

MISURARE LA RARITÀ DEGLI INSETTI: PROBLEMI E PROSPETTIVE NELLA BIOLOGIA DELLA CONSERVAZIONE

SIMONE FATTORINI (*)

(*) Dipartimento di Medicina clinica, Sanità pubblica, Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università dell'Aquila; CE3C – Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes / Azorean Biodiversity Group and Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo; e-mail: simone.fattorini@gmail.com

Lettura tenuta nell'ambito della Tavola Rotonda "La statistica nella ricerca entomologica: dall'analisi inferenziale ai modelli previsionali". Seduta pubblica dell'Accademia - Firenze, 13 novembre 2015.

Measuring insect rarity: problems and perspectives in conservation biology

Rarity measures are frequently used as proxies of species vulnerability and hence to establish conservation priorities. This is especially important when other pieces of information about species extinction risk are difficult to obtain, as commonly found for most insects. Three types of rarity are commonly recognized: geographical, ecological, and population. I discuss here what they mean, how they can be measured, which type of data are needed and how they can be used to assess conservation priorities.

KEY WORDS: biological conservation, extinction, geographic distribution, rarity.

INTRODUZIONE

Una caratteristica comune a praticamente tutte le comunità biologiche è di essere costituite da un piccolo numero di specie molto abbondanti e da un gran numero di specie presenti con pochi individui. Si tratta di un fenomeno pressoché universale, da lungo tempo oggetto di studio dell'ecologia delle comunità, e che nel contesto della moderna crisi della biodiversità ha assunto un rilievo del tutto inedito, giacché le specie più rare tendono ad essere, a parità di condizioni, quelle maggiormente esposte al rischio di estinzione (GASTON, 1994; FATTORINI, 2005). A partire dagli anni novanta, con lo sviluppo della macroecologia, allo studio della rarità intesa come scarsità di individui si è aggiunto quello delle dimensioni della distribuzione geografica. Lo studio della distribuzione di frequenza delle dimensioni delle aree di distribuzione dei più diversi gruppi animali e vegetali ha infatti dimostrato che la maggior parte delle specie che compongono una qualsiasi fauna o flora ha distribuzioni geografiche ridotte, e può essere quindi considerata geograficamente "rara", in termini sia di ampiezza dell'areale (*extent of occurrence*, EOO, cioè la superficie racchiusa all'interno dei limiti della distribuzione di una specie, usualmente misurata come area del minimo poligono convesso che racchiude tutte le località note) sia di area occupata (*area of occupancy*, AOO, cioè l'area effettivamente occupata da una specie durante un particolare intervallo temporale all'interno del suo areale, usualmente misurata come

numero di località o di celle di un reticolo occupate dalla specie) (GASTON, 1994). In ambito più strettamente conservazionistico è poi maturata l'idea di definire la rarità delle specie sotto un altro profilo ancora, quello ecologico. Esempio ormai classico è la suddivisione delle piante inglesi presentata da Rabinowitz (RABINOWITZ, 1981; RABINOWITZ *et al.*, 1986) in base alla loro specificità di habitat ("habitat specificity"). Infine, è stato proposto di valutare la rarità delle specie anche in termini filogenetici, secondo l'idea che le specie che appartengono a rami evolutivi molto isolati siano filogeneticamente più rare di specie che si collocano all'interno di linee evolutive soggette ad intensa cladogenesi (si veda, ad esempio, FATTORINI *et al.*, 2013, per una discussione sui metodi utilizzati).

MISURARE LA RARITÀ

Quando si affronta il problema di come misurare la rarità, un primo punto da considerare è che non si può parlare di rarità in termini assoluti. Per qualunque tratto si voglia prendere in considerazione (distribuzione geografica, ecologia, numerosità delle popolazioni, filogenesi, o altro), una specie potrà essere infatti definita più o meno rara solo rispetto ad altre specie e la stessa specie potrebbe ricevere misure di rarità diverse a seconda delle altre specie con cui viene confrontata. Ad esempio, il coleottero carabide *Carabus rossii* Dejean 1826 è una specie endemica italiana, distribuita in modo

sostanzialmente uniforme nell'Italia peninsulare a sud del Po, e che, dal punto di vista della sua distribuzione geografica, potrebbe essere considerata geograficamente “rara” in uno studio sui carabidi europei, ma “comune” in una ricerca sui carabidi italiani.

