



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

## XXXIV. ESTINZIONI GLOBALI ED ESTINZIONI LOCALI



*Estratto da:*  
ATTI DELLA  
ACCADEMIA NAZIONALE  
ITALIANA DI ENTOMOLOGIA  
Anno LXVI - 2018



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

**XXXIV.**

## **ESTINZIONI GLOBALI ED ESTINZIONI LOCALI**

*Estratto da:*  
ATTI DELLA  
ACCADEMIA NAZIONALE  
ITALIANA DI ENTOMOLOGIA  
Anno LXVI - 2018

© 2019 Accademia Nazionale Italiana di Entomologia  
50125 Firenze - Via Lanciola 12/a

ISBN 978-88-96493-20-5

## PRESENTAZIONE

*La Tavola Rotonda, organizzata dall'Accademia Nazionale Italiana di Entomologia, dedicata alle estinzioni biologiche ha posto in evidenza uno degli aspetti più preoccupanti di questo secolo, ancora poco conosciuto nei dettagli.*

*Se è noto che le variazioni climatiche accertate hanno determinato evidenti mutamenti nella distribuzione delle foreste a livello globale, e le conseguenti variazioni della biodiversità animale, poco note sono ancora le conoscenze sui cambiamenti occorsi nell'ambito dei gruppi di insetti più conosciuti, alcuni dei quali sono al limite della sopravvivenza.*

*Nella Tavola Rotonda gli interventi hanno messo in luce le estinzioni rilevate nelle farfalle diurne e nei coleotteri meloidi e carabidi.*

*Estinzioni si sono anche verificate in specie viventi in corsi d'acqua montani e in quelle legate alla entomologia urbana.*

*Il quadro che scaturisce da questa precisa analisi appare preoccupante e richiede una particolare attenzione per contenere il fenomeno.*

ROMANO DALLAI

Presidente

Accademia Nazionale Italiana di Entomologia



## INDICE

### ESTINZIONI GLOBALI ED ESTINZIONI LOCALI

ACHILLE CASALE – <i>Estinzioni locali o globali. L'estinzione in entomologia: mito o realtà? Introduzione a una Tavola Rotonda</i> .....	Pag. 143
GÁBOR L. LÖVEI – <i>The possible consequences of invasions: will they cause extinctions or not?</i> .....	» 149
EMILIO BALLETO, FRANCESCA BARBERO, SIMONA BONELLI, LUCA PIETRO CASACCI, CRISTIANA CERRATO – <i>Le estinzioni nelle farfalle diurne</i> .....	» 151
VALERIO SBORDONI – <i>Aspetti genetici ed ecologici del declino di popolazioni di farfalle e altri insetti...</i> .....	» 159
MAURIZIO BIONDI – <i>Insetti, cambiamenti climatici ed estinzioni: il contributo della modellistica nella previsione di scenari futuri</i> .....	» 169
MARCO A. BOLOGNA – <i>Possible extinction, population reduction and rediscovery of Italian blister beetles (Coleoptera, Meloidae)</i> .....	» 177
PIETRO BRANDMAYR, GIORGIO COLOMBETTA, ROBERTO PIZZOLOTTO – <i>Estinzioni a livello di habitat ed a meso-scala di specie e comunità di Coleotteri Carabidi: esperienze in Italia</i> .....	» 183
PAOLO AUDISIO – <i>Estinzioni vere o presunte in ambito entomologico in corsi d'acqua montani e in altri ambienti vulnerabili</i> .....	» 191
MARZIO ZAPPAROLI – <i>Entomologia urbana ed estinzioni</i> .....	» 197



SEDUTA PUBBLICA, FIRENZE 16 NOVEMBRE 2018

Tavola Rotonda su:

ESTINZIONI GLOBALI ED ESTINZIONI LOCALI

Coordinatori:

ACHILLE CASALE E EMILIO BALLETO, Accademici



**142 - Pagina bianca**

## ESTINZIONI LOCALI O GLOBALI. L'ESTINZIONE IN ENTOMOLOGIA: MITO O REALTÀ? INTRODUZIONE A UNA TAVOLA ROTONDA

ACHILLE CASALE<sup>a</sup>

<sup>a</sup> C/o Università di Sassari (Zoologia). Privato: Corso Raffaello 12, 10126 Torino.

E-mail: a\_casale@libero.it

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda "Estinzioni globali ed estinzioni locali". Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 16 novembre 2018.

### *Local or Global extinctions. Extinction in Entomology: myth or reality? Introduction to a Round Table*

A brief overview of the current knowledge of the biological Extinction as a whole, and the insect species extinction in particular, is presented. The Italian National Academy of Entomology has organized in Florence (November 16, 2018) a Round Table entitled "Global extinctions and local extinctions", intended to provide a general overview of a well known phenomenon in the history of life – the Extinction – with particular focus to insects of Italian and European faunas. This round table has been attended by Italian researchers, affiliated to the Universities of Aarhus (Slæelse, Denmark), Cosenza, L'Aquila, Rome Sapienza, Roma 2, Rome 3, Sassari, Turin, Viterbo, who presented syntheses of problems related to various taxonomic groups of insects (in particular Lepidoptera and Coleoptera, for which many data are available). Aim of this note is to present some introductory remarks on general or particular cases of ancient and recent Extinction, which should be also important for planning future conservation strategies of species and their habitats.

KEY WORDS: Extinction, insects, little knowledge, habitat loss, alien species.

### L'ESTINZIONE: UN FENOMENO NATURALE E INELUTTABILE NELLA STORIA DELLA VITA SULLA TERRA

Nel trattare di Estinzione in Entomologia, merita indubbiamente inquadrare e riassumere il fenomeno in un contesto molto più ampio, che riguarda in generale sia la Biologia evolutiva, sia la Biologia della Conservazione. Alcuni dei dati che seguono potranno pertanto sembrare scontati o molto semplificati a chi si occupi di tali problemi, ma forse riusciranno interessanti nel loro insieme.

Come ha recentemente ricordato MANZI (2017), quando la nostra specie (*Homo sapiens*) comparve sulla terra più di 200.000 anni fa, il 99% delle specie esistite in precedenza si era estinto. L'estinzione di una specie rappresenta dunque un evento ineluttabile e complesso nel corso dell'Evolutione (LÖVEL, 2001), così come lo è la morte di un individuo al termine del suo ciclo vitale.

Esistono tuttavia diverse tipologie di estinzioni documentate: 1. Le estinzioni possono essere di tipo quasi subitaneo ed essere causate da eventi catastrofici o da radicali mutamenti delle condizioni ambientali del pianeta. Possono coinvolgere in questo caso interi gruppi animali. Com'è noto, le maggiori estinzioni nella storia della Terra sono state almeno cinque, con un drammatico picco alla fine del Permiano (BENTON, 2015), e di ciascuna di esse un'enorme letteratura

scientifico è disponibile e in gran parte consultabile on line. 2. Possono altresì essere di tipo cronico, progressivo, globale o locale, o in anni recenti causate da rapide modificazioni ambientali, cambiamenti climatici, uso di pesticidi, prelievo eccessivo da parte dell'uomo o introduzione di specie alloctone (fenomeno quest'ultimo particolarmente drammatico e documentato nelle aree insulari, *Homo sapiens* incluso).

La letteratura moderna ci informa che nell'era attuale, cosiddetta Antropocene, i tassi di estinzione nel mondo sono cresciuti in modo allarmante negli ultimi 150 anni e numerose specie sono oggi considerate "critically endangered". Ciononostante, i dati disponibili sui tassi di estinzioni attuali e sulle stime di estinzioni future sono estremamente eterogenei e spesso non confrontabili, o non supportati da dati oggettivi. I grandi numeri di estinzioni (10.000 specie/anno, molte delle quali mai descritte), di cui si sente talora parlare a livello mediatico, sono spesso basate su estrapolazioni della curva specie-area ottenute in base ai calcoli delle Biogeografia Insulare trasferiti su scale continentali (Balletto, com. personali). Ad esempio: 1, Se un solo albero della foresta amazzonica ospita un tot di specie, e 2, se ogni anno si distrugge un  $x$  di foreste tropicali, a questo deve corrispondere un  $y$  di estinzioni. In base a questo postulato, si è pure preteso di calcolare il numero totale delle specie presenti sul pianeta (MAY, 1986).

## ESTINZIONE E CONSERVAZIONE: UNA LOTTA IMPARI

La IUCN elenca 697 specie animali che si sono estinte (EX) a partire dal 1500. A queste si aggiungono 36 specie oggi estinte nei loro ambienti naturali (EW). La Lista rossa della IUCN 2018 segnala inoltre 26.500 specie di piante e animali minacciate di estinzione.

I casi ben documentati di estinzioni, o di allarmanti riduzioni delle popolazioni conosciute, riguardano essenzialmente vertebrati, in particolar modo i mammiferi: solo negli ultimi 25 anni, il continente africano ha perso il 40% delle popolazioni di leoni e giraffe, il 48% di elefanti e il 60% di rinoceronti e di gorilla. Ma pure paesi europei come la Scozia, in 60 anni, hanno perso il 99% della locale popolazione di lepre variabile (*Lepus timidus*), e l'orso bruno ("grizzly") occupa oggi meno del 2% del suo originario areale in Nord America. Per quanto riguarda i mammiferi, l'America centrale, il Madagascar e l'Indonesia sono le aree con il massimo rischio di estinzioni in un prossimo futuro (WORLD BANK DATA, 2018). Ma pure numerose specie di pesci di acque interne o stigobi, di anfibi, rettili e uccelli sono considerate *threatened* o *endangered*, oppure già estinte. Va detto che gli sforzi per la conservazione hanno avuto in anni recenti qualche buon risultato: ad esempio alcuni cetacei, il gorilla di Montagna (*Gorilla beringei*), numerose specie di uccelli e altri taxa, grazie a un significativo incremento di individui censiti, sono stati rimossi dalla categoria di "*Critically Endangered*" a quella di "*Endangered*".

Un'analisi interessante ci viene inoltre fornita da tre anni di indagini portate avanti da Alliance for Zero Extinction (AZE), BirdLife International, International Union for Conservation of Nature (IUCN) and American Bird Conservancy (ABC), che hanno mappato e identificato le uniche località del mondo dove sono presenti specie di piante e animali altamente minacciate. La ricerca ha individuato 1.483 specie minacciate presenti in una sola località e 853 aree AZE. Delle 1.483 specie censite, 41% appartengono agli anfibi, 15% ai mammiferi, 13% agli uccelli, 10% ai crostacei di acque dolci, 9% alle Cactacee, 4% alle Cycadales e l'8% appartengono ad altri taxa. Il 78% degli 853 siti AZE sono indicati per una singola specie, ma alcuni ospitano numerose specie di differenti gruppi tassonomici (IUCN Red List of Threatened Species™).

MINELLI & RIGATO (2013) hanno sottolineato come la maggior parte degli sforzi che l'uomo compie per la salvaguardia delle specie animali minacciate si concentri su una frazione limitata di queste, privilegiando i rappresentanti di Mammiferi e Uccelli e, fra questi, alcune specie più vistose, carismatiche o iconiche, come ad esempio la tigre, il panda maggiore, le scimmie antropomorfe, i lemuri. La posizione di privilegio di cui godono questi animali è già evidenziata dal fatto

che solo per esse sono disponibili informazioni dettagliate e regolarmente aggiornate. Informazioni di questo tipo, che rappresentano il punto di partenza per una qualsiasi misura di politica di conservazione, sono assenti per la stragrande maggioranza delle specie animali.

Vorrei tuttavia aggiungere che la funzione pratica di queste specie, come "specie ombrello" per la tutela di determinate aree, non va sottovalutata. Il concetto di *umbrella species*, più volte criticato in un recente passato, è stato di recente discusso e rivalutato (si veda ad es. BRECKHEIMER *et al.*, 2014). Se è vero che la conservazione di una singola "specie ombrello" non può di per se sola garantire la conservazione di un intero ecosistema, è pur vero che da un punto di vista pragmatico è più facile proporre a un governo l'istituzione di un parco nazionale o di un'area protetta per la conservazione di un gorilla, di una tigre o di un lemure che per la conservazione di una farfalla o di un coleottero, e quell'area protetta potrà garantire, entro certi limiti, la conservazione di un ecosistema tutelato per il prossimo futuro. In fondo, questo concetto non è molto lontano da quello della Direttiva Habitat dell'Unione Europea, che ha individuato un certo numero di specie (in varie categorie di priorità di conservazione, talora scelte con criteri molto discutibili), grazie alle quali sono stati istituiti numerosissimi SIC e ZPS nell'ambito del progetto Bioitaly-Natura 2000.

Va anche detto che la perdita di alcune specie di mammiferi, di per sé sola, rappresenterebbe una perdita di decine di milioni di anni di evoluzione (DAVIS *et al.*, 2018), e che coloro che si occupano correntemente di conservazione non dispongono di risorse illimitate per il loro lavoro, ma anzi spesso si scontrano con difficoltà di ogni genere.

## L'ESTINZIONE IN ENTOMOLOGIA: UN FATTO BEN DOCUMENTATO

Per quanto riguarda gli invertebrati, si può affermare che una frazione importante delle circa 1.500.000 specie animali descritte fino ad oggi è conosciuta solo sulla base di un singolo o di pochi esemplari sui quali la specie è stata descritta. Sostanzialmente, l'unico dato di cui disponiamo è sapere che tali specie esistono.

Ma cosa sappiamo degli Insetti estinti? Non meno di 15.000 taxa di Insetti fossili o subfossili sono stati descritti finora, e alcuni appartengono a Ordini attualmente estinti. Alla fine del Permiano, si assiste all'estinzione di molti gruppi tipici del Paleozoico e all'avvento di ordini presenti ancora oggi (LABANDEIRA & SEPKOSKI, 1993). Fino a non molti anni fa, gran parte delle conoscenze sugli insetti fossili ci proveniva da reperti in ambra baltica, risalente a 40-45 milioni

di anni fa, o fissati su lastre di varia datazione. Negli ultimi anni, un gran numero di reperti sono stati pubblicati su diverse riviste, provenienti da sedimenti del Mesozoico localizzati in Cina, Myanmar, Giappone, Argentina, Sudafrica e in altre aree. Ma pure reperti in Europa hanno fornito una grande quantità di dati su taxa estinti: un buon esempio è il sito fossilifero di Monte San Giorgio, al confine italo-svizzero, che ha rivelato campioni eccezionalmente ben conservati risalenti al Triassico Medio (MONTAGNA *et al.*, 2018).

È stato anche possibile ricostruire la storia evolutiva di gruppi molto antichi quali gli Archostemata, piccolo sottordine di Coleotteri con circa 50 specie conosciute divise in 5 famiglie. I depositi fossili del Permiano mostrano una grande distribuzione del sottordine in tutto il globo. Le specie sopravvissute di alcune famiglie (es. Cupedidae) sono relitti di antiche distribuzioni (FRIEDRICH *et al.*, 2008). Non sono inoltre da sottovalutare gli enormi risultati ottenuti recentemente nello studio di tali reperti, grazie a indagini realizzate con tecnologie molto avanzate, quali la dissezione virtuale di esemplari mediante la microtomografia ai raggi X in laboratori attrezzati (PERREAU, 2011).

#### ESTINZIONI RECENTI O ATTUALI IN ENTOMOLOGIA, FRA MITO E REALTÀ

E veniamo ai dati, e ai fatti, che riguardano le conoscenze sulle Estinzioni attuali in Entomologia. Conosciamo perfettamente alcuni dati: numero enorme di specie in continua crescita (centinaia di nuove specie descritte ogni anno, a dispetto della “crisi della tassonomia”), estrema scarsità di conoscenze su alcuni gruppi e in alcune aree, difficoltà di censimento, poca o errata conoscenza dell’habitat di elezione, in molti casi estrema brevità di fenologia di alcune specie o addirittura di un solo sesso di una specie, difficoltà di reperimento di specie criptiche legate ad ambienti particolari (ad esempio: ambienti sotterranei o *canopies* di foreste tropicali). Inoltre, continuamente, in tutte le parti del mondo sono segnalate le “riscoperte” di specie non più reperite da decenni o già dichiarate estinte.

Se le estinzioni o le drammatiche rarefazioni locali di popolazioni sono facilmente documentabili e dimostrate per profonde modificazioni ambientali apportate dall’urbanizzazione, dalla deforestazione, da pratiche di agricoltura intensiva o da altre modificazioni di habitat, le estinzioni globali meritano invece di essere sempre verificate. Parafrasando quanto scritto da Edgard Wilson (1993), nel suo stupendo testo che ha creato il termine di Biodiversità, “nessuno potrà mai sapere quando l’ultimo rappresentante di una specie di farfalle sarà predato in una notte sulla volta di una foresta tropicale”.

In Italia, a partire dalla metà del secolo scorso, alcuni autori hanno richiamato l’attenzione su specie presumibilmente minacciate da overcollecting per collezionismo, a causa della loro rarità, localizzazione o bellezza. Sono da citare ad esempio, fra i “miti” in un gruppo di cui lo scrivente si è particolarmente occupato, *Carabus olympiae* nelle Alpi occidentali (Fig. 1A), che è divenuto il “Carabo estinto” per antonomasia grazie a un delizioso capitolo che Mario Sturani dedicò a questa specie nel suo libro *Caccia Grossa fra le Erbe* (STURANI, 1942). Lo stesso Sturani, tuttavia, fu in grado successivamente di ritrovare la specie in natura e di documentarla in pregevoli contributi scientifici (1947). In anni più recenti BRUNO (1968) e TASSI (1969), in contributi in gran parte aneddotici, hanno citato rispettivamente come estinti o minacciati *Carabus planatus*, specie endemica di Madonie e Nebrodi (Sicilia) e *Carabus cavernosus variolatus* nell’Appennino centrale. Tali informazioni si sono rivelate palesemente errate (CASALE *et al.*, 1982), ma comunque pionieristiche nel panorama entomologico nazionale, che cominciava a prendere coscienza di reali problemi di conservazione. Nel caso di *Carabus olympiae*, infatti, un monitoraggio recente mediante radiotracking (NEGRO *et al.*, 2008) ha dimostrato come tale specie sia vulnerabile, essendo strettamente legata ad ambienti coperti da foreste di latifoglie (*Fagetalia*) o cespugli (*Rhodoreto-Vaccinetum*), e incapace di disperdersi attraverso terreni aperti e denudati trasformati in pascoli o piste da sci (Fig. 1B).

Non mancano poi i casi di presunte estinzioni di organismi ipogei, di piccolissime dimensioni, rari, estremamente localizzati e difficilissimi da censire: da citare fra i molti il caso del Coleottero Carabide *Duvalius sardous* (endemico del Monte Albo, Sardegna orientale) (CASSOLA, 1982), poi ritrovato in numerose cavità dallo scrivente, o del Ditiscide *Siettitia baltetensis*, scoperto in Francia e descritto nel 1904 da Abeille de Perrin, oggi considerato estinto nella red list dell’IUCN, di un gruppo di Coleotteri stigobi e freatici la cui conoscenza è scarsissima e legata a reperti occasionali, come dimostrato dalla recente descrizione di un nuovo genere e specie (*Etruscodytes nethuns*) in località ben investigate della Toscana (MAZZA *et al.*, 2013).

Rimane il fatto che le iniziative e i provvedimenti per la conservazione di specie di Insetti si sono rivelati quasi sempre inadeguati, velleitari, talora patetici o addirittura palesemente dannosi alla Scienza: “liste rosse” di vario livello, “direttive”, leggi regionali per proteggere una singola specie (o addirittura “generi”, poi modificati per ragioni di nomenclatura o per revisioni a livello filogenetico), divieti di raccolta in determinati ambienti, fino al divieto assoluto di prelievo su interi territori nazionali (ad esempio in Spagna o in Croazia). Tutte norme risultate palesemente inattuabili, irrealizzabili e antiscientifiche, e come tali mai rispettate e mai fatte rispettare da nessuno, mentre le modificazioni

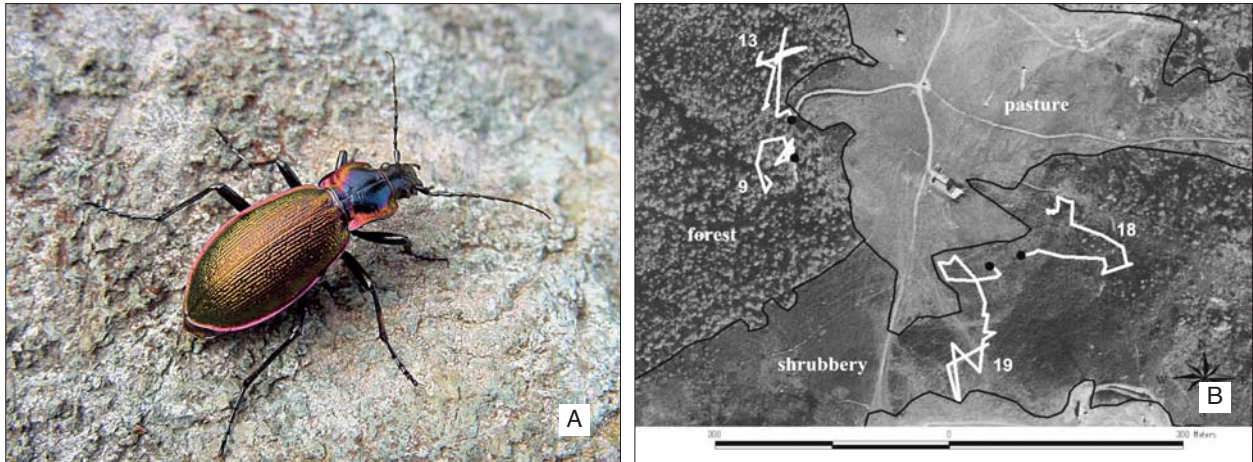


Fig. 1 – A: *Carabus olympiae* Sella, 1855, il “carabo estinto” per antonomasia (foto M. Raviglione); B: movimenti di quattro individui di *C. olympiae* muniti di radiocollare in località tipica (alta Val Sessera, Piemonte), da cui si evidenzia lo stretto legame della specie ad ambienti con foresta a *Fagus* e fitti cespugli di Rododendro e Mirtillo, e la sua incapacità di colonizzare aree denudate da pascoli o piste da sci (da Negro et al., 2008).

e le distruzioni degli ambienti, il consumo del suolo, l’uso di pesticidi e le pratiche colturali hanno continuato e continuano senza sosta a erodere la diversità biologica e a determinare la scomparsa di popolazioni di specie di grande interesse, spesso ignorate in quanto non amate dal pubblico e irrilevanti dal punto di vista estetico.

L’estinzione attuale e totale in Entomologia tuttavia esiste, e talora può essere indotta da fattori inaspettati che agiscono molto rapidamente. Un caso (ben documentato e seguito dallo scrivente in Italia per molti anni) riguarda un Coleottero Carabide di notevoli dimensioni e di grande interesse, appartenente a una sottospecie endemica italiana. Si tratta di *Carabus clatratus antonellii*, descritta da Luigioni nel 1921 del Lazio (Maccarese) (Fig. 4 A), la cui distribuzione storica e la cronogeonomia in Italia è nota in dettaglio (BRANDMAYR *et al.*, 2006) (Fig. 3). *C. clatratus* è una delle pochissime specie del genere, su 800 circa conosciute nella Regione Oloartica, i cui adulti presentano obbligatoriamente abitudini acquatiche (Fig. 4 B), e quindi necessitano di ambienti umidi sufficientemente

estesi e ben conservati (Fig. 2 A, B). Essa inoltre, come altri Carabidi pteridimorfici con alcuni individui in grado di volare, presenta (o presentava) una grande distribuzione in gran parte dell’Europa (Penisola Iberica esclusa) e in Asia fino alla Siberia. La scomparsa o la modificazione di molte zone umide in tutto l’areale ha portato la specie, peraltro non tutelata da alcuna norma di protezione, al rischio di estinzione in molti paesi europei (TURIN *et al.*, 2003). Ciò è tanto più grave nelle nazioni meridionali del continente europeo (Francia, Italia, Penisola Balcanica), dove il taxon – vero relitto pleistocenico – è (o era) rappresentato da sottospecie molto ben differenziate sia morfologicamente, sia da un punto di vista genetico (Mossakowski, in litteris).

A partire dal 1985-90, *C. clatratus* ha iniziato un veloce quanto inaspettato declino in alcune località italiane (Padule di Fucecchio in Toscana, zona di Ravenna in Emilia-Romagna, fra le altre), peraltro ben conservate, dove fino a quel momento era stato molto abbondante. Inizialmente, tale declino fu attribuito alle condizioni particolarmente calde e



Fig. 2 – A: Zona umida protetta in Italia (Padule di Bientina, Toscana), dove *C. clatratus antonellii* era presente, ma oggi risulta introvabile a causa della presenza invasiva di *Procambarus clarkii* (foto A. Casale e M. Meregalli, 2018). B: Zona umida protetta in Olanda settentrionale, dove *C. clatratus clatratus* è ancora presente e abbondante (foto A. Casale, 2014);

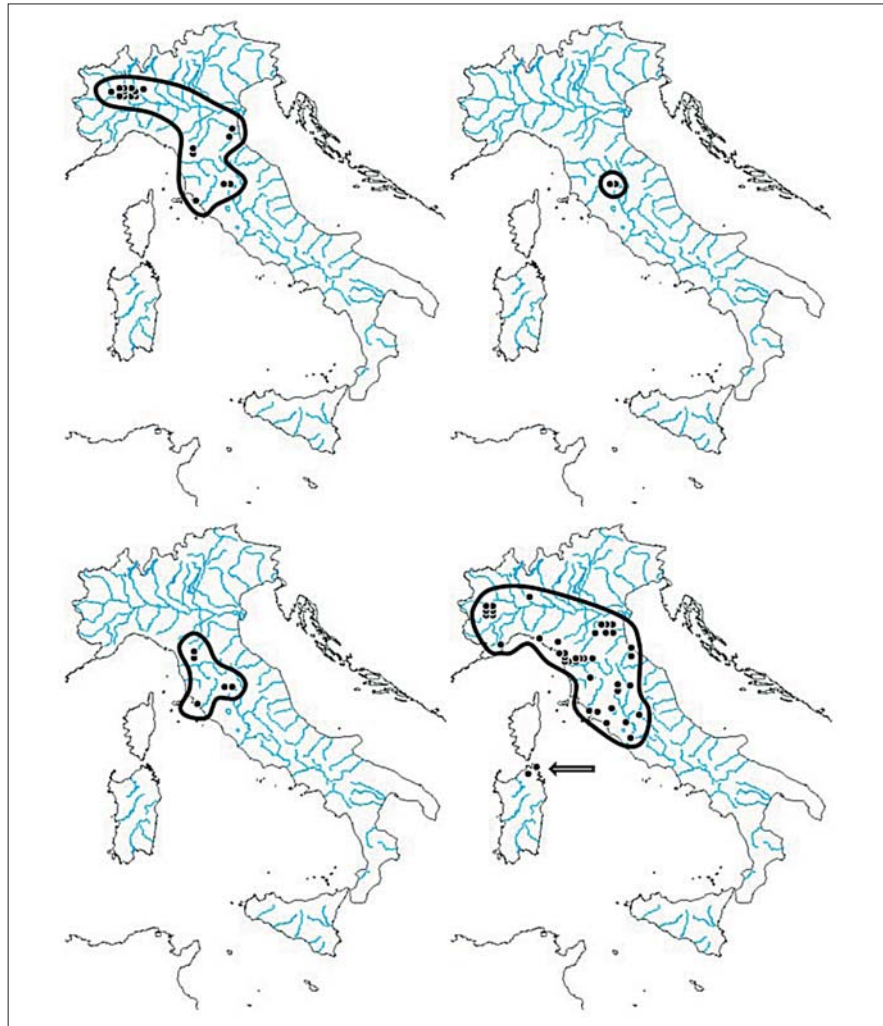


Fig. 3 – Cronogeonomia di *Carabus clatratus antonellii* Luigioni, 1921 e di *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Italia. In alto a sinistra: *C. clatratus antonellii* 1970-1980; in basso a sinistra: 1990; in alto a destra: 2000-2007 (Laghi di Chiusi e Montepulciano, Toscana); in basso a destra: espansione di *P. clarkii* in Italia dal 1980 al 2007.



Fig. 4 – A: *Carabus clatratus antonellii*, esemplare in ibernazione al Lago di Chiusi (Toscana) (foto A. Vigna Taglianti); B: *C. clatratus antonellii*, esemplare in acqua-terrario (foto E. Busato); C: predazione di *C. clatratus antonellii* da parte di *P. clarkii* (foto E. Busato) (da Casale & Busato, 2008).

siccitose dell'anno 2003 in tutta la penisola italiana. Successivamente, grazie a numerose osservazioni sul campo e in laboratorio, tale declino fu documentato e attribuito all'espansione drammatica in tutta Italia di una specie aliena di grandi dimensioni, il gambero della Louisiana *Procambarus clarkii*, in grado di predare efficacemente il carabo negli ambienti acquatici frequentati (Fig. 4 C). Gli ultimi esemplari censiti con certezza provengono dai Laghi di Chiusi e Montepulciano (Toscana) nel 2006 e 2007, dove furono prelevati e posti in allevamento nei laboratori dell'Università di Torino, dai quali furono ottenuti da E. Busato numerosissimi individui adulti rilasciati in natura in aree idonee e ritenute non invase da *Procambarus clarkii* (CASALE & BUSATO, 2008). Purtroppo, la specie aliena e invasiva ha rapidamente colonizzato anche tali aree, e *Carabus clatratus* (con la sua sottospecie endemica italiana *antonellii*), in base anche a ricerche effettuate molto recentemente (2018) in siti idonei dallo scrivente, è oggi da ritenere definitivamente estinta in Italia, fino a prova contraria. Da informazioni attendibili, il medesimo fenomeno pare essere in atto o già avvenuto in gran parte della Francia meridionale, dove era presente *C. clatratus arelatensis*.

In questo caso, sostanzialmente, in un'area continentale si è riprodotto un fenomeno ben noto in aree insulari, dove l'introduzione di specie aliene può causare e ha causato estinzioni di specie o sottospecie endemiche in un arco temporale molto breve.

#### BIBLIOGRAFIA

- BENTON M.J., 2015 – *When Life Nearly Died: the Greatest Mass Extinction of All Time* (Revised Edition). London, Thames & Hudson.
- BRANDMAYR P., CASALE A., PUZZO F., SCALERCIO S., 2006 – *Chronogeonomy analysis: some examples regarding species of the Italian fauna*. In: Ruffo S. & Stoch F. (Eds.). Checklist and distribution of the Italian fauna. Memorie del Museo civico di Storia naturale, Verona, 2.serie, Sezione Scienze della Vita, 17: 41-45.
- BRECKHEIMER I., HADDAD N., MORRIS W. F., TRAINOR A., FIELDS W.R., JOBE R.T., HUDGENS B.R., MOODY A., WALTERS J.R., 2014 – *Defining and Evaluating the Umbrella Species Concept for Conserving and Restoring Landscape Connectivity*. - Conservation Biology, 28 (6): 1584-1593.
- BRUNO S., 1968 – *Distribuzione, morfologia ed ecologia del Carabus (Macrothorax) planatus* Chaudoir 1843 (Coleoptera, Carabidae, Carabinae). - Bollettino dell'Accademia Gioenia di Scienze naturali, Catania, 4 (9): 733-753.
- CASALE A., BUSATO E., 2008 – *A real time extinction: the case of Carabus clatratus in Italy* (Coleoptera, Carabidae). In: Penev L., Erwin T, Assmann T. (Eds.). Back to the Roots and Back to the Future. Proceedings of the XIII European Carabidologists Meeting, Blagoevgrad, August 20-24, 2007: 353-362.
- CASALE A., STURANI M., VIGNA TAGLIANTI A., 1982 – *Coleoptera, Carabidae. I. Introduzione, Paussinae, Carabinae*. Fauna d'Italia, 18, Calderini (ed.), Bologna, 499 pp.
- CASSOLA F., 1982 – *Il popolamento cavernicolo della Sardegna*. - Lavori della Società italiana di Biogeografia, Siena (n.s.) 7 (1978): 615-755.
- DAVIS M., FAURBY S., SVENNING J.-C., 2018 – *Mammal diversity will take millions of years to recover from the current biodiversity crisis*. - Proceedings of the National Academy of Sciences, 115(44), 11262-11267. DOI: 10.1073/pnas.1804906115
- FRIEDRICH F., FARRELL B.D., BEUTEL R.G., 2008 – *The thoracic morphology of Archostemata and the relationships of the extant suborders of Coleoptera* (Hexapoda). - Cladistics, 24: 1-37.
- LABANDEIRA C.C., SEPKOSKI J.J., 1993 – *Insect diversity in the fossil record*. Science, 261: 310-315.
- LÖVEI G., 2001 – *Extinctions, modern examples of*. In: Encyclopedia of Biodiversity, 2. Academic Press.
- MANZI G., 2017 – *Ultime Notizie sull'Evoluzione Umana*. Il Mulino Ed., Bologna.
- MAZZA G., CIANFERONI F., ROCCHI S., 2013 – *Etruscodytes nethuns* n. gen., n. sp.: *the first phreatic water beetle from Italy* (Coleoptera: Dytiscidae: Hydroporinae). - Italian Journal of Zoology, 2013: 1-9.
- MAY R. M., 1986 – *How many species are there?* - Nature, 324: 514-515.
- MINELLI A. & RIGATO E., 2013 – *L'uomo e le specie minacciate da un involontario parassitismo a un'auspicabile simbiosi mutualistica*. - Animal Studies, Roma, 2: 38-53.
- MONTAGNA M., STRADA L., DIOLI P., TINTORI A., 2018 – *The Middle Triassic lagerstätte of Monte San Giorgio reveals the oldest lace bugs* (Hemiptera: Tingidae): *Archetingis ladinica* gen. n. sp. n. - Rivista italiana di Paleontologia, 124: 35-44.
- NEGRO M., CASALE A., MIGLIORE L., PALESTRINI C., ROLANDO A., 2008 – *Habitat use and movement patterns in the endangered ground beetle species Carabus olympiae* (Coleoptera, Carabidae). - European Journal of Entomology, 105: 105-112.
- PERREAU M., 2011 – *Virtual dissection using phase-contrast X-ray synchrotron microtomography: reducing the gap between fossils and extant species*. - Systematic Entomology, 36: 573-580.
- STURANI M., 1942 – *Il carabo estinto*. In: Caccia Grossa fra le Erbe. Torino, Einaudi, 113 pp.
- STURANI M., 1947 – *Notizie ecologiche ed etologiche sul Carabus olympiae* Sella (Coleoptera Carabidae). - Bollettino dell'Istituto di Entomologia dell'Università di Bologna, 16: 23-84.
- TASSI F., 1969 – *Problemi di conservazione nel campo dell'Entomologia*. - Memorie della Società entomologica Italiana, 48: 609-626.
- TURIN H., PENEV L., CASALE A. (Eds.), 2003 – *The genus Carabus in Europe - a synthesis*. Pensoft Publishers & European Invertebrate Survey, Sofia, Moscow & Leiden, 511 pp.
- WILSON E. O., 1993 – *The diversity of life*. Harvard (Ediz. Italiana: Rizzoli).
- WORLD BANK DATA, 2018 – *3.4 World Development Indicators: Deforestation and biodiversity*. Available on line.

## THE POSSIBLE CONSEQUENCES OF INVASIONS: WILL THEY CAUSE EXTINCTIONS OR NOT?

GÁBOR L. LÖVEI<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Aarhus University, Department of Agroecology, Flakkebjerg Research Centre, DK-4200 Slagelse, Denmark;  
e-mail: gabor.lovei@agro.au.dk

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda “Estinzioni globali ed estinzioni locali”. Seduta pubblica dell’Accademia - Firenze, 16 novembre 2018.

### *The possible consequences of invasions: will they cause extinctions or not?*

Invasions are arguably one of the major factors in global change, and cause profound ecological effects in the invaded areas. Many of these effects are negative and unwanted, yet there is serious debate whether invasions can cause extinctions - except on islands that are acknowledged to be especially vulnerable. Invasions are increasing world-wide, and the traditional view that Europe and Europeans are mostly responsible for supplying non-native species to areas they colonised, is no longer tenable. Europe today has over 10,000 non-native, naturalised species, several of them causing environmental harm. Although records of invertebrate extinctions are scarce, a recent global synthesis for vertebrates indicates the potential of invasive organisms to cause extinctions in the invaded areas. Simple biogeographical considerations show that isolation has been important in generating the current global biodiversity. Unchecked, unlimited invasions will decrease global biodiversity, mainly by removing these biogeographical barriers. Due to the phenomenon of extinction debt, these detrimental effects may remain hidden for centuries.

KEY WORDS: biodiversity, invasive organisms, ecological effects, extinction.

Humankind’s predilection for the “exotic” has been a continuous thread through history: exotic plants, fruits, flowers and animals have had a strong attraction, and high value, and consequently, have been moved regularly between countries and continents (LÖVEI, 2016). Many of our major cultivated plants are also more widely grown and more important elsewhere than in their areas of origin (LEFF *et al.*, 2004). We can state that humans have always been important agents in spreading non-native organisms world-wide. However, in the 20<sup>th</sup> century, a step change occurred: globalization has accelerated, and this increased connectivity, effectively removing biogeographical barriers and causing a huge increase in the frequency of such movements (PYSEK *et al.*, 2010), often inadvertently, and these often triggered invasions.

Invasions are increasing world-wide, and the traditional view that Europe and Europeans are mostly responsible for supplying non-native species to areas they colonised (CROSBY, 1993), is no longer tenable. Europe itself today has over 10,000 non-native, naturalised species (HULME & ROY, 2010), several of them causing environmental harm (VILA *et al.*, 2010).

The number of new records/y has increased exponentially since 1500. In Europe, there has been

an acceleration in the number of non-native species since 1950; between 2000-2008, this amounted to 19.6 new alien species/y (ROQUES, 2010). This acceleration is most closely mirrored by phytophagous species, probably with the plant trade; the contribution of detritivores, parasitoids and predators has decreased (ROQUES, 2010).

Invasions are often listed as one of the major causes of biodiversity loss, and the classical paper by VITOUSEK *et al.* (1997) posited that invasions should be considered an element of global change. Indeed, many of the effects of invasions are negative and unwanted. But do they cause extinctions? Although records of invertebrate extinctions are scarce, a recent global synthesis for vertebrates indicates the potential of invasive organisms to cause extinctions in the invaded areas (BELLARD *et al.*, 2016a,b).

In spite of this, there is serious debate whether invasions can cause extinctions - except on islands that are acknowledged to be especially vulnerable. TILMAN (2011), for example, claims that: ...”In total, coexistence of trophically and ecologically similar species long has been the norm following speciation or migration among realms. ...”. However, simple biogeographical considerations also show that isolation has been important in



generating the current global biodiversity. For example, the prediction, based on the well-known species-area relationship, is that all the terrestrial habitats, combined globally, would support ca. 2000 species of mammals. In reality, there are more than 4200 mammal species on Earth. WRIGHT (1987) proves that the same applies to several other groups of organisms, although the difference between predicted and actual numbers depend on dispersal power of the group in question. The role of biogeographical barriers in maintaining biodiversity is undeniable.

