

## Linee guida per l'applicazione dei criteri IUCN (2001) ai fini della determinazione del livello di rischio d'estinzione: una sintesi

D. GARGANO

### INTRODUZIONE

Uno degli scopi principali del protocollo proposto dalla IUCN (2001) è quello di fornire un metodo standardizzato ed il più possibile oggettivo nelle valutazioni su cui si basano le Liste Rosse. Infatti, dato che le Liste Rosse forniscono un supporto sempre più significativo al processo di decisione e pianificazione delle strategie di conservazione, l'oggettività della stima del rischio associato alle specie è quanto mai necessaria (RODRIGUES *et al.*, 2006). Per il raggiungimento di tale scopo la IUCN (2001) ha sviluppato un protocollo che, andando oltre una valutazione soggettiva (anche se effettuata da esperti), è in grado di produrre risultati stabili e confrontabili. Sotto questo aspetto studi comparativi su diversi metodi di classificazione del rischio d'estinzione (DE GRAMMONT, CUARÓN, 2006) dimostrano che il metodo proposto dalla IUCN può effettivamente portare a valutazioni più affidabili. D'altro canto, nonostante gli sforzi di standardizzazione della procedura, anche l'applicazione del protocollo IUCN non è scevra di difficoltà e possibilità di cattiva interpretazione. Questo può essere collegato ad alcuni suoi aspetti quali: 1) la complessità di alcune parti, 2) l'adozione di una terminologia che a volte assegna un significato particolare a termini di uso comune in biologia, 3) la necessità di mantenere un margine di flessibilità per compensare con l'esperienza personale l'incompletezza dei dati. Per tali ragioni la stessa IUCN diffonde dei documenti periodicamente aggiornati, in cui vengono dettate le linee guida per una corretta applicazione del protocollo. Di seguito è riportato uno stralcio, tratto dalla versione più recente di tali linee guida (IUCN, 2006), relativo alla corretta applicazione dei cinque criteri che rappresentano il cuore del protocollo IUCN (2001), rimandando comunque al testo integrale per maggiori dettagli ed esempi metodologici.

### Linee guida per l'applicazione del criterio "A"

Questo criterio va applicato a *taxa* soggetti ad un declino significativo nel recente passato; oppure a quelli che, in base a delle proiezioni, si pensa debba-

no subirlo nel prossimo futuro. Sono previsti quattro sottocriteri "A1", "A2", "A3" e "A4". Quando viene applicato il criterio "A" bisogna specificare se la stima della riduzione si fonda su: (a) osservazioni dirette (A1, A2 ed A4); (b) un indice di abbondanza appropriato al *taxon*; (c) una contrazione della superficie occupata, dell'areale e/o della qualità dell'habitat; (d) tassi di sfruttamento, effettivi o potenziali, cui la specie è soggetta; (e) effetti prodotti da *taxa* introdotti, eventi di ibridazione, azione di patogeni, presenza di sostanze inquinanti, competitori o parassiti. Le cause che determinano la riduzione della popolazione possono essere anche più di una, in tal caso vanno elencate tutte quelle coinvolte. A tal proposito va specificato che oltre alle cause ben documentate (es. grazie ad osservazioni dirette), vanno considerati anche eventuali altri fattori di declino che si deduca o sospetti stiano influenzando le dinamiche del *taxon* in oggetto.

Affinché un *taxon* rientri in una delle categorie di rischio, la riduzione stimata a carico della sua popolazione deve raggiungere una soglia quantitativa specifica. Oltre che in funzione della categoria di rischio, l'entità di tale soglia varia tra i sottocriteri, anche a parità di categoria di rischio considerata. In particolare il sottocriterio "A1" prevede soglie più elevate rispetto ai restanti tre, questo in virtù dell'assunzione di un abbassamento del rischio d'estinzione quando le cause della riduzione sono chiaramente reversibili, ben note e cessate (è bene sottolineare che "A1" richiede tutte e tre tali condizioni). Un altro importante aspetto del criterio "A" è rappresentato dall'uso di appropriate finestre temporali cui riferire i fenomeni di declino stimati. Tale arco di tempo è stabilito in 10 anni o nel periodo coperto da 3 generazioni. L'utilizzo della lunghezza generazionale permette di rendere congruente la finestra temporale con le caratteristiche biologiche del *taxon*, consentendo quindi di applicare il criterio ad una grande varietà di organismi. L'ampiezza delle finestre temporali è abbastanza flessibile, ma con due punti fermi. La lunghezza minima deve essere di 10 anni, poiché

si ritiene corrisponda al più breve tempo utile per la pianificazione e la messa in atto di efficaci strategie di conservazione. Nel valutare declini futuri il periodo di previsione non deve superare i 100 anni, limite oltre il quale le stime diverrebbero troppo incerte.

