

Capitolo 2

MODELLI DI VALUTAZIONE AMBIENTALE (MVA) E ANALISI DI VITALITÀ DI UNA POPOLAZIONE (PVA)

Questo primo capitolo è dedicato alla illustrazione dei Modelli di Valutazione Ambientale (MVA) e dei modelli per la *Population Viability Analysis* (PVA) che costituiscono i due approcci modellistici utilizzati nella tesi. Oltre alla definizione e allo scopo, illustro i dati necessari per applicare queste metodologie e ne discuto i principali vantaggi e limiti.

2.1 Modelli di valutazione ambientale

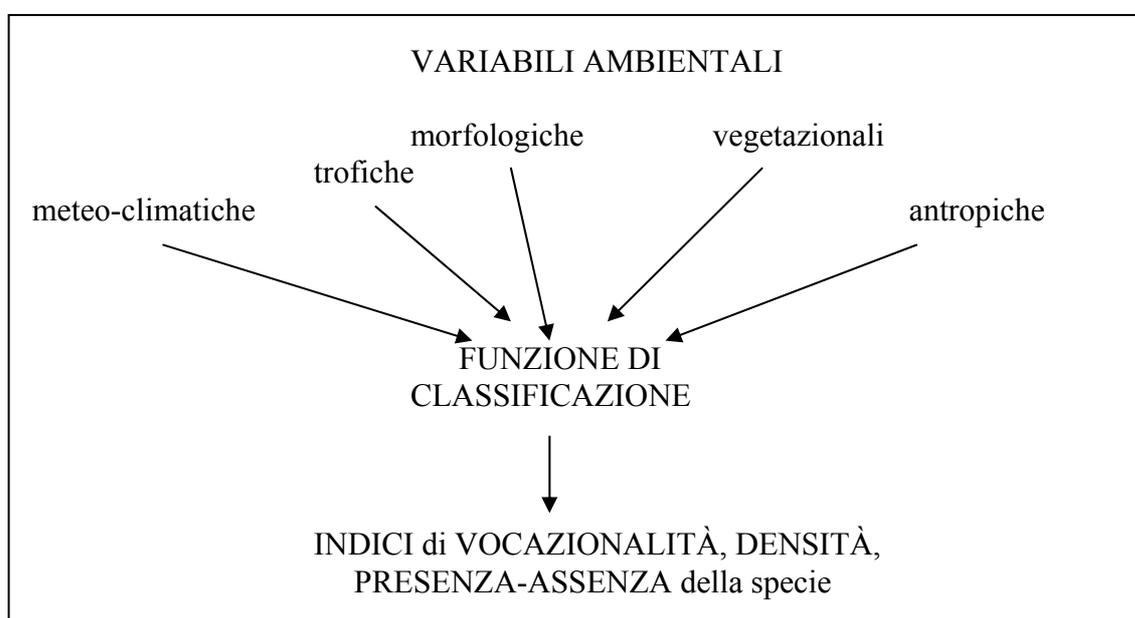
2.1.1 Definizione

I modelli di valutazione ambientale¹ sono modelli della relazione tra la presenza e l'abbondanza di una specie e le caratteristiche dell'habitat in cui essa vive (Morrison *et al.* 1992). Essi sono volti all'individuazione in un territorio di quelle aree che,

¹ Oltre a modelli di valutazione ambientale, diversi sono i nomi presenti in bibliografia per indicare questi modelli: modelli di vocazionalità faunistica, modelli di distribuzione della fauna, modelli di presenza potenziale delle specie. La letteratura americana fa spesso riferimento agli Habitat Suitability Indices (HSI) che però indicano solo alcuni di questi modelli. In questa tesi, seguendo la terminologia proposta da Pedrotti e Preatoni (1995), mi riferirò a questi modelli con il nome di modelli di valutazione ambientale (MVA).

grazie alle loro caratteristiche ambientali, sono adatte ad ospitare una certa specie. I parametri ambientali importanti sono molteplici e variano, ovviamente, a seconda delle specie. Essi riguardano tutti quei fattori morfologici, vegetazionali, climatici, trofici, antropici, che determinano, o influenzano, la disponibilità di cibo e di ripari, la possibilità di riprodursi, la qualità dell'ambiente, l'interazione con altre specie, il disturbo causato dall'uomo. Elementi fondamentali di ogni modello di valutazione faunistica sono, oltre alle variabili ambientali, gli indicatori e la funzione di classificazione (Figura 2.1) (Pedrotti & Preatoni 1995).

Figura 2.1 Gli elementi fondamentali di un Modello di Valutazione Ambientale (MVA).



Gli indicatori (o indici di vocazionalità) esprimono la potenziale presenza e abbondanza della specie in termini di idoneità del territorio (es. non adatto, adatto, buono, ottimo) oppure in termini di presenza/assenza, di probabilità di presenza o di densità potenziale. La funzione di classificazione esprime la relazione che lega gli indici di vocazionalità alle variabili ambientali. Essa può avere diversi gradi di complessità: da semplice relazione logica fino a complessa funzione matematica.

I risultati di un modello di valutazione ambientale per una specie vengono sintetizzati nelle carte di vocazionalità faunistica che evidenziano i potenziali habitat per quella specie presenti sul territorio (Spagnesi & Toso 1990). Queste carte nascono, quindi, dal confronto tra le caratteristiche ambientali di un'area e le esigenze ecologiche della specie espresse dal modello di valutazione ambientale. A seconda dell'indicatore del MVA, le carte di vocazionalità faunistica possono esprimere dei punteggi d'idoneità ambientale del territorio per la specie oppure

indicare una probabilità di presenza della specie o una densità potenziale (Spagnesi & Toso 1990).

I MVA possono essere classificati secondo due criteri principali (Morrison *et al.* 1992; Pedrotti & Preatoni 1995; Ranci Ortigosa 1997). Il primo criterio è basato sulla fonte dei dati che costituiscono la base sperimentale su cui viene costruito il modello. I dati di base sono detti soggettivi se vengono presi dalla letteratura o sono frutto dell'esperienza dell'autore, sono invece oggettivi se sono stati misurati sul campo. Il secondo criterio è, invece, basato sul metodo seguito per la determinazione della funzione di classificazione. Essa viene detta implicita se è frutto di considerazioni soggettive non formalizzate matematicamente e che traducono pareri di esperti, esplicita se nella sua formulazione si è fatto ampio uso di metodi matematici e statistici, univariati e multivariati. Seguendo questi due criteri di classificazione, i modelli di valutazione ambientale sono classificabili nei quattro tipi illustrati in Tabella 2.1.

Tabella 2.1 Classificazione dei modelli di valutazione ambientale (Morrison *et al.* 1992).

	<i>Dati di base:</i>	
	soggettivi (esperienza+bibliografia)	oggettivi (misurati sul campo)
<i>Relazione variabili-indicatori:</i>		
implicita (descrittiva)	QUALITATIVI	QUASI QUALITATIVI
esplicita (uso di metodi matematici e statistici)	QUASI QUANTITATIVI	QUANTITATIVI

Alcuni dei primi tentativi di affrontare in maniera rigorosa il problema della valutazione della potenzialità faunistica di un'area hanno prodotto modelli qualitativi o quasi-qualitativi (è questo, ad esempio, il caso del modello per il capriolo sviluppato da Ueckermann nel 1952, tratto da Perco, 1976). Tuttavia modelli di questo tipo sono stati sviluppati anche in tempi più recenti (De Nalik, 1974 tratto da Perco, 1976; (Apollonio & Grimod 1984; Felettig 1976; Perco 1976; Tosi *et al.* 1986). Alcuni di questi modelli nascono come rielaborazione di modelli già esistenti (Tosi *et al.* 1996). In questo caso la modifica del modello ha lo scopo di meglio adattarlo ad una popolazione della stessa specie ma che vive in una zona diversa da quella per cui è stato sviluppato il modello e viene basata sul parere di un esperto che conosce la popolazione in maniera sufficientemente approfondita.

I modelli qualitativi hanno il grosso svantaggio di basarsi su procedure logico-deduttive non formalizzate e non ripetibili, tuttavia sono spesso gli unici modelli possibili per operare nelle situazioni di scarsità di dati e, soprattutto, di risorse e possono comunque costituire una prima base di studio per successive analisi più approfondite (Perco 1990). L'impossibilità di affrontare campagne specifiche di raccolta dati sul campo è anche all'origine di modelli quasi-quantitativi (Hofer *et al.* 1987) il cui sviluppo è fondato sull'analisi statistica di dati presi dalla bibliografia o dedotti dalla conoscenza dell'autore.

La tendenza attuale è quella di sviluppare modelli quantitativi basati su dati presi sul campo e su analisi statistiche anche complesse (Morrison *et al.* 1992). Questo è facilitato dalla sempre maggiore disponibilità di computer e pacchetti software statistici potenti in grado di analizzare molti dati, di tecniche di rilevamento di dati georeferenziati sulla specie (quale, ad esempio, il radiotracking), di informazioni territoriali e ambientali dettagliate e relativamente economiche (si pensi, ad esempio, al crescente impiego delle immagini da satellite). Questi modelli hanno il grosso vantaggio di essere basati su procedure esplicite e ben documentate di analisi dei dati e, quindi, di essere ripetibili in contesti diversi. Di contro la campagna di raccolta dei dati è generalmente piuttosto lunga e onerosa e lo sviluppo del modello è complesso e impegnativo.

La letteratura è ricca di modelli di tipo quantitativo soprattutto per quanto riguarda le specie dell'avifauna (Aspinall & Veitch 1993; Brennan *et al.* 1994; Buckland *et al.* 1996; Collins 1983; Dettemers & Bart 1999; Gallinaro 1997; Meriggi *et al.* 1992a; Meriggi *et al.* 1992b; Smith & Connors 1994; Smith 1977; Stoms 1992b) ma esistono vari modelli anche per i mammiferi (si veda ad esempio Agee *et al.* 1989; Boitani *et al.* 1995; Dupré *et al.* 1998 per i carnivori; Buckland *et al.* 1996; Holl 1982; Milne *et al.* 1989; Radeloff *et al.* 1999 per gli ungulati; Dueser & Shugart 1978 per i micromammiferi). Pochi sono invece quelli sviluppati per gli insetti (Kitron *et al.* 1996). Una rassegna più dettagliata dei modelli di valutazione ambientale esistenti (con particolare attenzione alle specie europee e soprattutto agli ungulati) e delle metodologie utilizzate per il loro sviluppo si trova in Ranci Ortigosa (1997).

Nei paragrafi successivi ci riferiremo principalmente ai modelli di tipo quantitativo. Lo sviluppo di questi modelli in sintesi è costituito dalle seguenti fasi:

- raccolta di dati sulla presenza e abbondanza della specie e sulle caratteristiche ambientali dell'area o delle aree di studio;
- analisi spaziali e statistiche per la determinazione della funzione di classificazione;
- validazione del modello.

Prima di affrontare queste fasi ovviamente risulta necessaria un'analisi delle conoscenze raggiunte e della letteratura esistente sull'uso dell'habitat da parte della specie in studio. Ovviamente queste conoscenze possono riguardare aree geografiche molto diverse e bisogna perciò valutare la possibilità di estenderle all'area oggetto di studio. Le conoscenze pregresse sulla specie sono utili nella scelta delle caratteristiche ambientali da considerare e delle metodologie di censimento della specie da adottare. Tuttavia, è importante non scartare a priori l'indagine di variabili ambientali insolite e mai indagate che comunque potrebbero risultare importanti per la specie.

Habitat Suitability Indices (HSI) dell'U.S. Fish and Wildlife Service

Tra i modelli di valutazione ambientale, particolare importanza rivestono gli *Habitat Suitability Indices* (HSI) che sono stati proposti e sviluppati dall'U.S. Fish and Wildlife Service del dipartimento degli Interni del Governo Federale Americano e che sono applicati correntemente per gli studi di impatto ambientale negli Stati Uniti, sia per gli ecosistemi terrestri che per quelli di acque interne superficiali. Attualmente sono stati sviluppati Habitat Suitability Indices per più di 350 specie di vertebrati presenti negli Stati Uniti. L'U.S. Fish and Wildlife Service si propone di svilupparne per tutti i mammiferi e gli uccelli nord-americani.

