sfruttamento di un ampio spettro di nicchie trofiche, tanto al suolo quanto sulla vegetazione (HOLLDÖBLER e WILSON, 1990; FISHER, 2010). Questi organismi sono pertanto presenti in ogni tipo di habitat, con l'unica eccezione delle calotte polari e delle zone montane più estreme (HOLLDÖBLER e WILSON, 1990).

Per quanto riguarda la posizione trofica, gli Imenotteri Formicidi possono rivestire ruoli fortemente differenziati e possono comportarsi sia da erbivori, consumando direttamente o indirettamente (es. melata prodotta da Omotteri) sostanze di origine vegetale, da predatori primari o secondari, ma anche, e soprattutto, da onnivori. Infatti, nonostante la presenza di specie fortemente specializzate nella utilizzazione di un tipo di risorsa, come ad esempio le formiche tagliafoglie (es. generi *Atta* e *Acromyrmex*) o le formiche prettamente granivore (es. genere *Messor*), molte specie sono di fatto onnivore e possono passare da

una modalità all'altra di nutrimento in dipendenza di condizioni ambientali locali o al fabbisogno della colonia (BLÜTHGEN e FELDHAAR, 2010). Un esempio di occupazione di livelli trofici diversi è riportato nella Fig. 1, che mostra i risultati di una indagine sul ruolo trofico delle specie di Formicidi in un tipico agroecosistema (oliveto, OTTONETTI *et al.*, 2008). Come è possibile notare, alcune specie (*Lasius lasioides*, *Crematogaster scutellaris*) hanno una posizione compatibile con un ruolo di predatori carnivori, mentre altre (*Camponotus* spp.) si trovano posizionate ad un livello trofico più basso, indice di un maggior consumo di risorse primarie (in questo caso melata prodotta da Omotteri).

Data questa abilità, l'ubiquità nella distribuzione, l'elevata densità di popolazione che molte specie possono raggiungere e la stabilità temporale delle colonie, non sorprende che i Formicidi costituiscano un elemento chiave nel funzionamento di molti ecosistemi terrestri, esercitando un controllo sulle comunità del suolo (PAUL, 2014).

Di seguito si riporta una breve rassegna delle principali interazione dei Formicidi con altri organismi.

PREDAZIONE

Gli effetti predatori delle formiche sulla artropodofauna sono ben noti e supportati da una vasta letteratura in merito (es. ROBINSON *et al.*, 2016). Come predatori, le formiche hanno abitudini relativamente opportunistiche, predando di volta in volta specie

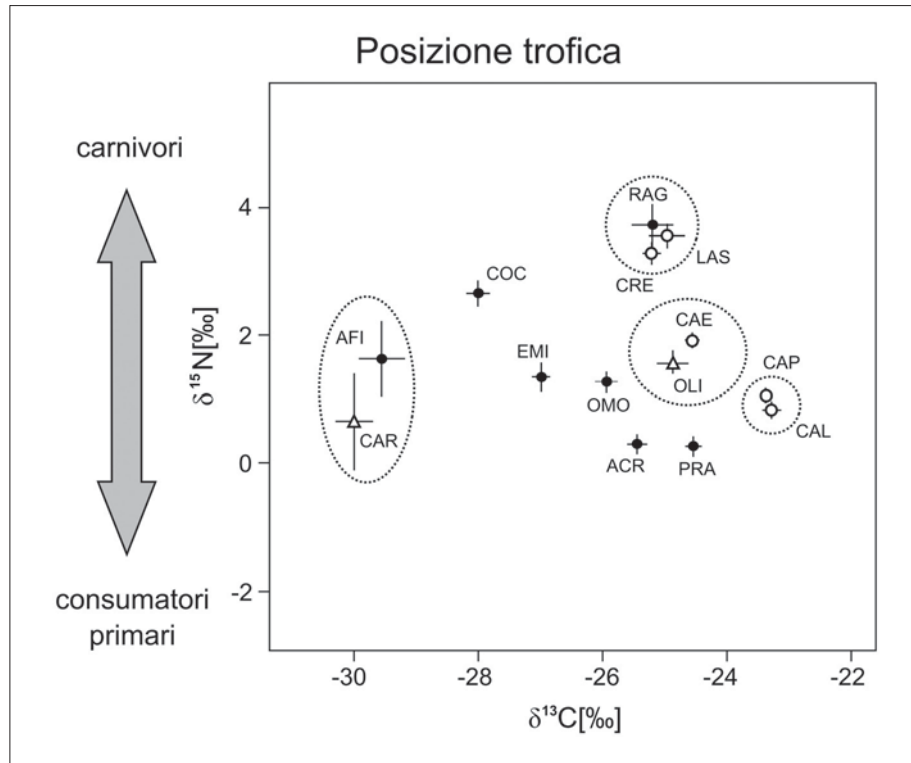


Fig. 1 – Diagramma tra isotopi stabili dell'azoto ($\delta^{15}\text{N}$) e del carbonio ($\delta^{13}\text{C}$) presenti nei tessuti che mostra un esempio di occupazione di differenti livelli trofici da parte di alcune specie di formiche in relazione a dei produttori primari e ad altri artropodi in un agroecosistema (da Ottonetti *et al.*, 2008). Simboli: cerchi bianchi, specie di formiche; cerchi neri, altri artropodi; triangoli bianchi, piante. Sigle: ACR, Acrididi; AFI, Afidi; CAE, *Camponotus aethiops*; CAL, *Camponotus lateralis*; CAP, *Camponotus piceus*; CAR, *Cardo* (*Carduus* sp.); COC, Coccinellidi; CRE, *Crematogaster scutellaris*; EMI, Emittori (Eterotteri); LAS, *Lasius lasioides*; OLI, olivo (*Olea europaea*); OMO, Omotteri (*Saissetia oleae*); PRA, Tignola dell'ulivo (*Prays oleae*); RAG, Ragni.

differenti in base alla loro disponibilità. Questo fatto determina un impatto aspecifico e i gruppi di artropodi che subiscono la loro azione predatoria vanno dai Coleotteri (es. Geotrupidi, Curculionidi, Crisomelidi), ai Lepidotteri (es. Geometridi, Coleoforidi, Piralidi) fino a Ditteri, Imenotteri, Psocotteri, ma anche miriapodi e crostacei. Per avere una idea dell'impatto potenziale della predazione da parte di formiche basti considerare alcuni casi esemplificativi. HORSTMAN (1974) ha ad esempio descritto come una colonia di medie dimensioni di *Formica polyctena*, agente su un'area relativamente circoscritta (0.27 ha), possa consumare nel corso di una singola stagione tra i 6 e gli 8 milioni di altri artropodi terrestri (equivalenti a 259 MJ). Similmente, RONCHETTI e GROPPALI (1995) hanno mostrato come in un singolo nido di *Formica lugubris* possano essere trasportate circa 490 differenti prede, appartenenti a 8 diversi ordini di insetti, nel corso di una sola ora. L'attività predatoria è favorita dalle peculiari caratteristiche biologiche dei Formicidi e, tra queste, la formazione di colonie di dimensioni talvolta rilevanti e la capacità di reclutare rapidamente conspecifici sulle risorse utilizzando un sofisticato sistema di comunicazione chimica, giocano sicuramente un ruolo fondamentale. È infatti grazie a queste capacità, e in alcuni casi alla presenza di caste specializzate, che i Formicidi sono capaci di utilizzare prede animali anche di dimensioni notevolmente superiori alle dimensioni del singolo individuo. L'efficienza predatoria delle formiche è alla

base della loro utilizzazione nella lotta biologica (es. OFFENBERG, 2015).

COMPETIZIONE

La competizione tra specie di formiche è una delle principali forze che determinano la struttura ed il funzionamento delle loro comunità, ed è correntemente definita come 'hallmark of ant ecology' (HÖLLDOBLER e WILSON, 1990). La maggior parte delle specie di formiche presenta comportamenti aggressivi verso le altre specie (ma anche verso conspecifici appartenenti ad altre colonie), che possono sfociare in forme di guerra altamente organizzata (SANTARLASCI *et al.*, 2014). Per questo motivo le comunità di formiche sono generalmente strutturate secondo una rigida gerarchia di dominanza, nella quale alcune specie prevalgono sulle altre escludendole dai propri territori o comunque limitandone l'accesso alle risorse. Tipicamente vengono distinti tre differenti livelli gerarchici principali (si vedano PARR e GIBB, 2010; JOHANSSON e GIBB, 2016 per una rassegna della letteratura più recente). Il più basso (*submissive species*) comprende specie che difendono esclusivamente il loro nido, come ad esempio *Formica fusca* e alcune formiche del genere *Leptothorax*. Ad un livello intermedio (*encounter species*) vi sono quelle specie che difendono anche le proprie risorse, come ad es. *Tetramorium caespitum*, *Camponotus herculeanus* o *Camponotus ligniperda*. Al vertice della gerarchia

(*dominant species*) vi sono quelle che difendono dei territori assoluti, rappresentati dal proprio nido e tutta l'area circostante che contiene le risorse di cui la colonia si nutre. Tra queste specie possiamo enumerare sicuramente molte specie del genere *Formica*, come ad es. *Formica exsecta* o *F. sanguinea*, e molte specie del gruppo *F. rufa*. Secondo questo schema, le specie del livello intermedio possono essere soppiantate da quelle di più alto rango, mentre per certi versi è più probabile la coesistenza fra queste ultime e le specie del livello più basso, dato che queste tendono ad adottare comportamenti che le permettono di evitare le prime. Colonie e supercolonie di grandi dimensioni di specie dominanti possono quindi monopolizzare aree molto estese, con superfici di alcuni ettari.

Tuttavia, nonostante la validità generale di questo schema, si possono verificare localmente situazioni molto diverse. In primo luogo, non sempre sono presenti specie che difendono il territorio; in questo caso la presenza di una gerarchia di dominanza si manifesta a livello delle singole risorse, una situazione molto comune in ambienti a clima di tipo Mediterraneo. In secondo luogo le gerarchie di dominanza possono essere localmente modificate dall'azione di una molteplicità di fattori esterni. Negli ambienti di tipo Mediterraneo, ad esempio, un ruolo importante è giocato dalle variazioni di temperatura, la cui azione è mediata dalla diversa tolleranza termica delle diverse specie (CERDÀ *et al.*, 1997). Altri fattori importanti possono essere la dimensione e il tipo di risorse (CERDÀ *et al.*, 1998; SANDERS e GORDON, 2003) o la presenza di parassiti (LEBRUN, 2005). In tutti questi casi, le gerarchie di dominanza possono essere meno rigide e prevedibili e in ambienti molto diversificati si può verificare una partizione spaziale o temporale delle attività, come ad esempio mostrato in Fig 2 (SANTINI *et al.*, 2007). L'azione combinata di questi fattori aumenta quindi la possibilità di coesistenza di un maggior numero di specie, riducendo l'impatto della competizione.

È importante notare come l'effetto della competizione non si esaurisca alla sola interazione tra specie diverse di Formicidi, ma investe molti altri organismi. È questo il caso di alcuni opilioni, ragni, coleotteri (Coccinellidi, Carabidi), per i quali l'effetto negativo della competizione con le formiche è stato ampiamente dimostrato (CHERIX e BOURNE, 1980; LAAKSO, 1999; HAWES *et al.*, 2002; REZNIKOVA e DOROSHEVA, 2004). In questi casi, la diminuzione del numero di specie o della abbondanza delle singole specie che si osservano in aree dominate da colonie molto grandi non è dovuta alla predazione ma, piuttosto, all'effetto della competizione per uno stesso tipo di risorsa (HAWES *et al.*, 2013, Fig. 3). Sorprendentemente, effetti negativi della competizione con Formicidi sono stati

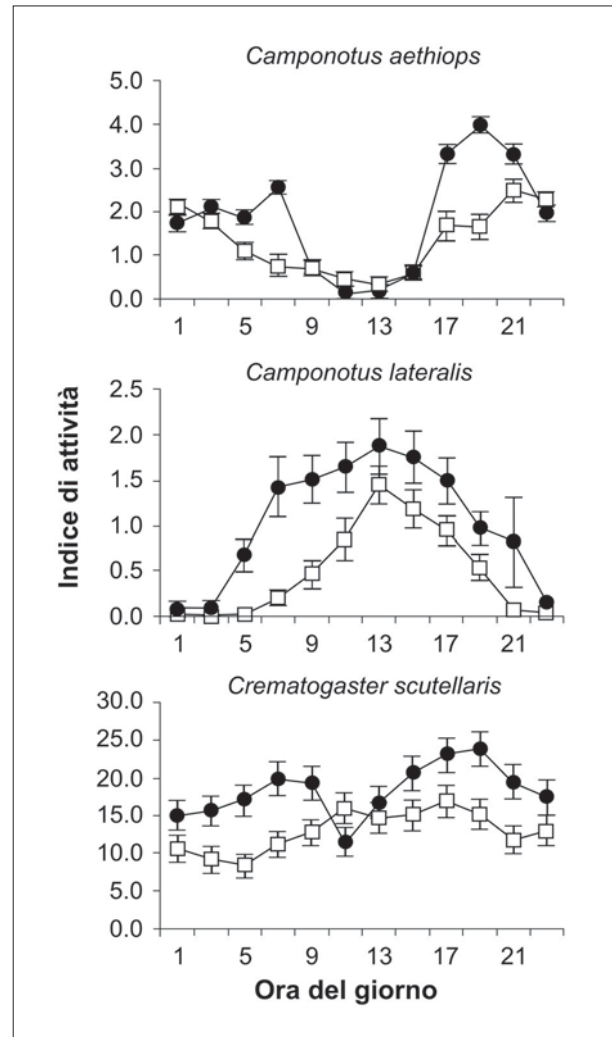


Fig. 2 – Indice di attività di tre specie di Formicidi in relazione all'ora del giorno in due periodi dell'anno, Maggio e Luglio, in un agroecosistema. Cerchi neri e linea continua, Luglio; quadrati neri e linea tratteggiata, Maggio (da Santini *et al.*, 2007).