I sottocriteri "A1" e "A2" riguardano riduzioni avvenute negli ultimi 10 anni o 3 generazioni e, per entrambi, le stime possono essere effettuate in base ad ognuno dei cinque indicatori (a - e) previsti. I due sottocriteri differiscono in virtù del fatto che "A1" si applica quando il declino è legato a cause oramai cessate, ben note oppure reversibili; mentre per applicare "A2" le cause del declino devono avere caratteristiche esattamente opposte.

Il sottocriterio "A3" va preso in considerazione quando i dati disponibili portano a proiettare o sospettare un fenomeno di riduzione entro i prossimi 10 anni o 3 generazioni. Il declino può essere previsto in base ad una delle quattro opzioni (b - e) riportate dal sottocriterio "A1" (trattandosi di proiezioni viene esclusa la possibilità di osservazioni dirette).

Il sottocriterio "A4", infine, concerne riduzioni osservate, stimate, dedotte o sospettate per periodi di tempo di 10 anni o 3 generazioni che abbracciano sia il passato che il futuro. L'applicazione di questo sottocriterio impone di norma un approccio a finestra mobile per la stima dell'entità del declino. Tale tecnica prevede la creazione di una serie temporale di stime inerenti la dimensione della popolazione che include valori riferiti sia a periodi passati che a proiezioni future. Ognuna di queste stime deve essere relativa ad un arco temporale lungo 10 anni o tre generazioni. A questo punto si procede al calcolo del declino per ogni termine della serie che include almeno un valore relativo al passato ed uno riferito al futuro. Il valore finale da utilizzare sarà uguale alla massima riduzione calcolata. Le cause del declino registrato possono non essere cessate, non essere state individuate o essere irreversibili. L'entità della riduzione può essere stimata in base ad uno dei cinque indicatori previsti in "A1".

#### Linee guida per l'applicazione del criterio "B"

Il criterio "B" si riferisce a *taxa* caratterizzati da distribuzione circoscritta, severa frammentazione e forme, attuali o previste per il prossimo futuro, di declino continuo e/o fluttuazioni estreme. Sono previsti due sottocriteri; di questi "B1" è relativo all'ampiezza dell'areale (EOO, *Extent Of Occurrence*), mentre "B2" riguarda la superficie occupata (AOO, *Area Of Occupancy*). La stima di questi due parametri è integrata da opzioni che considerano: (a) il livello di frammentazione della popolazione o il numero di *location* per cui l'organismo è noto, (b) l'esistenza di declino continuo, o (c) fluttuazioni estreme a carico di parametri distributivi e/o demografici.

Sebbene apparentemente semplice ed intuitivo si tratta del criterio per cui gli errori di applicazione risultano più comuni, pertanto il suo uso richiede una particolare attenzione. Innanzitutto, perché un *taxon* risulti a rischio devono essere raggiunte le soglie di ampiezza dell'areale o di superficie occupa-

ta previste per una delle categorie di rischio. Tale condizione da sola non è però sufficiente, dato che devono essere rispettate almeno due delle tre condizioni presenti nel criterio. La condizione (a) non distingue tra severa frammentazione e limitato numero di *location*, perciò nella documentazione relativa alla procedura di valutazione del rischio deve essere specificato quale delle due situazioni è stata registrata.

L'applicazione di questo criterio dovrebbe tenere conto di alcuni aspetti metodologici e concettuali di particolare rilevanza. Per esempio, nel calcolo dell'ampiezza dell'areale e della superficie occupata bisognerebbe attenersi a metodi standardizzati (IUCN, 2006) che, limitatamente ai fini della compilazione di Liste Rosse secondo il protocollo IUCN (2001), rappresentano il modo migliore di ottenere risultati stabili e comparabili anche se applicati a *taxa* e/o a scale spaziali diverse. Inoltre appare importante sottolineare che il termine *location* (lasciato volutamente non tradotto in questo volume) non coincide necessariamente con ciò che comunemente viene considerato come sottopopolazione o località.