Unchecked, unlimited invasions would decrease global biodiversity, mainly by removing these biogeographical barriers. Human activity is already removing the pre-existing biogeographical barriers, essentially “recreating Pangea” (THOMAS, 2017). Consequently, entry is arguably no longer the main problem for invasive alien species.

Arguments against biodiversity loss as a consequence of invasions point to the fact that in several areas, overall local species richness increased rather than decreased. Due to the phenomenon of extinction debt (DIAMOND, 1972, HALLEY *et al.*, 2016), these detrimental effects may remain hidden for centuries. There can be little doubt, however, that unlimited invasions would create a world with a much lower biodiversity: invasions do cause extinctions.

#### ACKNOWLEDGEMENT

This is the summary of the invited plenary talk given at the Round Table on Extinctions, held in Florence, Italy, 15 November 2018. I thank the organisers Prof. Achille Casale and Prof. Emilio Balletto and the Accademia Nazionale Italiana di Entomologia for inviting me to the symposium, and Prof. John Halley (University of Ioannina, Greece) for inspiring discussions on the topic.

#### REFERENCES

- BELLARD C., CASSEY P., BLACKBURN T.M., 2016a – *Alien species as a driver of recent extinctions*. - Biol. Lett., 12: 20150623.
- BELLARD C., GENOVESI P., JESCHKE J.M., 2016b – *Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions*. - Proc. R. Soc. B, 283: 20152454.
- CROSBY A., 1986 - *Ecological Imperialism: The Biological Expansion of Europe, 900-1900*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. xiv + 368 pp.
- DIAMOND J.M., 1972 – *Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of southwest Pacific islands*. - PNAS, 69: 3199-3203.
- HALLEY J.M., MONOKROUSOS N., MAZARIS A.D., NEWMARK W.D., VOKOU D., 2016 – *Dynamics of extinction debt across five taxonomic groups*. Nature Comm., 7: Article number: 12283
- HULME P.E., ROY D.B., 2010 - *DAISIE and arthropod invasions in Europe*. - BioRisk, 4: 1-3.
- LEFF B., RAMANKUTTY N., FOLEY J.A., 2004 – *Geographic distribution of major crops across the world*. - Global Biogeochem. Cycles, 18: GB1009, doi:10.1029/2003GB002108.
- LÖVEI G.L., 2016 - *Thoughts of a travelling ecologist 10. Will fighting invasives ever succeed?* - J. Biosafety, 25: 75-76.
- PYSEK P., JAROSIK V., HULME P. E. *ET AL.*, 2010 – *Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe*. - PNAS, 107: 12157-12162.
- ROQUES, A., 2010 – *Taxonomy, time and geographic patterns*. - BioRisk, 4: 11–26.
- THOMAS C.D., 2017 – *The inheritors of the Earth*. Penguin Books, London, U.K. vii+300 pp.
- TILMAN D., 2011 – *Diversification, biotic interchange, and universal trade-off hypothesis*. - Am.Nat., 78: 355-371.
- VILA M., BASNOU C., PYSEK P., JOSEFSSON M., GENOVESI P., GOLLASCH S., NENTWIG, W., *ET AL.*, 2010 – *How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment*. - Front. Ecol. Environ., 8: 135–144.
- VITOUSEK P.M., D’ANTONIO C.M., LOOPE L.L., *ET AL.*, 1997 – *Introduced species: A significant component of human-caused global change*. - N. Z. J. Ecol., 21: 1-16.
- WRIGHT D. H., 1987 - *Estimating Human Effects on Global Extinction*. - Int. J. Biometeorol., 33: 293-299.

## LE ESTINZIONI NELLE FARFALLE DIURNE

EMILIO BALLETO<sup>a</sup> - FRANCESCA BARBERO<sup>a</sup> - SIMONA BONELLI<sup>a</sup> - LUCA PIETRO CASACCI<sup>a, b</sup>  
CRISTIANA CERRATO<sup>a, c</sup>

<sup>a</sup> Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Via Accademia Albertina 13, 10123 Torino.

<sup>b</sup> Museum and Institute of Zoology, Polish Academy of Sciences, ul. Wileza 64, 00-679, Warsaw.

<sup>c</sup> Parco nazionale del Gran Paradiso, Via Pio VII, 9 10135, Torino.

Autore corrispondente: emilio.balletto@unito.it

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda “Estinzioni globali ed estinzioni locali”. Seduta pubblica dell’Accademia - Firenze, 16 novembre 2018

### *Extinctions in Butterflies*

Three butterfly species are globally extinct, and at least another 6 have been missing for many years. Species/area relationships suggest that extinctions mainly affected the small isolates of specialist species. Only 1 species is extinct in Italy, *Lycaena helle*. Studies in the SW Alps show that while before 1970 many extinct populations were of forest species, butterflies occurring above the treeline are now more severely affected.

KEY WORDS: insular biogeography, over- vs. under-saturation, altitudinal specialists.

### ESTINZIONI

La lista rossa della IUCN elenca 697 specie zoologiche, compresi 59 insetti, globalmente scomparsi a partire dal 1500. I lepidotteri estinti sarebbero 27, l’85% (23) dei quali abitavano gli Stati Uniti, soprattutto le Hawaii (17, 63%). Tuttavia, per quanto riguarda gli Stati Uniti in particolare, soltanto 3 di queste specie sarebbero estinte con sicurezza, secondo Nature Serve Explorer, mentre 3 delle rimanenti, tutte hawaiane, e forse anche una quarta, sarebbero state ritrovate in tempi recenti.

Questa incertezza non deve stupire poiché sono ben oltre 100, comprese una balena e un elefante (!), le specie ritrovate viventi, molti anni dopo che ne era stata ipotizzata l’estinzione (WEIDENSAUL, 2003). Nel caso delle farfalle diurne, anche di grandi dimensioni, le “Lazarus species” comprendono *Libythea collettei* (Nymphalidae: Libytheinae), delle isole Marquesas, scomparsa nel 1925 e ritrovata nel 2001; *Polyura inopinata* (Nymphalidae: Charaxinae) descritta di “N. Celebes” (N. Sulawesi) nel 1939 e riscoperta in Papua New Guinea nel 2015; e *Cyclorius mandersi* (Lycaenidae: Polyommatainae) di Mauritius, scomparso nel 1907 e ritrovato nel 2017.

### LE FARFALLE DIURNE

Tra le farfalle diurne, in ogni caso, si annoverano almeno 3 specie sicuramente estinte. Due sono Lycaenidae sudafricane: *Deloneura immaculata* Trimen, 1868 (Poritiinae), conosciuta di 3 sole femmine

della Provincia del Capo (1863), e *Lepidochrysops hypopolis* (Trimen, 1887) (Polyommatainae), noto per 2 maschi raccolti nel 1870. Un terzo licenide, citato dalla IUCN come *Glaucopteryx xerces* (Boisduval, 1852) e originario dell’area occupata da San Francisco, è oggi considerato al più una ‘sottospecie’ di *G. lygdamus*. Infine, *Libythea cinyras* Trimen, 1866 (Nymphalidae: Libytheinae), originaria di Mauritius, è conosciuta del solo olotipo, catturato ‘ante 1865’.

Altre 6 specie mancano all’appello da diversi anni: *Euploea desjardinsii* (Guérin-Ménéville, [1844]) (Nymphalidae: Danainae dell’isola di Rodriguez), scomparsa dal 1844; *Libythea ancoata* Grose-Smith, 1891 (Madagascar), mancante dal 1932; *Heteropsis anceps* (Oberthür, 1916) (Nymphalidae: Satyrinae del Madagascar), dal 1966; *Pieris wollastoni* (Butler, 1886) (Pieridae, di Madeira), dal 1977; *Graphium levassori* (Oberthür, 1890) (Papilionidae: Leptocircini, di Grande Comore), dal 1984. *Heteropsis masoura* (Hewitson, 1875) (Nymphalidae: Satyrinae del Madagascar), scomparsa solo dal 1999, è così vistosa da lasciar supporre che qualcuno l’avrebbe comunque osservata.

### IL CONTRIBUTO DELLA BIOGEOGRAFIA INSULARE

Accertare l’estinzione di una data specie è sempre molto difficile. Numerosi autori hanno quindi cercato vie alternative all’osservazione diretta (es. DAPPORTO e DENNIS, 2008; KUEFFER *et al.*, 2014; VODĀ *et al.*, 2016).

Com'è noto, la teoria della biogeografia insulare (MACARTHUR e WILSON, 1967) fa riferimento alla relazione:  $S = C * A^z$  ovvero  $\log_{10} S = z * \log_{10} A + \log_{10} C$ , dove  $S$  è il numero di specie che abitano un'isola;  $z$  rappresenta la pendenza della retta di regressione che lega la superficie di ogni isola al numero di specie che essa ospita (vale spesso circa 0.3);  $C$  è l'intercetta sull'asse  $Y$  (specie) ed è funzione dell'area minima necessaria affinché una specie di un dato gruppo possa essere presente (cfr. BALLETO, 1993).

Nel caso delle isole del Mediterraneo occidentale, la regressione (Fig. 1) mostra che certe isole, particolarmente vicine al continente (es. Capri, Vivara, Ischia, Elba), sono sovrassature, mentre altre, come la Sardegna (che ha tante specie quante l'Elba), la Corsica e la Sicilia, sono sottosature (cfr. DAPPORTO e DENNIS, 2009): per trovarsi sulla retta dovrebbero ospitare circa 157 specie ognuna. Altre isole ancora, con una sola specie, sono probabilmente sotto-campionate.

Abbiamo ottenuto risultati simili anche per le isole dell'Atlantico settentrionale (Fig. 2), che ospitano in totale circa 20 specie endemiche: un numero altissimo per i Lepidotteri. Valutate complessivamente (linea nera) generano  $z = 0.285$  e  $C = 0.464$ . La retta (arancione) calcolata separatamente per le Azzorre ha però  $z = 0.1$  (molto basso) e  $C = 0.65$ , mentre la regressione calcolata complessivamente per i gruppi di Madeira e delle Canarie (linea e parametri in verde) mostra valori più simili alla media ( $z = 0.37$ ;  $C = 0.38$ ). Almeno Graciosa

(Azzorre), con 3 sole specie censite, risulta sotto-satura, ma se ciò sia a causa di estinzioni o di sotto-campionamento resta anche qui difficile da stabilire.

L'arcipelago delle Azzorre è molto lontano dal continente: dista dal Portogallo da 1100 a 1900 Km secondo le isole, e il forte appiattimento della retta potrebbe derivare almeno in parte da questo. Tuttavia, ULRICH e BUSZKO (2003) hanno mostrato che si possono attendere bassi valori di pendenza nel caso in cui un'elevata frammentazione dell'habitat conduca le specie stenotopie rimanenti a colonizzare le poche nicchie vacanti, mentre le specie ubiquiste tendono a monopolizzare il resto del territorio. In tal modo anche la significatività statistica della regressione tende a diminuire fortemente ( $R^2 = 0.322$ , in questo caso), e i valori di  $C$  ad aumentare.

Risultati analoghi ( $z = 0.21$ ,  $C = 1.1$ ,  $R^2 = 0.3$ ) sono stati ottenuti nel caso delle isole egee (Fig. 3), le cui specie sono caratterizzate da diversità e stenotopia decrescente procedendo verso il centro del Mar Egeo (DENNIS *et al.*, 2000). Le lontane e ventosissime Cicladi (in verde) sono tutte al disotto della linea. A parte alcune isole che distano meno di 7 Km dal continente (Spetsai, Samos, Evvia, Thassos, Levos, ecc.) e che sono sovrassature, non si osservano differenze fra quelle prossime alla costa greca (in nero) e quelle più vicine alla Turchia (in azzurro). Tre di queste ultime, Astypalaia, Kasos e Psara, sono nettamente sottosature nonostante distino dal continente rispettivamente solo 43, 50 e 22 Km, che sono distanze medie, almeno per quell'area.

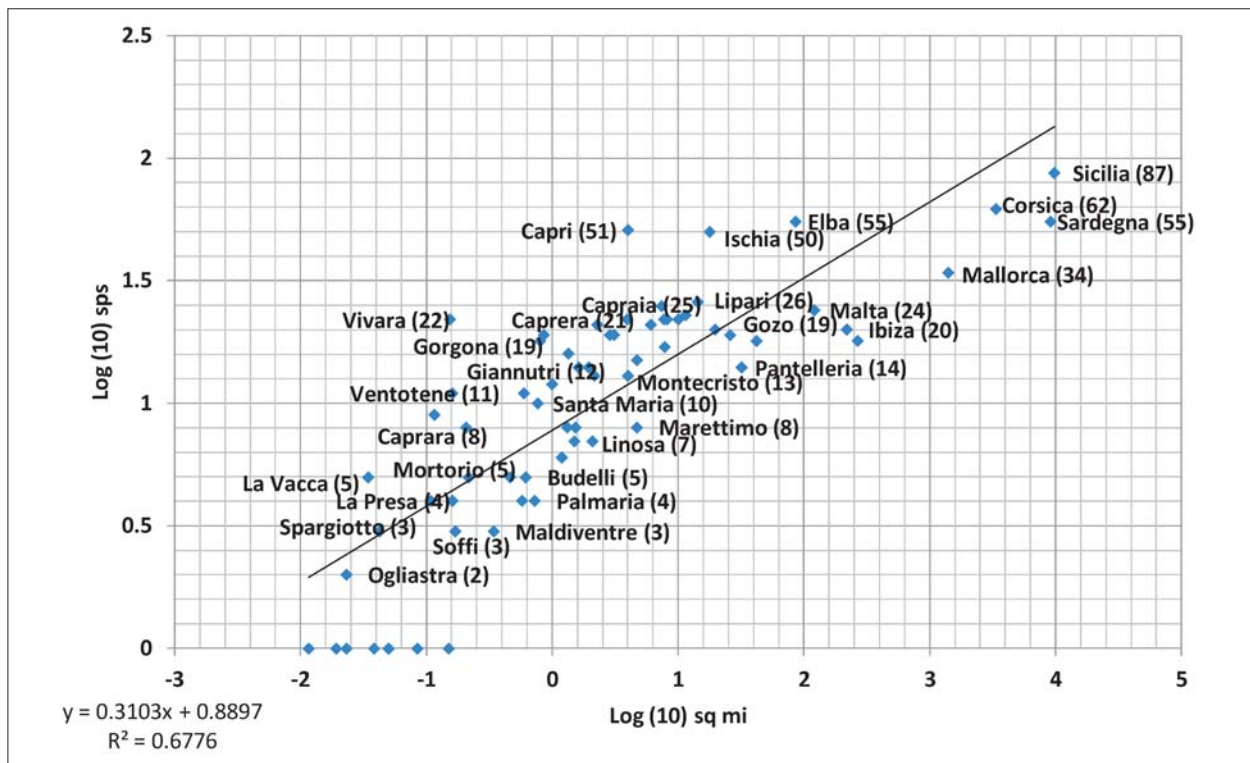


Fig. 1 - Relazione Specie-Area in 73 isole del Mediterraneo Occidentale. Per ognuna delle isole elencate (solo alcune a causa delle sovrapposizioni grafiche), il numero di specie censite è indicato in parentesi.

I risultati che abbiamo ottenuto su 24 isole ed arcipelaghi dell'Oceano Pacifico, globalmente contraddistinte da valori di pendenza piuttosto alti (0.42) e d'intercetta relativamente bassi (0.24), concordano invece meglio con la possibilità che, a causa dell'antropizzazione e delle distanze, si siano generalmente estinte soprattutto

le specie a distribuzione ristretta e che le faune di queste isole siano maggiormente contraddistinte dalla presenza di specie ubiquiste (ULRICH e BUSZKO, 2003), probabilmente diffuse dall'azione dell'uomo (Fig. 4). Alcune isole (in viola) a causa della loro posizione geografica prossima ad altri arcipelaghi o ad altre

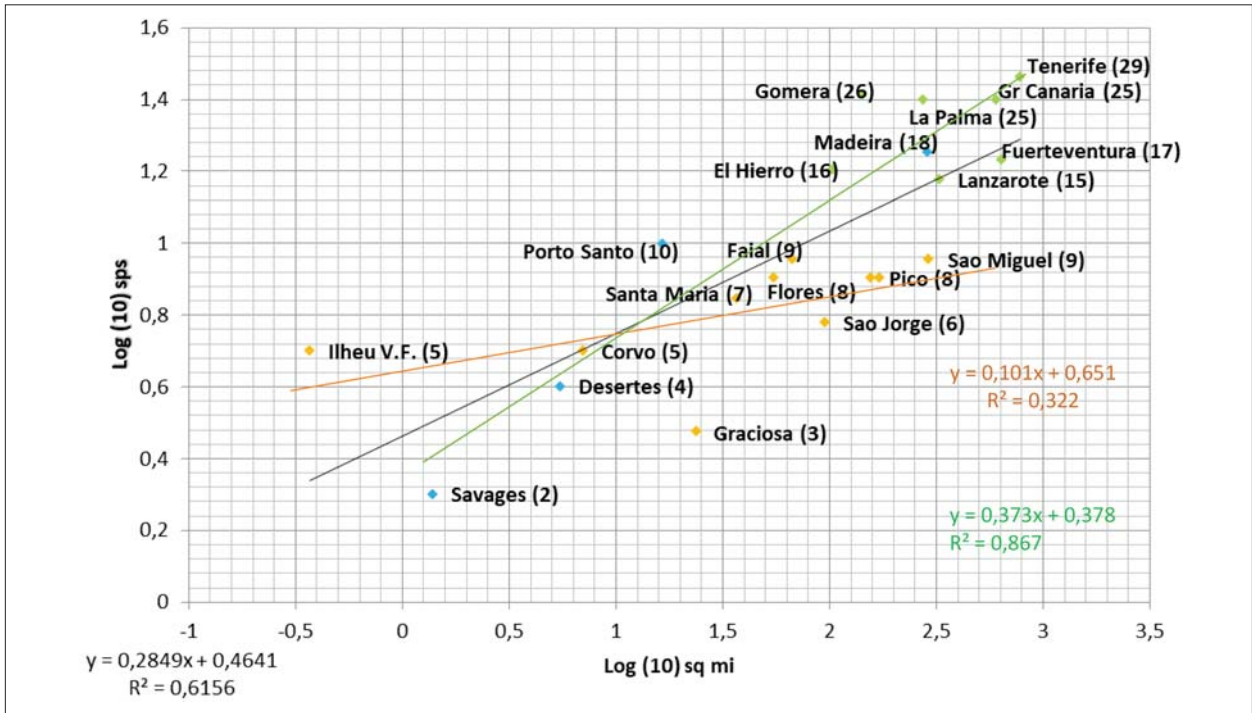


Fig. 2 – Relazione Specie-Area valutata per 21 isole del N. Atlantico (Macaronesia), facenti parte degli arcipelaghi delle Canarie (verde), di Madeira (azzurro), e delle Azzorre (arancio). Le rette di regressione e i parametri indicati in arancio e in blu sono state ottenuti rispettivamente solo in base ai dati relativi alle Azzorre, e a Madeira + Canarie. In nero sono indicati la regressione e i parametri facenti riferimento al totale delle isole.

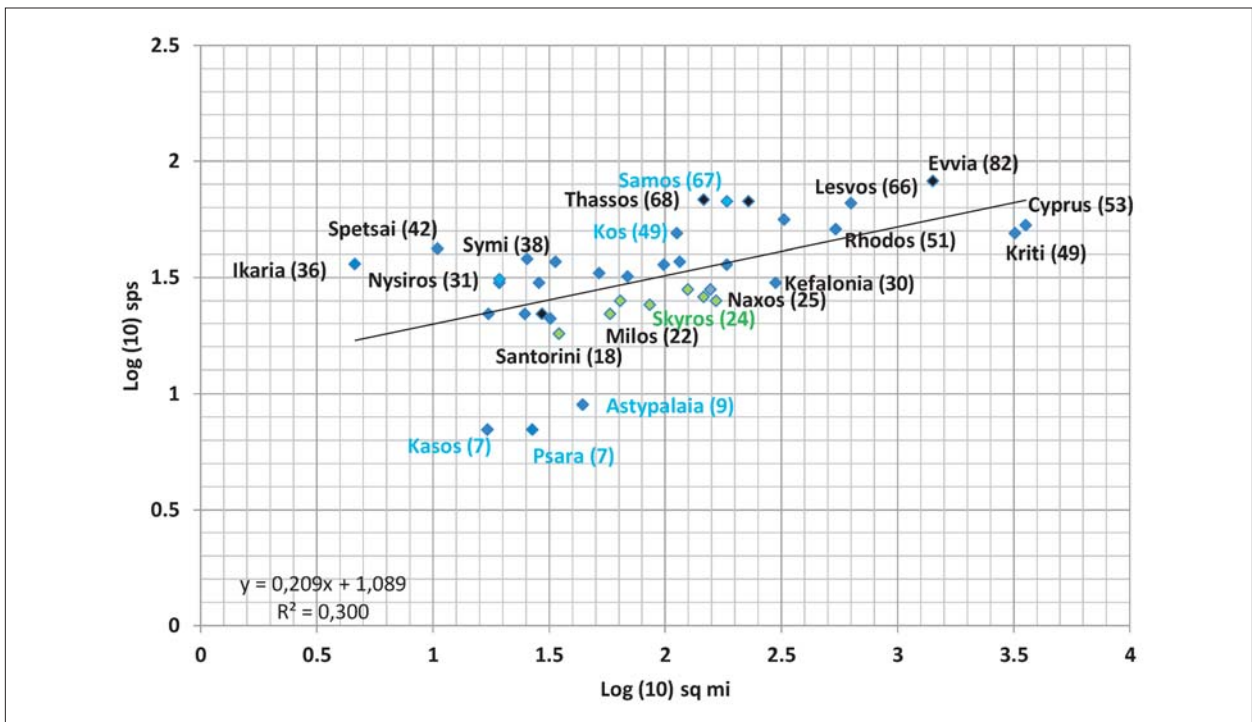


Fig. 3 – Relazioni Specie-Area in 41 isole dell'Egeo. Le Cicladi sono indicate in verde. Le isole più prossime alla costa turca sono in azzurro, le altre in nero.

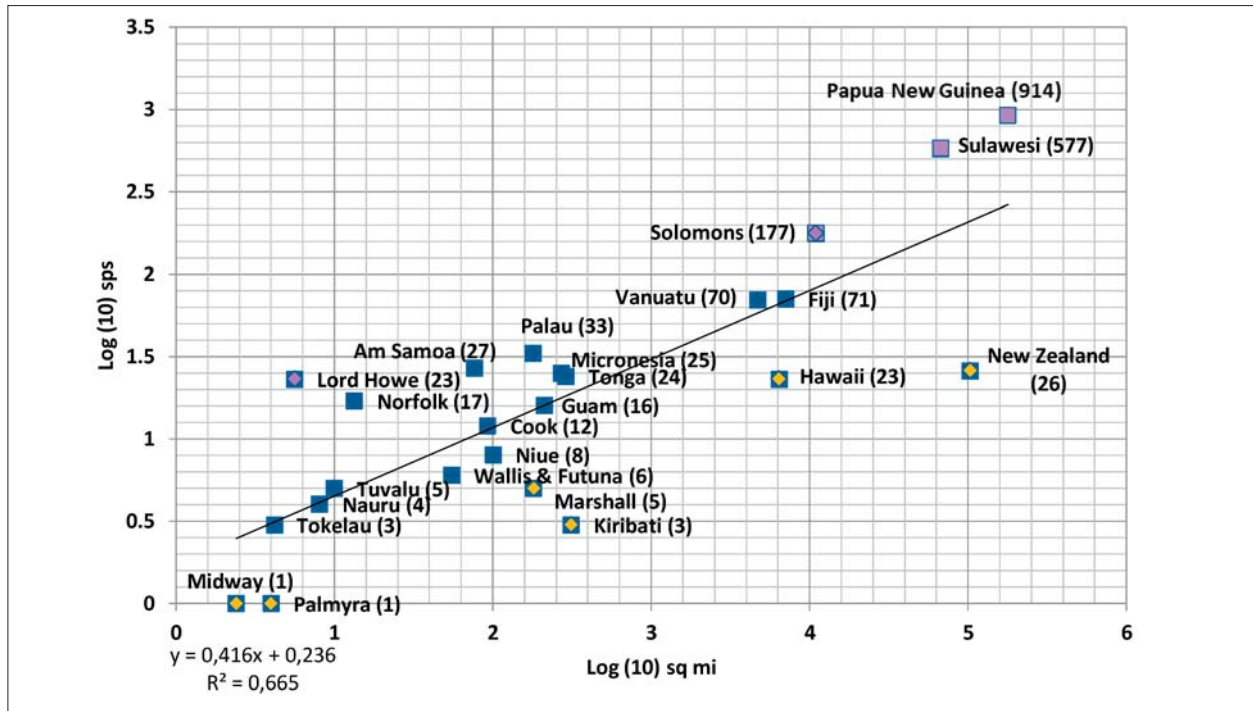


Fig. 4 – Relazioni Specie-Area in 24 isole ed arcipelaghi dell’Oceano Pacifico.

grandi isole (Nuova Guinea, Sulawesi, Salomone, Lord Howe) risultano sovrassature. Altre (in giallo), come Midway, Palmyra, Kiribati, Marshall e soprattutto la Nuova Zelanda e Hawaii, queste ultime ben note per aver subito estinzioni, sono nettamente sottosature.

#### LE SOVRA E LE SOTTOSATURAZIONI

Non sempre appare ben chiaro il loro significato. Se consideriamo le isole dell’Oceano indiano meridionale (Fig. 5), dove i valori dei parametri z e C sono quelli classici, le faune delle Comore (Canale di Mozambico: in rosa) risultano leggermente sovrassature. Tuttavia, ben 30 specie di origine africana e presenti sia in Mozambico, sia in Madagascar, mancano da queste isole. Eppure, si potrebbe supporre che almeno buona parte di esse abbia raggiunto il Madagascar proprio attraverso le Comore (*stepping stones*), e non valicando tratti di mare di ancora maggiore ampiezza (BALLETTA *et al.*, 2015; BALLETTA *et al.*, in prep.), il che porterebbe ad ipotizzare che il 34% delle specie “a un certo momento” presenti alle Comore si siano estinte.

Il problema è che, da un lato, le relazioni specie/superficie sono molto sensibili al sotto-campionamento (HE e HUBBELL, 2011) e, dall’altro, che le isole poste fra 2 masse continentali possono rappresentare aree “di transito” (DAPPORTO e DENNIS, 2008; DAPPORTO *et al.*, 2017), sia per le specie migratorie, sia per quelle più o meno involontariamente introdotte.

#### ESTINZIONI IN EUROPA

Come abbiamo visto, una sola farfalla diurna, *Pieris (brassicae) wollastoni* si è apparentemente estinta tra il 1977 e la metà degli anni ’80. La causa della sua scomparsa potrebbe essere da imputare all’arrivo, forse spontaneo, di *Pieris rapae*, apparentemente portatrice di un ceppo di granulovirus in precedenza assente da Madeira, dov’era endemica (GARDINER, 2003).

#### ESTINZIONI IN ITALIA

Si tratterebbe, anche in questo caso, di una sola specie: *Lycaena helle*, la cui presenza sul nostro territorio è documentata da 2 esemplari, un ♂ e una ♀ (ex collezione Curò), conservati nel Museo ‘Caffi’ di Scienze Naturali di Bergamo. Entrambi sono etichettati “Bergamo, estate” (Fig. 6).

Le citazioni di questa specie rinvenibili in letteratura sono dovute a DE PRUNNER (1798) come “in ditione Tortonesi rarissima”; a HINTERWALDNER (1867), per “Brixen” (Bressanone), attribuita a Stentz; a PERLINI (1912), come “giardino Curò”; a MARCHI (1916), per Bleggio e Val di Cembra; e a KITSCHOLT (1925), per “Ritten” (Renon), attribuita a Wiedemayr (Fig. 7). La località di Longomoso (= Lengmoos), che VERITY (1943: 49) attribuiva a quest’ultimo, non è indicata da KITSCHOLT (1925). Le altre citazioni sono ripetitive.

Purtroppo questi dati sono contrassegnati da margini

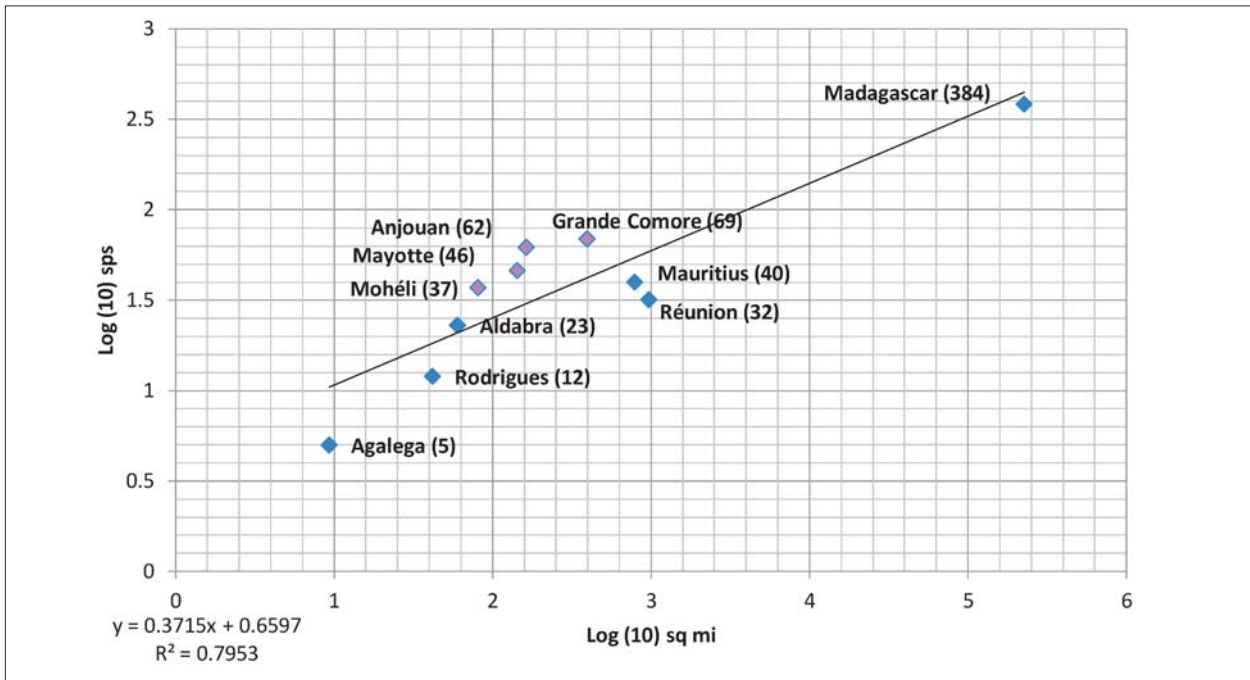


Fig. 5 – Relazioni Specie-Area in 10 isole dell’Oceano Indiano meridionale (nomi francesi). Le Comore sono rappresentate da un rombo rosa.

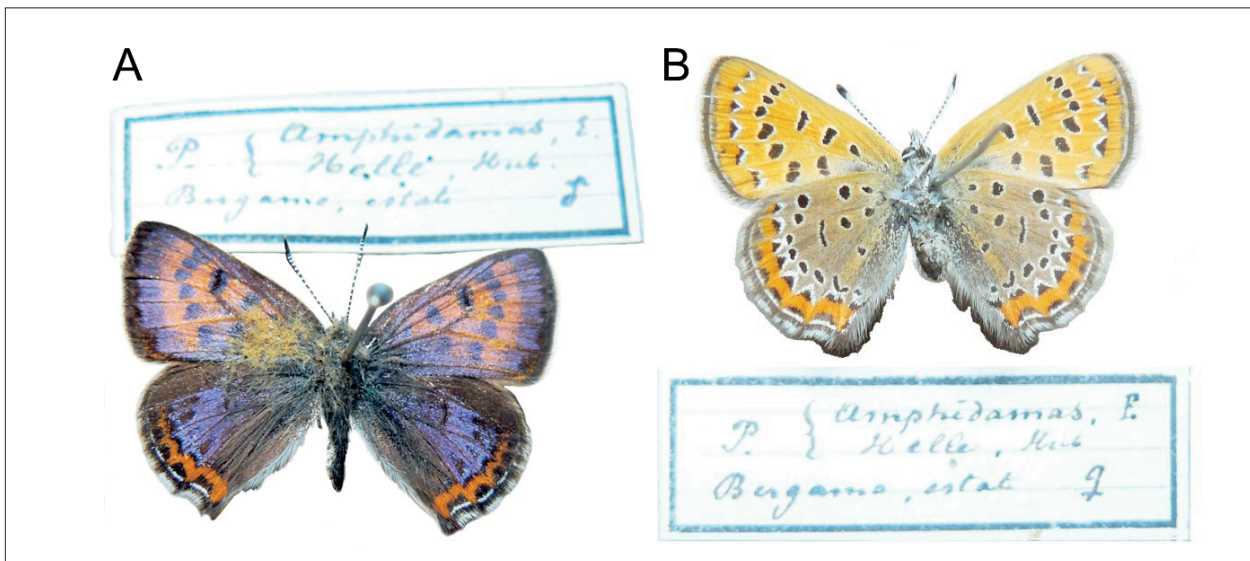


Fig. 6 – I due esemplari di *Lycaena helle* ex coll. Curò conservati nel Museo di Scienze Naturali di Bergamo e attestanti la presenza di questa specie in Italia. Foto Rossana Pisoni.

d’incertezza: la citazione di de Prunner potrebbe essere errata (“habitat in Rumice acetoso” *L. thersamon?*), anche perché nel Tortonese non esistono (più?) habitat idonei; quelle di Hinterwaldner e di Kitschelt, apparentemente affidabili, non sono supportate da materiali museali al “Tiroler Landesmuseen” (Innsbruck) (Peter Huemer *in litt.*), come non lo è quella di Marchi al MUSE di Trento: la collezione Marchi è apparentemente andata perduta (Valeria Lencioni *in litt.*).

Persino gli esemplari conservati al Museo di Bergamo possono far nascere dubbi. Cosa intendeva Perlini per “Giardino Curò”? Potrebbe forse trattarsi di esemplari d’allevamento?

#### ESTINZIONI REGIONALI E LOCALI

Le specie estinte a livello regionale sono 20 e concentrate in N. Italia, soprattutto nel Nordest (BONATO *et al.*, 2014) (Fig. 8) (cfr. HUEMER, 2004).

*A livello di popolazione e di comunità.*

In base ai nostri studi:

- a) *Nell’arco di 70 anni* (1901-1970) si sono estinte in Italia almeno 727 “popolazioni” (ca. 3% del totale) di 142 specie (50.5%). La distruzione dell’habitat è in grado di spiegare il 65.6% delle perdite, mentre il 34.4% del totale sono dovute a “cause sconosciute”, con una certa variabilità a livello

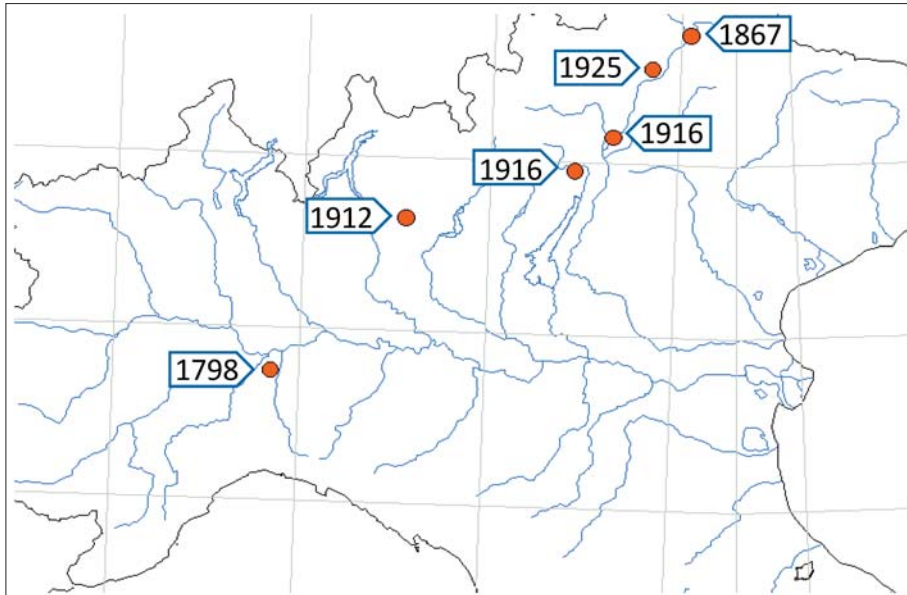


Fig. 7 – Localizzazione geografica e temporale delle località italiane per cui sono disponibili citazioni bibliografiche di *Lycaena helle*.

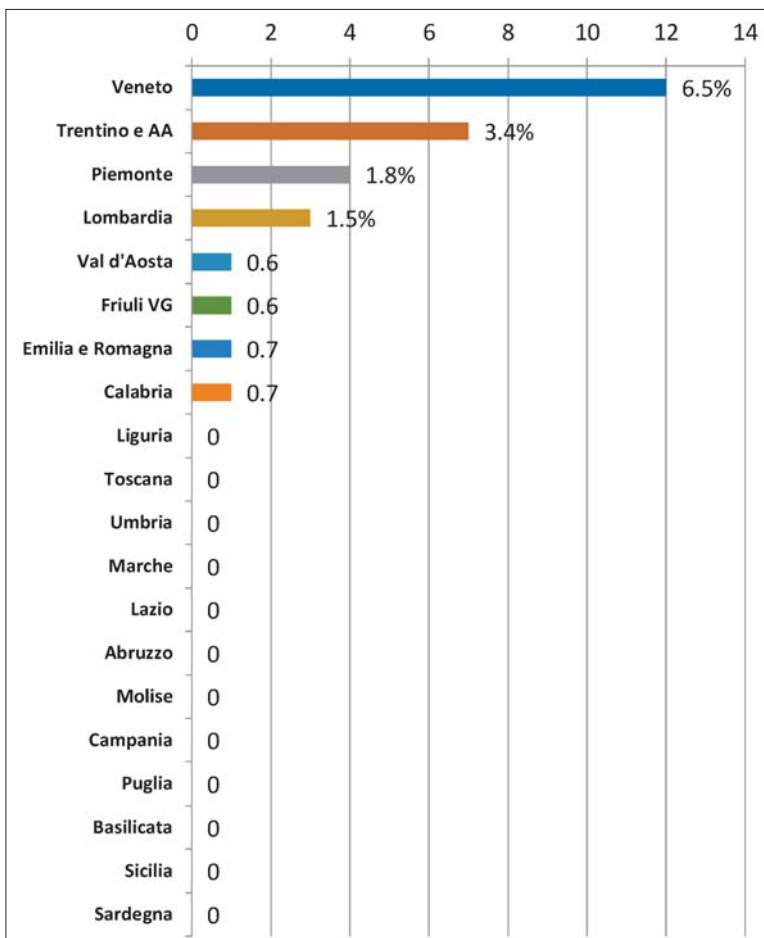


Fig. 8 – Distribuzione delle specie scomparse nelle regioni italiane. Le percentuali fanno riferimento al totale delle specie presenti in ogni regione.

geografico. Quelle scomparse per “cause ignote” appartengono a specie nemorali, altitudinalmente specializzate, igrofile, o erano localizzate al margine dell’areale della specie (BONELLI *et al.* 2011).

b) *Nell’arco di 30 anni: 1978-2009*, nelle Alpi Marittime (PR di Valdieri), ripetendo lo studio di 7 comunità localizzate fra 1600 e 1900 m di altitudine (BALLETO *et al.*, 1982; CERRATO, 2011).