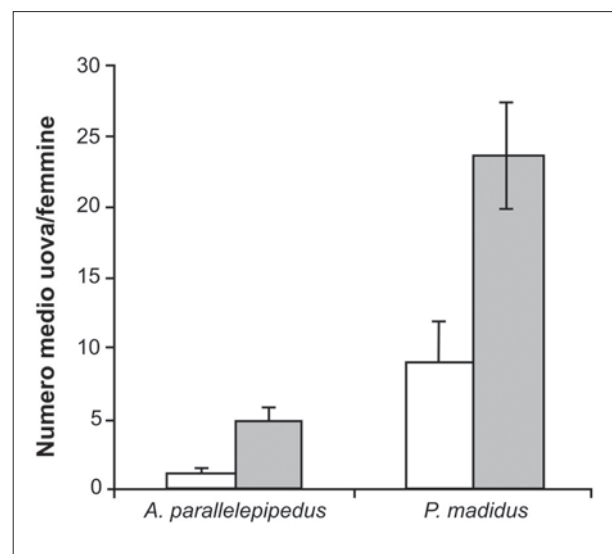


Fig. 3 – Effetto della presenza di *Formica rufa* sulla produzione di prole in due specie di Carabidi, *Abax parallelepipedus* e *Pterostichus madidus*. Barre bianche, aree con presenza di *F. rufa*; barre grigie, aree libere da *F. rufa* (da Hawes *et al.*, 2013).

dimostrati addirittura in alcune specie di uccelli insettivori (HAEMIG, 1992, 1994; AHO *et al.*, 1999).

MUTUALISMO

Nonostante le formiche siano normalmente considerate come limitanti o dannose per altri organismi, non è possibile comprendere la loro ecologia e l'effetto netto che esse hanno sulle comunità del suolo senza considerare le interazioni mutualistiche con altri gruppi di artropodi. La principale interazione mutualistica stabilita dai Formicidi con altri organismi è di tipo *trofobiotico*: da un lato, le formiche garantiscono protezione (es. Emitteri tra gli insetti) ottenendo in cambio sostanze nutritive sotto forma di melata zuccherina altamente energetica (NESS *et al.*, 2010). In alcune specie tropicali, questo tipo di interazione si instaura anche con alcune piante altamente specializzate (mirmecofite), le quali forniscono in cambio un luogo sicuro per la nidificazione. Tuttavia, le interazioni con gli afidi sono le più conosciute e documentate, anche a causa delle notevoli implicazioni che queste hanno in ambito agricolo e forestale, con una letteratura molto vasta a supporto (es. DOMISCH *et al.*, 2016 per una rassegna recente). È importante sottolineare due aspetti fondamentali; il primo, è che tali interazioni sono spesso alla base della alimentazione di molte specie e rappresentano il principale apporto energetico in numerosi contesti. La capacità di sfruttare questo canale energetico, particolarmente sviluppata in alcuni gruppi, ha ripercussioni molto forti sulle strutture delle comunità di formiche ed è connessa alle relazioni di dominanza (DAVIDSON, 1998; STYRSKY e EUBANKS, 2007). L'altro aspetto fondamentale è rappresentato dall'impatto netto che le formiche hanno sulle comunità vegetali dato che, se da un lato le formiche possono esercitare un'azione benefica limitando gli insetti fitofagi, dall'altro possono determinare un aumento delle popolazioni di succhiatori, con un effetto netto negativo sulle piante. FOWLER e MAC GARVIN (1985), ad esempio, hanno dimostrato che in un'area dominata da *Formica lugubris*, a fronte di un effetto di controllo sulle popolazioni di alcuni fitofagi, si verifica un aumento esponenziale (fino al 3000%) delle popolazioni di afidi, proprio grazie alla protezione offerta dalle formiche. Questo fatto deve essere preso attentamente in considerazione in tutti i casi in cui si vogliano impiegare i Formicidi come agenti nella lotta biologica.

AZIONE SUL SUOLO

La costruzione di nidi con una rilevante parte ipogea è in grado di alterare le proprietà fisiche e chimiche

del suolo, dato anche che in alcuni casi i nidi possono rimanere in sede per alcune decine di anni (FROUZ e JILKOVÁ, 2008). Possiamo quindi affermare che su una scala globale le formiche sono seconde solo ai lombrichi per l'entità della bioturbazione del suolo, e in alcuni casi l'azione può essere nettamente superiore (PATON *et al.*, 1995). L'azione di scavo dei nidi e la creazione di camere e gallerie sotterranee interconnesse hanno come primo effetto un aumento del drenaggio e dell'aerazione dei suoli. In secondo luogo, si verifica un rimescolamento dei suoli, dato che il materiale degli strati profondi e generalmente poveri di nutrienti, viene portato in superficie, dove si mescola con gli strati più superficiali ricchi di materiale organico (NKEM *et al.*, 2000; DORSTAL *et al.*, 2005). L'entità di questo rimescolamento può ammontare a diverse centinaia di kg/ha/anno, anche se in alcuni casi eccezionali sono stati descritti valori superiori a 10.000 kg/ha/anno (FROUZ e JILKOVÁ, 2008). L'azione delle formiche non si limita tuttavia a questo, ma risulta determinante anche nell'apporto di nutrienti organici. Come riportato nei paragrafi precedenti, colonie numerose possono portare al nido centinaia di prede nell'arco di una giornata, così come ingenti quantitativi di melata (FROUZ *et al.*, 2016). L'apporto massivo di nutrienti organici può quindi avere un effetto profondo sul sistema suolo, anche se l'entità dell'effetto globale dipende dalla quantità di nidi presenti in un'area e dalle dimensioni delle colonie. Ancora una volta, alcuni esempi possono dare una idea della portata di questo fenomeno. In un nido di medie dimensioni di *F. rufa*, ad esempio, possono entrare annualmente 13-16 kg (peso secco) di melata che viene in gran parte utilizzato dalla colonia (FROUZ *et al.*, 1997; JILKOVÁ *et al.*, 2012), ma una quota variabile, che può arrivare al 10% del totale, rimane inutilizzata e può essere metabolizzata dalle comunità microbiche del suolo. Questo, unito alle particolari condizioni microclimatiche che si possono realizzare all'interno di un nido (regolazione di umidità e temperatura), permette lo sviluppo di comunità di decompositori nettamente diverse, sia qualitativamente che quantitativamente, da quelle che si possono rinvenire nei suoli adiacenti. Tra questi possiamo trovare numerosi batteri, sia eterotrofi che azoto-fissatori, funghi e invertebrati (es. LAAKSO e SETÄLÄ, 1997, 1998). Come conseguenza di queste attività, le aree circostanti di una colonia risultano mediamente arricchite in carbonio, azoto e fosforo, rispetto a quelle più distanti. Analogamente, l'azione esercitata dalle formiche determina un cambiamento significativo nel pH del suolo, con una tendenza generale alla neutralizzazione (aumento pH nei suoli acidi e diminuzione in quelli basici), benché diverse specie possano agire in maniera notevolmente differente (FROUZ e JILKOVÁ, 2008). Non è difficile compren-

dere, quindi, come l'ammontare totale di tali cambiamenti possa avere ricadute importanti sulla vegetazione e sulla fauna del suolo (FROUZ *et al.*, 2008).

IMPIEGO DI IMENOTTERI FORMICIDI NEL BIOMONITORAGGIO

Le formiche, in particolare quelle che costituiscono colonie nel suolo, sono delle ottime candidate per il ruolo di indicatori di qualità ambientale. Come già affermato, esse presentano spesso un'alta diversità e rappresentano una porzione consistente della biomassa animale in molti sistemi terrestri. Inoltre la capacità di costruire nidi permanenti di lunga durata, fa sì che esse possano essere campionate ripetutamente durante gran parte dell'anno e in anni successivi. Le formiche sono inoltre relativamente semplici da campionare e da riconoscere, almeno in confronto a molti altri gruppi di insetti. I più comuni metodi di campionamento sono le esche, le trappole a caduta, la setacciatura della lettiera, l'estrazione di campioni di suolo tramite Berlese e la raccolta a vista. Tutti questi metodi, tranne la raccolta a vista, sono facilmente standardizzabili.

L'utilizzo di Imenotteri Formicidi come indicatori di qualità ambientale si è diffuso a partire degli anni '90 soprattutto in Australia, dove sono inseriti in protocolli standardizzati di monitoraggio per diversi tipi di disturbo ambientale (es. MAJER, 1996; MAJER e NICHOLS, 1998; ANDERSEN, 1995; HOFFMAN *et al.*, 2000; WOINARSKI *et al.*, 2002). Il loro uso si sta tuttavia diffondendo anche in Europa. In generale, le formiche hanno dato prova di essere utilizzabili in molti contesti, che vanno dalle diverse pratiche agricole (es. OTTONETTI *et al.*, 2010; WIELGOSS *et al.*, 2014; MASONI *et al.* 2017), il ripristino ambientale (es. MAJER, 1997; ANDERSEN e SPARLING, 1997; OTTONETTI *et al.*, 2006) e la contaminazione da metalli pesanti (GRZEŚ, 2009, 2010; GRAMIGNI *et al.*, 2013).

RIASSUNTO

Gli Imenotteri Formicidi rappresentano una frazione significativa della fauna artropode in molti ecosistemi terrestri. Comprendere il loro ruolo ecologico e comprendere le loro relazioni con altri organismi è quindi della massima importanza per la comprensione delle dinamiche comunitarie in molti habitat. Le formiche possono influenzare le comunità locali attraverso la predazione, la competizione, ma anche modificando le proprietà del suolo. Inoltre, le formiche stabiliscono interazioni mutualistiche con molti parassiti delle piante provocando un effetto negativo

sulle piante stesse. Infine, gli Imenotteri Formicidi possiedono diverse caratteristiche, come l'ampia distribuzione, la facilità di campionamento e la sensibilità ai cambiamenti dell'habitat, che li rendono buoni candidati come indicatori di impatto ambientale.

BIBLIOGRAFIA

- AHO T., KUITUNEN M., SUHONEN J., JÄNTTI A., HAKKARI T., 1999 – *Reproductive success of Eurasian treecreepers, Certhia familiaris, lower in territories with wood ants.* - Ecology, 80: 998-1007.
- ANDERSEN A.N., 1995 – *Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas.* - Biol. Conserv., 73: 39-43.
- ANDERSEN A.N., SPARLING G.P., 1997 – *Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics.* - Restor. Ecol., 5: 109-114.
- BLÜTHGEN N., FELDHAAR H., 2010 – *Food and shelter: how resources influence ant ecology.* - In: Ant ecology, Lach L., Parr C.L. & Abbott K. Eds., Oxford University Press, Oxford, pp. 115-136.
- BOLTON B., ALPERT G., WARD P.S., NASKRECKI P. (Eds), 2006 – *Bolton's catalogue of ants of the world.* - Harvard University Press, Cambridge, MA. CD-ROM.
- CERDÁ X., RETANA J., CROS S., 1998 – *Prey size reverses the outcome of interference interactions of scavenger ants.* - Oikos, 1: 99-110.
- CERDÁ X., RETANA J., CROS S., 1997 – *Thermal disruption of transitive hierarchies in Mediterranean ant communities.* - J. Anim. Ecol., 3: 363-374.
- CHERIX D., BOURNE J.D., 1980 – *A field study on a supercolony of the red wood ant Formica lugubris Zett. in relation to other predatory arthropodes (spiders, harvestmen and ants).* - Rev. Suisse Zool., 87: 955-973.
- DAVIDSON D.W., 1998 – *Resource discovery versus resource domination in ants: a functional mechanism for breaking the trade-off.* - Ecol. Entomol., 23: 484-490.
- DOMISCH T., RISCH A.C., ROBINSON E.J.H., 2016 – *Wood ant foraging and mutualism with aphids.* - In: Wood ant ecology and conservation, Stockan J.A. & Robinson E.J.H. Eds., Cambridge University Press, Cambridge, pp. 145-176.
- DOSTÁL P., BŘEZNOVÁ M., KOZLÍČKOVÁ V., HERBEN T., KOVÁŘ P., 2005 – *Ant-induced soil modification and its effect on plant below-ground biomass.* - Pedobiologia, 49: 127-137.
- 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 soils: Body content and tissue-specific distribution of metals in the ant Crematogaster scutellaris.* - Eur. J. Soil Biol., 58: 24-31.
- FISHER B.L., 2010 – *Biogeography.* - In: Ant ecology, Lach L., Parr C.L. & Abbott K. Eds., Oxford University Press, Oxford, pp. 18-37.
- FOWLER S.V., MACGARVIN M., 1985 – *The impact of hairy wood ants, Formica lugubris, on the guild structure of herbivorous insects on birch, Betula pubescens.* - J. Anim. Ecol., 3: 847-855.
- FROUZ J., JILKOVÁ V., 2008 – *The effect of ants on soil properties and processes (Hymenoptera: Formicidae).* - Myrmecol. News, 11: 191-199.