Caratteristica degli HSI è l'esprimere l'attitudine di un'area ad ospitare una certa specie come funzione (tipicamente la media geometrica, la media aritmetica od una combinazione delle due) degli indici di vocazionalità dei singoli parametri ambientali. Tali indici associano a tutti i valori che ogni singola variabile può assumere un punteggio, spesso compreso tra 0 e 1, espressivo della bontà di quel valore per la presenza della specie considerata. Per ogni modello viene anche definita l'applicabilità, specificando l'area geografica e la stagione per cui è stato sviluppato.

Gli HSI sono utili per rappresentare in una forma semplice e facilmente comprensibile le relazioni tra un habitat e la specie che in esso vive. La loro importanza consiste nel fornire, quale risultato finale, un indice che può essere calcolato in situazioni diverse e confrontato per valutare progetti alternativi. Tuttavia essi presentano alcuni limiti. Primo fra tutti è quello di non essere generalmente né sviluppati né validati su dati di campo. Questo implica che la loro accuratezza spesso non è conosciuta. Inoltre le predizioni relative alla presenza e alla densità della specie possono risultare inaccurate anche per l'erroneità di alcune assunzioni a priori su cui sono basati gli HSI (Laymon & Barrett 1994). In particolare, sono risultate in alcuni casi essere false le seguenti ipotesi:

- linearità della relazione tra le densità della specie e le singole variabili ambientali;
- superiorità degli indici semplici (cioè calcolati per ogni singola variabile) su quelli basati su analisi multivariate;
- effetto minimo dei predatori e della competizione interspecifica;
- adeguatezza della densità della specie come indicatore della vocazionalità dell'area.

2.1.2 Dati necessari per lo sviluppo di un MVA

Nella realizzazione di un MVA molta importanza assume la raccolta dei dati che costituiscono la base sperimentale su cui viene costruito il modello. I dati utilizzati sono di due tipi:

- dati relativi alla presenza e abbondanza della specie in un determinato territorio;
- dati sul territorio che descrivono le variabili ambientali del modello.

Dati sulla specie

I dati relativi alla presenza e abbondanza di una specie possono essere ricavati sia tramite osservazioni dirette degli animali che tramite indici indiretti di presenza della specie stimati dall'osservazione di tracce, escrementi, nidi, etc. Tali osservazioni possono essere casuali oppure essere pianificate nell'ambito di censimenti basati su metodologie standard o di rilevazioni effettuate con la tecnica del radiotracking. Si può anche ricorrere ad interviste mediante schede distribuite agli abitanti dell'area oggetto di studio per l'indicazione di eventuali avvistamenti o segni di presenza.

L'esistenza di una popolazione animale può essere espressa come presenza-assenza della specie o tramite indici di abbondanza (quali la densità di animali o il numero di segni di presenza rilevato). Per lo sviluppo di un MVA risulta fondamentale che queste stime siano spazialmente esplicite ovvero siano riferite ad entità geografiche georeferenziate e ben definite, tipicamente aree o punti. In quest'ultimo caso si hanno localizzazioni puntuali che indicano dove l'animale è stato avvistato o dove ci sono segni sicuri del suo passaggio.

Nella scelta di quale metodo di raccolta dei dati utilizzare occorre tenere presente che, come vedremo nel paragrafo 2.1.3, il tipo di dati (ad esempio la presenza/assenza piuttosto che la densità) determina le metodologie statistiche che possono essere utilizzate per analizzarli

I dati, a seconda di come sono stati raccolti, possono avere un diverso grado di precisione che è bene conoscere per poter stimare l'affidabilità dei risultati che possono essere ricavate dalla loro analisi. L'errore può riguardare l'informazione spaziale (georeferenziazione) e temporale (la data del rilevamento), la stima del numero di individui e anche le caratteristiche di ogni singolo animale (sesso, età, attività che l'animale sta compiendo). Il primo tipo di errore è quello legato alla registrazione dell'esatto punto dove l'animale è stato visto (Stoms 1992b). Gli osservatori, infatti, possono avere difficoltà a mappare con notevole precisione le localizzazioni di animali sia per la difficoltà di trovare un'esatta corrispondenza tra il territorio e la sua rappresentazione sulla carta sia per l'elevata mobilità degli animali o la notevole distanza da cui sono stati avvistati. L'errore spaziale dipende dalla scala a cui il dato è rilevato, dall'abilità e dalla conoscenza del territorio dei rilevatori, dagli strumenti usati. Il radiotracking, ad esempio, può fornire localizzazioni notevolmente precise a fronte tuttavia di un notevole costo del materiale necessario (radiotrasmettenti, antenne e radioriceventi) e di un notevole sforzo dei rilevatori (per la cattura degli animali, la messa in opera delle radiotrasmettenti e la raccolta dei dati).

Per quanto riguarda l'errore associato alla stima del numero di animali e alla registrazione delle loro caratteristiche, essa varia notevolmente secondo la specie considerata e la metodologia di censimento adottata. La registrazione esatta dell'informazione temporale e delle caratteristiche dell'animale risultano particolarmente importanti qualora si vogliano analizzare le preferenze ambientali mostrate in particolari fasi del ciclo biologico e/o da particolari individui. Un'ulteriore potenziale fonte d'errore è l'interpretazione degli indici indiretti di presenza della specie. Essi devono essere trattati con particolare cautela, in

particolare devono provenire da fonte affidabile ed essere attribuiti alla specie in studio con un elevato grado di sicurezza.

L'utilizzo dei dati di presenza e abbondanza della specie presenta alcuni limiti e problemi di base insiti nel modo stesso di raccogliere i dati. Innanzitutto, sebbene a volte si disponga di dati realmente di presenza/assenza (è questo il caso di dati provenienti da censimenti compiuti su diverse aree per ciascuna delle quali è possibile dire se il censimento ha avuto esito positivo o negativo), tuttavia nella maggior parte dei casi si dispone unicamente di dati di presenza (corrispondenti ai luoghi dove gli animali sono stati avvistati) e non è possibile affermare che un punto o un'area del territorio non è mai stata utilizzata dalla specie (Dettemers & Bart 1999). Un'altra limitazione è la possibile distorsione del campione: gli avvistamenti, soprattutto quelli relativi a specie rare, tendono infatti spesso ad essere concentrati dove ci si aspetta di trovarli (Snyder & Johnson 1985) e nei luoghi più accessibili agli osservatori (Stoms 1992b). Inoltre gli animali possono spendere pochissimo tempo per attività che sono fondamentali alla loro sussistenza (si pensi ad esempio all'abbeveramento in un fiume), rendendo così estremamente difficile riuscire a censire habitat necessari ma frequentati raramente (Morrison *et al.* 1992).

Dati sulle caratteristiche ambientali del territorio

Per la costruzione di un modello di valutazione ambientale, oltre ai dati sulla presenza e abbondanza della specie, risultano necessari dati che descrivono le variabili ambientali del territorio. In alcuni casi i dati ambientali vengono misurati sul campo contemporaneamente a quelli sulla specie (viene, ad esempio, rilevata la localizzazione dell'animale e vengono descritte le caratteristiche dell'area intorno alla localizzazione). Tuttavia, questo modo di procedere, oltre ad essere molto oneroso, permette di rilevare le variabili ambientali con un'elevata precisione ma unicamente in aree di dimensioni limitate. Più spesso, quindi, si utilizzano dati relativi all'ambiente estrapolandoli dalla cartografia tematica disponibile per l'area di studio. Questi dati, rispetto a quelli rilevati contemporaneamente a quelli sulla specie, sono generalmente più economici e permettono di calcolare variabili ambientali altrimenti difficilmente misurabili quali, ad esempio, indici di diversità degli ecosistemi, distanze da fiumi o strade, percentuali di diverse tipologie di uso del suolo e grandezze relative ad aree molto ampie.

Le variabili ambientali da considerare, e quindi la cartografia tematica necessaria, dipendono fortemente dalla specie oggetto di studio. La Tabella 2.2 raggruppa in 5 classi principali quelle maggiormente usate per i modelli relativi ai vertebrati. Tra queste sono particolarmente importanti le variabili di tipo vegetazionali per le quali risulta spesso necessario disporre di una carta dettagliata delle tipologie vegetazionali possibilmente costruita specificatamente per la specie in studio. Tali carte sono molto rare e sono decisamente onerose da ottenere. Tuttavia, utili modelli sono stati costruiti anche senza l'uso di dati dettagliati sulla composizione vegetazionale (Dettemers & Bart 1999).

Tabella 2.2 Variabili ambientali più usate per i MVA di vertebrati.

<i>Variabili morfologiche:</i> altitudine, esposizione, pendenza, sviluppo superficiale; litologia, geomorfologia, pedologia, conformazione della roccia, rischio idrogeologico e dissesti; reticolo idrografico, punti acqua; insolazione.
<i>Variabili vegetazionali:</i> uso del suolo; copertura vegetazionale (tipologie fisionomico-vegetazionale delle specie vegetali che ricoprono il suolo), fitosociologia, struttura ed età del bosco, altezza e densità delle piante, copertura della volta; habitat;
<i>Variabili trofiche:</i> biomasse delle varie tipologie vegetazionali, produttività dei pascoli, degli arbusteti e dei boschi; distribuzione e densità di prede, predatori e competitori; distribuzione e quantità degli abbattimenti delle varie specie; siti di nidificazione, rifugio, allevamento prole;
<i>Variabili meteo-climatiche:</i> temperature medie, massime, minime stagionali; distribuzione, altezza e permanenza del manto nevoso; piovosità stagionale; forza e direzione dei venti;
<i>Variabili antropiche:</i> uso del suolo; rete viaria; distribuzione rifugi, sentieri, impianti sciistici, pressione antropica da turismo estivo ed invernale; pressione venatoria, presenza di bracconaggio e randagismo; suolo urbanizzato, distribuzione discariche e fonti di inquinamento; distribuzione attività zootecniche; distribuzione attività agricole, distribuzione e concentrazione erbicidi e pesticidi; distribuzione delle fonti di rumore; rischio di incendio.

Spesso la scelta delle variabili ambientali da inserire in un MVA è limitata dalla cartografia effettivamente disponibile e dalla reale possibilità di rilevare le caratteristiche ambientali di cui si vuole tenere conto.

La cartografia tematica utilizzata può avere diverse scale e diversi sistemi di coordinate geografiche, può essere su supporto cartaceo o digitale. La scelta della scala dovrebbe dipendere principalmente dallo scopo del modello tuttavia essa è spesso condizionata dalla disponibilità ridotta di cartografia tematica. Indipendentemente dalla scala, risulta fondamentale che la cartografia utilizzata sia affidabile (validata sul campo) e aggiornata.

Uno strumento utile: i Sistemi Informativi Geografici (GIS)

La metodologia relativa ai modelli di valutazione ambientale può efficacemente avvalersi della tecnologia offerta da un Sistema Informativo Geografico (GIS – *Geographical Information System*) che possa sia immagazzinare ed elaborare i dati necessari che visualizzare la carta di vocazionalità prodotta.

