



UNIONE ZOOLOGICA ITALIANA ONLUS

Aggiornamento della cartografia di riferimento del PATOM su presenza e distribuzione potenziale dell'orso bruno marsicano nell'Appennino centrale

*Azione 2 della Convenzione MATTM-UZI
"Preservazione e valorizzazione degli ecosistemi e di
alcune specie di fauna selvatica particolarmente
protette"*

Paolo Ciucci¹, Luigi Maiorano¹, Luca Chiaverini², Matteo Falco²

¹: Dipartimento di Biologia e Biotecnologie "Charles Darwin", Università di Roma "La Sapienza"

²: Unione Zoologica Italiana Onlus

Citazione suggerita:

Ciucci P., L. Maiorano, L. Chiaverini, M. Falco. 2016. *Aggiornamento della cartografia di riferimento del PATOM su presenza e distribuzione potenziale dell'orso bruno marsicano nell'Appennino centrale*. Azione A2: Relazione tecnica finale. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e Unione Zoologica Italiana, Roma. 84 pagg.

Sommario

Elenco delle Tabelle	ii
Elenco delle Figure.....	iv
Riassunto esecutivo	1
Premessa	3
1. INTRODUZIONE.....	4
2. AGGIORNAMENTO DELL'AREALE.....	6
2.1 Metodi.....	7
2.1.1 <i>Dati di presenza</i>	7
2.1.2 <i>Analisi spaziale</i>	8
2.2 Risultati.....	9
2.3 Implicazioni per la conservazione e il monitoraggio	11
3. DISTRIBUZIONE POTENZIALE DELL'ORSO NELL'APPENNINO CENTRALE.....	14
3.1 Introduzione	14
3.1.1 <i>I modelli di distribuzione potenziale come strumento di supporto gestionale</i>	14
3.1.2 <i>I modelli di distribuzione potenziale per l'orso bruno marsicano</i>	15
3.1.3 <i>Aspetti innovativi del modello di distribuzione potenziale per l'orso bruno marsicano</i>	16
3.2 Logica e struttura integrata dei modelli	18
3.2.1 <i>Area di calibrazione e estrapolazione dei modelli</i>	19
3.3 Metodi.....	20
3.3.1 <i>Dati di presenza e mortalità dell'orso</i>	20
3.3.2 <i>Algoritmi di sviluppo e validazione dei modelli</i>	26
3.4 Risultati.....	35
3.4.1 <i>Modello di Distribuzione Potenziale</i>	35
3.4.2 <i>Modello del Rischio di Mortalità</i>	40
3.4.3 <i>Modello integrato Presenza/Mortalità</i>	42
3.4.4 <i>Modelli di conduttanza e connettività strutturale</i>	44
3.5 Implicazioni gestionali	49
3.5.1 <i>La distribuzione potenziale dell'orso in Appennino</i>	49
3.5.2 <i>Il rischio di mortalità per cause antropiche</i>	54
3.5.3 <i>La connessione strutturale tra aree idonee su scala appenninica</i>	56
3.5.4 <i>Sintesi delle principali indicazioni gestionali: interventi prioritari e ruolo delle aree protette</i>	58
4. SUGGERIMENTI PER L'USO DEI MODELLI A FINI GESTIONALI.....	63
4.1 Sintesi dei modelli	63
4.2 Raccomandazioni per l'uso e interpretazione dei modelli	65
4.3 Guida alle tavole	65
Ringraziamenti	68
BIBLIOGRAFIA	68
APPENDICE I.....	72
APPENDICE II.....	73
APPENDICE III.....	81
APPENDICE IV	84

Elenco delle Tabelle

Tabella 1. – Elenco delle azioni previste nell'ambito della convenzione MATTM-UZI, datata dicembre 2014, relative all'aggiornamento della cartografia su presenza e distribuzione potenziale dell'orso bruno marsicano nell'Appennino centrale. Tale cartografia è intesa di riferimento e supporto alle attività previste dal PATOM (AAVV 2011).	3
Tabella 2. – Dati di presenza dell'orso, distinti per ente e tipologia, raccolti nella porzione periferica dell'areale e utilizzati per la stima dell'areale di presenza 2005-2014.	8
Tabella 3. – Localizzazioni di presenza dell'orso bruno marsicano raccolti nelle porzioni centrali e periferiche dell'areale dal 2005 al 2014, e localizzazioni di ritrovamento di orsi morti per cause antropiche nell'areale centrale dal 1980 al 2014. I dati, di proprietà di vari enti e ricercatori, sono stati condivisi ai fini dello sviluppo dei modelli per l'orso su scala appenninica. Prima di un loro impiego, i dati sono stati ulteriormente filtrati per garantire la standardizzazione dei criteri di affidabilità (vedi Tab. 4).....	22
Tabella 4. – Criteri utilizzati per filtrare e selezionare i 63.523 dati di presenza dell'orso, rilevati alla area centrale e periferica dal 2005 al 2014, al fine di consolidare il dataset di calibrazione dei modelli. Le risultanti 42.028 localizzazioni sono state quindi sottoposte a ulteriore sottocampionamento per ridurre l'autocorrelazione spazio-temporale delle localizzazioni (vedi testo). Per gli acronimi deli Enti vedi Tab. 4. Ai dati mostrati in tabella vanno aggiunti quelli di pertinenza di altri due Enti (il Parco Nazionale della Majella e il Parco Regionale del Sirente-Velino) che, essendo stati inviati a modello già ultimato, non sono stati inclusi nel dataset di calibrazione; tuttavia questi dati sono stati inclusi nel dataset di validazione del modello nella fase di estrapolazione all'area periferica (vedi § 3.3.2.1).....	23
Tabella 5. – Distribuzione per sesso e classe d'età di 40 orsi deceduti per cause di mortalità antropiche tra il 1980 e il 2014 nelle porzioni centrali dell'areale dell'orso bruno marsicano (fonte dei dati: PNALM e CFS).....	25
Tabella 6. – Cause di mortalità antropica, accidentali e illegali, dell'orso bruno marsicano nell'area centrale di presenza dal 1984 al 2014.....	25
Tabella 7. – Distribuzione delle cause illegali di mortalità dell'orso bruno marsicano in base alla distanza dalle strade asfaltate e non all'interno dell'area centrale dell'areale (40 casi di mortalità dal 1980 al 2014).....	25
Tabella 8. – Dati di presenza dell'orso nell'area centrale da cui si sono ottenuti sia i dataset sia di calibrazione che di validazione del modello di distribuzione potenziale. Previa la loro utilizzazione ai fini del modello, i dati sono stati ulteriormente sottocampionati per assicurarne l'indipendenza statistica. Per gli acronimi deli Enti vedi Tab. 4.	27
Tabella 9. – I dati di presenza dell'orso nell'area centrale sono stati sottocampionati per assicurare l'indipendenza statistica e quindi utilizzati per consolidare il dataset di calibrazione (n=14.028) del modello di distribuzione potenziale nell'area centrale, e un dataset indipendente (n=5.987) per la validazione del modello stesso.....	28
Tabella 10. – Dati di presenza dell'orso nell'area periferica dal 2005 al 2014 in base all'ente che ha fornito i dati. Tranne qualche rara eccezione (vedi Tab. 3), si tratta in questo caso di segni di presenza indiretti in assenza di localizzazioni telemetriche. Previo sottocampionamento di questi dati si è ottenuto il dataset di 225 localizzazioni indipendenti usate per la validazione esterna del modello calibrato nell'area centrale ma estrapolato all'area periferica. Per gli acronimi degli Enti vedi Tab. 4.....	28
Tabella 11. – Elenco delle variabili ambientali e antropogeniche considerate per la produzione del modello di distribuzione potenziale per l'orso bruno marsicano.....	29
Tabella 12. – Analisi ENFA relativa alle aree idonee alla presenza dell'orso nell'intera area di studio. Valori di marginalità maggiori (in senso assoluto) identificano le condizioni che più caratterizzano le aree idonee rispetto alle aree non idonee, mentre valori di specializzazione maggiori indicano una scarsa tolleranza da parte dell'orso per variazioni delle rispettive variabili.	36
Tabella 13. – Indici di sintesi dell'idoneità ambientale per l'orso bruno marsicano su scala Appenninica calcolati a partire dal modello binarizzato (10° percentile calcolato sui punti di validazione) di probabilità di presenza prima e dopo la rifinitura tramite <i>Morphological Spatial Patterns Analysis</i> (MSPA). Gli indici sono riferiti ai tre ambiti geografici di applicazione e al totale dell'area di studio.	37

Tabella 14. – Estensione dell'area considerata idonea per la presenza dell'orso bruno marsicano in base al modello binario di probabilità di presenza e alle tre zone di riferimento.....	38
Tabella 15. – Elenco delle aree critiche di conservazione, definite come le aree idonee alla presenza dell'orso bruno marsicano con estensione ≥ 70 km ² (Fig. 10). Per ciascuna vengono riportate la dimensione e il numero di femmine adulte che potrebbe ospitare ipotizzando un livello di sovrapposizione tra home range adiacenti del 50%.	38
Tabella 16. – Analisi ENFA relativa alle aree ad elevato rischio di mortalità per l'orso su scala appenninica. Valori di marginalità maggiori (in senso assoluto) identificano le condizioni che più caratterizzano le aree ad elevato rischio di mortalità rispetto alle aree in cui il rischio è minore, mentre valori di specializzazione maggiori indicano le variabili la cui variazione ha un effetto marcato sul rischio di mortalità.....	41
Tabella 17. – Percentuale di ciascuna area critica di conservazione rappresentata da trappole ecologiche di I, II, e III livello. L'elenco delle aree critiche di conservazione è in ordine decrescente rispetto alla proporzione interessata da trappole ecologiche di I livello (IV colonna).....	42
Tabella 18. – Risultati numerici dell'analisi ENFA relativa al contrasto tra trappole ecologiche e aree altrimenti idonee nell'intera area di studio. Valori di marginalità maggiori (in senso assoluto) identificano le condizioni che più caratterizzano le trappole ecologiche rispetto alle aree idonee, mentre valori di specializzazione indicano le variabili la cui variazione ha un effetto marcato sulla caratterizzazione della trappola ecologica.	43
Tabella 19. – Risultati numerici dell'analisi ENFA relativa al contrasto tra siti rifugio e aree altrimenti idonee nell'intera area di studio. Valori di marginalità maggiori (in senso assoluto) identificano le condizioni che più caratterizzano i siti rifugio rispetto alle aree idonee, mentre valori di specializzazione indicano le variabili la cui variazione ha un effetto marcato sulla caratterizzazione del sito rifugio.	44
Tabella 20. – Analisi ENFA relativa alle aree di connettività strutturale (Fig. 15) rispetto al resto del territorio, con l'esclusione delle aree idonee per l'orso bruno marsicano sull'intera area di studio. Valori di marginalità maggiori (in senso assoluto) identificano le condizioni che più caratterizzano le aree di connessione strutturale rispetto al resto del territorio (aree idonee escluse), mentre valori di specializzazione maggiori indicano le variabili la cui variazione ha un effetto marcato sulla caratterizzazione delle zone di connessione.	48
Tabella 21. – Caratterizzazione delle aree protette dell'Appennino centrale (dimensioni >30 km ²) in termini di portata e qualità per la conservazione dell'orso bruno marsicano. La portata è direttamente proporzionale alla superficie di area idonea e di aree critiche di conservazione, mentre la qualità si misura come rapporto tra siti rifugio e trappole ecologiche (vedi anche Appendice IV).....	61
Tabella 22. – Elenco dei modelli prodotti a supporto di una cartografia aggiornata per il PATOM (Convenzione MATTM-UZI del 20.12.2014). Oltre a essere illustrati nella presente relazione, i modelli sono stati restituiti al MATTM in format raster; tra questi, quelli più indicativi ai fini gestionali (colonna IV) sono stati sovrapposti a carte tematiche (IGM) forniti al MATTM in format digitale.....	64
Tabella 23. – Elenco della cartografia (Tavole), e dei corrispondenti modelli di partenza, forniti al MATTM in format digitale a supporto delle attività del PATOM.	67
Tabella 24. – Elenco dei modelli forniti al MATTM in format originale (lavorabile) al fine di ulteriori analisi e/o rivisitazioni in chiave gestionale.....	68

Elenco delle Figure

- Figura 1. – Distribuzione empirica delle celle (3x3 km) all'interno delle quali è stata verificata la presenza dell'orso (grigio chiaro) nei bienni (A) 2005-06, (B) 2007-2008, (C) 2009-2010, (D) 2011-2012, (E) 2013-2014, e (F) cumulativamente per l'intero periodo considerato. 10
- Figura 2. – Distribuzione dell'orso bruno marsicano nel periodo 2005-2014 delineata utilizzando 48.331 dati di presenza verificati e analisi zonale tramite griglia con celle di 3x3 km. (A) I confini dell'areale sono stati stimati tramite tecniche geostatistiche (kriging) e procedure di ricampionamento (jackknife) al fine di evitare l'inclusione di celle nelle quali i dati di presenza sono risultati episodici e isolati (vedi testo per dettagli). (B) Localizzazione delle celle in cui la presenza dell'orso è stata riscontrata in maniera episodica e saltuaria e la cui rimozione dal computo dell'areale offre una maggiore garanzia di rappresentatività nel lungo periodo. 11
- Figura 3. – Logica e struttura del modello utilizzato per aggiornare la cartografia di riferimento per la conservazione dell'orso bruno marsicano su scala centro-appenninica. (A) Dataset di diversa natura, tutti composti da localizzazioni puntiformi riferite all'orso, vengono utilizzati per predire le relative distribuzioni di probabilità in base all'associazione con variabili di carattere ambientale e antropogenico; queste distribuzioni sono state quindi usate come input per analisi di pattern spaziale per produrre tre modelli di base (primo livello). (B) Gli output dei modelli di base sono stati quindi ulteriormente manipolati tramite criteri dimensionali, o tramite integrazione tra modelli, al fine di produrre output (mappe) di livello superiore e di chiara interpretazione gestionale. Le linee tratteggiate indicano le interazioni tra output di secondo livello. 18
- Figura 4. – Zonazione dell'area di studio ai fini dello sviluppo dei modelli per l'aggiornamento della cartografia di supporto del PATOM. In base alla presenza storica e recente dell'orso, e alla disponibilità di dati di presenza, l'area è stata suddivisa in: (i) *area centrale*, per la calibrazione dei modelli, (ii) *area periferica*, in cui il modello estrapolato dall'area centrale è stato validato con un set di dati indipendente, e (iii) *area d'espansione*, in cui l'estrapolazione del modello calibrato sull'area centrale è stata valutata tramite analisi MESS (vedi testo). 20
- Figura 5. – Subset di dati relativi all'orso bruno marsicano (2005-2014) e loro strutturazione in base all'area di riferimento e alle fasi di sviluppo dei modelli. Per la tipologia di dati e le dimensioni campionarie vedi Tab. 4 e 5. La scarsità di dati di presenza riferiti all'area di espansione dell'areale non ha permesso una validazione diretta del modello estrapolato, motivo per cui la congruenza dell'estrapolazione è stata valutata con analisi MESS (vedi § 3.3.2). 21
- Figura 6. – Esempio di applicazione della *Morphological Spatial Pattern Analysis* (MSPA) al modello binarizzato di probabilità di presenza dell'orso. I pixel (celle di 100 x 100 m) classificati come idonei in base al modello di probabilità di presenza vengono interpretati in base alla loro configurazione e relazione spaziale con i pixel non risultati idonei. (A) se i pixel idonei sono circondati da altri idonei vengono definiti 'core' e mantenuti dalla MSPA, inclusi quelli periferici esterni ('edge') e interni ('perforation') delle aree idonee; altrimenti, nel caso i pixel idonei non siano affiancati da ambo i lati da altri pixel idonei, vengono definiti in vario modo a seconda della loro forma e conformazione e filtrati dalla MSPA; (B) dettaglio ingrandito della classificazione geometrica operata dalla MSPA, dove si nota che gruppi di pixel idonei che non contengono pixel 'core' vengono distinti a seconda della loro forma e relazioni spaziali (vedi legenda) e successivamente eliminati dal computo globale dell'idoneità ambientale. 32
- Figura 7. – La suddivisione delle aree di probabilità di presenza dell'orso bruno marsicano in base al rischio di mortalità per cause antropiche identifica due categorie di valore gestionale: le *trappole ecologiche* e i *siti rifugio*, ciascuna caratterizzata da un livello crescente di probabilità di presenza (vedi testo). 33
- Figura 8. – Modello continuo (sinistra) e binario (destra) di distribuzione potenziale dell'orso bruno marsicano su scala centro-appenninica. Il modello è stato calibrato nell'area centrale e quindi estrapolato sia all'area periferica e all'area di espansione dell'areale. La validazione è stata effettuata con dati indipendenti sia per l'area centrale che periferica, mentre, in assenza di dati per la validazione nell'area di espansione, la congruità dell'estrapolazione è stata verificata tramite analisi MESS (vedi § 3.3.2). Il modello binario è creato a partire dal modello continuo utilizzando il 10° percentile della distribuzione dei valori di probabilità misurati in corrispondenza dei punti di validazione. 39