- FROUZ J., JILKOVÁ V., SORVARI J., 2016 – *Contribution of wood ants to nutrient cycling and ecosystem function.* - In: Wood ant ecology and conservation, Stockan J.A. & Robinson E.J.H. Eds., Cambridge University Press, Cambridge, pp. 207-220.
- FROUZ J., SANTRUCKOVA H., KALCIK J., 1997 – *The effect of wood ants (Formica polycetena Foerst.) on the transformation of phosphorus in a spruce plantation.* - Pedobiologia, 41: 437-447.
- GRZEŚ I.M., 2010 – *Ants and heavy metal pollution – a review.* - Eur. J. Soil Biol., 46: 350-355.
- GRZEŚ I.M., 2009 – *Cadmium regulation by Lasius niger: a contribution to understanding high metal levels in ants.* - Insect Sci., 16: 89-92.
- HAEMIG P.D., 1994 – *Effects of ants on the foraging of birds in spruce trees.* - Oecologia, 97: 35-40.
- HAEMIG P.D., 1992 – *Competition between ants and birds in a Swedish forest.* - Oikos, 3: 479-483.
- HAWES C., EVANS H.F., STEWART A.J., 2013 – *Interference competition, not predation, explains the negative association between wood ants (Formica rufa) and abundance of ground beetles (Coleoptera: Carabidae).* - Ecol. Entomol., 38: 315-322.
- HAWES C., STEWART A., EVANS H., 2002 – *The impact of wood ants (Formica rufa) on the distribution and abundance of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in a Scots pine plantation.* - Oecologia, 131: 612-619.
- HOFFMANN B.D., GRIFFITHS A.D., ANDERSEN A.N., 2000 – *Responses of ant communities to dry sulfur deposition from mining emissions in semi-arid tropical Australia, with implications for the use of functional groups.* - Austral Ecol., 25: 653-663.
- HOLDOBLER B., WILSON E.O., 1990 – *The Ants.* - Belknap Press, Cambridge, MA.
- HORSTMAN K., 1974 – *Untersuchungen über den Nahrungserwerb der Waldameisen (Formica polycetena Foerst.).* - Oecologia, 15: 187-204.
- JILKOVÁ V., ŠEBEK O., FROUZ J., 2012 – *Mechanisms of pH change in wood ant (Formica polycetena) nests.* - Pedobiologia, 55: 247-251.
- JOHANSSON T., GIBB H., 2016 – *Interspecific competition and coexistence between wood ants.* - In: Wood ant ecology and conservation, Stockan J.A. & Robinson E.J.H. Eds., Cambridge University Press, Cambridge, pp. 123-143.
- LAAKSO J., 1999 – *Short-term effects of wood ants (Formica aquilonia Yarr.) on soil animal community structure.* - Soil Biol. Biochem., 31: 337-343.
- LAAKSO J., SETÄLÄ H., 1998 – *Composition and trophic structure of detrital food web in ant nest mounds of Formica aquilonia and in the surrounding forest soil.* - Oikos, 2: 266-278.
- LAAKSO J., SETÄLÄ H., 1997 – *Nest mounds of red wood ants (Formica aquilonia): hot spots for litter-dwelling earthworms.* - Oecologia, 111: 565-569.
- LEBRUN E.G., 2005 – *Who is the top dog in ant communities? Resources, parasitoids, and multiple competitive hierarchies.* - Oecologia, 142: 643-652.
- MAJER J.D., 1997 – *Invertebrates assist the restoration process: an Australian perspective.* - In: Restoration ecology and sustainable development, Urbanska K.R., Webb N.R. & Edwards P.J. Eds, Cambridge University Press, United Kingdom, pp. 212-237.
- MAJER J.D., 1996 – *Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil.* - J. Trop. Ecol., 12: 257-273.
- MAJER J.D., NICHOLS O.G., 1998 – *Long-term recolonization patterns of ants in Western Australian rehabilitated bauxite mines with reference to their use as indicators of restoration success.* - J. Appl. Ecol., 35: 161-182.
- Masoni A., Frizzi F., Brühl C., Zocchi N., Palchetti E., Chelazzi G., Santini G., 2017 – *Management matters: A comparison of ant assemblages in organic and conventional vineyards.* - Agr. Ecosyst. Environ., 246: 175-183.
- NESS J., MOONEY K., LACH L., 2010 – *Ants as Mutualists.* - In: Ant ecology, Lach L., Parr C.L. & Abbott K. Eds., Oxford University Press, Oxford, pp. 97-114.
- NKEM J.N., DE BRUYN L.L., GRANT C.D., HULUGALLE N.R., 2000 – *The impact of ant bioturbation and foraging activities on surrounding soil properties.* - Pedobiologia, 44: 609-621.
- OFFENBERG J., 2015 – *Ants as tools in sustainable agriculture.* - J. Appl. Ecol., 52: 1197-1205.
- OTTONETTI L., TUCCI L., CHELAZZI G., SANTINI G., 2008 – *Stable isotopes analysis to assess the trophic role of ants in a Mediterranean agroecosystem.* - Agr. Forest Entomol., 10: 29-36.
- OTTONETTI L., TUCCI L., FRIZZI F., CHELAZZI G., SANTINI G., 2010 – *Changes in ground-foraging ant assemblages along a disturbance gradient in a tropical agricultural landscape.* - Ethol. Ecol. Evol., 22: 73-86.
- OTTONETTI L., TUCCI L., SANTINI G., 2006 – *Recolonization patterns of ants in a rehabilitated lignite mine in central Italy: potential for the use of Mediterranean ants as indicators of restoration processes.* - Restor. Ecol., 14: 60-66.
- PARR C.L., GIBB H., 2010 – *Competition and the role of dominant ants.* - In: Ant ecology, Lach L., Parr C.L. & Abbott K. Ed., Oxford University Press, Oxford, pp. 77-96.
- PATON T.R., HUMPHREYS G.S., MITCHELL P.B. (Eds), 1995 – *Soils: a new global view.* - CRC Press, Boca Raton, IX+213 pp.
- PAUL E.A., 2014 – *Soil microbiology, ecology and biochemistry.* - Academic press, Cambridge, MA, XIX+582 pp.
- REZNIKOVA Z., DOROSHEVA H., 2004 – *Impacts of red wood ants Formica polycetena on the spatial distribution and behavioural patterns of ground beetles (Carabidae).* - Pedobiologia, 48: 15-21.
- ROBINSON E.J.H., STOCKAN J.A., IASON G.R., 2016 – *Wood ants and their interaction with other organisms.* - In: Wood ant ecology and conservation, Stockan J.A. & Robinson E.J.H. Eds., Cambridge University Press, Cambridge, pp. 177-206.
- RONCHETTI G., GROPPALI R. (Eds), 1995 – *Quarantacinque anni di protezione forestale con Formica lugubris (Hym. Formicidae). L'esperienza di Monte D'Alpe (Appennino Ligure in provincia di Pavia).* - Istituto di Entomologia dell'Università di Pavia, Pavia, 271 pp.
- SANDERS N.J., GORDON D.M., 2003 – *Resource-dependent interactions and the organization of desert ant communities.* - Ecology, 84: 1024-1031.
- SANTARLASCI A., MARTELLONI G., FRIZZI F., SANTINI G., BAGNOLI F., 2014 – *Modeling Warfare in Social Animals: A "Chemical" Approach.* - PloS One, 9: e111310.
- SANTINI G., TUCCI L., OTTONETTI L., FRIZZI F., 2007 – *Competition trade-offs in the organisation of a Mediterranean ant assemblage.* - Ecol. Entomol., 32: 319-326.

- STYRSKY J.D., EUBANKS M.D., 2007 – *Ecological consequences of interactions between ants and honeydew-producing insects*. - P. Roy. Soc. B-Biol. Sci., 274: 151-164.
- WARD P.S., 2010 – *Taxonomy, phylogenetics, and evolution*. - In: Ant ecology, Lach L., Parr C. L. & Abbott K. Eds., Oxford University Press, Oxford, pp. 3-17.
- WIELGOSS A., TSCHARNTKE T., RUMEDE A., FIALA B., SEIDEL H., SHAHABUDDIN S., CLOUGH Y., 2014 – *Interaction complexity matters: disentangling services and disservices of ant communities driving yield in tropical agroecosystems*. - P. Roy. Soc. B-Biol. Sci., 281: 20132144.
- WOINARSKI J.C., ANDERSEN A.N., CHURCHILL T.B., ASH A.J., 2002 – *Response of ant and terrestrial spider assemblages to pastoral and military land use, and to landscape position, in a tropical savanna woodland in northern Australia*. - Austral. Ecol., 27: 324-333.

CONSIDERATIONS ON BIOLOGICAL AND TERMINOLOGICAL ASPECTS OF THE SUBTERRANEAN AND ENDOGEAN ENVIRONMENTS: DIVERSITY, CORRELATIONS AND FAUNISTIC INTERCHANGE

PIER MAURO GIACHINO (*) - DANTE VAILATI (**)

(*) *Settore Fitosanitario Regionale, Environment Park, Palazzina A2, Via Livorno 60, 10144 Torino (Italy).*

E-mail: piermauro.giachino@regione.piemonte.it

(**) *Via Interna 8, 25127 Brescia (Italy).* E-mail: dante.vailati@libero.it

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda “Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi”. Seduta pubblica dell’Accademia - Firenze, 16 giugno 2017.

Considerations on biological and terminological aspects of the subterranean and endogean environments: diversity, correlations and faunistic interchange

The authors schematically sketch out the main historical stages related to the definition of the subterranean environment and, in the light of its current conception extended to the entire fissure network of the bedrock, address the issues related to the classification of animals into biospeleological categories. They propose again the replacement of the term Troglobiont with Hypogeobiont and Troglophile with Hypogeophile, and the abandonment of the term Troglaxene. They analyze the physical and biological relationships between the subterranean and the endogean environments, emphasizing the dynamism of faunistic interchanges between both environments. Lastly, they discuss the theoretical biogeographical implications connected with the evolution of the concept of the subterranean environment.

KEY WORDS: Troglaxene, troglophile, troglobiont, hypogeophile, hypogeobiont.

INTRODUCTION

The birth of biospeleology officially dates back to 1832, when Ferdinand Jožef Schmidt described *Leptodirus hochenwarti*, a specialized “cave-dwelling” beetle of the Postojna caves. The study of hypogean animals therefore officially began as a study of cave animals, and would maintain this approach for more than a century (CULVER & WHITE, 2004; GIACHINO & VAILATI, 2010). During this period, countless advances were made in this field, with the description of thousands of species dwelling this environment (JUBERTHIE & DECU, 1994, 1998, 2001). Starting in the 1920s, several scholars and researchers began to realize that the subterranean environment was probably extended through the fissure network of the bedrock, far beyond the caves, in what was called the “*reseau de fentes*” or “*milieu freatique terrestre*” (RACOVITZA, 1907; JEANNEL, 1926, 1942, 1943; LERUTH, 1939). Even specialist collectors, such as Leo Weirather (1887-1965), began to notice that frankly subterranean animals could be found through deep excavations in particular environmental conditions (snowfield margins, deeply buried boulders, paleo-landslides), until, in the second half of the past century, many researchers at the same time, as is often the case, comprehended the existence of a particular environment located above the fissure

network of the bedrock – and therefore more easily reachable by the researcher – in which it was systematically possible to find subterranean fauna (BUCCIARELLI, 1960; BOUILLON, 2006). These pioneers did not formalize their discovery, which was subsequently made known by JUBERTHIE *et al.* (1980a, 1980b) with the name of Milieu Souterrain Superficiel (well known today with the acronym MSS). They emphasized for the first time an important fact (the first, modern and very clear “extensive” definition of the subterranean environment dates back to LERUTH, 1939): animals with the same characteristics of specialization to the subterranean environment could be present in a non-carbonated lithological environment, so absolutely devoid of caves. JUBERTHIE (1983, 1984) and JUBERTHIE *et al.* (1980a, 1980b, 1981, 1983, 1994) correctly defined the new environment, specifying that it was not a transition environment but a part of the true subterranean environment, that could no longer only be considered exclusive to caves, but had to be conceptually extended to the entire fissure network of the bedrock. This concept faced – since the time of LERUTH (1939), whose contribution was simply ignored – and still encounters, many and varied resistance in its application, and very often, by talking to the scholars, one finds still a tendency to distinguish “cave-dwelling animals”, with reference to the

elements collected in caves, from the “endogean animals”, with reference to elements bearing a clearly subterranean habit, not dissimilar to the former, but found in environments other than the caves. This situation has been repeatedly stigmatized, in Italy, starting from the results of research carried out in the 80s of the last century in the Lombardy Prealps (VAILATI, 1988) and, above all, in a series of recent papers by the authors of this contribution, who had begun, since 2005, to point out and redefine the limits of the very subterranean environment (GIACHINO & VAILATI, 2005; 2008). This interpretation, and the considerations underlying it, were later explained by the same authors in a subsequent monographic contribution (GIACHINO & VAILATI, 2010).

More recently, a resumptive excursus of the literature on the Superficial Subterranean Environment (MSS), with insights into the climatology of the Subterranean Environment, was proposed by MAMMOLA *et al.* (2016).

DEFINITIONS

Subterranean environment

According to the meaning originally proposed by GIACHINO & VAILATI (2005, 2008, 2010), the subterranean environment corresponds to the fissure network of the bedrock of any lithological nature, including the various physically and biologically related environments. In this sense, in addition to the fissure network, the caves (which are nothing more than fissures of such dimensions as to allow the transit of human beings), the Superficial Subterranean Environment (MSS), the underground cavities (mines, basements, aqueducts, military artifacts, etc.) and the dens of various mammals (when they are physically in contiguity with the true fissures) (Fig. 1). However, the contiguity with the crevices of the bedrock is a necessary condition, but not enough in itself, for the establishment of the subterranean environment. In our understanding (GIACHINO & VAILATI (2005, 2008, 2010, 2016), the subterranean environment, outside the fissure network, is above all a biological concept, and it is not possible to speak of a subterranean environment without the right climatic and environmental conditions to allow the presence of faunistic elements properly specialized to live under such conditions.

Features of the subterranean environment

The subterranean or hypogean environment is first of all characterized, and totally conditioned, by the absence of sunlight, the primary source of

energy for any terrestrial ecosystem. In the absence of sunlight, in addition to the alternation of the photoperiod, primary production is missing, which is guaranteed in the epigeal environment by chlorophyll photosynthesis. With the exclusion of particular situations, such as primary production associated with the action of sulfur-oxidising bacteria (SERBAN *et al.*, 1996), the energy input upon which the entire hypogean trophic chain is based comes from the overlying endogean and epigeal environments. This contribution is mainly related to percolation waters (VANDEL, 1964; CULVER *et al.*, 2004), but also to animal activities and supplies, such as guano (VANDEL, 1964).