- i) abbiamo rinvenuto un totale di 69 specie (51 nel 1978 e 52 nel 2009, di cui solo 34 in comune fra gli anni).
- ii) abbiamo osservato una forte diminuzione delle specie alpine e subalpine, che sono passate dal 42% ( $\pm 5.9$ ) nel 1978 al 29% ( $\pm 3.8$ ) nel 2009, e un parallelo aumento di quelle nemorali;
- iii) le comunità di lepidotteri hanno mostrato impor-

tanti cambiamenti nella composizione in termini di diversità funzionale (Principal Coordinates Analysis:  $F$ -value = 3.781,  $p$  = 0.017), e una tendenza all'omogeneizzazione (Analysis of Dispersion in Community Composition,  $F$ -value = 3.023,  $p$  = 0.146).

- c) *Nell'arco di 5 anni*: in 3 Parchi delle Alpi Occidentali (PR dell'Orsiera-Rocciavré, PN Gran Paradiso, PR Alpe Veglia-Devero) l'*occupancy* delle singole specie è globalmente aumentata nel tempo, ma in modo non uniforme (THA, 2016; CERRATO *et al.*, in prep.):
- sono aumentate le specie polifaghe e oligofaghe, sono diminuite quelle monofaghe.
  - sono aumentate le specie altitudinalmente generaliste ( $6.15 \pm 1.06$ ), sono rimaste stabili quelle presenti in 2-3 orizzonti vegetazionali e sono diminuite quelle alpine ( $2.87 \pm 1.95$ ).

## CONCLUSIONI

Almeno nelle farfalle diurne, ma probabilmente anche in molti altri insetti, il processo di estinzione è subdolo, e sembra procedere iniziando dai piccoli isolati "insulari" e dalle forme ecologicamente specializzate. Anche se il numero di specie note per essersi estinte è ancora esiguo, il numero di popolazioni scomparse è ormai importante e certamente sottostimato. Le modificazioni dell'ambiente in corso a livello mondiale stanno causando altrettanto profonde modificazioni della fauna, se continuerà il trend, anche le farfalle diverranno progressivamente sempre più rappresentate da entità ad ampia diffusione, spesso migratorie, ecologicamente generaliste e multivoltine.

## BIBLIOGRAFIA

- BALLETTO E., 1996 – *Biogeografia insulare oggi: le isole del Mediterraneo*. - Biogeogr., 18 (1995): 147-183.
- BALLETTO E., BARBERIS G., TOSO G.G., 1982 – *Aspetti dell'ecologia dei lepidotteri ropaloceri nei consorzi erbacei delle Alpi italiane*. - Quaderni sulla "Struttura delle Zoocenosi Terrestri" CNR, Roma, 2 (II.2). Pubbl. AQ/1/193:11-95.
- BALLETTO E., BARBERO F., CASACCI L., CHAKIRA H., DAFINÉ A., OULEDI A., 2014 – *Les Papillons diurnes des Îles Comores*. 287 pp., 40 tav. Pensoft, Sofia.
- BALLETTO E., BARBERO F., CASACCI L., LEES D., in prep. - *Les Papillons diurnes de Madagascar*.
- BONATO L., ULIANA M., BERETTA S., 2014 - *Farfalle del Veneto. Atlante distributivo*. 392 pp. Fond. Musei civici Venezia.
- BONELLI S., CERRATO C., LOGLISCI N., BALLETTO E., 2011 – *Population extinctions in the Italian diurnal lepidoptera: an analysis of possible causes*. - J Insect Conservn, 15: 879-890.
- CERRATO C., 2011 – *Butterflies, weather and vegetation - Local scale studies to understand future vulnerability*. 240 pp. Tesi di Dott., Univ. di Torino.
- DAPPORTO L., DENNIS R.L.H., 2008 – *Species richness, rarity and endemism on Italian offshore islands: complementary signals from island-focused and species-focused analyses*. - J. Biogeogr., 35: 664-674.
- DAPPORTO L., DENNIS R.L.H., 2009 – *Conservation biogeography of large Mediterranean islands. Butterfly impoverishment, conservation priorities and inferences for an ecological "island paradigm"*. - Ecogr., 32: 169-179.
- DENNIS R.L.H., SHREEVE T.G., OLIVIER A., COUTSIS J.G., 2000 – *Contemporary geography dominates butterfly diversity gradients within the Aegean Archipelago (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea)*. - J. Biogeogr., 27: 1365-1383.
- DAPPORTO L., CINI A., MENCHETTI M., VODĀ R., BONELLI S., CASACCI L.P., DINCĂ V., SCALERCIO S., HINOJOSA J.C., BIERMANN H., FORBICIONI L., MAZZANTINI U., VENTURI L., ZANICHELLI F., BALLETTO E., SHREEVE T.G., DENNIS R.L.H., VILA E., 2017 – *Rise and fall of island butterfly diversity: Understanding genetic differentiation and extinction in a highly diverse archipelago*. - Divers., Distrib., 2017: 1-13.
- DE PRUNNER L., 1798 – *Lepidoptera Pedemontana Illustrata*. iii + 124 pp. Mathaeus Guaita, Augusta Taurinorum.
- GARDINER B.O., 2003 – *The possible cause of extinction of Pieris brassicae wollastoni Butler (Lepidoptera: Pieridae)*. - Ent. Gaz., 54: 267-268.
- HE F., HUBBELL S.P., 2011 – *Species-area relationships always overestimate extinction rates from habitat loss*. - Nature, 473: 369-371.
- HINTERWALDNER J.M., 1867 – *Beitrag zur Lepidopterenfauna Tirols*. - Z. «Ferdinandeums», (3) 13: 211-254.
- HUEMER P., 2004 – *Die Tagfalter Südtirols*. 232 pp. Folio Verlag, Bozen.
- IUCN, ultimo accesso: 27-11-2018 - The IUCN Red List of Threatened species. <https://www.iucnredlist.org/>
- KITSCHOLT R., 1922 – *Zusammenstellung der bisher in demehemaligen Gebiete von Südtirol beobachteten Grossschmetterlinge*. xvii + 421 pp. Verfassers, Wien.
- KUEFFER C., DRAKE D.R., FERNÁNDEZ-PALACIOS J.-M., 2014 – *Island biology: looking towards the future*. - Biol. Lett., 10: 20140719.
- MACARTHUR R.H., WILSON E.O., 1967 – *The theory of island biogeography*. Monographs in popln Biol., 1. Princeton Univ. Press.
- MARCHI G., 1916 – *I Ropaloceri del Trentino*. 190 pp. Soc. Alp. Trident., Trento.
- NatureServe Explorer, ultimo accesso 27-11-2018. - <http://explorer.natureserve.org/servlet/NatureServe?init=Species>
- PERLINI R., 1912 – *Lepidotteri della Lombardia. Parte I*. 87 pp, 2 tav. Ist. It. Arti Grafiche, Bergamo.
- THA C., 2016 – *Functional diversity along altitudinal gradients: a multi-taxa approach in the Western Alps*. Tesi di LM in Biol. Ambiente. Univ. di Torino.
- ULRICH W., BUSZKO J., 2003 – *Species-area relationships of butterflies in Europe and species richness forecasting*. - Ecography, 26: 365-373.
- VERITY R., 1943 – *Le Farfalle diurne d'Italia, Vol. 2, Divisione Lycaenida*. xii+401 pp., tav. 5-19, iii-ix. Marzocco, Firenze.
- VODĀ R., DAPPORTO L., DINCĂ V., SHREEVE T.G., KHALDI M., BARECH G., REBBAS K., SAMMUT P., SCALERCIO S., HEBERT P.D.N., VILA R., 2016 – *Historical and contemporary factors generate unique butterfly communities on islands*. - Sci. Repts, 6: 28828. DOI:10.1038/srep28828
- WEIDENSAUL S., 2003 – *The ghost with trembling wings - Science, wishful thinking and the search for lost species*. 352 pp. FSG/North Point Press.



**158 - Pagina bianca**

## ASPETTI GENETICI ED ECOLOGICI DEL DECLINO DI POPOLAZIONI DI FARFALLE E ALTRI INSETTI

VALERIO SBORDONI<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Dipartimento di Biologia, Università di Roma Tor Vergata; e-mail: valerio.sbordoni@uniroma2.it

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda “Estinzioni globali ed estinzioni locali”. Seduta pubblica dell’Accademia - Firenze, 16 novembre 2018

### *Genetic and ecological facets of the decline of populations in butterflies and other insects*

The theme of populations and species decline and extinction in the wild is day by day more alive and of dramatic topicality, and involves insects like all the others organisms living on our small planet. In this talk, I have tried to summarize some general aspects dealing with the extinction vortex paradigm, with some examples from captive breeding in aquaculture and wild populations of insects and other taxa taken from literature and my personal experience. Namely, I focused on a couple of study cases of Lepidopteran populations in nature: the day flying moth *Zygaena ephialtes* in the Fioio valley, within the Regional Natural Park of Monti Simbruini, and the Italian endemic butterfly *Hipparchia sbordonii* restricted to the Ponziane islands. In both these examples, the ecological determinants of population decline and the genetic signs supporting a reduction of heterozygosity are discussed. In both cases, yet at much higher extent in *H.sbordonii*, the landscape changes seem to have affected the effective population size and the population fitness. Finally, I address to a novel approach attempting to explore the extinction/colonization dynamics of insect communities on Italian alpine islands, i.e. higher elevation areas with unique biological communities surrounded by an “ocean” of unsuitable lands. During the Holocene (the last 11,000 years), islands’ boundaries experienced repeated altitudinal fluctuations due to changes in climate conditions. Consequently, islands’ areas were subject to variations of different intensity and alterations in inter-island connectivity. As a function of both the original area and the elevational composition (i.e. highlands vs. mountain peaks), during the warmer phases some islands reduced strongly or disappeared, causing the partial or complete extinction of the local biota while the subsequent cooling allowed a new rise and expansion of these islands. Based on the analysis of a massive dataset including montane species of butterflies, orthoptera and three coleoptera families characterized by poor vs. high dispersal ability, and a millennial scaling of island size and interconnectivity, Silvio Marta et al. run two sets of generalized linear models (GLMs) considering the number of species as a function of present and past island geography. The results helped to understand to what extent the local extinctions and the subsequent immigration credit were responsible in shaping the current insect communities of Alpine and Apennine mountain islands.

KEY WORDS: Extinction vortex, *Zygaena ephialtes*, *Hipparchia sbordonii*, Climate change, Models of species dynamics in alpine islands.

### INTRODUZIONE

L’idea che l’estinzione delle specie sia in qualche modo correlata alla perdita della variazione genetica non è nuova ma, curiosamente, ha tardato non poco ad affermarsi nell’ambito della biologia della conservazione. Infatti mentre i presupposti teorici sono stati definiti da tempo, le prove empiriche a sostegno continuano ad essere carenti per le difficoltà di attuare e sostenere anche economicamente progetti di ricerca a lungo termine (FRANKHAM, 2005; HAUFFE & SBORDONI, 2009).

In generale, e soprattutto negli artropodi, non sono molti i dati sperimentali disponibili basati sul monitoraggio genetico di generazioni successive di stock allevati (SBORDONI *et al.*, 1986) (Fig. 1) o di popolazioni naturali (HERZOG & HADRYN, 2017). Un pool genico diversificato offre a una popolazione una maggiore probabilità nel breve termine di sopravvivere a un

cambiamento avverso delle condizioni. Al contrario, la perdita di diversità genetica tende ad aumentare la probabilità di estinzione di una specie.

I vortici di estinzione sono una classe di modelli attraverso i quali biologi, genetisti ed ecologi della conservazione possono studiare le dinamiche e categorizzare le estinzioni nel contesto delle loro cause. Coniato per la prima volta da GILPIN & SOULÉ nel 1986, il vortice di estinzione è il termine usato per descrivere il processo che le popolazioni in declino subiscono quando si verifica un mutuo rafforzamento tra processi biotici e abiotici che spingono la popolazione verso l’estinzione (Fig. 2) GILPIN e SOULÉ identificavano 4 principali modelli di vortice di estinzione distinti in base al peso relativo di fattori come la dimensione effettiva della popolazione, la sua frammentazione indotta dall’habitat, e le conseguenze dell’inbreeding e dell’outbreeding.

La proposta teorica dei vortici di estinzione è stata

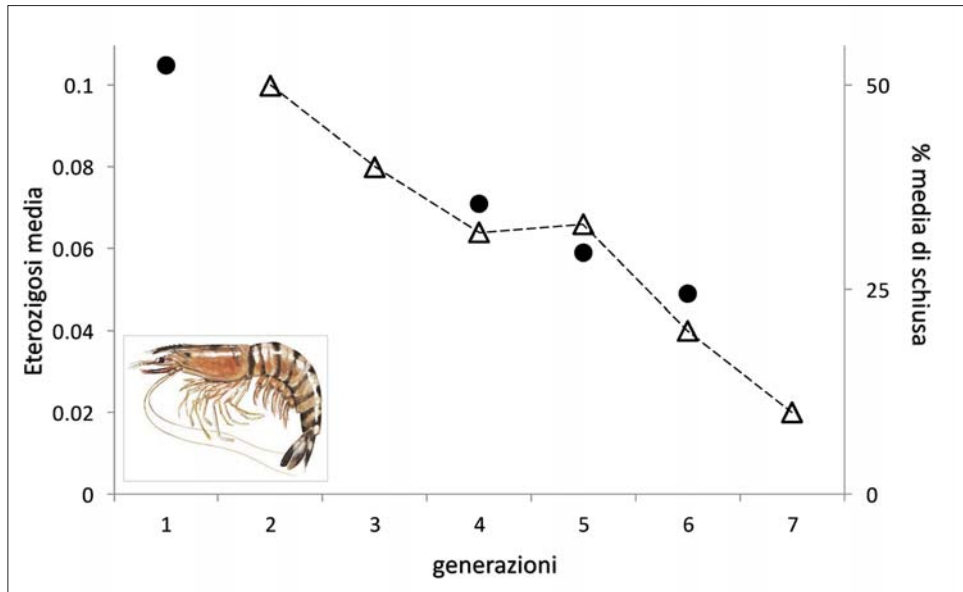


Figura 1 – Declino del tasso di eterozigosi e della fitness riproduttiva in sette generazioni da allevamento del Crostaceo Decapode *Penaeus japonicus* (da SBORDONI *et al.*, 1986).

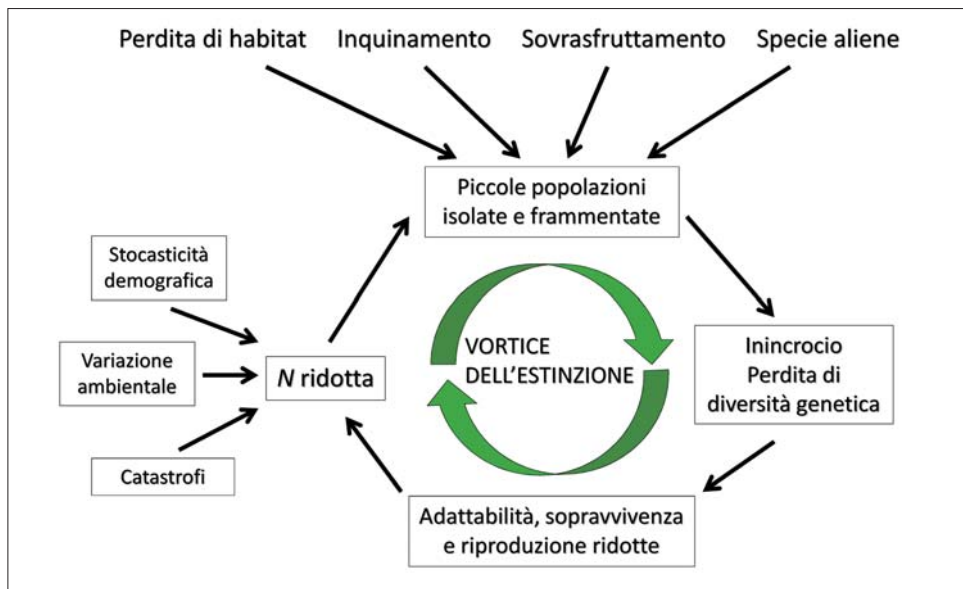


Figura 2 – Il vortice dell'estinzione (da GILPIN e SOULÉ, 1986, modificato).

semplificata da CAUGHLEY (1994) in due concetti: 'small population paradigm', dove l'effetto del declino e della estinzione fa riferimento alla stocasticità, identificata come comun denominatore, e 'declining population paradigm' che si occupa delle cause del declino e dei possibili rimedi. Il paradigma della piccola popolazione ha valenza teorica generale, ma non ha ancora contribuito in modo significativo alla conservazione delle specie in via di estinzione in natura. Il suo apporto principale è stato quello di contribuire alla definizione di buone pratiche per specie allevate. Il paradigma della popolazione in declino, d'altra parte, è rilevante nella applicazione per la maggior parte dei problemi di conservazione. Richiama la necessità di indagini per scoprire, nelle diverse situazioni, le cause 'ecologiche' del declino e prescrivere il rimedio.

FAGAN e HOLMES (2006) hanno provato ad esplorare il meccanismo del declino verso l'estinzione utilizzando

dati di monitoraggio di popolazioni che si sono poi effettivamente estinte in natura. Il dataset studiato comprendeva serie temporali di almeno 12 anni di monitoraggio pre-estinzione per due specie di mammiferi, cinque specie di uccelli, due di cheloni e una di pesci. Dall'analisi di questi dati è emerso che il tempo di estinzione scala con il logaritmo della dimensione della popolazione. In altre parole, quando le popolazioni declinano, il tempo che precede l'estinzione si riduce esponenzialmente. Gli stessi autori hanno anche riscontrato tassi di declino più vicini al momento dell'estinzione rispetto alle generazioni precedenti nella storia delle popolazioni studiate, confermando la previsione che il deterioramento genetico contribuisca a una corrosione generale della fitness. Gli stessi autori hanno evidenziato un aumento della varianza nella dimensione di popolazione quando le popolazioni si avvicinavano all'estinzione, indipendentemente dai

valori di N, dimostrando indirettamente che le fluttuazioni casuali ambientali prendono il sopravvento nel determinare l'estinzione finale, indipendentemente dalle cause che avevano inizialmente determinato il declino della popolazione.

La biologia della conservazione ha fatto tesoro di questi principi cercando di mettere in pratica il concetto di 'minimum viable population' come obiettivo stabilito o desiderato per le specie oggetto di conservazione (NUNNEY & CAMPBELL, 1993).

#### IL CASO DI *ZYGAENA EPHIALTES* NELLA VALLE DEL FIOIO

La forma efialtoide gialla della *Zygaena ephialtes* (Lepidoptera, Zygaenidae) è coinvolta in un complesso mimetico con specie del genere *Amata* (Erebidae, Arctiini, Ctenuchina) (Fig. 3) e per diversi anni è stata oggetto di studio da parte dei gruppi di ricerca di Luciano Bullini e del sottoscritto (BULLINI *et al.*, 1969; SBORDONI e BULLINI, 1971).

Sebbene questo mimetismo fosse considerato mülleriano per la presenza di difese chimiche nelle Zigene, le stime di popolazione condotte tramite cattura, marcaggio, e ricattura (SBORDONI *et al.*, 1979) hanno condotto al concetto che il mimetismo di *Z. ephialtes* si sia evoluto secondo i canoni del mimetismo batesiano. Infatti le stime di popolazione effettuate nell'estate del 1974 nella Valle del Fioio, Lazio, nel Parco Naturale Regionale dei Monti Simbruini, hanno mostrato che le popolazioni di *Amata phegea* e *A. ragazzii* erano numericamente molto più abbondanti di *Z. ephialtes*,



Figura 3 – *Zygaena ephialtes* (a sinistra) su fiore di Sambuco con 3 individui del co-mimo *Amata phegea*. Valle del Fioio, Camerata Nuova (RM), luglio 1974 (Foto V.Sbordoni).

con un anticipo fenologico dello sfarfallamento di due-tre settimane. Nell'*Amata phegea* la popolazione totale stimata raggiungeva il suo valore massimo, circa 300.000 individui, durante i primi dieci giorni di luglio, mentre la popolazione stimata di *Z. ephialtes* non superava i 3.000 individui.

Venticinque anni dopo, nell'estate del 1999, abbiamo nuovamente monitorato le dimensioni della popolazione di queste specie nella Valle del Fioio, sulla base degli stessi criteri utilizzati nel precedente studio. In quell'occasione *A. phegea* raggiungeva un massimo di circa 400.000 individui stimati, più numerosi ma comparabili rispetto al 1974, considerando gli errori standard relativamente elevati di queste stime. Al contrario, la popolazione di *Z. ephialtes* mostrava una forte contrazione nel 1999, raggiungendo a malapena una stima di 200 esemplari (Fig. 4). La ragione di questo sorprendente declino non è stata accertata con sicurezza: potrebbe essere dovuta alle condizioni climatiche di una qualsiasi delle passate stagioni o, più verosimilmente, all'impatto antropico sull'habitat.

Nell'area la pianta alimentare di *Z. ephialtes* è rappresentata dalla *Coronilla varia* (Fabaceae) che nel tratto di fondo valle ove è presente la specie, cioè il biotopo oggetto delle indagini, cresce solo in una stretta fascia ecotonale esistente, su entrambi i versanti, tra il bosco e la strada bianca che costeggia il fosso Fioio (Fig. 5). Nel periodo intercorso tra i due monitoraggi la strada è stata oggetto di lavori di accomodamento che hanno verosimilmente inciso sulla comunità ecotonale, riducendo notevolmente la dimensione della popolazione della *Coronilla*. Dal momento che possiamo solo confrontare le stime fatte nel 1974 e nel 1999, non possiamo accertare quando, e quanto repentinamente si sia manifestato il calo della dimensione della popolazione.

Disponiamo tuttavia di un indizio interessante che suggerisce come il declino demografico della popolazione di *Z. ephialtes* sia stato correlato ad un collo di bottiglia occorso nel decennio successivo al primo monitoraggio. Stime del profilo genetico della popolazione ottenute dall'analisi dei polimorfismi enzimatici ci hanno permesso di confrontare la variabilità genetica della popolazione della valle del Fioio tra gli anni 1978 e 1987, e hanno rivelato un impressionante calo nei livelli di eterozigosi, pari a circa l'80% (Fig. 4), declino che si è ovviamente verificato durante quel decennio e verosimilmente causato dall'impatto antropico proprio in un'area naturale protetta, quella del Parco Naturale Regionale dei Monti Simbruini. Per varie ragioni questi dati non furono pubblicati compiutamente. La comunicazione di quella ricerca è comunque riferibile alla sua presentazione a Innsbruck, in uno dei congressi periodici dedicati alle Zigene (SBORDONI *et al.*, 2000).

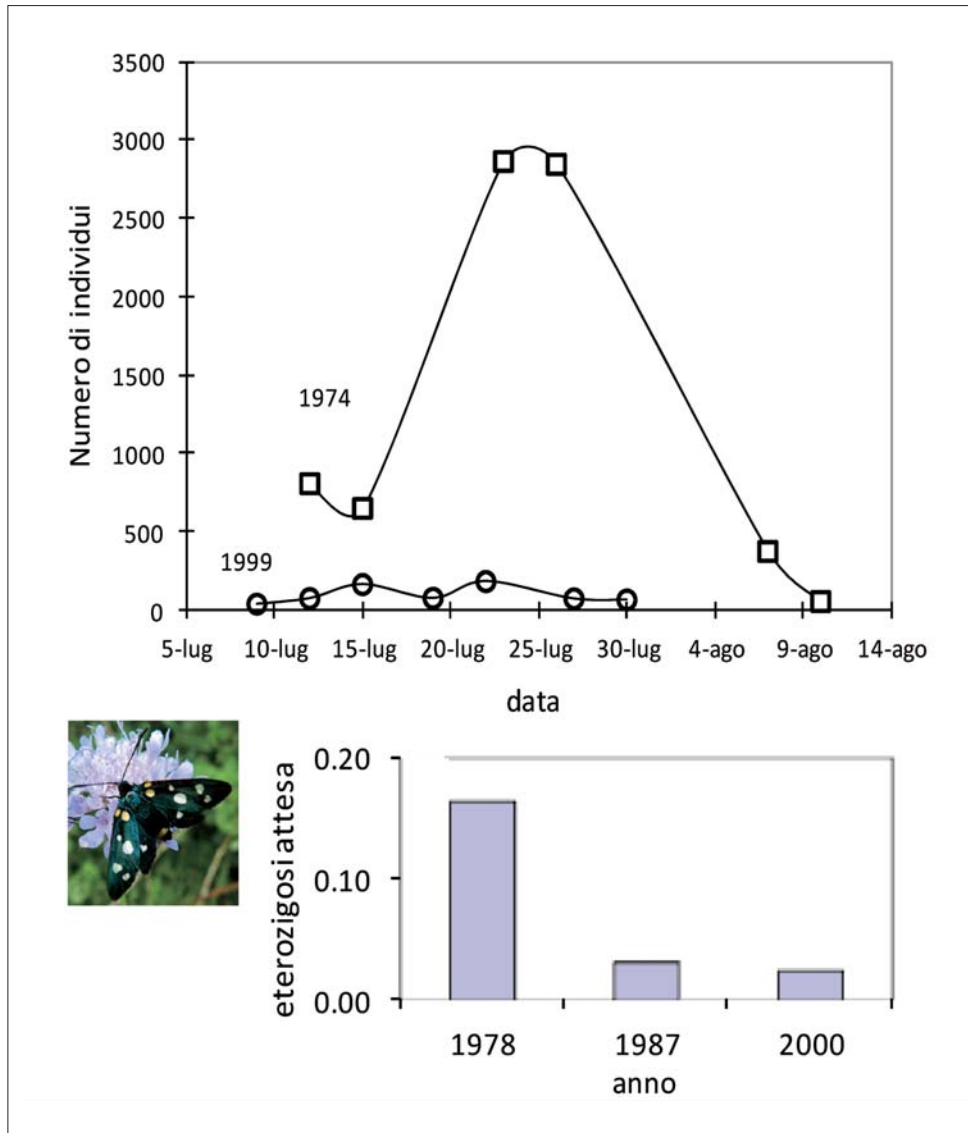


Figura 4 – Stime di popolazione di *Zygaena ephialtes* nella Valle del Fioio ottenute tramite marcaggio e ricattura in due occasioni, a distanza di 25 anni. (dati da SBORDONI *et al.*, 1979). In basso valori medi di eterozigosi attesa all'equilibrio di Hardy-Weinberg calcolati su 20 loci allozimici in campioni di *Z. ephialtes* della stessa popolazione (dati da SBORDONI *et al.*, 2000).



Figura 5 – Uno scorcio della Valle del Fioio nel luglio 1974 (Foto V. Sbordoni).

## ESTINZIONI INSULARI

È ampiamente documentato il fatto che le popolazioni insulari siano maggiormente soggette all'estinzione rispetto alle popolazioni continentali. La dimensione effettiva della popolazione relativamente piccola, la depressione da inincrocio e l'effetto Allee (in popolazioni molto piccole, i tassi di riproduzione e di crescita degli individui diminuiscono a basse densità di popolazione) sono state identificate tra le principali cause dell'accelerazione del vortice di estinzione.

FRANKHAM (1998) in base all'analisi di un ampio dataset di popolazioni, geneticamente caratterizzate con l'utilizzo di polimorfismi enzimatici e/o loci microsatellite, ha stimato i coefficienti di consanguineità in 182 popolazioni insulari e continentali di vari taxa, soprattutto vertebrati, ma anche una decina di popolazioni di insetti (*Drosophila virilis*, *D.melanogaster* e *Tribolium castaneum*). Le popolazioni insulari hanno mostrato complessivamente alti valori di inincrocio, con coefficienti di consanguineità significativamente più alti nelle popolazioni endemiche rispetto a quelle non endemiche. I risultati suggerivano che le popolazioni insulari subiscono un aumento della consanguineità rispetto alle popolazioni della terraferma a causa dell'iniziale effetto del fondatore e delle sue ripercussioni nelle generazioni successive. La diminuzione del tasso di crescita della popolazione prevista dall'effetto Allee può essere determinata da diversi meccanismi tra cui la difficoltà nel trovare, a basse densità, partner riproduttivi.

Nel sistema sperimentale di metapopolazione studiato in Finlandia da Ilkka Hanski e collaboratori 42 popolazioni della farfalla *Melitaea cinxia* furono genotipizzate nel 1995 e nell'anno successivo fu verificato il grado di sopravvivenza delle diverse colonie insulari. Tra i diversi fattori considerati, il livello di consanguineità risultò essere il fattore predittivo più significativo del rischio di estinzione. Infatti il solo inincrocio spiegava il 26% della variazione del rischio di estinzione (SACCHERI *et al.*, 1998). Anche in questa situazione fu chiamato in causa l'effetto Allee. È stato infatti osservato che la frazione delle femmine accoppiate di *Melitaea cinxia* diminuiva in relazione al decremento della densità locale, correlato a sua volta con l'aumento del tasso di emigrazione (KUUSSAARI *et al.*, 1998).

### IL CASO DI *HIPPARCHIA SBORDONII* NELLE ISOLE PONZIANE

*Hipparchia* (*Parahipparchia*) *sbordonii* Kudrna, 1984 (Nymphalidae, Satyrinae) è una specie endemica italiana confinata nelle isole dell'Arcipelago Pontino. Lo status sistematico di questa e delle altre specie di

*Hipparchia* è stata oggetto di recente revisione (SBORDONI *et al.*, 2018).

È una farfalla di dimensioni medio-grandi caratterizzata da una bella colorazione marrone brillante sulla superficie dorsale delle ali e, come le altre specie dello stesso genere, da uno schema di disegno e colorazione estremamente criptico sulla superficie ventrale che facilmente la nasconde alla vista dei predatori quando è posata sul terreno roccioso o nella vegetazione arbustiva (Fig. 6). Il bruco si nutre di Poacee, con la specie *Brachypodium ramosus* particolarmente abbondante nel suo habitat naturale (JUTZELER *et al.*, 1997)

Anche se descritta molti anni dopo, la farfalla fu scoperta nel giugno 1966 dal team di giovani zoologi allora in forza presso l'Istituto di Zoologia dell'Università di Roma (C. Consiglio, R. Argano, P. Brignoli, V. Cottarelli, A. Vigna Taglianti, e il sottoscritto) nel corso delle indagini sul popolamento animale e vegetale delle piccole isole Italiane promosse dal Consiglio Nazionale delle Ricerche e coordinate dal Prof. Pasquale Pasquini.

Questa specie è oggi registrata come Endangered nella Lista Rossa della IUCN (VAN SWAY *et al.*, 2015) e nelle liste rosse italiane (BONELLI *et al.*, 2018) dove è stata valutata con la codifica EN B2ab (iii,v) sulla base della ridotta area occupata, e del suo declino osservato negli anni recenti.

Nel 1966 e negli anni immediatamente successivi la specie era largamente diffusa a Ponza su tutto il territorio dell'isola che, a quel tempo, era ancora accuratamente gestito con coltivazioni agricole su terrazzamenti e che occupavano gran parte del territorio. Infatti le località di raccolta degli esemplari nel 1966 e 1967 erano sparse in tutta l'isola dalla cima più alta, Monte Guardia, 283 m s.l.m., alla Piana dell'Incenso, un altopiano all'estremo nord dell'Isola di Ponza. Tra la fine di maggio e la prima decade di luglio le *Hipparchia* erano facilmente visibili, posate o in volo, sulle pendici collinari terrazzate e nelle poche aree incolte dominate dalla macchia mediterranea. Molti esemplari furono raccolti anche a Ponza paese, esposto a SE e presso l'altro centro abitato, Le Forna, esposto a NW. Nel periodo 1987-1990 le raccolte e occasionali osservazioni provarono la presenza nelle altre isole: Gavi, Palmarola, Ventotene, Santo Stefano e Zannone dove la osservai una sola volta. Campioni di almeno 25 individui furono raccolti per analisi genetiche a Ponza nel 1987 e 1989 e a Ventotene e Palmarola nel 1990, nei primi giorni di ottobre, e a Ponza nel luglio 1995 (JUTZELER *et al.*, 1997) documentando una presenza ancora significativa della specie. Impossibile dire da questi dati se il declino fosse iniziato fin da allora. Purtroppo c'è un intervallo significativo nelle segnalazioni disponibili che iniziano nuovamente nel 2009, quando pochi esemplari di *H. sbordonii* furono raccolti tra il 2009 e il 2013 da alcuni lepidotterologi



Figura 6 – *Hipparchia sbordonii* della popolazione di Ponza. a, b, c: maschi, d: una femmina con ali rotte da probabile attacco di *Podarcis sicula latastei* (Foto V. Sbordonì).

italiani e stranieri (L.DAPPORTO *in litt.*). Da allora ho potuto personalmente constatare attraverso ripetute visite a Ponza e Ventotene negli anni successivi la estrema rarefazione di *Hipparchia sbordonii* a Ponza nel giugno e luglio 2017 e nel giugno e ottobre 2018, a fronte di perlustrazioni accurate condotte in tutta l'isola. Anche nel corso delle visite fatte con Marina Cobolli a Zannone nel luglio 2014, e a Ventotene in giugno 2017 e in ottobre 2018, non fu osservato alcun individuo di *H. sbordonii*.

La presenza tardiva degli adulti, soprattutto femmine, reperibili fino a ottobre non è un fenomeno raro nelle popolazioni e specie insulari e continentali di *Hipparchia* adattate a climi semiaridi. La siccità estiva ha un effetto negativo sulla crescita delle graminacee da cui dipende l'alimentazione larvale. In un biotopo semiarido della provincia spagnola di Guadalajara GARCIA BARROS (1988) ha documentato l'esistenza di una maturazione gonadica ritardata nelle femmine adulte di *Hipparchia semele* che deponavano in media con un ritardo di 43 giorni dal

momento della copula. Tuttavia femmine della stessa popolazione allevate in cattività erano in grado di ovideporre molto prima, suggerendo una variabilità delle date di deposizione, probabile espressione di una plasticità fenotipica riscontrata anche in *Maniola jurtina* e altri Satyrinae.

La sopravvivenza di *Hipparchia sbordonii* è intrinsecamente a rischio. Siamo di fronte ad un endemismo insulare, quasi un paradigma in biogeografia e nella biologia evolutiva. Piccole isole offrono poche risorse e le loro popolazioni animali sono necessariamente ridotte e soprattutto isolate, non potendo beneficiare del contributo demografico e genetico da altre popolazioni della stessa specie e la teoria ecologica dell'equilibrio insulare di Mac Arthur e Wilson ci ricorda che la probabilità di estinzione è inversamente proporzionale alla superficie insulare.

In assenza di ricerche specifiche non è semplice identificare le cause ecologiche del declino di *H. sbordonii*. I predatori non mancano: in primo luogo la numerosa popolazione di Pigliamosche (*Muscicapa*



Figura 7 – Un Pigliamosche, *Muscicapa striata*, predatore estivo assai comune a Ponza (Foto V. Sbordoni).



Figura 8 – La lucertola endemica di Ponza: *Podarcis sicula latastei* (Foto V. Sbordoni).

*striata*) (Fig. 7), un uccelletto onnipresente in estate in queste isole, e oggi non più oggetto di caccia accanita come avveniva in passato. Le popolazioni delle diverse razze insulari della lucertola *Podarcis sicula*, tutte endemiche dell'arcipelago Pontino, sono molto abbondanti e sicuramente potenziali predatori di *H. sbordonii*, come testimoniato dai segni lasciati sull'ala della farfalla. In realtà non sappiamo nulla sull'impatto effettivo della predazione su adulti e larve (Fig. 8).

Un aspetto ecologico indubbiamente rilevante è il sostanziale cambiamento del paesaggio, legato al progressivo abbandono delle pratiche agricole tradizionali, avvenuto sull'arcipelago nel corso della seconda metà del '900 e in particolare negli ultimi 30 anni. L'abbandono di queste pratiche ha rapidamente condotto alla decadenza dei terrazzamenti, un paesaggio faticosamente attrezzato e mantenuto nei secoli come presidio contro i dissesti e le frane, nonché come virtuoso sistema di risparmio idrico e irrigazione, in parte collegato con il sistema di cisterne costruite in epoca romana (GALLIA, 2016). Oltre alla ritenzione idrica e all'efficace impedimento contro il dilavamento, funzione ecologicamente rilevante in un ambiente arido, i terrazzamenti agiscono egregiamente come custodi di biodiversità. Le pietre conservano il calore quando fa freddo e il fresco quando fa caldo e negli interstizi è ospitata una comunità animale e vegetale non irrilevante. Le stesse graminacee piante alimentari delle *Hipparchia* trovano nei terrazzi quelle condizioni

di umidità che ne ritardano la disidratazione e il precoce rinsecchimento.

Il cambiamento del paesaggio è oggi particolarmente evidente, soprattutto nell'isola di Ponza, che per la sua morfologia acclive, è stata per millenni gestita dall'uomo con terrazzamenti che una volta diffusi capillarmente in tutta l'isola oggi sono in gran parte fatiscenti; basta confrontare le foto aeree odierne con quelle di qualche decennio addietro per cogliere la dimensione del cambiamento (Figg. 9-11). Alle coltivazioni su terrazze, un tempo oggetto di dedicata attenzione con pratiche di rotazione colturale, si sta sostituendo la macchia mediterranea di tipo garriga con formazioni prevalenti cespugliose di bassa statura più aride e meno adatte allo svolgimento del ciclo biologico della farfalla.