Attualmente i GIS si stanno diffondendo ovunque come principale tecnologia per manipolare dati spaziali e per risolvere problemi complessi di gestione delle risorse. In particolare, essi vengono sempre più usati per la soluzione di conflitti legati all'uso del territorio e per la gestione degli ecosistemi e della fauna (Brown *et al.* 1994; Ingegnoli 1994; Lewis 1995; Lloyd 1996; Petch *et al.* 1995; Stoms 1992b; Toxopeus *et al.* 1994). Il successo dei GIS è dovuto innanzitutto al fatto che essi forniscono informazioni spaziali bidimensionali con una velocità che non può essere raggiunta con le tecniche manuali finora adottate (Ormsby & Lunetta 1987). Inoltre il graduale, ma continuo, abbattimento dei costi rende la tecnologia GIS competitiva anche sul piano economico (Morgan & Newland 1990). Lo sviluppo di interfacce utente amichevoli (*user friendly*) ha poi ulteriormente contribuito alla diffusione dei GIS, rendendo accessibile il loro uso ad un pubblico sempre più vasto (Petch *et al.* 1995; Toxopeus *et al.* 1994).

I GIS permettono di visualizzare ed elaborare molti strati di informazione simultaneamente e, quindi, di correlare dati di tipo diverso (Morgan & Newland 1990). Per questo motivo essi sono uno strumento utile nello studio della relazione tra una specie e l'habitat in cui essa vive (Roseberry *et al.* 1994; Short & Williamson 1994; Walker 1990) e, in particolare, essi possono venire efficacemente utilizzati per applicare o sviluppare modelli di valutazione ambientale e produrre carte di vocazionalità faunistica (Agee *et al.* 1989; Ormsby & Lunetta 1987; Stoms 1992a; Stoms 1992b). Nella metodologia dei MVA i GIS risultano utili innanzitutto in quanto capaci di immagazzinare e visualizzare i dati necessari ai modelli. Infatti le variabili ambientali e i dati di presenza e abbondanza della specie, essendo informazioni di tipo geografico, possono essere rappresentate su mappe tematiche e costituire quindi il database di un GIS. L'utilità di un GIS, oltre che nella sua capacità di descrivere i dati, risiede anche nella possibilità di elaborarli attraverso funzioni di analisi spaziale. Tra queste particolarmente utili sono le funzioni che rendono possibile la sovrapposizione dei diversi strati d'informazione (*overlay, intersect*); gli algoritmi di analisi spaziale che permettono l'interpolazione dei dati di altitudine e la creazione di modelli digitali del terreno e di carte della pendenza e dell'esposizione; le funzioni di analisi dell'intorno necessarie per il calcolo di indici di diversità e di frammentazione del paesaggio; le funzioni per l'elaborazione di immagini da satellite che possono essere efficacemente utilizzate per descrivere alcune variabili ambientali quali, ad esempio, la copertura vegetazionale e l'uso del suolo (Ormsby & Lunetta 1987; Toxopeus *et al.* 1994).

L'uso dei GIS oggi incontra maggiori limiti nella disponibilità e nella qualità dei dati che in ostacoli tecnologici di tipo informatico. Sebbene si stia sempre più diffondendo cartografia in formato digitale di buona qualità, tuttavia questi limiti sono legati soprattutto alla risoluzione dei dati e alla propagazione degli errori

(Nyerges 1991). I dati prodotti dalle analisi spaziali effettuati con un GIS sono infatti sempre affetti da un certo grado di incertezza per la presenza di errori nei dati di ingresso. La qualità dell'output è influenzata dall'accuratezza delle mappe delle variabili ambientali, la quale dipende da vari fattori tra cui la dimensione della minima unità mappabile, la risoluzione dei dati originali, gli algoritmi usati per la generalizzazione delle mappe, la bravura dell'analista (Stoms 1992b). Purtroppo la stima della sensibilità dei risultati di un modello di valutazione ambientale alle incertezze dei dati di ingresso risulta particolarmente difficile e, quindi, generalmente non viene riportato il grado di errore della carta prodotta.

Uno dei limiti dell'uso dei GIS nella costruzione di modelli di valutazione ambientale è la mancanza di moduli in grado di eseguire analisi statistiche multivariate per cui, purtroppo, bisogna quasi sempre ricorrere a software statistici specifici non integrati nei pacchetti GIS.

2.1.3 Determinazione della funzione di classificazione

La disponibilità di dati sulla specie e sulle caratteristiche dell'ambiente in cui essa vive permette di indagarne le preferenze ambientali tramite analisi matematiche e statistiche. Tali analisi sono volte sia all'individuazione delle variabili ambientali significativamente associate all'indicatore di presenza o abbondanza della specie sia alla ricerca della funzione di classificazione, cioè della relazione che lega i parametri ambientali all'indicatore. Queste analisi possono essere di vario tipo e di diverso grado di complessità. Tra queste di particolare interesse risulta l'analisi statistica multivariata, che, considerando le variabili non solo singolarmente ma anche congiuntamente, risulta particolarmente adatta quando le variabili ambientali sono in qualche modo associate tra loro.

I metodi statistici multivariati utilizzati nello studio della relazione specie-habitat sono numerosi e generalmente la scelta di quale adottare dipende dal tipo di dati disponibili (ad esempio dati binari di presenza/assenza della specie piuttosto che dati continui di densità). Le analisi possono essere poi di tipo lineare o non lineare dato che la risposta di una specie alla variazione di una variabile ambientale può essere di entrambi i tipi e può avere diverse forme, da simmetrica ad asimmetrica, da unimodale a bimodale (Morrison *et al.* 1992). Risposte non lineari nascono semplicemente perché gli animali possono non rispondere allo stesso modo a tutti i livelli della variabile: ad esempio, il coniglio di palude evita aree caratterizzate da una copertura arborea molto rada o molto fitta selezionando invece coperture intermedie (Allen 1985).

Di seguito elenco brevemente alcuni dei metodi statistici più utilizzati nello studio della relazione specie-habitat (nella maggior parte di questi metodi le variabili ambientali assumono il ruolo di variabili indipendenti mentre l'indicatore - o gli indicatori - costituisce la variabile dipendente):

- *Analisi della varianza* univariata (ANOVA) o multivariata (MANOVA): in genere è usata per selezionare, tra le molte variabili ambientali disponibili, quelle

che spiegano meglio la variabilità dell'indicatore e che, quindi, verranno sottoposte a successive analisi più approfondite (Brennan *et al.* 1994; Dueser & Shugart 1978; Meriggi *et al.* 1992a; Meriggi *et al.* 1992b; Milne *et al.* 1989; Smith 1977);

- *Regressione multipla*: usata quando come indicatore si considera una variabile continua, generalmente la densità (Lindenmayer *et al.* 1997; Meriggi *et al.* 1992a);
- *Regressione logistica*: usata qualora si voglia considerare come indicatore non la densità della specie ma la sua presenza/assenza (Buckland *et al.* 1996; Lindenmayer *et al.* 1997). La regressione logistica può anche essere usata per discriminare, tra quelle disponibili, le variabili che meglio spiegano la presenza della specie in un territorio (Smith & Connors 1994). Questo metodo non era molto usato fino a qualche anno fa per problemi computazionali, ora è sempre più diffuso;
- *Regressione di Poisson*: usata quando la variabile indipendente è un numero intero (ad esempio: numero di individui) (Lindenmayer *et al.* 1997);
- *Generalized Linear Models*: è una generalizzazione della regressione lineare che permette di considerare anche effetti non lineari e variabili dipendenti continue o categoriche con distribuzione normale o appartenente alla famiglia esponenziale (gamma, Poisson, binomiale, etc.) (Lindenmayer *et al.* 1997);
- *Analisi discriminante*: usata quando si vuole considerare come indicatore la presenza/assenza della specie o classi di densità, ovvero nel caso di variabile dipendente categorica e variabili indipendenti continue (Meriggi *et al.* 1992a);
- *Metodo bayesiano*: basato sulla formula di Bayes della probabilità condizionata. Caratteristica di questo metodo è che le probabilità condizionate, oltre che essere determinate sperimentalmente, possono essere stimate a priori da un esperto ed essere poi aggiornate in base ai nuovi dati acquisiti. Questo metodo può essere usato per analizzare variabili indipendenti sia continue che categoriche (Aspinall & Veitch 1993; Holl 1982; Milne *et al.* 1989; Morrison *et al.* 1992);
- *Analisi dei componenti principali (PCA)*: usata per sintetizzare le variabili ambientali più significative per la caratterizzazione dell'habitat affidandosi poi ad altre analisi (tipicamente l'analisi discriminante) per lo studio della relazione specie-habitat. L'applicazione della PCA nello studio della relazione tra una specie e l'habitat in cui essa vive risulta particolarmente interessante quando siano presenti variabili ambientali altamente correlate tra loro (Buckland *et al.* 1996; Collins 1983);
- *Analisi della corrispondenza canonica*: in grado di analizzare la relazione tra più variabili ambientali e più specie (Hill 1991).

Ciascuna di queste tecniche statistiche ha propri pregi e difetti e difficilmente da sola fornisce buoni modelli predittivi. Tuttavia, l'uso in cascata di alcune di queste analisi può fornire risultati soddisfacenti. In letteratura molte e diverse sono le combinazioni delle metodologie sopra descritte usate in studi della relazione tra una specie e il suo habitat.

2.1.4 Validazione del modello

La validazione è elemento fondamentale di tutto il processo di costruzione del modello (Morrison *et al.* 1992). Molti autori sconsigliano l'uso di modelli di valutazione ambientale non validati (Cole & Smith 1983; Lancia *et al.* 1982; Laymon & Barrett 1994; Morrison *et al.* 1992; Van Horne & Wiens 1991) e ritengono fondamentale testare un modello confrontando i suoi risultati con dati reali di presenza della specie al fine di verificarne la capacità predittiva. I dati per la validazione devono essere diversi da quelli utilizzati per lo sviluppo del modello. Nel caso di un set unico di dati di presenza, è opportuno dividerlo in due parti e utilizzare metà per la creazione del modello e metà per la sua validazione. La divisione del campione può essere casuale oppure seguire un criterio di scelta (ad esempio, nel caso di dati presi nel corso di più anni, si possono usare i dati dei primi anni per sviluppare il modello e quelli degli anni successivi per testarlo).

Un modello di valutazione ambientale il cui indicatore è la presenza-assenza della specie può essere validato con dati di campo dello stesso tipo (presenza-assenza) e le sue prestazioni possono essere valutate in termini di percentuale di casi classificati correttamente, ovvero di casi in cui il modello predice assenza della specie e la specie effettivamente non è stata trovata e di casi in cui il modello predice presenza e gli animali sono realmente presenti (come testimoniano i dati)². Gli errori del modello possono essere di due tipi (Tabella 2.3). Il modello può prevedere l'assenza della specie dove essa è invece stata trovata (errori di I tipo) oppure predire la presenza della specie dove essa non è realmente presente (errore di II tipo). La capacità del modello di evitare errori del I tipo è dato dal coefficiente di confidenza (=1-errore di I tipo) mentre quella di non commettere errori del II tipo è espressa dalla potenza del modello (=1-errore di II tipo).

Tabella 2.3 Confronto tra predizioni del modello e dati di presenza della specie (Morrison *et al.* 1992).

<i>Predizione del modello:</i>	<i>Distribuzione rilevata dai dati:</i>	
	Presenza della specie	Assenza della specie
Presenza della specie	Predizione corretta	Errore di I tipo
Assenza della specie	Errore di II tipo	Predizione corretta

Nel passato l'utilizzo e la diffusione dei MVA è stato impedito anche dalla mancanza di validazione sul campo (Cole & Smith 1983). Negli ultimi 15 anni il numero di modelli di valutazione ambientale validati è cresciuto, tuttavia è da notare che la maggior parte di essi fanno parte della collezione degli HSI americani mentre pochi sono finora i modelli validati che riguardano specie europee (Ranci Ortigosa *et al.*

² Questo modo di valutare le prestazioni di un MVA può essere esteso anche a modelli che predicono densità potenziali o probabilità di presenza (Raphael & Marcot 1994).