The subterranean environment is also characterized by the stability of peculiar climatic conditions, in terms of temperature and humidity. It has been known for a long time that the temperature of a cave, corresponding to the external average annual temperature, is very stable, changing by a few °C or fractions of °C (BADINO, 1995). In applying this concept of thermal stability to the subterranean environment in an extended meaning, a recent contribution to the climatology of this environment (MAMMOLA *et al.*, 2016) found that the part of the subterranean environment formed by the network of fissures of centimetric dimensions has the greater stability. It is much more stable than the caves themselves, which are nothing more than big fissures and therefore more subject to possible disturbances (LERUTH, 1939; VAILATI, 1988). Relative humidity is also characterized by a high degree of stability, often approaching saturation. Seasonal variations in relative humidity and temperature are increasingly limited by moving from the more superficial portions of the subterranean environment towards the deeper ones.

Specifications about the Superficial Subterranean Environment (MSS)

The presence of MSS requires the coexistence of precise physical and climatic conditions; first, it is necessary that the bedrock is in contact with an aerated clastic deposit, i.e. not filled with fine sediments, whose voids are in space continuity with the fissure network of the bedrock. This physical condition, which is absolutely necessary, is not enough; it must be accompanied by a good degree of isolation from the epigeal environment, which is normally provided by a sufficiently thick soil layer.

The insulation provided by the soil cover allows the same temperature and humidity conditions to be maintained in the aerated voids between the clasts as in the fissure network in the underlying rock, i.e. the necessary environmental conditions, so that the voids can be maintained populated by a fauna with

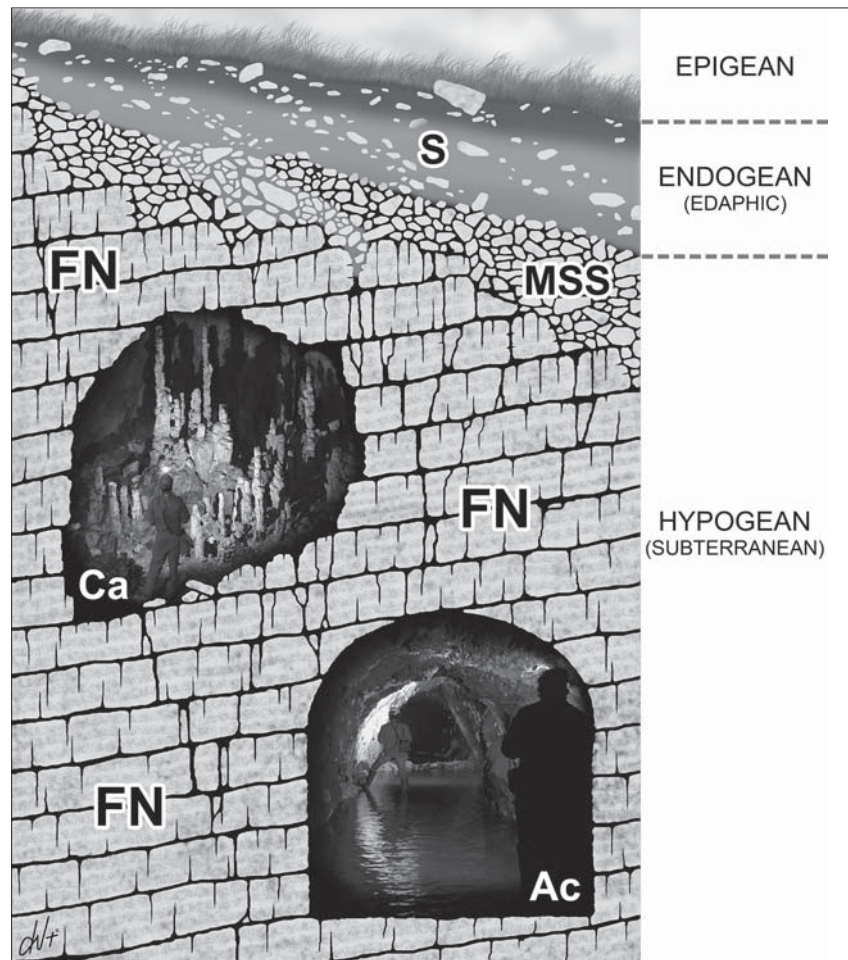


Fig. 1 – Schematic representation of the different compartments of the hypogean environment in connection with each other and with the endogean environment. This scheme highlights in particular the connections between the fissure network of the bedrock and biologically explorable environments (caves, artificial cavities, MSS). S: soil; FN: fissure network of the bedrock; Ca: cave; Ac: artificial cavities; MSS: Superficial Subterranean Habitat.

the specialized physiological and morphological characteristics of organisms adapted to the proper subterranean environment.

At this point, it needs to be emphasized that the MSS, in our sense, is more a biological than a physical concept. An accumulation of clasts lacking the environmental conditions necessary for the establishment of subterranean fauna remains a simple accumulation of clasts and as such cannot be considered a true MSS (GIACHINO & VAILATI, 2010). The recurring case, represented by dredges of debris often found at the base of the mountainous slopes, very often without a pedological coverage, is often mistakenly compared to that of a true MSS in a whole range of recent scientific contributions (MAMMOLA *et al.*, 2016). Actually, a situation comparable to that of a true MSS can be realized, under these conditions of a lack of pedological coverage and hence of strong external environmental conditioning, only at depths usually much greater than in a real MSS covered by soil (RŮŽIČKA *et al.*, 2012; NITZU *et al.*, 2014). We are, in this case, in a situation much more similar to that of a fissure network of the bedrock that directly faces the surface, without the interposition of the soil,

rather than the typical one of a covered MSS. Within this case, it is worth remembering that a well-known and far from rare situation is represented by a wide fissure open directly to the outside, that we normally call a “cave”; we all know that the depth at which the proper subterranean environment conditions can be realized may be, in this case, very great, even in the order of several tens of metres (ZACHARDA *et al.*, 2007).

It is possible to have an MSS, when present, in the most diverse external environmental conditions: from sea level to the lower limit of perennial snow; in the absence or in the presence of arboreal coverage; with any kind of cover (from Mediterranean scrub to beech, to coniferous forests); with any exposure of the slope and, above all, in any type of rock (carbonate, crystalline, volcanic, etc.). These considerations are based, in addition to the literature (MAMMOLA *et al.*, 2016), on our personal experience over many years in the Balkan Peninsula (GIACHINO & VAILATI, 2010) and in various areas of the Italian Prealps. In particular, the independence of rock type substrate can also, as we shall see later on, have important interpretative implications from a zoogeographic point of view.

Regarding the type of the bedrock and the possible differences in the pattern of the fissure network linked to one or another rock type, it should be noted that some, not climatic but morphological, differences exist. It is evident that in the carbonate rocks where the possible development of karstism determines the control of underground water drainage in a structured and hierarchical way, there is the possibility of a more diversified development of the fissure network with the presence of fissures with wide dimensional ranges from millimetres, centimetres, decimetres, up to metres (caves), such a development is not always and not equally present in the other lithologies. Even in non-carbonated rocks we can have random and punctual tectonic phenomena (diaclasses), voids of medium and large dimensions, without mentioning the possible presence of artificial cavities, but the two situations are not comparable in intensity and diffusion and in the possibility for the existence of particular habitats, such as the subterranean hygropetric one (SKET, 2004; GIACHINO & VAILATI, 2010).

SPECIALIZATION PHENOMENA IN THE SUBTERRANEAN ENVIRONMENT

Numerous forms of specialization are known in subterranean organisms, both physiologically and morphologically, which characterize them by diversifying them from those of the proper endogean environment.

Physiological specialization to the subterranean vs endogean environment

The subterranean environment, unlike the endogean one, is generally oligotrophic. The lack of trophic resources heavily affects the physiology of subterranean animals. These are generally animals that have a slow metabolism compared to endogean ones, and are not, or less, conditioned by external seasonal rhythms (CULVER & WHITE, 2004). Also their reproductive physiology changes, ranging from a R type strategy (production of many small eggs), with all intermediate passages to a K type (production of a few big eggs). Within this specialization, there may also be the contraction of the larval stages, well studied in Carabidae and Cholevidae Leptodirinae (JEANNEL, 1941, 1942; GLACON-DELEURANCE, 1958), with a reduction in the number of stages linked to the increase of the level of specialization.

This type of specialization, which at a first glimpse is far less evident than the morphological one, is however highly influential, and may be an

important and sometimes sharp physiological barrier between the faunas of the two environments.

Morphological specialization to the subterranean vs endogean environment

Here we will only mention the most obvious and well-known morphological specializations. By comparing a subterranean and an endogean invertebrate, the first thing we can notice is that they are usually associated with the depigmentation of the integument and the reduction or loss of eyes. The same cannot be asserted as to the size and shape of the body. Subterranean animals generally have a bigger size, a slender body with elongated appendages (legs and antennae), while endogean ones have a much smaller body size, a more stocky, flattened or cylindrical body that, when stretched, can easily bend, with short appendages and with a number of articles sometimes reduced, or with legs specializing to a fossorial function (DELAMARE DEBOUTEVILLE, 1951, COIFFAIT, 1958, GIACHINO & VAILATI, 2005, 2010). Substantially subterranean animals show morphological specializations that make them fit to move in the rock fissure network (and in larger spaces), while endogean ones are specialized to move in the micro-interstices present between soil granules.

BIOSPELEOLOGICAL CATEGORIES

In the perennial, human, tendency and need to standardize and rigidly classify all what surrounds us – even though there are not sharp, but gradual, boundaries in nature – the terms troglobiont, troglophilic, troglophile and troglaxene were introduced with the practical purpose of assigning precise “biospeleological categories”, meant in an ecological sense, to the animal species that were discovered in caves, the only such environments easily explorable by humans. These terms have remained in universal use, though not completely unaltered, for more than 150 years (SCHINER, 1854, RACOVITZA, 1907, PAVAN, 1944, 1958, RUFFO, 1955, VANDEL, 1964) and are still so in the equivalent translations into other languages by many contemporary authors.

As already stated by GIACHINO & VAILATI (2016), throughout all this time, the initial significance of these definitions has repeatedly demonstrated difficulties for a univocal, scientifically correct use, and really without personal assessments of those who attempted to adapt their use to the different situations, forerunning legitimate doubts, which came from time to time (VAILATI, 1988). The numerous attempts to overcome such difficulties –

with different specifications, alterations, exegeses and refinements – have in the course of time generated a terrible scramble of different interpretations and a babel of terms sufficient to convince SKET (2008) to state in the title of his own contribution, the question: “Can we agree on an ecological classification of subterranean animals?” or, again, “What are subterranean organisms?”

GIACHINO & VAILATI (2016) recall in this regard that the most ambiguous aspects of the present situation reside not so much in the use of a different vocabulary, but also in the different points of view from which the interpretation of the same vocabulary is concerned. Ambiguities that are based on wanting to see, or find, or reconcile, at any cost, a poorly tangible link between some taxa and an environment, the caves, understood as areas of dimensions accessible to us. Looking in depth, this link is absolutely artificial and reflects not so much the elective habitat (too often unknown) of the species considered, but rather the one in which we accurately assure their presence, often casual, or the one in which we are able to find them. In this basic issue, two facts that are often artificially interwoven with each other are hidden, which should be absolutely distinct:

- old biospeleologic cultural legacies, which are hard to break up, mean that most of the concepts and definitions currently in use are still speleocentric (Fig. 2), calibrated on the cave as a single entity, confined by its topography for man’s use and size;
- one thing is the degree of morphological spe-

cialization of a taxon to the subterranean environment, while another thing is the presence or absence of the same taxon in a given environment, as has recently been commented on by SKET (2008), who highlights the absence of direct links between troglomorphism and troglobie, concluding that a species definable as a troglomorphic on a morphological basis may be less troglobic than another apparently less specialized one.

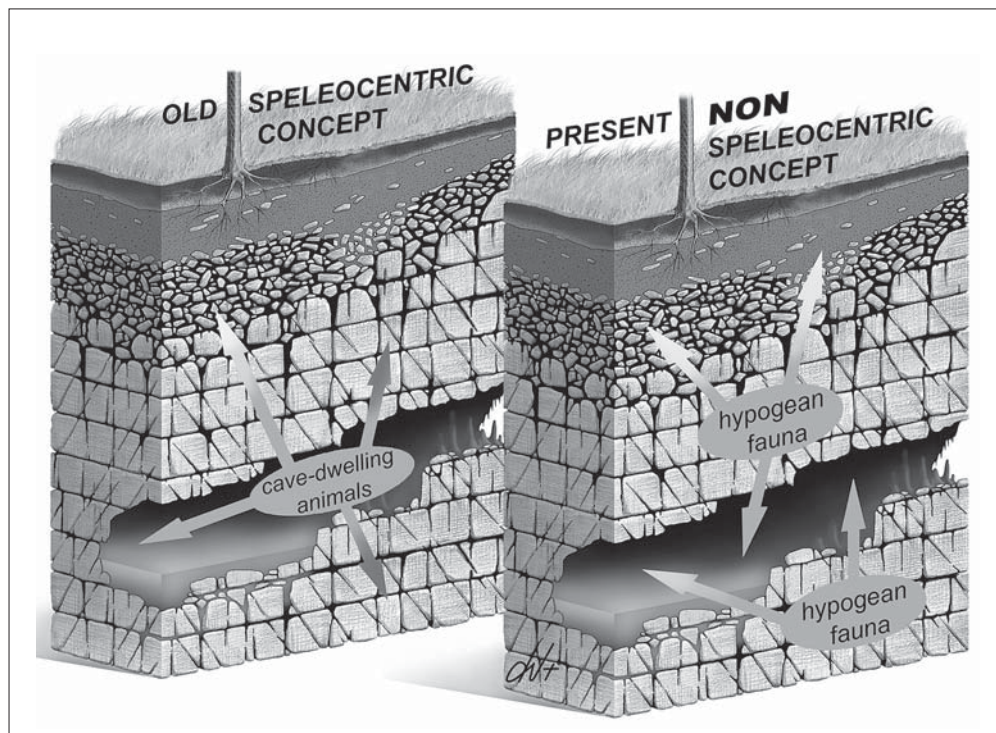
Always GIACHINO & VAILATI (2016) point out that while in recent years the concept of the “subterranean environment” has been better defined, given more and more frequent and correct mention of “subterranean biology” and less and less of “biospeleology”, the hump remains – never faced, except preliminary and partially by SKET (2008) – of the definitions attributed to the so-called “biospeleological categories” which, being based solely on the presence or not of this or that species in man-sized caves, appear more and more artificial and devoid of a real ecological significance.