ABBONDANZA

Se consideriamo la rarità in termini di abbondanza, i fattori che influiscono sulla sua misurazione sono ricollegabili a due problemi fondamentali: da un lato c'è quello della delimitazione dell'insieme di specie che costituisce l'oggetto di studio, dall'altro c'è quello dello sforzo di campionamento.

Il primo tipo di problema ha anzitutto un'evidente connotazione spaziale. È infatti chiaro che, all'aumentare delle dimensioni dell'area di studio, aumenta il numero delle specie che vengono prese in esame e cambiano conseguentemente i rapporti tra le loro abbondanze. Ciò deriva sia dal fatto che la distribuzione spaziale degli individui di una specie non è costante a diverse scale spaziali, sia dal fatto che allargando la scala entrano nei calcoli le abbondanze di specie che non figuravano tra quelle presenti a livello locale. Così, ad esempio, in un'area di studio che ricada interamente all'interno di un settore appenninico largamente occupato da faggete, una specie come il coleottero *Rosalia alpina* (LINNAEUS, 1758) (le cui larve si sviluppano prevalentemente su faggi) potrebbe essere presente anche con densità elevata. Ma se la scala di indagine si allarga, e nell'area di studio vengono a ricadere ambienti diversi dalla faggeta, diminuendo la superficie idonea alla specie, automaticamente diminuirà la sua densità di popolazione, mentre nel calcolo della rarità entreranno nuove specie, assenti nelle faggete ma presenti nei biotopi che verranno ad essere ora inclusi nell'area di studio.

Questo tipo di considerazioni mette in luce un altro aspetto connesso alla definizione dell'insieme delle specie di cui viene valutata la rarità: la loro delimitazione su base ecologica, giacché ci si può chiedere se sia possibile o opportuno confrontare specie che, pur occupando la stessa area, sono legate ad ambienti tra loro molto diversi.

La stima dell'abbondanza relativa delle specie implica infatti una qualche forma di campionamento quantitativo, in cui le specie dovrebbero essere raccolte in proporzione alla numerosità con cui si trovano in natura; ma poiché i metodi di campionamento variano a seconda dell'ecologia delle specie, ci si deve domandare quanto le abbondanze delle specie campionate con un metodo (come ad esempio l'uso di trappole a caduta per insetti terri-

coli) siano confrontabili con quelle di specie campionate con metodi diversi (come la battitura delle fronde per specie arboricole).

A tutto questo va aggiunto ancora un altro elemento che concorre alla delimitazione dell'insieme delle specie: l'appartenenza tassonomica. Negli studi di rarità, il gruppo di specie considerato viene di solito definito su base tassonomica (ad esempio, le specie di una certa famiglia o di un certo ordine di insetti), ma non mancano ovviamente casi in cui sono state confrontate le abbondanze di specie appartenenti a gruppi tassonomici molto diversi ma presenti ad esempio nello stesso biotopo (FATTORINI *et al.*, 2012).

Una volta definito che cosa costituisca la popolazione statistica delle specie oggetto della ricerca (ad esempio, le specie di un certo gruppo tassonomico che vivono in un certo biotopo all'interno di una certa area), ci si deve chiedere se (posto che il metodo di campionamento scelto sia in grado, almeno potenzialmente, di raccogliere tutte le specie) lo sforzo di campionamento adottato è stato sufficiente a raccogliere tutte le specie presenti. Si tratta di un problema da lungo tempo affrontato in ecologia delle comunità, e collegato al tipo di distribuzione statistica delle abbondanze delle specie in una comunità (FATTORINI, 2005). Ad esempio, secondo il modello log-normale, quando si costruisce un istogramma di frequenza in cui le abbondanze delle specie vengono suddivise in classi logaritmiche (*logarithmic bins*) di ordine crescente lungo l'asse delle x , e il numero di specie presenti in ciascuna classe viene rappresentato sull'asse delle y , la distribuzione di frequenza tende a seguire un modello normale (Gaussiano). Ciò significa che le specie più rare (quelle che compongono le classi che si trovano più a sinistra lungo l'asse delle x) hanno una scarsa probabilità di essere raccolte. La loro mancata raccolta a basso sforzo di campionamento fa assumere alla distribuzione delle abbondanze una forma con asimmetria a destra (*right-skew*). Quando, all'aumentare delle dimensioni del campione, aumenta la probabilità di raccogliere le specie più rare, la loro inclusione fa assumere alla distribuzione di frequenza una forma via via più vicina a quella log-normale. Il livello di taglio in corrispondenza del quale, muovendosi da destra verso sinistra (cioè dalle specie più abbondanti alle più rare), le specie più rare non risultano ancora campionate, prende il nome di “linea del velo di Preston” (*Preston's veil line*). All'aumentare delle dimensioni del campione, la linea di Preston viene spinta sempre più a sinistra e una parte sempre maggiore della curva log-normale viene svelata. Secondo questo modello, che potrebbe essere una semplice conseguenza del Teorema