2000). Negli studi effettuati la validazione è stata compiuta con metodi diversi e spesso con più procedure di validazione per uno stesso modello (Dettemers & Bart 1999; Laymon & Barrett 1994; Laymon & Reid 1994). Le prestazioni dei modelli sono risultate soddisfacenti in alcuni casi (Brennan 1991; Cole & Smith 1983; Cook & Irwin 1985; Dettemers & Bart 1999; Lancia *et al.* 1982), scarse in altri (Bart *et al.* 1984; Bender *et al.* 1996; Duncan *et al.* 1995; Laymon & Barrett 1994; Laymon & Reid 1994; Robel *et al.* 1993). Cattive prestazioni di un modello possono essere causate dall'uso di dati inadeguati (quali ad esempio serie temporali troppo corte, carte tematiche non aggiornate o imprecise; Cole & Smith 1983; Laymon & Barrett 1994), da una funzione di classificazione non rappresentativa della relazione specie-habitat (Cole & Smith 1983; Van Horne & Wiens 1991), da una cattiva interpretazione dei risultati del modello, e anche da un'applicazione del modello ad una scala spaziale inadeguata (Breininger *et al.* 1998; Laymon & Barrett 1994). Errori del I tipo possono indicare che la specie non ha ancora occupato tutto l'habitat disponibile (Morrison *et al.* 1992).

2.1.5 Scala spaziale

La scala spaziale del modello si riferisce all'unità di superficie su cui il modello basa l'analisi delle caratteristiche dell'habitat e a cui attribuisce un valore dell'indicatore di presenza o abbondanza della specie. Questa scala è diversa dalla scala spaziale dei dati su cui viene costruito o applicato il modello. La scala dei dati, infatti, può essere anche più dettagliata di quella del modello stesso (è evidente che: - dati molto dettagliati possono essere usati per modelli a scala regionale ma dati a larga scala non possono essere riferiti ad un modello a piccola scala; - la scala della mappa risultante dalla sovrapposizione di dati a scale diverse è pari alla scala meno dettagliata).

La scelta della scala spaziale del modello riveste particolare importanza (Hamel *et al.* 1994; Laymon & Reid 1994; Morrison *et al.* 1992). Alcuni autori sottolineano l'utilità di compiere studi intensivi strettamente locali per sviluppare e testare i modelli di valutazione ambientale (Lancia *et al.* 1982), mentre altri sostengono la priorità dei modelli a scala regionale (Cook & Irwin 1985). Le motivazioni di questi ultimi sono principalmente legate al fatto che informazioni locali hanno spesso poca variabilità e, quindi, difficilmente possono mettere in luce particolari configurazioni (Aberg *et al.* 2000). Una seconda motivazione è che i modelli locali hanno validità molto limitata in quanto possono essere applicati solo in aree simili a quelle in cui sono stati sviluppati. Nel caso di un loro utilizzo in aree diverse, necessitano di essere modificati per adattarsi a altre condizioni locali che sono particolari e uniche. È chiaro che la scala determina la generalità del modello, cioè la capacità di un modello sviluppato in una zona in un certo momento di essere valido in un altro spazio e tempo, e che modelli sviluppati ad ampia scala hanno maggiore applicabilità. Tuttavia scale troppo grandi possono non individuare "patches" di limitata estensione ma compatibili con le condizioni di sopravvivenza della specie.

All'interno di questo dibattito, Green (1979) sostiene che non c'è una scala a cui un modello è perfetto ma la validità di un modello deve essere misurata in termini di adeguatezza allo scopo per cui esso è stato creato. Una grossa precisione può, quindi, essere inutile se si intende studiare gli habitat potenziali di un regione molto estesa. Morrison, Marcot e Mannan (1992) aggiungono che la scala dipende dal luogo e dalla popolazione studiata e che occorre partire dall'analisi dei fattori (a qualsiasi scala) che possono essere importanti per la popolazione studiata. Quindi gli studi a scala locale possono essere necessari per includere condizioni che sono uniche e particolari nel modello, tuttavia da soli possono tralasciare fattori che sono importanti per la specie ma che possono essere individuati solo ad una scala più ampia.

Sembrerebbe quindi necessario partire dalla scala dell'animale, ovvero dalla dimensione spaziale dell'ambiente che l'animale percepisce e seleziona. Questo è un problema notevolmente complesso e fortemente dipendente dalla specie e dal territorio oggetto di studio. Laymon e Barrett (1994) suggeriscono nella pratica di porre la dimensione della minima unità territoriale per cui descrivere le caratteristiche ambientali, e per cui quindi è possibile esprimere un livello di vocazionalità, uguale a circa un quarto dell'area dell'home range della specie. Unità territoriali di dimensioni minori devono però essere utilizzate qualora si voglia sviluppare un modello predittivo per specie che sono altamente selettive verso l'habitat e che si trovano in ambienti eterogenei. Dimensioni maggiori sono invece sufficienti per un modello di presenza/assenza quando le specie studiate sono generaliste verso l'habitat e occupano un ambiente relativamente omogeneo. Secondo Laymon e Barrett, quindi, la scelta della scala deve essere determinata principalmente in base alla dimensione dell'home range, al grado di specializzazione della specie verso l'habitat, all'eterogeneità del paesaggio e allo scopo del modello. Altri autori suggeriscono però l'uso di scale diverse. Aberg *et al.* (2000), ad esempio, consigliano di usare una scala pari almeno alla dimensione dell'home range. Data la complessità del problema, Wiens *et al.* (1987) suggeriscono di adottare un approccio multiscalare, ovvero descrivere le variabili ambientali a scala diversa e valutare quale scala spaziale descrive meglio la presenza e l'abbondanza della specie. Utilizzando questo approccio i modelli con prestazioni migliori sono risultati in alcuni studi quelli basati sulle scale spaziali più ampie (Aberg *et al.* 2000; Kurki *et al.* 2000), in altri quelli basati sulle scale spaziali più dettagliate (Breininger *et al.* 1998; Laymon & Reid 1994).

2.1.6 Utilità e limiti dei MVA

Le carte di vocazionalità faunistica e, quindi, i modelli di valutazione ambientale possono essere efficacemente utilizzate nella gestione della fauna selvatica e nella

pianificazione del territorio per individuare aree di particolare rilevanza ambientale che necessitano di essere protette, riqualificate e gestite in maniera opportuna. Esse trovano anche applicazione nello studio preliminare per la reintroduzione di specie localmente estinte, nella formulazione di piani di abbattimento e nella valutazione d'impatto ambientale. Negli interventi di immissione di animali in un'area, i MVA dovrebbero fornire proprio gli strumenti predittivi atti a decidere l'eventuale reintroduzione, introduzione o ripopolamento di una specie, indicando anche il numero di capi da immettere e le zone da preferirsi per un più probabile successo dell'operazione. Un esempio significativo di tale metodologia è fornito dal Progetto Stambecco Lombardia promosso nel 1980 dal settore ambiente ed ecologia della Regione e condotto con la collaborazione scientifica del Dipartimento di Biologia dell'Università degli Studi di Milano al fine di tutelare e aumentare la presenza di questo ungulato nel nostro territorio. Attualmente questo progetto utilizza un modello di valutazione faunistica (Tosi *et al.* 1986) per la scelta delle aree di reintroduzione dello stambecco. Le reintroduzioni effettuate nelle aree identificate dal modello hanno condotto a risultati positivi con un'alta corrispondenza tra i siti potenziali individuati dal modello e quelli realmente utilizzati (Tosi, 1990).

Per quanto riguarda la Valutazione d'Impatto Ambientale (Canter 1996), i MVA, oltre a fornire il quadro potenziale della situazione faunistica di un territorio, potrebbero anche mostrare, ed eventualmente quantificare, l'effetto che la realizzazione di un nuovo progetto produrrebbe sulla zoocenosi di quell'area (gli *Habitat Suitability Indices* HSI sono nati specificatamente per questo scopo). I MVA possono anche essere impiegati per valutare diversi piani di gestione del territorio identificando le soluzioni che possono causare la distruzione o la riduzione di habitat importanti. La simulazione di diversi scenari corrispondenti a variazioni dell'ambiente (siano esse causate dalla costruzione di nuovi manufatti o da diverse politiche gestionali) permette, quindi, tramite questi modelli di predire i cambiamenti della distribuzione di una specie (Buckland *et al.* 1996).

I modelli di valutazione ambientale nella realtà possono applicarsi soprattutto a specie contraddistinte da una relativa sedentarietà (Spagnesi & Toso 1990) data la difficoltà di censire specie ornitiche solo nidificanti o svernanti. Va osservato che all'origine dell'esistenza di modelli di valutazione faunistica per alcune specie di selvaggina (starna, fagiano, lepre e soprattutto ungulati) vi è non solo un discreto indice di censibilità connesso alla sedenterietà, alle dimensioni corporee e ad alcuni aspetti dell'eco-etologia, ma anche l'elevato interesse economico legato al possibile prelievo venatorio.

Alcuni limitazioni dei MVA sono dovute al fatto che la predizione dell'uso dell'habitat da parte di una specie è complicato da vari fattori. In particolare, la capacità del modello di mettere in luce le preferenze ambientali della specie e, quindi, di differenziare tra zone adatte e non adatte alla specie può essere ridotta nei seguenti casi:

- la popolazione non ha ancora colonizzato tutti gli habitat idonei ovvero l'ambiente osservato non è "saturo" della specie. In questo caso ci sono zone adatte ma non ancora occupate (Milne *et al.* 1989);

- l'habitat varia nel tempo ma il suo monitoraggio non è abbastanza frequente (Wiens 1981);
- la popolazione studiata è in rapido declino o crescita ma il suo monitoraggio è ridotto ad un limitato periodo di tempo (serie temporali corte; Johnson 1999).

Altre limitazioni riguardano l'utilizzabilità dei modelli. In primo luogo, infatti, sebbene l'uso di molte variabili ambientali non ponga problemi dal punto di vista scientifico e teorico, tuttavia può limitare notevolmente l'applicabilità pratica dei modelli soprattutto per l'impossibilità o la difficoltà e comunque l'elevato costo del reperimento di tutte le informazioni necessarie. Una maggiore quantità di variabili ambientali comunque non significa necessariamente una maggiore accuratezza e affidabilità del modello. Determinante risulta, invece, la scelta delle variabili che sono effettivamente associate in modo significativo alla densità della specie stessa. In ogni caso è evidente che la scelta e la misurazione delle variabili ambientali di un MVA è condizionata dalla percezione che ha l'uomo dell'ambiente e tale percezione può essere notevolmente diversa da quella della specie in studio (Milne *et al.* 1989).

I modelli di valutazione ambientale riescono a spiegare solo in parte le variazioni della densità o dell'abbondanza della specie, soprattutto nel caso di specie migratorie. Questo non significa che le condizioni ambientali non siano importanti ma che esse costituiscono solo alcuni dei fattori che influiscono sulla presenza e sull'abbondanza di una specie in un territorio. I modelli di valutazione ambientale non considerano infatti la storia naturale della specie, l'interazione con le altre specie (se non molto raramente e in maniera piuttosto semplificata) e la dinamica della popolazione. In particolare, prescindere dalla demografia significa non tenere conto di tutte quelle caratteristiche macroscopiche della popolazione, quali il tasso di accrescimento, la struttura d'età e di taglia, le possibili fluttuazioni nel tempo, che sono fondamentali nel valutare lo stato di salute di una popolazione. Uno studio sull'andamento demografico di una popolazione in aggiunta alla creazione di carte di vocazionalità faunistica può sicuramente fornire contributi altrettanto importanti per la gestione della fauna.

Malgrado i numerosi limiti i MVA costituiscono un buon approccio per lo studio della relazione specie-habitat. I biologi della selvaggina spesso basano infatti le loro decisioni gestionali su considerazioni soggettive avulse da un'analisi scientifica dei dati disponibili. I MVA costituiscono invece una procedura quantitativa, trasparente e ripetibile, basata su metodi scientifici rigorosi (Morrison *et al.* 1992) che può essere usata appropriatamente per riconoscere, tra le variabili ambientali misurabili prese in considerazione, quelle che sono critiche per la presenza della specie e per ipotizzare, con un certo grado di incertezza, la presenza e la densità della specie. Questi modelli possono quindi essere efficacemente usati per stimare l'effetto potenziale di diverse politiche di gestione o dell'impatto di nuovi progetti sulla fauna locale (Dettemers & Bart 1999).