In the light of the above, GIACHINO & VAILATI (2016) propose the modifications and/or eliminations shown below.

Elimination of the term Troglaxene

Its most recent definition is that of *an external animal that accidentally penetrates into a hypogean environment and is incapable of establishing a subterranean population* (SKET, 2008). In the modern sense of the subterranean environment,

Fig. 2 – Conceptual distinction between two different interpretations of the presence of subterranean animals. Speleocentric concept. “Cave dwelling animals” living in caves and, in particular conditions or circumstances, penetrating the fissure network and the MSS. The fissure network is considered “ecological refuge” or related to an “ultra-cave” phase of the subterranean colonization. Non speleocentric concept. The subterranean animals live normally in the underground network of fissure from where, in particular conditions or circumstances, they can penetrate the cave or the MSS.



which provides a *continuum* represented by the entire fissure network of the bedrock – with a gradient ranging from the more superficial to the deepest ones – all (or nearly all) external elements can penetrate in a completely occasional and/or accidental way (and more or less deeply) into the subterranean environment, with which, however, they do not have, and do not establish, any form of direct relationship. The term itself, originally coined with precise reference to random presence in caves, was then further complicated in four different subcategories by the Pavan's farraginous classification (1944), and is therefore inconsistent, pleonastic and practically useless, so that its complete abandonment is suggested (GIACHINO & VAILATI, 2016).

Replacement of the terms Troglobiont, Troglobite, Troglobie

In the original meaning, universally used, “troglobiont” *is an animal whose entire life cycle is carried out obligatorily in caves, and more generally and by extension in the subterranean environment*, but the latter is always, for practical reasons, identified with the caves, the only environment always more easily explored. In the modern sense (GIACHINO & VAILATI, 2010, 2016), a troglobiont is *an animal that obligatorily carries out its entire life cycle in a subterranean environment, identified with the fissure network of rock bodies*. It should be remembered that it **often** has a morphology specialized to this environment but it **always** has a specialized physiology. GIACHINO & VAILATI (2016) also reflect on the improper maintenance of the term “troglobiont” for the recorded or recordable elements in the caves, as this would exclude many species that for various and absolutely casual reasons have never been found in any cave but in different habitats.

GIACHINO & VAILATI (2016) finally recall, in agreement with JUBERTHIE & DECOU (1994), that the terms derived from “troglobiont”, such as “troglomorph”, have a poor etymological correctness. In fact, the word “troglomorph” (troglomorphic, troglomorphy) introduced by CHRISTIANSEN (1962) literally means “cave-shaped” and results, if it is related to an animal, etymologically incorrect, instead of the more correct “troglobiomorph”.

For all these reasons, GIACHINO & VAILATI (2016) propose replacing the term “troglobiont” with the term “hypogeobiont”.

Replacement of the term Troglophile

In the modern sense, “troglophile” is *a more or less specialized external animal that spends a*

certain period of its existence, or part of its circadian rhythm, in a subterranean environment (GIACHINO & VAILATI, 2016).

Attempts to link the troglophilic elements in any way to the subterranean environment, which typically present some kind of morphological pre-adaptation (microphthally, partial depigmentation, a relative extension of appendages, wing reduction), as well as producing further classification subdivisions, still depend on the speleocentric legacy, or are still misled by the observation of their degree of specialization or, worse, by the distance of their finding from the entrance of a hypothetical cavity, although all this, we know well, does not always provide us with certainty about their actual ways of life. In this sense, GIACHINO & VAILATI (2016) emphasize that the distinction between *eutroglophiles* and *subtroglrophiles* – introduced by PAVAN (1944) and redefined by RUFFO (1955) – remains purely theoretical and, as such, useless and devoid of practical value, so that their elimination is proposed. In the meaning proposed by GIACHINO & VAILATI (2016), it is evident that there is no sharp spatial limit of “penetration in depth” of an element definable as *troglophile*. The “degree of penetration” depends, from time to time, on the local and temporal environmental conditions and also on the degree of adaptation to the subterranean environment of the taxon analyzed. Unfortunately, these parameters are, in most cases, difficult to evaluate.

For all these reasons, GIACHINO & VAILATI (2016) propose replacing the term “troglophile” with “hypogeophile”.

In the conclusions of the same contribution, the authors put a concurrent emphasis on some points to be considered indispensable for the use of the terms proposed by them:

- 1) the terms *hypogeobiont* and *hypogeophile* cannot be attributed to this or that species on the basis of habitat, topography, or localization of the finding point, since their temporary and/or random presence/absence in a given place depend on the interaction, difficult to evaluate, of a number of variable parameters, such as biological, physiological, auto- and synecological, trophic, temporal, spatial, climatic and microclimatic parameters;
- 2) the proposed terms cannot be attributed to this or that species on the basis of their morphological specialization characters, since they do not always represent a precise indication of how the very species are related to the subterranean environment;
- 3) finally, the proposed terms cannot be understood as categories of a classification scheme in which the various species are enclosed. Their definition

is, and must remain, absolutely conceptual; i.e. we know that in nature there are animals obligatorily and totally bound to the subterranean environment (*hypogeobionts*), while others are so only partially in a more temporal than spatial manner (*hypogeophiles*), but the attribution of such terms to this or that species, in the absence of sure knowledge about their bio-ecology, remains entirely theoretical.

THE SEARCH FOR THE VITAL OPTIMUM

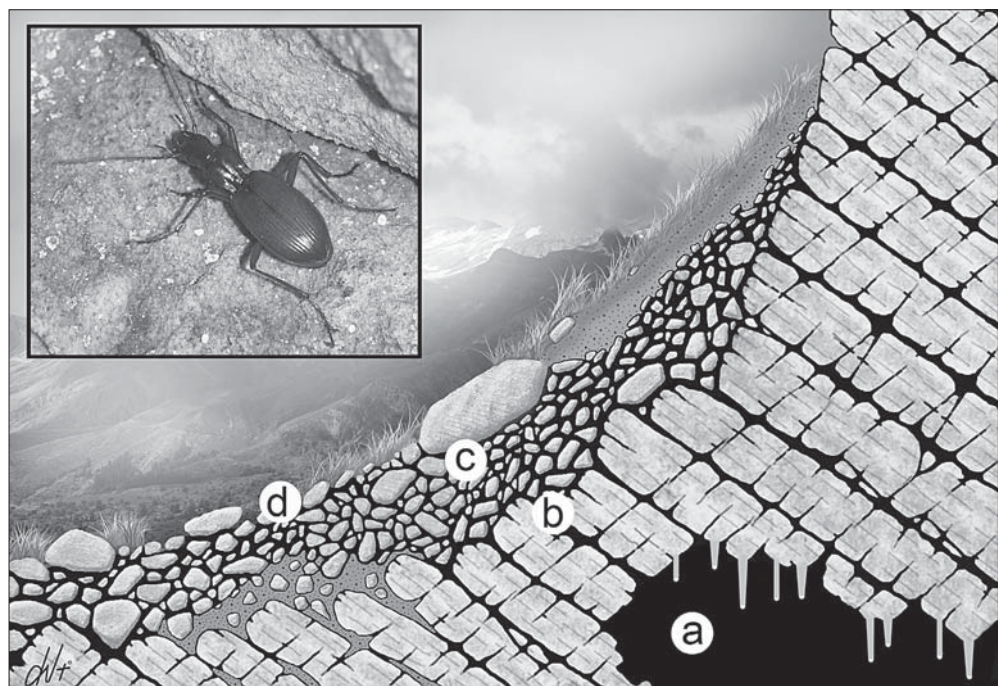
The above considerations on biospeleological categories, their validity and interpretation, open up discussion on another important point in the biology of hypogean and endogean animals. The notion that an animal's finding point does not with certainty indicate its biospeleological category (GIACHINO & VAILATI, 2016) can be exemplified by the different behaviour that a species may show having a moderate tendency to life in a subterranean environment (Fig. 3).

If an element of this type – purely as an example the Coleoptera Carabidae *Sphodropsis ghilianii* – is collected in MSS (Fig. 3b) or in a cave (Fig. 3a), it is defined as *troglophile* or *eutrophile* (based basically on the fact that it still has eyes or it is believed that it maintains a stable population in that cave (sensu SKET, 2008)); and if it is found in the more superficial fissure network of a MSS (Fig. 3d), it is defined as “*microclasiphile*” (sensu BRANDMAYR *et al.*, 1980) or *subtroglophile*. A question

arises naturally: when a “microclasiphile element” is not temporarily found in that environment, where has it gone? We must think that it is extinct - as it was supposed had happened once when a known species of a particular cave was no longer found for a long time - or more simply, that it has moved (downward or upward) in search of more consonant climatic conditions? In this movement, the *Sphodropsis* would become, in our rigid classification, *sublapidicolous* if it moves towards the surface (Fig. 3c), *troglophilous* if it moves in down depth (Fig. 3b) and *eutroglophilous* (Fig. 3a) if it occupies a cavity of a size accessible to us: a cave! Once again, we must note that in nature there are no sharp boundaries perfectly coincident with our schematization attempts.

The tedious attempts to adapt a rigid classification to a dynamic situation show that, very simply, the animals are not still but move constantly, looking for their environmental optimum represented by the conditions (chemical, physical and climatic) ideal for their life, especially in terms of temperature and humidity. At this point, it should be emphasized that the environmental conditions of the endogean environment + hypogean environment complex are also variable in time and space. If the subterranean environment as a whole, as highlighted in the introductory part of this contribution, is one of the most stable, it is true that a certain variability exists and changes, depending on the portion considered, according to the structural characteristics and the position with respect to the epigeal environment. If it is true

Fig. 3 – Movements of the subterranean fauna, searching for the environmental optimum, by changing climatic conditions. The case of *Sphodropsis ghilianii* (Schaum, 1858), a moderately specialized element for the subterranean environment. Normally found in MSS (B), in adverse external climatic conditions can penetrate into cave (A), sometimes maintaining a stable populations; in more favorable external climatic conditions it could move to sub-layer (C) or uncovered stony debris (D).



that the centimetre-sized fissure network of the bedrock has the highest climatic stability (LERUTH, 1939; VAILATI, 1988; MAMMOLA *et al.*, 2016), it is equally true that the most superficial part of this network may be affected by external seasonal variations in temperature and humidity (GIACHINO & VAILATI, 2010).

Precisely these variations determine the displacement of the vital optimum to different depths (Fig. 4). This vertical displacement of the optimum is, of course, conditioned by the morphology and composition of the substrate: chemical, lithological (in the sense of heat conductivity), pedological, vegetation cover (presence or absence, and typology), height, exposure. In fact, as part of the greater or lesser sensitivity of the hypogean portion to the variations in external temperatures, the lithologic typology of the rock substrate may play an important role too. Personal observations seem to indicate a different thermal conductivity between carbonate and crystalline rocks on one side and arenaceous sedimentary rocks on the other. The arenaceous rocks tend to transmit the rise of the outside temperature more rapidly, thus conditioning the depth at which the climatic conditions suitable for forming a MSS may be reached (GIACHINO & VAILATI, pers. obs.).

This possibility of a dislocation in the depths of the environmental optimum stimulates the animals to move in space and time in search of their environmental optimum.

This shift of the fauna to different depths may affect both environments: endogean and hypogean (MAMMOLA *et al.*, 2016). We can have a migration of

fauna between soil and subterranean environment and vice versa, sometimes favoured in this by the presence of a particular soil horizon, called a biomacrostructured horizon (ZANELLA *et al.*, 2001). When present, this horizon is located between the soil horizons B and C, the latter, as we have seen, corresponding to the MSS of the subterranean environment, when environmental conditions permit it. The biomacrostructured horizon is characterized by the presence of macroinvertebrate tunnels (especially those of *Oligochaetes*), a presence that favours the penetration of hypogean elements into the true soil, and vice versa of endogenous elements into the fissure network of the bedrock. By simplifying, as shown in Fig. 4, in the presence of an increase in temperature and a decrease in humidity (in terms of rainfall) in an epigean environment, some endogean elements may temporarily penetrate into the hypogean environment, and vice versa in the case of a temperature decrease and humidity increase, hypogean elements may penetrate into the soil.