Ulteriori dettagli circa le indicazioni metodologiche suggerite per l'applicazione del criterio "B" possono essere rinvenuti nel documento integrale redatto dalla IUCN (2006).

#### Linee guida per l'applicazione del criterio "C"

Il criterio "C" è stato designato per *taxa* con popolazioni ridotte e soggette a un declino attuale o previsto per il prossimo futuro. Sono previsti due sottocriteri, "C1" e "C2". L'assegnazione di un *taxon* ad una categoria di rischio impone il rispetto di due condizioni. Quella relativa alla dimensione della popolazione ha una soglia quantitativa (10.000 individui) comune ad entrambi i sottocriteri; al contrario, questi prendono in considerazione fenomeni di declino con caratteristiche differenti. Infatti, nel caso del sottocriterio "C1" il rispetto della dimensione della popolazione deve essere associato ad un declino di entità, congruente con le soglie specificate. Invece, riguardo al sottocriterio "C2", la ridotta dimensione della popolazione deve essere accompagnata da un declino di entità imprecisata, insieme ad un determinato modello di arrangiamento della popolazione oppure alla ricorrenza di fluttuazioni estreme. In generale il sottocriterio "C1" richiede dati più dettagliati di quanto non sia necessario per l'applicazione di "C2". Inoltre, esiste una certa sovrapposizione concettuale con il criterio "A". La principale differenza tra i due criteri consiste nel fatto che, ad esclusione della categoria *Vulnerable*, il criterio "C" richiede declini di entità inferiore o registrati in archi di tempo più breve per poter assegnare una specie ad una categoria di rischio. Questo perché il criterio "C" va applicato a popolazioni di per sé ridotte e, quindi, soggette ad un più alto livello di rischio intrinseco.

#### Linee guida per l'applicazione del criterio "D"

Con questo criterio possono essere valutate popolazioni con dimensione o distribuzione estremamente

esigue; per tali parametri è richiesto il rispetto di soglie quantitative che variano tra le categorie di rischio. Solo per la categoria *Vulnerable* sono previsti due sottocriteri, "D1" e "D2". I due sottocriteri riguardano rispettivamente numero di individui maturi e ampiezza della superficie occupata/numero di *location*. Il criterio "D" è stato formulato specificatamente per *taxa* che, pur non essendo in declino, sono a rischio in virtù dell'accentuata esiguità del numero di individui maturi, della superficie occupata oppure del numero di *location* in cui sono presenti. L'uso di questo criterio è abbastanza controverso. In effetti, se applicato alla lettera, tende a divenire spesso troppo inclusivo, cioè induce una sovra-assegnazione di *taxa* a categorie di rischio. In realtà un uso appropriato del criterio non si dovrebbe fondare solo su una mera misura dei parametri soglia, ma dovrebbe considerare l'esistenza di fattori di minaccia reali, associati al rischio potenziale derivante dalla rarità della specie. Infatti i valori soglia riportati devono essere considerati come parametro indicativo della probabilità che una minaccia (reale o comunque probabile) renda il *taxon* *Critically Endangered* o *Extinct* in breve tempo. Perciò, aldilà del rispetto delle soglie indicate, l'uso di "D" impone soprattutto un buon livello di conoscenza della specie, della sua area di distribuzione e delle possibili minacce cui può essere soggetta.

#### Linee guida per l'applicazione del criterio "E"

In accordo con GÄRDENFORS, KINDVALL (2003), l'applicazione del criterio "E" impone il calcolo delle probabilità di estinzione di una specie in un determinato arco di tempo, attraverso un'analisi quantitativa sul tipo delle *Population Viability Analysis* (PVA). In tal modo un *taxon* sarebbe *Critically Endangered* se dovesse risultare che ha il 50% di probabilità di estinguersi in natura entro i prossimi 10 anni o 3 generazioni (in tal caso indipendentemente dalla lunghezza del periodo, fermo restando un limite minimo di 10 anni).