2.2 Analisi di vitalità di una popolazione (*Population Viability Analysis – PVA*)

2.2.1 Definizione

L'analisi di vitalità di una popolazione, o *Population Viability Analysis (PVA)*, consiste nella valutazione della sua probabilità di estinzione, in un determinato arco di tempo e sotto certe condizioni, tramite lo studio dei fattori che ne influenzano la dinamica (Boyce, 1992; Boyce, 1993).

La PVA è una metodologia molto utilizzata nella biologia della conservazione soprattutto per la formulazione di piani di gestione di popolazioni della fauna selvatica (Reed *et al.* 1998). La PVA, oltre a valutare lo stato di salute e di minaccia di una popolazione, può contribuire alla valutazione dell'importanza dei diversi fattori che influenzano la sua dinamica e alla stima degli effetti di diverse condizioni ambientali o politiche gestionali. Essa può, quindi, non soltanto fornire importanti indicazioni per la conservazione delle specie minacciate ma anche contribuire al processo di definizione dei criteri e delle priorità per la gestione di una popolazione che ha consistenza ridotta o che vive in ambiente frammentato o, ancora, che è stata reintrodotta (Merli & Meriggi 2000). La PVA può anche essere efficacemente utilizzata per pianificare il prelievo venatorio e per regolamentare l'attività umana sul territorio.

Nella valutazione del rischio di estinzione, la PVA cerca di tenere conto di tutti i fattori che influenzano il rischio di estinzione di una popolazione (Figura 2.2). Questi fattori vengono innanzitutto divisi in deterministici e stocastici. I fattori deterministici risultano essenzialmente dalla capacità dell'uomo di modificare l'ambiente direttamente o indirettamente (Nunney & Campbell 1993). Fanno parte di questi fattori il prelievo venatorio, l'introduzione di nuove specie e tutte le attività antropiche che causano l'alterazione, la distruzione e la frammentazione degli habitat.

Le perturbazioni stocastiche derivano, invece, fondamentalmente da fenomeni naturali. Esse, in generale, rappresentano fattori che possono causare l'estinzione di una popolazione anche se essa vive in un ambiente complessivamente favorevole alla specie. Le perturbazioni stocastiche possono essere di quattro tipi (Shaffer 1981):

1. stocasticità demografica: è dovuta a eventi casuali nella sopravvivenza e nel successo riproduttivo di un numero finito di individui. Quando la popolazione è piccola, infatti, una serie di eventi demografici casuali sfavorevoli può portarla all'estinzione;
2. stocasticità ambientale: rappresenta le variazioni, temporali e spaziali, più o meno regolari, della qualità dell'habitat, della dinamica di popolazioni di competitori, predatori e parassiti, dell'incidenza di malattie ed epidemie;

3. stocasticità genetica: è dovuta alle variazioni non adattative del patrimonio genetico cioè a quelle modifiche non imputabili alla selezione naturale ma al reclutamento casuale degli alleli. Nelle piccole popolazioni la stocasticità genetica è associata alla perdita di diversità genetica per inincrocio (*inbreeding*) ed erosione genetica per deriva (*genetic drift*);
4. catastrofi naturali: sono le variazioni ambientali estreme quali incendi, alluvioni, terremoti, inondazioni. Per alcuni autori la catastrofe è una manifestazione, estrema e rara, della stocasticità demografica (Reed 1992).

Determinare l'importanza di ciascuno di questi effetti è molto difficile, ma è noto che ciascuno di essi diventa più importante al diminuire della dimensione della popolazione. La PVA in sostanza cerca di sintetizzare in una sola analisi tutte le possibili minacce alla sopravvivenza di una specie (Boyce 1992; Salwasser *et al.* 1984).

Figura 2.2 Variabili che influenzano la stima della persistenza di una popolazione in uno studio di PVA. Le variabili di stato descrivono la popolazione in studio e determinano la probabilità di estinzione della popolazione. Le variabili di stato vengono influenzate dalle variabili di processo, alcune delle quali vengono a loro volta influenzate dalle variabili di stato (doppia freccia) (Reed *et al.* 1998).

Nella PVA è spesso utilizzato il concetto di minima popolazione vitale, o *Minimum Viable Population* (MVP). Essa è definita come il minimo numero di organismi che, sotto certe condizioni ambientali, riesce a sopravvivere per un certo periodo di tempo

malgrado gli effetti delle catastrofi naturali e della stocasticità demografica, ambientale, genetica (Shaffer 1981).

Le prime idee di minima popolazione vitale risalgono ad Allee (1931) e Leopold (1933). Il primo, osservando popolazioni che, sotto la loro densità “ottima”, mostravano tassi di crescita relativamente bassi, ipotizzò che il tasso di crescita di una popolazione diventi negativo quando essa scende sotto un certo livello (effetto Allee) con conseguente estinzione. Secondo Allee questa dimensione critica della popolazione dipendeva dalla specie. Leopold (1933) indicò la dimensione della minima popolazione vitale come la consistenza minima affinché una popolazione riesca a sopravvivere anche separata da altre popolazioni della stessa specie, anticipando così i moderni concetti di metapopolazione, cioè di insieme di popolazioni locali distribuite in un habitat frammentato (Hanski 1999).

Cinquant'anni dopo, il concetto di MVP venne ripreso da Shaffer (1981) che definì i quattro principali fattori stocastici che influenzano la vitalità di una popolazione. Sebbene Shaffer riconoscesse l'interazione di questi 4 fattori, i primi studi di PVA valutavano la vitalità di una popolazione in base ad un solo fattore, principalmente quello demografico (Shaffer 1983) o quello genetico (Reed *et al.* 1986).

Solo successivamente Gilpin & Soulé (1986) proposero una struttura di PVA che integrava i diversi fattori stocastici e introdussero il concetto di persistenza espressa come probabilità. Gli studi più recenti di PVA fanno uso di modelli stocastici per simulare l'andamento della popolazione in un determinato arco di tempo e per determinare, quindi, la sua probabilità di estinzione. Attualmente il concetto di *Minimum Viable Population* è incluso nella PVA ma essa non si pone l'obiettivo di definirne esattamente il valore (Gilpin 1989; Boyce 1992). Non è, infatti, pensabile che ci sia una consistenza precisa che sia universalmente valida per una specie perché la vitalità di una popolazione dipende anche dalle condizioni ambientali locali e necessariamente varia in maniera continua con la dimensione della popolazione (Begon *et al.* 1986).

La PVA non è una procedura standard o una metodologia unica e ben definita. Si tratta piuttosto di tentativi di analisi o simulazione di una popolazione con l'intento di stimare l'andamento della popolazione nel futuro e qualche parametro di estinzione o persistenza (probabilità di estinzione, tempo di estinzione, probabilità di sopravvivere per un certo periodo) (Boyce 1992). Il modo di condurre uno studio di PVA dipende dalla specie studiata, dai dati disponibili e anche dall'esperienza del modellizzatore (Boyce 1992).

Alcuni autori (Shaffer 1987, Lande 1988b, Boyce 1992) reputano che la modellizzazione degli aspetti genetici in uno studio di PVA siano meno importanti della modellizzazione degli aspetti demografici ed ecologici. Ciò avviene, secondo Boyce (1992), non perché le considerazioni genetiche siano di per sé meno importanti, ma piuttosto perché in molti casi non si è ancora arrivati ad una comprensione della genetica finalizzata alla gestione della fauna. In ogni caso, indipendentemente da queste considerazioni, molti modelli di PVA non considerano gli aspetti genetici principalmente per mancanza di dati. L'integrazione tra le considerazioni demografiche e quelle genetiche è comunque auspicabile (Reed *et al.* 1998, Boyce 1992).

Negli Stati Uniti il Fish and Wildlife Service e il National Marine Fisheries Service hanno condotto studi di PVA su molte popolazioni per valutarne il rischio di estinzione e per individuare criteri e priorità per la conservazione delle specie. Analisi di vitalità sono state condotte su popolazioni di almeno 35 specie diverse, tra cui le più studiate sono il grizzly (*Ursus arctos horribilis*) (Shaffer 1983; Suchy *et al.* 1985) e il gufo maculato settentrionale (*Strix occidentalis caurina*) (Lande 1988a; Lamberson *et al.* 1992; Bart 1995).

In letteratura esistono alcuni studi di PVA su metapopolazioni (Akçakaya & Atwood 1997; Hess 1996). In questo caso, la PVA diventa ancora più complessa non solo perché occorre considerare il comportamento di più popolazioni ma soprattutto perché è necessario tenere conto anche della dimensione spaziale. La connessione tra le varie sottopopolazioni influenza infatti la demografia, la dinamica e la genetica di ognuna di esse e costituisce, quindi, la forza principale nella dinamica della metapopolazione (Hastings & Wolin 1989; Hess 1996). La connessione può dipendere dalla distanza, dalla posizione e dalla forma dei *patches* nonché variare in funzione del tempo e della popolazione. Proprio per tenere conto della dimensione spaziale vi sono in letteratura alcuni tentativi di integrare la metodologia della PVA con l'uso dei Sistemi Informativi Geografici (GIS) che permettono di mappare l'habitat potenziale (Akçakaya 1994; Akçakaya 1996).

2.2.2 Dati necessari per uno studio di PVA

Gli studi di PVA, tenendo conto di una moltitudine di fattori che influenzano la sopravvivenza di una specie, richiedono una notevole quantità di dati (Figura 2.2). Oltre a dati relativi alla dinamica di popolazione della specie, sono necessarie anche informazioni sulla storia naturale della specie, sulle caratteristiche genetiche, sull'interazione con l'habitat e sulla sua disponibilità. A fronte di tale richiesta, nella pratica sono generalmente pochi i dati disponibili e ancor meno quelli accurati e affidabili. La scarsità di dati non è dovuta solo alla mancanza di campagne di campionamento, ma anche alla intrinseca difficoltà o, addirittura, all'impossibilità di rilevare alcuni parametri della popolazione. Inoltre, capita spesso che i dati, pur disponibili, risultano di fatto inutilizzabili per studi di PVA perché fortemente disomogenei nello spazio, nel tempo o nella metodologia di raccolta.

Il processo che porta alla sopravvivenza o all'estinzione di una popolazione è un processo estremamente complesso in cui entrano in gioco numerosi fattori che interagiscono tra loro. D'altra parte, la scarsità di dati rende impossibile la stima di tutte le forze che contribuiscono a tale processo. Occorre, quindi, trovare il giusto compromesso tra costruire un modello di PVA che realisticamente descriva l'ecologia di una popolazione e mantenere il modello sufficientemente semplice in modo che il numero di parametri da stimare sia ragionevole in base ai dati disponibili (Morris *et al.* (1999).

Boyce (1992) suggerisce tre modi di operare quando i dati a disposizione non sono sufficienti per stimare tutti i parametri del modello:

- semplificare il modello assumendo esplicitamente alcune ipotesi aggiuntive;
- impiegare dati disponibili in letteratura per specie simili;
- esplorare il comportamento del sistema facendo assumere ai parametri diversi valori all'interno di un intervallo di valori ragionevoli dal punto di vista ecologico.

Merli e Meriggi (2000), invece, dissuadono dall'impiego di dati bibliografici in sostituzione di dati di campo in quanto è molto raro il caso in cui le analogie tra i contesti ambientali di due diverse popolazioni riguardano non solo i valori medi ma anche la loro variabilità.

Ovviamente la disponibilità e la modalità di raccolta dei dati variano per ogni specie. Generalmente, per popolazioni di fauna selvatica, il tipo più comune di dati disponibili sono i conteggi del numero di individui totali (*count data*) rilevati tramite censimenti. Più raramente sono disponibili anche dati demografici più dettagliati che permettono la stima dei tassi di sopravvivenza, di riproduzione e di crescita differenziati per classi di età, di sesso o di taglia.