BIOGEOGRAPHICAL IMPLICATIONS

The above-mentioned considerations, which at first glance may be interpreted as simple theoretical sophisms, are of significance also from the biogeographic point of view. The simple understanding, previously expressed, of the inconsistency of presumptive lithological barriers in the hypogean realm – which for more than a century had been used full-time in historical biogeographic reconstructions – is already of great importance in itself. This misleading interpretation has conditioned us

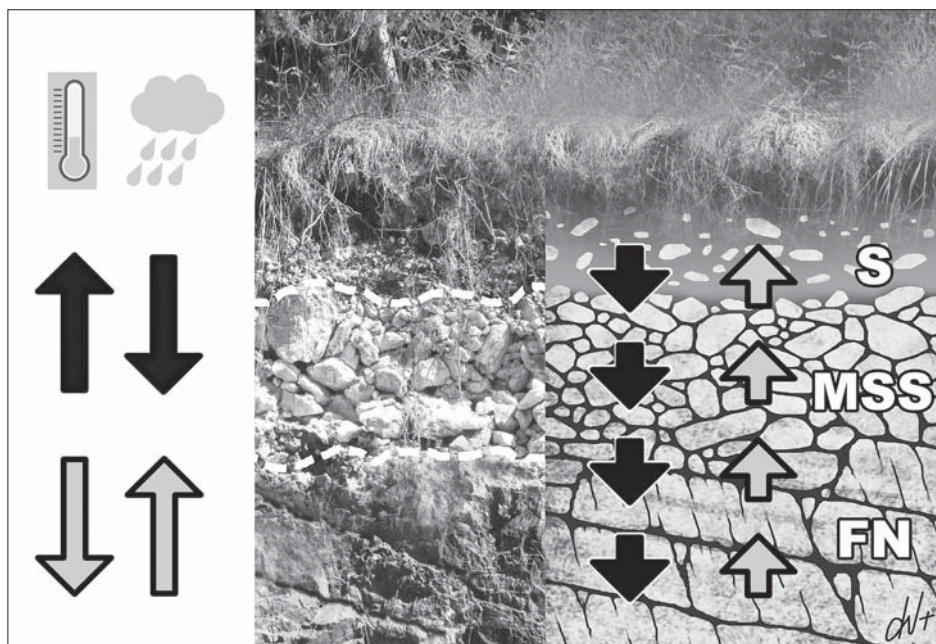


Fig. 4 – Vertical displacement and interchange of fauna between the subterranean and endogean environments with varying temperature and humidity. The increase in epigean temperature and the decrease of humidity (black arrows) cause a deepening of fauna with the possible displacement of endogean species in subterranean environment. Conversely, a decrease in epigean temperature and an increase in humidity (gray arrows) could facilitate a rise of subterranean species in the endogean environment. S: soil; MSS: Superficial Subterranean Habitat; FN: fissure network of the bedrock.

for years in the study of subterranean faunas towards a biogeographic approach very similar to that used in the study of island faunas. The single cave or even the single limestone massif were treated as islands located within territories that by definition could not be inhabited by subterranean faunas due to a lithological nature other than a carbonate one and therefore the absence of caves. Now we know that all this has no reason to be, and that the correct approach is much more similar to that used for epigean faunas. The barriers that influence, and have probably influenced in the past, the distribution of current hypogean elements, must not be very dissimilar to those implicated in the distribution of epigean elements. In this context, we have a further paradox: the biogeographic approach that has always been employed for endogean faunas, unlike the one used for hypogean faunas, has always been similar to that in use for epigean faunas. All this as if, contrary to what we have argued until now, a clear physical and biological separation had existed between the endogean and the hypogean environment when the latter was identified *tout court* exclusively with the caves.

CONCLUSIONS

In short, we can conclude that – regarding the relationships between the endogean and the hypogean environment – by summarizing two guiding concepts:

- 1) there are sharp morphological and physiological limits between subterranean animals and endogean animals, given their different ways of morphological and physiological specialization with respect to the two different environments;
- 2) conversely, there are no sharp physical and climatic limits between the subterranean and the endogean environments, there are no clear bio-ecological limitations in the temporal and spatial sense, so that in the temporary search for the optimum environment, not only it is possible, but it is highly probable that there is a transgression of the animals between the two different environments.

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful above all to the Accademia Nazionale Italiana di Entomologia that wanted to devote a day of study to the soil, allowing us to present this contribution. Heartfelt thanks to our friend and colleague Marzio Zapparoli, organiser of this day, for the invitation to attend.

A special thank to Dr. Massimo Meregalli, of the University of Torino (Italy), for improving the manuscript and to Dr. Max Barclay, Senior Curator at the Natural History Museum London (Great Britain), for his valuable suggestions to the English text.

Finally, we are grateful to the many colleagues and scholars who, over the years necessary to understand the issues and to develop the scientific thought here explicitly exposed, accompanied us, suggesting points of view, discussing problems and, above all, criticizing our ideas, sometimes constructively. Their contribution was essential in allowing us to advance in knowledge.

REFERENCES

- BADINO G., 1995 – *Fisica del clima sotterraneo*. - Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia, ser. II, 7: 140 pp.
- BOUILLON M., 2006 – *Amatar chez les savants*. Amalthée, Paris, 141 pp.
- BRANDMAYR P., COLOMBETTA G., DROVENIK B., FORTI E., POLDINI L., BRANDMAYR ZETTO T., 1980 – *Étude multidisciplinaire sur l'écologie de quelques Carabides endogés (Coleoptera Carabidae)*. - Mémoires de Biospéologie, 7: 85-98.
- BUCCIARELLI I., 1960 – *Ulteriori osservazioni sul rinvenimento di troglobi nel letto dei torrenti*. - Bollettino della Società Entomologica Italiana, Genova, 90 (9-10): 170-171.
- COIFFAIT H., 1958 – *Les Coléoptères du sol*. - Suppl. Vie et Milieu, 7: 204 pp.
- CHRISTIANSEN K., 1962 – *Proposition pour la classification des animaux cavernicoles*. - Spelunca, 2: 75-78.
- CULVER D.C., WHITE W. B. (eds.), 2004 – *Encyclopedia of caves*. Academic Press, 680 pp.
- DELAMARE DEBOUTVILLE C., 1951 – *Microfaune du sol des pays tempérés et tropicaux*. - Suppl. Vie et Milieu, 1: 360 pp.
- GIACHINO P. M., VAILATI D., 2005 – *Problemi di protezione dell'ambiente ipogeo e note sull'impatto delle attività di ricerca in ambiente sotterraneo*. In: L'Ambiente Carsico e l'Uomo. Atti del Convegno Nazionale, Bossea (5-8 settembre 2003): 303-314.
- GIACHINO P.M., VAILATI D., 2008 – *Ulteriori considerazioni su alcuni aspetti biologici ed ecologici dell'ambiente sotterraneo*. In: Ambiente Carsico: i progressi degli studi in Italia sulla soglia del XXI secolo. Atti del Seminario Nazionale, Bossea (21-22 maggio 2005): 133-140.
- GIACHINO P. M., VAILATI D., 2010 – *The subterranean environment. Hypogean life, concepts and collecting techniques. L'ambiente sotterraneo. Vita ipogea, concetti e tecniche di raccolta*. WBA Handbooks 3: 130 pp.
- GIACHINO P. M., VAILATI D., 2016 – *Riflessioni sulla terminologia biospeleologica: i concetti di troglobio, troglifilo e troglosseno*. Atti Convegno Nazionale Bossea (22-23 giugno 2013), "La ricerca carsologica in Italia": 187-192.
- GLAÇON-DELEURANCE S., 1958 – *La contraction du cycle évolutif des Coléoptères Bathysciinae et Trechinae en milieu souterrain*. - Comptes Rendu de Académie de Sciences de Paris, 752-753.
- JEANNEL R., 1926 – *Faune Cavernicole de la France, avec*

- une Etude des Conditions d'Existence dans le Domaine Souterrain*. P. Lechevallier, Paris, 334 pp.
- JEANNEL R., 1941-1942 – *Coléoptères Carabiques*. I-II. Faune de France. Lechevallier, Paris, 1-1173.
- JEANNEL R., 1942 – *La genèse des faunes terrestres. Eléments de biogéographie*. Presses Universitaires de France éd., Paris, 514 pp.
- JEANNEL R., 1943 – *Les fossiles vivants des cavernes*. Gallimard, Paris, 322 pp.
- JUBERTHIE C., 1983 – *Le milieu souterrain: étendue et composition*. Mémoires de Biospéologie, 10: 17-65.
- JUBERTHIE C., 1984 – *La colonisation du milieu souterrain: théories et méthode, relations avec la spéciation et l'évolution souterrain*. - Mémoires de Biospéologie, 11: 65-102.
- JUBERTHIE C., BOUILLON M., 1983 – *Présence des Aphaenops (Coléoptères, Trechinae) dans le milieu souterrain superficiel des Pyrénées françaises*. - Mémoires de Biospéologie, 10: 91-98.
- JUBERTHIE C., BOUILLON M., DELAY B., 1981 – *Sur l'existence du milieu souterrain superficiel en zone calcaire*. - Mémoires de Biospéologie, 8: 77-93.
- JUBERTHIE C., DECOU V., 1994 – *Structure et diversité du domaine souterrain; particularités des habitats et adaptations des espèces*. - Encyclopaedia Biospéologica, I: 5-22.
- JUBERTHIE C., DELAY B., BOUILLON M., 1980a – *Sur l'existence d'un milieu souterrain superficiel en zone non calcaire*. - Comptes rendus de l'Académie des Sciences de France, 290: 49-52.
- JUBERTHIE C., DELAY B., BOUILLON M., 1980b – *Extension du milieu souterrain en zone non-calcaire: description d'un nouveau milieu et son peuplement par les Coléoptères troglodytes*. - Mémoires de Biospéologie, 7: 19-52.
- JUBERTHIE C., DECOU V., 1994 – *Encyclopaedia Biospéologica I*. Société de Biospéologie, p. III-XII + 1-834.
- JUBERTHIE C., DECOU V., 1998 – *Encyclopaedia Biospéologica II*. Société de Biospéologie, p. I-VIII + 835-1374.
- JUBERTHIE C., DECOU V., 2001 – *Encyclopaedia Biospéologica III*. Société de Biospéologie, p. I- VIII + 1375-2296.
- LERUTH R., 1939 – *La biologie du domaine souterrain et la faune cavernicole de la Belgique*. - Mémoires du Musée Royal d'Histoire Naturelle de Belgique, 87: 506 pp.
- MAMMOLA S., GIACHINO P. M., PIANO E., JONES A., BARBERIS M., BADINO G., ISAIA M., 2016 – *Ecology and sampling techniques of an understudied subterranean habitat: the Milieu Souterrain Superficiel (MSS)*. - The Sciences of Nature, 103 (88): 1-24.
- NITZU E., NAE A., BÂNCILĂ R., POPA I., GIURGINCA A., PLĂIAȘU R., 2014 – *Scree habitats: ecological function, species conservation and spatialtemporal variation in the arthropod community*. - Systematics and Biodiversity, 12 (1): 65-75.
- PAVAN M., 1944 – *Appunti di Biospeologia. I. Considerazioni sui concetti di troglobio, troglodilo e troglodieno*. Le Grotte d'Italia, s. 2^a, 5 (1941-44): 35-41.
- PAVAN M., 1958 – *Relazione sulla classificazione biologica degli animali cavernicoli*. Atti VIII Congresso Nazionale di Speleologia, Como, 1956, Memorie di Rassegna Speleologica Italiana, IV (2): 1-7.
- RACOVITZA E., 1907 – *Essai sur les problèmes biospéologiques*. Biospeologica I. - Archives de Zoologie expérimentale et générale, 4 (36): 37-488.
- RUFFO S., 1955 – *Le attuali conoscenze sulla fauna cavernicola della regione pugliese*. - Memorie di Biogeografia Adriatica, 3: 143 pp.
- RŮŽIČKA V., ZACHARDA M., NĚMCOVÁ L., ŠMILAUER P., NEKOLA C. J., 2012 – *Periglacial microclimate in low-altitude scree slopes supports relict biodiversity*. - Journal of Natural History, 46: 2145-2157.
- SCHINER JR., 1854 – *Fauna der Adelsberger-Luegger und Magdalenen Grotte*. In: Schmidl A., editor. Die Grotten und Höhlen von Adelsberg, Lueg, Planina und Loos. Wien (Austria): Braunmüller: 231-272.
- SKET B., 2004 – *The cave hygropetric. A little known habitat and its inhabitants*. - Archiv für Hydrobiologie, 160 (3): 413-425.
- SKET B., 2008 – *Can we agree on an ecological classification of subterranean animals?* - Journal of Natural History, 42 (21-22): 1549-1536.
- VAILATI D., 1988 – *Studi sui Bathysciinae delle Prealpi Centro-occidentali. Revisione sistematica, ecologia, biogeografia della «serie filetica di Boldoria» (Coleoptera, Catopidae)*. Monografie di Natura bresciana, 11: 332 pp.
- VANDEL A., 1964 – *Biospéologie. La biologie des animaux cavernicoles*. Gauthier-Villars, Paris, 619 pp.
- ZACHARDA M., GUDE M., RŮŽIČKA V., 2007 – *Thermal regime of three low elevation scree slopes in Central Europe*. - Permafrost and Periglacial Processes, 18: 301-308.
- ZANELLA A., TOMASI M., DE SIENA C., FRIZZERA L., JABIOL B., NICOLINI G., 2001 – *Humus forestali. Manuale di ecologia per il riconoscimento e l'interpretazione. Applicazione alle faggete*. Edizioni Centro di Ecologia Alpina, Trento, 321 pp.

QUALITÀ BIOLOGICA DEI SUOLI E GESTIONE FORESTALE

GIANLUCA PIOVESAN (*) - MARZIO ZAPPAROLI (**)

(*) *Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali (DAFNE), Università degli Studi della Tuscia, Via San Camillo de Lellis snc, 01100 Viterbo, e-mail: piovesan@unitus.it*

(**) *Dipartimento per la Innovazione nei sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali (DIBAF), Università degli Studi della Tuscia, Via San Camillo de Lellis snc, 01100 Viterbo, e-mail: zapparol@unitus.it*

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda “Gli Artropodi del suolo: diversità e biocenosi”. Seduta pubblica dell’Accademia - Firenze, 16 giugno 2017.

Soils Biological Quality and Forest Management

The maintenance of soil quality is a priority objective for the conservation of biodiversity, the mitigation of climate change, the sustainable development. If not properly designed, silvicultural activities (e.g. harvesting) can negatively affect the quality of soils, triggering degradation processes (e.g., erosion, compaction). The use of QBS-ar index for monitoring the quality of forest soils with different history of management has highlighted that the greatest impact of human activities is linked to soil constipation (forest utilization, tourist use) revealing in Central Italy a drop of the index to values <140. The QBS-ar index has proved to be a valid instrument in detecting anthropic impacts that cause soil degradation, although this index does not seem able to differentiate the natural conditions of the woods. As the maintenance of soil fertility in the sustainable management of forest ecosystems is a necessary condition for renewal and growth processes of a forest subjected to utilization, it would be necessary to go beyond the descriptive use of the soil quality through QBS-ar index. The next step is studying the possibility of applying it – or a modified version - to describe the productive capacity of woodlands by moving to a functional approach, where the net primary production of populations distributed along a fertility gradient is compared with the biodiversity of taxonomic groups and their degree of adaptation to the edaphic life. The frontier of research applied to the conservation of forests and the sustainable management of renewable resources is therefore to develop a biomonitoring system to evaluate the naturalness degree of soils, too. As in the case of the aboveground forest ecosystem, the first step is to construct an ecological framework with specific benchmarks for the different forest ecosystems in the different territories - at regional or macro-regional scale - in order to be able to compare situations with high naturalness (old forests) with the different forms of management up to degraded forest ecosystems.