Figura 9. – Modello binario di distribuzione potenziale dell'orso bruno marsicano su scala appenninica in cui sono evidenziati i pattern spaziali di idoneità in seguito ad analisi MSPA (sinistra) e modello ripulito dai frammenti di idoneità (<i>branch, edge, islet, loop</i>) (destra).	39
Figura 10. – Distribuzione delle 15 aree critiche di conservazione critica dell'orso bruno marsicano su scala centro-appenninica. Le aree sono state individuate a partire dal modello di distribuzione potenziale binario rifinito (cfr. Fig. 6) selezionando le aree idonee con superficie ≥ 70 km ² che rappresenta la dimensione attesa dell' <i>home range</i> annuale di una femmina di orso in età riproduttiva. In figura sono riportati anche i confini delle tre zone considerate nel modello (dal centro, di calibrazione, periferica, e di espansione dell'areale) e i codici identificativi delle aree critiche di conservazione (vedi Tab. 15).	40
Figura 11. – Modello continuo del rischio di mortalità dell'orso su scala appenninica (sinistra) e modello binario (destra), creato a partire dal modello continuo utilizzando il 75-percentile della distribuzione dei valori del rischio di mortalità. Il modello del rischio di mortalità è stato calibrato nell'area centrale e quindi estrapolato all'intera area di studio, con validazione tramite procedure di <i>split-plot</i> ripetuti.	41
Figura 12. – Modello integrato di presenza/mortalità in cui viene illustrata la distribuzione delle 2 categorie di aree (siti rifugio e trappole ecologiche) ciascuna definita dalla sovrapposizione tra le zone a elevato rischio di mortalità per cause antropiche e le zone caratterizzate da tre livelli crescenti di probabilità di presenza (vedi Fig. 7).	43
Figura 13. – Il modello continuo di probabilità di spostamento (sinistra) è stato utilizzato come matrice per sviluppare il modello di conduttanza continuo con Circuitscape (destra), a partire dalle 200 aree idonee ($\geq 2,5$ km ²) identificate a partire dal modello di distribuzione potenziale (cfr. Fig. 9).	45
Figura 14. – Il modello di conduttanza continuo è stato discretizzato utilizzando il 60°percentile della distribuzioni di valori (sinistra), e dal modello binario così ottenuto sono state escluse le aree idonee, in quanto ritenute a resistenza nulla per lo spostamento (destra).	46
Figura 15. – Il modello di conduttanza binario senza are idonee (cfr. Fig. 9) è stato sottoposto a procedure di MSPA (sinistra), che hanno restituito il modello finale di connettività strutturale (destra).	46
Figura 16. – Connettività strutturale per l'orso bruno marsicano su scala appenninica in relazione ai siti rifugio e alle trappole ecologiche individuate dal modello integrato di presenza/mortalità (cfr. Fig. 12).	47
Figura 17. – Particolare delle connessioni strutturali esistenti per la popolazione di orso presente nell'areale centrale in base al modello di connettività strutturale presentato in Fig. 15.	47
Figura 18. – Distribuzione delle aree idonee alla presenza dell'orso su scala appenninica, come evidenziate da modello binario (10° percentile) rifinito tramite Morphological Spatial Patterns Analysis (cfr. Fig. 6). A: aree idonee sovrainpresse alle aree protette (Parchi Nazionali, Parchi Regionali, Riserve statali); B: aree idonee sovrainpresse alla rete Natura 2000 (SIC e ZPS).	50
Figura 19. – Distribuzione delle 15 aree critiche di conservazione dell'orso su scala appenninica, sovrainpresse: (A) alle aree protette (Parchi Nazionali, Parchi Regionali, Riserve statali), e (B) alla rete Natura 2000 (SIC e ZPS).	51
Figura 20. – La sovrapposizione tra le aree idonee alla presenza dell'orso (vedi Fig. 9) e le aree critiche di conservazione dell'orso (vedi Fig. 10) mette in evidenza le aree idonee che per estensione e livello di aggregazione potrebbero rientrare, attraverso interventi di ripristino ambientale, nei criteri dimensionali delle aree critiche di conservazione (≥ 70 km ²).	52
Figura 21. – (A) Distribuzione dei frammenti di idoneità eliminati tramite Morphological Spatial Pattern Analysis in quanto isolate e di piccole dimensioni (vedi § 3.3.2) in relazione alle aree idonee per la presenza dell'orso su scala appenninica; (B) nel dettaglio si apprezza meglio come alcuni frammenti, per dimensioni, conformazione o continuità con le aree idonee, possono rappresentare propaguli su cui concentrare eventuali interventi di ripristino ambientale al fine di aumentare dimensione e continuità delle aree idonee.	53
Figura 22. – Siti rifugio e trappole ecologiche di I livello, così come definiti dal modello integrato presenza/mortalità dell'orso su scala appenninica (vedi Fig. 12), in relazione (A) alle aree protette (Parchi Nazionali, Parchi Regionali, Riserve Statali), e (B) alla rete Natura 2000.	55
Figura 23. – La sovrapposizione tra le zone di connettività strutturale ('corridoi' in legenda) e (A) le aree protette (Parchi Nazionali, Parchi Regionali, Riserve Statali), o (B) la rete dei siti Natura 2000. Sono	

evidenti ampie porzioni di connettività nelle quali vanno garantite le attuali condizioni di elevata probabilità di spostamento da parte dell'orso, sebbene le corrispondenti aree non siano appositamente tutelate. Le zone di connettività strutturale derivano dal modello di conduttanza (Figg. 13 e 14) e dal conseguente modello di connettività strutturale (Fig. 15)..... 57

Riassunto esecutivo

Utilizzando 48.331 dati di presenza raccolti tra il 2005 e il 2014 nell'areale centrale e periferico di presenza dell'orso bruno marsicano, congiuntamente a tecniche geostatistiche in grado di correggere uno sforzo di rilevamento discontinuo ed eterogeneo all'interno delle aree di presenza, è stato delineato l'*areale di presenza* della popolazione di orso su scala appenninica su basi più oggettive e solide di quanto non sia accaduto in precedenza (capitolo 2). L'areale risultante è ampio 4.392 km² e, nel decennio preso in considerazione, appare definito da una porzione più ampia, in posizione centro-meridionale e che include l'areale centrale e storico di presenza, e una porzione disgiunta settentrionale (area dei Monti Sibillini) interessata dalla presenza di un maschio adulto dal 2006 al 2010. Il 63,5% dell'areale è ricompreso all'interno di zone tutelate (aree protette: 46,8%; rete Natura 2000: 59,4%). L'analisi dei dati di presenza ha inoltre permesso di mettere in luce le debolezze dell'attuale mancanza di strategie e criteri di campionamento specifici e condivisi su vasta scala, offrendo la possibilità di individuare ambiti di miglioramento per il futuro monitoraggio della presenza della popolazione.

Utilizzando gli stessi dati, sebbene diversamente manipolati e soprattutto filtrati per un uso mirato allo sviluppo di modelli statistici delle relazioni orso-habitat, è stato prodotto un modello (e relativa cartografia) di *probabilità di presenza dell'orso su scala appenninica* (capitolo 3.4.1). Questa mappa, basata sul più ampio dataset di punti di presenza dell'orso ad oggi disponibile e le più recenti tecniche di modellistica, individua conservativamente 5.244 km² di aree idonee alla presenza dell'orso, dall'appennino umbro-marchigiano a nord fino all'intero comprensorio del Matese, a sud. L'intera superficie di idoneità è strutturata in 461 aree idonee, tra cui 15 in particolare vengono definite *aree critiche di conservazione* in virtù della particolare importanza strategica, conseguente alla loro dimensione, collocazione e conformazione. Da proiezioni grossolane che tengono conto della densità attuale della popolazione di orso nel PNALM l'idoneità ambientale rilevata su scala appenninica sembra essere in grado di sostenere una popolazione di orsi vitale nel medio-lungo periodo (circa 280 orsi), mentre le 15 aree critiche di conservazione, sulla base della dimensione di un home range annuale di una femmina adulta, sono teoricamente in grado di ospitare almeno 70 femmine in età riproduttiva. Queste proiezioni indicano che lo stato attuale ambientale su scala appenninica è pienamente compatibile con gli obiettivi di conservazione del PATOM. Una mappa con valenza gestionale che scaturisce dal modello di probabilità di presenza è la mappa delle 15 aree critiche di conservazione per le quali, in particolare, si propongono importanti considerazioni di carattere gestionale e amministrativo.

A partire da 40 orsi trovati morti per cause antropiche dal 1980 al 2014, sono stati inoltre sviluppati un modello del *rischio di mortalità per cause antropiche* (capitolo 3.4.2) e un modello che rappresenta le *'trappole ecologiche'* (capitolo 3.4.3), ovvero quelle aree a elevata valenza ecologica ma dove il rischio di mortalità è particolarmente elevato; quest'ultimo modello è basato sull'integrazione tra il modello di idoneità ambientale e il modello di rischio di mortalità. Attualmente, il 18,8% delle aree idonee, e il 24,3% delle aree critiche di conservazione, si rivelano in realtà essere trappole ecologiche di I livello (maggiore idoneità ambientale e corrispondente maggiore rischio di mortalità). Entrambi i modelli che contemplano il rischio di mortalità sono utili per stabilire dove è più importante e prioritario intervenire proattivamente al fine di mitigare (ridurre, controllare, prevenire) i rischi di mortalità per l'orso; ciò può essere ottenuto sia direttamente, attraverso attività di controllo, prevenzione e repressione degli illeciti, sia indirettamente attraverso interventi mirati di gestione dell'habitat.

Per la prima volta su scala appenninica è stato inoltre sviluppato un modello di *connettività strutturale* (l'insieme delle strutture ambientali e antropogeniche che facilitano la dispersione di orsi tra aree idonee su scala appenninica) che non si basa sull'assunto che l'idoneità ambientale sia di per sé funzionale alla connettività; quindi, il modello di connettività strutturale qui sviluppato (capitolo 3.4.4) fornisce una misura più realistica della connettività effettivamente esistente. A tal fine abbiamo utilizzato un approccio innovativo che considera, da una parte, la differenziazione di stati comportamentali (movimento sostenuto verso altre attività) a partire dalle localizzazioni degli orsi muniti di collari satellitari e, dall'altra, tecniche di modellistica che simulano la dispersione della corrente su una superficie di resistenza. A tal fine, dapprima è stato sviluppato un *modello di conduttanza* (che delinea le aree di maggiore probabilità di spostamento degli orsi), il quale è stato successivamente discretizzato in due classi (binarizzato) e quindi intersecato con le aree idonee precedentemente identificate per restituire una *mappa di connettività strutturale* tra di esse. Mentre la connettività nelle porzioni più settentrionali dell'area appenninica qui presa in considerazione appare ampiamente diffusa, si rimarca invece la scarsa connettività che interessa l'attuale areale centrale di presenza dell'orso (PNALM e aree contermini) verso le porzioni periferiche occidentali (Ernici e Simbruini), meridionali (Matese) e, sebbene in misura minore, orientali (Majella meridionale). La corrispondente mappa di connettività offre indicazioni specifiche su dove intervenire per (i) tutelare la connettività attualmente esistente, e (ii) ripristinare la connettività laddove questa sembra essere carente ai fini di una più marcata ripresa dell'areale della popolazione di orso.

Oltre a sviluppare i suddetti modelli e la corrispondente cartografia nella presente relazione si illustrano anche le principali implicazioni gestionali di sintesi di quanto emerso dai modelli stessi (capitolo 3.5), in particolare per quanto le aree di idoneità, le aree critiche di conservazione e le aree di connettività strutturale. Al fine di rendere più esplicita la valenza operativa del lavoro svolto, vengono anche offerti una sintesi generale delle indicazioni gestionali, un elenco di priorità, e un inciso sul ruolo delle aree protette; tra queste ultime viene anche considerata la rete Natura 2000 la cui importanza ai fini della conservazione dell'orso e del suo habitat, finora sottovalutata, deve essere urgentemente rivalutata. Attraverso la sovrapposizione di una o più tra le mappe precedenti e gli strumenti di conservazione attualmente a disposizione (aree protette e rete Natura 2000) si sono voluti infine evidenziare in maniera geograficamente esplicita i contesti territoriali e amministrativi la cui responsabilità è focale ai fini della conservazione dell'orso. A tal fine sono state prodotte quantificazioni di riferimento gestionale che mettono a confronto realtà amministrative diverse, utili per stabilire all'interno di consessi decisionali le priorità di ruoli e di interventi.

Facendo riferimento al formato cartografico già in uso per la cartografia PATOM sul sito del MATTM (<http://www.minambiente.it/pagina/piano-dazione-la-tutela-dellorso-marsicano-patom>), i principali modelli prodotti sono stati proiettati su supporto cartografico tecnico (carte tematiche dell'IGM) a due scale di riferimento: (a) a scala 1:500.000 per l'intera area di studio, con una risoluzione cartografica basata sulle tavole IGM al 1:250.000, e (b) riquadri di dettaglio a scala 1:100.000, con una risoluzione cartografica basata sulle tavolette IGM al 1:25.000.