del Limite Centrale, il fatto che molte distribuzioni di abbondanza sembrano avere una forma asimmetrica destra, sarebbe in realtà un artefatto sperimentale, dovuto alla mancata raccolta delle specie più rare.

Stabilire quando un campionamento può considerarsi esaustivo (cioè quando siano state raccolte tutte le specie presenti) non è facile, ma esistono oggi tecniche statistiche (FATTORINI, 2013a) per stimare il numero di specie attese (cioè verosimilmente presenti) sulla base di quelle campionate, ed avere così almeno un termine di paragone. Se infatti il valore osservato è vicino a quello previsto su base statistica (valore atteso), si può allora ritenere che il campionamento sia stato svolto in modo adeguato. Non bisogna però dimenticare che se il metodo adottato non può portare alla raccolta di certe specie semplicemente perché inadatto allo scopo, queste non saranno mai campionate, anche con uno sforzo teoricamente infinito, e la convergenza tra valore osservato e valore previsto dalla stima statistica rifletterà solo l'inadeguatezza del metodo.

DISTRIBUZIONE GEOGRAFICA

Anche la rarità geografica non può che essere espressa in forma relativa e risulterà influenzata sia dall'insieme delle specie che si prendono in considerazione sia dalla definizione di distribuzione geografica che viene adottata. Se l'EOO è definita come la superficie racchiusa all'interno dei limiti della distribuzione di una specie, essa è una misura del suo areale (range) e non dipende quindi dalla scala adottata. Viceversa, nel caso dall'AOO, la misura dipende dalla scala scelta e dal livello di risoluzione, sicché una specie ad esempio presente in un gran numero di località ma al di fuori dell'area di studio risulterà più rara di una che, nel complesso, ha una AOO più ridotta, ma la cui presenza investe maggiormente l'area in esame.

Sebbene oggi il ricorso a modelli di idoneità ambientale (FATTORINI *et al.*, 2012) possa consentire di calcolare l'AOO su base probabilistica, negli studi di rarità l'AOO viene tradizionalmente misurata come numero di celle di un reticolo (ad esempio UTM), risultando così profondamente affetta dal grado di risoluzione spaziale adottato, in quanto la grandezza delle maglie del reticolo influisce sul livello di aggregazione dei dati di presenza. Ad esempio, utilizzando un reticolo con celle di una certa grandezza, due specie *A* e *B* potrebbero avere lo stesso numero di celle occupate (quindi stessa AOO); ma se la specie *B* ha un numero medio di punti di presenza per cella più alto, l'uso di un reti-

colo con celle più piccole porterebbe *B* ad avere un numero di celle occupate maggiore di *A*, evidenziando così una maggiore rarità di *A* non rilevabile a minore risoluzione. Si potrebbe essere dunque tentati di scegliere reticoli con celle il più possibile piccole, ma bisogna tener presente che, al diminuire delle dimensioni della maglia, aumenta il rischio di introdurre distorsioni dovute a differenze nello sforzo di campionamento (una specie potrebbe avere una distribuzione più fitta nel reticolo, e quindi occupare più celle, di un'altra solo perché campionata di più; utilizzando celle più grandi, l'aggregazione dei punti di raccolta diminuisce l'impatto del diverso grado di conoscenza).