KEY WORDS: QBS-ar index, sustainable forestry, forest naturalness, ecosystem monitoring, soil monitoring, ecosystem services, biodiversity.

INTRODUZIONE

Nell’ambito delle strategie internazionali finalizzate alla conservazione della biodiversità, per la mitigazione dei cambiamenti climatici e per lo sviluppo sostenibile, mantenere la qualità dei suoli è considerato un obiettivo prioritario (vedi p. es., MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003; GLÄSNER *et al.*, 2014). Tuttavia, con riferimento alla Unione Europea non esiste ad oggi una specifica legislazione dedicata al tema della conservazione del suolo, per cui si assiste ancora a processi diffusi di degrado nei diversi ecosistemi, da quelli agrari a quelli forestali (PALEARI, 2017).

Per ciò che concerne gli ecosistemi forestali, al tema della conservazione del suolo è dedicato uno specifico principio (Criterio n. 5, Protezione del suolo e del ciclo dell’acqua) dell’ultima edizione, la quarta, del Report sullo stato di conservazione delle foreste europee edito da Forest Europe, iniziativa paneuropea sviluppata a partire dal 1990 che attualmente coinvolge 34 Paesi, finalizzata al coordinamento

delle politiche ambientali per la protezione e la gestione sostenibile del patrimonio forestale nell’Unione Europea (FOREST EUROPE, 2015). Nell’ambito del citato Report, indicatori che descrivono lo stato dei suoli si trovano anche in altri principi e, in particolare, nel Criterio n. 1 (Ruolo delle foreste nel ciclo del carbonio), essendo i suoli il maggior pool di carbonio, e nel Criterio n. 2 (Funzionalità degli ecosistemi forestali), per il ruolo che il suolo gioca nella funzionalità degli ecosistemi.

Va rilevato che, sebbene la protezione del suolo dall’erosione e dalla desertificazione e il mantenimento della fertilità siano considerati un obiettivo prioritario, ad oggi i monitoraggi di Forest Europe riguardano principalmente le caratteristiche chimico-fisiche, mentre gli approfondimenti relativi agli attributi connessi alla qualità, quali ad esempio la biodiversità, vengono più che altro condotti nell’ambito delle attività di ricerca applicata alla conservazione della natura e allo studio degli impatti delle attività antropiche. Tra queste ultime, le attività selvicolturali possono incidere negativamente sulla qualità dei suoli poiché,

al di là dell'impatto sui cicli biogeochimici e sulle dinamiche di popolazione, i tagli, soprattutto quando progettati in modo tecnicamente non adeguato, possono innescare molteplici meccanismi di degrado, in primo luogo per ciò che concerne i processi erosivi e/o di costipamento.

L'INDICE QBS-AR: STATO DELL'ARTE

Il monitoraggio della qualità dei suoli tramite l'oramai ben noto indice QBS-ar, un indice di Qualità Biologica del Suolo basato sulla presenza/assenza di particolari gruppi di artropodi (PARISI, 2001; MENTA, 2004; PARISI *et al.*, 2005), effettuato in popolamenti forestali con una diversa storia di gestione della Tuscia laziale (Italia centrale), dai rimboschimenti alle foreste vetuste, passando attraverso quelli governati a fustaia (FIORDIGLI, 2009; BLASI, 2010; BLASI *et al.*, 2013), ha evidenziato che il maggiore impatto delle attività antropiche risulta essere legato alla costipazione del suolo, in primo luogo provocata dalle utilizzazioni forestali, ma anche a seguito della realizzazione di sentieri per la fruizione turistica. Particolarmente vulnerabili al costipamento risultano essere insetti dipluri, proturi e coleotteri, nonché altri gruppi tra cui chilopodi, diplopodi, pauropodi, sinfili, e arac-

nidi pseudoscorpioni per cui, a causa della rarefazione di questi gruppi tassonomici, l'indice QBS-ar scende notevolmente.

Infatti, una volta escluse le zone costipate, non sembrano emergere particolari differenze legate alla composizione del bosco, alla forma di governo e al trattamento del bosco (Fig. 1). Va, così, sottolineato, che anche in boschi cedui, nelle aree non disturbate dal passaggio delle macchine, si rinvenivano valori medi del QBS-ar superiori a 200, fatto non sorprendente poiché si tratta pur sempre di ecosistemi forestali, sebbene sottoposti a un importante disturbo periodico che determina l'asportazione della maggior parte della componente epigea (FIORDIGLI, 2009).

In questo settore geografico i valori più alti di QBS-ar (> 250) si rinvenivano generalmente in contesti di bosco misto meso-termofilo a dominanza di cerro (*Quercus cerris*) o di castagno (*Castanea sativa*), dove la foresta temperata decidua incontra quella sempreverde. Nei contesti collinari dei Monti Cimini e di Canale Monterano (Lazio, Provincia di Viterbo), si è rinvenuta infatti la massima ricchezza in quanto a numero di gruppi tassonomici (ben 19 con un QBS-ar pari a 267) (BLASI, 2010). È inoltre interessante notare come nei boschi di querce decidue e sempreverdi della Macchia di Capocotta (Lazio, Provincia

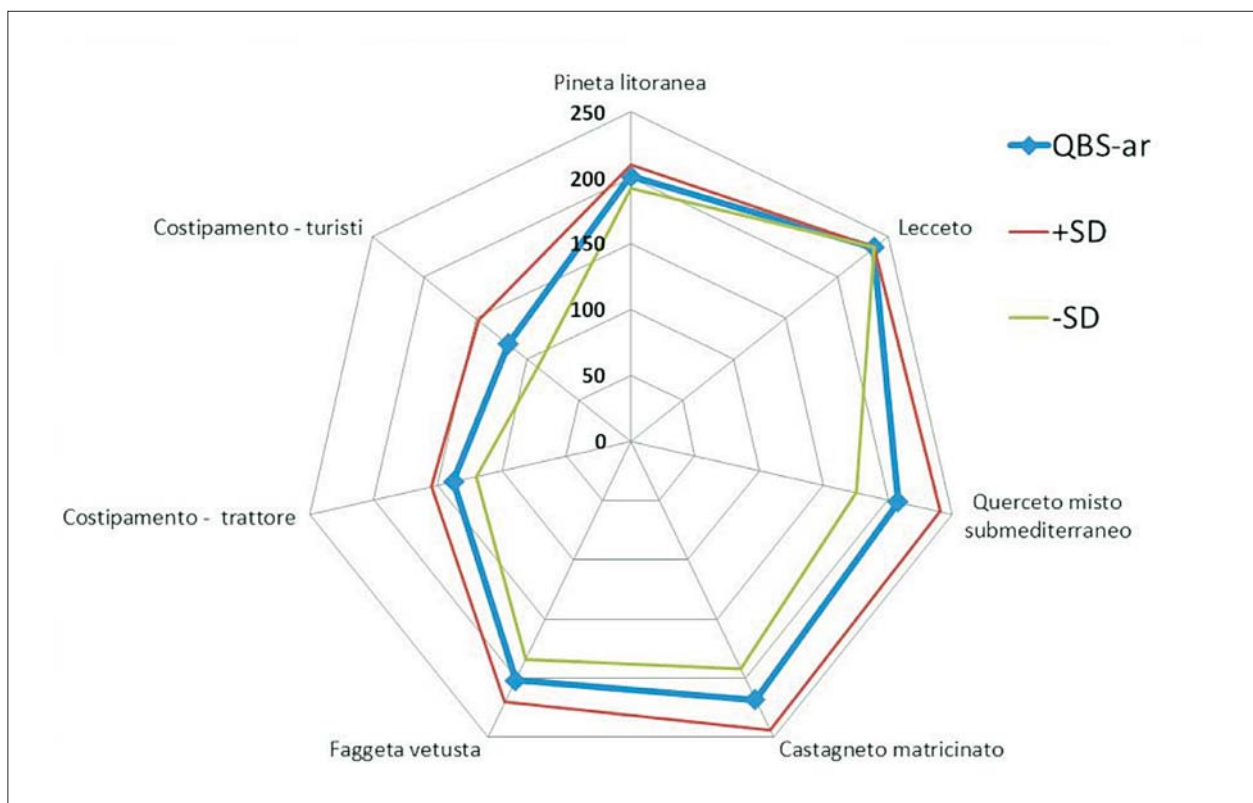


Fig. 1 – Valore di QBS-ar medio e relativa deviazione standard dei tipi compositivi studiati in BLASI *et al.* (2013) nelle aree in cui non erano evidenti fenomeni di costipamento. A titolo di confronto vengono riportati i valori di QBS-ar nel caso di impatto da trattore lungo le piste di esbosco forestale e di costipamento lungo i sentieri frequentati dai fruitori.

di Roma) sia stato misurato un valore del QBS-ar di 289 (PODRINI *et al.*, 2010).

In relazione alle attività di biomonitoraggio finalizzate a prevenire il degrado dei suoli nelle differenti forme di uso, una recente review sulla qualità dei suoli misurata tramite QBS-ar (MENTA *et al.*, 2018) ha posto ad un valore prossimo a 100 la soglia che separa i suoli a bassa fertilità o degradati, da quelli la cui qualità può essere considerata accettabile. Questo studio ha confermato, inoltre, come i suoli forestali si distinguano da quelli di tutti gli altri ecosistemi per valori di QBS mediamente più alti. A questo proposito è interessante notare come un valore soglia molto simile sia stato rilevato in un recente studio sull'impatto del pascolo di animali domestici in praterie montane del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise (Italia centrale) in aree sottoposte ad un considerevole carico (PRIMI *et al.*, 2016). Nel caso degli ecosistemi forestali va tuttavia evidenziato che BLASI *et al.* (2013) riportano valori medi di 120-140 per le varie tipologie di costipamento studiate, per cui sarebbe opportuno alzare la soglia proposta da MENTA *et al.* (2018) ad almeno 140, perlomeno nel caso dei boschi temperati decidui e sempreverdi dell'Italia peninsulare. Questa necessità di innalzare la soglia di QBS-ar che divide i suoli forestali con qualità soddisfacente da quelli degradati, è confermata da vari studi condotti in diverse ecoregioni europee dove i boschi si sono sempre caratterizzati per valori mediamente marcatamente più alti (cfr. RÜDISSE *et al.*, 2015 per la variazione nelle diverse classi di uso del suolo dell'ecoregione alpina).

Se in generale il QBS-ar si è dimostrato un valido strumento nel rilevare impatti antropici - in primo luogo il costipamento, agente di degrado di primo piano negli ecosistemi mediterranei poiché la riduzione della permeabilità di un suolo, oltre a ridurre la capacità di campo, lo espone a un maggiore rischio di erosione, determinando così una minore riserva idrica disponibile durante il periodo arido estivo - va d'altro canto evidenziato come tale indice non sia assolutamente in grado di differenziare le diverse condizioni di naturalità dei boschi.

Ad esempio, nell'Alto Lazio (Italia centrale, Provincia di Viterbo), la faggeta vetusta del Monte Cimino (925-1053 m s.l.m.) si caratterizza per valori mediamente intorno a 210, di poco inferiori a quelli rilevati nei cedui castanili ubicati nella stessa area, ma a quote più basse (BLASI *et al.*, 2013; VENANZI *et al.*, 2016). A questo proposito, è interessante notare come l'applicazione dell'indice QBS-ar in un sistema di biomonitoraggio integrato di un ecosistema fluviale dell'Abruzzo (Fiume Tirino), se da un lato evidenzia valori medio-alti, con un ampio *range* di variazione (163-227; valore mas-

simo rinvenuto nel basso corso del fiume), d'altro canto ha rilevato una correlazione inversa con specie vegetali terrestri indicatrici di impatto antropico, risultato di un certo interesse che merita specifici approfondimenti anche in altri ecosistemi (TESTI *et al.*, 2012).

VERSO UN SISTEMA DI BIOMONITORAGGIO DELLA FERTILITÀ E DELLA NATURALITÀ DEI SUOLI

Un tema centrale nella gestione sostenibile degli ecosistemi forestali è il mantenimento della fertilità, condizione necessaria per garantire i processi di rinnovazione e di crescita di un popolamento forestale sottoposto ad utilizzazioni. Con specifico riferimento al problema della compattazione dei suoli forestali, speciali approfondimenti sono necessari per comprendere i tempi di restauro dell'habitat originario poiché nei casi di impatto severo e/o ripetuto nel tempo il suolo può entrare in una condizione "trappola", caratterizzata da una bassa fertilità, funzionalità e resilienza ai cambiamenti climatici (LUDWIG *et al.*, 2017). Se da un lato vi è la necessità di approfondire le soglie di QBS-ar che separano i suoli degradati da quelli funzionali nei diversi ecosistemi forestali (vedi avanti), periodici monitoraggi condotti su suoli degradati sono necessari per descrivere i processi di recupero della biodiversità, in primo luogo dei taxa vulnerabili sopra riportati, e quindi, per calcolare i tempi di rigenerazione della fertilità. Più in generale, sarebbe necessario andare oltre l'uso descrittivo della qualità del suolo tramite QBS-ar, studiando la possibilità di applicare questo indice - anche opportunamente rielaborato - al fine di descrivere in modo speditivo la capacità produttiva del suolo forestale. Si tratterebbe così di passare ad un approccio funzionale, dove la produzione primaria netta di popolamenti distribuiti lungo un gradiente di fertilità viene comparata con la biodiversità dei gruppi tassonomici e il loro grado di adattamenti alla vita edafica.