Grande importanza assume la lunghezza della serie temporale di dati, necessaria soprattutto per ottenere buone stime della varianza dei parametri demografici e ambientali. Per questo motivo Beissinger e Westphal (1998) consigliano l'uso di serie storiche di almeno 8-20 anni o 1-2 generazioni e Thomas *et al.* (1990), per mammiferi e uccelli, di addirittura 30-40 anni. Nella pratica serie temporali di questa lunghezza sono abbastanza rare e, quando disponibili, possono essere sia disomogenee perché le modalità di censimento risultano variate nel tempo sia discontinue perché in alcuni anni i censimenti non sono stati effettuati.

Nell'utilizzo dei dati è importante valutare l'errore di campionamento. Esso, pur influenzando sulla variabilità dei dati raccolti, non è imputabile alla variabilità ambientale e non incide, quindi, effettivamente sulla persistenza della popolazione (Merli & Meriggi 2000). Allo scopo di quantificare l'incertezza nella raccolta dati Morris *et al.* (1999) suggeriscono di eseguire occasionalmente alcuni censimenti indipendenti tra loro in rapida successione (ad esempio, tutti i giorni per una settimana). Le differenze tra i dati rilevati nel corso di questo breve periodo forniscono una stima della variazione dovuta all'incertezza dell'osservazione.

Informazioni spaziali, quali la localizzazione geografica degli individui, il tasso e la distanza di dispersione, sono sicuramente utili per l'analisi di vitalità di metapopolazioni. Tuttavia, questo tipo di dati sono molto difficili da rilevare e la loro disponibilità è estremamente scarsa (Morris *et al.* 1999).

In alcuni casi per effettuare studi di PVA, può essere utile disporre anche di dati di abbattimento. Un esempio di tale utilizzo è dato dall'analisi di vitalità della popolazione di coturnice (*Alectoris graeca saxatilis*) in Trentino condotta da Cattadori, Ranci, Gatto e Hudson (2000). In questo studio una prima PVA è stata eseguita sui dati di censimento disponibili per 29 aree campione distribuite sull'intero territorio provinciale. Questa analisi ha permesso di calcolare il rischio e il tempo medio di estinzione sia per ogni popolazione presente nella singola area campione sia per la metapopolazione costituita dalle 29 popolazioni delle aree campione. In quest'ultimo caso la popolazione è stata considerata estinta in caso di estinzione di tutte le popolazioni delle diverse aree campione. Una seconda PVA è

stata effettuata utilizzando serie storiche di dati di abbattimento (corrette per lo sforzo di caccia) più lunghe rispetto a quelle di censimento e disponibili per tutte le riserve di caccia della Provincia. I risultati di questa PVA si sono rivelati in sostanziale accordo con quanto trovato nell'analisi di vitalità della metapopolazione. L'utilizzo di serie storiche di dati di abbattimento ha permesso, quindi, di confermare e rafforzare quanto trovato con i pochi dati di censimento disponibili.

2.2.3 Procedura

Attualmente le analisi di vitalità di una popolazione vengono principalmente condotte utilizzando modelli demografici deterministici di varia struttura (Tabella 2.4) in cui vengono necessariamente introdotti dei termini stocastici per simulare i fattori descritti nel paragrafo 2.2.1. I modelli vengono così utilizzati per generare, con l'ausilio di un calcolatore, diversi scenari di variazione della popolazione nel tempo (Figura 2.3).

Tabella 2.4 Principali modelli demografici per una singola specie (e non spazialmente espliciti) utilizzati nella *Population Viability Analysis*. I modelli si distinguono principalmente in base alla considerazione o meno della dipendenza da densità e della struttura della popolazione (per età, sesso, taglia) e in base all'assunzione di tempo discreto o continuo.

	<i>Struttura popolazione</i>	<i>Tempo</i>	<i>Modello</i>
Maltusiani	assente	discreto, continuo	Malthus (1798)
	per classi di età	discreto	Leslie (1945 e 1948)
	per classi di taglia	discreto	Lefkovitch (1965)
Dipendenza da densità	assente	discreto	Ricker (1954) Beverton Holt (1957)
	assente	continuo	Logistico (Verhulst 1838)
	per classi di età	discreto	Liu-Cohen (1987)
Dipendenza da densità + effetto Allee	per classi di sesso	discreto	Caswell (1982)
	assente	discreto	Akçakaya & Ferson (1992)

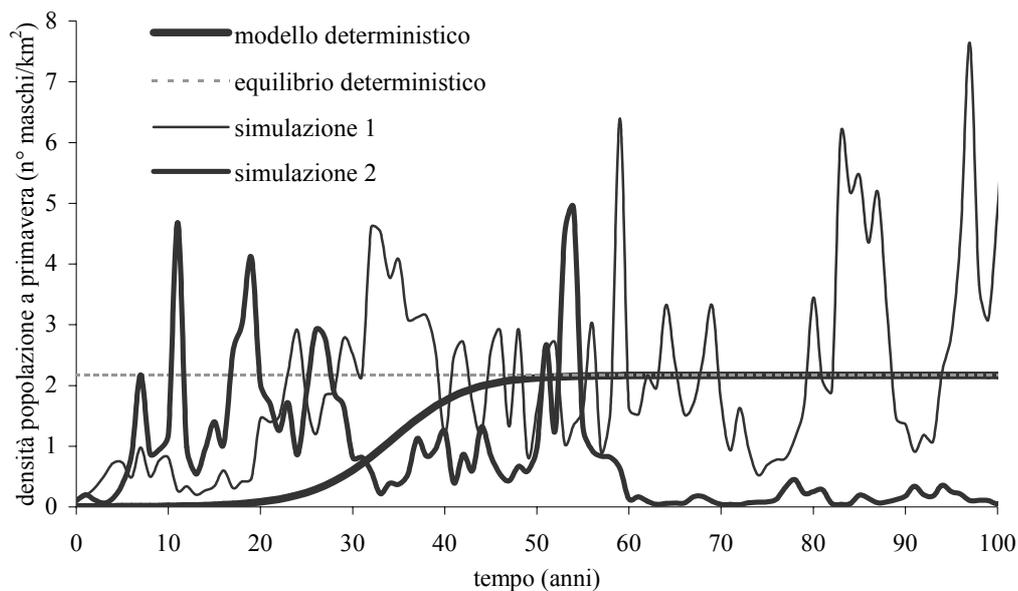
Il processo standard di uno studio di PVA è composto dalle seguenti fasi:

- raccolta e organizzazione dei dati sulla specie (demografia, genetica, habitat);
- formulazione di opportune ipotesi e creazione del modello di PVA;
- creazione di uno scenario di riferimento che riflette nel modo migliore possibile le condizioni attuali della popolazione;
- esecuzione delle simulazioni (generalmente almeno 500 o 1000) e stima dei parametri di persistenza della popolazione (ad esempio: probabilità di estinzione, tempo medio di estinzione) per lo scenario di riferimento.

Per un effettivo utilizzo nella conservazione della fauna, uno studio di PVA dovrebbe comprendere anche le seguenti fasi (Possingham *et al.* 1993; Rodriguez 2000):

- creazione di scenari alternativi ciascuno dei quali corrispondente a una diversa politica di gestione della specie e del territorio;
- esecuzione delle simulazioni e stima dei parametri di persistenza della popolazione per ogni scenario alternativo;
- pianificazione della gestione della specie e del suo habitat in base ai risultati delle simulazioni, ovvero scelta dell'alternativa che minimizza il rischio di estinzione.

Figura 2.3 Andamento nel tempo della consistenza di una popolazione di coturnice secondo il modello di Ricker deterministico e due simulazioni effettuate aggiungendo al modello di Ricker la stocasticità (Cattadori *et al.* 2000).



Indici di rischio

Negli studi di PVA i parametri di persistenza maggiormente usati sono:

- probabilità di estinzione: generalmente calcolata come percentuale di simulazioni in cui la popolazione si estingue;
- probabilità di sopravvivenza in un determinato periodo (10, 50, 100 anni): pari alla percentuale di simulazioni in cui la popolazione sopravvive;
- tempo medio di estinzione: pari alla media del numero di anni che la popolazione impiega per estinguersi nelle diverse simulazioni;

– rischio di estinzione: calcolato come il reciproco del tempo di estinzione.

I parametri suddetti possono anche essere calcolati con riferimento non all'estinzione (cioè alla scomparsa di tutti gli individui) ma con riferimento ad una soglia di quasi-estinzione che esprime la dimensione minima della popolazione (*Minimum Viable Population*) al di sotto della quale il rischio di estinzione è considerato certo.

Classificazione delle specie in estinzione

Attualmente il sistema per classificare le specie minacciate di estinzione si basa sui criteri sviluppati da Mace e Lande (1991) per le *Red List* dell'International Union for Conservation of Nature (IUCN). Le classi di rischio in cui vengono classificate le popolazioni o le specie minacciate sono tre (in ordine di rischio crescente: vulnerabile, in pericolo, critica). Per tenere conto dell'enorme eterogeneità di dati che sono normalmente disponibili per le diverse popolazioni e specie, la classificazione si basa su cinque criteri differenti (dimensione, tasso di declino o probabilità di estinzione della popolazione, estensione o riduzione prevista dell'areale occupato dalla popolazione). Per quanto riguarda il rischio di estinzione, la classificazione è la seguente:

<i>Probabilità di estinzione</i>	<i>Situazione della popolazione</i>
>50% in 10 anni o 3 generazioni	critica
>20% in 20 anni o 5 generazioni	in pericolo
>10% in 100 anni	vulnerabile

Uno strumento: i software specifici per la PVA

Esistono software specificatamente sviluppati per condurre analisi di vitalità. Questi programmi contengono modelli di PVA (anche molto complessi) già pronti che vengono tarati sui dati forniti dall'utente per adattarsi allo specifico caso di studio. Tra questi software i più famosi sono VORTEX (Lacy 1993), ALEX (Possingham & Davies 1995) e RAMAS/Space (Akçakaya & Ferson 1992). Ciascuno di essi richiede informazioni di tipo diverso e si rileva particolarmente efficace per particolari situazioni. VORTEX, ad esempio, è adatto allo studio di popolazioni molto piccole ed isolate, per le quali le conseguenze della depressione da *inbreeding* e della deriva genetica possono essere notevolmente importanti. ALEX e RAMAS/Space si rivelano invece più adatti a condurre uno studio di PVA su una metapopolazione in cui è necessario studiare numerose sotto-popolazioni di dimensioni variabili.

Molti sono i casi di analisi di vitalità eseguite tramite software specifici (cfr. Merli & Meriggi 2000) tuttavia, in alcuni casi, può risultare utile sviluppare modelli di PVA *ad hoc* per una specifica popolazione (Cattadori *et al.* 2000; De Leo *et al.* 2000; Halley & Iwasw 1998) o creare nuovi programmi per soddisfare particolari necessità messe in luce da uno specifico problema gestionale (Menkhorst & Middleton 1991). I software disponibili infatti, pur lasciando all'utente la libertà di definire molteplici parametri relativi alla popolazione, necessitano in generale di molte informazioni, impongono un modello di PVA (o un insieme di modelli di PVA) e non sono

completamente flessibili. D'altro canto, la loro disponibilità rende accessibile la metodologia della PVA anche a chi, pur non avendo competenze strettamente statistico-matematiche, possiede ampia conoscenza della biologia e dell'ecologia delle specie e si trova concretamente a gestire la fauna selvatica sul territorio.

2.2.4 Utilità e limiti della PVA

Secondo Boyce (1993) il principale valore della PVA è quello di identificare un modello che formalizza le conoscenze relative all'ecologia di una popolazione e tramite il quale è possibile testare il comportamento del sistema al variare delle ipotesi gestionali. I modelli di PVA hanno, quindi, il grosso vantaggio di poter includere esplicitamente la gestione valutando le conseguenze di diverse alternative gestionali.