Quando infine le informazioni sulla distribuzione delle specie sono insoddisfacenti per tracciarne con sufficiente precisione l'EOO o per valutarne l'AOO in una particolare area, è possibile misurare la rarità geografica delle specie sulla base di altri criteri, come ad esempio quello dell'endemismo, in base al quale sono considerate rare le specie endemiche dell'area di studio, indipendentemente dall'estensione dell'EOO o dell'AOO. È qui opportuno osservare che, poiché la stessa specie può essere considerata endemica o no a seconda della scala usata, negli studi di rarità con finalità conservazionistiche, può essere utile considerare come geograficamente rare a scala ridotta le specie endemiche a scala più ampia. Ad esempio, *Asida luigionii* Leoni, 1909 è una specie tirrenica, endemica italiana, e diffusa in modo piuttosto omogeneo nella regione Lazio, dove presenta una AOO sicuramente maggiore di quella di *Asida sabulosa* (FUESSLIN, 1775), specie con ampia distribuzione europea, ma normalmente circoscritta nel Lazio a quote elevate. Alla scala scelta, *Asida luigionii* non è una specie endemica, ma, essendolo a scala geografica maggiore, può assumere un notevole valore conservazionistico a livello regionale; infatti proprio per l'ampia AOO che *A. luigionii* ha nel Lazio, questa regione può svolgere un ruolo importante nella sua conservazione.

Per quanto riguarda l'AOO, sebbene essa venga di solito misurata in termini quantitativi, in mancanza di informazioni adeguate si può optare per una categorizzazione dicotomica basata sul tipo di distribuzione spaziale che una specie mostra. Ad esempio, si può assumere che le specie presenti nell'area di studio con popolazioni frammentate ed molto isolate da quelle del resto dell'areale abbiano una AOO minore rispetto a quelle che presentano una distribuzione continua (FATTORINI, 2010a).

Ecologia

Negli studi di rarità le specie vengono spesso considerate più o meno rare sotto il profilo ecolo-

gico in base alla loro “*habitat specificity*”, cioè in base l’associazione più o meno stretta per un particolare “*habitat*” (es. RABINOWITZ, 1981; KATTAN, 1992). Un modo più appropriato, generale e versatile di esprimere la rarità “ecologica” delle specie potrebbe essere però quello di fare riferimento alle misure di ampiezza di nicchia (*niche breadth*), concetto questo che ben si presta ad esprimere quantitativamente il livello di rarità di una specie in base alla varietà delle risorse utilizzate. Alcuni esempi a riguardo, che spero possano rappresentare uno stimolo in questa direzione, saranno presentati più avanti.

UN APPROCCIO MULTIDIMENSIONALE

Tra le misure di rarità geografica, abbondanza delle specie e specializzazione ecologica è stato spesso osservato un certo grado di associazione statistica (es. KATTAN, 1992; FATTORINI, 2010b; FATTORINI e DI GIULIO, 2013). Ciò non implica tuttavia che si tratti di misure ridondanti, in quanto esse colgono aspetti della rarità concettualmente diversi e che possono essere tra loro combinati. Su questo principio si basa del resto l’approccio multidimensionale introdotto in botanica da RABINOWITZ (1981), la quale osservò come, aggregando tra loro tre dimensioni di rarità (distribuzione geografica, abbondanza e *habitat*) si potevano ottenere otto diverse combinazioni e quindi otto diverse forme di rarità.

Nell’approccio di Rabinowitz, la combinazione delle varie misure di rarità implica una precedente classificazione delle specie in rare e non rare rispetto a ciascuna dimensione. Una volta che ciascuna specie è stata classificata in una delle due categorie rispetto alla distribuzione geografica, all’abbondanza e alla specificità di *habitat*, si potranno identificare le seguenti otto forme di rarità: specie non rare; specie rare per l’abbondanza; specie rare per l’*habitat*; specie rare per la distribuzione geografica; specie rare per l’*habitat* e l’abbondanza; specie rare per la distribuzione geografica e l’abbondanza; specie rare per la distribuzione geografica e l’*habitat*; specie rare per la distribuzione geografica, *habitat* e l’abbondanza.