In base alla cartografia qui presentata, e congiuntamente a quella già prodotta nell'ambito della stessa convenzione tra MATTM e UZI di riferimento per una gestione dell'attività venatoria compatibile con la presenza dell'orso, si dispone oggi di riferimenti cartografici per l'intero ciclo annuale del plantigrado. Nella speranza che la disponibilità di questa cartografia possa rappresentare motivo di rinnovato impegno per azioni concrete di conservazione, o comunque uno stimolo per una più puntuale considerazione delle esigenze di conservazione dell'orso all'interno della pianificazione territoriale su scala appenninica, nella presente relazione sono ampiamente illustrati e discussi limiti e condizioni di utilizzo dei modelli che ci auguriamo vengano tenuti debitamente in conto nelle applicazioni gestionali. Infine, considerato il progressivo accumularsi dei dati di presenza e la rapida evoluzione degli algoritmi di analisi utilizzati ai fini dei modelli spaziali, è auspicabile che i modelli qui presentati siano sottoposti a revisione e aggiornamento perlomeno su base quinquennale. Si ricorda infine, che l'idoneità ambientale come qui intesa, ovvero surrogata dalla stima della probabilità di presenza dell'orso in base alle variabili e ai modelli considerati, non contempla la produttività degli ecosistemi forestali, o meglio implicitamente assume che la produttività ad oggi riscontrata nelle porzioni centrale dell'areale caratterizzi anche il resto dell'area di studio qui contemplata; è quindi chiaro che interventi mirati agli ecosistemi forestali e tesi a mantenere, se non ad aumentare, una produttività elevata di risorse trofiche di origine naturale per l'orso nel lungo periodo, anche se non direttamente contemplati nella presente relazione, rappresentano un elemento essenziale di qualsiasi strategia di conservazione dell'orso su scala appenninica; parimenti, un ulteriore sviluppo nella capacità predittiva dei modelli qui presentati sarà possibile con la disponibilità a vasta scala di tematismi su base GIS relativi alla struttura e produttività forestale.

Premessa

Il presente studio si delinea nell'ambito della convenzione stipulata tra Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) e Unione Zoologica Italiana (UZI), in data 20.12.2014 e per la durata di 12 mesi, relativa alla "Preservazione e valorizzazione degli ecosistemi e di alcune specie di fauna selvatica particolarmente protette". In particolare, nell'ambito di tale convenzione (Art. 4, comma 2), l'UZI si è impegnata a redigere una cartografia aggiornata sulla distribuzione potenziale dell'orso bruno marsicano nell'Appennino centrale, attraverso singole azioni ricomprese sotto l'Azione 2 ed elencate nell'allegato sub 1 alla suddetta convenzione e qui di seguito riportate (Tab. 1). Le attività hanno avuto inizio il 4 febbraio 2015, mentre il piano operativo e il relativo quadro finanziario sono stati approvati il 26 marzo 2015, comportando di conseguenza una proroga di 3 mesi della data di scadenza (20.03.2016).

Azione 2	Aggiornamento della cartografia di riferimento del PATOM su presenza e distribuzione potenziale dell'orso bruno marsicano nell'Appennino centrale
<i>Azione 2a</i>	Organizzazione di un incontro con le reti di monitoraggio orso in centro Appennino per la discussione e lo scambio dei dati
<i>Azione 2b</i>	Inventario della cartografia disponibile e acquisizione di nuova cartografia
<i>Azione 2c</i>	Messa a punto degli algoritmi e delle funzioni statistiche
<i>Azione 2d</i>	Produzione di una cartografia delle aree di presenza dell'orso e di una relazione di accompagnamento utili alla pianificazione venatoria
<i>Azione 2e</i>	Sviluppo e affinamento di ulteriori modelli cartografici (distribuzione tane, rischio, connettività) e analisi di validazione
<i>Azione 2f</i>	Stesura di una relazione tecnica finale
<i>Azione 2g</i>	Illustrazione dei risultati alla rete di monitoraggio tramite un seminario
<i>Azione 2h</i>	Incontro con l'Autorità di Gestione del PATOM per illustrazione mirata dei risultati
<i>Azione 2i</i>	Supporto agli enti gestori delle aree protette e delle regioni per la corretta interpretazione e utilizzazione dei risultati nelle pratiche gestionali

Tabella 1. –Elenco delle azioni previste nell'ambito della convenzione MATTM-UZI, datata dicembre 2014, relative all'aggiornamento della cartografia su presenza e distribuzione potenziale dell'orso bruno marsicano nell'Appennino centrale. Tale cartografia è intesa di riferimento e supporto alle attività previste dal PATOM (AAVV 2011).

Nell'ambito della suddetta convenzione, e per i fini specifici previsti dall'Azione 2, l'UZI ha quindi stipulato una convenzione con il Dipartimento di Biologia e Biotecnologie dell'Università di Roma "La Sapienza" per ricevere supervisione e assistenza tecnica nella realizzazione delle suddette azioni. Mentre la rendicontazione delle attività di cui all'azione 2d è stata inclusa nel Primo Stato di Avanzamento delle attività (aprile 2015), e la rendicontazione delle attività di cui alle azioni 2a, 2b, 2c è stata trattata nel Secondo Stato di Avanzamento delle attività (luglio 2015) e ulteriormente dettagliata nel Terzo Stato di Avanzamento (ottobre 2015), nella presente relazione, coincidente con quanto previsto dall'azione 2f, si illustrano nel dettaglio le fasi di sviluppo, i risultati, e la valenza gestionale di quanto previsto dall'azione 2e. Nei restanti mesi della convenzione (febbraio-marzo 2016) l'UZI e gli autori della presente relazione illustreranno i risultati del lavoro nella forma e nelle sedi previste dalle restanti azioni (2g-2h) della convenzione stessa (Tab. 1).

1. INTRODUZIONE

Con il termine di *cartografia* ci si riferisce spesso in maniera generica a un supporto geografico, cartaceo o digitale, che offra funzione di orientamento per azioni sul territorio che necessitano di espliciti riferimenti spaziali. Nella fattispecie, la conservazione dell'orso bruno marsicano prevede di una serie di interventi mirati all'habitat, alla popolazione di orso, e alle sue minacce la cui pianificazione e realizzazione non può prescindere da espliciti riferimenti geografici. Come tale, la cartografia è uno strumento più volte richiamato nelle azioni di implementazione del PATOM (Piano di Azione per la Tutela dell'Orso Marsicano; AAVV 2011), in quanto senza riferimenti geografici, e quindi amministrativi, diventerebbe assai poco utile pianificare gli interventi di conservazione su scala locale se questi non sono integrati in una pianificazione e valutazione della loro funzionalità su più ampia scala geografica. In questo senso, un supporto cartografico unitario e coerente rappresenta anche un mezzo funzionale per risolvere la frammentazione amministrativa e gestionale che tanto affligge specie che, come l'orso, hanno requisiti spaziali amplissimi e che travalicano i confini amministrativi dei comuni, delle province e delle regioni. Inoltre, un aspetto rilevante nell'individuare in una cartografia di riferimento un supporto alla pianificazione degli interventi di conservazione è quello che riguarda l'individuazione esplicita delle competenze, e quindi responsabilità, territoriali per la realizzazione delle azioni previste. Infine, in fase di pianificazione delle azioni di conservazione, una cartografia può diventare un elemento utile ed oggettivo di confronto e patteggiamento sociale tra le parti, facilitando processi decisionali improntati al pragmatismo, ovvero alla traduzione immediata delle scelte gestionali in interventi pratici sul territorio. L'impatto potenzialmente negativo che determinate attività antropiche possono esercitare su presenza, sopravvivenza e riproduzione dell'orso non è una loro caratteristica assoluta, ma dipende essenzialmente da *dove* queste attività vengono svolte (oltre che dalla loro modalità, intensità e frequenza) in relazione alle zone dove la specie vive e trova le condizioni ideali per poter utilizzare al meglio le risorse, siano esse alimentari, sociali o territoriali, anche in funzione del periodo e stagione dell'anno. Di conseguenza, gli effetti negativi di attività come la costruzione di una centrale eolica, l'esercizio venatorio tramite la tecnica della braccata, l'allevamento brado di vacche e cavalli, lo sviluppo di una stazione sciistica, il taglio ceduo nei mesi invernali, o la ciaspolata di gruppo di turisti sulla neve dipendono fortemente da *dove* (e *quando*) queste attività vengono pianificate. È in questo senso che una cartografia di riferimento, in grado di dirci *dove* l'orso è presente e, ancor meglio, quanto una determinata zona è rilevante per la sopravvivenza della specie, diventa strumento essenziale per cercare di pianificare le suddette (e tante altre) attività in un'ottica di sostenibilità e rispetto dei requisiti di conservazione di una specie importante come l'orso. Errato sarebbe d'altra parte considerare una cartografia di riferimento come mera indicazione di divieto di qualsivoglia attività antropica: al contrario, una cartografia di riferimento è altresì in grado di indicare le aree dove una determinata attività ha una scarsa probabilità di arrecare impatti negativi all'orso, e facilitarne quindi una sua pianificazione sostenibile e in armonia con le esigenze di conservazione della specie. In Abruzzo, esempi virtuosi di questa logica di pianificazione su base cartografica esistono anche per l'orso marsicano (cfr. AAVV 2007, Ciucci et al. 2012), sebbene con durata insufficiente e applicazione limitata a solo alcune delle attività antropiche potenzialmente impattanti la conservazione dell'orso. Molto quindi rimane da fare in questo senso, e non è a nostro avviso né pleonastico né presuntuoso affermare che la conservazione futura dell'orso bruno marsicano in Appennino si gioca interamente sulla misura con cui le indicazioni (e prescrizioni) gestionali che scaturiscono dalla cartografia qui presentata verranno tenute da conto in sede politica e amministrativa per la futura pianificazione territoriale.

Una cartografia a supporto della pianificazione, realizzazione e monitoraggio delle azioni di conservazione per l'orso bruno marsicano deve essere affidabile, aggiornata e informativa. Mentre

l'affidabilità e l'aggiornamento dipendono in larga misura dalla quantità e qualità delle informazioni disponibili (per esempio, i dati di presenza dell'orso), l'informazione veicolata da una cartografia è strettamente funzione del trattamento analitico del dato originario. In particolare, ai fini della presente trattazione, va fatta una netta distinzione tra una cartografia raffigurante le *aree di presenza effettiva dell'orso*, essenzialmente costruita tenendo conto delle segnalazioni di presenza della specie, e una cartografia che scaturisca da un qualche modello statistico che, a partire da dati campionari di presenza della specie, sia in grado di stimare la relazione dell'orso con l'habitat (inteso come insieme di variabili ambientali e antropogeniche ritenute importanti per la presenza stessa della specie), e quindi di restituire una predizione spazialmente esplicita della sua probabilità di presenza (*areale potenziale di presenza*). Mentre nel primo caso (areale della specie) vengono impiegati metodi empirici o strumenti geostatistici per raffigurare un areale a partire dai dati di presenza, nel secondo caso (areale potenziale) i dati di presenza vengono debitamente trattati secondo determinate procedure statistiche che rientrano della grande famiglia dei modelli SDM (Species Distribution Models). Il grande vantaggio dei secondi è che questi tengono conto della natura campionaria dei dati di presenza a disposizione, riconoscendo che essi rappresentano solo alcune delle localizzazioni di una parte degli individui che compongono la popolazione; l'applicazione dei modelli statistici permette quindi di fare inferenze dal campione all'intera popolazione, producendo predizioni geografiche che interessano l'intera popolazione e non solo gli individui che sono stati campionati. Nel caso della rappresentazione di un areale effettivo di presenza, invece, la restituzione finale cartografia risente in maniera molto più rilevante delle strategie di campionamento adottate, con il rischio che le mappe risultanti rappresentino maggiormente lo sforzo di campionamento (e le zone dove gli operatori sono andati a cercare indizi di presenza) e non l'effettivo areale della specie; sebbene l'impiego di strumenti geostatistici possa limitare in parte questo effetto, più la strategia di rilevamento assume carattere opportunistico o di convenienza, più le mappe di presenza prodotte saranno poco affidabili se non potenzialmente pericolose ai fini della conservazione (per esempio, consentire determinate attività con impatto negativo sulla specie in zone erroneamente non ricomprese nell'areale di presenza, laddove invece la specie è presente).

Nella presente relazione vengono sinteticamente riportati i processi e i risultati relativi alla produzione delle due fonti cartografiche sopra ricordate: (i) *l'areale di presenza dell'orso*, a partire dai dati di presenza raccolti sull'intero areale appenninico nel periodo dal 2005 al 2014, e, (ii) a partire dagli stessi dati, *l'areale potenziale di presenza* della specie secondo le procedure più recenti degli SDM. Nel secondo caso, il modello di probabilità di presenza dell'orso è stato a sua volta integrato secondo un disegno complesso con modelli simili ma sviluppati con dati di differente natura (orsi morti per cause antropiche, orsi in movimento) al fine di rispondere a precise istanze gestionali: prime tra tutte l'individuazione delle *trappole ecologiche* (*sensu* Faluccci et al. 2009), dove sostanzialmente la mortalità per cause antropiche rischia di vanificare il potenziale demografico della specie (e dove vanno quindi indirizzati prioritariamente interventi efficaci di mitigazione del rischio di mortalità), e una valutazione della *connettività strutturale* su scala appenninica, vale a dire di quelle condizioni ambientali che più sembrano assicurare lo spostamento degli orsi su scala appenninica.

2. AGGIORNAMENTO DELL'AREALE

Nonostante lo stato critico di conservazione della popolazione di orso bruno marsicano, ad oggi non sono state mai prodotte stime dell'areale di presenza affidabili e basate su dati certi. Nel recente passato, diversi autori hanno compilato le segnalazioni di presenza, filtrandole sulla base delle loro affidabilità, e riportato su mappa la loro distribuzione (Febbo e Pellegrini 1990, Bologna e Vigna Taglianti 1992, Boscagli et al. 1995). Più recentemente, è stata proposta una suddivisione tra areale centrale e areale periferico (Ciucci e Boitani 2008): il primo, inclusivo delle aree di presenza stabile della specie, è essenzialmente caratterizzato dalla presenza ricorrente di femmine con piccoli; il secondo comprendente tutte le segnalazioni esterne all'areale centrale, variabili in numero e ricorrenza negli anni, e che sono essenzialmente relative a zone in cui la specie è presente a basse densità, spesso con discontinuità, e con elevata rappresentanza di individui erratici ma assenza di presenza stabile e ricorrente di unità familiari attestanti la riproduzione (Ciucci e Boitani 2008).