Per descrivere il livello di naturalità dei suoli di un popolamento forestale risulta quindi evidente la necessità di ricorrere a specifici approfondimenti tramite il monitoraggio di taxa di insetti sensibili ai diversi livelli di perturbazione nell'ambito di un determinato ecosistema, come ad esempio collemboli, acari oribatei (vedi tra gli altri, MIGLIORINI *et al.*, 2003; PIGINO *et al.*, 2005; HENNERON *et al.*, 2017), Coleotteri Carabidi (vedi BRANDMAYR *et al.*, 2005) ed altri ancora (TAGLIAFERRI *et al.*, 2007; BRANDMAYR e PIZZOLOTTO, 2015).

La frontiera della ricerca applicata alla conservazione delle foreste e alla gestione sostenibile delle risorse rinnovabili è quella di sviluppare un sistema

di monitoraggio della naturalità dei suoli con relativo benchmark di riferimento per i diversi ecosistemi forestali nei diversi territori, a scala regionale o macro-regionale. Solo così gli indici/indicatori delle foreste vetuste (DI FILIPPO *et al.*, 2004) potranno essere messi a confronto con le diverse forme di gestione della foresta in modo da comprendere gli impatti dell'uso sulla conservazione della biodiversità, sui servizi ecosistemici e sulla capacità del bosco di generare una produzione ai massimi livelli nel corso del tempo (cfr. KEDDY e DRUMMOND, 1996; BARDGETT *et al.*, 2014; WAGG *et al.*, 2014).

Come nel caso di altri indici di biomonitoraggio, va sottolineato che anche il QBS-ar andrebbe comparato nell'ambito di uno stesso tipo forestale (p. es., faggeta altimontana vs faggeta collinare). Inoltre, in ambiente mediterraneo, dove l'aridità estiva diviene particolarmente condizionante la crescita dei vegetali, andrebbe tenuto conto anche della stagione di rilievo (GALLI *et al.*, 2014). Da sottolineare, infine, come la variabilità del QBS-ar nei diversi ecosistemi - in particolari in quelli forestali - sia legata a fattori topografici e geo-pedo-climatici quali la altitudine/esposizione (effetto negativo sui valori dell'indice per diminuzione di temperatura), pH e tessitura (RÜDISSETER *et al.*, 2015).

Questi sistemi di monitoraggio per descrivere il livello di naturalità sono in corso di sperimentazione attraverso approcci basati sulla descrizione degli attributi strutturali e funzionali delle faggete (cfr. DI FILIPPO *et al.*, 2017) o tramite lo studio di certi taxa forestali quali licheni, insetti xilofagi, uccelli particolarmente sensibili agli impatti antropici. Infatti, l'uso delle risorse forestali può condurre all'alterazione dei cicli biogeochimici e alla scomparsa di specifici (micro)habitat (p. es., legno morto) determinando così una drastica riduzione degli individui di queste specie vulnerabili che, a seconda della storia degli impatti, divengono via via più rarefatte fino ad estinguersi dai popolamenti antropizzati (p. es., FRITZ *et al.*, 2009; NAGEL *et al.*, 2017).

L'integrazione con il biomonitoraggio della componente edafica (p. es., TESTI *et al.*, 2012) permetterebbe di comprendere in modo più approfondito l'impatto delle diverse scelte selvicolturali (per esempio le estrazioni di biomasse e/o la fruizione del bosco), in modo tale da pianificare e gestire il capitale forestale del nostro Paese nel rispetto dei principi della sostenibilità. Allo stesso tempo, un sistema integrato tra componente epigea ed ipogea di biomonitoraggio dell'ecosistema forestale permetterà di comprendere la risposta ai cambiamenti climatici e di valutare i processi degradativi o ricostitutivi in conseguenza di disturbi severi quali ad esempio gli incendi.

RIASSUNTO

Il mantenimento della qualità del suolo è un obiettivo prioritario per la conservazione della biodiversità, la mitigazione dei cambiamenti climatici, lo sviluppo sostenibile. Se non adeguatamente progettate, le attività selvicolturali (tagli) possono influire negativamente sulla qualità dei suoli, innescando processi di degradazione (erosione, compattazione). L'uso dell'indice QBS-ar per il monitoraggio della qualità dei suoli forestali con diversa storia di gestione ha evidenziato che il maggiore impatto delle attività umane è legato alla costipazione del suolo (utilizzazione forestale, uso turistico) che nell'Italia centrale determina una importante caduta dell'indice (valori di QBS-ar < 140). L'indice QBS-ar ha dimostrato di essere uno strumento valido per rilevare alcuni tipi di impatto antropico, sebbene esso non sembri in grado di differenziare le condizioni naturali dei boschi. Dato che il mantenimento della fertilità del suolo nella gestione sostenibile degli ecosistemi forestali è una condizione necessaria per garantire nel corso del tempo i processi di rinnovazione e di crescita di un popolamento soggetto ad utilizzazione, sarebbe necessario andare oltre l'uso descrittivo della qualità del suolo attraverso questo indice. Obiettivo della ricerca è quindi, studiare la possibilità di applicarlo – eventualmente con le opportune modifiche – per descrivere la capacità produttiva dei boschi passando a un approccio funzionale, dove la produzione primaria netta di popolamenti distribuiti lungo un gradiente di fertilità viene confrontata con la biodiversità dei gruppi tassonomici e il loro grado di adattamento alla vita edafica. La frontiera della ricerca applicata alla conservazione delle foreste e alla gestione sostenibile delle risorse rinnovabili è, quindi, quella di sviluppare un sistema di indicatori/indici per monitorare la naturalità dei suoli con parametri di riferimento relativi ai diversi ecosistemi forestali nei diversi territori, su scala regionale o macroregionale, per poter confrontare situazioni ad elevata naturalità (foreste vetuste) con le diverse forme di gestione nonché rilevare e rimuovere i fattori antropici causa di degrado.

BIBLIOGRAFIA

- ANGELINI P., FENOGLIO S., ISAIA M., JACOMINI C., MIGLIORINI M., MORISI A., 2002 – *Tecniche per il biomonitoraggio della qualità del suolo*. ARPA Piemonte, 110 pp. www.arpa.piemonte.it.
- BARDGETT R.D., VAN DER PUTTEN W.H., 2014 – *Belowground biodiversity and ecosystem functioning*. - *Nature*, 515 (7528): 505-511.
- BLASI S., 2010 – *Valutazione dell'impatto antropico sulla comunità di microartropodi del suolo in alcune aree forestali dell'Italia centrale*. Tesi di Dottorato di Ricerca XXII Ciclo. Università degli Studi della Tuscia.
- BLASI S., MENTA C., BALDUCCI L., CONTI F.D., PETRINI E., PIOVESAN G., 2013 – *Soil microarthropod communities from Mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances*. - *Environmental monitoring and assessment*, 185 (2): 1637-1655.
- BRANDMAYR P., PIZZOLOTTO R., 2015 – *Gli Insetti come bioindicatori*. - *Atti dell'Accademia Nazionale Italiana di Entomologia*. Rendiconti, 62: 63-80.
- BRANDMAYR P., ZETTO T., PIZZOLOTTO R., 2005 – *I Coleotteri Carabidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità - Manuale operativo*. APAT, Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici. Manuali e Linee Guida, 34: 1-240.

- CODURRI M., TRUZZI A., BERTONAZZI M.C., 2005 – *Microartropodi del terreno: manuale da campo per il riconoscimento dei microartropodi del terreno come indicatori della qualità biologica del suolo (metodo QBS-ar)*. Quaderno di campo, (4).
- DI FILIPPO A., PIOVESAN G., SCHIRONE B., 2004 – *Le foreste vetuste: criteri per l'identificazione e la gestione*. S.It.E Atti XXVIII, Atti del XIV Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia. Conservazione e Gestione degli Ecosistemi (C. Gaggi ed.). Siena, 4-6 Ottobre 2004, pp. 4-6.
- DI FILIPPO A., BIONDI F., PIOVESAN G., ZIACO E., 2017 – *Tree ring based metrics for assessing old growth forest naturalness*. - Journal of Applied Ecology, 54 (3): 737-749.
- FIORDIGIGLI, R., 2009 – *Analisi della qualità biologica del suolo attraverso il metodo QBS-ar in alcuni ambienti forestali della provincia di Rieti*. Tesi di Dottorato di Ricerca XXI Ciclo. Università degli Studi della Tuscia.
- FOREST EUROPE, 2015 – *State of Europe's forests 2015*. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Forest Europe Liaison Unit Madrid.
- FRITZ Ö., NIKLASSON M., CHURSKI M., 2009 – *Tree age is a key factor for the conservation of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests*. - Applied Vegetation Science, 12 (1): 93-106.
- GALLI L., CAPURRO M., MENTA C., RELLINI I., 2014 – *Is the QBS-ar index a good tool to detect the soil quality in Mediterranean areas? A cork tree Quercus suber L.(Fagaceae) wood as a case of study*. - Italian Journal of Zoology, 81 (1): 126-135.
- GLÆSNER N., HELMING K., DE VRIES W., 2014 - *Do current European policies prevent soil threats and support soil functions?* - Sustainability, 6 (12): 9538-9563.
- GOBBI M., 2009 – *Influenza dei caratteri e delle tipologie di uso del suolo sulle comunità di Carabidi (Insecta: Coleoptera)*. - Studi Trentini di Scienze Naturali, 85: 131-134.
- HENNERON L., AUBERT M., ARCHAUX F., BUREAU F., DUMAS Y., NINGRE F., RICHTER C., BALANDIER P., CHAUVAT M., 2017 – *Forest plant community as a driver of soil biodiversity: experimental evidence from collembolan assemblages through large-scale and long-term removal of oak canopy trees Quercus petraea*. - Oikos, 126 (3): 420-434.
- KEDDY P.A., DRUMMOND C.G., 1996 – *Ecological properties for the evaluation, management, and restoration of temperate deciduous forest ecosystems*. - Ecological Applications, 6 (3): 748-762.
- LUDWIG M., WILMES P., SCHRADER S. 2017 – *Measuring soil sustainability via soil resilience*. Science of The Total Environment, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.043>.
- MENTA C., 2004 – *La qualità biologica dei suoli attraverso l'uso dei microartropodi*. Atti del Convegno Nazionale “La conoscenza della qualità del suolo attraverso l'utilizzo di indicatori biologici ed ecotossicologici”, Torino, 13: 22-26.
- MENTA C., CONTI F.D., PINTO S., BODINI A., 2018 – *Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale*. - Ecological Indicators, 85: 773-780.
- MIGLIORINI M., FANCIULLI P.P., BERNINI F., 2003 – *Comparative analysis of two edaphic zoocoenoses (Acari Oribatida; Hexapoda Collembola) in the area of Orio al Serio Airport (Bergamo, northern Italy)*. - Pedobiologia, 47: 9-18.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003 – *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, DC.
- NAGEL T.A., FIRM D., MIHELIC T., HLADNIK D., DE GROOT M., ROZENBERGAR D., 2017 – *Evaluating the influence of integrative forest management on old-growth habitat structures in a temperate forest region*. - Biological Conservation, 216: 101-107.
- PALEARI S., 2017 – *Is the European Union protecting soil? A critical analysis of Community environmental policy and law*. - Land Use Policy, 64: 163-173.
- PARISI V., 2001 – *La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi*. - Acta Naturalia de “L'Ateneo Parmense”, 37: 97-106.
- PARISI V., MENTA C., GARDI C., JACOMINI C., MOZZANICA E., 2005 – *Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy*. - Agriculture, Ecosystems & Environment, 105 (1): 323-333.
- PIGINO G., MIGLIORINI M., BERNINI F., 2005 – *Gli acari oribatei come indicatori della qualità biologica dei suoli*. Atti del Convegno Nazionale “La conoscenza della qualità del suolo attraverso l'utilizzo di indicatori biologici ed ecotossicologici”, Torino, Italia, 13 Maggio 2004, pp. 49-55.
- PODRINI A., DI FABBIO A., JACOMINI C., DOWGIALLO G., 2006 – *Relationships between pedological matrix and soil mesofauna in the Natural Reserve of Decima-Malafede (Latium): a new approach and possible applications*. - Proc. 16th Meeting of the Italian Society of Ecology, Viterbo, pp. 1-8.
- PRIMI R., FILIBECK G., AMICI A., BÜCKLE C., CANCELLIERI L., DI FILIPPO A., GENTILE C., GUGLIELMINO A., LATINI R., D. MANCINI L., MENSING S.A., ROSSI C.M., ROSSINI F., SCOPPOLA A., SULLI C., VENANZI R., RONCHI B., PIOVESAN G., 2016 – *From Landsat to leafhoppers: a multidisciplinary approach for sustainable stocking assessment and ecological monitoring in mountain grasslands*. - Agriculture, Ecosystems & Environment, 234: 118-133.
- RAINIO J., NIEMELÄ, J., 2003 – *Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators*. - Biodiversity and Conservation, 12 (3): 487-506.
- RÜDISSEY J., TASSER E., PEHAM T., MEYER E., TAPPEINER U., 2015 – *The dark side of biodiversity: Spatial application of the biological soil quality indicator (BSQ)*. - Ecological Indicators, 53: 240-246.
- TAGLIAFERRI A., GUBERTINI A., MIGLIORINI M., 2007 – *Le reti di monitoraggio degli ecosistemi forestali come opportunità per la bioindicazione*. - Inquinamento, 89: 1-8.
- TESTI A., FANELLI G., CROSTI R., CASTIGLIANI V., D'ANGELI D., 2012 – *Characterizing river habitat quality using plant and animal bioindicators: A case study of Tirino River (Abruzzo Region, Central Italy)*. - Ecological indicators, 20: 24-33.
- VENANZI R., PICCHIO R., PIOVESAN G., 2016 – *Silvicultural and logging impact on soil characteristics in Chestnut (Castanea sativa Mill.) Mediterranean coppice*. - Ecological Engineering, 92: 82-89.
- WAGG C., BENDER S.F., WIDMER F., VAN DER HEIJDEN M.G., 2014 – *Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality*. - Proceedings of the National Academy of Sciences, 111 (14): 5266-5270.