Ora, certi criteri di rarità sono per definizione dicotomici, come nel caso in cui le specie sono suddivise in endemiche e non-endemiche, o in specializzate e non-specializzate in base al fatto che occupino o no un particolare *habitat*. Ma quando la quantificazione della rarità avviene mediante scale continue (solitamente preferibili, in quanto permettono di esprimere le differenze e i rapporti tra i valori come quantità continue e isomorfe alla strut-

tura dell’aritmetica, così da essere trattabili con qualsiasi approccio statistico), si pone il problema di come “tagliare” questa continuità. Si tratta di un problema risolvibile solo con scelte arbitrarie, seppur sperabilmente ragionevoli. Una soluzione frequentemente adottata è quella proposta da GASTON (1994) e che consiste nel considerare “rare” le specie che si trovano nel primo quartile dei valori ottenuti per una certa misura. ARITA *et al.* (1990) hanno però proposto di scegliere come livello di taglio la mediana e di considerare come rare le specie con valori al di sotto di essa. Quest’ultima soluzione, sebbene porti a considerare ogni volta come rare ben la metà delle specie (quindi il doppio di quelle che si otterrebbero con il primo quartile), è sicuramente più cautelativa e robusta ed è stata spesso utilizzata in ricerche basate su approcci multidimensionali come quello proposto da Rabinowitz (es. FATTORINI, 2010a,b, 2013a, FATTORINI *et al.*, 2012, 2015).

DALLA RARITÀ ALLA CONSERVAZIONE

L’importanza del concetto di rarità in biologia della conservazione risiede nel legame tra rarità e rischio di estinzione. Si assume infatti che tanto più rara è una specie tanto maggiore è – a parità di condizioni – la sua vulnerabilità (si veda, ad esempio, FATTORINI, 2013b per una rassegna).

Di qui l’idea di esprimere il valore conservazionistico di una specie attraverso punteggi basati sulla loro rarità. Tra i metodi proposti per pesare le specie in funzione della loro rarità geografica, ma teoricamente estendibili ad altre forme, si possono ricordare: l’assegnazione di pesi in funzione inversa della frequenza di occorrenza (KERR, 1997), il rapporto tra la frequenza di occorrenza di ciascuna specie rispetto al valore massimo (DAPPORTO e DENNIS, 2008); e l’assegnazione di punteggi attraverso un processo additivo basato su classi di occorrenza (SÓLYMOS e FÉHER, 2005). Più recentemente, LEROY *et al.* (2012, 2013) hanno introdotto un indice di rarità, basato sulle occorrenze, particolarmente suggestivo, in cui il peso assegnato a ciascuna di esse cresce esponenzialmente per le specie che si trovano al di sotto di un certo livello di taglio (che può essere rappresentato ad esempio dal valore del primo quartile), e decresce esponenzialmente per quelle che si trovano al di sopra del livello.

Poiché tutti questi metodi, incluso quello proposto da LEROY *et al.* (2012, 2013), fanno riferimento ad un’unica dimensione di rarità (in particolare, quella geografica), si pone il problema di come tradurre in punteggi, che esprimano il valore conservazionistico delle specie, le diverse forme di rarità

che si possono ottenere combinando tra loro misure di tipo diverso.

Per questo, in un lavoro ormai classico sulla rarità degli uccelli delle Ande Centrali, KATTAN (1992) ha proposto di dicotomizzare le specie in rare e non rare per ciascuna delle tre dimensioni individuate da Rabinowitz e di assegnare a ciascuna delle otto classi che si vengono a formare un punteggio compreso tra 1 (massima vulnerabilità: specie rare in tutte e tre le dimensioni) e 8 (minima vulnerabilità: specie comuni in tutte e tre le dimensioni) secondo il seguente schema: 8 specie non rare, 7 specie rare per l'abbondanza, 6 specie rare per l'habitat, 5 specie rare per la distribuzione geografica, 4 specie rare per l'habitat e l'abbondanza, 3 specie rare per la distribuzione geografica e l'abbondanza, 2 specie rare per la distribuzione geografica e l'habitat, 1 specie rare per la distribuzione geografica, habitat e l'abbondanza.