Tutte le descrizioni dell'areale di cui sopra, e in particolar modo per quanto concerne l'areale periferico, si sono basate sulla compilazione di indicazioni di presenza ottenute perlopiù tramite campionamento opportunistico e su una loro resa cartografica di natura essenzialmente empirica. Ad oggi, quindi, non solo si sente la necessità di un aggiornamento dell'areale di presenza in seguito all'accumulo di nuove e importanti indicazioni di presenza, soprattutto nelle zone periferiche dell'areale (p. es., Forconi e Dell'Orso 2008, Di Clemente et al. 2012), ma è auspicabile arrivare a una rappresentazione dell'areale che contempli l'impiego di metodi di stima più affidabili, ripetibili e in grado garantire una maggiore oggettività delle rappresentazioni finali.

Nella prospettiva sopra delineata, e al fine di garantire una maggiore quantità (e qualità) dei dati di presenza della specie, il Dipartimento di Biologia e Biotecnologie dell'Università di Roma "La Sapienza" (Dip. BBCD) e l'Ente Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise (PNALM) hanno messo a disposizione tutti i dati di presenza dell'orso raccolti in un progetto di ricerca condotto nel PNALM dal 2006 al 2010 (Ciucci e Boitani 2010). Parimenti, nell'ambito della convenzione siglata tra MATTM e UZI nel dicembre 2014 e di cui alla presente relazione, tutti gli enti attivi nel rilevare la presenza della specie su scala appenninica sono stati invitati a condividere, in un workshop mirato (30 aprile 2015; vedi II Relazione delle attività), i propri dati per il fine ultimo di consolidare una banca dati centralizzata di presenza dell'orso nelle zone periferiche dell'areale. A questi dati vanno aggiunti quelli di un monitoraggio intensivo portato avanti dall'Ente Parco Nazionale dei Monti Sibillini dal settembre 2006 al maggio 2010, periodo nel quale un orso adulto ha frequentato con continuità l'area dei Sibillini (Forconi e Dell'Orso 2008). Il presente lavoro nasce quindi da questa importante condivisione di dati, nella consapevolezza che essi non solo vanno a rappresentare la banca dati di presenza dell'orso tra le più cospicue ad oggi disponibili, ma soprattutto un rinnovato interesse e disponibilità da parte di tutti gli enti a coordinarsi per avanzare il nostro stato di conoscenze sulle dinamiche distributive dell'orso in Appennino.

Sulla base dei dati raccolti, quindi riferiti sia all'areale centrale che periferico per il decennio 2005–2014, nel presente lavoro si tenta di delineare l'areale di presenza attuale dell'orso bruno marsicano utilizzando approcci di stima più formali rispetto al passato. Tuttavia, e in special modo in riferimento alle porzioni periferiche dell'areale dove la specie è presente in maniera discontinua e a basse densità, è bene sottolineare che il dataset a disposizione non è il risultato di strategie di campionamento coordinate su larga scala, né tantomeno statisticamente adeguate. I metodi di campo, l'intensità, la ricorrenza e la distribuzione dello sforzo di rilevamento, i filtri di qualità per le segnalazioni riportate da

terzi, o le informazioni accessorie (metadati) associate alla singola segnalazione di presenza variano largamente tra aree (enti) diverse; soprattutto nessuno sforzo ad oggi è stato fatto per correggere i rilevamenti in base alla probabilità effettiva di rilevare la presenza della specie quando presente (*detectability*), né considerare le assenze come dato certo, sia nelle aree campionate che in quelle in cui non c'è stata alcuna rilevante attività di campionamento. Sebbene alcune accortezze da noi introdotte in fase di analisi (la standardizzazione a posteriori secondo filtri di attendibilità applicati a tutti i dati ricevuti; l'utilizzo dei metodi di stima e relativi criteri di seguito dettagliati; l'aggregazione dei dati per un periodo sufficientemente lungo) offrano la possibilità di mitigare gli effetti della variabilità intrinseca nella raccolta dei dati di presenza, è comunque evidente che permane nelle stime finali una loro fondamentale dipendenza (non quantificabile) dalla distribuzione dello sforzo e della natura del campionamento.

In base a quanto discusso pocanzi, l'areale stimato di presenza attuale dell'orso potrebbe con ogni probabilità includere zone di assenza della specie (falsi positivi), così come escludere zone di presenza effettiva (falsi negativi). È per questo che le stime qui prodotte devono essere interpretate con cautela ed alla luce della forte eterogeneità di rilevamento alla base dei dati di presenza utilizzati. Per gli stessi motivi non si potrà escludere che eventuali variazioni nella configurazione ed estensione dell'areale nel futuro possano in realtà rispondere più a variazioni nella dislocazione e nello sforzo di rilevamento da parte dei vari enti che a effettive modifiche dell'areale. Analogamente, le stime di areale qui prodotte, se utilizzate per fini gestionali dovranno essere interpretate in maniera particolarmente cautelativa, in quanto non è affatto da escludere che molte delle porzioni di territorio appenninico ad oggi escluse dalla stima dell'areale lo siano non in virtù di una reale assenza della specie, quanto per la mancanza di adeguati sistemi di rilevamento a livello locale.

2.1 METODI

2.1.1 Dati di presenza

In totale, sono stati utilizzati 48.331 dati di presenza dell'orso raccolti dal 2005 al 2014, suddivisi tra 41.553 localizzazioni telemetriche (GPS e VHF), raccolte essenzialmente nelle porzioni centrali dell'areale, e 6.778 segni indiretti di presenza (Tab. 2); di questi, 1.125 segni di presenza sono stati raccolti ad opera di enti diversi dal BBCD e dal PNALM e sono in gran parte riferiti all'areale periferico (Tab. 2). Dall'analisi dell'areale sono stati esclusi gli orsi recuperati morti dal 2005 al 2014 (vedi § 3.3.1) in quanto non aggiungevano alcuna informazione rispetto a quella veicolata dagli altri dati di presenza.

Dal totale dei dati disponibili una parte è stata esclusa (n=75) in seguito all'applicazione di criteri mirati all'eliminazione di errori di codificazione (essenzialmente coordinate), dei dati incompleti, o dei segni di presenza per i quali si reputa elevata la componente soggettiva nell'identificazione e assegnazione della specie. In particolare, non sono stati considerati:

- segni di presenza quali rami spezzati e pietre rovesciate, in quanto eccessivamente suscettibili a interpretazioni soggettive;
- gli avvistamenti riportati da terzi, se non confermati da personale formato e sulla base di prove tangibili (foto e/o filmati) o sopralluoghi successivi utili a rilevare impronte, peli o escrementi;
- i peli, se in assenza di conferma genetica e raccolti da personale non debitamente formato;
- altri segni di presenza se riportati da personale non formato e in assenza di una successiva conferma da parte di personale qualificato.

Ente	Anni	Totali	Avvistamenti	Video/foto	Escrementi e peli	Altri segni presenza	Danni	GPS/VHF
Dip. BBCD	2005-2010	45.956	323	-	4.087			41.546 ^a
PNALM	2006-2011	1.250 ^b	-	-	890	360	-	-
CFS_Isernia	2012-2014	8	3	-	-	1	4	-
CFS_UTB	2005-2014	33	9	-	14	2	8	-
Genzana	2011-2014	278	96	43	71	10	58	-
Gole Sagittario	2010-2013	32	17	12	1	2	-	-
Majella	2006-2014	338	51	58	107	49	66	7
Regione Lazio	2005-2014	210	9	-	166	34	1	-
Sirente-Velino	2005-2014	30 ^c	8	-	10	8	4	-
Gran Sasso-Laga	2005-2014	1	-	-	-	1	-	-
Sibillini	2006-2010	195	-	14	99	65	17	-
<i>Totale</i>	<i>2005-2014</i>	<i>48.331</i>	<i>516</i>	<i>127</i>	<i>5.445</i>	<i>532</i>	<i>158</i>	<i>41.553</i>

^a: GPS: 18 orsi (11 femmine, 7 maschi); VHF: 25 orsi (13 femmine, 12 maschi)

^b: banca dati faunistica del PNALM; esclusi avvistamenti, pietre rovesciate e rami spezzati

^c: l'assenza di metadati non ha permesso di applicare filtri di standardizzazione e affidabilità a posteriori

Tabella 2. – Dati di presenza dell'orso, distinti per ente e tipologia, raccolti nelle porzione centrale e periferica dell'areale e utilizzati per la stima dell'areale di presenza 2005-2014.

2.1.2 Analisi spaziale

Per ovviare alla natura chiaramente campionaria dei dati di presenza si è fatto ricorso a tecniche geostatistiche che, sviluppando una 'superficie' di predizione costruita sulla base dei valori osservati (presenza/assenza nel nostro caso), stimano i valori attesi nei punti dell'area di studio che non sono stati soggetti a campionamento. Il concetto alla base dell'interpolazione geostatistica è che i punti di predizione saranno tanto più simili ai punti osservati quanto più ne sono vicini, motivo per cui si ricorre all'impiego di modelli statistici (semivariogrammi) che contemplano l'autocorrelazione spaziale, ovvero una relazione statistica che misura il grado di similitudine tra i punti osservati. Previa analisi zonale (vedi sotto), l'approccio geostatistico che abbiamo utilizzato è il kriging ordinario, implementato utilizzando l'estensione Geostatistical Analyst (Johnston et al. 2001) in ArcMap (versione 10.3; ESRI ©).

Per applicare il kriging a un dataset di punti di presenza caratterizzato da rilevanti differenze nell'entità dei dati raccolti e nella relativa intensità di campionamento tra area centrale e periferica (Tab. 2), i punti di presenza sono stati standardizzati secondo un'analisi zonale basata su un sistema griglia (Bjornlie et al. 2014). Utilizzando celle di 3x3 km di lato, ed una griglia di 2.997 km² (333 celle) a ad includere tutte le segnalazioni verificate di orso nel periodo 2005-2014, a ciascuna cella è stato assegnato il valore 1 se al suo interno ricadevano uno o più segni di presenza, o il valore di 0 in caso contrario; tuttavia, per tenere conto delle celle con valore 0 in virtù della mancanza di rilevamenti piuttosto che di una reale assenza dell'orso, a ciascuna cella della griglia è stato conferito un valore finale pari alla somma dei valori delle 8 celle adiacenti più il valore della cella stessa. Il valore finale di ciascuna cella può quindi variare tra 0 e 9, valore che è stato associato al centroide della cella ai fini delle analisi di kriging (Bjornlie et al. 2014). In Geostatistical Analyst, la superficie finale di predizione è stata tagliata ad includere solo celle con valori predetti ≥ 1 .

Per tenere conto dell'impatto che lo schema di campionamento, piuttosto opportunistico, può avere sulla delineazione finale dell'areale dell'orso abbiamo utilizzato una tecnica di ricampionamento (jackknife) sui dati di presenza standardizzati secondo la analisi zonale in base al sistema a griglia (vedi

sopra). Tale tecnica consiste nell'eliminare dal dataset un elemento campionario alla volta (la cella nel nostro caso), stimare il kriging con i restanti dati e quindi delineare la superficie di predizione (areale) con le celle i cui valori predetti sono ≥ 1 ; l'intero processo è stato quindi ripetuto 333 volte, tante quante sono le celle contenute nella griglia, e l'areale finale è stato quindi delineato considerando al suo interno solo le celle incluse in tutte le 333 ripetizioni. Tale criterio si è reso necessario per evitare di includere nell'areale celle nelle quali la segnalazione della presenza dell'orso è stata evidentemente funzione di eventi campionari episodici, singoli e isolati.

Dal momento che i rilevamenti di presenza nelle porzioni periferiche dell'areale non sono stati cadenzati in maniera coordinata su base annuale, e che in queste condizioni non è realistico pensare di delineare un areale di una specie come l'orso con un'elevata risoluzione temporale (p. es., annuale o biennale), i dati di presenza sono stati aggregati per l'intero periodo 2005-2014, la cui durata coincide approssimativamente con il tempo generazionale della specie. Questo è il riferimento temporale che consideriamo più adeguato per la delimitazione dell'areale della popolazione di orso bruno marsicano, considerati i dati a disposizione e della marcata discontinuità delle attività di rilevamento in alcune aree. L'arco temporale considerato tiene anche conto della natura particolarmente temporanea di alcune segnalazioni di presenza, dovuta allo spiccato erraticismo di alcuni orsi nelle porzioni più periferiche dell'areale (p. es., Forconi et al. 2014).

2.2 RISULTATI

I 48.331 dati di presenza riferiti al periodo 2005-2014 interessano cumulativamente 333 celle all'interno dell'area di studio (Fig. 1). In seguito all'analisi zonale, la distribuzione empirica delle celle con presenza osservata dell'orso varia da 123 nel biennio 2011-2012 a 172 nel 2007-2008, indicando una presenza certa e continuativa nelle porzioni centrali dell'areale ma discontinua e intermittente, su base biennale, in alcune porzioni periferiche (Fig. 1); ciò in parte riflette sia la presenza (e monitoraggio) temporaneo di alcuni individui erratici (vedi il maschio adulto monitorato nei Sibillini dal 2006 al 2010) che l'intensificazione dal 2011 in poi dei rilevamenti nelle porzioni occidentali e orientali dell'areale.

In riferimento al periodo 2005-2014 l'areale dell'orso bruno marsicano, così come risultato dalla procedura di jackknife operata sulla superficie del kriging, è di 4.392 km², e appare disgiunto in una più ampia porzione centrale e un propagulo temporaneo settentrionale, localizzato a cavallo tra Marche e Umbria in una zona largamente coincidente con il Parco Nazionale dei Sibillini (Fig. 2a). In base alla procedura di jackknife, 170 celle sono state escluse dall'areale finale, per un totale di 1.530 km², perlopiù localizzate a livello di tutta la zona perimetrale dell'areale e in località piuttosto isolate dei Monti Reatini e dell'alta Valnerina (Fig. 2b).

L'areale si sviluppa altimetricamente da 122 a 2.778 m s.l.m., ed è composto prevalentemente di foreste (44,8%), da praterie di montagna (18,5%), zone agricole (15,0%), cespugli ed arbusti (11,4%), aree prive di vegetazione (6,6%) e pascoli (3,0%). La densità di strade asfaltate al suo interno è pari a 75,1 km/100km², mentre la densità abitativa media ($\pm DS$) su base comunale è di 57.1 \pm 72 persone/km². Il 61% dell'areale è ricompreso nella Regione Abruzzo, il 22,1% nel Lazio, l'8% nel Molise, e il resto tra Marche (7,3%) e Umbria (1,5%). Il 46,8% dell'areale è ricompreso all'interno di aree protette e 59,4% all'interno della rete Natura 2000, per un totale cumulativo di 63,5% (2.777km²) tutelato da qualche forma di protezione; il 36,5% dell'areale ricade invece all'interno del territorio libero.