Dal punto di vista genetico è stato ora elaborato un progetto diretto a verificare se attraverso analisi genomiche su campioni antichi e moderni sia possibile individuare sintomi di deperimento genetico. Ad oggi possiamo contare solo su un indizio: un campione della popolazione di Ponza del 1987 fu studiato geneticamente tramite lo studio elettroforetico dei polimorfismi enzimatici (CESARONI *et al.*, 1994). A quella data la popolazione mostrava livelli di eterozigosi comparabili con altre popolazioni e specie di *Hipparchia* (*Parahipparchia*), ma comunque più bassi se confrontati con altre popolazioni insulari di specie congeneri, come *H. aristaeus* dell'isola del Giglio, *H. senthes neapolitana* di Ischia e *H. semele leighebi* delle isole Eolie (Tabella 1).



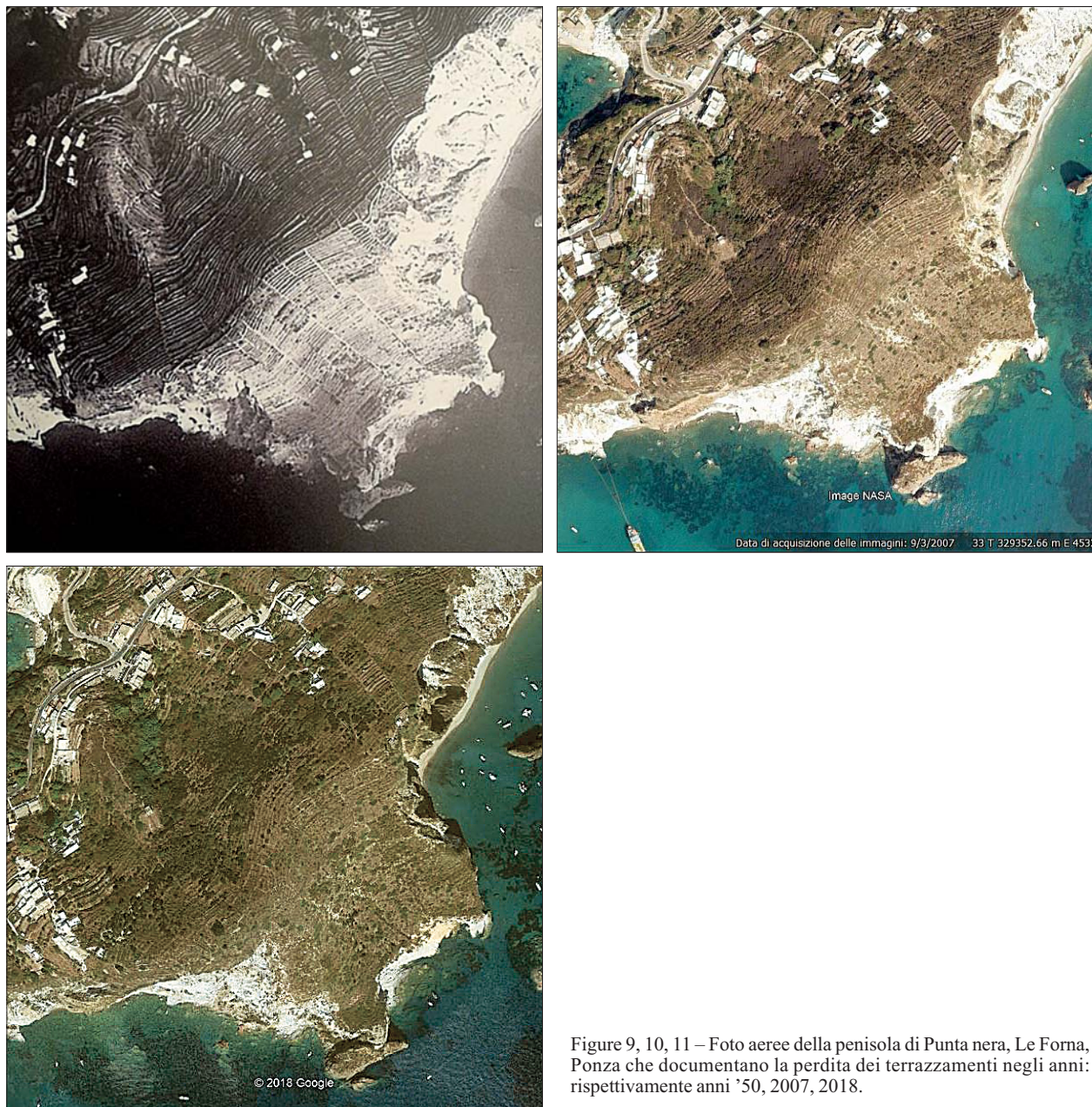


Figure 9, 10, 11 – Foto aeree della penisola di Punta nera, Le Fornace, Ponza che documentano la perdita dei terrazzamenti negli anni: rispettivamente anni '50, 2007, 2018.

Tabella 1 – Stime di variabilità genetica in specie e popolazioni di *Hipparchia* ottenute dallo studio elettroforetico di polimorfismi enzimatici (da CESARONI *et al.*, 1994). LIM: Sardegna Monte Limbara; GIG: Isola del Giglio; ISC: Isola d'Ischia; FIO: valle del Fioio; EOL1: Lipari Isole Eolie; PNZ: Isola di Ponza; XKR: Isola di Creta Arkadi.

Specie	Sigla	n. medio individui per locus	n. medio alleli per locus	% loci polimorfici	eterozigosi osservata (Ho)	eterozigosi attesa (Ha)
<i>H.aristaeus</i>	LIM	18.1	2	68	0.197 (0.045)	0.212 (0.043)
<i>H.aristaeus</i>	GIG	19	2.4	84	0.245 (0.042)	0.264 (0.042)
<i>H.s.neapolitana</i>	ISC	15.2	2.2	84	0.310 (0.051)	0.296 (0.046)
<i>H.semele</i>	FIO	18.8	2	60	0.145 (0.043)	0.160 (0.041)
<i>H.s.leighebi</i>	EOL1	19.2	2.1	68	0.191 (0.043)	0.190 (0.041)
<b><i>H.sbordonii</i></b>	PNZ	<b>22.5</b>	<b>1.6</b>	<b>48</b>	<b>0.127</b> (0.036)	<b>0.127</b> (0.036)
<i>H.cretica</i>	XKR	19.2	2.1	72	0.176 (0.041)	0.191 (0.045)

MODELLIZZANDO L'ESTINZIONE: ISOLE MONTANE  
E CAMBIAMENTO CLIMATICO

Da un punto di vista ecologico il riferimento teorico al tema dell'estinzione nelle isole è quello del celebre modello di biogeografia insulare di MAC ARTHUR e WILSON (1967).

L'idea di considerare le cime delle montagne come isole con proprie comunità biotiche uniche e circondate da un "oceano" di terre inadatte non è nuova in biogeografia (VUILLEUMIER, 1970; BROWN, 1971). Oggi, una valutazione quantitativa degli effetti delle passate fluttuazioni climatiche sulla dimensione delle isole è critica in vista del riscaldamento climatico. Durante l'Olocene (gli ultimi 11.000 anni), i limiti delle isole montane hanno subito ripetute fluttuazioni altitudinali dovute a cambiamenti delle condizioni climatiche. Di conseguenza, le aree delle isole sono state soggette a variazioni di diversa intensità e alterazioni nella connettività tra le isole. In funzione sia dell'area originaria, sia della loro configurazione altimetrica (cioè altopiani e cime montuose), durante le fasi più calde alcune isole si sono ridotte fortemente o sono scomparse, provocando la parziale o completa estinzione del biota locale. Il successivo raffreddamento ha permesso un nuovo innalzamento ed espansione di queste isole, ma, a seconda della distanza dalla più vicina 'source' o riserva stabile di biodiversità e delle capacità di dispersione della specie, l'insuccesso nella capacità di ricolonizzazione di alcune specie ha determinato un credito all'immigrazione.

In un recente studio MARTA *et al.* (2019) hanno indagato gli effetti combinati dei fattori paesaggistici e storici nella formazione delle comunità attuali delle 'isole montane' alpino-appenniniche. L'obiettivo era quello di identificare l'effetto di eventi forzanti multipli, temporalmente vicini (cioè, frammentazioni / omogeneizzazioni di habitat indotti dal clima) nel modellare i pattern di biodiversità nelle aree alpine.

L'area di studio comprende le catene montuose della penisola italiana e dell'Italia settentrionale (ovvero, rispettivamente, l'Appennino e le Alpi, per una estensione di circa 12.000 km<sup>2</sup>). Le dinamiche delle isole alpine sono state ricostruite, su scala millenaria, per gli ultimi 11.000 anni nell'intera area di studio utilizzando un modello discreto di evoluzione delle isole montane, basato sui cambiamenti di quota del limite della vegetazione arborea (MARTA *et al.*, 2013). L'analisi è stata limitata all'Olocene perché l'evento di frammentazione più recente e cospicuo è avvenuto poco dopo il Younger Dryas (11.7 kyr BP). Il dataset analizzato comprende un totale di 1.077 specie della checklist e distribuzione della fauna italiana - Ckmap 5.3.8 (STOCH, 2000). per un totale di 128.093 record georiferiti di Coleotteri Carabidi, Crisomelidi, Elateridi, Ortotteri e Lepidotteri Ropaloceri. Una classificazione

basata sui loro tratti funzionali ha permesso di identificare, all'interno di ogni taxon, gruppi di insetti ad elevata o bassa vagilità e capacità dispersiva. Un modello dinamico discreto di evoluzione degli ecosistemi ha fornito il contesto spazio-temporale in cui sottoporre a test due dinamiche alternative: equilibrio transitorio vs. non-equilibrio. Nell'equilibrio transitorio si ipotizza che le specie siano in grado di rispondere all'evoluzione delle isole grazie a eventi di dispersione e colonizzazione di successo, mentre nelle dinamiche di non-equilibrio l'inefficacia dei processi di migrazione e colonizzazione limiterebbe l'attuale ricchezza della specie a quella generata dalla massima contrazione subita dall'isola montana nel corso delle sue variazioni spazio-temporali.

Risultati: I buoni 'dispersori' selezionati nell'ambito dei Crisomelidi e Ropaloceri, hanno risposto ai cambiamenti ambientali stabilendo una serie di equilibri transitori. Al contrario, in linea con le attese, la dinamica del non equilibrio ha descritto meglio i pattern di ricchezza delle specie a bassa capacità dispersiva selezionati nei Carabidi e Ortotteri, indicando che per questa componente le isole montane oggi mostrano un credito di colonizzazione. L'approccio proposto pone le basi per lo sviluppo di modelli spazialmente e temporalmente espliciti di evoluzione dell'isola e si è rivelato un prezioso strumento per quantificare la sensibilità dei singoli taxa ai cambiamenti climatici guidati dal clima. Ciò, a sua volta, consentirà di compiere un ulteriore passo avanti verso la previsione delle future risposte ai cambiamenti climatici e l'istituzione di strategie di conservazione che contrastino meglio gli effetti dannosi del riscaldamento globale sulla diversità biologica.

RINGRAZIAMENTI

A conclusione di questa breve panoramica su principi teorici e casi di studio di estinzioni desidero ringraziare i promotori di questo stimolante Simposio presso l'Accademia con la convinzione, purtroppo, che il tema del declino e dell'estinzione di popolazioni e specie diventerà sempre più attuale e pressante nel prossimo futuro e richiederà particolare attenzione e impegno di ricerca e conservazione anche in ambito entomologico. Ringrazio inoltre Marina Cobolli per la lettura critica del testo e Dino Della Bruna per l'aiuto in una ricerca bibliografica. Sono grato a Donatella Cesaroni, con la quale ho condiviso alcune delle ricerche citate, per la revisione del testo, e per il suo insostituibile contributo nella rielaborazione delle figure. Ringrazio infine Silvio Marta che con capacità e intelligenza è riuscito a sviluppare il modello dinamico di evoluzione del popolamento delle isole montane di cui ho riassunto i contenuti.

BIBLIOGRAFIA

- BONELLI S., CASACCI L.P., BARBERO F., CERRATO C., DAPPORTO L., SBORDONI V., SCALERCIO S., ZILLI A., BATTISTONI A., TEOFILI C., RONDININI C., 2018 – *The first red list of Italian butterflies*. - Insect Conservation and Diversity, 11: 506-521.
- BROWN J.H., 1971 – *Mammals on mountaintops: nonequilibrium insular biogeography*. - The American Naturalist, 105(945): 467-478.
- BULLINI L., SBORDONI V., RAGAZZINI P., 1969 – *Mimetismo mulleriano in popolazioni italiane di Zygaena ephialtes (L.) (Lep. Zygaenidae)*. - Archivio Zoologico Italiano, 54: 181-214
- CAUGHLEY G., 1994 – *Directions in conservation biology*. - Journal of animal ecology, 63: 215-244.
- CESARONI D., LUCARELLI M., ALLORI P., RUSSO F., SBORDONI V., 1994 – *Patterns of evolution and multidimensional systematics in graylings (Lepidoptera: Hipparchia)*. - Biological Journal of the Linnean Society, 52(2): 101-119.
- FAGAN W.F., HOLMES E.E., 2006 – *Quantifying the extinction vortex*. - Ecology letters, 9(1): 51-60.
- FRANKHAM R., 1998 – *Inbreeding and extinction: island populations*. - Conservation biology, 12(3): 665-675.
- FRANKHAM R., 2005 – *Genetics and extinction*. - Biological conservation, 126(2): 131-140.
- GALLIA A., 2016 – *Organizzazione dello spazio insulare: processi di territorializzazione, sedimentazione e persistenza dei saperi idrici nell'isola di Ponza dall'età romana a oggi*. - Bollettino della Società Geografica Italiana, Serie XIII, 9, 269-280.
- GARCIA-BARROS E., 1988 – *Delayed ovarian maturation in the butterfly Hipparchia semele as a possible response to summer drought*. - Ecological Entomology, 13(4): 391-398.
- GILPIN M.E., SOULÉ M.E., 1986 – *Minimum viable populations: processes of extinction*. In: Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity (ed. Soulé, M.E.). Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 19-34.
- HAUFFE H.C., SBORDONI V., 2009 – *Introduction*, pp.1-21. In: Bertorelle G., Bruford M.W., Hauffe, H.C., Rizzoli A., Vernesi C. (Eds.), Population genetics for animal conservation. Cambridge University Press.
- HERZOG R., HADRY S H., 2017 – *Long-term genetic monitoring of a riverine dragonfly, Orthetrum coerulescens (Odonata: Libellulidae): Direct anthropogenic impact versus climate change effects*. - PLoS ONE, 12(5): e0178014.
- JUTZELER D., BIERMANN H., HESSELBARTH G., RUSSO L., SALA G., BROS DE E., 1997 – *Etudes sur la biologie, la morphologie et l'ethologie de Hipparchia sbordonii Kudrna, 1984 de l'Isola di Ponza (Latium, Italie) et Hipparchia neapolitana (Stauder, 1921) du Monte Faito (Campanie, Italie) et complements sur la biologie de Hipparchia leighebi (Kudrna, 1976)*. - Linneana Belgica, 16:105-132.
- KUUSAAARI M., SACCHERI I., CAMARA M., HANSKI I., 1998 – *Allee effect and population dynamics in the Glanville fritillary butterfly*. - Oikos, 82: 384-392.
- MACARTHUR R.H., WILSON E.O., 1967 – *The theory of island biogeography*. - Monographs in population biology, 1.
- MARTA S., MATTOCCIA M., SBORDONI V., 2013 – *Modelling landscape dynamics in a glacial refugium—or the spatial and temporal fluctuations of tree line altitudes*. - Journal of Biogeography, 40(9): 1767-1779.
- MARTA S., LACASELLA F., CESARONI D., SBORDONI V., 2019 – *Effects of Holocene climate changes on alpine ecosystems: nonequilibrium dynamics drive insect species richness on alpine islands*. - (submitted to Journal of Biogeography)
- NUNNEY L., CAMPBELL K.A., 1993 – *Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics*. - Trends in Ecology & Evolution, 8 (7): 234-239.
- SACCHERI I., KUUSAAARI M., KANKARE M., VIKMAN P., FORTELIUS W., HANSKI I., 1998 – *Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation*. - Nature, 392: 491-494.
- SBORDONI V., BULLINI L., 1971 – *Further observations on Mimicry in Zygaena ephialtes (Lep. Zygaenidae)*. - Fragm. Entomol., 8: 49-56.
- SBORDONI V., BULLINI L., SCARPELLI G., FORESTIERO S., RAMPINI M., 1979 – *Mimicry in the burnet moth Zygaena ephialtes: population studies and evidence of a Batesian-Müllerian situation*. - Ecological Entomology, 4 (1): 83-93.
- SBORDONI V., De MATTHAEIS E., SBORDONI M.C., LA ROSA G., MATTOCCIA M., 1986 – *Bottleneck effects and the depression of genetic variability in hatchery stocks of Penaeus japonicus (Crustacea Decapoda)*. - Aquaculture, 57 (1-4): 239-251.
- SBORDONI V., CAROSI E., ERCOLINO C., TASSINI A., VICARIO S., 2000 – *Conservation biology of Zygaena ephialtes (Linnaeus, 1767): monitoring population size and genetic structure in the Fioio Valley, Italy (Lepidoptera:Zygaenidae, Zygaeninae)*. - Abstr. VII Int. Symp. Zygaenidae, Innsbruck, 4-8 September 2000.
- SBORDONI V., ALLEGRUCCI G., CESARONI D., 2005 – *Insetti cavernicoli e farfalle: casi di studio sulla filogenesi molecolare e la microevoluzione*. - Atti dell'Accademia Nazionale Italiana di Entomologia. Rendiconti, anno LII (2004): 133-150.
- SBORDONI V., CESARONI D., COUSIS J., BOZANO G., 2018 – *Guide to the Butterflies of the Palearctic Region. Satyrinae part V. (Tribe Satyrini. Genera Satyrus, Minois, Hipparchia)*. Omnes Artes sas di M. Scala Minardi & C.
- STOCH F., 2000 – *CKmap 5.3.8*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Direzione Protezione della Natura.
- VAN SWAAY C., WYNHOFF I., WIEMERS M., et al., 2015 – *Hipparchia sbordonii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015:e.T173231A64640021.
- VUILLEUMIER F., 1970 - *Insular biogeography in continental regions. I. The northern Andes of South America*. - The American Naturalist, 104 (938): 373-388.

## INSETTI, CAMBIAMENTI CLIMATICI ED ESTINZIONI: IL CONTRIBUTO DELLA MODELLISTICA NELLA PREVISIONE DI SCENARI FUTURI

MAURIZIO BIONDI<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Dipartimento di Medicina clinica, Salute pubblica, Scienze della Vita e dell'Ambiente, Sezione di Scienze Ambientali, Università degli Studi dell'Aquila, Via Vetoio snc, 67100 L'Aquila, Italy; e-mail: maurizio.biondi@univaq.it  
Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda "Estinzioni globali ed estinzioni locali". Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 16 novembre 2018.

### *Insects, global climate change and extinctions: the contribution of the Species Distribution Modeling in the prevision of future scenarios*

In this presentation, the possible usefulness of "species distribution models" (SDMs) using "Maximum Entropy Modeling" (MaxEnt) software to investigate the effects of climate change, under both current and projected conditions, is discussed. The distribution of 10 endemic Italian insect species (Coleoptera and Orthoptera) associated with high altitude areas in the Central Apennines were analyzed. Twenty-two environmental variables are used as potential predictors of species habitat suitability. Climatic conditions exert strong control over the geographic distribution of species and MaxEnt highlights that the most influential factors mainly are fluctuation in temperature and variation in weather events typically associated with high altitude environments. Although the most optimistic future scenario (RCP2.6) is used, the results obtained show a serious decline in suitable habitat for vulnerable and sensitive species: in particular, the suitable habitats will be heavily reduced of some species (e.g. *Italohippus monticola*, *Italopodisma fuscillana*, and *Luperus fiorii*), whereas a total loss (100%) of suitable habitat will be experienced, among the species analyzed, by *Trechus hummleri*. In addition, some species show a slight "virtual" gain and a "southeastern shift" of their suitable habitat. Species distribution models can be extremely helpful to identify and analyze the cause of the fragmentation and contraction distribution. From the conservation point of view, the endemic taxa generally represent very vulnerable elements, so correct and farsighted actions are indispensable for the protection of particularly sensitive habitats harbouring them, such as Central Apennines that represent one of the most important hotspots of biodiversity for high altitude species, especially for insects, in Europe. Finally, some general considerations about other future scenarios predicted by SDMs for some endemic leaf beetle species with alpine, apennine or insular distributions in Italy, were made.

KEY WORDS: species distribution modeling, global warming, maximum entropy, MaxEnt, Central Apennines.

L'impianto concettuale della modellistica previsionale in ecologia è basato principalmente sui fattori regolativi nella distribuzione delle specie. Infatti, ogni specie mostra un intervallo più o meno ampio di valori ottimali nei quali gli individui esprimono la massima capacità di sopravvivenza e di riproduzione. Tale intervallo digrada, nei valori più bassi e in quelli più elevati, in zone di stress fisiologico dove le popolazioni a livello locale mostrano segni di sofferenza con una diminuzione nella frequenza degli individui, prima di entrare in una zona altamente critica il cui mancato adattamento potrebbe portare a possibili fenomeni di estinzione locale, oppure globale se dovessero essere interessate specie a distribuzione molto limitata.

I fattori ambientali più utilizzati nel prevedere eventuali scenari futuri, nel medio e lungo termine, sono senza dubbio quelli climatici. Gli insetti, gruppo oggetto di questo contributo, mostrano, come risposta alle variazioni climatiche, diversi comportamenti, come ad esempio (MENÉNDEZ, 2007):

- modificazioni nella fenologia, con variazioni stagionali, multi-voltinismo, variazioni temporali del periodo di volo;

- modificazioni nelle interazioni interspecifiche, con cambiamenti nei rapporti di competizione o nelle relazioni insetto-pianta o ospite-parassita;
- cambiamenti nella distribuzione, con estensioni, spostamenti o contrazioni dell'areale, o possibili fenomeni di estinzione.

Partendo dai concetti di "nicchia fondamentale", ovvero lo spettro totale teorico dei fattori ambientali che possono essere potenzialmente utilizzati da un dato organismo, e di "nicchia realizzata", ovvero il sottoinsieme reale della nicchia fondamentale effettivamente utilizzato da un dato organismo, limitato da fattori storici (es.: limitazioni nella dispersione), fattori biotici (es.: competizione o predazione) e fattori ambientali (es.: condizioni climatiche), il modello stima la distribuzione potenziale e l'*habitat suitability* di una data specie in una data area geografica, generalmente attraverso una correlazione tra i dati di presenza e un set di variabili ambientali.

La procedura di analisi utilizzata, che va sotto il nome di *Species distribution modeling* (SDM), risponde alla seguente semplice domanda: "Qual'è la probabilità di trovare una data specie in una deter-

minata area?”. Questo approccio metodologico trova applicazione in molti ambiti, quali quelli:

- della gestione delle aree protette e conservazione ambientale, come strumento per l’individuazione delle aree idonee alla salvaguardia e tutela di specie minacciate, per la valutazione di possibili minacce in contesti ecologicamente sensibili e/o per la progettazione di aree protette;
- della valutazione del rischio di espansione di potenziali specie invasive, basata sulla stima delle percentuali di compatibilità ambientale nelle aree di nuova introduzione;
- delle indicazioni utili per la progettazione di interventi di ripristino ambientale;
- della previsione degli effetti futuri sulla distribuzione di una data specie al cambiamento climatico.

I metodi di SDM presentano, per la loro applicazione, una prima importante dicotomia riferita alle due tipologie del dataset iniziale: la prima riguarda i dati di “presenza/assenza”, la seconda quelli di “sola presenza”. Va chiarito che in questo contesto, l’assenza non è genericamente riferibile ad una “non presenza” ma piuttosto deve essere circostanziata, individuando i fattori limitanti che la determinano per una data specie in una data area. Quindi, i dataset più frequentemente utilizzate sono quelli che richiedono le sole presenze, rappresentate da informazioni che posso derivare da database online come da collezioni museali.

Le due tipologie di dati si differenziano inoltre per gli strumenti di analisi utilizzati, rappresentati dalla *logistic regression*, *generalized additive models* e *multivariate adaptive regression splines*, per i dati di presenza/assenza; mentre per quelli di sola presenza, vengono generalmente utilizzate la *maximum entropy* e la *maximum likelihood*.

Riassumendo, quindi, sono quattro le fasi necessarie per lo sviluppo di un modello previsionale attraverso SDM:

1. individuazione del dataset di presenza con risoluzione GPS (Global Positioning System);
2. individuazione di un set di variabili ambientali;
3. calcolo della nicchia ecologica attuale;
4. previsione della nicchia ecologica futura, sulla base di parametri selezionati e settati dall’operatore.

Nel presente contributo vengono principalmente discussi i risultati ottenuti da un’analisi condotta con un approccio di “massima entropia” su dati di sola presenza, prendendo come soggetto un set di specie endemiche di Insetti dell’Appennino centrale.

#### VARIABILI AMBIENTALI

Le variabili ambientali utilizzate in questo tipo di analisi sono generalmente le variabili climatiche che sono disponibili dal sito della WorldClim ([\[clim.org\]\(http://clim.org\)\). Nella versione 1.4, è possibile ottenere anche le variabili bioclimatiche per proiezioni future \(2050 e 2070\) o per ricostruzioni al passato \(Medio Olocene, Ultimo Massimo Glaciale, Ultimo Interglaciale\), mentre nella più recente versione 2.0, è possibile per ora la costruzione dei modelli solo se riferiti alla situazione attuale.](http://www.world</a></p></div><div data-bbox=)

Le variabili bioclimatiche, di seguito elencate, disponibili da WordClim sono 19, con BIO1-BIO11 termometriche e BIO12-BIO19 pluviometriche (HUMANS *et al.*, 2005):

- [BIO1] temperatura annuale media
- [BIO2] media del range della temperatura mensile
- [BIO3] isothermalità
- [BIO4] temperatura stagionale
- [BIO5] temperatura massima del mese più caldo
- [BIO6] temperatura minima del mese più freddo
- [BIO7] range di temperatura annuale
- [BIO8] temperatura media del trimestre più umido
- [BIO9] temperatura media del trimestre più secco
- [BIO10] temperatura media del trimestre più caldo
- [BIO11] temperatura media del trimestre più freddo
- [BIO12] precipitazione annuale
- [BIO13] precipitazione del mese più umido
- [BIO14] precipitazione del mese più secco
- [BIO15] precipitazione stagionale
- [BIO16] precipitazione del trimestre più umido
- [BIO17] precipitazione del trimestre più secco
- [BIO18] precipitazione del trimestre più caldo
- [BIO19] precipitazione del trimestre più freddo

La variabile topografica relativa all’altitudine (ALT), sempre ottenibile dal sito della WordClim, permette anche di generare le altre due variabili topografiche di esposizione (ASPECT) e di pendenza (SLOPE), attraverso l’utilizzo di un software GIS (Geographic Information System), come ad esempio ArcGis o Qgis. Le variabili sono disponibili con diverse risoluzioni, delle quali la più definita è quella a 30 arc-second (~1 km).

Nei modelli che prevedono analisi previsionali basate sulle future variazioni climatiche, è necessario stabilire alcuni parametri di riferimento che riguardano: l’anno, 2050 e/o 2070 con le variabili WorldClim, e la cosiddetta soglia RCP (Representative Concentration Pathways), riferita alla concentrazione dei gas-serra. Le soglie RCP sono state stabilite nel recente Fifth Assessment Report dell’Organizzazione delle Nazioni Unite di Parigi (2014), dall’Intergovernmental Panel sui Cambiamenti Climatici (IPCC), che ha individuato le seguenti 4 soglie:

- RCP2.6, che prevede un picco intorno al 2020 e quindi un graduale decremento delle concentrazioni;
- RCP4.5, che prevede un aumento delle concentrazioni fino a circa il 2040, quindi un decremento seguito poi da stabilizzazione;

- RCP6, che prevede un aumento delle concentrazioni fino a circa il 2080, quindi un decremento seguito poi da stabilizzazione;
- RCP8.5 (*no action*), che prevede un aumento continuo delle concentrazioni.

#### IL SOFTWARE MAXENT

Il software più frequentemente utilizzato per la costruzione di modelli basati sul principio di massima entropia è il MaxEnt, un software *open-source* prodotto dal Biodiversity and Conservation Centre dell'American Museum of Natural History di New York (PHILLIPS *et al.*, 2006).

MaxEnt utilizza algoritmi di *machine learning* per il calcolo dell'*habitat suitability* potenziale di una data specie in una data area. A seguito di un'analisi iterativa, il programma restituisce una distribuzione potenziale a diversi livelli percentuali di compatibilità ambientale, a seguito di un processo di correlazione tra i punti di presenza e le variabili climatiche utilizzate come covariate (ELITH *et al.*, 2011).

MaxEnt, infatti, utilizza un approccio multivariato per stimare l'area di compatibilità per la presenza di una specie attraverso la distribuzione probabilistica dell'entropia massima, la quale è soggetta ai vincoli rappresentati dalle informazioni fornite inerenti alla distribuzione della specie (PHILLIPS *et al.*, 2006).

MaxEnt offre alcuni strumenti utili all'interpretazione dei risultati e alla stima della loro significatività. A questo riguardo restituisce una serie di informazioni sulle variabili più contributive alla costruzione del modello e sul supporto dei dati di presenza utilizzati. Una parte dei dati inizialmente inseriti (generalmente il 20%), viene utilizzata come *testing data*, mentre la restante come *training data*. Sul loro confronto vengono restituiti un grafico dell'*Area under curve* (AUC) del *Receiver Operating Curve* (ROC), utile per stabilire la significatività dei risultati forniti nella previsione degli habitat potenziali alla presenza della specie, e un grafico con le soglie cumulative dei tassi di omissione (predetto, da *testing data*, da *training data*), per valutare la rappresentatività statistica dei dati inseriti (URBANI *et al.*, 2015).

Un'ulteriore importante fonte di informazione è anche rappresentata dalle *response curves*, che riportano per ciascuna specie l'andamento di ciascuna variabile, permettendo così di individuare i valori e gli intervalli ottimali alla presenza della specie, come anche le condizioni di incompatibilità ambientale attraverso i valori di *zero suitability*.

#### UN CASO DI STUDIO

Come esempio applicativo, di seguito sono riportati i risultati ottenuti con MaxEnt nell'analisi di 10 specie

di insetti (3 Ortotteri e 7 Coleotteri), endemiche dell'Appennino centrale e con una distribuzione altimetrica superiore ai 1400 m s.l.m. (URBANI *et al.*, 2017): ordine Orthoptera: 3 Acrididae [*Italohippus monticola* (Ebner) (IUCN, 2016: Endangered), *Italopodisma costae* (Targioni-Tozzetti) (IUCN, 2016: Least Concern), e *Italopodisma fiscellana* (La Greca) (IUCN, 2016: Endangered)]; ordine Coleoptera: 4 Chrysomelidae [*Longitarsus springeri* Leonardi, *Luperus fiorii* Weise, *Oreina sibylla* (Binaghi), *Psylliodes biondii* Leonardi], 2 Carabidae [*Trechus hummleri* Jeannel, *Trechus cerrutii* Focarile], 1 Curculionidae [*Otiorhynchus sirentensis* s.str. D'Amore-Fracassi]. A differenza degli Ortotteri, nessuna delle specie di Coleotteri analizzate è inclusa nella lista rossa IUCN o in analoghe liste nazionali.

Ventidue variabili (19 bioclimatiche e 3 topografiche) sono state considerate per parametrizzare i modelli attuali di distribuzione. Le variabili bioclimatiche devono preventivamente essere "ritagliate" spazialmente con riferimento all'area di studio, attraverso l'utilizzo di uno specifico strumento in ambiente GIS. Nell'esempio qui presentato, tutte le variabili ambientali sono state riportate con una risoluzione spaziale di 30 arc-second (~ 1 km).

I parametri settati in MaxEnt per la costruzione dei modelli attuali e previsionali sono i seguenti: *convergence threshold* (0.00001), *replicates* (5), *replicate run type* (cross-validate), *regularization multiplier* (1), *maximum number of iterations* (500), *random test percentage* (25); altri parametri sono stati mantenuti con i loro valori di default. La *background area* di riferimento è stata creata utilizzando 10,000 punti randomizzati, generati automaticamente da MaxEnt (Urbani *et al.*, 2017).

Per le proiezioni future al 2050 sono state utilizzate le variabili bioclimatiche, disponibili sempre sul sito WorldClim, riferite al modello CNRM-CM5. Tali variabili previsionali sono state generate dal Centre National de Recherches Météorologiques (Francia), considerando i quattro scenari stabiliti sulla base dei diversi valori di Representative Concentration Pathways (RCP): RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 e RCP8.5, dove i numeri sono riferiti alla forza radiante, calcolata in watt per metro-quadro (W/m<sup>2</sup>). Nell'esempio qui riportato è stato scelto il valore di RCP2.6, in quanto questo scenario rappresenta il percorso più conservativo ed ambizioso per il contenimento dell'emissioni dei gas-serra, anche se il trend attuale sembra ormai averlo largamente disatteso.

Sinteticamente, i risultati ottenuti da questi modelli forniscono informazioni utili per ciò che riguarda le variabili maggiormente informative nella distribuzione attuale delle specie considerate (Tab. 1). Si può infatti osservare come per 9 delle 10 specie considerate, un ruolo importante viene

Tabella 1 – Le prime tre variabili contributive ottenute da Maxent per le 10 specie analizzate, per le quali sono riportati i seguenti valori: unità di misura; percentuale di contribuzione; intervallo ottimale di compatibilità ambientale; percentuale media della probabilità di presenza della specie; valori limite di compatibilità con la presenza della specie (modificato da URBANI *et al.*, 2017).

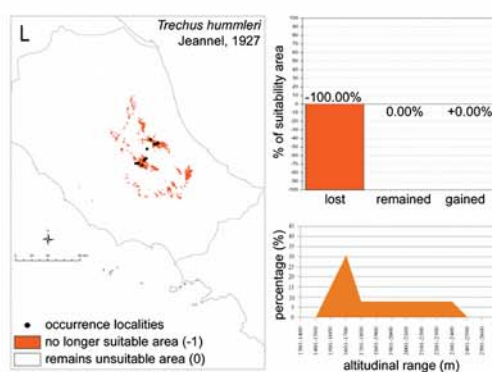
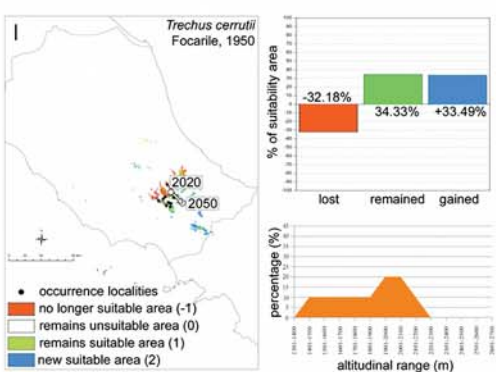
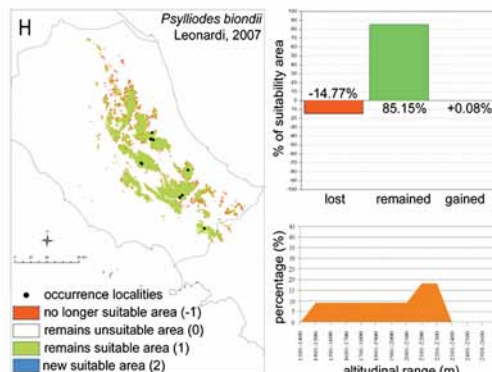
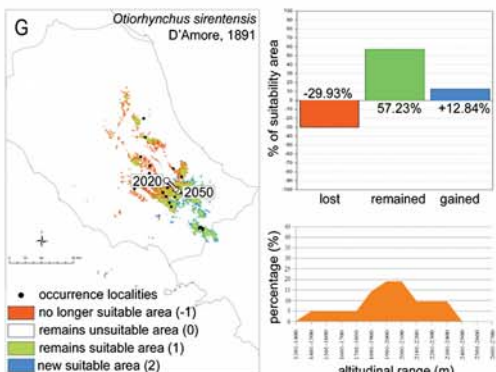
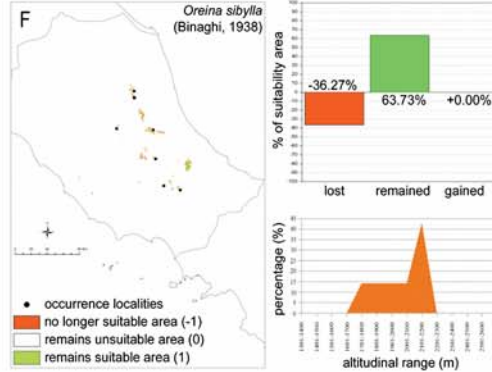
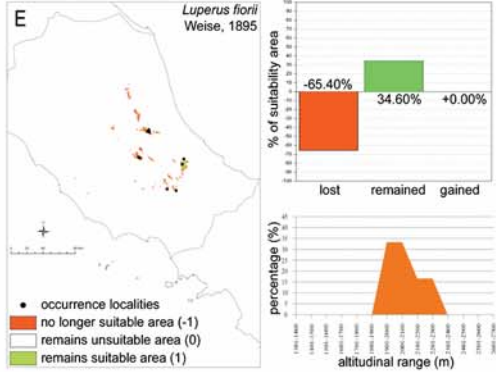
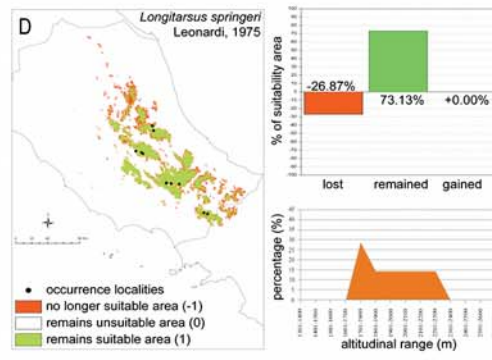
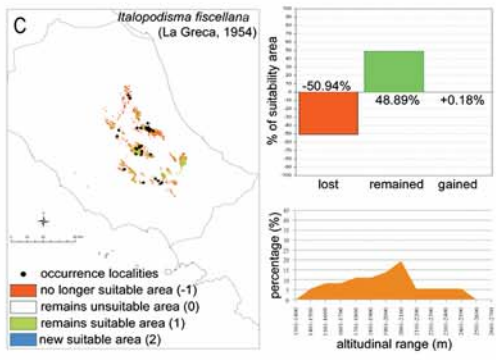
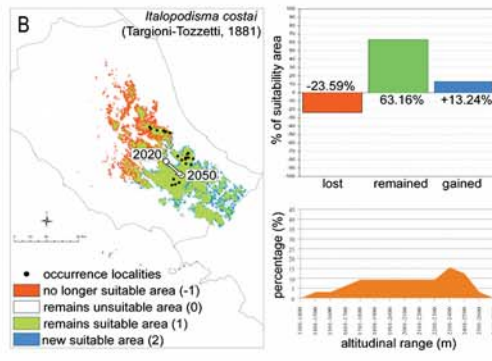
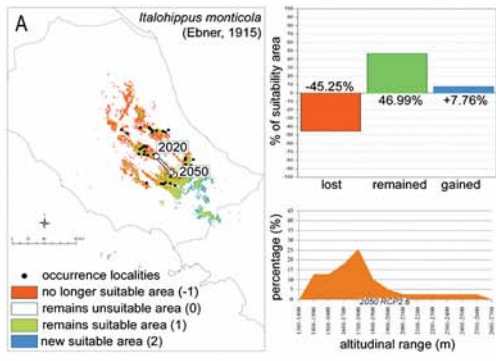
Specie	Valori					
	Variabili	Unità di misura	% contribuzione	Intervallo ottimale	Probabilità di presenza (media) %	“Zero” compatibilità
<i>Italohippus monticola</i>	BIO3	/	33,9	18-20	98	> 34
	ALT	m	20,0	2000	68	< 500
	BIO18	mm	19,6	200	70	< 60 or > 330
<i>Italopodisma costai</i>	BIO3	/	47,4	18-20	98	> 36
	BIO18	mm	15,4	200	68	< 40 or > 400
	ALT	m	12,4	> 1800	68	0
<i>Italopodisma fiscellana</i>	BIO3	/	42,9	18-20	96	> 30
	ALT	m	20,1	1900	70	< 500
	BIO18	mm	16,2	200	71	< 100 or > 350
<i>Longitarsus springeri</i>	BIO3	/	33,0	18-20	98	> 34
	ALT	m	20,1	> 2500	> 73	0
	BIO12	mm	9,2	0-300	67	> 2500
<i>Luperus fiorii</i>	BIO3	/	74,5	17-19	96	> 28
	BIO9	°C	13,2	-14/-10	83	> 20
	BIO18	mm	6,3	0-40	51	> 600
<i>Oreina sibylla</i>	BIO3	/	68,4	17-19	97	> 28
	BIO19	mm	13,6	0-80	75	> 600
	BIO2	°C	9,9	3,0-3,8	95	> 7
<i>Otiorhynchus sirentensis</i>	BIO3	/	46,3	18-20,5	95	> 32
	ALT	m	21,5	2000	70	0
	BIO18	mm	12,7	180	65	< 50 or > 400
<i>Psylliodes biondii</i>	BIO3	/	69,4	18-20	97	> 32
	BIO19	mm	8,3	20-80	71	> 750
	ALT	m	7,0	> 2500	> 73	0
<i>Trechus cerrutii</i>	BIO8	°C	43,6	1	69	< -10 or > 10
	BIO3	/	24,0	18-20	97	> 32
	BIO19	mm	12,0	170	55	> 400
<i>Trechus hummleri</i>	BIO18	mm	23,4	220	63	< 40 or > 400
	BIO9	°C	22,3	-2,5	58	< -10 or > 20
	BIO8	°C	17,0	3,5	71	< -10 or > 15

giocato dalla variabile BIO3 (isotermalità), che misura l’instabilità termometrica come rapporto tra le variazioni di temperatura giorno-notte e quelle estate-inverno, a cui la presenza delle specie risulta essere inversamente proporzionale. Una seconda variabile, molto contributiva in 6 delle specie considerate, è BIO18 (precipitazione del mese più caldo), con valori ottimali generalmente intorno ai 200 mm. Tra le variabili topografiche, va evidenziata l’importanza dell’altitudine che rappresenta un fattore significativo per 6 delle specie considerate, con quote ottimali superiori ai 2000 m.