Nell'assegnare i punteggi alle classi comprese tra quelle di massima e minima rarità, Kattan assume che le specie a distribuzione geografica limitata siano quelle più vulnerabili a livello generale, mentre le specie con nicchia ecologica ristretta siano più vulnerabili a livello locale, indipendentemente dalla loro abbondanza, il che appare ragionevole a livello globale o regionale. A livello locale, però, la probabilità di persistenza di una specie è influenzata soprattutto dalla sua capacità di adattarsi a cambiamenti nelle condizioni ambientali e quindi dalla sua tolleranza ecologica. Per questa ragione, FATTORINI (2011, 2014a), nell'adottare una scala simmetrica rispetto a quella di Kattan (in cui il punteggio 8 viene attribuito cioè alla classe di massima rarità), ha proposto di assegnare punteggio 3 alle specie con distribuzione ridotta, 4 alle specie con nicchia ecologica ridotta, 5 alle specie scarse e con distribuzione ristretta, e 6 alle specie scarse e con nicchia ecologica ridotta.

CONCLUSIONI

Gli studi sugli insetti hanno storicamente svolto un ruolo chiave nella descrizione statistica delle distribuzioni di frequenza delle abbondanze delle specie in una comunità così come nelle analisi di modelli macroecologici (si veda, ad esempio, la letteratura citata da GASTON, 1994). Può apparire allora strano che la letteratura sulla applicazione delle misure di rarità nella biologia della conservazione degli insetti sia ancora molto esigua. Le ragioni di questo ritardo possono essere riconducibili da un lato ad una diversa impostazione di base nella conservazione degli invertebrati (tipicamente improntata alla conservazione degli ambienti e

raramente indirizzata direttamente alle specie) e dall'altro ad un certo scetticismo circa la possibilità di ottenere per gli insetti misure di rarità analoghe a quelle utilizzate per i vertebrati o le piante vascolari.

Ora, è sicuramente vero che lo studio della rarità negli insetti deve confrontarsi con una serie di problemi (difficoltà tassonomiche, incertezze sulla distribuzione, difficoltà nella acquisizione di dati sulle abbondanze, scarse conoscenze sull'ecologia, etc.; CARDOSO *et al.*, 2011), che si presentano forse in forma solitamente meno complessa nel caso dei vertebrati e delle piante vascolari. Ma è anche vero che queste difficoltà sono, in genere, almeno parzialmente superabili. Può essere in tal senso confortante, e agire da stimolo, osservare come sia stato possibile applicare le diverse misure di rarità suggerite da Rabinowitz, studiare le loro possibili combinazioni e correlarle al rischio di estinzione, persino ad organismi fossili vissuti nell'arco degli ultimi 500 milioni di anni (HARNIK *et al.*, 2012), per i quali non si dispone certo di dati migliori di quelli ricavabili per gli insetti viventi.

A tale proposito, vorrei riportare in conclusione alcune osservazioni derivanti dall'esperienza personale maturata nel corso di studi condotti in Italia e nelle isole Azzorre su vari gruppi di insetti (in particolare coleotteri e lepidotteri) e che spero possano offrire spunti di riflessione e stimolare lo svolgimento di ricerche analoghe per altri gruppi di insetti e in altri contesti geografici ed ecologici.

Un primo punto che vorrei sottolineare è che l'informazione di solito più facilmente accessibile ed affidabile è, nel caso degli insetti, quella di tipo geografico, per cui è generalmente possibile ottenere misure abbastanza precise almeno dell'EOO e, nel caso di aree sufficientemente esplorate, anche dell'AOO. Ma il dato geografico può essere utilizzato anche come fonte indiretta di informazione ecologica, quando questa non fosse disponibile in forma diretta. Sovrapponendo la distribuzione dei punti di presenza di una specie a mappe geografiche o ambientali è infatti ad esempio possibile ricavare misure di ampiezza di nicchia secondo il principio che tanto maggiore è la diversità ambientale riscontrata all'interno della distribuzione di una specie, tanto più ampia sarà la sua nicchia ecologica (FATTORINI, 2010a, 2010b, 2011; FATTORINI *et al.*, 2012).