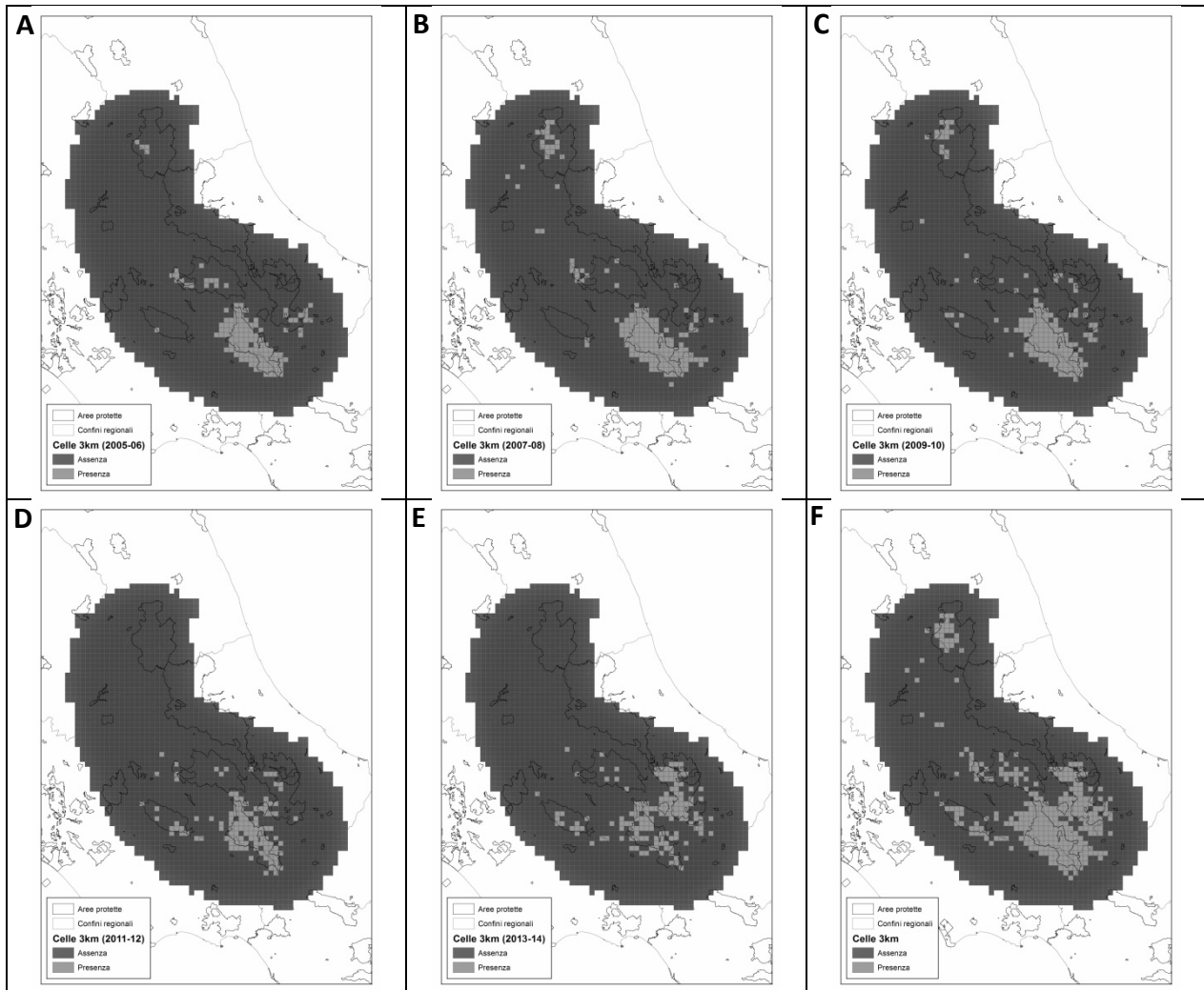


Figura 1. –Distribuzione empirica delle celle (3x3 km) all'interno delle quali è stata verificata la presenza dell'orso (grigio chiaro) nei bienni (A) 2005-06, (B) 2007-2008, (C) 2009-2010, (D) 2011-2012, (E) 2013-2014, e (F) cumulativamente per l'intero periodo considerato.

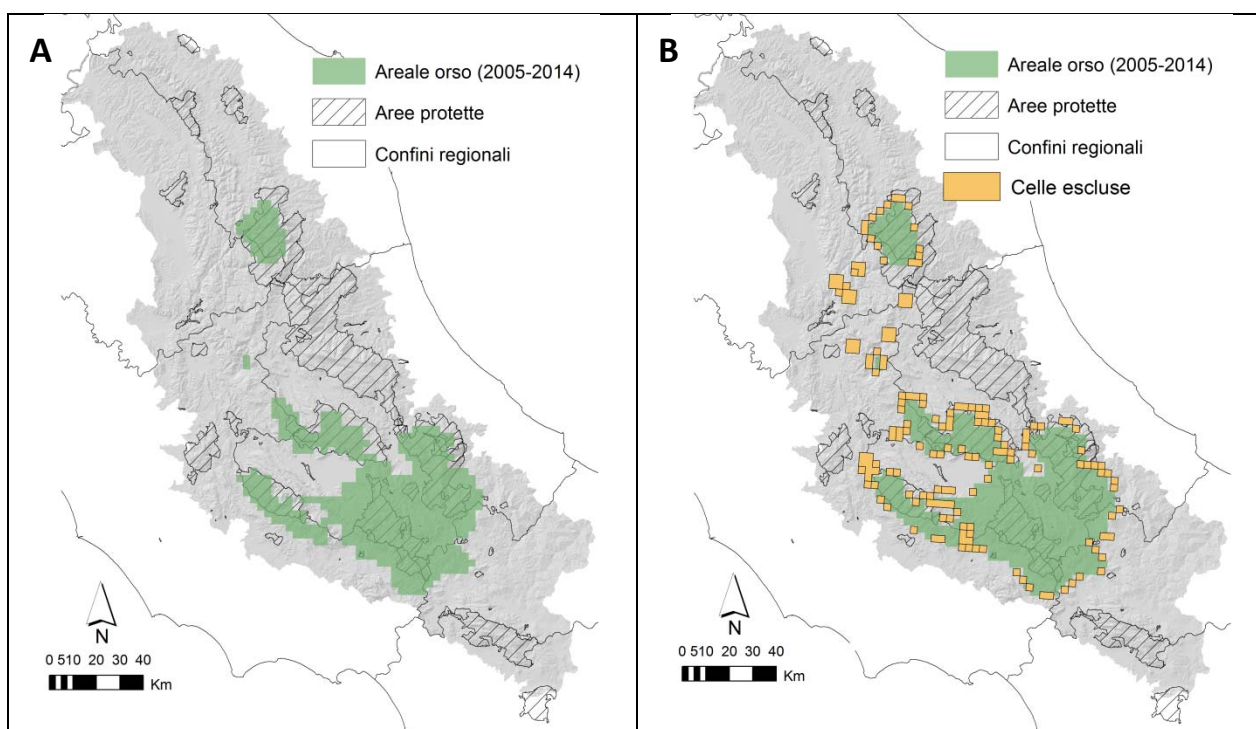


Figura 2. – Distribuzione dell'orso bruno marsicano nel periodo 2005-2014 delineata utilizzando 48.331 dati di presenza verificati e analisi zonale tramite griglia con celle di 3x3 km. (A) I confini dell'areale sono stati stimati tramite tecniche geostatistiche (kriging) e procedure di ricampionamento (jackknife) al fine di evitare l'inclusione di celle nelle quali i dati di presenza sono risultati episodici e isolati (vedi testo per dettagli). (B) Localizzazione delle celle in cui la presenza dell'orso è stata riscontrata in maniera episodica e saltuaria e la cui rimozione dal computo dell'areale offre una maggiore garanzia di rappresentatività nel lungo periodo.

2.3 IMPLICAZIONI PER LA CONSERVAZIONE E IL MONITORAGGIO

Nonostante le strategie di campionamento e rilevamento della presenza dell'orso non siano state nell'ultimo decennio pianificate in maniera sistematica e standardizzata all'interno dell'intero areale, il ricorso congiunto di analisi zonale, strumenti di stima geostatistici (kriging), e tecniche di ricampionamento (jackknifing) ha determinato a nostro avviso una stima piuttosto realistica della distribuzione dell'orso bruno marsicano (Fig. 2). Mentre l'analisi zonale e l'estrapolazione geostatistica offerta dal kriging sopperiscono in una certa misura ad un mancato rilevamento sistematico, e contemplano quindi nell'areale zone (celle) dove la specie non risulta altrimenti presente essenzialmente per un mancato campionamento, altre aree nelle quali la specie non è dichiaratamente presente (p. es., piana del Fucino, Val Roveto, Valle Subequana, Piana di Sulmona; Fig. 2a) rimangono escluse dall'areale nonostante siano ampiamente circondate da zone di presenza. Ciò rimarca la rispondenza del metodo utilizzato, anche se non è possibile escludere del tutto che vi siano altre zone di presenza, perlopiù su base temporanea, che non sono state incluse entro i limiti dell'areale, a partire dalle celle periferiche di cui la presenza specie è stata rilevata in maniera episodica e saltuaria (Fig. 2b). Nel futuro, solamente strategie di campionamento più robuste potranno correggere per questo eventuale errore, mentre con i dati ad oggi disponibili l'approccio qui utilizzato sembra essere quello che più di altri garantisce di attutire le discrepanze zonali e temporali di rilevamento che ad oggi hanno caratterizzato il monitoraggio della presenza dell'orso su scala appenninica.

Sebbene, essenzialmente dal punto di vista conservazionistico, sarebbe auspicabile delineare un areale con una risoluzione temporale maggiore di 10 anni, la cadenza e la strutturazione spaziale dei rilevamenti di presenza pregressi ad oggi non lo permettono; infatti, la marcata variabilità nella distribuzione dei segni di presenza riportati su base biennale (Fig. 1) confonde due possibili sorgenti di variabilità: da una parte l'erratismo degli orsi in dispersione, che li porta a frequentare solo temporaneamente alcune zone di passaggio senza peraltro stabilirsi in aree definite al punto da poter essere incluse coerentemente nell'areale; dall'altra, la natura episodica e occasionale dei rilevamenti, specialmente di quelli effettuati a livello delle zone periferiche di presenza, tendenza che riflette il criterio opportunistico di intensificare i rilevamenti laddove si riscontri la presenza delle specie in zone inattese o inusuali. Emblematico di quest'ultimo approccio è il monitoraggio intensivo promosso dall'Ente Parco Nazionale dei Monti Sibillini in seguito alla presenza di un orso nell'area dal 2006 al 2010 (Forconi e Dell'Orso 2008, Forconi et al. 2014): la mole di dati scaturita da questi rilevamenti ha determinato l'inclusione nell'areale, come area disgiunta, della zona frequentata dall'orso, cosa che non sarebbe altrimenti accaduta in assenza di un monitoraggio così intensivo. Il fatto del resto che questa porzione disgiunta dell'areale sia in esso inclusa è giustificato dalla permanenza in loco dell'individuo in questione per 4 anni, anche se con ogni probabilità si trattava di un individuo solitario. Anche se in assenza di femmine riproduttive, l'inclusione di questa porzione di areale disgiunto è quindi giustificata dalla relativamente lunga permanenza dell'orso nella zona, a indicazione non solo dell'elevato livello di idoneità ambientale dell'area ma soprattutto della connettività funzionale che lega i Sibillini al resto dell'areale noto più a sud (vedi § 3.4.4); quindi, anche se localmente è dal 2011 che non si rileva più la presenza di orsi l'inclusione nell'areale per il periodo considerato è comunque giustificata e rimane ad indicazione di una zona la cui ricolonizzazione è un evento probabile nell'immediato futuro.

Nonostante i limiti dovuti alla carenza di criteri di campionamento che garantissero la omogeneità e confrontabilità dello sforzo di rilevamento nel tempo e nello spazio, la stima dell'areale qui riportata è la prima realizzata in maniera formale, non unicamente fondata su basi empiriche, e soprattutto ripetibile; ciò rende quindi possibile determinare nel futuro eventuali variazioni di forma e configurazione dell'areale, anche ai fini di monitorare la dinamica spaziale della popolazione come misura delle attuali e future strategie di conservazione. A tal fine, del resto, è importante sottolineare che la stima da noi qui presentata non è in grado di distinguere variazioni di densità all'interno dell'areale, né riporta le zone in cui sono presenti femmine riproduttive, rimanendo questi aspetti da indagare ulteriormente sia con i dati a disposizione che in via di acquisizione.

È in questa sede opportuno citare, seppur sinteticamente, le implicazioni per il monitoraggio futuro della popolazione di orso su scala appenninica che scaturiscono dalla stima dell'areale qui presentata. Innanzitutto, una confrontabilità di metodi e soprattutto di intensità di rilevamento dovrà contraddistinguere il campionamento futuro della popolazione all'interno della principale zona di presenza; ciò potrà essere garantito da una divisione in comparti di rilevamento e da uno sforzo di rilevamento comparabile tra comparti e cadenzato in base ad un costante intervallo temporale. È altresì opportuno pianificare tali rilevamenti sulla base di apposite strategie di campionamento e registrazione di covariabili tali da permettere la stima della rilevabilità (*detectability*) in base alle condizioni ambientali, stima fondamentale per la resa dei rilevamenti in termini di grado di residenza (*occupancy*), parametro quantitativamente più sensibile e informativo delle dinamiche spaziali dell'areale rispetto a una sua più semplice delimitazione. Molte sono le tecniche di rilevamento della presenza dell'orso, e un loro uso integrato sembra essere la soluzione più efficace e promettente per minimizzare la possibilità di riscontrare falsi negativi (la specie non viene rilevata laddove è invece presente) in corso di monitoraggio della presenza; in quest'ottica è opportuno che tutti gli enti e gli operatori attivi per il monitoraggio di presenza della specie adottino le stesse tecniche con gli stessi accorgimenti, in modo da minimizzare le differenze nella resa delle varie tecniche dovute essenzialmente ad un loro uso

improprio, parziale o soggettivo. È altresì ovvio quanto fondamentale sia la condivisione di criteri per lo sviluppo e il consolidamento di una banca dati di presenza unitaria e, in particolare, l'uso di filtri di qualità e attendibilità del dato; applicando questi filtri per la prima volta sull'intera scala appenninica ai dati di presenza dell'orso, ci si è resi conto che sono molte e profonde le differenze nei criteri adottati dai vari enti per cui spesso viene a mancare la confrontabilità del dato, con il rischio di indebolire la portata informativa della banca dati con indicazioni non verificate e poco supportate da riscontri oggettivi. In questo senso è bene sottolineare che qualsiasi sviluppo futuro in questo senso debba essere inteso in chiave conservativa, considerando esclusivamente dati verificati in base a criteri oggettivi, e limitando tutte le altre indicazioni al massimo come spunto per indirizzate in maniera mirata ulteriori verifiche di campo.