Riguardo alle proiezioni future (2050), si possono evidenziare i seguenti risultati (Fig. 1 A-L):

- tutte le 10 specie subiscono una significativa riduzione delle aree compatibili alla loro presenza, in misura più o meno severa (14,77% di *Psylliodes biondii* al 100% di *Trechus hummleri*);
- in quattro casi (*Italohippus monticola*, *Italopodisma costai*, *Otiorhynchus sirentensis*, *Trechus cerrutii*), i modelli prevedono una virtuale acquisizione di nuove aree di compatibilità, la cui estensione si realizzerebbe con uno *shifting* in direzione sud-est. Queste supposte nuove aree

Figura 1 – Modelli di distribuzione attuale e prevista (2050 RCP2.6). Le frecce bianche indicano possibili spostamenti della compatibilità ambientale in nuove aree. Negli istogrammi: in rosso, è riportata la percentuale di aree che in futuro non saranno più compatibili con la presenza della specie; in verde, quella delle aree che si manterranno compatibili; in blu, quella delle nuove aree di compatibilità. A: *Italohippus monticola*; B: *Italopodisma costai*; C: *Italopodisma fiscellana*; D: *Longitarsus springeri*; E: *Luperus fiorii*; F: *Oreina sibylla*; G: *Otiorhynchus sirentensis*; H: *Psylliodes biondii*; I: *Trechus cerrutii*; L: *Trechus hummleri* (da URBANI *et al.*, 2017).





pur rivestendo una valenza soprattutto teorica, in quanto i modelli non tengono conto delle reali capacità di colonizzazione della specie o della presenza di eventuali barriere geografiche, forniscono tuttavia informazioni interessanti, qualora ci sia la possibilità di favorire l'uso di queste aree attraverso azioni mirate.

Sulla base di questa analisi, la variabile climatica che sembra maggiormente influenzare nel prossimo futuro le distribuzioni delle specie di alta quota endemiche dell'Appennino centrale in modo più significativo, è rappresentata dall'isothermalità

(BIO3), evidenziando in questo modo l'elevata sensibilità di queste specie alle forti ed ampie fluttuazioni termiche e, quindi, alla severità degli eventi climatici estremi. Variazioni nell'intensità e nella frequenza delle precipitazioni, in particolare l'aumento degli eventi pluviometrici nei mesi più caldi e più umidi e il decremento invece nei mesi più secchi, risultano essere anch'essi fattori importanti che influenzeranno pesantemente la distribuzione futura dell'entomofauna associata alle alte quote, con una sensibile riduzione delle aree ad elevata compatibilità ambientale.

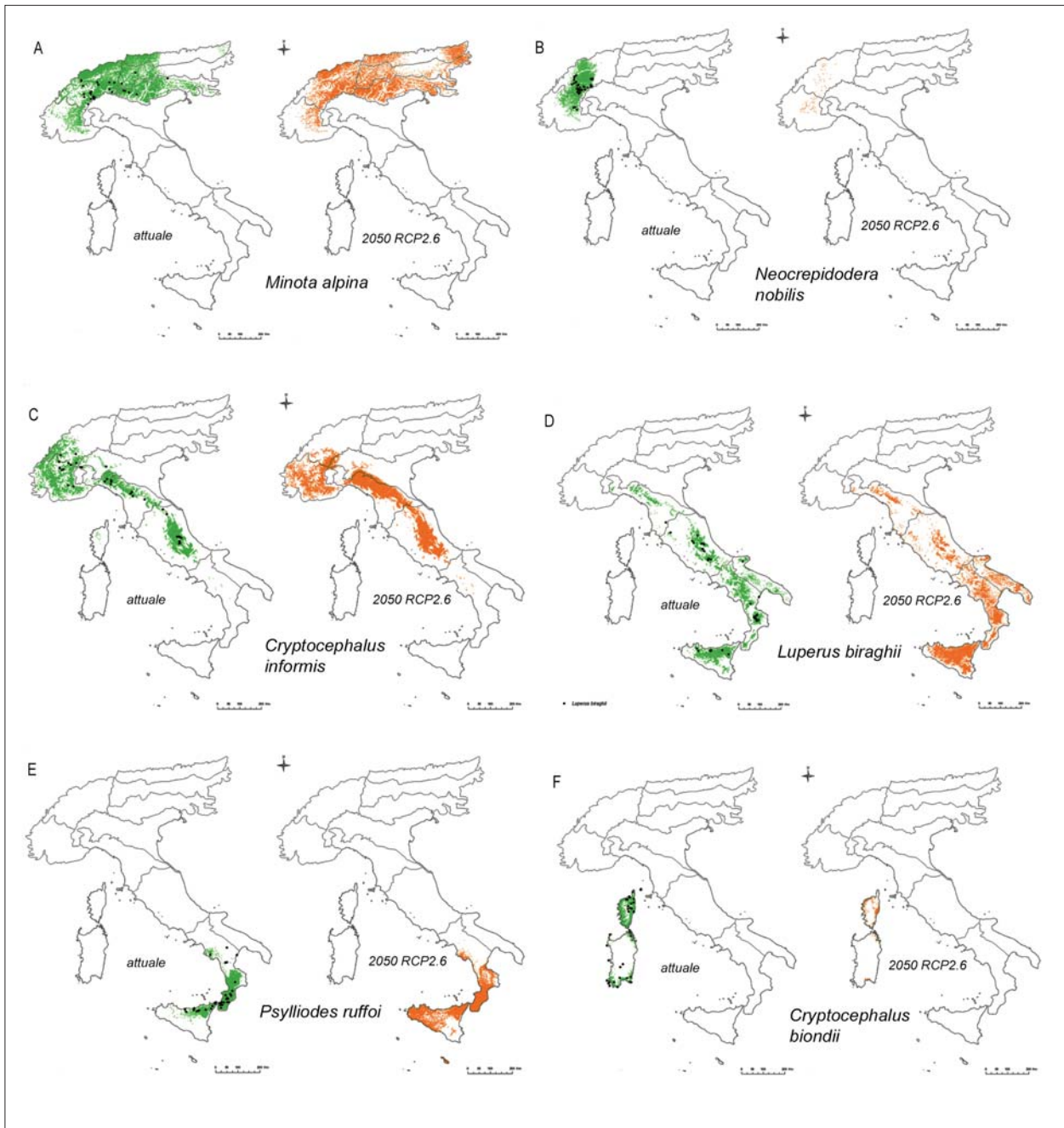


Figura 2 – Modelli di distribuzione attuale e prevista (2050 RCP2.6). A: *Minota alpina*; B: *Neocrepidodera nobilis*; C: *Cryptocephalus informis*; D: *Luperus biraghii*; E: *Psylliodes ruffoi*; F: *Cryptocephalus biondii* (dati inediti).

## CONCLUSIONI

Considerando anche altre tipologie di distribuzione di elementi endemici della fauna italiana, come ad esempio quella alpina, alpina meridionale, alpina occidentale, alpina sud-occidentale, alpino-appenninica, appenninica, appenninico-sicula, sicula, tirrenica e sardo-corsa, la previsione degli scenari futuri risulta alquanto differenziata. Le specie nemorali di ambienti di media e medio-alta quota non sembrano subire, in base ai modelli previsionali, sensibili contrazioni del loro areale attuale, al contrario mantengono gran parte delle aree occupate e in alcuni casi è prevista un'estensione degli habitat compatibili. Questo è il caso dei Coleoptera Chrysomelidae (dati inediti) come *Minota alpina* Biondi (Fig. 2A) oppure *Orestia electra* Gredler, tra gli elementi alpini, come pure di *Oreina elongata* (Suffrian), *Luperus leonardii* Fogato, *Cryptocephalis informis* Suffrian (Fig. 2C) ed altri, con distribuzioni estese anche all'Appennino. Diversa situazione viene invece prevista dai modelli per le specie del piano alpino e subalpino, come ad esempio *Neocrepidodera nobilis* (J. Daniel) (Fig. 2B) e *N. ligurica* (J. Daniel), che andranno incontro ad una forte contrazione delle aree compatibili. Interessante è anche osservare il previsto comportamento degli elementi più meridionali o di quelli a distribuzione insulare. Anche in questo caso, specie legate agli ambienti forestali, come *Psylliodes ruffoi* Leonardi (Fig. 2E) oppure *Luperus biraghii* Ragusa (Fig. 2D), mostrano una sensibile estensione degli ambienti ad elevata compatibilità, mentre specie più prettamente mediterranee, quali *Timarcha sardea* (Villa), *Coptocephala*

*raffrayi* (Desbrochers des Loges) o *Cryptocephalus biondii* Sassi & Regalin (Fig. 2F), presentano allarmanti riduzioni del loro habitat ottimale.

In conclusione, possiamo senz'altro affermare come i modelli previsionali applicati in particolare a specie con distribuzioni limitate ed esigenze ecologiche ristrette, e quindi potenzialmente vulnerabili, rappresentino uno strumento utile per valutare situazioni attuali o per prevedere possibili scenari futuri relativi alla loro distribuzione.

## BIBLIOGRAFIA

- ELITH J., PHILLIPS S.J., HASTIE T., DUDÍK M., CHEE Y.E., YATES C.J., 2011 - *A statistical explanation of MaxEnt for ecologists*. - Diversity and Distributions, 17: 43-57.
- HIJMANS R.J., CAMERON S.E., PARRA J.L., JONES P.G., JARVIS A., 2005 - *Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas*. - International Journal of Climatology, 25: 1965-1978.
- IUCN, 2016 - *The IUCN red list of threatened species. Version 2016-3*. [online] URL: <http://www.iucnredlist.org>
- MENÉNDEZ R., 2007 - *How are insects responding to global warming?* - Tijdschrift voor Entomologie, 150: 355-365
- PHILLIPS S.J., ANDERSON R.P., SCHAPIRE R.E., 2006 - *Maximum entropy modeling of species geographic distributions*. - Ecological Modelling, 190: 231-259.
- URBANI F., D'ALESSANDRO P., BIONDI M., 2017 - *Using Maximum Entropy Modeling (MaxEnt) to predict future trends in the distribution of high altitude endemic insects in response to climate change*. - Bulletin of Insectology, 70: 189-200.
- URBANI F., D'ALESSANDRO P., FRASCA R., BIONDI M., 2015 - *Maximum entropy modeling of geographic distributions of the flea beetle species endemic in Italy (Coleoptera: Chrysomelidae: Galerucinae: Alticini)*. - Zoologischer Anzeiger, 258: 99-109.

**176 - Pagina bianca**

## POSSIBLE EXTINCTION, POPULATION REDUCTION AND REDISCOVERY OF ITALIAN BLISTER BEETLES (COLEOPTERA, MELOIDAE)

MARCO A. BOLOGNA<sup>a</sup>

<sup>a</sup> *Dipartimento di Scienze, Università Roma Tre, Viale G. Marconi, 446, 00146 Roma, Italy; email: marcoalberto.bologna@uniroma3.it*  
Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda “Estinzioni globali ed estinzioni locali”. Seduta pubblica dell’Accademia - Firenze, 16 novembre 2018.

### *Possible extinction, population reduction and rediscovery of Italian blister beetles (Coleoptera, Meloidae)*

In this contribution the first analysis of the conservation status of the Italian Meloidae is carried out. Cases of possible extinction or population reduction, as well as the rediscovery of new populations after long time, are examined and briefly discussed through 21 examples in different genera of subfamilies Meloinae and Nemognathinae. In particular, the following cases are examined: (i) possible complete extinction in species previously recorded, especially from the alpine area and the main Tyrrhenian islands, no more collected after about one century; (ii) cases in which was supposed the extinction of species recently rediscovered; (iii) possible local extinctions; (iv) large reduction of populations. Causes of these phenomena are discussed and strategies of conservation are proposed.

KEY WORDS: Populations trend, habitat transformations, conservation strategies.

### INTRODUCTION

The species extinction and faunal turnover are evolutionary processes occurred regularly along the eras with impressive repeated peaks of species disappearance. The recent phenomenon of extinction due to the human environmental transformation in the so called Anthropocene is dramatically distinct from the previous ones, especially in the last century (e.g. VIGNIERI, 2014). In this framework, the conservationists interest was mainly addressed to local and global threats or extinctions of vertebrates, while the public attention was scarcely focused on invertebrates. A clear example of this unbalanced concern is pointed out by the European Habitat Directive, in which a number of invertebrates representing less than 50% of that of vertebrates are listed.

Yet, the World species diversity is represented especially by terrestrial and freshwater hexapods, a Metazoan lineage for which the existence of millions of species has been proposed, a number enormously bigger than the ca. 900.000 species described until now (STORKA *et al.*, 2015). The increasing destruction of terrestrial ecosystems, especially tropical forests, temperate prairies and wetlands, could produce the extinction of thousands insect species, most of which before their description.

The process of insect disappearance or reduction was never faced in detail but only generically dis-

cussed as concerns the Italian fauna (see BOLOGNA, 2002; LA POSTA *et al.*, 2002), which includes at least 35.000 species (MINELLI *et al.*, 1995), but probably a few thousands more (unpublished data from the Comitato Scientifico per la Fauna d’Italia).

Aim of the present contribution is to develop a preliminary analysis of the reduction and extinction in an Italian insect family (Coleoptera, Meloidae), studied by the Author since several years and on which thousands of chrono-geonomic records were included in a specific database (for a synthesis: BOLOGNA, 1991; BOLOGNA, unpublished). This beetle family represents a good model for such analysis being its complex life history (hypermetabolic development) and its obliged relation with hosts (Aculeata and Acridoidea primarily) extremely sensitive to environmental transformations. Moreover, these beetles, well known in the literature also for their contents of cantharidin, are showy, easily to sample and to monitoring. Meloidae includes ca. 3000 species, distributed in 130 genera and three subfamilies; mostly are diurnal, heliophilic and thermophilic, all phytophagous and strictly related to open ecosystems (steppe, prairies, savannas) (BOLOGNA & PINTO, 2001; BOLOGNA *et al.*, 2008; BOLOGNA & DI GIULIO, 2011).

The information on cases of reduction and extinction of blister beetles in extra-European countries is scarce, and in only two of them are partially docu-

mented. Four species of *Lytta* Fabricius, 1775, endemic to well explored and monitored zones of California, some of which previously regularly collected, were never more sampled since several years: (i) *Lytta hoppingi* Wellman, 1912, abundant until 1940 in the San Joaquin Valley (south Central Valley), and afterwards collected few times, the last single record on 1993; (ii) *L. moesta* (Horn, 1885), from Central Valley, the last record of which occurred on 1930; (iii) *L. morrisoni* (Horn, 1891), from the same region, always uncommon, with a single record on 2003 after several decades without samples; (iv) *L. insperata* (Horn, 1874) from the San Diego County (Mojave Desert, Ventura), the unique records of which occurred more than 100 years ago (see SELANDER, 1960; *explorer.natureserve.org*).

The second case concerns the Paleotropical nocturnal genus *Zonitoschema* Péringuey, 1909, represented in the Oriental Region by some 50 species, several of which still undescribed (BOLOGNA and PAN, unpublished). Four species from small islands of Indonesia were never more sampled after one century: *Zonitoschema amboinensis* (Pic, 1916) from Ambon Island, *Z. celebensis* (Pic, 1911) from N Sulawesi, *Z. mitshkei* (Pic, 1911), from Nias Island, near Sumatra, and *Z. oceanica* (Pic, 1915) from Simbawa Island. Actually, entomological samplings in this southeastern Asian region are scarce and the lacking of records of some species of this genus could be due to the reduced exploratory effort, but the great destruction of open natural habitats in this country and its transformation into rice or oil palm cultivations, could represent the real cause of the disappearance of these *Zonitoschema*.

As for the European fauna, cases of local species extinction or population reduction were discussed as concerns for example Germany (LÜCKMANN & NIEHUIS, 2009), Switzerland (CHITTARO & SANCHEZ, 2016) and Poland (STEBNICKA, 1987).

#### THE CONSERVATION STATUS OF ITALIAN MELOIDAE

Sixty-one species of blister beetles have been recorded with certainty in Italy and for 14 of them (23%) no records are documented since at least 50 years. Additional 23 species were recorded, but these data could be due to doubtful samplings or to label errors (BOLOGNA, 1991, 2005; RUIZ *et al.*, 2010). In general, according to the reduction of records, the disappearing of several populations of all Italian species seems an obvious phenomenon in our country. I personally documented this process in some areas regularly monitored in the last 40 years (e.g. in Latium: Tarquinia, Tolfa Mts., Maccarese-Castel di Guido).

All examples discussed in the followings para-

graphs are based on museum specimens or literature citations personally examined, especially for the preparation of the “Fauna d’Italia” (BOLOGNA, 1991), but also in the last 20 years. The last Italian known localities and the date of records are indicated for each species.

The case histories of Italian species disappearance is greatly diversified. Some examples are discussed below, by dividing them in distinct typologies.

#### (I) Possible definitive extinction in Italy

- (a) *Alosimus tyrrhenicus* Bologna, 1989 (Meloinae, Lyttini): Described from Latium (Monte Cavo: 1910) and Tuscany (Pisa: 1930), but never more collected despite repeated researches (Bologna, 1989). It is a Tyrrhenian endemism, belonging to a group of species with Maghrebian species and another isolated and never more collected relict species from Somalia.
- (b) *Alosimus syriacus* (Linnaeus, 1758) (Meloinae, Lyttini): This polytypic species, distributed from central Europe to Iran, was recorded from localities of the southern alpine and subalpine valleys (Ticino, Sempione: 1871; Alto Adige: 1866; Vicenza: 1870), but no more Italian records are known since more than one century. Also in the neighbouring countries the scarce data refer to the XX century (HORION, 1956; CHITTARO & SANCHEZ, 2016).
- (c) *Oenas crassicornis* (Illiger, 1800) (Meloinae, Lyttini): It is another species distributed from central Europe to Iran, and recorded from the eastern Italian Alps (Alto Adige: 1866; Friuli, Ampezzo: 1904), where it was never confirmed, such as in the adjacent countries.
- (d) *Actenodia billbergi* (Gyllenhal, 1817) (Meloinae, Mylabrini): This Iberian-Provençal species was recorded from Liguria (1900) but never more collected. Possibly, these data refer to the Nice province, previously included in the late Kingdom of Sardinia, or to western Liguria, where other West Mediterranean elements reach their eastern range limits. A similar case, not well documented, concerns another mylabrine species, *Hycleus brevicollis* (Baudi, 1878), a Maghrebian element found also in the Valencian coast, one type of which is labelled “Albenga”, in western Liguria. The local extinction of *Mylabris quadripunctata* (Linnaeus, 1767) in the same area is discussed below.
- (e) *Meloe (Micromeloe) uralensis* Pallas, 1773 (Meloinae, Meloini) (Fig. 1. 1): Central Asiatic element distributed in eastern and central Europe; recorded from Alto Adige, Merano (1866), but never more collected.
- (f) *Meloe (Micromeloe) decorus* Brandt & Erichson, 1832 (Meloinae, Meloini): Species with the same

distribution of the previous one, recorded from few localities from northern Italy, the last one in Piedmont (Astigiano: ca. 1970).

- (g) *Meloe (Meloegonius) rufiventris* Germar, 1832 (Meloinae, Meloini): The third *Meloe* with a central Asiatic-European distribution, recorded only from Lombardy (1870?) and extinct also from several areas of central Europe.
- (h) *Meloe (Taphromeloe) foveolatus* Guérin-Méneville, 1842 (Meloinae, Meloini): This species has a fragmented and relict distribution in the Mediterranean Basin. Few localities are known on the coastal Spain and Maghreb, until Libya, with an isolated record, never confirmed, from Apulia, Brindisi (ca. 1900).
- (i) *Euzonitis fulvipennis* (Fabricius, 1792) (Nemognathinae, Nemognathini): Pontic species, with an apparently trans-Jonian distribution, uncommon in Balkans, with an isolated and never confirmed record from Calabria (Catanzaro marina: 1884).
- (j) *Leptopalpus rostratus* (Fabricius, 1792) (Nemognathinae, Nemognathini): Western Mediterranean element, with an early Spring phenology, sampled in both Sardinia (ca. 1900) and Sicily (ca. 1880), but never recorded since more than one century.
- (k) *Nemognatha chrysomelina* (Fabricius, 1775) (Nemognathinae, Nemognathini): As the previous species, also this one, widely distributed from the Turanian depression to Mediterranean, was recorded from Sardinia (1870) and Sicily (1900), but no more sampled.
- (l) *Trichomeloe sericellus* (Reiche, 1857) (Meloinae, Lyttini): This species represents a biogeographic enigma, being distributed in the

Syrian-Palestinian area, but with isolated and never confirmed old records from Crimea and Sicily (Palermo and generically from Sicily: ca. 1900).

(II) *Apparent extinction and recent recurrence*

- (a) *Epicauta rufidorsum* (Goeze, 1777) (Meloinae, Epicautini): This western European species was considered as a crop pest in Italy until the II World War, but its populations had a quick reduction after that period and apparently disappeared in some regions (e.g. Latium, Tuscany). In the last two decades, demographic explosions of this hidden species have been signaled in Emilia-Romagna and in Venezia-Giulia.
- (b) *Stenoria analis* Schaum, 1859 (Nemognathinae, Nemognathini): This European-Mediterranean species, apparently localized in the whole range, was cited for the first time from Italy by Bologna (1991), who examined one old specimen from Liguria and single samples from Istria and Sicily. In the last ten years this species, strictly parasite of bees of the genus *Colletes* Latreille, 1802 (Hymenoptera, Colletidae) shows a huge and apparently rapid increasing of records on *Colletes hederiae* Schmidt & Westrich, 1993 in central Europe (France, Belgium, the Netherlands, Germany) (VERECKEN *et al.*, 2010). This expansion occurred also in Italy, and some new records from several regions have been signaled recently (BOLOGNA, 2005; unpublished).

(III) *Local populations extinction or decline*

- (a) *Mylabris flexuosa* A.G. Olivier, 1811 (Meloinae, Mylabrini) (Fig. 1. 2): It represents a glacial relict

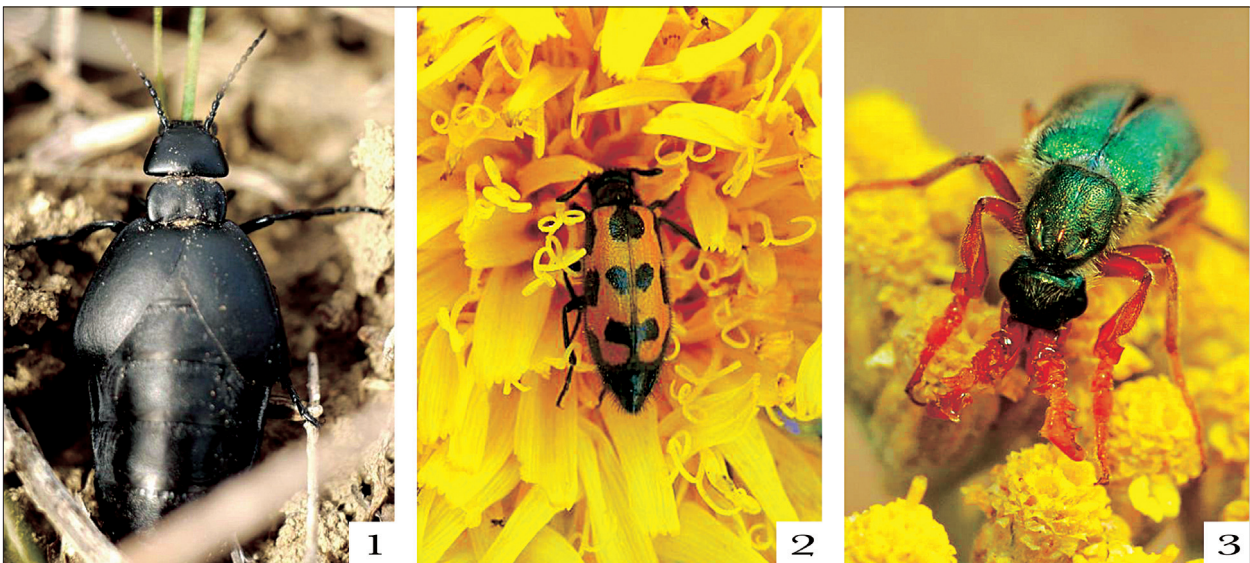


Fig. 1 – (1) *Meloe (Micromeloe) uralensis* Pallas (Ukraine, photo Efariis); (2) *Mylabris (Micrabris) flexuosa* Olivier (Italy, Valle d' Aosta, photo M. Bologna); (3) *Cerocoma (Cerocoma) schaefferi* (Linnaeus) (Spain, photo J. Lückmann).

with a fragmented range in Pyrenees, western Alps, central Apennines and possibly isolated populations in the Central Massif, eastern Alps and northern Apennines. The Sicilian populations recorded from the Peloritani Mts. in the 1860 (see BOLOGNA, 1991) are extinct. Those from the Pollino Massif in southern Apennines decreased after 1980 and are now very localized and reduced numerically. The populations from northern Apennines and Trentino were never more collected after 1970. A possibly cause of this decline, especially for the Pollino and Peloritani populations, is imputable to the climate change, which reduced the extension of the primary alpine pastures caused by the expansion of mesic forests.

- (b) *Mylabris quadripunctata* (Linnaeus, 1767) (Meloidae, Mylabrini): Species widely distributed from Portugal to western China, with the western Mediterranean populations isolated (Iberian Peninsula and southern France; southern Italy). The western Ligurian population, extreme extension of the Iberian-Provençal sub-range, is extinct after 1920 and never collected despite repeated researches.
- (c) *Cerocoma schaefferi* (Linnaeus, 1758) (Meloidae, Cerocomini) (Fig. 1. 3): This European-Anatolian species suffered a strong reduction in central Europe (HORION, 1956; LÜCKMANN & NIEHUIS, 2009; CHITTARO & SANCHEZ, 2016) and probably is extinct in Alto Adige (a single record in 1866), while is still relatively common in the disjointed southern Italian population (Basilicata, Calabria).

#### (IV) Rarefaction and localization

- (a) *Mylabris impressa* Chevrolat, 1840 (Meloidae, Mylabrini): The Sicilian populations of this Sicilian-Maghrebian element, have been described as distinct species (*M. stillata* Baudi, 1878) and molecular studies are need to define their taxonomic status. At present, only two populations from xeric localities of Trapani province have been confirmed, while the remaining few localities previously recorded, were never confirmed.
- (b) *Meloe variegatus* Donovan, 1793 (Meloidae, Meloini): A progressive rarefaction and local extinction of this European-Asiatic species was pointed out in western and central Europe (LÜCKMANN & NIEHUIS, 2009). The last Italian specimen was collected in 1980 in Piedmont, while regular surveys on some previously known populations from central Italy (Grosseto and Viterbo provinces) failed.
- (c) *Meloe saharensis* Chobaut, 1898 (Meloidae, Meloini): Saharan species, with single localities

in the coastal Spain and in the Italian Island of Lampedusa (Agrigento province).

- (d) *Zonitis fernancastroi* Pardo Alcaide, 1950 (Nemognathinae, Nemognathini): This western Mediterranean species was recently discovered in a single population in Vendicari (Sicily).

#### POSSIBLE CAUSES OF THE REDUCTION AND CONSERVATION STRATEGIES

The reasons of the recent reduction or extinction of blister beetle populations in Italy, and more generically in Europe or in other World countries, were never studied in detail, but according with the Author's experience, at least some causes can be singled out. First of all: the reduction of suitable habitats, such as natural pastures and steppe, due to the agriculture, which greatly reduced the domestic livestock grazing; the urbanization that consumed further open habitats; the recent spread of woodlands due to the grazing abandonment; the chemical pollution due to industrial and agricultural activities.

All these causes affect directly the blister beetle populations and synergically affect their larval hosts, Aculeata and Acridoidea. The pollution seems affect especially wild bees, while the pastures transformation and the deeper ploughings affect more directly grasshoppers. The major damage of pollution seems hit especially wild Apoidea, hosts of several specialized genera of Meloidae.

In addition, the disappearance of some blister beetle species in Italy is probably due to the localization of their populations because of biogeographical origins. Most of the discussed examples concern species which in our country had their limits of range, such as western Mediterranean or Central Asiatic-European. The marginalization, fragmentation or disjunction of their ranges, with numerically reduced populations should have contributed to their disappearance after land transformation and pollution.

In general, for the species with a larval more specialized biology, the need of hosts produced a metapopulation structure, connected to a scarcely suitable environmental matrix. This condition could be partially get over in some phoretic species, but the rarity of hosts obstruct the colonization process and the maintenance of large populations.

To define conservation strategies is a recent target for the entomologists. Monitoring rules for some saproxylic beetles were tested recently in our country (CARPANETO *et al.*, 2017). As regards Meloidae some suggestions are proposed below, most of which have a general interest for other groups of insects. (a) Developing regional, national and European policies, over the Habitat Directive, in

which specifically strategies for the protection of numerous insect species, not only a few flag-species are defined. The protection strategies must consider the safeguard of quite large areas suitable to maintain viable populations. (b) Defining priority conservation lists of species (or populations), based on biogeographic-ecological methods (e.g.: relict, endemic, niche specialization, life history, reproductive strategies). To develop Red Lists, based on the IUCN methods, as those published by the Italian Ministry of Environment or by the Tuscany regional government (BOLOGNA, 2005a). (c) Supporting faunistic researches aimed at locating relict populations of endangered species and to test the possible extinction of species or populations. (d) Utilizing chronogeonomic data resulted from faunistic researches to define conservation projects for species or habitats, especially for very threatened ecosystems such as natural pastures and steppe. (e) Promoting the natural restoration of areas abandoned by agricultural activities and maintaining wide glades in woodlands. (f) Defragging the metapopulations discontinuity by the maintenance of ecological corridors, that can have a multispecific role. (g) Defining, testing and developing methods of monitoring the most threatened species, in agreement with the guidelines of the European LIFE projects.

#### REFERENCES

- BOLOGNA M.A., 1989 – *Un nuovo Alosimus del litorale tirrenico e note tassonomiche su altre specie congeneriche nord africane (Coleoptera, Meloidae)*. - *Fragmenta Entomologica*, 21: 191-204.
- BOLOGNA M.A., 1991 – *Coleoptera Meloidae*. Fauna d'Italia. XXVIII. Calderini, Bologna, XIV+541 pp.
- BOLOGNA M. A., 2002 – *Rarefazione ed estinzione di specie*. In: *La Fauna*, Minelli S., Chemini C., Argano R., Ruffo S. Ed., Touring Club Italiano, Ministero dell'Ambiente, pp. 390-419.
- BOLOGNA M.A., 2005 – *Zonitis fernancastroi, a new species for the Italian fauna, and additional records of Meloidae and Oedemeridae (Coleoptera)*. - *Boll. Soc. entomol. ital.*, 137: 107-114.
- BOLOGNA M. A., 2005a – *Criteri per la redazione di una prima Lista Rossa di specie di interesse nazionale e regionale*. In: *Checklist e distribuzione della fauna italiana*, Ruffo S. & Stoch F. Ed. - *Mem. Museo Civ. St. Nat. Verona*, (2) Sez. Scienze della Vita, 16, pp. 63-66.
- BOLOGNA M.A., PINTO J.D., 2001 – *Phylogenetic studies of the Meloidae (Coleoptera), with emphasis on the evolution of phoresy*. - *System. Entomol.*, 26: 33-72.
- BOLOGNA M. A., DI GIULIO A., 2011 – *Biological and morphological adaptations in the pre-imaginal phases of the beetle family Meloidae*. - *Atti Accad. Naz. Ital. Entomol.*, 59: 141-152.
- BOLOGNA M.A., OLIVERIO M., PITZALIS M., MARIOTTINI P., 2008 – *Phylogeny and evolutionary history of the blister beetles (Coleoptera, Meloidae)*. - *Mol. Phylog. Evol.*, 48: 679-693.
- CARPANETO G.M., CAMPANARO A., HARDERSEN S., AUDISIO P., BOLOGNA M. A., MASON F., 2017 – *The LIFE Project "Monitoring of insects with public participation" (MIPP): aims, methods and conclusions*. - *Nature Conservation*, 20: 1-35.
- CHITTARO Y., SANCHEZ A., 2016 – *Liste commentée des Tenebrionoidea (Coleoptera) de Suisse. Partie 1: Aderidae, Anthicidae, (Boridae), Melandryidae, Meloidae, Mycetophagidae, Mycteridae, Prostomidae, Pyrochroidae, Pythidae, Ripiphoridae, Salpingidae, Tenebrionidae, Tetratomidae, Zopheridae*. - *Mitteil. Schweiz. Entomol. Gesell.*, 89: 183-235.
- HORION A., 1956 – *Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer: Band 5: Heteromera*. – *Entomol. Arb. Mus. G. Frey Tutzing München*: 1-336.
- LA POSTA S., ANGELICI F. M., SARROCCO S., BOLOGNA M., 2002 – *La conservazione della fauna*. In: *La Fauna*, Minelli S., Chemini C., Argano R., Ruffo S. Ed. Touring Club Italiano, Ministero dell'Ambiente, pp. 420-428.
- LÜCKMANN J., NIEHUIS M., 2009 – *Die Ölkäfer in Rheinland-Pfalz und im Saarland. Verbreitung, Phänologie, Ökologie, Situation und Schutz., Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland - Pfalz* e V., Mainz, 479 pp.
- MINELLI A., RUFFO S., LA POSTA S. (Eds.), 1995 – *Checklist delle specie della fauna italiana*, vols. 1-110. Calderini, Bologna.
- RUFFO S., STOCH F. (Eds.), 2005 – *Checklist e distribuzione della fauna italiana*. - *Mem. Museo Civ. St. Nat. Verona*, (2), Sez. Scienze della vita, 16: 1-307.
- RUIZ J.L., BOLOGNA M.A., GARCÍA-PARÍS M., 2010 – *Taxonomia y distribución de Meloe (Eurymeloe) saharensis Chobaut, 1898 (Coleoptera, Meloidae), con nuevas synonymias y primeros registros para Europa y Macaronesia*. - *Graellsia*, 66: 85-96.
- SELANDER R. B. 1960 – *Bionomics, systematics, and phylogeny of Lytta, a genus of blister beetles (Coleoptera, Meloidae)*. - *Illinois Biol. Monogr.*, 28: i-vi, 1-295.
- STEBNICKA Z., 1987 – *Klucze do oznaczania owadów Polski. XIX. Coleoptera. 84. Meloidae*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, pp. 1-34.
- STORKA N.E., MCBROOMA J., GELYB C., HAMILTON A.J., 2015 – *New approaches narrow global species estimates for beetles, insects, and terrestrial arthropods*. - *PNAS*, 112: 7519-7523.
- VERECKEN N.J., DUFRÈNE P., LÜCKMANN J., DEVALEZ J., RAEMAKERS I., BOLOGNA M.A., 2010 – *Synthèse des observations récentes de Stenoria analis (Schaum) (Coleoptera, Meloidae) en France et dans les régions voisines*. - *Osmia*, 4: 1-4.
- VIGNIERI S., SUGDEN A.M., PENNISI E. (Eds.) 2014 – *Vanishing Fauna*. Special Issue. *Science*, 345 (6195).



**182 - Pagina bianca**

## ESTINZIONI A LIVELLO DI HABITAT ED A MESO-SCALA DI SPECIE E COMUNITÀ DI COLEOTTERI CARABIDI: ESPERIENZE IN ITALIA

PIETRO BRANDMAYR<sup>a</sup> - GIORGIO COLOMBETTA<sup>b</sup> - ROBERTO PIZZOLOTTO<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Dipartimento DIBEST - Biologia, Ecologia e Scienze della Terra dell'Università della Calabria

<sup>b</sup> via Elia, 2 - 34100 Trieste

Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda "Estinzioni globali ed estinzioni locali". Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 16 novembre 2018.