Applicando questi modelli quantitativi la condizione di estinzione è assunta equivalente ad una dimensione di popolazione pari a zero, considerando tutti gli individui del *taxon* e non solo quelli maturi. Tuttavia, in certi casi l'estinzione può essere impostata anche su una dimensione di popolazione maggiore di zero. Ciò può essere giustificato quando è nota l'esistenza di fattori, di cui l'analisi non può tenere conto, che rendono molto incerte le previsioni prodotte dal modello per popolazioni con dimensioni molto esigue.

Un corretta applicazione del criterio "E" prevede la ripetizione del calcolo della probabilità di estinzione in archi di tempo differenti a seconda della durata delle generazioni. Sono previste 3 finestre temporali: 1) 10 anni o 3 generazioni (qualunque sia la lunghezza del periodo, fino ad un massimo di 100 anni); 2) 20 anni o 5 generazioni (qualunque sia la lunghezza del periodo, fino ad un massimo di 100 anni); 3) 100 anni. I *taxa* con durata generazionale uguale o maggiore di 34 anni possono essere valutati solo su una finestra di 100 anni. Per i *taxa* con durata generazio-

nale compresa tra 20 e 33 anni è richiesta un duplice valutazione, su un arco di 3 generazioni e su uno di 100 anni. Infine i *taxa* meno longevi, con generazioni più brevi di 20 anni, richiedono il calcolo della probabilità di estinzione su ciascuno dei tre archi di tempo indicati.

Le *Population Viability Analysis* comprendono diverse tecniche idonee alla valutazione del rischio di estinzione, dei processi di declino e delle possibilità di recupero che interessano le popolazioni naturali, in base a dati e modelli specie-specifici (BOYCE, 1992; BURGMAN *et al.*, 1993; AKÇAKAYA, SJÖGREN-GULVE, 2000). I modelli possono anche non essere necessariamente basati su informazioni demografiche. Per esempio, per *taxa* con alta specificità ecologica, le probabilità di estinzione possono essere calcolate in base alle dinamiche che ne interessano l'*habitat*. Tuttavia, i valori ottenuti in tal modo vanno considerati solo come stima ottimistica del rischio di estinzione. Infatti essi, non incorporando informazioni demografiche, non tengono conto degli effetti legati alla variazione della densità di popolazione. La scelta del metodo da applicare è ovviamente influenzata dal tipo di dati disponibili, quali dati di presenza/assenza (SJÖGREN-GULVE, HANSKI, 2000), censimenti ripetuti (DENNIS *et al.*, 1991; BURGMAN *et al.*, 1993), informazioni sulla struttura in classi d'età o stadi funzionali (AKÇAKAYA, 2000), ecc. Quando i dati a disposizione e le caratteristiche ecologiche della specie permettono di applicare più di un tipo di modello, le conclusioni possono essere rafforzate attraverso un'analisi comparativa (BROOK *et al.*, 2000; KINDVALL, 2000) ed altri test di validità (MCCARTHY *et al.*, 2001). I modelli quantitativi adottati devono permettere di incorporare gli effetti indotti sui parametri di *fitness* (sopravvivenza, fecondità, tassi di accrescimento delle popolazione, ecc.) dalla variabilità locale e temporale associata a fattori quali densità di popolazione, caratteristiche ambientali, eventi catastrofici ecc.

Indipendentemente dal modello applicato, dati scarsi o molto incerti rendono inaffidabile l'utilizzo del criterio "E". Per questa ragione, una volta scelto il tipo di analisi ed i parametri da considerare, è bene procedere ad una stima dell'adeguatezza dei dati. In merito all'incertezza dei risultati va comunque considerato che il criterio "E" non richiede la produzione di previsioni molto precise, ed anche risultati incerti possono essere utili. Per esempio, un *taxon* per cui risulta una probabilità d'estinzione minima del 10% in 100 anni, deve essere considerato quanto meno *Vulnerable*. In ogni caso i modelli devono riflettere l'incertezza associata ai dati. Esistono vari metodi (FERSON *et al.*, 1998) per incorporare l'incertezza nei calcoli e nelle simulazioni; uno dei più semplici (AKÇAKAYA, RAPHAEL, 1998) prevede la realizzazione di due analisi che conducano rispettivamente ad uno scenario migliore (ottimistico) e ad uno peggiore (pessimistico). Il primo si ottiene combinando i limiti inferiori dei parametri che influenzano negativamente il *taxon* (es. riduzione del tasso di sopravvivenza) con i limiti superiori di quelli che inducono effet-