Infine è importante discutere le implicazioni che il monitoraggio della presenza dell'orso ha nelle zone più periferiche del suo areale. Mentre sono queste le zone più critiche per acquisire informazioni sulla dinamica dell'areale, sono anche le stesse in cui appare spesso difficile e logisticamente improbabile applicare un regime di rilevamento intensivo, sistematico e ricorrente. In queste aree si consiglia quindi di mantenere un approccio opportunistico, ma possibilmente più organizzato e reattivo, sull'intera scala appenninica, di quanto finora realizzato; a tal fine è opportuno considerare due possibili miglioramenti da apportare uniformemente in tutte le aree periferiche dell'areale: (1) aumentare portata e efficacia di una rete di segnalatori di possibili indicazioni di presenza, ampiamente diffusa a livello delle popolazioni locali e non solo di operatori appositamente formati, e (2) una task-force di operatori appositamente formati con il compito di verificare prontamente le indicazioni di presenza riportate dalla rete di segnalatori, e quindi di individuare gli ambiti di presenza a livello periferico che diverranno quindi oggetto di campionamento dalle squadre di operatori attivi a livello locale e regionale.

3. DISTRIBUZIONE POTENZIALE DELL'ORSO NELL'APPENNINO CENTRALE

La differenza sostanziale tra un *areale di presenza attuale* e la stima di un *areale potenziale* di una specie risiede nel fatto che il primo si basa sul rilevamento della presenza effettiva della specie in tutte le porzioni di territorio ricomprese nella sua distribuzione (areale), mentre il secondo predice le zone dove è più o meno elevata la probabilità che la specie sia presente dato l'insieme delle condizioni ambientali. Mentre il primo parametro offre tendenzialmente informazioni più cogenti ma la cui affidabilità è solitamente vincolata dalla distribuzione e intensità dei rilevamenti mirati a confermare o meno la presenza della specie, il secondo offre diversi vantaggi anche ai fini gestionali: in primo luogo, utilizzando metodi di stima adeguati, le informazioni veicolate rispettano un processo inferenziale (dai dati empirici, solitamente riferiti a un campione di individui, si estrapola all'intera popolazione) e non soffrono quindi della parzialità del campione; in secondo luogo, a differenza di rappresentazioni statiche dell'areale attuale, le stime dell'areale potenziale evidenziano variazioni della probabilità di presenza della specie sul territorio, fornendo quindi indicazioni particolarmente utili per quanto attiene alla gestione della specie e del suo habitat e, di riflesso, alla pianificazione territoriale delle attività antropiche; in terzo luogo, conoscere l'areale potenziale per specie il cui areale è in espansione offre la possibilità di individuare in anticipo quelle zone la specie è ancora assente ma in cui è probabile una sua prossima colonizzazione, permettendo quindi l'adozione preventiva di misure proattive atte a facilitarne conservazione e gestione. Tutti i tre aspetti sopra evidenziati risultano particolarmente importanti per quanto attiene alla conservazione dell'orso bruno in Appennino, motivo per cui la produzione di una cartografia dedicata ed aggiornata, nel senso di *modelli di stima dell'areale potenziale*, viene riconosciuta come fase critica e propedeutica in molte delle azioni di previste nel Piano d'Azione per la Conservazione dell'Orso Bruno Marsicano (AAVV 2011). In questa sezione si dettaglia quindi lo sviluppo dei modelli di distribuzione potenziale dell'orso su scala appenninica tesi alla produzione di una cartografia aggiornata che funga sia da contesto di riferimento che da supporto operativo alle azioni di conservazione previste dal PATOM.

3.1 INTRODUZIONE

3.1.1 I modelli di distribuzione potenziale come strumento di supporto gestionale

Utilizzando piattaforme GIS (Geographic Information System), le informazioni di presenza della specie, di natura puntiforme come le localizzazioni telemetriche, o il rilevamento di impronte o altri segni di presenza, possono essere associate all'insieme di variabili ambientali che caratterizzano il punto in modo che, in un successivo passo di analisi, l'applicazione di determinate procedure ed algoritmi statistici all'intero set di dati permette di stimare la probabilità di presenza della specie in funzione delle variabili ambientali che caratterizzano ogni singola unità di territorio (griglia o pixel, la cui dimensione dipende dalla risoluzione dei dati utilizzati). A questo punto i valori predetti di probabilità, che sono continui tra 0 e 1, possono essere suddivisi in classi (discretizzati) di valore crescente (p. es., 0-0,1; 0,1-0,2, etc.) al fine di aggregare tra loro unità territoriali ricomprese all'interno della stessa classe di probabilità e delinearne su mappa la loro distribuzione e configurazione. Il risultato finale è una mappa caratterizzata da un insieme di zone (poligoni) adiacenti che restituiscono una rappresentazione geografica della variazione della probabilità di presenza della specie dall'immediato valore pratico in termini gestionali. Diventa quindi possibile valutare e pianificare con maggiore realismo e senso pratico sia eventuali interventi gestionali, sia l'eventuale modulazione delle attività antropiche potenzialmente impattanti la specie. Sia si tratti di valutare la portata

di aree sottoposte a regime di protezione particolare, sia di prevedere una zonazione di attività quali il turismo, la caccia, o l'allevamento zootecnico, una cartografia che rifletta l'idoneità ambientale per l'orso diventa un fondamentale riferimento oggettivo per qualsiasi intervento di pianificazione territoriale. In particolare, specialmente nelle aree dove si possono creare conflitti di compatibilità tra destinazioni e usi differenti, una cartografia di supporto può essere un valido strumento per esplorare e quindi pianificare soluzioni di compromesso (p. es., Ciucci et al. 2012). Non da ultimo, questo tipo di cartografia rappresenta uno strumento di supporto ai processi gestionali utile specialmente laddove pianificazione e valutazione di tali interventi, dati gli ampi requisiti spaziali delle specie in questione, soffrono solitamente di elevata frammentazione amministrativa; se adottata coralmente da parte di tutte le amministrazioni interessate, una cartografia di riferimento facilita la coerenza degli interventi gestionali realizzati a livello delle singole amministrazioni.

Da un punto di vista leggermente diverso, sebbene complementare, la stima della distribuzione potenziale di presenza su vasta scala permette di valutare realismo e fattibilità delle strategie di conservazione. Nel caso specifico dell'orso bruno marsicano, la cui espansione dell'areale è da più parti riconosciuta come l'unica possibilità di riduzione significativa dei rischi di estinzione (AAVV 2011), una stima dell'areale potenziale permette innanzitutto di valutare il realismo di questa strategia; parimenti, informazioni di dettaglio quali dimensione, dislocazione e conformazione delle aree idonee alla presenza della specie su scala appenninica, e la loro connettività strutturale, diventano elementi critici fondanti per pianificare al meglio qualsiasi intervento gestionale atto a facilitare l'allargamento dell'areale dell'orso e la sopravvivenza della specie nelle aree di recente espansione.

3.1.2 I modelli di distribuzione potenziale per l'orso bruno marsicano

Diversi modelli di distribuzione potenziale sono stati ad oggi prodotti per l'orso bruno marsicano (p. es., Posillico et al. 2004, AAVV 2007, Falcucci et al. 2008, 2009, Maiorano et al. 2015), utilizzando sia procedure deterministiche che induttive e con lo scopo di rappresentare la natura multivariata dell'interazione tra la specie e l'ambiente, inteso come insieme di variabili ambientali (p. es., vegetazionali e orografiche) e antropogeniche (p. es., distanza dalle strade). Questi modelli, prodotti in anni diversi ed a partire da set di dati che si differenziano sia in termini di tipologia che numerosità, rappresentano una sintesi delle relazioni tra l'orso e l'habitat così come descritta in base alle migliori conoscenze al momento disponibili: queste vanno dai dati di presenza dell'orso, alla disponibilità di layer GIS di adeguata risoluzione, agli algoritmi statistici in grado di modellare efficientemente l'eterogeneità intrinseca nelle relazioni specie-habitat. Di conseguenza, non c'è da sorprendersi se i modelli non rappresentano per loro natura un risultato statico nel tempo, bensì si tende ad affinarli e aggiornarli allorquando sono disponibili nuovi dati, nuove elementi cartografici, o algoritmi più accurati e realistici.

Oltre al modello sviluppato da Posillico et al. (2004), per quanto riguarda il nostro gruppo di ricerca il primo modello di distribuzione potenziale dell'orso su scala appenninica venne realizzato nel 2005 per conto della Regione Abruzzo e al fine di valutare la compatibilità tra tutela dell'orso e la costruzione di panchine eolici sul territorio regionale (AAVV 2007, Falcucci et al. 2008). Si trattò di un modello *deterministico* (la probabilità di presenza stimata empiricamente dall'associazione cumulativa di opinioni di esperti circa l'affinità di alcune variabili critiche e l'orso), che portò alla distinzione su scala regionale due macro aree: le aree A, che includevano le zone ad elevata idoneità e in cui l'orso era effettivamente presente, e le aree B, ovvero le zone ad elevata idoneità in cui la specie non era stabilmente presente ma in cui era probabile attendersi una futura espansione dell'areale o un uso da parte della specie come aree di connessione. Da questo primo modello, si è poi passati ad un successivo modello *induttivo*, basato sulle distanze di Mahalanobis validato con i dati di presenza estratti dalla banca dati faunistica del Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise (PNALM) ed esteso su scala centro-appenninica (Falcucci 2007). Sulla stessa scala spaziale, questo

modello è stato successivamente affinato utilizzando una tecnica multivariata denominata ENFA (Environmental Niche Factor Analysis; Hirzel et al. 2002) e dati di presenza dell'orso raccolti all'areale centrale in due anni di monitoraggio telemetrico e di osservazioni sistematiche (2005-2006; Falcucci et al. 2009); con l'obiettivo di rendere più completa l'interpretazione in chiave gestionale della risultante probabilità di presenza, lo stesso modello è stato quindi integrato con un analogo modello del rischio di mortalità per l'orso, sviluppato a partire dai casi di mortalità per cause antropiche (modello a 'doppio-strato'; Falcucci et al. 2009). Quest'ultimo modello è quello più recente, di riferimento per una scala centro-appenninica, ed attualmente depositato presso l'autorità del PATOM (Ciucci et al. 2011). Infine, con specifico riferimento alla sola stagione iperfagica dell'orso, largamente coincidente con i mesi di apertura della caccia, la Regione Abruzzo ha commissionato un modello di distribuzione potenziale dell'orso al fine di informare un processo di revisione e rimodulazione delle zone e modalità di caccia al cinghiale nel versante abruzzese della Zona di Protezione Esterna (Ciucci et al. 2012); lo stesso modello, basato sul principio della massima entropia (MaxEnt; Phillips et al. 2006), è stato quindi successivamente ricalibrato sull'intera scala centro appenninica, utilizzando un'ampia banca dati di localizzazioni telemetriche e segni indiretti di presenza a livello di PNALM e ZPE limitatamente ai mesi tra settembre e novembre del periodo 2005-2010 (Maiorano et al. 2015).

Tra i modelli sopra delineati, solo quello relativo al periodo venatorio è aggiornato e basato su algoritmi di ultima generazione. In particolare, il modello di probabilità di presenza riferito all'intero arco annuale data ormai circa 10 anni e, sia l'accumulo di dati di presenza dell'orso più recenti, sia il significativo sviluppo di tecniche modellistiche più sofisticate rendono oggi auspicabile la produzione di un nuovo e più informativo modello che sia di riferimento per la attività del PATOM per il prossimo decennio.

3.1.3 Aspetti innovativi del modello di distribuzione potenziale per l'orso bruno marsicano

L'esigenza di sviluppare un modello aggiornato e maggiormente articolato della probabilità di presenza dell'orso bruno su scala appenninica si sposa oggi con la disponibilità di set di dati di presenza dell'orso maggiormente corposi e geograficamente rappresentativi rispetto a quelli utilizzati nel passato, e con la possibilità di utilizzare tecniche di modellistica recentemente sviluppate che rendono possibile definire scenari e contesti di simulazione con un maggiore livello di realismo. In particolare, e in una prospettiva di un'attuazione più cogente del PATOM, è oggi doveroso tenere presenti una serie di condizioni particolarmente funzionali alle finalità stesse del modello:

- sia nelle porzioni centrali dell'areale della specie che in quelle periferiche sono andati accumulandosi negli ultimi anni dati di presenza dell'orso scaturiti da diversi programmi di ricerca e monitoraggio; questi dati sono superiori (quantità, qualità e rappresentatività geografica) di quelli utilizzati per sviluppare i precedenti modelli (vedi § 3.3.1);
- la nutrita banca dati di localizzazioni satellitari (GPS) a carico di 18 orsi adulti (11 femmine e 7 maschi) nelle porzioni centrali dell'areale, e in particolare le serie di dati ad elevata risoluzione temporale, permettono di evidenziare differenze importanti nello stato comportamentale dell'orso ai fini della ricostruzione della relazione specie-habitat; queste differenze possono oggi essere considerate per lo sviluppo di modelli di distribuzione potenziale di valenza diversa e complementare (p. es., normale attività vs spostamento; vedi § 3.3.1.2);
- il rapido e sofisticato sviluppo dei modelli statistici alla base della relazione specie-habitat, e la loro implementazione in algoritmi sempre più efficienti, rende oggi possibile non solo acquisire maggiore accuratezza statistica e realismo biologico nelle stime prodotte, ma anche confrontare tra

loro i risultati relativi a procedure statistiche alternative o considerare la stima finale come il risultato medio di diverse procedure (vedi § 3.3.2).

Nel tentativo di valorizzare appieno le nuove opportunità che si presentano oggi per una modellistica aggiornata al servizio della pianificazione della conservazione dell'orso su scala centro-appenninica, il nostro intento è stato quindi quello di utilizzare dati aggiornati e tecniche innovative per ricalcare la logica già sperimentata del modello integrato di Falcucci et al. (2009). Secondo questo approccio, la probabilità di presenza dell'orso su scala appenninica (spesso indicata come *idoneità ambientale*) viene caratterizzata in base al livello di rischio di mortalità antropica delle aree altrimenti considerate ecologicamente idonee ('trappole ecologiche'). Tuttavia, il modello integrato qui presentato si spinge anche oltre i risultati prodotti dai precedenti modelli:

- innanzitutto, si estende su un'area dell'Appennino centrale più estesa, ad includere sia a nord che a sud zone di recente presenza storica dell'orso e mai incluse nei modelli precedenti (p. es., il Parco Nazionale dei Sibillini e il comprensorio del Matese);
- secondo, facilita un'interpretazione più adeguata, dal punto di vista biologico e gestionale, delle aree considerate idonee, in quanto contempla la loro dimensione, collocazione e configurazione;
- terzo, analizza specificamente la connettività tra le aree idonee, dove la connettività non viene ricompresa nell'idoneità ambientale, bensì è stimata separatamente attraverso procedure analitiche innovative e a partire da dati che rappresentano stati comportamentali distinti (movimento).