### *Extinctions of Carabid beetle species and communities at habitat level and at mesoscale: experiences in Italy*

The extinction of carabid species and communities at local and mesoscale have poorly studied in Italy, nevertheless there are some evidence that habitat alteration, harvesting, pollution and climate change are synergic threatening the communities of forest habitats and the high mountain biotopes around the tree-line. At lower altitude extinctions are particularly frequent in forests, catastrophic events like clear cutting act synergic with other factors and overwhelm the ecosystem resilience, in a way that not even restoration processes are able to reconstruct the original species assemblage. In the Farneto suburban forest near Trieste the clear cut has been the key event that triggered the feedbacks leading over the MVP threshold for many forest specialists and water bound species. In this single forest extinction affected 50% of the ancient community and more.

Climate change is acting more covertly, sneaky and underhand in the more resilient montane forests, but the effects are strong in open lands, pastures and shrublands.

Local population extinctions due to climate change in mountains started probably at least one century ago, as demonstrated for *Leistus punctatissimus*, but extinctions increased highly in the last three decades, after 1980, as suggested by the comparison with the reports of older alpine entomologists, like Holdhaus, Franz and several others.

At mesoscale (provinces of Trieste and Gorizia) the extinctions are less frequent and involve smaller fractions of the resident fauna, but more accurate assessments can be obtained only by thorough investigations in a wider frame of habitats, that should involve the Natura 2000 SAC sites.

KEY WORDS: habitat alteration, harvesting, pollution, climate change, uphill shift, Dolomites

### INTRODUZIONE

Il processo di estinzione di una specie animale comporta in generale un declino, spesso sincrono, di una frazione rilevante o anche di tutte le sue popolazioni e dipende da molti fattori concomitanti, che sinergicamente contribuiscono a raggiungere il livello di "minimum viable population" (MVP), al disotto del quale la dinamica di estinzione diviene irreversibile. In queste poche pagine si cerca di dare un'idea di alcuni casi già accertati di estinzione locale di specie di Coleotteri Carabidi, loro comunità o parte di esse in seguito agli impatti che oggi più comunemente si abbattano sulla biodiversità animale di singoli habitat o a livello regionale, quindi di micro- o meso-scala nel nostro paese. Secondo BROOKS *et al.* (2007, Fig. 1) le cause più importanti nella perdita di biodiversità sono la perdita di habitat, il prelievo di biomassa, l'invasione di specie aliene, come ad esempio un predatore rilasciato su di una piccola isola, la frammentazione dell'habitat, l'inquinamento e, non ultimo, il cambiamento climatico. Va sottolineato che le estinzioni locali delle popolazioni di insetti non sono un fatto infrequente, esse fanno parte di quello che si può definire un

naturale ricambio che in certi habitat è addirittura la regola, almeno per una parte delle specie della comunità, come apprendiamo ad esempio da studi di dinamica di popolazioni in paesaggi antropizzati ad opera di DEN BOER, (1977). Questo autore distingue nell'ambito dei Carabidi specie con elevato turn over delle popolazioni e specie a basso turn over, queste ultime tipiche di ambienti più stabili come ad esempio le foreste. L'obiettivo di questa breve rassegna è di dare qualche esempio in territorio italiano di estinzione locale di comunità ben documentato e di esaminarne le cause, nel tentativo di ricostruire le sinergie che poi si sono innescate. Vedremo poi di fare il punto su estinzioni attribuibili al cambiamento climatico, che iniziano a presentarsi con sempre maggior evidenza soprattutto negli ambienti di montagna, per terminare con un bilancio di estinzione di specie a meso-scala, e precisamente la quantificazione del numero di specie estinte nel territorio delle province di Trieste e Gorizia, per le quali abbiamo raccolto negli ultimi decenni dati esaustivi ed attendibili, grazie anche alla consultazione delle collezioni pubbliche (Museo Civico di Storia Naturale di Trieste) e private disponibili.

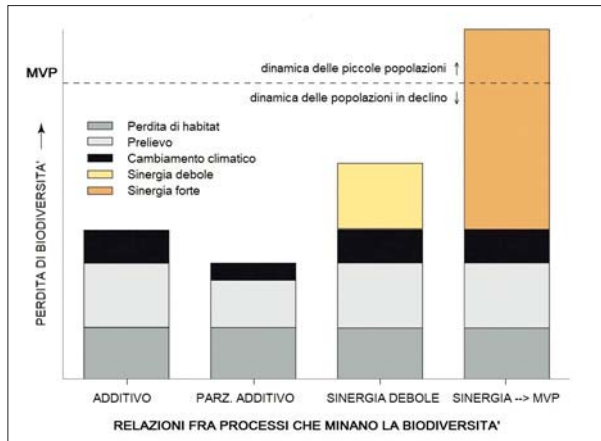


Fig. 1 – Relazioni fra processi che portano a diminuzione della biodiversità e loro relazioni. Prima colonna: modello interamente additivo che presume che all’effetto finale ciascun processo contribuisca in modo separato, mentre nel modello parzialmente additivo l’effetto di un processo può comprendere anche quello di un altro. Nella terza colonna si presume che a causa della sinergia fra processi l’effetto finale sia maggiore della somma dei singoli processi (per esempio l’effetto combinato di distruzione della foresta e del cambiamento climatico sorpassa il limite superiore di tolleranza termica di molte specie in una comunità). Nella quarta colonna il feedback positivo fra processi è talmente forte che le popolazioni possono arrivare al limite della minima densità o dimensione totale (MVP), in tal caso subentra la dinamica delle piccole popolazioni, per le quali la sopravvivenza o la possibilità di estinzione si basa su eventi prevalentemente stocastici. Da Brooks *et al.*, 2007, modificato.

IL BOSCO FARNETO DI TRIESTE:  
DA FORESTA SECOLARE A BOSCO SECONDARIO.  
COSA RIMANE DELLA BIODIVERSITÀ ORIGINARIA?

Il Bosco Farneto di Trieste costituisce un esempio eclatante del destino che hanno subito nel corso del secolo precedente tanti boschi suburbani nel nostro paese. Situato praticamente ai confini del centro storico della città, la divide quasi in due parti riaggiacciandosi al suo estremo orientale con le pinete del ciglione carsico che sovrasta Trieste. Attualmente di circa 240 ettari di estensione (Fig. 2), il Farneto

costituiva da tempo immemorabile, probabilmente dal Medio Evo, la riserva della guarnigione della città, che poi venne ad essere il porto più importante dell’Impero Austroungarico. Il soprassuolo era dato da querce secolari di notevoli dimensioni, tanto che sono numerosi i reperti di *Osmoderma eremita* conservati soprattutto presso il Museo triestino, insieme ad altre specie della Direttiva 92/43 CEE “Habitat”, come *Lucanus cervus* e *Cerambyx cerdo*. Il bosco forniva non solo legna da costruzione o da ardere, un moderato pascolo, ma anche foglie di sommacco per la concia delle pelli ed era rigorosamente tutelato contro gli eccessi di prelievo. Nel 1772 l’Intendenza del Litorale vieta “l’uso di tabarri o cappotti fatti di cortecchia di rovere”, e più volte i triestini si oppongono allo smembramento della proprietà imperiale, finché nel 1844 Ferdinando I d’Asburgo ne fa dono al Comune, come proprietà inalienabile, ponendo come condizione il suo perpetuo mantenimento a bosco. A parte qualche problema di prelievo nel 1916, durante la prima guerra, il bosco persiste nella sua integrità sino al 1944, quando subisce per motivi più che immaginabili un taglio totale. Nell’immediato dopoguerra, sotto la direzione del Governo Militare Alleato, la situazione viene aggravata dalla improvvisa estirpazione delle residue ceppaie, seguita poi dai primi tentativi di ripristino della foresta sia con essenze locali che con il pino nero, tentativi che vedono però anche l’espandersi a macchia d’olio della tenace Robinia, che in un primo tempo rallenta fortemente la crescita delle altre latifoglie.

Nel 1983, anno d’inizio del nostro studio sul Bosco Farneto (BRANDMAYR *et al.*, 2009), la foresta si presenta in gran parte ricostituita, con una prevalenza di querce di almeno 30/35 anni su buona parte della superficie, la robinia in declino e circa il 15% della superficie coperta da pino nero, insieme ad alcuni residui tratti ancora caratterizzati



Fig. 2 – Il Bosco Farneto intorno agli anni 2000. Il punto più vicino al centro della città si trova a circa 40 m di altitudine, l’estremo nordorientale arriva ai 240 metri sul livello del mare, con esposizione prevalente NE.

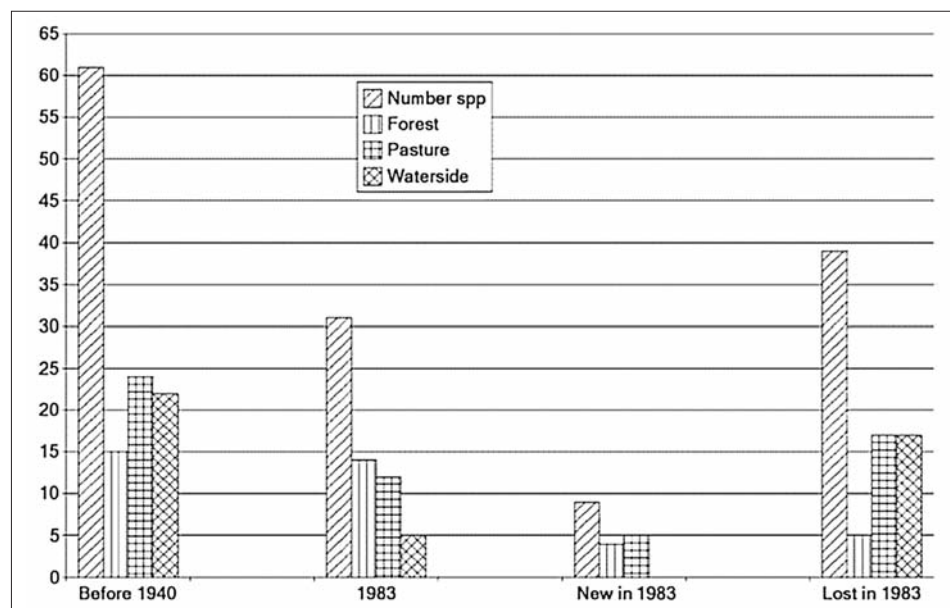
da pascolo in fase di incespugliamento. Vengono posti in opera 13 gruppi di tre trappole a caduta a copertura dell'intero bosco, dal centro città sino alla periferia NE, dove sopravvive il pascolo più esteso. I risultati di un anno di campionamento vengono poi confrontati con i reperti elencati nell'ormai storico Catalogo Topografico di Giuseppe MÜLLER (1926), che ha il vantaggio di attribuire ad ogni specie elencata anche il preciso rione di Trieste nel quale era stata rinvenuta. La somma dei dati di Müller e di singoli reperti posteriori rinvenuti in altre collezioni entomologiche private ci consente di considerare presente sino al 1944 una comunità forestale di almeno 61 specie (Fig. 3), 15 delle quali strettamente forestali, 24 legate a pascolo o radure, 22 invece dipendenti da acque correnti o stagnanti o comunque da elevata umidità del suolo. Nel 1983/84 nelle pitfalls vengono raccolte 27 specie, più quattro in raccolta diretta specialmente lungo i ruscelli ed in ambienti più umidi della foresta. Questa nuova comunità presenta ben 19 specie di ambiente forestale, delle quali 14 si possono definire silvicoli specializzati, primeggiano per abbondanza *Carabus catenulatus*, *C. caelatus* e *C. coriaceus*, la dieta del primo è soprattutto a base di lombrichi, i secondi sono prevalentemente elicotofagi, specialmente allo stato larvale. Ben cinque specie silvicole risultano endemiche dell'Europa sudorientale, fra queste ricordiamo *Trechus subnotatus*, sopravvissuto lungo un ruscello che scorre ancora nei pressi dell'Orto Botanico. Fra le specie rinvenute negli anni '80 vi sono anche alcune non registrate in precedenza, come *Abax parallelepipedus* (= *ater* auctt.), probabilmente sfuggito agli entomologi del primo Novecento, ed altre 8 delle quali 5 legate alle radure.

Il bilancio complessivo delle "perdite di biodi-

versità" risulta pesante: 39 specie mancano all'appello (Fig. 3), di queste ben 17 sono legate al pascolo, ed altre 17 igrofile o ripicole. Il comparto forestale è quello che subisce meno perdite, non più di 5 delle 19 specie originariamente presenti, se includiamo alcune tipicamente forestali rinvenute solo nel 1983 ma certamente presenti anche prima. Scompaiono però specie ecologicamente molto esigenti, come *Procerus gigas*, estintosi del tutto probabilmente intorno agli anni '70/80, il carabide dendrofilo *Laemostenus venustus*, legato alle querce secolari, *Laemostenus elongatus*, il bembidiino endogeo *Anillus florentinus*. Anche tenendo conto degli eventuali errori e delle differenze metodologiche fra i due campionamenti, uno protrattosi per molti anni e manualmente negli anni fra il 1890 ed il 1940, il secondo con trappole a caduta nei soli anni 1983/84, si registra comunque almeno un dimezzamento ( $39/70 = 55,7\%$ ) del numero di specie di Carabidi. La scomparsa di un discreto numero di specie di habitat erbacei si spiega probabilmente con la cessazione del pascolo ovino, avvenuta nei primi anni '50, mentre l'ecatombe di specie ripicole o igrofile si spiega con l'inquinamento dei ruscelli e del Torrente Grande, fortemente colpiti dai reflui di acque bianche fino almeno agli anni '80. Fra i ripicoli scomparsi annoveriamo *Chlaenius velutinus*, *Thalassophilus longicornis*, *Pseudolimnaeum inustum*.

Sintetizzando brevemente quanto osservato nell'ultimo secolo di vita del Bosco Farneto, dobbiamo sottolineare che la comunità attuale deriva da almeno tre processi concomitanti ed interagenti fra loro: la perdita di habitat, intesa se non altro come profonda alterazione del microclima forestale dell'area boscata, che certamente ha portato ad un prosciugamento del suolo e dei rivi minori, con perdita di specie ripicole

Fig. 3 – Da sinistra a destra: specie di Coleotteri Carabidi rinvenute nel Bosco Farneto prima del 1940, suddivise in forestali, di pascolo e igrofilo-ripicole, poi ritrovate o comunque raccolte nel 1983/84, nuove nelle raccolte 83/84, infine risultanti estinte nell'83/84. Da BRANDMAYR *et al.*, 2009.



e forestali. Queste in particolare hanno risentito anche dell'ablazione di tutto il soprassuolo ed in particolare delle querce più vetuste, con la conseguente scomparsa di elementi dendrofilo. L'inquinamento delle acque ha poi provocato un'ulteriore scomparsa di specie ripicole, oggi numerose fra quelle estinte, ma anche la cessazione del pascolo si è fatta sentire dopo che la foresta ha ripreso il sopravvento su gran parte della superficie. Sembra infine che anche il cambiamento climatico, che nell'area del Triestino si rileva soprattutto come diminuzione delle precipitazioni annue, ma anche come forte innalzamento delle minime invernali, stia per dare il suo contributo negativo. Sono infatti oltre quindici anni che non si osserva un esemplare di *Carabus catenulatus* attivo dopo la pioggia, e non sono poche le specie di carabidi che risultano assenti malgrado i tentativi di raccolta diretta. Queste osservazioni sporadiche, ripetute annualmente ma ancora non confermate dall'uso di pitfalls, fanno pensare ad un futuro rischio di "sclerofillizzazione", cioè di impoverimento della comunità forestale, che si avvierebbe all'assetto tipico delle comunità del bioma delle sclerofille, che in tutto il Mediterraneo ed in particolare nell'alto Adriatico sono costituite da quattro o cinque specie al massimo (BRANDMAYR *et al.*, 1983). È quindi auspicabile che il Bosco Farneto, oggi designato come Sito di Importanza Nazionale (SIN IT3342014) nell'ambito del Programma Bioitaly promosso dal Ministero dell'Ambiente per la Rete Natura 2000, venga monitorato adeguatamente in futuro e gestito in modo da limitarne al massimo ulteriori perdite di biodiversità. Il Boschetto dei Triestini rappresenta un'occasione unica per seguire nel tempo le trasformazioni storiche della fauna ad opera dell'uomo in un bosco suburbano, che nel suo piccolo non è meno meritevole, anche per la sua valenza sociale, della Foresta di Fontainebleau per Parigi, o del Wienerwald per i Viennesi. Esso rappresenta anche uno dei punti storicamente più visitati da entomologi centro-europei, ad esempio nel 1818 i naturalisti Hoppe e Hornschuch vi raccolsero una nuova sottospecie di Carabide Lebiino, *Lamprias fulvicollis thoracica*.

#### ESTINZIONI LOCALI E CAMBIAMENTO CLIMATICO

La disponibilità di numerosi censimenti annuali di comunità di Carabidi in habitat ben definiti dal punto di vista ecologico e fitosociologico (year samples) ci ha permesso negli ultimi 15 anni di ricampionare con accuratezza gli stessi siti nel tentativo di verificare l'entità e la natura dei cambiamenti verificatisi a distanza, mediamente, di trent'anni (PIZZOLOTTO *et al.*, 2010; PIZZOLOTTO *et al.*, 2014; BRANDMAYR e PIZZOLOTTO, 2016). Le prime espe-

rienze riguardano il Massiccio del Pollino, campionato nel 1977 in due faggete ed un pascolo mesofilo al Piano di Ruggio, siti poi ricampionati nel 2004. Il confronto fra le stesse comunità nella data più recente indicava un impatto diversificato a seconda della biomassa dell'ecosistema e della sua natura arborea o erbacea: l'alto fusto maturo di faggio (*Asyneumati-Fagetum*) mostrava solamente una lieve penetrazione di elementi termofili non rilevati nel 1977, ma manteneva nel tempo la medesima struttura di dominanza, testimone che le condizioni microclimatiche di fondo della foresta non erano cambiate. Fortissimo invece l'impatto del mutamento climatico nel pascolo a *Meum athamanticum* di Piano Ruggio, che vedeva la scomparsa di almeno quattro elementi mesofili o forestali, *Carabus violaceus picensis*, *Haptoderus apenninus*, *Percus bilineatus*, *Trichotichnus nitens* e la comparsa di specie provenienti dagli orizzonti bioclimatici inferiori, come alcune *Cymindis* e *Calathus fuscipes*. Per i pascoli si è potuto calcolare uno slittamento verso l'alto ("uphill shift") dell'ordine di 350-400 m, certamente condizionato dall'aumento delle temperature ma anche dal diminuire delle precipitazioni, andamento che abbiamo riportato in SCALERCIO *et al.* (2014). L'esperienza dell'Appennino Meridionale, per quanto basata su pochi siti, ci dice che gli ecosistemi forestali sembrano essere più resistenti al global warming, mentre quelli erbacei risentono più fortemente mostrando estinzione locale ed "uphill shift". Nel sottobosco della foresta però si osservano intrusioni di specie termofile, che sottendono un cambiamento "strisciante", denunciato con anticipo dagli insetti grazie alla loro maggiore mobilità e frequenza di generazioni.

È però nel settore delle Dolomiti di Fiemme che si sono ottenuti i dati più completi sugli effetti del cambiamento climatico, grazie anche all'appoggio dell'Amministrazione del Parco Regionale di Paneveggio e delle Pale di S. Martino. In quest'area, che gravita attorno all'importante limite biogeografico di Passo Rolle, le ricerche sul campo sono iniziate nel 1979/80, sempre nell'ambito del Progetto Finalizzato CNR "Promozione della Qualità dell'Ambiente". Vennero allora campionate, da oltre 20 zoologi, le comunità di Coleotteri Idroedefagi, Carabidi, Stafilinidi, Scarabeoidei coprofagi, Cerambicidi, Crisomelidi, Nitidulidi, Curculionidi, i Lepidotteri Ropaloceri, i Chilopodi ed i Nematodi dalle foreste montane sino alla prateria alpina, su un'estensione altitudinale di oltre 1300 metri (BRANDMAYR *et al.*, 1988). Le stazioni sono state riprese nel 2008/09 per i Coleotteri Carabidi, in un rigoroso approccio "time x time", evitando il compromesso più usuale, quello "space x time" solitamente preferito da chi campiona

comunità in relazione al cambiamento climatico. Anche se buona parte dei dati sono ancora in elaborazione, focalizzando sugli habitat sopra e sotto la linea degli alberi nei dintorni di Passo Rolle, soglia climatica critica, si osservano i cambiamenti che seguono (PIZZOLOTTO *et al.*, 2014). Le praterie alpine, situate presso Baita Segantini sotto il Cimón della Pala (2200-2250 m) mostrano estinzione di specie microterme (*Nebria germari*, declino di *Trechus dolomitanus*) ed aumento di predatori generici (*Carabus creutzeri* e *bertolinii*, *Nebria diaphana*, *Oreophilus morio*), scomparsa di specie igrofile. I pascoli tipici del Passo, i nardeti, derivanti dal disboscamento dei lariceti o delle distese di rododendro e pino mugo, sembrano aver sofferto soprattutto per il calo delle precipitazioni e denunciano con l'estinzione locale di molte specie igrofile un cambiamento che nella vegetazione ancora non si vede. Infine i siti forestali campionati, e specialmente quelli della Foresta di Paneveggio (Piceetum subalpinum) mostrano effetti ancora più sorprendenti del calo delle piogge, che si sono espressi in un cambiamento pedologico profondo, il passaggio da un suolo idromorfo ricco di sfagni ad uno più umifero e arieggiato, con un aumento vertiginoso della biomassa delle specie forestali, in particolare di *Oreophilus jurinei*. Limitandoci rigorosamente agli habitat già elaborati, a fronte delle 32 specie raccolte nel 1979/80, nel 2008/9 ne sono

comparse solo 27, e ben 9 del passato non sono ricomparse, a fronte di 4 nuovi arrivi, fra i quali *Carabus auronitens*, certamente risalito dagli orizzonti inferiori. Mancano all'appello, oltre a *Nebria germari*, molte specie igrofile dei pascoli e specie microterme al loro limite meridionale di areale, come *Patrobus septemtrionis*.

Fra le specie di Passo Rolle mancanti all'appello già nel 1979 spicca una di particolare importanza, *Leistus punctatissimus* Breit 1914. Scoperto nel 1902 da Anton Otto, venne descritto sulla base di un esemplare femmina, descrizione poi completata da ASSMANN e HEINE (1993) grazie ad un esemplare maschio trovato nel Deutsches Entomologisches Institut di Eberswalde. La specie era ritenuta estinta o forse di grande specializzazione ecologica, ma l'estinzione locale di *Nebria germari*, documentata nel 2008/9 per le praterie alpine sotto il Cimón della Pala ci ha suggerito una terza ipotesi, cioè che *L. punctatissimus* fosse ancora rappresentato da popolazioni vitali sull'altipiano delle Pale di S. Martino, un vastissimo altipiano carsico situato fra i 2500-2700 fra quelle montagne. Una ricognizione in sei stazioni a diverse altitudini ci ha permesso la cattura di tre esemplari del comunque rarissimo endemite, sfatando in questo caso l'idea di una possibile estinzione totale. La Fig. 4 rappresenta una possibile distribuzione geografica di *L. punctatissimus* durante l'ultimo acme glaciale, come "survi-

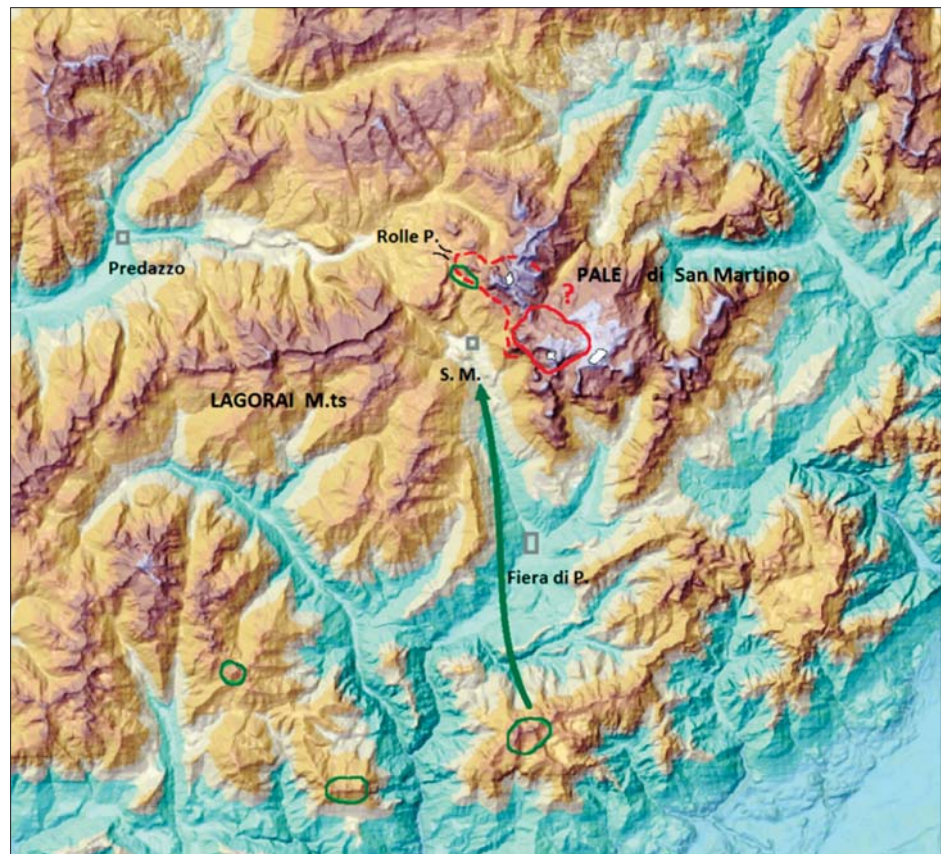


Fig. 4 – Topografia delle Dolomiti Bellunesi e del Trentino sudorientale con indicazione dei ghiacciai residui. Linea rossa continua: possibile areale attuale di *Leistus punctatissimus*, endemite sopravvissuto sul nunataq rappresentato dalle Pale di S. Martino. Linea rossa discontinua: presenza del *Leistus* nei dintorni di P.sso Rolle ai primi del 1900. Viene rappresentato, per confronto, l'areale attuale di *Duvalius breiti*, un reimmigrante a "breve distanza" (sensu Holdhaus), e la sua possibile via di reimmigrazione fino al P.sso Rolle (freccia verde). S. M.: San Martino di Castrozza. Da PIZZOLOTTO e BRANDMAYR (2018).

vor” legato al più esteso nunataq dell’area cadorino-trentino orientale, quello del gruppo delle Pale.

Le Dolomiti del Parco di Paneveggio e Pale di S. Martino rappresentano oggi un esempio ben documentato di quanto sia attivo il fenomeno dell’estinzione locale di popolazioni in seguito al global warming, e di come esso sia iniziato già agli albori del secolo scorso, come documenta appunto la scomparsa di *L. punctatissimus* a livello di P.sso Rolle, che è posto a 1980 m di altitudine.

#### LE ESTINZIONI A MESO-SCALA

Si tratta di un fenomeno poco documentato a livello nazionale, mentre non mancano altrove studi accurati sul declino di popolazioni, anche a livello di intere nazioni europee, come ad esempio i Paesi Bassi (DESENDER e TURIN, 1989). Le estinzioni a meso-scala sono certamente legate al progressivo accumularsi di quelle a micro-scala, come ci ricorda LÖVEI (2001): “stepping stones of global extinctions are local extinctions”. Il fattore che funge da moltiplicatore sinergico è rappresentato dalla frammentazione dell’habitat, come sostenuto dalla maggioranza degli autori, ma nell’era industriale non è trascurabile l’apporto dell’inquinamento, ad esempio quello atmosferico causato da una centrale termoelettrica, che può interessare aree di centinaia di kmq. Qui presentiamo il risultato di oltre 50 anni di osservazioni e raccolte relative al complesso delle due Province di Trieste e Gorizia, la cui superficie in totale copre circa 680 kmq. Si tratta di un territorio molto variegato dal punto di vista ambientale, con un’ampia gamma di biotopi costieri, lagune, zone umide, fiumi, foreste e boscaglie carsiche, cavità sotterranee, il tutto concentrato in un piccolo spazio. Un accurato esame della letteratura “grigia”, del Catalogo di Müller, di collezioni pubbliche o private e di vari lavori più recenti che non è qui possibile enumerare, assegnerebbe a questo territorio almeno 308 specie di Coleotteri Carabidi, Cicindelinae inclusi. Risultano estinte, al momento attuale, le specie elencate in Tab. 1.

Le 11 specie risultate estinte costituiscono il 3,6% della fauna complessiva delle due piccole provincie, un dato non trascurabile, anche se inferiore a quello di un’estinzione locale circoscritta ad un habitat, e dimostra che oggi si possono documentare estinzioni anche a meso-scala. È infine interessante notare come alcune delle specie estinte siano già incluse nella lista del Bosco Farneto, e che per la maggior parte si tratti di elementi legati a zone umide, certamente quelle oggi più impattate da una ormai dilagante alterazione. Molte delle specie estinte trovavano il loro habitat esclusiva-

mente nelle paludi della Valle delle Noghere, situate fra le città di Trieste e Muggia, percorsa dal fiume Ospò, studiate da SCHATZMAYR (1912), fino agli anni 20-30 del secolo scorso un vero serbatoio di biodiversità di coleotteri igrofilo ed alofili o alobionti, oggi quasi tutta ritombata e sede di una piccola zona industriale. Sono invece ancora in buone condizioni le paludi costiere del Monfalconese e dell’Isontino Goriziano, sede fra l’altro della Riserva Naturale della Foce dell’Isonzo (BRANDMAYR e COLOMBETTA, 2014).

#### CONCLUSIONI

Le estinzioni locali di popolazioni di coleotteri carabidi o di importanti frazioni delle loro comunità riguardano probabilmente gran parte del territorio italiano, ed interessano in varia misura zone umide e foreste planiziali e collinari, specialmente suburbane. Esse sono provocate essenzialmente da alterazione dell’habitat, eccesso di prelievo, dal cambiamento climatico e dall’inquinamento.

Alle altitudini minori le estinzioni interessano particolarmente le foreste, dove eventi catastrofici come il taglio raso possono agire sinergicamente con altri fattori e superare la capacità di resilienza a tal punto che anche la ricostruzione della foresta non riporta alla biodiversità originaria, ma solamente ad una parte di essa. Le perdite di biodiversità possono superare il 50% della fauna preesistente, se si considera la foresta come unità paesaggistica (caso del Bosco Farneto di Trieste).

Il cambiamento climatico agisce in modo subdolo, quasi impercettibile, nel caso di foreste ad alto fusto dotate di buona resistenza e grande biomassa (faggete appenniniche), il suo impatto è però molto maggiore nei pascoli ed in altre formazioni aperte (pascoli del Pollino).

In alta montagna (Dolomiti) le estinzioni locali risalgono probabilmente già ai primi decenni del secolo scorso, come dimostrato dal caso di *Leistus punctatissimus*, ma esse si sono accelerate moltissimo negli ultimi trent’anni, dopo il 1980, come dimostra la comparazione con le vecchie raccolte effettuate sulle Alpi nel primo novecento da vari AA., quali Holdhaus, Franz e molti altri.

A meso-scala le estinzioni ben documentate interessano una frazione minore della fauna nota, ma un bilancio più accurato si può ottenere solamente con studi e monitoraggi più rigorosi in una più vasta gamma di habitat, ad esempio concentrando le ricerche nei Siti di Importanza Comunitaria della Direttiva 92/43 Habitat, le attuali Zone Speciali di Conservazione (ZSC) ed in alcuni dei SIN più importanti.

Tab. 1 – Specie note delle Provincie di Trieste e Gorizia ma non più segnalate da almeno due decenni. Le popolazioni di quelle asteriscate sono state seguite da due degli AA. (PB e GC) sino alla loro estinzione, il dato è quindi particolarmente attendibile.

SPECIE	Habitat	Data presunta di estinzione	Cause di estinzione
<i>Carabus nodulosus</i> Creutzer *	Ruscelli forestali	1980	Overcollecting
<i>Procerus gigas</i> Creutzer *	Foreste coll. e montane	<1990?	Declino precipitazioni
<i>Nebria psammodes</i> (P. Rossi)*	Ripicolo	1980	Alterazione habitat
<i>Chlaenius velutinus</i> (Duftschmid) *	Ripicolo	<2005	Alterazione habitat
<i>Chlaenius festinus</i> (Panzer)	Ripicolo	<1970	Alterazione habitat
<i>Chlaeniellus olivieri</i> (Crotch)	Ripicolo, a. lentiche	1970	Alterazione habitat
<i>Acinopus megacephalus</i> (P. Rossi) *	Suoli argill.-salsi	1980	Alterazione habitat
<i>Harpalus rumelicus</i> Apfelbeck	Suoli argill.-salsi	<1960	Alterazione habitat
<i>Laemostenus venustus</i> (Dejean)	Querceti secolari	1950	Alterazione habitat
<i>Agonum sordidum</i> Dejean	Suoli argill.-umidi	1950	Alterazione habitat
<i>Zuphium olens</i> (P. Rossi) *	Suoli argill.-umidi	1980	Alterazione habitat

#### RINGRAZIAMENTI

Gli autori ringraziano quanti hanno contribuito ai dati sui quali si basano i calcoli presentati in questo lavoro ed il Parco Regionale di Paneveggio e delle Pale di S. Martino per il permesso di raccolta sull'altipiano delle Pale. Parte delle ricerche è stata finanziata dal M.I.U.R., Ministero per l'Università e la Ricerca Scientifica, PRIN 2009 - prot. 200947YRB9.

#### BIBLIOGRAFIA

- ASSMANN T., HEINE S., 1993 – *Die Leistus-Arten der Oreobius-Gruppe: Systematik, Taxonomie und Verbreitung (Coleoptera, Carabidae: Nebriinae)*. - Mitt. Ent. Ges. Basel, 43: 42-68.
- BOER, P.J., DEN, 1977 – *Dispersal power and survival. Carabids in a cultivated countryside*. - Miscell. Pap. Landbouwhoges. Wageningen, 14:1-90.
- BRANDMAYR P., (ed.), 1988 – *Zoocenosi e paesaggio I. Le Dolomiti - Val di Fiemme e Pale di S. Martino*. Studi trent. Sci. nat. 64, Acta biol. suppl., pp. 482. Edito in occasione dell'Anno Europeo per l'Ambiente, Trento, Tipolitografia Temi.
- BRANDMAYR P., COLOMBETTA G., 2014 – *Coleotteri Carabidi nella Riserva Naturale Foce Isonzo. Un dettagliato studio entomologico presso la Riserva. Co.Na*. Associazione per la Conservazione della Natura. <http://www.associazionecona.it/articoli/105-coleotteri-carabidi-nella-rn-foce-isonzo.html>
- BRANDMAYR P., PIZZOLOTTO R., COLOMBETTA G., ZETTO T., 2009 – *In situ extinction of carabid beetles and community changes in a protected suburban forest during the past century: the "Bosco Farneto" near Trieste (Italy)*. - J. Insect Conserv., 13(2): 231-243. doi: 10.1007/s10841-008-9161-6.
- BRANDMAYR P., PIZZOLOTTO R., 2016 – *Climate change and its impact on epigeal and hypogean carabid beetles*. - Period. biol. 118 (3): 147-162. doi: 10.18054/pb.2016.118.3.4062.
- BROOK B. W., SODHI N. S., BRADSHAW C. J. A., 2008 - *Synergies among extinction drivers under global change*. - Trends Ecol. Evolut., 23(8):453-460. doi:10.1016/j.tree.2008.03.011.
- DESENDER K., TURIN H., 1989 - *Loss of habitats and changes in the composition of the ground- and tiger beetle fauna in four West-European countries since 1950 (Coleoptera: Carabidae, Cicindelidae)*. - Biol. Conserv., 48(4): 277-294. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(89\)90103-1](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(89)90103-1)
- HOLDHAUS K., 1954 – *Die Spuren der Eiszeit in der Tierwelt Europas*. Abh. zool.-bot. Ges. Wien, 18, pp. 493.
- HOPPE D.H., HORNSCHUCH C.F., 1818 – *Tagebuch einer Botanischen Reise nach den Küsten des Adriatischen Meeres und den Gebirgen von Kärnten, Tirol und Salzburg*. Regensburg.
- LÖVEI G., 2001 – *Extinctions, modern examples of*. In: Encyclopedia of Biodiversity, 2. Academic Press.
- MÜLLER G., 1926 – *I Coleotteri della Venezia Giulia. Catalogo ragionato. - Parte I: Adephaga*. Tipografia Fratelli Mosettig, Trieste, pp. 304.
- PIZZOLOTTO R., SAPIA M., ROTONDARO F., SCALERCIO S., BRANDMAYR P., 2010 – *A Georeferenced Biodiversity Databank for Evaluating the Impact of Climate Change in Southern Italy Mountains*. In: Körner Ch., Spehn E. M. eds. – Data mining for global trends in mountain biodiversity, pp. 137-147. CRC Press, Taylor & Francis, ISBN 978-1-4200-8369-9.
- PIZZOLOTTO R., GOBBI M., BRANDMAYR P., 2014 – *Changes in ground beetle assemblages above and below the treeline of the Dolomites after almost thirty years (1980/2009)*. - Ecology and Evolution, 4(8): 1284-1294, doi: 10.1002/ece3.927.
- SCALERCIO S., BONACCI T., MAZZEI A., PIZZOLOTTO R., BRANDMAYR P., 2014 – *Better up, worse down: bidirectional consequences of three decades of changes on a relict population of *Erebia cassioides**. - J. Insect Conserv., 18(4): 643-650. doi: 10.1007/s10841-014-9669-x.
- SCHATZMAYR A., 1912 – *Studi sulla fauna coleotterologica della Valle d'Osopo*. - Boll. soc. adr. sci. nat., 26(2): 145-158.



**190 - Pagina bianca**

## ESTINZIONI VERE O PRESUNTE IN AMBITO ENTOMOLOGICO IN CORSI D'ACQUA MONTANI E IN ALTRI AMBIENTI VULNERABILI

PAOLO AUDISIO<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Dipartimento di Biologia e Biotechnologie "C. Darwin", Sapienza Università di Roma, via A. Borelli 50, I-00161 Roma, Italy. e-mail: paolo.audisio@uniroma1.it  
Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda "Estinzioni globali ed estinzioni locali". Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 16 novembre 2018.

### *Actual or presumed insects extinctions in mountain streams and other vulnerable habitats*

A short review of the uncommon phenomenon of insect extinctions, mainly focused on European species, is presented. Taxa more threatened by documented or possible extinction mainly include strictly endemic species associated with: middle altitude running waters, or with springs in small islands; low altitude relict wet habitats; low altitude large rivers; sandy habitats along seashores; hollow trees in relict primeval forests.