ti positivi (es. aumento del tasso di sopravvivenza). Nella realizzazione dello scenario peggiore i parametri vengono invece considerati in via inversa. I risultati ottenuti dai due modelli possono essere infine utilizzati come limiti superiore ed inferiore del livello di rischio; oppure, se considerati singolarmente, possono consentire di specificare un intervallo di categorie di rischio.

Data la complessità che di norma caratterizza questo tipo di analisi, una procedura di valutazione tramite il criterio "E" deve essere accompagnata da una documentazione di dettaglio inerente la descrizione a) del modello applicato, b) delle assunzioni su cui esso si fonda, c) dei tipi di dati usati e d) dei livelli d'incertezza ad essi associati.

#### LETTERATURA CITATA

- AKÇAKAYA H.R., 2000 – *Population viability analyses with demographically and spatially structured models*. Ecol. Bull., 48: 23-38.
- AKÇAKAYA H.R., RAPHAEL M.G., 1998 – *Assessing human impact despite uncertainty: viability of the northern spotted owl metapopulation in the northwestern USA*. Biodivers. Conserv., 7: 875-894.
- AKÇAKAYA H.R., SJÖGREN-GULVE P., 2000 – *Population viability analysis in conservation planning: an overview*. Ecol. Bull., 48: 9-21.
- BOYCE M.S., 1992 – *Population viability analysis*. Annu. Rev. Ecol. Syst., 23: 481-506.
- BROOK B.W., O'GRADY J.J., CHAPMAN A.P., BURGMAN M.A., AKÇAKAYA H.R., FRANKHAM R., 2000 – *Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology*. Nature, 404: 385-387.
- BURGMAN M.A., FERSON S., AKÇAKAYA H.R., 1993 – *Risk Assessment in Conservation Biology*. Chapman and Hall, London. 328 pp.
- DE GRAMMONT P.C., CUARÓN A.D., 2006 – *An evaluation of threatened species categorization systems used on the American continent*. Conserv. Biol., 20: 14-27.
- DENNIS B., MUNHOLLAND P.L., SCOTT J.M., 1991 – *Estimation of growth and extinction parameters for endangered species*. Ecol. Monogr., 61: 115-143.
- FERSON S., ROOT W., KUHN R., 1998 – *RAMAS Risk Calc: Risk Assessment with Uncertain Numbers*. Applied Biomathematics, Setauket, New York. 244 pp.
- GÄRDENFORS U., KINDVALL O., 2003 – *Temporal extrapolation of PVA results in relation to the IUCN Red List criterion E*. Conserv. Biol., 17 (1): 316-321.
- IUCN, 2001 – *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K. 30 pp.
- , 2006 – *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 6.2*. Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Biodiversity Assessments Sub-Committee in December 2006. Downloadable from <http://app.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf>
- KINDVALL O., 2000 – *Comparative precision of three spatially realistic simulation models of metapopulation dynamics*. Ecol. Bull., 48: 101-110.
- MCCARTHY M.A., POSSINGHAM H.P., DAY J.R., TYRE A.J., 2001 – *Testing the accuracy of population viability analysis*. Conserv. Biol., 15: 1030-1038.
- RODRIGUES A.S.L., PILGRIM J.D., LAMOREUX J.F., HOFFMANN M., BROOKS T.M., 2006 – *The value of the IUCN Red List for conservation*. Trends Ecol. Evol., 21(2): 71-76.
- SJÖGREN-GULVE P., HANSKI I., 2000 – *Metapopulation viability analysis using occupancy model*. Ecol. Bull., 48: 53-71.

#### AUTORE

Domenico Gargano ([gargano@unical.it](mailto:gargano@unical.it)), Dipartimento di Ecologia, Museo di Storia Naturale della Calabria ed Orto Botanico, Università della Calabria, 87030 Arcavacata di Rende (Cosenza)