Per quanto riguarda infine la rarità in termini di abbondanza delle popolazioni, è ovvio che laddove possibile sarebbe preferibile l'uso di dati derivanti da campionamenti standardizzati. Occorre tuttavia osservare, soprattutto in analisi a grande scala, che è difficile disporre di dati di questo tipo, in quanto la loro acquisizione comporta notevoli investimen-

ti in termini di tempo, persone e risorse finanziarie. In mancanza di tali dati, si può però ricorrere ad una misura indiretta della consistenza numerica di una specie (o di una sua popolazione) sulla base della sua contattabilità, in quanto la frequenza di contatto è usualmente proporzionale alla densità di popolazione (STRAYER, 1999). Misure di contattabilità, facilmente derivabili dall'esame di materiale da collezione e da dati di letteratura, possono essere ad esempio il numero di esemplari o di record. È ovvio che misure di questo tipo sono soggette a numerose fonti di distorsioni. Ad esempio, è possibile che una specie sia contattata (osservata o raccolta) più frequentemente di un'altra non perché più abbondante, ma perché più mobile o più visibile. Ma si tratta di forme di distorsione insite in qualunque sistema di campionamento. È infatti ben noto che i campionamenti tramite trappole a caduta – per citare un metodo ampiamente utilizzato per il campionamento di parecchi gruppi di insetti – possono sovrastimare notevolmente l'abbondanza delle specie più mobili, così come i censimenti a vista (come nel caso di lepidotteri diurni raccolti o osservati lungo transetti) possono portare ad una sovrastima delle specie che per modalità di spostamento, dimensioni o colorazione possono essere individuate più facilmente.

È anche vero che i dati ricavabili da collezioni possono portare a risultati paradossali, in quanto un entomologo che si interessa di un certo gruppo di insetti tenderà a raccogliere di più le specie che incontra raramente e meno quelle che considera banali, con il risultato che le specie più comuni tenderanno ad essere sottostimate. Va però osservato che questo tipo di problema riguarda i dati provenienti dalle collezioni specialistiche, curate cioè da entomologi che si occupano specificamente di un particolare gruppo e che sono quindi portati a compiere raccolte selettive. I dati relativi ad un certo gruppo di insetti ottenuti invece da entomologi che non sono specialisti di quel gruppo non possono risentire di distorsioni dovute ad una preferenza per le specie “più rare” per l'ovvio motivo che il non specialista non ha alcuna idea della loro rarità (FATTORINI *et al.*, 2015). Per questo, le collezioni generiche e le ampie collezioni museali, derivanti dalla confluenza di collezioni curate da entomologi con diversa specializzazione, finiscono con il costituire un campione abbastanza rappresentativo proprio in forza della eterogeneità degli interessi dei raccoglitori (FATTORINI, 2014b). In pratica, se i dati derivanti da un singola collezione possono essere fortemente viziati da imprevedibili distorsioni, è verosimile che le varie forme di “errore di campionamento” tenderanno a compensarsi quando ci si basa sull'esame di grandi quantità di esem-

plari raccolti da persone diverse, con scopi diversi, con metodi diversi, ecc. Il che, in fondo, è solo un modo particolare di riaffermare la legge dei grandi numeri.

RINGRAZIAMENTI

Desidero ringraziare il Prof. M. Biondi per avermi invitato a tenere alla seduta pubblica dell'Accademia con Tavola Rotonda su “*La statistica nella ricerca entomologica: dall'analisi inferenziale ai modelli previsionali*” la lettura da cui è derivata la presente nota e il pubblico presente per la stimolante discussione che ne è derivata.

RIASSUNTO

Le misure di rarità sono frequentemente utilizzate come espressione indiretta della vulnerabilità delle specie e vengono quindi impiegate per stabilire priorità di conservazione, soprattutto quando altri tipi di informazione sono difficili da ottenere, come nel caso della maggior parte delle specie di insetti. Tre tipi di rarità sono normalmente presi in considerazione: la distribuzione geografica, la specializzazione ecologica e la numerosità delle popolazioni. In questa nota sono discussi il significato di questi tipi di rarità, come possono essere misurati, che tipo di dati sono richiesti e come possono essere utilizzati a scopi conservazionistici.