KEY WORDS: insect extinctions, vulnerable habitats, European fauna.

### INTRODUZIONE

Il fenomeno dell'estinzione in campo zoologico è tradizionalmente associato a più o meno carismatiche specie di Vertebrati con popolazioni di piccole dimensioni e di norma elevata taglia corporea, caratterizzate da basso tasso riproduttivo e lunghi tempi intergenerazionali, con elevata specializzazione trofica e legate ad habitat particolarmente vulnerabili, soggetti a minacce estreme perlopiù per cause antropiche. Molte di queste condizioni sono tipicamente antitetiche rispetto alla caratteristiche della maggior parte degli invertebrati e degli insetti in particolare, che sono in larghissima parte caratterizzati invece da popolazioni di grandi o comunque significative dimensioni, modestissima taglia corporea, elevato tasso riproduttivo e tempi intergenerazionali in media molto più brevi.

Malgrado queste considerazioni, l'estinzione di alcune specie in campo entomologico non è comunque un fenomeno sconosciuto, sebbene la possibilità di "certificare" queste estinzioni sia di norma alquanto remota. A causa di molteplici fattori intercorrelati quale l'elevata elusività, difficoltà di campionamento e osservazione, mancanza di informazioni complete sulla loro autoecologia e sul loro effettivo areale di dettaglio, le dimensioni effettive delle popolazioni e la distribuzione geografica misurabile su una scala ristretta sono in effetti difficilissime da definire per specie di insetti. Non è infatti un caso che nell'insieme delle liste rosse a scala regionale o globale la quasi totalità delle specie di insetti sia stata sinora valutata in termini di categorie di rischio IUCN utilizzando

solo parametri di stima indiretta quali in particolare EOO (Extent Of Occurrence), AOO (Area of Occupancy), e numero di siti di raccolta recentemente censiti e confermati (NIETO e ALEXANDER, 2010; IUCN 2012a, 2012b; CARPANETO *et al.*, 2015).

Nel passato sono state quindi numerose le segnalazioni di possibili estinzioni di taxa in campo entomologico, anche su scala europea e italiana, non suffragate da prove certe e documentate, che sono poi state clamorosamente smentite da nuovi dati desunti da analisi e monitoraggi più estesi e più approfonditi. Solo per citare qualche caso ben noto tra alcuni insetti particolarmente vistosi ed emblematici, la presunta estinzione dopo la metà del secolo scorso dei due grandi coleotteri carabidi *Carabus cavernosus variolatus* nell'Appennino centrale e quella di *C. olympiae* nelle Prealpi Biellesi, smentite da dati di anni successivi (CASALE *et al.*, 1982; NEGRO *et al.*, 2008; TRIZZINO *et al.*, 2013a), che ne hanno invece dimostrato la continuità di presenza sia nelle località storiche, sia in nuovi siti precedentemente poco esplorati o inattesi. Discorso analogo vale anche per numerosi elementi cavemicoli troglobi e iperspecializzati, in precedenza ritenuti endemici di singole e molto limitate cavità carsiche, in realtà dimostratisi in seguito spesso ben più ampiamente diffusi nel MSS (Milieu Souterrain Superficiel) e nelle fratture profonde del suolo di contigue aree carsiche, molto più difficilmente accessibili alle attività dirette di ricerca da parte degli entomologi. Anche la mancanza di informazioni sull'autoecologia di dettaglio o sulla fenologia di taxa molto specializzati come fitofagi, microfagi acquatici o insetti del suolo ha spesso con-

tribuito ad alimentare e supportare valutazioni di presunte estinzioni, smentite in seguito dalla scoperta, spesso occasionale, delle precise esigenze trofiche e di microhabitat di alcune di esse.

Si veda su questo tema, ad esempio, la recente riscoperta del misterioso coleottero Nitidulide *Brassicogethes salvan* nelle Alpi Marittime italiane dopo più di un secolo (LIU *et al.*, 2019), dopo che ne era stata ipotizzata la probabile estinzione (FONTAINE *et al.*, 2007). Anche la mancanza di reperti successivi della ormai mitica *Crowsoniella relicta*, l'unico coleottero Arcostemato autoctono europeo (PACE, 1975; CARPANETO *et al.*, 2015), è probabile che possa essere legata solo all'assenza di conoscenze di base di questo stesso tipo.

Altri fattori che possono indurre sospetti di possibili estinzioni in molti invertebrati sono anche gli andamenti ciclici della crescita o decrescita delle popolazioni di alcune specie rare e dall'ecologia particolarmente delicata, spesso in funzione dell'andamento di alcuni parametri climatici ed ecosistemici solo in parte studiati e conosciuti. Caso emblematico è ad esempio la a lungo sospettata estinzione su scala italiana del raro coleottero saproxilico predatore *Cucujus cinnaberinus* (oltre tutto specie in DH), ritrovato recentemente con popolazioni relativamente abbondanti nelle stesse aree dell'Italia meridionale dove era stato in precedenza segnalato, a seguito sia dell'aumento delle locali precipitazioni medie, sia di monitoraggi specializzati (MAZZEI *et al.*, 2011; CARPANETO *et al.*, 2015). Per ultimo, alcune specie verosimilmente molto rare e con areali potenzialmente puntiformi, non più ritrovate dopo la descrizione, possono anche essere state coinvolte in errori nell'identificazione o nel posizionamento della località-tipo che ne precludono il ritrovamento.

Alcune specie o sottospecie di insetti sembrano peraltro effettivamente essersi estinte, anche a scala europea ed italiana; in questo breve articolo di sintesi fornirò quindi qualche esempio, tentando di focalizzare l'attenzione soprattutto sui tratti (eto-ecologici, trofici, dimensionali, zoogeografici, ecc.) che sembrano comuni tra le poche specie di cui sembrerebbe effettivamente documentata l'estinzione.

## DISCUSSIONE

Su base teorica, alle specie di insetti che più facilmente potrebbero essere soggette ad estinzioni locali o globali si potrebbero associare cumulativamente queste caratteristiche generali: estrema specializzazione ed irripetibilità degli habitat da cui dipendano (es. associate a singole e isolate sorgenti reocreniche, a piccole sorgenti termali sulfuree, a legno spiaggiato in aree costiere sabbiose relitte, ad aree cacuminali di montagne isolate, ecc.); elevata specializzazione

trofica (es. fitofagi associati a singole e rare specie di piante ospiti, che le abbiano condotte in potenziali *culs de sac* evolutivi); sensibilità elevata alle perturbazioni antropiche (quindi con alto livello di bioindicazione; es. specie molto sensibili alla presenza di fitochimici ambientali, di sostanze inquinanti nelle acque, ecc.); endemizzazione estrema (es., specie note esclusivamente su singole piccole isole, gruppi montuosi isolati, ecc.); elevata frammentazione dell'habitat esclusivo, con scarsa o nulla interconnettività; evidente predisposizione dell'habitat di elezione al disturbo antropico (es. sorgenti e ruscelli in aree con scarsità di acque potabili e quindi facilmente soggette a captazioni idriche; zone umide relitte di pianura facilmente soggette a bonifiche o interramenti; tratti di potamon di grandi fiumi di pianura ormai inquinati; alberi vetusti in zone ad elevata frequentazione antropica, facilmente esposti ad abbattimenti per motivi di sicurezza); naturale rarità per cause ignote (specie con piccolissime e frammentate popolazioni conosciute); insularità (effettiva e/o ecologica) delle popolazioni note; particolarmente esposte a predazione e/o competizione da parte di specie aliene invasive; particolarmente esposte ai fenomeni di *Climate Change* (ad esempio specie di pascoli montani di alta quota, o specie dulciacquicole associate a piccoli ruscelli con acque fredde ed ossigenate di medie quote); che manifestano atterismo e microtterismo, o scarsa vagilità; predisposte al prelievo antropico per cause contingenti (es., specie vistose e di facile individuazione ai fini collezionistici, o di interesse commerciale). Fatali combinazioni di due o più delle condizioni sopra riportate sono ovviamente in grado di amplificare di molto i rischi e le minacce che interressano ciascuna specie.

Nell'ambito delle circa 90.000 specie di insetti note nella sola fauna europea in senso lato (FONTAINE *et al.*, 2012), e di fronte ad una media di poco meno di 600 nuove specie che vengono descritte ogni anno in Europa, si possono d'altra parte elencare meno di una decina di specie la cui estinzione globale sia da considerare sufficientemente documentata (FONTAINE *et al.*, 2007), alcune delle quali in realtà ritrovate in anni successivi. Su scala mondiale la IUCN ne certifica d'altra parte al 2016 appena una sessantina, in grande maggioranza endemite di complessi insulari, con una certa prevalenza di Lepidotteri a volo notturno, di Ortotteroidei e di insetti acquatici. Non vi è quindi dubbio che gli eventi di estinzioni globali di insetti siano in generale da considerare abbastanza eccezionali. Molto più frequenti sono ovviamente le segnalazioni di estinzioni (peraltro quasi sempre solo presunte) su scala locale di taxa più ampiamente distribuiti altrove. Vediamo alcuni casi di estinzioni globali di specie europee, tra quelli meglio esplorati e più attendibili:

*Hydraena* (“*Haenydra*”) *sappho* (Coleoptera, Hydraenidae):

Isola di Lefkas, Grecia occidentale.

Descritta sulla base di un singolo maschio raccolto negli anni '60 del secolo scorso in un modesto ruscello montano alimentato da una singola sorgente presente in un piccolo *enclave* litologico cristallino, in un contesto insulare quasi esclusivamente carbonatico (JANSSEN, 1965), questo taxon è scomparso a seguito della successiva totale captazione della sorgente stessa per finalità di usi civili. La specie, che rappresentava oltre tutto un elemento relittuale di grande interesse filogenetico e zoogeografico (TRIZZINO *et al.*, 2013b), non è in effetti mai più stata ritrovata dopo la descrizione né a Lefkas, né in innumerevoli altre località della Grecia occidentale dove è stata invano ricercata più volte da molti ricercatori diversi (FONTAINE *et al.*, 2007).

*Hydraena* (“*Haenydra*”) sp. cfr. *gracilis* (Coleoptera, Hydraenidae):

Fosso di Arcidosso, Monte Amiata, Italia centrale.

Citata sulla base di due femmine raccolte negli anni '50 del secolo scorso (CHIESA, 1959), in un modesto ruscello montano alimentato da una singola sorgente in un *enclave* litologico carbonatico presente in un contesto prevalentemente vulcanico. Come nel caso precedente, il ruscello è stato in seguito completamente captato per alimentare l'acquedotto di Siena, e la specie, probabilmente elemento endemico con possibili affinità con altri paleoendemiti dell'Italia centrale (*H. samnitica* dell'Appennino abruzzese; *H. pangei* della Grecia settentrionale), non è mai più stata ritrovata né nell'area, né altrove (TRIZZINO *et al.*, 2013b; AUDISIO et SCAPIGLIATI, dati inediti).

*Alosimus tyrrhenicus* (Coleoptera, Meloidae).

Descritta di una località del Lazio sui colli Albani e di una subcostiera nei dintorni di Pisa in Toscana, sulla base di una piccolissima serie di individui raccolti agli inizi del '900 (BOLOGNA, 1989). Questa misteriosa e vistosa specie relitta, membro di un piccolo gruppo di specie a gravitazione maghrebina, di probabile differenziamento nel tardo Miocene, non è mai stata ritrovata, ed è ormai considerata estinta (BOLOGNA *et al.*, 2008). Biologia del tutto sconosciuta, ma verosimilmente con stadi larvali parassiti di nidi di piccoli Apoidei.

*Carabus clatratus antonellii* (Coleoptera, Carabidae): Italia peninsulare.

Sottospecie endemica italiana di taxon ad ampia distribuzione dall'Europa occidentale alla Siberia (CASALE *et al.*, 1982). Associata a stagni, paludi e laghi di pianura in contesti di buona qualità ambientale; predatrice di invertebrati e piccoli vertebrati acquatici.

Virtualmente scomparsa in Italia ormai da circa un decennio, dopo un forte recente declino delle poche popolazioni sopravvissute tra Toscana e Lombardia, a causa in particolare dell'arrivo in Italia del Decapode alieno invasivo *Procambarus clarkii* (Gambero rosso della Luisiana), predatore soprattutto degli stadi larvali della specie.

Una mezza dozzina di specie di Plecotteri europei, tra cui anche diverse entità endemiche di aree montane e submontane dell'Italia meridionale (FOCHETTI e TIERNO DE FIGUEROA, 2008), non risultano inoltre essere state più ritrovate da molti decenni, e potrebbero effettivamente risultare estinte. Trattandosi peraltro di entità scarsamente monitorate e ricercate in tempi recenti con tecniche specializzate e finalizzate all'identificazione tassonomica, il loro effettivo stato di conservazione è da considerare in quasi tutti i casi a livello di DD (Data Deficient). Anche questi taxa contribuiscono peraltro alla netta percezione che le comunità reofile montane di insetti siano globalmente tra quelle maggiormente minacciate, soprattutto in molti paesi dell'Europa meridionale.

Sulla base di queste evidenze, risulta piuttosto chiaro come gli ambienti dei piccoli corsi d'acqua montani (TRIZZINO *et al.*, 2015) e quelli delle zone umide, delle sorgenti e dei tratti di *potamon* dei grandi fiumi di pianura sono quelli che hanno la maggiore probabilità di essere distrutti insieme con le loro eventuali specie endemiche.

Molte altre sono peraltro le specie esposte ad effettive estinzioni. Ad esempio, tra le circa 2050 specie di Coleotteri saproxilici italiani elencati recentemente da CARPANETO *et al.* (2015), almeno 85 (4.5 %) sono in categoria CR (Critically Endangered), e 2 (*Pediacus fuscus* e *Derodontus macularis*) sono in categoria PE (Probabilmente Estinte in Italia). Tra quelle più fortemente minacciate vogliamo ricordare almeno *Osmoderma cristinae* e *Gnorimus decempunctatus*, entrambe endemiche della Sicilia settentrionale, associate ad alberi vetusti di latifoglie, in aree boschive di elevata qualità ambientale e saproxilofaghe all'interno di cavità arboree. Sono infatti entrambe a forte rischio di estinzione totale, a causa dell'areale ristretto, della continua riduzione, frammentazione e scomparsa degli habitat idonei, della predazione da parte di uccelli recentemente invasivi e del disturbo antropico e prelievo illegale di individui per fini collezionistici. Anche l'entomofauna saproxilica endemica legata agli alberi vetusti e alle foreste vetuste è infatti una di quelle maggiormente minacciate su scala europea.

Molte altre tra le specie più vulnerabili sono invece associate ad habitat sabbiosi litoranei, analogamente minacciati da distruzione per cambiamento di uso del suolo, frammentazione o disturbo antropico più generale; pensiamo, solo tra le specie italiane, ad

entità quali altri due coleotteri Scarabeoidei coprofagi, come *Ceratophius rossii* ed *Heptaulacus rasettii*, entrambe endemiche di una ristretta fascia della costa toscana, e svariati Ortotteroidei sabulicoli costieri dell'Italia meridionale e della Sicilia.

Non poche le specie fortemente minacciate anche tra quelle legate ad ambienti umidi (stagni, paludi, torbiere) di pianura, in sempre più forte e apparentemente incontrollabile riduzione, tra cui soprattutto molti coleotteri, lepidotteri e ortotteri fitofagi, odonati e rappresentanti di diversi altri ordini, per i quali tutti sarebbe urgente ed opportuna, almeno su scala italiana, la redazione di apposite liste rosse (tra i gruppi citati al momento è disponibile solo quella per gli Odonati).

## CONCLUSIONI

L'estinzione documentata totale di una specie o sottospecie di insetti è per il momento un evento fortunatamente ancora raro e interessa soprattutto, in ordine decrescente di probabilità, i taxa endemici di aree ristrette con queste caratteristiche:

- associati a piccoli corsi d'acqua montani alimentati da modeste sorgenti, in aree con scarsità di acqua (quindi sotto maggiore pressione antropica), soprattutto nelle isole o in montagne isolate;
- associati come predatori o microfagi acquatici ai tratti di *potamon* di grandi fiumi di pianura sotto elevata pressione antropica;
- associati come predatori, fitofagi specializzati, saprofagi o xilofagi o parassiti, ad aree sabbiose costiere sotto elevata pressione antropica;
- associati come saproxilofagi a foreste e alberi vetusti;
- associati come predatori o fitofagi specializzati a zone umide di pianura sotto elevata pressione antropica;
- associati come predatori o fitofagi specializzati a praterie xeriche e magredi in aree montane sotto elevata pressione antropica e particolarmente esposte ai cambiamenti climatici.

Non vi è peraltro dubbio che fenomeni generalizzati quali il *Climate Change*, la continua introduzione di specie aliene invasive, la distruzione e frammentazione degli habitat naturali, e il crescente disturbo antropico possano rendere il quadro generale su scala europea molto più preoccupante, probabilmente nell'arco di pochi decenni.

## BIBLIOGRAFIA

BOLOGNA M.A., 1989 – *Un nuovo Alosimus del litorale tirrenico e note tassonomiche su altre specie congeneriche nordafricane (Coleoptera, Meloidae)*. - *Fragmenta entomologica*, 21 (2): 191-204.

- BOLOGNA M.A., DI GIULIO A., PITZALIS M., 2008 – *Examples of disjunct distributions between Mediterranean and southern or east Africa in Meloidae (Coleoptera, Tenebrionioidea)*. - *Biogeographia*, 29: 81-98.
- CARPANETO G.M., BAVIERA C., BISCACCANTI A.B., BRANDMAYR P., MAZZEI A., MASON F., BATTISTONI A., TEOFILI C., RONDININI C., FATTORINI S., AUDISIO P. (eds), 2015 – *A Red List of Italian Saproxyllic Beetles: taxonomic overview, ecological features and conservation issues (Coleoptera)*. - *Fragmenta entomologica*, 47 (2): 53-126.
- CASALE A., STURANI M., VIGNA TAGLIANTI A., 1982 – *Coleoptera Carabidae. I. Introduzione, Paussinae, Carabinae*. - *Fauna d'Italia*, XVIII. Bologna, Edizioni Calderini, 499 pp.
- CHIESA A., 1959 – *Hydrophilidae Europae. Coleoptera Palpicornia*. Arnaldo Forni Editore, Bologna, 198 pp.
- FOCHETTI R., TIerno DE FIGUEROA M., 2008 – *Fauna d'Italia*, vol. XLIII - Calderini ed., Milano, 339 pp.
- FONTAINE B., BOUCHET P., VAN ACHTERBERG K., ALONSO-ZARAZAGA M.A., ARAUJO R., ASPÖCK U., AUDISIO P., AUKEMA B., BAILLY N., BALSAMO M., BANK R.A., BARNARD P., BELFIORE C., BOGDANOWICZ W., BONGERS T., BOXSHALL G., BURCKHARDT D., CAMICAS J.L., CHYLARECKI P., CRUCITI P., DEHARVENG L., DUBOIS A., ENGHOFF H., FAUBEL A., FOCHETTI R., GARGOMINY O., GIBSON, D., GIBSON, R., GÓMEZ LÓPEZ, M.S., GOUJET, D., HARVEY, M.S., HELLER K.G., VAN HELSDINGEN P., HOCH H., DE JONG H., DE JONG Y., KARSHOLT O., S.J., MENDES L.F., MEY E., MICHELSEN V., MINELLI A., NIELSEN C., NIETO NAFRÍA J.M., VAN NIEUKERKEN E., NOYES J., PAPE T., POHL H., DE PRINS W., RICCI C., ROSELAAR C., ROTA E., SCHMIDT-RHAESA A., SEGERS H., ZUR STRASSEN R., SZEPTYCKI A., THIBAUD J.M., THOMAS A., TIMM T., VAN TOL J., VERVOORT W., WILLMANN R., 2007 – *The European Union's 2010 target: putting rare species in focus*. - *Biological Conservation*, 139: 167-185.
- FONTAINE B., VAN ACHTERBERG K., ALONSO-ZARAZAGA M.A., ARAUJO R., ASPÖCK H., ASPÖCK U., AUDISIO P., AUKEMA B., BAILLY N., BALSAMO M., BANK R.A., BELFIORE C., BOGDANOWICZ W., BOXSHALL G., BURCKHARDT D., DEHARVENG L., DUBOIS A., ENGHOFF H., FOCHETTI R., FONTAINE C., GARGOMINY O., GOMEZ LOPEZ M.S., GOUJET D., HARVEY M.S., HELLER K.-G., VAN HELSDINGEN P., HOCH H., DE JONG Y., KARSHOLT O., LOS W., MAGOWSKI W., MASSARD J.A., MCINNES S.J., MENDES L.F., MEY E., MICHELSEN V., MINELLI A., NIETO NAFRIA J.M., VAN NIEUKERKEN E.J., PAPE T., DE PRINS W., RAMOS M., RICCI C., ROSELAAR C., ROTA E., SEGERS H., TIMM T., VAN TOL J., BOUCHET P., 2012 – *New Species in the Old World: Europe as a Frontier in Biodiversity Exploration, a Test Bed for 21st century Taxonomy*. - *PLOS Biology*, 7(5): e36881. doi: 10.1371/journal.pone.0036881.
- IUCN 2012a – *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition*. – Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.
- IUCN 2012b – *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels. Version 4.0*. IUCN Species Survival Commission. - Gland: IUCN.
- JANSSENS E., 1965 – *Les Hydraena de l'Égeide*. - *Memoires de l'Académie royale de Belgique. Classes de Sciences*. Deuxième série, 16 (4): 1-126.
- LIU M., SABATELLI S., MANCINI E., TRIZZINO M., HUANG M., CLINE A.R., AUDISIO P. 2019 – *Rediscovery of Brassicogethes salvan (Coleoptera: Nitidulidae, Meligethinae) in the southwestern Alps*. - *Insect*

- Conservation and Diversity, 12: 80-87. doi: 10.1111/icad.12317
- MAZZEI A., BONACCI T., CONTARINI E., ZETTO T., BRANDMAYR P. 2011 – *Rediscovering of the “umbrella species” candidate Cucujus cinnaberinus (Scopoli, 1763) in Southern Italy (Coleoptera Cucujidae)*. - Italian Journal of Zoology, 78(2): 264-270.
- NEGRO M., CASALE A., MIGLIORE L., PALESTRINI C., ROLANDO A., 2008 – *Habitat use and movement patterns in the endangered ground beetle species, Carabus olympiae (Coleoptera: Carabidae)*. - European Journal of Entomology, 105: 105-112.
- NIETO A., ALEXANDER K.N.A., 2010 – *European Red List of Saproxylic Beetles*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 54 pp.
- PACE R., 1975 – *An exceptional endogenous beetle: Crowsoniella relictata n. gen. n. sp. of Archostemata Tetraphaleridae from central Italy*. - Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2: 445-458.
- TRIZZINO M., AUDISIO P., BISI F., BOTTACCI A., CAMPANARO A., CARPANETO G. M., HARDERSEN S., MASON F., NARDI G., PREATONI D., VIGNA TAGLIANTI A., ZILLI A., CERRETTI P., 2013 – *Gli artropodi italiani in Direttiva Habitat: biologia, ecologia, riconoscimento e monitoraggio*. MiPAAF – Corpo Forestale dello Stato, Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale “Bosco Fontana” di Verona. *Conservazione Habitat Invertebrati*, 7, 255 pp., Cierre Edizioni, Verona.
- TRIZZINO M., CARNEVALI L., DE FELICI S., AUDISIO P., 2013 – *A revision of Hydraena species of the “Haenydra” lineage (Coleoptera, Hydraenidae)* - Zootaxa, 3607 (1): 1-173.
- TRIZZINO M., BISI F., MAIORANO L., MARTINOLI A., PETITTA M., PREATONI D.G., AUDISIO P., 2015 - *Mapping biodiversity hotspots and conservation priorities for the Euro-Mediterranean headwater ecosystems, as inferred from diversity and distribution of a water beetle lineage*. - Biodiversity and Conservation, 24: 149-170.

**196 - Pagina bianca**

## ENTOMOLOGIA URBANA ED ESTINZIONI

MARZIO ZAPPAROLI<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Dipartimento per la Innovazione nei sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali (CIBAF), Università degli Studi della Tuscia, Via San Camillo de Lellis, 01100 Viterbo; e-mail: zapparol@unitus.it  
Lettura tenuta durante la Tavola Rotonda “Estinzioni globali ed estinzioni locali”. Seduta pubblica dell’Accademia - Firenze, 16 novembre 2018

### *Urban Entomology and extinctions*

Urban Entomology can be understood as that branch of Applied Entomology that studies arthropods that cause problems to humans in urban areas. These studies are aimed at understanding the biology and ecology of these organisms to develop ecologically sustainable control programs. However, the interest for arthropods in urban areas goes beyond these applicative aspects and also extends to faunistic, ecology and nature conservation aspects. In Italy, the best known city from this point of view is Rome, whose entomological fauna has been investigated since the first half of the nineteenth century. According to a summary published in 1997, 5,200 species of insects (26 orders, 356 families) have been reported in this territory. This study stimulated the start of other entomological studies that provided a key to understand the complexity of the local entomological fauna, of the anthropogenic transformations of the territory and of the consequences these have had on local biodiversity. Data on the consistency of insect populations in Rome are absent. The only case that can be remembered is that of the meloid beetle *Mylabris variabilis*, whose rarefaction in the Campagna Romana is related to the change in agricultural practices. Another factor of reduction of insect populations can be represented by the predation by opportunistic birds, more and more numerous in the city. Nowadays, species of insects that were once widespread show today a relict microdistribution, being present only in the remains of the Campagna Romana between the built-up areas or in the historic villas. Some species have conservation interest being included in national Red Lists, in “Habitat” Directive and Berne Convention (*Coenagrion mercuriale*, *Osmoderma eremita*, *Cerambyx cerdo*, *Eriogaster catabax*, *Proserpine proserpinus*, *Melanargia arge*, *Zerynthia cassandra*). Particular attention should be paid to the presence of saproxylic species in urban parks, which can create situations of conflict in the case of collapses of trees attacked by these insects. Although extinction peaks are related to the urbanization of the territory, especially since the 1950s, studies on this phenomenon in Rome have highlighted different patterns according to taxonomic groups, based on the ecology and the tolerance degree of the species. The most sensitive, specialized and with less dispersal capacity are those species that first disappeared. Habitat alteration and spatial isolation of populations appear to be the most important causes of extinction. The Municipal Administration of Rome has developed an “Ecological Network” for the drafting of the New Town Planning Plan, in order to preserve the environmental and biodiversity values of its territory. However, it is considered that the administrative tools are not sufficient to guarantee the protection of these values. In addition to specific solutions, it is necessary to support scientific research, strengthen the synergy between administrators and the scientific community and give space to a greater sensitivity to the concept that scientific culture can add value to everyone’s daily life.

KEY WORDS: Rome, Italy, insects, nature conservation, urban areas.

### INTRODUZIONE:

#### PER UNA DEFINIZIONE DELL’ENTOMOLOGIA URBANA

A partire dagli anni ’50 del 900, specialmente in Europa e negli Stati Uniti sono stati condotti numerosi studi su insetti ed altri artropodi nelle aree urbane, essenzialmente inquadrati all’interno di due ambiti scientifici fondamentali, uno di carattere applicativo (es., su artropodi di interesse sanitario, insetti fitofagi e altri insetti infestanti), l’altro di carattere faunistico-ecologico (con studi svolti in varie città), entrambi spesso sviluppati nel quadro di più ampie indagini sulla ecologia delle aree urbane (DAVIS e GLICK, 1978; REBELE, 1994; GASTON, 2010).

Tali tematiche sono state sviluppate anche in Italia e la tradizione su questo tipo di indagini è piuttosto lunga. Già nel 1917, infatti, Antonio Berlese (1863-

1927) pubblicava per i tipi della Hoepli un manualetto dal titolo “*Insetti delle case e dell’Uomo e delle malattie che diffondono*”, con il significativo sottotitolo “*con particolare riguardo al modo di difendersene nelle città, nelle campagne, al fronte*”, da cui si evince, oltre che la collocazione tematica e l’ambito ecologico, anche la drammatica vicenda storica in cui l’Italia era all’epoca coinvolta, la Grande Guerra (1914-1918).

A questo contributo sono seguiti poi numerosi altri studi e monografie, per lo più di impostazione applicativa, tanto di carattere scientifico, quanto di natura tecnica o divulgativa (si veda, ad esempio, AA. VV., 1985; DOMENICHINI e CROVETTI, 1989; SÜSS, 1990; TREMATERRA e SÜSS, 2007; TREMATERRA, 2016 e, per una sintesi aggiornata fino alla fine degli anni Novanta, ZAPPAROLI, 1997a, 1997b).

Definire l’Entomologia urbana non è facile e il suo



campo di indagine è potenzialmente molto ampio. In base alla consistente tradizione anglosassone degli anni settanta del Novecento (vedi ad es., EBELING, 1978, FRANKIE e EHLER, 1978; FRANKIE e KOEHLER, 1978, 1983; ROBINSON, 1996, 2005), successivamente ripresa anche in Italia (vedi ad es., DOMENICHINI e CROVETTI, 1989; SÜSS, 1990; TREMATERRA e SÜSS, 2007; TREMATERRA, 2016), essa può essere intesa come quella branca dell'Entomologia applicata che studia gli artropodi – con particolare riguardo a blattari, isotteri, psocotteri, anopluri, omotteri, coleotteri, sifonatteri, ditteri, lepidotteri, imenotteri, oltre che ad acari, altri aracnidi e miriapodi – che interagiscono con l'uomo nelle aree urbane, soprattutto in ambienti residenziali, ricreativi, museali, industriali, commerciali, sanitari, scolastici, ecc., pubblici e privati, e inducono problemi specialmente in campo agrario, forestale, igienico-sanitario, fino alla industria agro-alimentare e alla conservazione dei beni culturali e delle collezioni scientifiche, al fine comprenderne la biologia e l'ecologia, per elaborare programmi di gestione e controllo economicamente sostenibili e rispettosi dell'ambiente.

Tuttavia, oltre ad avere rilevanza applicativa e forte impatto sociale (ad es., come fonte di ossessioni e di fobie, vedi OLKOWSKI e OLKOWSKI, 1976; CAVELL, 2018), gli artropodi nelle aree urbane, e gli insetti in particolare, presentano anche altri motivi di interesse. Nei contesti fortemente antropizzati, soprattutto nell'ambito di ambienti seminaturali residui adiacenti agli abitati, nelle aree metropolitane, ad esempio lungo le rive fluviali, nelle aree agricole, nei parchi, nelle ville storiche, nei contesti archeologici, essi rappresentano sempre il nucleo principale della biodiversità (e.g., ZAPPAROLI, 1997a, 1997b; SAVARD *et al.*, 2000; VIGNA TAGLIANTI, 2001; LIN *et al.*, 2015; HEINO *et al.*, 2017), dominano le catene e le reti alimentari per biomassa e numero (SCANLON e PETIT, 2008), sono fondamentali in numerosi Servizi Ecosistemici (e.g., SCHWARZ *et al.*, 2017; BALDOCK *et al.*, 2015) e, poiché rispondono rapidamente ai cambiamenti ambientali causati dall'uomo, possono essere anche qui utilizzati come indicatori ambientali (e.g., CHOWN *et al.*, 2001; ZHANG *et al.*, 2009; SANTORUFO *et al.*, 2012; JÚNIOR *et al.*, 2015).

L'interesse di questi organismi nelle aree urbane va quindi oltre gli aspetti applicativi tradizionali, pur importanti, e si estende anche ad ambiti come l'ecologia, la biogeografia, la faunistica, nonché alla conservazione, tematiche sulle quali esiste oramai una vasta letteratura (e.g., GIBB e HOCHULI, 2002; HUNTER e HUNTER, 2008; CONNOR *et al.*, 2010; CARPANETO *et al.*, 2010).

Il fenomeno della rarefazione e della estinzione degli insetti nelle aree urbane è stato ancora poco indagato e si riferisce soprattutto a coleotteri, ditteri, lepidotteri e imenotteri (e.g., CONNOR *et al.*, 2002;

NEW e SANDS, 2002; FATTORINI, 2011a, 2011b; BONEBRAKE e COOPER, 2014). Scopo di questa nota è quello di fornire una parziale sintesi di quanto sinora noto sul fenomeno della rarefazione e della estinzione degli insetti nell'area urbana di Roma, città la cui biodiversità è ben conosciuta e per la quale si dispone oramai di un'ampia letteratura.

#### GLI INSETTI DI ROMA

La fauna entomologica dell'area romana è stata oggetto d'indagine sin dalla prima metà del XIX secolo. La letteratura scientifica italiana e straniera contiene infatti numerose segnalazioni di insetti ed altri artropodi raccolti nel territorio urbano e sub-urbano della città. Tra le personalità scientifiche che hanno dato avvio a tali studi, si può ricordare quella di Antonio Carruccio (1837-1923), direttore dell'Istituto e Museo Zoologico della Regia Università di Roma tra il 1883 e il 1914, il quale può essere considerato il fondatore della ricerca zoologica in generale, e di quella entomologica in particolare, a Roma (VIGNA TAGLIANTI, 1980).

Nel 1997 è stata pubblicata una sintesi di oltre 350 pagine che raccoglie in modo organico gran parte dei dati spaziali e temporali al momento disponibili, a cui hanno partecipato 97 autori, italiani e stranieri (ZAPPAROLI, 1997a). In base a questo studio, dalla prima metà del XIX secolo alla fine degli anni '90 del Novecento, nel territorio del Comune di Roma compreso all'interno del Grande Raccordo Anulare (GRA, circa 360 kmq) sono state segnalate circa 5.200 specie riferibili a 26 ordini e 356 famiglie di esapodi, provenienti da circa 650 località, per un totale di circa 20.000 record. Si tratta di una quantità di dati e di un numero di specie molto elevato, se si considera che in Italia sono state segnalate circa 37.500 specie di insetti (MINELLI *et al.*, 1994-1995) e che la banca dati del Progetto CKmap (Checklist e distribuzione della fauna italiana) comprende circa 500.000 record (LATELLA *et al.*, 2005).

Per alcuni gruppi, tradizionalmente studiati dagli entomologi della scuola romana (VIGNA TAGLIANTI, 1980), l'informazione è relativamente completa. Sono infatti note 42 specie di odonati su 88 segnalate in Italia, 2.385 specie di coleotteri su 12.000 in Italia; 520 specie di macrolepidotteri, su oltre 5.000 in Italia; oltre 660 specie di imenotteri, tra formicidi e apoidei, su 7.526 in Italia. Altri gruppi tassonomici sono invece assai poco conosciuti come, ad esempio, collemboli, psocotteri, ortotteri, tisanotteri, omotteri, ditteri, microlepidotteri, imenotteri non-aculeati. Nessun dato è noto per archeognati, mallofagi e rafidiotteri, certamente presenti nell'area.

Assai lacunosi sono inoltre i dati relativi ad importanti comunità e tassocenosi. Ad esempio, si può ricordare

che mancano informazioni adeguate sui fitofagi del verde ornamentale in generale (afidi, cocciniglie, coleotteri di varie famiglie, lepidotteri e altri ancora). Più in dettaglio, a fronte di circa 1.400 specie di piante vascolari segnalate a Roma (CELESTI GRAPOW, 1995) e di circa 120 specie utilizzate per le alberate stradali (AA. VV., 2011), nell'area romana risultano segnalate solo 80 specie di afidi, su 269 note nel Lazio (BARBAGALLO e MASSIMINO COCUZZA, 2014) e circa 690 in Italia (BARBAGALLO *et al.* 1994). Per quanto riguarda le cocciniglie, a Roma risultano segnalate solo 37 specie, su circa 320 specie in Italia (BARBAGALLO *et al.*, 1994).

L'alto numero di specie comunque segnalato a Roma entro il GRA è in relazione:

1. alla posizione geografica dell'area in cui si è sviluppata la città, settore collinare al centro della penisola italiana, a ~30 km dalla costa tirrenica, a ~ 50 km dall'Appennino (DE VECCHIS, 2007);
2. al mosaico ambientale, tipico delle aree urbane (ALLEN, 2003), sovrapposto all'articolazione ambientale originale;
3. allo sforzo di ricerca condotto negli anni (STOCH, 2005), essendo Roma sede di tre Università e di due musei naturalistici (MERZAGORA, 2010).

La monografia dedicata agli insetti di Roma ha però rappresentato non solo una lista di specie, ma anche una chiave di lettura:

1. della complessità del popolamento animale locale, comprendente i) specie autoctone appartenenti a diversi contingenti faunistici, relativi a diverse ondate di popolamento e provenienti da settori geografici differenti, ii) specie sinantropiche *s.l.*, ad ampia distribuzione geografica, iii) specie alloctone, di origine recente o recentissima;
2. delle trasformazioni del territorio per cause antropiche che si sono svolte a diversa scala, locale (e.g., urbanizzazione e incremento demografico, modifiche degli alvei dei fiumi Tevere e Aniene) e regionale (e.g., bonifica della Campagna Romana; lotta antianofelica; uso del DDT; espansione delle aree coltivate; sprawl urbano; conurbazione);
3. delle conseguenze che queste trasformazioni hanno avuto sulla diversità entomologica locale, dando luogo a fenomeni di isolamento, di relittualità, di estinzione e di invasioni biologiche.

Gli "Insetti di Roma" ha stimolato l'avvio di numerosi studi sulla fauna entomologica capitolina e molti altri studi sono stati pubblicati tra il 1998 e il 2018. Si tratta di circa 50 lavori relativi a nuove segnalazioni, revisioni, studi di comunità, studi applicativi, e sulla conservazione (vedi ad es. DI LUCA *et al.*, 2001; VIGLIOGLIA, 2004; DI GIOVANNI e MEL, 2012; SABBATINI PEVERIERI *et al.*, 2012; FATTORINI, 2013, 2014a, 2014b; FATTORINI *et al.*, 2014; altri lavori saranno citati via via nel testo che segue).

## CONSEGUENZE SULL'ENTOMOFAUNA LOCALE

### 1. Declino delle popolazioni: il caso di *Mylabris variabilis*

Dati sulla consistenza numerica delle popolazioni di insetti nell'area romana sono praticamente assenti. Tuttavia, l'unico caso che si può ricordare a questo proposito è forse quello del coleottero meloide *Mylabris variabilis*. Nel 1946, in un piccolo centro a circa 20 km a NW della Capitale, Santa Maria di Galeria, tre operatori raccolsero in due sole riprese ben diciottomila esemplari di questa specie. Tali esemplari vennero sperimentalmente introdotti in Sardegna nell'ambito degli studi condotti dall'entomologo Guido Paoli sul controllo biologico dell'ortottero acridide *Doclostaurus maroccanus*, di cui il coleottero è parassita oofago. Appena pochi anni più tardi in nessuna altra località del Lazio sarà più possibile incontrare popolazioni del meloide così consistenti. In questo caso, il locale declino della specie, legata alla presenza dei suoi ospiti i quali ovidepongono nel suolo, è da mettere verosimilmente in relazione al progressivo diffondersi delle pratiche di dissodamento dei terreni per scopi agricoli (ZAPPAROLI, 1997a).