La PVA permette anche di effettuare un'analisi di sensitività per capire quali parametri hanno maggiore influenza sul rischio e il tempo di estinzione (Thomas *et al.* 1990). Questa informazione permette di identificare politiche di conservazione della specie appropriate e anche di concentrare gli sforzi della ricerca e della raccolta dati sulla stima delle variabili più importanti (Reed *et al.* 1993).

Senza nulla togliere alla sua importanza, occorre ricordare che la PVA è un modello della realtà. E' opportuno, quindi, che insieme ai risultati dell'analisi siano chiaramente esposte le ipotesi, gli obiettivi e anche le incertezze su cui il modello è costruito. Inoltre, è evidente che le previsioni risultanti da un'analisi di vitalità non possono essere più attendibili dei dati su cui l'analisi stessa è basata. La PVA può senz'altro contribuire alle decisioni relative alle politiche di conservazione di una specie ma non deve essere l'unico elemento di decisione (Reed *et al.* 1998).

Negli studi di PVA la probabilità di persistenza viene comunemente valutata come percentuale di popolazioni che sono sopravvissute dopo il periodo di tempo considerato. Tuttavia, non viene indagato se queste popolazioni stanno aumentando, diminuendo o sono stabili. Per far fronte a questo limite, Reed *et al.* (1998) suggeriscono di definire una popolazione vitale quando essa non declina significativamente nell'orizzonte temporale considerato.

Malgrado i problemi sopra descritti, la PVA costituisce un ottimo approccio, quantitativo, trasparente e ripetibile, per lo studio e la conservazione di specie della fauna selvatica con particolare riguardo a quelle minacciate.

2.3 Bibliografia

- Aberg, J., G. Jansson, J.E. Swenson & G. Mikusinski. 2000. Difficulties in detecting habitat selection by animals in generally suitable areas. *Wildlife Biology* 6, 89-99.
- Agee, J.K., S.C.F. Stitt, M. Nyquist & R. Root. 1989. A geographic analysis of historical grizzly bear sightings in the North Cascades. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 11, 1637-1642.
- Alee, W.C. 1931. *Animals aggregations. A study in general sociology*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Akçakaya, H.R. & S. Ferson. 1992. *RAMAS/Space*. Applied Biomathematics, New York.
- Akçakaya, H.R. 1994. *RAMAS/GIS: Linking landscape data with population viability analysis*. Applied Biomathematics, New York.
- Akçakaya, H.R. 1996. Linking GIS with models of ecological risk assessment for endangered species. Third International Conference on integrating GIS and environmental modeling, Santa Fe, New Mexico.
- Akçakaya, H.R. & J.L. Atwood. 1997. A habitat-based metapopulation model of the California gnatcatcher. *Conservation Biology* 11, 422-434.
- Allen, E.B. 1985. Habitat Suitability Index Models: Swamp Rabbit. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior Biological Report 82(10.197).
- Apollonio, M. & I. Grimod. 1984. Indagine preliminare sulla capacità faunistica della Valle d'Aosta per quattro specie di ungulati. Regione Autonoma della Valle d'Aosta, Assessorato Agricoltura e Foreste.
- Aspinall, R. & N. Veitch. 1993. Habitat Mapping from Satellite Imagery and Wildlife Data Using a Bayesian Modeling Procedure in a GIS. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 4, 537-543.
- Bart, J. 1995. Amount of suitable habitat and viability of Northern spotted owls. *Conservation Biology* 9, 943-946.
- Bart, J., D.R. Petit & G. Linscombe. 1984. Field evaluation of two models developed following the habitat evaluation procedures. *Transactions North American Wildlife and Natural Resources Conferences* 49, 489-499.
- Begon, M., J.L. Harper & C.R. Townsend. 1986. *Ecology. Individuals, populations and communities*. Blackwell Scientific Publications.
- Beissinger, S.R. & M.I. Westphal. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62, 821-841.
- Bender, L.C., G.J. Roloff & J.B. Haufler. 1996. Evaluating confidence intervals for habitat suitability models. *Wildlife Society Bulletin* 24, 347-352.
- Beverton, R.J.H. & S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Great Britain - Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Fishery Investigations* (series 2), 5-533.
- Boitani, L., F. Corsi & E. Dupré. 1995. A method for evaluating habitat features of the wolf range. Proceedings of the 1st SCALP conference, Engelberg, Switzerland, 7-9 December.

- Boyce, M.S. 1992. Population Viability Analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23, 481-506.
- Boyce, M.S. 1993. Population Viability Analysis: adaptive management for threatened and endangered species. Transactions of the 58th North American Wildlife and Natural Resources Conferences, 520-527.
- Breining, D.R., V.L. Larson, B.W. Duncan & R.B. Smith. 1998. Linking habitat suitability to demographic success in Florida scrub-jays. *Wildlife Society Bulletin* 26, 118-128.
- Brennan, L.A. 1991. Regional test s of a mountain quail habitat model. *Northwestern Naturalist* 72, 100-108.
- Brennan, L.A., W.M. Block & R.J. Gutierrez. 1994. The use of multivariate statistics for developing Habitat Suitability Index Models. In *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. (eds) J. Verner, M.L. Morrison & C.J. Ralph. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Brown, S., H. Schreier, W.A. Thompson & I. Vertinsky. 1994. Linking multiple accounts with GIS as decision support system to resolve forestry/wildlife conflicts. *Journal of Environmental Management* 42, 349-364.
- Buckland, S.T., D.A. Elston & S.J. Beaney. 1996. Predicting distributional change, with application to bird distributions in Northeast Scotland. *Global Ecology & Biogeography Letters* 5, 66-84.
- Canter, L.W. 1996. Environmental Impact Assessment. Civil Engineering Series, McGraw-Hill International Editions.
- Caswell, H. 1982. Stable population structure and reproductive value for populations with complex life cycles. *Ecology* 63, 1223-1231.
- Cattadori, I., G. Ranci Ortigosa, M. Gatto & P.J. Hudson. 2000. Is the rock partridge *Alectoris greaca saxatilis* threatened in the Dolomitic Alps? *Conservation Biology*, submitted.
- Cole, C.A. & R.L. Smith. 1983. Habitat suitability indices for monitoring wildlife populations-evaluation. *Transactions North American Wildlife and Natural Resources Conferences* 48, 367-375.
- Collins, S.L. 1983. Geographic variation in habitat structure of the black-throated green warblers (*Parulidae*) in north central Minnesota. *Oikos* 39, 50-58.
- Cook, J.G. & L.L. Irwin. 1985. Validation and modification of a Habitat Suitability Model for Pronghorns. *Wildlife Society Bulletin* 13, 440-448.
- De Leo, G.A., S. Focardi, M. Gatto & I.M. Cattadori. 2000. The decline of grey partridge in Europe: a comparative analysis of demography in traditional and modern agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, submitted.
- Dettemers, R. & J. Bart. 1999. A GIS modeling method applied to predicting forest songbird habitat. *Ecological Applications* 9, 152-163.
- Dueser, R.D. & H.H.J. Shugart. 1978. Microhabitats in a forest-floor small mammal fauna. *Ecology* 59, 89-98.
- Duncan, B.W., D.R. Breining, P.A. Schmalzer & V. Larson. 1995. Validating a Florida scrub jay habitat suitability model, using demography data on

- Kennedy Space Center. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 11, 1361-1370.
- Dupré, E., P. Genovesi & L. Pedrotti. 1998. Studio di fattibilità per la reintroduzione dell'orso bruno (*Ursus arctos*) nelle alpi centrali. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica e Parco Adamello Brenta. Rapporto preliminare.
- Felettig, S. 1976. La riserva di caccia. Circolo Cacciatori Friulani, Udine.
- Gallinaro, N. 1997. Valutazione dell'idoneità ambientale a fini faunistici. Caso di studio: la popolazione di gallo forcello (*Tetrao tetrix* L.) nella zona di ripopolamento e cattura "Buco di Grigna". Provincia di Lecco, Settore ambiente ed ecologia - Servizio faunistico.
- Gilpin, M. 1989. Population Viability Analysis. *Endangered Species Update* 6, 15-18.
- Gilpin, M.E. & M.E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: the processes of species extinctions. In *Conservation biology: the science of scarcity and diversity* (ed.) M.E. Soulé. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Green, R.H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. John Wiley and Sons, New York.
- Halley, J.M. & Y. Iwasw. 1998. Extinction rate of a population under both demographic and environmental stochasticity. *Theoretical Population Biology* 53, 1-15.
- Hamel, P.B., N.D. Cost & R.M. Sheffield. 1994. The consistent characteristics of habitats: a question of scale. In *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. (eds) J. Verner, M.L. Morrison & C.J. Ralph. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Hastings, A. & C.L. Wolin. 1989. Within-patch dynamics in a metapopulation models. *Ecology* 70, 1261-1266.
- Hess, G.R. 1996. Linking extinction to connectivity and habitat destruction in metapopulations models. *American Naturalist* 148, 226-236.
- Hill, M.O. 1991. Patterns of species distribution in Britain elucidated by canonical correspondence analysis. *Journal of Biogeography* 18, 247-255.
- Hofer, D., W. Schulz & W. Schroder. 1987. Das Munchener verfahren zur Beurteilung von Rehrevieren. *Zeit. Jagdwiss.* 33, 106-120.
- Holl, S.A. 1982. Evaluation of bighorn sheep habitat. Paper presented to the Desert Bighorn Council Transactions.
- Ingegnoli, V. 1994. *Fondamenti di ecologia del paesaggio*. CittàStudi.
- Johnson, C.M. 1999. Temporal changes in island use by breeding seabirds: empirical evidence that long-term data are essential. Proceeding of conference "Predicting species occurrences: issues of scale and accuracy", 19-22 October.
- Kitron, U., L.H. Otieno, L.L. Hungerford, A. Odulaja, W.U. Brigham, O.O. Okello, M. Joselyn, M.M. Mohamed-Ahmed & E. Cook. 1996. Spatial analysis of the distribution of tsetse flies in the Lambwe Valley, Kenya, using Landsat TM satellite imagery and GIS. *Journal of Animal Ecology* 65, 371-380.
- Koenig, W.D. 1988. On determination of viable population size in birds and mammals. *Wildlife Society Bulletin* 16, 230-234.

- Kurki, S., A. Nikula, P. Helle & H. Linden. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forest. *Ecology* 81, 1985-1997.
- Lamberson R.H., R. McKelvey, B.R. Noon & C. Voos. 1992. A dynamic analysis of northern spotted owl viability in a fragmented forest landscape. *Conservation Biology* 6, 505-512.
- Lancia, R.A., S.D. Miller, D.A. Adams & D.W. Hazel. 1982. Validating habitat quality assessment: an example. *Transactions North American Wildlife and Natural Resources Conferences* 47, 96-110.
- Lande, R. 1988a. Demographic models for the northern spotted owl (*Strix occidentalis caurina*). *Oecologia* 75, 601-607.
- Lande, R. 1988b. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241, 1455-1460.
- Laymon, S.A. & R.H. Barrett. 1994. Developing and testing habitat-capability models: pitfalls and recommendations. In *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. (eds) J. Verner, M.L. Morrison & C.J. Ralph. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Laymon, S.A. & J.A. Reid. 1994. Effects of grid-cell size on tests of a Spotted Owl. In *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. (eds) J. Verner, M.L. Morrison & C.J. Ralph. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Lefkovich, L.P. 1965. The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics* 21, 1-18.
- Leopold, A. 1933. *Game management*. Charles Scribner's Sons, New York.
- Leslie, P.H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33, 183-212.
- Leslie, P.H. 1948. Some further notes on the use of certain population mathematics. *Biometrika* 35, 213-245.
- Lewis, D.M. 1995. Importance of GIS to community-based management of wildlife: lessons from Zambia. *Ecological Applications* November.
- Lindenmayer, D.B., A. Welsh, C.F. Donnelly & R.B. Cunningham. 1997. Use of nest trees by the Mountain Brushtail Possum (*Trichosurus caninus*) (*Phalangeridae: Marsupialia*) II. Characteristics of occupied trees. *Wildlife Research* 24, 661-677.
- Liu, L. & J.E. Cohen. 1987. Equilibrium and local stability in a logistic matrix model for age-structured populations. *Journal of Mathematical Biology* 25, 73-88.
- Lloyd, C. 1996. Woodcraft: Bavarian forestry goes digital. *GIS Europe* February.
- Mace, G.M. & R. Lande. 1991. Assessing extinction threats: toward a re-evaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 2, 148-157.
- Malthus, T.R. 1798. *An essay on the principle of population*. Johnson, Londra.
- Menkhorst, P. & D. Middleton. 1991. The helmeted honeyeater recovery plan: 1989-1993. Department of Conservation and Environment, Victoria.
- Meriggi, A., A. Gariboldi & B. Magnani. 1992a. Habitat requirements of the bobwhite quail in northern Italy. *Bollettino di Zoologia* 59, 73-78.