BIBLIOGRAFIA

- ARITA H., FIGUEROA F., FRISCH A. RODRÍGUEZ P., SANTOSDEL-PRADO, K., 1997 – *Geographical range size and the conservation of Mexican mammals*. - *Conserv. Biol.*, 11: 92-100.
- CARDOSO P., ERWIN T. L., BORGES P. A. V., NEW T. R. 2011 – *The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them*. - *Biol. Conserv.*, 144: 2647-2655.
- DAPPORTO L., DENNIS R. L. H. 2008 – *Island size is not the only consideration. Ranking priorities for the conservation of butterflies on Italian offshore islands*. - *J. Insect Conserv.*, 12: 237-249.
- FATTORINI S., 2005 – *A simple method to fit geometric series and broken stick models in community ecology and island biogeography*. - *Acta Oecol.*, 28: 199-205.
- FATTORINI S., 2010a – *Use of insect rarity for biotope prioritisation: the tenebrionid beetles of the Central Apennines (Italy)*. - *J. Insect Conserv.*, 14: 367-378.
- FATTORINI S., 2010b – *Biotope prioritisation in the Central Apennines (Italy): species rarity and cross-taxon congruence*. - *Biodivers. Conserv.*, 19: 3413-3429.
- FATTORINI S., 2011 – *Insect rarity, extinction and conservation in urban Rome (Italy): a 120-year-long study of tenebrionid beetles*. - *Insect Conserv. Div.*, 4: 307-315.
- FATTORINI S., 2013a – *Regional insect inventories require long time, extensive spatial sampling and good will*. *PLoS ONE*, 8(4): e62118.
- FATTORINI S., 2013b – *Species ecological preferences*

- predict extinction risk in urban tenebrionid beetle guilds.* - Anim Biol., 63: 93-106.
- 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 Ecosyst, 17: 1033-1045.
- FATTORINI S., 2014b – *Relations between species rarity, vulnerability, and range contraction for a beetle group in a densely populated region within the Mediterranean biodiversity hotspot.* - Conserv. Biol., 28: 169-176.
- FATTORINI S., DI GIULIO A., 2013 – *Should we correct rarity measures for body size to evaluate arthropod vulnerability? Insights from Mediterranean tenebrionid beetles.* - Biodivers. Conserv., 22: 2805-2819.
- FATTORINI S., CARDOSO P., RIGAL F., BORGES P.V.A., 2012 – *Use of Arthropod Rarity for Area Prioritisation: Insights from the Azorean Islands.* - PLoS ONE 7(3): e33995.
- FATTORINI S., SCIOTTI A., TRATZI P., DI GIULIO A., 2013 – *Species distribution, ecology, abundance, body size and phylogeny originate interrelated rarity patterns at regional scale.* - J. Zool. Sys. Evol. Res., 51: 279-286.
- FATTORINI S., MALTZEFF P., SALVATI L., 2015 – *Use of insect distribution across landscape-soil units to assess conservation priorities in a Mediterranean coastal reserve: the tenebrionid beetles of Castelporziano (Central Italy).* - Rend. Fis. Acc. Lincei, 26: 353-366.
- GASTON K.J., 1994 – *Rarity.* Population and Community Biology Series 13. Chapman & Hall, New York. 205 pp.
- HARNIK P.G., SIMPSON C., PAYNE J.L., 2012 – *Long-term differences in extinction risk among the seven forms of rarity.* - Proc. R. Soc. B, 279(1749): 4969-4976.
- KATTAN G., 1992 – *Rarity and vulnerability: the birds of the Cordillera Central of Colombia.* - Conserv. Biol., 6: 64-70.
- KERR J.T., 1997 – *Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation.* - Conserv. Biol., 11: 1094-1100.
- LEROY B., PETILLON J., GALLON R., CANARD A., YSNEL F. 2012 – *Improving occurrence-based rarity metrics in conservation studies by including multiple rarity cut-off points.* - Insect Conserv. Divers., 5: 159-168.
- LEROY B., CANARD A., YSNEL F., 2013 – *Integrating multiple scales in rarity assessments of invertebrate taxa.* - Divers. Distrib., 19: 794-803.
- RABINOWITZ D.S., 1981 – *Seven forms of rarity.* In: The Biological aspects of rare plant conservation. Syngé H. (Ed.), Wiley, Chichester, England, pp. 205-217.
- RABINOWITZ D., CAIRNS S., DILLON T., 1986 – *Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles.* In: Conservation Biology: the science of scarcity and diversity, Soulé M.E. (Ed.), Sinauer Associates, Sunderland, MA., pp. 182-204.
- SÓLYMOS P., FÉHER Z., 2005 – *Conservation prioritization based on distribution of land snails in Hungary.* - Conserv. Biol., 19: 1084-1094.
- STRAYER D.L., 1999 – *Statistical power of presence-absence data to detect population declines.* - Conserv. Biol., 13: 1034-1038.