Altri fattori possono essere direttamente o indirettamente coinvolti nel declino degli insetti nelle aree urbane, oltre all'urbanizzazione. Secondo CARPANETO *et al.* (2005), ad esempio, la predazione da parte di uccelli a dieta onnivora ed ecologicamente opportunisti, come *Corvus cornix*, *Sturnus vulgaris*, da alcuni decenni presenti a Roma con sempre più consistenti popolazioni, può rappresentare un possibile fattore di riduzione degli scarabeidi coprofagi. Recenti studi (FATTORINI *et al.*, 1990; FATTORINI, 2001, 2011b) hanno inoltre dimostrato come gli insetti, in particolare i coleotteri e fra essi i tenebrionidi, possono rappresentare una importante risorsa trofica per alcune specie di rapaci diurni e notturni a regime alimentare anche parzialmente insettivoro (*Falco tinnunculus*, *Athene noctua*, *Strix aluco*).

### 2. Relittualità della componente autoctona: l'esempio dei coleotteri saproxilici e delle specie in Direttiva Habitat

Molte specie di insetti un tempo relativamente diffuse, popolano oggi isolati settori seminaturali, nelle ville storiche, nei residui di Campagna Romana tra le aree costruite, negli ambienti ripari lungo il Tevere e l'Aniene e lungo i fossi confluenti. Alcune di queste specie hanno valore conservazionistico a livello nazionale ed internazionale (VIGNA TAGLIANTI e ZAPPAROLI, 2006).

Per la presenza del coleottero scarabeide *Osmoderma eremita*, due importanti ed estese ville storiche romane, Villa Borghese (80 ha), nel Centro Storico, e Villa Pamphili (184 ha), nel quadrante sud-occidentale

della città, sono inserite tra i proposti Siti d'Interesse Comunitario (IT6030052) della Commissione Europea. La specie è infatti inclusa nella Direttiva Europea "Habitat" (92/43/CEE), in particolare nell'Allegato 2 (specie la cui conservazione richiede l'istituzione di Zone Speciali di Conservazione) e nell'Allegato 4 (specie per le quali è necessario adottare misure di rigorosa tutela e delle quali è vietata qualsiasi forma di raccolta, uccisione, detenzione e scambio a fini commerciali). *O. eremita* è inoltre protetta a livello internazionale ai sensi della Convenzione di Berna (L. 503/1981), per la conservazione della vita selvatica e dei suoi biotopi in Europa (Allegato 2, specie strettamente protette), ed è valutata come Vulnerabile nella recente Lista Rossa IUCN dei coleotteri saproxilici italiani (AUDISIO *et al.*, 2014). Nel Lazio, questo scarabeide è stato segnalato in poche altre località (RUFFO e STOCH, 2005; ANTONSSON *et al.*, 2005) e la sua presenza in parchi urbani è stata rilevata anche in altre città europee, italiane (Firenze, L'Aquila) ed estere (ANTONSSON *et al.*, 2005; CARPANETO *et al.*, 2010; GIANGREGORIO *et al.*, 2015).

In aggiunta a *O. eremita*, altre specie di coleotteri saproxilici sono state segnalate nelle ville e nei parchi storici romani. Tra questi si ricordano il cerambicide *Cerambyx cerdo*, anch'esso incluso in Direttiva "Habitat" (Allegati 2 e 4) e in Convenzione di Berna (Allegato 2) ma assai più diffuso in Italia e a Roma, e valutato come specie a Minor Preoccupazione nella Red List dei coleotteri saproxilici italiani (AUDISIO *et al.*, 2014), e il lucanide *Lucanus tetraodon*, non incluso in Direttiva Habitat, anch'esso valutato come specie a Minor Preoccupazione nella stessa Red List (AUDISIO *et al.*, 2014) ed assai più localizzato.

Va sottolineato, d'altra parte, che la presenza di specie saproxiliche nei parchi urbani può entrare in conflitto con la necessità di tutela da parte delle amministrazioni pubbliche e delle proprietà private nel caso di potenziali problemi provocati dal crollo di alberi attaccati da queste specie ed il caso di *O. eremita* risulta emblematico in questo senso (CARPANETO *et al.*, 2010). È quindi necessario che si stabiliscano forme di collaborazione tra il mondo della ricerca scientifica e gli amministratori nella pianificazione delle attività selvicolturali (tagli) su alberi attaccati da specie protette, al fine di assicurare un compromesso tra la tutela delle specie e l'incolumità della cittadinanza (AUDISIO *et al.*, 2014).

D'interesse conservazionistico è anche l'odonato cenagrionide *Coenagrion mercuriale*, specie compresa in Allegato 2 della Direttiva "Habitat", in Allegato 2 della Convenzione di Berna e valutata come Quasi Minacciata nella recente Lista Rossa IUCN delle libellule italiane per il declino a cui è andata incontro negli ultimi anni a causa della riduzione della qualità dell'habitat (RISERVATO *et al.*, 2014). A Roma, *C. mer-*

*curiale* è stata segnalata in poche località periferiche della città, tra cui Cecchignola (nel 1936), nel settore sud-orientale, Acquatraversa (nel 1949) e Insugherata (nel 1994), entrambe nel settore nord-occidentale.

Nell'area capitolina risultano segnalate anche altre specie di insetti protetti ai sensi della Direttiva "Habitat" e della Convenzione di Berna (VIGNA TAGLIANTI e ZAPPAROLI, 2006). Si tratta del lasiocampide *Eriogastes catax*, segnalato fino agli anni venti del '900 (Farnesina, Valle Inferno); dello sfingide *Proserpina proserpinus*, di cui è nota una sola segnalazione risalente al 1971 (Camilluccia); del satiride *Melanargia arge*, endemita dell'Italia centro-meridionale le cui ultime segnalazioni risalgono alla fine degli anni venti del '900 (Acquatraversa, Farnesina); e del papilionide *Zerynthia cassandra*, esclusivo della penisola italiana e della Sicilia, ritenuta scomparsa prima del 1950 per la mancanza di habitat idonei (FATTORINI, 2011b) è invece oggi ancora presente nella Riserva Naturale dell'Insugherata, gestita dall'ente RomaNatura.

### 3. Estinzione di specie e di cenosi autoctone

Il fenomeno dell'estinzione degli insetti a seguito dell'urbanizzazione del territorio a Roma è stato recentemente esaminato da FATTORINI (2011b). Per studiare il processo, l'autore ha preso in esame tre gruppi tassonomici tra i meglio conosciuti nell'area di studio (l'area urbana entro il GRA), ripartiti in base alle rispettive caratteristiche ecologiche: lepidotteri papilionoidei (60 specie), coleotteri tenebrionidi (37 specie), coleotteri scarabeoidei coprofagi (geotrupidi, ibosoridi, ocodeidi, afodidi, scarabeidi: 87 specie) e coleotteri scarabeoidei non-coprofagi (glafiridi, melolontidi, rutelidi, dinastidi, cetonidi: 39 specie); in tutto, 223 specie. Per questi gruppi ecologico-tassonomici sono state prese in considerazione le segnalazioni raccolte in un arco di tempo di 114 anni, tra il 1885 e il 1999, desunte da ZAPPAROLI (1997a) per quanto riguarda lepidotteri e coleotteri scarabeoidei, e da FATTORINI (2010) per i coleotteri tenebrionidi, questi ultimi aggiornati in base allo studio di reperti museali inediti e a nuove indagini sul campo (v. anche FATTORINI, 2011a). Su ciascun gruppo sono state condotte accurate analisi statistiche, relative alla persistenza delle specie nel tempo, diviso in decenni; alle percentuali del numero cumulativo di specie estinte per decade; alla percentuale relativa di specie estinte per decade; alle tendenze nel declino delle specie, effettuando anche un confronto tra i gruppi delle variazioni temporali per decade nella percentuale del numero cumulativo di specie estinte e nella percentuale relativa di specie estinte.

In base ai dati raccolti ed alle elaborazioni effettuate, FATTORINI (2011b) è in grado di mettere in evidenza picchi di estinzione chiaramente correlati con l'urbanizzazione del territorio, soprattutto a partire dagli anni Cinquanta del 900. Tra i gruppi considerati

evidenzia tuttavia alcune differenze, dovute alla ecologia generale delle specie ad essi riferite.

Ad esempio, tra gli scarabeoidei la scomparsa di specie psammofile del genere *Scarabeus* (e.g., *S. sacer*, *S. semipunctatus*) e *Rhyssalus* (e.g., *R. plicatus*, *R. sulcatus*), legate alle rive sabbiose del Tevere dove erano presenti fino agli anni Trenta del 900, sembra in relazione ai profondi cambiamenti ambientali intervenuti a seguito della costruzione degli argini in muratura, effettuata tra il 1877 e il 1910 per contrastare le periodiche inondazioni del fiume che interessavano la città (BORTOLOTTI, 1988).

Queste modificazioni hanno coinvolto anche specie appartenenti ad altri gruppi di coleotteri non considerati da FATTORINI (2011b), come ad esempio l'elateride *Negastrius sabulicola* e i carabidi *Brosicus cephalotes*, *Asaphidion nebulosum*, *A. pallipes*, *Odontium laticolle*, *O. foraminosum*, *O. striatum*, *Ocydromus concoeruleus*, *Poecilus striatopunctatus* (ZAPPAROLI, 1997a; VIGNA TAGLIANTI e ZAPPAROLI, 2006).

Sempre tra gli scarabeoidei, la percentuale di specie estinte sul totale delle specie segnalate risulta maggiore tra i coprofagi (65%) rispetto ai non coprofagi (56%). Ciò può attribuirsi alla forte riduzione del pascolo ovino anche nelle aree cittadine periferiche dopo gli anni '60 del Novecento (FATTORINI, 2011b). Specie come *Gymnopleurus mopsus*, *Copris lunaris*, *Chironitis irroratus*, *C. furcifer* ed *Euoniticellus pallipes*, oggi scomparse, erano comuni a Roma fino al 1970.

A questo proposito si ricorda uno studio di CARPANETO *et al.* (2005), in cui si dimostra come la riduzione nel tempo di idonee risorse trofiche (es., sterco ovino) ha rappresentato una importante causa di estinzione per alcuni scarabeoidei coprofagi una volta comuni come, ad esempio, *Scarabaeus laticollis* e *Thorectes intermedius*, non in grado di utilizzare risorse trofiche (es., sterco canino) che nel frattempo si sono rese sempre più disponibili a seguito dei rapidi cambiamenti sociali ed economici intervenuti nell'area dopo gli anni Settanta del 900. Al contrario, le stesse nuove risorse alimentari sembra abbiano favorito alcune specie in precedenza rare, come *Onthophagus coenobita* e *Aphodius johnsoni*, in grado di sfruttare sterco di animali onnivori (CARPANETO *et al.*, 2005). Anche i cambiamenti quantitativi sono impressionanti: confrontando i campionamenti effettuati dallo stesso operatore e con gli stessi metodi nel 1986 e nel 1999, CARPANETO *et al.* (2005) trovano differenze enormi sia nella diversità tassonomica, 19 specie (6 generi) contro 9 specie (2 generi), che nel numero di individui, 210 contro 1.498, rispettivamente. Significativo è il caso di *Aphodius johnsoni*, che nel 1986 era rappresentato da un solo individuo, mentre nel 1999 ne sono stati raccolti 1.227, più dell'80% del campione.

Per quanto riguarda gli scarabeoidei non coprofagi, secondo FATTORINI (2011a, 2011b) elementi come,

ad esempio, *Liocola lugubris*, *Potosia fieberi* e *P. opaca* si sono estinti all'inizio del XX secolo, mentre altri, come *Eupotosia mirifica*, *Anthypna carceli* e *Trichius rosaceus*, sono stati segnalati fino agli anni '40-'50 del 900. Numerose specie di scarabeoidei non-coprofagi sono localmente scomparse nel periodo 1950-1960, suggerendo che i principali fattori che hanno contribuito alla loro estinzione potrebbero essere associati alla urbanizzazione delle aree periferiche avvenuta in quegli anni (vedi ad es. INSOLERA, 1980).

Per quanto riguarda i tenebrionidi, la maggior parte delle prime estinzioni si è verificata tra le specie psammofile associate alle sponde del Tevere e dell'Aniene (FATTORINI, 2011b). In particolare, *Cnemeplatia atropos* sarebbe scomparsa prima del 1900 e *Melanimon tibialis* prima del 1950. La più alta percentuale di estinzioni si è registrata alla fine degli anni '80, quando scomparvero elementi del suolo associati a terreni aridi e sabbiosi (e.g., *Tentyria italica*, *Gonocephalum obscurum*, *Opatrum sabulosum*, *Cossyphus tauricus*). Nei tenebrionidi la percentuale di specie estinte è inferiore (32%) a quella degli scarabeoidei (62,5%) e delle farfalle (45%). Questa differenza può essere dovuta alla presenza nel popolamento dei tenebrionidi capitolini di una componente di specie eurisilvicole (e.g., *Colpotus strigosus*, *Dendarus coarcticollis*, *Catomus rotundicollis*, *Accanthopus velikensis*, *Nalassus* spp.), in grado di sopravvivere nelle grandi ville storiche della città, e di una componente di specie antropofile (e.g., *Asida luigionii*, *Scaurus striatus*, *Akis bacarozzo*, *A. italica*, *Blaps* spp.), associate a ruderi e a siti archeologici (FATTORINI, 2011b), entrambe assenti negli altri gruppi.

Per quanto riguarda le farfalle diurne, FATTORINI (2011b) mostra che nessuna estinzione è avvenuta prima del 1900. Significativi cambiamenti nella composizione delle cenosi avvennero invece tra il 1900 e la fine degli anni 40, probabilmente a seguito di cambiamenti ambientali particolarmente gravi per questi insetti. Infatti, il 33% delle specie di papilionoidei non è stata più segnalata proprio in coincidenza di quel periodo e un ulteriore 2,5% è scomparsa tra il 1950 e il 1960. Nessuna specie sembra invece scomparsa tra il 1960 e il 1980. La maggior parte delle specie estinte precocemente è rappresentata da elementi già localizzati anche nel resto del loro areale appenninico e quindi piuttosto rari anche nell'area romana, probabilmente meno tolleranti e con minori capacità di dispersione (e.g., *Lycaena tityrus*, *Thecla quercus*, *Cupido alcetas*, *Aricia agestis*, *Boloria dia*, *Apatura ilia*, *Melanargia arge*, *Pyronia tithonus*). Nella maggior parte dei lepidotteri diurni, la principale causa di estinzione è probabilmente rappresentata dall'alterazione dell'habitat. Per altre specie un ulteriore fattore di declino potrebbe essere invece costituito dall'isolamento dell'habitat. Ad esempio, nel caso di *Melanargia arge*,

considerata estinta a Roma a causa dell'urbanizzazione da VERITY (1953), ZILLI (1998) propone una ipotesi alternativa secondo la quale la causa più importante della sua scomparsa potrebbe essere rappresentata proprio dal fattore isolamento, dato che ambienti idonei a questa specie sono ancora presenti nell'area di studio.

Tra i coleotteri curculionidei, di cui a Roma risultano segnalate circa 500 specie, molte non risultano più presenti dopo gli anni '40-'50 del 900 (COLONNELLI e SACCO, 1997). Tra queste, emblematico è il caso di *Elytrodon luigionii*, descritto nel 1899 su esemplari raccolti a Roma e segnalato solo in poche località lungo l'Aniene (Ponte Nomentano: 1914) e il Tevere (Acquacetosa: 1946). Solo recentemente (1983) questa specie è stata ritrovata in una località molto periferica, nelle immediate adiacenze del GRA, nel settore nord-orientale della città (Via di Settebagni/GRA: GIGLI, 2009), a dimostrazione di quanto sia difficile documentare la definitiva scomparsa di una specie di insetto da un dato territorio.

#### GLI INSETTI DI ROMA: QUALE FUTURO?

Al termine di questa breve e parziale rassegna ci si potrebbe chiedere quale possa essere il ruolo di un'area urbana come quella di Roma nella conservazione degli insetti, in particolare, e della biodiversità, più in generale, considerando che ci troviamo di fronte ad una città unica, Capitale della Repubblica Italiana, capoluogo dell'omonima Area Metropolitana e della Regione Lazio, il cui territorio si estende per 128.500 ettari, che ospita circa 2.800.000 abitanti, con una densità media di oltre 2.200 abitanti/kmq, il comune più popoloso ed esteso d'Italia, il quarto dei Paesi dell'Unione Europea, dotato di un ordinamento amministrativo speciale (Roma Capitale), disciplinato da una legge dello Stato (L. 42/2009, art. 24), con oltre 2000 anni di storia, al centro di interessi politici, amministrativi, commerciali, culturali, storici e religiosi unici, nazionali ed internazionali, nonché teatro di enormi contraddizioni sociali ed economiche.

Roma è d'altra parte la città europea con la maggiore estensione di aree verdi. La sua straordinaria articolazione territoriale comprende ambienti unici nell'ambito del versante tirrenico dell'Italia centrale, in cui i valori di biodiversità hanno ancora grande interesse scientifico e culturale e sono meritevoli di conservazione.

Nel 2003, il Dipartimento Tutela Ambientale di Roma Capitale ha elaborato una "Rete Ecologica" per la redazione del Nuovo Piano Regolatore della città. L'obiettivo di questa Rete è quello di definire la continuità e la connessione tra le aree verdi della città con le zone seminaturali e/o agricole intorno ad essa, al fine di tutelare la biodiversità e i valori ambientali



Figura 1 – Una località classica dell'entomologia romana, Ponte Nomentano, lungo il fiume Aniene, oggi in un quartiere densamente urbanizzato, in una cartolina degli anni Trenta (?) del 900 (coll. M. Zapparoli).



Figura 2 – Il coleottero curculionide *Elytrodon luigionii*: habitus (disegno di Niccolò Falchi).

contenuti in questo territorio. La Rete Ecologica di Roma Capitale interessa circa i 2/3 del territorio amministrato da questo ente (86.000 ha, pari al 67% della superficie comunale) ed include aree naturali protette (15 riserve, più una marina), aree verdi (ville storiche, siti archeologici, parchi e giardini, nonché alberate stradali), aree golenali (del Tevere, dell'Aniene e dei fossi ad essi tributari) e aree agricole.

Ovviamente, gli strumenti amministrativi, benché necessari, non bastano per garantire la tutela dei valori

ambientali di questo territorio, specialmente a fronte di crescenti problematiche ambientali, come ad esempio il consumo di suolo (MUNAFÒ, 2018), fenomeno strettamente collegato all'urbanizzazione, al degrado degli habitat e alla perdita di biodiversità. Oltre a soluzioni specifiche, che contrastino l'erosione della biodiversità, l'alterazione degli habitat, la "banalizzazione" delle biocenosi, più in generale sarà necessario in primo luogo dare sostegno ed incrementare la ricerca scientifica, corrispondendo risorse adeguate agli obiettivi che si intende perseguire, in particolare negli studi faunistici ed ecologici di dettaglio, su specie e biocenosi. Sarà inoltre necessario costruire e rafforzare la sinergia tra gli amministratori e la comunità scientifica, affinché i risultati delle indagini, in particolare quelle direttamente o indirettamente applicative, trovino attuazione in strategie di gestione del territorio condivise ed efficaci, superando i conflitti (vedi ad es. CARPANETO *et al.*, 2010). Inoltre, dovrà obbligatoriamente trovare spazio, tanto negli amministratori, quanto nella cittadinanza, una maggiore sensibilità al concetto che la cultura, ed in particolare la cultura scientifica, può aggiungere valore alla vita quotidiana di tutti, anche attraverso lo studio degli insetti, "the little things that run the world" (riprendendo WILSON, 1987), animali "negletti" il cui ruolo nel funzionamento degli ecosistemi è però insostituibile.

#### RIASSUNTO

L'Entomologia urbana può essere intesa come quella branca dell'Entomologia applicata che studia gli artropodi che inducono problemi all'uomo nelle aree urbane. Tali studi sono finalizzati a comprendere biologia ed ecologia di questi organismi per elaborare programmi di controllo rispettosi dell'ambiente. L'interesse per gli artropodi nelle aree urbane va però oltre questi aspetti applicativi e si estende anche ad aspetti faunistici, ecologici e di conservazione della natura. In Italia, la città meglio conosciuta da questo punto di vista è Roma, la cui fauna entomologica è stata oggetto d'indagine sin dalla prima metà del XIX secolo. In base ad una sintesi pubblicata nel 1997, nel territorio di Roma entro il Grande Raccordo Anulare sono state segnalate 5.200 specie di insetti (26 ordini, 356 famiglie). Tale studio ha stimolato l'avvio di altri studi entomologici che hanno fornito una chiave di lettura della complessità del popolamento locale, delle trasformazioni antropiche del territorio e delle conseguenze che queste hanno avuto sulla diversità locale. Dati sulla consistenza numerica delle popolazioni di insetti a Roma sono praticamente assenti. L'unico caso che si può ricordare è quello del coleottero meloide *Mylabris variabilis*, la cui rarefazione nella Campagna Romana è in relazione al cambiamento delle pratiche agricole. Un altro fattore di riduzione numerica delle popolazioni può essere rappresentato dalla predazione da parte degli uccelli opportunisti, sempre più numerosi nella città. Specie di insetti un tempo relativamente diffuse mostrano oggi una microdistribuzione di tipo relitto, essendo presenti solo nei residui di Campagna Romana tra le aree costruite o nelle ville storiche. Alcune specie hanno interesse conservazionistico essendo incluse in Liste Rosse, Direttiva "Habitat", Convenzione di Berna

(*Coenagrion mercuriale*, *Osmoderma eremita*, *Cerambyx cerdo*, *Eriogastes catax*, *Proserpina proserpinus*, *Melanargia arge*, *Zerynthia cassandra*). Particolare attenzione va prestata alla presenza di specie saproxiliche nei parchi urbani, che può creare situazioni di conflitto nel caso di crolli di alberi attaccati da queste specie. Benché picchi di estinzione siano correlati con l'urbanizzazione del territorio, soprattutto a partire dagli anni Cinquanta del 900, gli studi a Roma hanno messo in evidenza modelli diversi secondo i gruppi tassonomici, in base alla ecologia e al grado di tolleranza delle specie. Gli elementi più sensibili, specializzati e con minori capacità di dispersione sono quelli che per primi sono scomparsi. Alterazione dell'habitat e isolamento spaziale delle popolazioni appaiono le cause di estinzione più importanti. L'Amministrazione capitolina ha elaborato una "Rete Ecologica" per la redazione del Nuovo Piano Regolatore della città, al fine di conservare i valori ambientali e di biodiversità del suo territorio. Si ritiene però che gli strumenti amministrativi non siano sufficienti a garantire la tutela di tali valori. Oltre a soluzioni specifiche, è necessario dare sostegno alla ricerca scientifica, rafforzare la sinergia tra amministratori e comunità scientifica nonché dare spazio ad una maggiore sensibilità al concetto che la cultura scientifica può aggiungere valore alla vita quotidiana di tutti.

#### BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1985 – *Entomologia urbana per la qualità della vita*. - Atti I Convegno dell'Accademia Nazionale Italiana di Entomologia, 17-18 maggio 1984, Milano, 241 pp.
- AA. VV., 2011 – *Relazione sullo Stato dell'Ambiente. Natura e verde pubblico*. - Comune di Roma, 118 pp.
- ALLEN A., 2003 – *Environmental planning and management of the peri-urban interface: perspectives on an emerging field*. - Environment and urbanization, 15(1): 135-148.
- AUDISIO P., BAVIERA C., CARPANETO G.M., BISCACCANTI A.B., BATTISTONI A., TEOFILI C., RONDININI C. (compilatori), 2014 – Lista Rossa IUCN dei Coleotteri saproxilici Italiani. - Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 132 pp.
- BALDOCK K.C., GODDARD M.A., HICKS D.M., KUNIN W.E., MITSCHUNAS N., OSGATHORPE L.M., POTTS S.G., ROBERTSON K.M., SCOTT A.V., STONE G.N., VAUGHAN I.P., MEMMOT J., 2015 – *Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects*. - Proc. R. Soc. B, 282 (1803): 20142849 (10 pp.).
- BARBAGALLO S., BINAZZI A., BOLCHI SERINI G., CONCI C., LONGO S., MAROTTA S., MARTELLI M., PATTI I., PELLIZZARI G., RAPISARDA C., RUSSO A., TRANFAGLIA A. 1995 – *Homoptera Sternorrhyncha*. - In: Minelli A., Ruffo S., La Posta S. (Eds), Checklist delle specie della fauna italiana, 43. Calderini, Bologna, 57 pp.
- BARBAGALLO S., MASSIMINO COCUZZA G.E., 2014 – *A survey of the aphid fauna in the Italian regions of Latium and Campania*. - Redia, 97: 19-47.
- BONEBRAKE T.C., COOPER D.S., 2014 – *A Hollywood drama of butterfly extirpation and persistence over a century of urbanization*. - Journal of insect conservation, 18 (4): 683-692.
- BORTOLOTTI L. 1988 – *Roma fuori le mura, l'Agro romano da palude a metropoli*. - Laterza, Roma, Bari, 309 pp.
- CARPANETO G.M., MAZZIOTTA A., COLETTI G., LUISELLI L., AUDISIO P., 2010 – *Conflict between insect conservation*

- and public safety: the case study of a saproxylic beetle (*Osmoderma eremita*) in urban parks. - *Journal of Insect Conservation*, 14 (5): 555-565.
- CARPANETO G.M., MAZZIOTTA A., PIATTELLA E., 2005 - *Changes in food resources and conservation of scarab beetles: from sheep to dog dung in a green urban area of Rome (Coleoptera, Scarabaeoidea)*. - *Biological Conservation*, 123: 547-556.
- CAVELL M., 2018 - *Arachnophobia and early English literature*. - *New Medieval Literatures*, 18: 1-43.
- CELESTI GRAPOW L., 1995 - *Atlante della Flora di Roma*. - Argos Editore, Roma, 222 pp.
- CHOWN S.L., MCGEOCH M.A., ROSCH M., 2001 - *Testing a bioindicator assemblage: gall-inhabiting moths and urbanization*. - *African Entomology*, 9: 85-94.
- COLONNELLI E., SACCO F., 1997 - *Coleoptera Curculionidea*. - In: Zapparoli M. (Ed.), *Gli Insetti di Roma*. Palombi Editore, Roma, pp. 217-235.
- CONNOR E.F., HAFERNIK J., LEVY J., MOORE V.L., RICKMAN J.K., 2002 - *Insect conservation in an urban biodiversity hotspot: the San Francisco Bay Area*. - *J. Insect Conservation*, 6: 247-259.
- CORBELLINI G., MERZAGORA M., 1998 - *La malaria tra passato e presente*. - Università di Roma Sapienza, Roma, 113 pp.
- DAVIS A.M., GLICK T.F., 1978 - *Urban ecosystems and island biogeography*. - *Environmental Conservation*, 5 (4): 299-304.
- DE VECCHIS G. (Ed.), 2007 - *Per una geografia del Lazio*. - Kappa, Roma, 136 pp.
- DI GIOVANNI F., MEI M., 2012 - *First records of *Pison carinatum* R. Turner, 1917 from Italy and Greece (Hymenoptera, Crabronidae)*. - *Ampulex*, 5: 1 p.
- DI LUCA M., TOMA L., SEVERINI F., D'ANCONA F., ROMI R., 2001 - *Aedes albopictus a Roma: monitoraggio nel triennio 1998-2000*. - *Annali dell'Istituto Superiore di Sanità*, 37(2): 249-254.
- DOMENICHINI G., CROVETTI A. (Eds), 1989 - *Entomologia urbana e sanità ambientale*. - Utet, Torino, XVI + 253 pp.
- EBELING W., 1978 - *Urban entomology*. - Division of Agricultural Sciences, University of California, viii + 695 pp.
- FATTORINI S., 2001 - *Temporal and spatial variations in darkling beetle predation by kestrels and other raptors in a Mediterranean urban area*. - *Biologia* 56, 165170.
- FATTORINI S., 2010 - *Use of insect rarity for biotope prioritisation: the tenebrionid beetles of the Central Apennines (Italy)*. - *Journal of Insect Conservation*, 14: 367-378.
- FATTORINI S., 2011a - *Insect rarity, extinction and conservation in urban Rome (Italy): a 120-year-long study of tenebrionid beetles*. - *Insect Conservation and Diversity*, 4: 307-315
- FATTORINI S., 2011b - *Insect extinction by urbanization: a long term study in Rome*. - *Biological conservation*, 144: 370-375.
- FATTORINI S., 2013 - *I Coleotteri Tenebrionidi di Roma (Coleoptera, Tenebrionidae)*. - *Fragmenta Entomologica*, 45 (1-2): 87-142.
- FATTORINI S., 2014a - *Urban biodiversity hotspots are not related to the structure of green spaces: a case study of tenebrionid beetles from Rome, Italy*. - *Urban ecosystems*, 17 (4): 1033-1045.
- FATTORINI S., 2014b - *Island biogeography of urban insects: tenebrionid beetles from Rome tell a different story*. *Journal of insect conservation*, 18 (4): 729-735.
- FATTORINI S., MANGANARO A., PIATTELLA E., SALVATI L., 1990 - *Role of the beetles in raptor diets from a Mediterranean urban area (Coleoptera)*. - *Fragmenta entomologica*, 31(1): 57-69.
- FATTORINI S., PORENA B., BERNARDINI F., DI GIULIO A., 2014 - *Nuovi dati sui Coleotteri Tenebrionidi della città di Roma (Coleoptera Tenebrionidae)*. - *Bollettino della Società Entomologica Italiana*, 146 (3): 137-142.
- FRANKIE G.W., EHLER L.E., 1978 - *Ecology of insects in urban environments*. - *Annual Review of Entomology*, 23 (1): 367-387.
- FRANKIE G.W., KOEHLER C.S., 1978 - *Perspectives in Urban Entomology*. - Academic Press, New York. 417 pp.
- FRANKIE G.W., KOEHLER C.S., 1983 - *Urban entomology, interdisciplinary perspectives*. - Praeger, New York, xii + 493 pp.
- GASTON K.J. (Ed.), 2010 - *Urban ecology*. - Cambridge University Press, Cambridge, 317 pp.
- GIANGREGORIO P., AUDISIO P., CARPANETO G.M., MARCANTONIO G., MAURIZI E., MOSCONI F., CAMPANARO A., 2015 - *Updated distribution of *Osmoderma eremita* in Abruzzo (Italy) and agro-pastoral practices affecting its conservation (Coleoptera: Scarabaeidae)*. - *Fragmenta entomologica*, 47 (2): 139-146.
- GIBB H., HOCHULI D.F., 2002 - *Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages*. - *Biological conservation*, 106 (1): 91-100.
- GIGLI M., 2009. *Elytrodon luigionii* Desbrochers, 1899 - Curculionidae. *Forum Entomologi Italiani*. <http://www.entomologiitaliani.net/public/forum/phpBB3/viewtopic.php?t=58846>
- HEINO J., BINI L.M., ANDERSSON J., BERGSTEN J., BJELKE U., JOHANSSON F., 2017 - *Unravelling the correlates of species richness and ecological uniqueness in a metacommunity of urban pond insects*. - *Ecological indicators*, 73: 422-431.
- HUNTER M.R., HUNTER M.D., 2008. *Designing for conservation of insects in the built environment*. - *Insect Conservation and diversity*, 1 (4): 189-196.
- INSOLERA I., 1980. *Roma. Immagini e realtà dal X al XX secolo*. - Laterza, Bari, 468 pp.
- JÚNIOR C.D.S.M., JÜEN L., HAMADA N., 2015 - *Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: adult odonates as bioindicators of environmental quality*. - *Ecological indicators*, 48: 303-311.
- LATELLA L., RUFFO S., STOCH F., 2005 - *Il progetto CKmap (Checklist e distribuzione della fauna italiana): metodologia di lavoro e tecniche informatiche*. In: Ruffo S., Stoch F. (Eds), *Checklist e distribuzione della fauna italiana*. - Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2.serie, Sezione Scienze della Vita, 16: 15-20.
- LIN B.B., PHILPOTT S.M., JHA S., 2015 - *The future of urban agriculture and biodiversity-ecosystem services: challenges and next steps*. - *Basic and applied ecology*, 16 (3): 189-201.
- MERZAGORA L., 2010 - *RESINA: struttura di rete e ruoli emergenti nel sistema museale naturalistico del Lazio*. - *Museologia Scientifica Memorie*, 6: 320-323.
- MINELLI A., RUFFO S., LA POSTA S. (Eds), 1994-1995 - *Checklist delle specie della fauna italiana*. - Calderini, Bologna, voll. 33-106.
- MUNAFÒ M. (Ed.), 2018. *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2017*. - Rapporti ISPRA 288, 288 pp.
- NEW T.R., SANDS D.P.A., 2002 - *Conservation concerns for butterflies in urban areas of Australia*. - *J. Insect Conserv.*, 6: 207-215.

- OLKOWSKI H., OLKOWSKI W., 1976 – *Entomophobia in the urban ecosystem, some observations and suggestions*. - Bulletin of the ESA, 22 (3): 313-318.
- PICET F.J., 1841 – *Histoire naturelle générale et particulière des Insectes Névroptères. Famille des Perlides*. - Kessmann, Genève, et Baillièrè, Paris, XVI + 423 pp.
- RANIUS T., AGUADO L.O., ANTONSSON K., AUDISIO P., BALLERIO A., CARPANETO G.M., CHOBOT K., GJURASIN B., HANSEN O., HUIJBREGTS H., LAKATOS F., MARTIN O., NECULISEANU Z., NIKITSKY N.B., PAILL W., PIRNAT A., RIZUN V., RUCANESCU A., STEGNER J., SUDA I., SZWALCO P., TAMUTIS V., TELNOV D., TSINKEVICH V., VIGNON V., VERSTEIRT V., VÖGELI V., ZACH P., 2005 – *Osmoderma eremita (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe*. - Animal biodiversity and conservation, 28 (1): 1-44.
- REBELE F., 1994 – *Urban ecology and special features of urban ecosystems*. - Global ecology and biogeography letters, 173-187.
- RISERVATO E., FABBRI R., FESTI A., GRIECO C., HARDERSEN S., LANDI F., UTZERI C., RONDININI C., BATTISTONI A., TEOFILI C., 2014 – *Lista Rossa IUCN delle libellule Italiane*. - Comitato Italiano IUCN e Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 39 pp.
- ROBINSON W.H., 1996 – *Urban entomology: insect and mite pests in the human environment*. - Chapman & Hall, xv + 430 pp.
- ROBINSON W.H., 2005 – *Urban Insects and Arachnids. A Handbook of Urban Entomology*. - Cambridge University Press, Cambridge, 472 pp.
- RUFFO S., STOCH F. (Eds), 2005 – *Checklist e distribuzione della fauna italiana*. - Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2.serie, Sezione Scienze della Vita, 16: 307 pp. + CD rom.
- SABBATINI PEVERIERI G., BERTINI G., FURLAN P., CORTINI G., ROVERSI P.F., 2012 – *Anoplophora chinensis (Forster) (Coleoptera Cerambycidae) in the outbreak site in Rome (Italy): experiences in dating exit holes*. - Redia, 95: 89-92.
- SANTORUFO L., VAN GESTEL C.A., ROCCO A., MAISTO G., 2012 – *Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality*. - Environmental Pollution, 161: 57-63.
- SAVARD J.P.L., CLERGEAU P., MENNECHEZ G., 2000 – *Biodiversity concepts and urban ecosystems*. - Landscape and urban planning, 48 (3-4): 131-142.
- SCANLON A.T., PETIT S., 2008 – *Biomass and biodiversity of nocturnal aerial insects in an Adelaide City park and implications for bats (Microchiroptera)*. - Urban Ecosystems, 11 (1): 91-106.
- SCHWARZ N., MORETTI M., BUGALHO M.N., DAVIES Z.G., HAASE D., HACK J., HOF A., MELERO Y., PETT T.J., KNAPP S., 2017 – *Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review*. - Ecosystem services, 27: 161-171.
- STOCH F., 2005 – *Ricchezza di specie e rarità: analisi della distribuzione in Italia*. In: Ruffo S., Stoch F. (Eds), Checklist e distribuzione della fauna italiana. - Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2.serie, Sezione Scienze della Vita, 16: 33-35.
- SÜSS L., 1990 – *Gli intrusi. Guida di entomologia urbana*. - Edagricole, Bologna, 226 pp.
- TREMATERRA P., 2016 – *Entomologia Urbana e applicata. Animali infestanti o molesti e loro gestione*. -
- TREMATERRA P., SÜSS, L., 2007 – *Prontuario di Entomologia merceologica e urbana. Con note morfologiche, biologiche e di gestione delle infestazioni*. - Aracne Editrice, Roma, 164 pp.
- VERITY R., 1953 – *Le Farfalle diurne d’Italia. Vol. V: Satyridae*. - Marzocco, Firenze, xix + 354 pp.
- VIGLIOGLIA V., 2004 – *Note preliminari sull’entomofauna del Parco degli Acquadotti (Roma)*. - Bollettino dell’Associazione Romana di Entomologia, 59: 1-18.
- VIGNA TAGLIANTI A., 1980 – *Storia dell’Entomologia romana*. - Atti XII Congresso Nazionale Italiano di Entomologia, Roma, 1: 5-66.
- VIGNA TAGLIANTI A., 2001 – *Biodiversità negli insetti e sua conservazione*. - Atti Accademia Nazionale Italiana di Entomologia, XLIX: 191-204.
- VIGNA TAGLIANTI A., ZAPPAROLI M., 2006 – *Insetti di Roma. Biodiversità in un ecosistema urbano*. Le Scienze, Edizioni Belvedere, Latina, 72 pp.
- WILSON E.O., 1987 – *The Little Things That Run the world (The Importance and Conservation of Invertebrates)*. - Conservation biology, 1 (4): 344-346.
- ZAPPAROLI M., 1997a – *Gli Insetti di Roma*. - Fratelli Palombi Editori, Roma, 358 pp.
- ZAPPAROLI M., 1997b – *Urban development and insect biodiversity of the Rome area, Italy*. - Landscape and Urban Planning, 38: 77-86.
- ZHANG Z.S., LU X.G., WANG Q.C., ZHENG D.M., 2009 – *Mercury, cadmium and lead biogeochemistry in the soil-plant-insect system in Huludao City*. - Bulletin of environmental contamination and toxicology, 83: 255-259.
- ZILLI A., 1998 – *Il turnover delle faune lepidotterologiche in ambiente urbano: dinamiche a confronto ed effetti dell’hinterland*. - In: Bologna M.A., Carpaneto G.M., Cignini B. (Eds), Atti del I Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana, pp. 73-81.



**206 - Pagina bianca**