La struttura finale del modello integrato, proprio in virtù della sua maggiore complessità, è a nostro avviso in grado di fornire indicazioni gestionali robuste ed importanti più di quanto non lo siano stati i modelli precedenti. È nostra convinzione che un modello le cui implicazioni devono essere utili ai fini della pianificazione territoriale sia strutturato per rispondere a precise questioni di carattere gestionale; nel caso specifico, la necessità di poter valutare il realismo della strategia di conservazione che sottintende l'intero PATOM, e l'opportunità di fornire indicazioni territoriali precise affinché gli interventi di tutela e gestione realizzati localmente vengano valutati e integrati in una pianificazione territoriale su vasta scala appenninica. In particolare, la strutturazione del modello risponde dell'esigenza di trovare risposte affidabili alle seguenti domande:

- è il contesto ambientale dell'Appennino centrale teoricamente in grado di sostenere, in termini di estensione e qualità ambientale, una popolazione vitale di orso bruno?
- quali potrebbero essere, su scala appenninica e in virtù delle loro caratteristiche ambientali e antropogeniche, le roccaforti di una popolazione vitale di orso nel caso l'areale si espandesse oltre i confini attuali?
- in quale misura l'attuale sistema di aree protette, inclusa la rete Natura 2000, tutela gli habitat critici per l'orso e quale l'efficacia e il ruolo che questo sistema potrebbe svolgere nel futuro?
- dove e in quale misura gli interventi di conservazione rivolti all'habitat potrebbero risultare utili per aumentare l'idoneità ambientale per l'orso su vasta scala, e quindi il numero di effettivi che la popolazione potrebbe contenere?
- dove e in quale misura è necessaria una pianificazione delle attività antropiche potenzialmente impattanti l'orso affinché queste risultino maggiormente compatibili con la presenza dell'orso?
- quali sono le zone dove una mitigazione più efficace del rischio di mortalità antropica appare prioritaria?
- sono le attuali condizioni di connettività strutturale sufficienti a garantire, nel presente come nel futuro, un adeguato livello di dispersione e quindi di connessione su scala appenninica?

- è necessario, ed eventualmente dove, prevedere interventi di ripristino della connettività strutturale per facilitare la dispersione di orsi, in particolare di individui di sesso femminile, dall'areale centrale al fine di promuovere l'espansione dell'areale su più vasta scala appenninica?
- in quale maniera, e secondo quali procedure, la presenza attuale o potenziale dell'orso può essere tenuta in considerazione in fase di pianificazione territoriale?

3.2 LOGICA E STRUTTURA INTEGRATA DEI MODELLI

Il modello qui presentato nasce in realtà da un'integrazione di tre sottomodelli di base (*probabilità di presenza, rischio di mortalità, connettività su vasta scala*; Fig. 3a), la cui interazione mette in evidenza zone di particolare rilevanza gestionale e dove misure proattive di conservazione devono essere prioritariamente indirizzate (Fig. 3b):

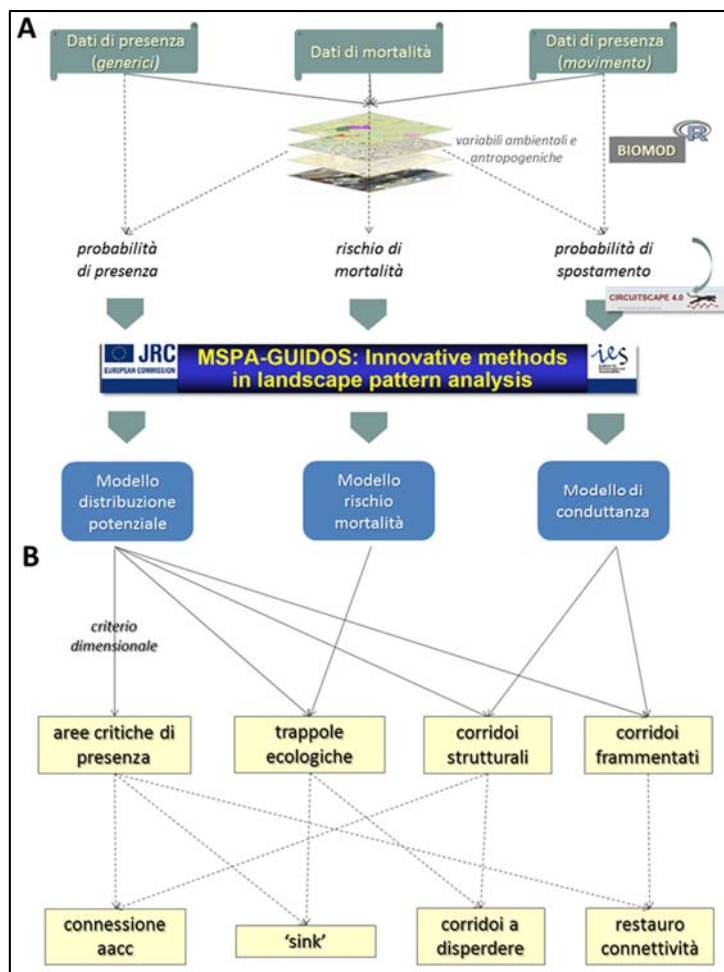


Figura 3. – Logica e struttura del modello utilizzato per aggiornare la cartografia di riferimento per la conservazione dell'orso bruno marsicano su scala centro-appenninica. (A) Dataset di diversa natura, tutti composti da localizzazioni puntiformi riferite all'orso, vengono utilizzati per predire le relative distribuzioni di probabilità in base all'associazione con variabili di carattere ambientale e antropogenico; queste distribuzioni sono state quindi usate come input per analisi di pattern spaziale per produrre tre modelli di base (primo livello). (B) Gli output dei modelli di base sono stati quindi ulteriormente manipolati tramite criteri dimensionali, o tramite integrazione tra modelli, al fine di produrre output (mappe) di livello superiore e di chiara interpretazione gestionale. Le linee tratteggiate indicano le interazioni tra output di secondo livello.

1. un modello di *probabilità di presenza*, raffinato in base ad analisi di configurazione spaziale, che restituisce su scala appenninica l'estensione, la distribuzione e la configurazione delle aree ad elevata probabilità di presenza dell'orso; a partire dalle aree idonee per la specie, e in base a criteri dimensionali, si evidenziano quindi le *aree di conservazione critiche* per la stabilizzazione della specie su scala appenninica, ovvero le zone in grado di ospitare stabilmente nuclei riproduttivi di orso che potranno fungere da nuclei sorgente per individui in dispersione;
2. un modello del *rischio di mortalità* per cause antropiche, anch'esso raffinato in base ad analisi di configurazione spaziale, che restituisce su scala appenninica l'estensione, la distribuzione e la configurazione delle aree ad elevato rischio di mortalità; l'intersezione del modello di probabilità di presenza con il modello per rischio di mortalità definisce le *trappole ecologiche* (*sensu* Falcucci et al. 2009), ovvero le zone dove indirizzare prioritariamente gli sforzi di prevenzione e mitigazione del rischio di mortalità per causa antropica;
3. un modello di *connettività* strutturale, anch'esso raffinato in base a filtri di configurazione spaziale, che restituisce la probabilità con cui orsi in dispersione possono viaggiare all'interno della matrice ambientale nella quale si trovano le aree idonee; sovrapposto al modello di probabilità di presenza questo modello, oltre a fornire indicazioni sulla connettività strutturale tra aree idonee su scala centro-appenninica, mette in evidenza corridoi strutturali (effettivi e potenziali) con funzione e significato differenti.

Utilizzando i modelli di base è quindi possibile evidenziare la distribuzione (estensione, configurazione) geografica di aree il cui significato è particolarmente rilevante per la pianificazione territoriale ai fini della conservazione dell'orso, permettendo di definire in maniera oggettiva alcune fondamentali priorità territoriali (Fig. 3b).

3.2.1 Area di calibrazione e estrapolazione dei modelli

L'area di studio totale si estende per 26.024 km² attraverso l'Appennino centrale. Tuttavia, l'area di riferimento per la calibrazione (sviluppo), la validazione e l'extrapolazione dei modelli è stata suddivisa, per esigenze modellistiche legate alla eterogeneità nella disponibilità e quantità di dati di presenza dell'orso, in tre aree caratterizzate da distanze progressivamente maggiori dalle porzioni centrali dell'areale. Queste tre zone sono state definite come *area centrale*, *area periferica* e *area di espansione dell'areale* (Fig. 4).

L'area centrale, utilizzata per la calibrazione dei modelli, corrisponde alla porzione di areale nella quale la presenza dell'orso può considerarsi con buona approssimazione stabile e continua nel tempo, dove risiedono le femmine riproduttive e dove si riscontrano densità apprezzabilmente superiori che altrove (Ciucci e Boitani 2008). Si tratta di una zona di circa 2.402 Km² tra le regioni Abruzzo, Lazio e Molise che ricomprende il territorio del PNALM, Zona di Protezione Esterna (ZPE) compresa, e territori immediatamente limitrofi. Si tratta della stessa zona considerata per la calibrazione del modello di cui in Falcucci et al. (2009).

L'area periferica, per complessivi 8.347 km², corrisponde al territorio nel quale è stata registrata in tempi più recenti la presenza di orso, anche se spesso in maniera sporadica e occasionale. Rispetto all'area esterna utilizzata da Falcucci et al. (2009), l'area periferica include tutte le più recenti localizzazioni periferiche di orso; tuttavia, essendo questi piuttosto radi e distribuiti eterogeneamente, i confini sono stati fatti spesso coincidere con i bacini idrografici e i limiti amministrativi al fine di ridurre la soggettività. Oltre a Abruzzo, Lazio e Molise, quest'area include anche porzioni ridotte di Umbria e Marche.

L'area di espansione dell'areale comprende una zona molto più vasta delle precedenti su scala centro-appenninica. Si estende dal Parco Nazionale dei Monti Sibillini a nord, fino al Massiccio del Matese a sud, per una superficie totale di 15.275 Km² a interessare le Regioni Abruzzo, Lazio, Molise, Campania, Umbria,

Marche e Toscana. Quest'area rappresenta il contesto appenninico nel quale riteniamo plausibile ipotizzare un'espansione della specie nel prossimo futuro, come indicato da dati di presenza dell'orso più (p. es., Forconi et al. 2014) o meno (Boscagli et al. 1995) recenti.

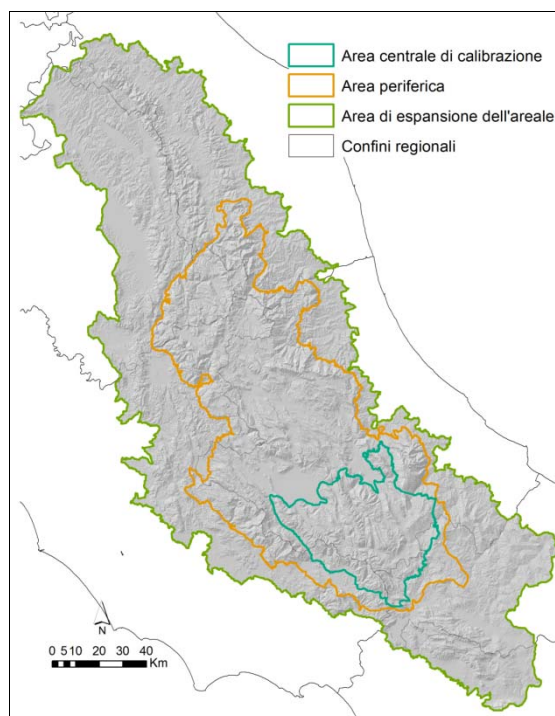


Figura 4. – Zonazione dell'area di studio ai fini dello sviluppo dei modelli per l'aggiornamento della cartografia a supporto del PATOM. In base alla presenza storica e recente dell'orso, e alla disponibilità di dati di presenza, l'area è stata suddivisa in: (i) *area centrale*, per la calibrazione dei modelli, (ii) *area periferica*, in cui il modello estrapolato dall'area centrale è stato validato con un set di dati indipendente, e (iii) *area d'espansione*, in cui l'estrapolazione del modello calibrato sull'area centrale è stata valutata tramite analisi MESS (vedi testo).

3.3 METODI

3.3.1 Dati di presenza e mortalità dell'orso

In base alla disponibilità (quantità, distribuzione geografica) dei dati di presenza dell'orso e, di conseguenza, alla zonazione ai fini della calibrazione, validazione e estrapolazione del modello (Fig. 4), i dati utilizzati per il modello vengono di seguito illustrati suddividendoli tra area centrale e area periferica, facendo distinzione tra dati usati per la calibrazione (sviluppo) del modello e dati utilizzati per la sua successiva validazione (Fig. 5). Sia i dati usati per la calibrazione che per la validazione sono stati sottoposti a filtri di attendibilità e quindi sottoposti a sottocampionamento per ridurre il grado di autocorrelazione spaziale e, laddove possibile, temporale. Qui di seguito si illustrano le varie fasi del processo di filtrazione e sottocampionamento.

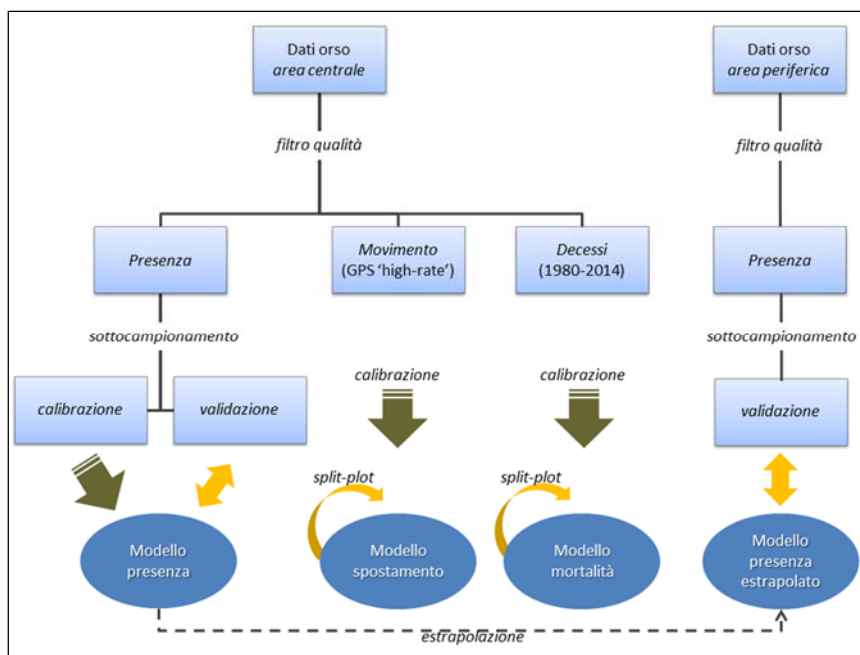


Figura 5. – Subset di dati relativi all'orso bruno marsicano (2005-2014) e loro strutturazione in base all'area di riferimento e alle fasi di sviluppo dei modelli. Per la tipologia di dati e le dimensioni campionarie vedi Tab. 4 e 5. La scarsità di dati di presenza riferiti all'area di espansione dell'areale non ha permesso una validazione diretta del modello estrapolato, motivo per cui la congruenza dell'estrapolazione è stata valutata con analisi MESS (vedi § 3.3.2).