- Meriggi, A., N. Saino, D. Montagna & D. Zacchetti. 1992b. Influence of habitat on density and breeding success of grey and red-legged partridges. *Bollettino di Zoologia* 59, 289-295.
- Merli, E. & A. Meriggi. 2000. L'utilizzo delle analisi di vitalità delle popolazioni nella gestione della fauna selvatica. Conservazione e gestione della fauna. Supplemento a *Ethology Ecology & Evolution* 1, 1-10.
- Milne, B.T., K.M. Johnston & R.T.T. Forman. 1989. Scale-dependent Proximity of wildlife habitat in a spatially-neutral Bayesian model. *Landscape Ecology* 2, 101-110.
- Morgan, K.M. & L.W. Newland. 1990. Geographic Information System (GIS) for environmental data base management and analysis. *Toxicological and Environmental Chemistry* 1, 129-136.
- Morris, W., D. Doak, M. Groom, P. Kareiva, J. Fieberg, L. Gerber, P. Murphy & D. Thomson. 1999. *A practical handbook for Population Viability Analysis*. The Nature Conservancy.
- Morrison, M.L., B.G. Marcot & R.W. Mannan. 1992. *Wildlife-Habitat Relationships. Concepts and Applications*. The University of Wisconsin Press, Madison.
- Nunney, L. & K.A. Campbell. 1993. Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics. *Trends in Ecology and Evolution* 8, 234-239.
- Nyerges, T.L. 1991. GIS for environmental modelers: an overview. Paper presented to the First International Conference/Workshop on integrating Geographic information Systems and environmental modeling, Boulder, Colorado.
- Ormsby, J.P. & R.S. Lunetta. 1987. Whitetail deer Food Availability Maps from thematic Mapper Data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 8, 1081-1085.
- Pedrotti, L. & D.G. Preatoni. 1995. I Modelli di Valutazione Ambientale (MVA) come strumento per la pianificazione faunistica. Intervento al III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Bologna.
- Perco, F. 1976. *Il capriolo*. Edizioni Carso, Trieste.
- Perco, F. 1990. Progetto Fauna: Provincia Autonoma di Trento, Servizio Foreste, Caccia e Pesca.
- Petch, J.R., E. Pauknerova & D.I. Heywood. 1995. GIS in nature conservation: the Zdarske project, Czech Republic. *ITC Journal* 2.
- Possingham, H.P. & I.R. Noble. 1991. An evaluation of population viability analysis for assessing the risk of extinction. Research consultancy for the Resource Assessment Commission, Forest and Timber inquiry, Australian Government Printing Office, Canberra.
- Possingham, H.P., D.B. Lindenmayer & T.W. Norton. 1993. A framework for the improved management of threatened species based on Population Viability Analysis (PVA). *Pacific Conservation Biology* 1, 39-45.
- Possingham, H.P. & I. Davies. 1995. ALEX: A population viability analysis model for spatially structured populations. *Biological Conservation* 73, 142-150.

- Radeloff, V.C., A.M. Pidgeon & P. Hostert. 1999. Habitat and population modelling of roe deer using an interactive geographic information system. *Ecological modelling* 114, 287-304.
- Ranci Ortigosa, G. 1997. Un prototipo di Sistema Informativo Territoriale per la valutazione della vocazionalità faunistica di aree alpine lombarde. Tesi di laurea in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio, Politecnico di Milano.
- Ranci Ortigosa, G., G.A. De Leo & M. Gatto. 2000. VVF: integrating modelling and GIS in a software tool for habitat suitability assessment. *Environmental Modelling & Software* 15, 1-12.
- Raphael, M.G. & B.G. Marcot. 1994. Validation of a wildlife-habitat-relationships model: Vertebrates in a Douglas-fir sere. In *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. (eds) J. Verner, M.L. Morrison & C.J. Ralph. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Reed, J.M., P.D. Doerr & J.R. Walters. 1986. Determining minimum population sizes for birds and mammals. *Wildlife Society Bulletin* 14, 255-261.
- Reed, J.M. 1992. A system for ranking conservation priorities for neotropical migrant birds based on relative susceptibility to extinction. In *The Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*. (eds) J.M.I. Hagan & D.W. Johnston. Smithsonian Institution Press, Washington.
- Reed, J.M., J.R. Walters, T.E. Emigh & D.E. Seaman. 1993. Effective population size in red-cockaded woodpeckers: population and model differences. *Conservation Biology* 7, 302-308.
- Reed, J.M., D.D. Murphy & P.F. Brussard. 1998. Efficacy of population viability analysis. *Wildlife Society Bulletin* 26, 244-251.
- Ricker, W.E. 1954. Stock and recruitment. *Journal Fisheries Resource Bd. Can.* 11, 559-623.
- Robel, R.J., L.B. Fox & K.E. Kemp. 1993. Relationship between habitat suitability index values and ground counts of beaver colonies in Kansas. *Wildlife Society Bulletin* 21, 415-421.
- Rodriguez, J.P. 2000. Principles of conservation biology. Lecture for the "Fifth Course on Mathematical Ecology including an introduction to Ecological Economics". The Abdus Salam International Centre for Theoretical Physics, Trieste, Italy, 28 February-24 March.
- Roseberry, J.L., B.J. Richards & T.P. Hollenhorst. 1994. Assessing the potential impact of conservation reserve program lands on bobwhite habitat using remote sensing, GIS, and habitat modeling. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 9, 1139-1143.
- Salwasser, H., S.P. Mealey & K. Johnson. 1984. Wildlife population viability: a question of risk. *Transactions of the 49th North American Wildlife and Natural Resources Conferences*, 421-439.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31, 131-134.
- Shaffer, M.L. 1983. Determining minimum viable population sizes for the grizzly bear. *International Conference Bear Resource and Management* 5, 133-139.

- Shaffer, M. 1987. Minimum viable populations: coping with uncertainty. In *Viable populations for conservation* (ed.) M.E. Soulé. Cambridge University Press, Cambridge.
- Short, H.L. & S.C. Williamson. 1994. Evaluating the structure of habitat for wildlife. In *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. (eds) J. Verner, M.L. Morrison & C.J. Ralph. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Smith, K.G. & P.G. Connors. 1994. Building predictive models of species occurrence from total-count transect data and habitat measurements. In *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. (eds) J. Verner, M.L. Morrison & C.J. Ralph. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- Smith, K.J. 1977. Distribution of summer birds along a forest moisture gradient in an Ozark watershed. *Ecology* 58, 810-819.
- Snyder, N.F.R. & E.V. Johnson. 1985. *Photographic censusing of the 1982-1983 California condor population*. *The condor* 87, 1-13.
- Spagnesi, M. & S. Toso (a cura di). 1990. Carta delle vocazioni faunistiche: Regione Piemonte, Assessorato Turismo, Sport, Tempo Libero, Caccia e Pesca; Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina.
- Stoms, D.M. 1992a. Effects of habitat map generalization in biodiversity assessments. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 11, 1587-1591.
- Stoms, D.M., Davis F.W., Cogan C.B. 1992b. Sensitivity of wildlife habitat models to uncertainties in GIS data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 6, 843-850.
- Suchy, W.J., L.L. McDonald, M.D. Strickland & S.H. Anderson. 1985. New estimates of minimum viable population size for grizzly bears of the Yellowstone ecosystem. *Wildlife Society Bulletin* 13, 223-228.
- Thomas, J.W., E.D. Forsman, J.B. Limnt, B.R. Meslow, B.R. Noon & J. Verner. 1990. A conservation strategy for the northern spotted owl. Government Printing Office, Portland, Oregon.
- Tosi, G., L. Pedrotti, A. Monaco & G. Scherini. 1996. Progetto Camoscio Monte Baldo. Amministrazione Provinciale di Verona, Servizio Caccia, Pesca e Protezione della fauna.
- Tosi, G., G. Scherini, M. Apollonio, G. Ferrario, G. Pacchetti, S. Toso & F. Guidali. 1986. Modello di valutazione ambientale per la reintroduzione dello Stambecco. *Ricerche di biologia della selvaggina* 77.
- Toxopeus, A.G., X. Bakker & W. Wijngaarden. 1994. Development of an interactive spatial and temporal modelling system (ISM) for environmentally sound management of natural resources. Proceedings of ISPRS Commission VII Symposium, Resource and environmental monitoring, Rio de Janeiro, Brazil.
- Van Horne, B. & J.A. Wiens. 1991. Forest bird habitat suitability models and the development of general habitat models. U.S. Fish and Wildlife Service, Fish and Wildlife Resources 8.
- Verhulst, P.F. 1838. Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement. *Correspondances Math. et Phys* 10, 113-121.

- Walker, P.A. 1990. Modelling wildlife distributions using a Geographic Information System: kangaroos in relation to climate. *Journal of Biogeography* 17, 279-289.
- Walters, J.R. 1991. Applications of ecological principles to the management of endangered species: the case of the red-cockaded woodpecker. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22, 505-523.
- Wiens, J. 1981. Single sample surveys of communities: are the revealed pattern real? *The American Naturalist* 117, 90-98.
- Wiens, J.A., J.T. Rotenberry & B. van Horne. 1987. Habitat occupancy patterns in North American Shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos* 48, 132-147.

Capitolo 2 MODELLI DI VALUTAZIONE AMBIENTALE (MVA) E ANALISI DI VITALITÀ DI UNA POPOLAZIONE (PVA)	15
2.1 MODELLI DI VALUTAZIONE AMBIENTALE	15
2.1.1 <i>Definizione</i>	15
Habitat Suitability Indices (HSI) dell'U.S. Fish and Wildlife Service.....	18
2.1.2 <i>Dati necessari per lo sviluppo di un MVA</i>	19
Dati sulla specie.....	20
Dati sulle caratteristiche ambientali del territorio.....	21
Uno strumento utile: i Sistemi Informativi Geografici (GIS).....	23
2.1.3 <i>Determinazione della funzione di classificazione</i>	24
2.1.4 <i>Validazione del modello</i>	26
2.1.5 <i>Scala spaziale</i>	27
2.1.6 <i>Utilità e limiti dei MVA</i>	28
2.2 ANALISI DI VITALITÀ DI UNA POPOLAZIONE (<i>POPULATION VIABILITY ANALYSIS – PVA</i>)	31
2.2.1 <i>Definizione</i>	31
2.2.2 <i>Dati necessari per uno studio di PVA</i>	34
2.2.3 <i>Procedura</i>	36
Indici di rischio.....	37
Classificazione delle specie in estinzione	38
Uno strumento: i software specifici per la PVA.....	38
2.2.4 <i>Utilità e limiti della PVA</i>	39
2.3 BIBLIOGRAFIA	39