La banca dati utilizzata, relativa alla presenza dell'orso negli ultimi 10 anni, è la più completa e aggiornata disponibile grazie alla condivisione tra tutti gli enti e i ricercatori attivi sia nelle porzioni centrali che periferiche dell'areale. Al fine di facilitare la condivisione, e quindi standardizzare le varie fonti di dati tra loro eterogenee soprattutto in termini di affidabilità delle segnalazioni di presenza indiretta, è stato organizzato un workshop specifico in data 30 aprile 2015, al quale hanno partecipato gli enti elencati in Tabella 4. In totale, sono state raccolte 63.523 localizzazioni di presenza, dal 2005 al 2014, e 43 localizzazioni di orsi deceduti per cause antropiche (1980-2014) (Tab. 4).

3.3.1.1 Dati di presenza

Le localizzazioni totali (n=63.523) sono state filtrate dapprima per eliminare quelle errate o incomplete, e quindi al fine di aumentarne il grado di affidabilità (Tab. 5); dalle rimanenti, sono state inoltre estratte le localizzazioni telemetriche relative ad uno stato di 'movimento' (vedi § 3.3.1.2). Il dataset risultante (n=42.028 localizzazioni, inclusi 5.574 punti di presenza indiretta e 36.454 localizzazioni telemetriche) è stato quindi suddiviso in due dataset, relativi all'area centrale e all'area periferica (vedi § 3.2.1): il primo è stato utilizzato per la calibrazione (e successiva validazione) del modello di probabilità di presenza nell'area centrale, mentre il secondo è stato utilizzato come dataset di validazione per lo stesso modello quando estrapolato all'area periferica (Fig. 5).

Le localizzazioni ricadenti nell'area centrale sono state quindi ulteriormente sottocampionate per ridurre l'autocorrelazione spazio-temporale, utilizzando due criteri in base alla tipologia dei dati: (a) i *segni di presenza indiretta*, per i quali sono disponibili unicamente informazioni spaziali e data di raccolta, sono stati sottocampionati in base alla distanza tra localizzazioni (escluse se < 400 m da una localizzazione selezionata¹); (b) le *localizzazioni telemetriche*, per le quali oltre alle coordinate si dispone anche dell'ora, della data e dell'ID individuale, sono state ritenute se, per ciascun orso distavano > 400 m, indipendentemente dall'intervallo temporale intercorso, o < 400 m se registrate a un intervallo temporale ≥ 24 ore. Nel caso del sottocampionamento delle localizzazioni telemetriche, la variabilità associata alla

¹ include le localizzazioni telemetriche se entro lo stesso mese di raccolta

selezione della prima localizzazione non assume rilevanza particolare in quanto dataset alternativi (n=5 per ciascun orso, originati selezionando casualmente la localizzazione di partenza entro la prima settimana di monitoraggio telemetrico) si sovrappongono ampiamente in termini di valenza ecologica (D di Schöener: $0.995 \leq D \leq 0.997^2$).

Tipo di dati	Anni	Porzione areale	Proprietà del dato	Numero localizzazioni
Telemetrici (VHF/GPS)	2005-2010	centrale	BBCD ^a , PNALM ^b	56.303
Peli (genotipizzati) ^c	2011, 2014	centrale	BBCD, PNALM	702
Escrementi	2006-2010	centrale	BBCD, PNALM	3.434
Segni di presenza indiretti	2006-2011	centrale	PNALM	2.400
Segni di presenza	2011-2015	centrale e periferica	RNRMG ^d	316
Segni di presenza	2010-2015	centrale e periferica	RNGS ^e	39
Segni di presenza	2005-2014	centrale e periferica	ARP ^f	247
Segni di presenza	2005-2014	centrale e periferica	CTA-UTB ^g	68
Segni di presenza	2005-2015	centrale e periferica	CFS ^h	14
Orsi deceduti per cause antropiche	1980-2014	centrale	PNALM/CTA-UTB	43

^a: Dipartimento di Biologia e Biotecnologie, Università di Roma "La Sapienza"

^b: Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise

^c: Raccolti nell'ambito del progetto UE Life "Arctos"

^d: Riserva Naturale Regionale Monte Genzana e Alto Gizio

^e: Riserva Naturale Gole del Sagittario

^f: Agenzia Regionale Parchi della Regione Lazio

^g: Corpo Forestale dello Stato (Coordinamento Territoriale per l'Ambiente del PNALM e Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Castel di Sangro)

^h: Corpo Forestale dello Stato, Comando Provinciale di Isernia

Tabella 3. –Localizzazioni di presenza dell'orso bruno marsicano raccolti nelle porzioni centrali e periferiche dell'areale dal 2005 al 2014, e localizzazioni di ritrovamento di orsi morti per cause antropiche nell'areale centrale dal 1980 al 2014. I dati, di proprietà di vari enti e ricercatori, sono stati condivisi ai fini dello sviluppo dei modelli per l'orso su scala appenninica. Prima di un loro impiego, i dati sono stati ulteriormente filtrati per garantire la standardizzazione dei criteri di affidabilità (vedi Tab. 4).

Le localizzazioni dell'area centrale escluse in fase di sottocampionamento sono state quindi usate come set di dati indipendenti per la validazione del modello. Anche queste localizzazioni, prima di confluire nel dataset di validazione, sono state a loro volta sottocampionate per ridurre l'autocorrelazione, seguendo gli stessi criteri illustrati per il dataset di calibrazione. Analogamente a quanto operato per il dataset dell'area centrale, anche i dati dell'area periferica (utilizzati esclusivamente per la validazione del modello estrapolato nella porzione periferica dell'areale) sono stati sottocampionati per ridurre l'autocorrelazione. In questo dataset i campioni geneticamente tipizzati (essenzialmente peli) sopperiscono alla mancanza di localizzazioni telemetriche nell'indirizzare il sottocampionamento dei segni di presenza indiretta (≤ 400 m). In definitiva, dal totale delle 42.028 localizzazioni precedentemente filtrate:

- *il dataset di calibrazione per il modello nell'area centrale* è composto da 14.012 localizzazioni (2.393 segni di presenza indiretta e 11.619 localizzazioni telemetriche);
- *il dataset di validazione del modello nell'area centrale* è composto da 5.987 localizzazioni (559 segni di presenza indiretta e 5.428 localizzazioni telemetriche);
- *il dataset di validazione del modello estrapolato all'area periferica* è composto da 225 localizzazioni (20 campioni di peli tipizzati geneticamente e 205 segni di presenza indiretta).

² l'indice D assume valori tra 0 e 1, dove 0 rappresenta l'assenza di confrontabilità ecologica e 1 la totale sovrapposizione di nicchia in base alle variabili considerate (Broennimann et al. 2012).

Ulteriori specifiche, relative ai dataset utilizzati per la calibrazione e validazione dei singoli modelli, sono dettagliate nelle sezioni relativi ai singoli modelli (vedi sotto).

Dataset ^a	Filtri (criteri di esclusione)	Dati totali	Dati selezionati ^b
Localizzazioni GPS	<ul style="list-style-type: none"> – assenza di coordinate, date e/o ora – coordinate e/o data errate – punti di “movimento” – punti in tana – punti acquisiti entro una settimana dalla cattura – punti relativi a individui notoriamente confidenti 	55.289	35.820
Localizzazioni VHF	<ul style="list-style-type: none"> – precedenti al 2005 – assenza di coordinate – coordinate e/o data errate – punti in tana – punti acquisiti entro una settimana dalla cattura – punti relativi a individui notoriamente confidenti 	1.014	634
Peli (genotipizzati)	<ul style="list-style-type: none"> – assenza di coordinate – coordinate e/o data errate – appartenenti a individui notoriamente confidenti – esterni all'area di calibrazione 	702	673
Escrementi	<ul style="list-style-type: none"> – assenza di coordinate – coordinate e/o data errate 	3.434	3.410
Segni di presenza indiretti ^c (PNALM)	<ul style="list-style-type: none"> – assenza di coordinate – coordinate e/o data errate – punti esterni all'area di calibrazione 	2.400	1.248
Segni di presenza indiretti ^c (RNRMG)	<ul style="list-style-type: none"> – riferiti a individui notoriamente confidenti – punti esterni all'area di calibrazione 	316	133
Segni di presenza indiretti ^c (RNRGS)	<ul style="list-style-type: none"> – riferiti a individui notoriamente confidenti 	39	16
Segni di presenza indiretti ^c (ARP Lazio)	<ul style="list-style-type: none"> – assenza di coordinate – coordinate e/o data errate 	247	90
Segni di presenza indiretti ^c (CFS-UTB)	<ul style="list-style-type: none"> – assenza di coordinate – coordinate e/o data errate – punti esterni all'area di calibrazione 	68	3
Segni di presenza indiretti ^c (CFS-Isernia)	<ul style="list-style-type: none"> – esterni all'area di calibrazione 	14	1
Totale		63.523	42.028

^a: dal dataset relativo all'area centrale sono stati esclusi gli avvistamenti (maggiormente suscettibili, rispetto ad altri tipi di dati, di fonti di bias dovuto alla copertura del suolo); la stessa cosa non è stata fatta nel dataset relativo all'area periferica data la limitatezza campionaria

^b: in riferimento esclusivamente all'area centrale di calibrazione del modello

^c: sono stati esclusi i segni la cui assegnazione è stata ritenuta eccessivamente soggettiva (pietre rovesciate, graffi) o ritenuti di dubbia affidabilità da parte dagli stessi enti fornitori dei dati

Tabella 4. – Criteri utilizzati per filtrare e selezionare i 63.523 dati di presenza dell'orso, rilevati alla area centrale e periferica dal 2005 al 2014, al fine di consolidare il dataset di calibrazione dei modelli. Le risultanti 42.028 localizzazioni sono state quindi sottoposte a ulteriore sottocampionamento per ridurre l'autocorrelazione spaziotemporale delle localizzazioni (vedi testo). Per gli acronimi deli Enti vedi Tab. 4. Ai dati mostrati in tabella vanno aggiunti quelli di pertinenza di altri due Enti (il Parco Nazionale della Majella e il Parco Regionale del Sirente-Velino) che, essendo stati inviati a modello già ultimato, non sono stati inclusi nel dataset di calibrazione; tuttavia questi dati sono stati inclusi nel dataset di validazione del modello nella fase di estrapolazione all'area periferica (vedi § 3.3.2.1).

3.3.1.2 Dati di spostamento

Nella recente letteratura modellistica, soprattutto quella con focus gestionale, si è visto che il comportamento mostrato dall'individuo in diverse situazioni ambientali (behavioural state) ha un impatto rilevante sulla selezione dell'habitat, e quindi sulle variabili che caratterizzano il modello finale (LaPoint et al. 2013; Zeller et al. 2014). L'apposizione di collari satellitari (GPS) con elevata frequenza di localizzazione permette di categorizzare tassi variabili di spostamento secondo ampie categorie comportamentali, ad esempio tra il riposo e l'attività, o tra uno spostamento rapido e uno più lento durante l'alimentazione. Analizzando quindi una traiettoria di localizzazioni telemetriche, in cui due punti (localizzazioni) successivi definiscono un segmento lungo il quale l'animale si è spostato, e ciascun segmento è caratterizzato da un intervallo temporale, una lunghezza del tratto percorso, e un angolo di percorrenza rispetto al segmento precedente, queste variabili possono essere utilizzate per tentare di distinguere tra i diversi stati comportamentali. In altre parole, non tutte le localizzazioni telemetriche registrate a livello di un individuo hanno lo stesso significato, e se il tasso di acquisizione delle localizzazioni è sufficientemente elevato, analizzando i dettagli delle traiettorie è possibile distinguere tra stati comportamentali diversi (e quindi isolare le corrispondenti localizzazioni).

Seguendo questo approccio, e limitatamente alle localizzazioni satellitari registrate sugli orsi adulti muniti di collare GPS nel Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise, abbiamo quindi identificato le localizzazioni che, con ogni probabilità, identificavano fasi di movimento sostenuto (vedi sotto). Mentre queste localizzazioni sono state quindi escluse dalla calibrazione del modello di distribuzione potenziale (vedi § 3.3.2.4), sono state invece considerate per la calibrazione di un modello di conduttanza. Analogamente ad un modello di probabilità di presenza, un modello di conduttanza è in grado di stimare la probabilità che un orso si sposti sul territorio in funzione delle variabili ambientali e antropogeniche che lo caratterizzano. Questo modello ha poi rappresentato la base per analisi di connettività effettiva, volte a verificare il grado di connettività strutturale esistente tra le aree idonee per l'orso su scala appenninica (cfr. Fig. 3).

In particolare, per identificare le localizzazioni corrispondenti a stati di spostamento sostenuto degli orsi muniti di collare satellitare abbiamo seguito i seguenti passaggi: 1) abbiamo selezionato solo le localizzazioni GPS acquisite ad elevata frequenza (una localizzazione ogni ora, per periodi di 10 giorni consecutivi al mese); 2) per ciascuna traiettoria, a partire dalla prima localizzazione abbiamo considerato localizzazioni successive solo se distanti tra loro ≥ 800 metri³; 3) nel sottocampione ottenuto al punto 2, abbiamo considerato solo le traiettorie composte da ≥ 3 localizzazioni consecutive, escludendo comunque la localizzazione di partenza e quella di arrivo per le quali non si può essere certi del tempo di permanenza. Dal momento che esiste un marcato dimorfismo sessuale nel comportamento di dispersione, e che le femmine che sono mediamente più filopatriche dei maschi e restie a compiere lunghi spostamenti, per la calibrazione del modello di conduttanza abbiamo considerato solo dati di spostamento relativi alle femmine, con l'ovvia esclusione del periodo di svernamento, tra l'altro escludendo gli orsi con uno scarso numero (≤ 70) di localizzazioni GPS relative a uno stato di spostamento sostenuto. Sulla base di queste considerazioni, abbiamo identificato un totale di 1115 localizzazioni di spostamento per tutti gli orsi muniti di collare GPS, dalle quali abbiamo quindi estratto le 446 localizzazioni riferite a femmine adulte in spostamento⁴.

³ Tale valore corrisponde al doppio del raggio di 'percezione' a scala dell'home range, stimato su base frattale in Falcucci et al. (2009) a partire da localizzazioni di orsi muniti di collari satellitari. Spostamenti ≥ 800 m tra due localizzazioni successive vanno quindi oltre il raggio atteso di percezione per ciascuna di esse, indicando con ogni probabilità uno stato comportamentale di spostamento sostenuto.

⁴ Queste localizzazioni non sono ovviamente le sole relative a orsi in fase di movimento o spostamento sostenuto, ma ne rappresentano l'evidenza più marcata e quindi utile, ai fini del presente lavoro, a sviluppare un modello di probabilità di spostamento.

3.3.1.3 Dati di mortalità per cause antropiche

Per la produzione del modello del rischio di mortalità antropica sono stati combinati gli archivi del PNALM e del CFS relativi agli orsi trovati morti per cause antropiche, escludendo i casi antecedenti al 1980 e quelli per i quali la causa del decesso non fosse nota o comunque non attribuibile con certezza all'uomo (Falcucci et al. 2009). In totale sono state acquisite 43 localizzazioni di orsi deceduti per cause antropiche, corrispondenti alle località di ritrovamento, 40 delle quali rientrano nell'area centrale di calibrazione del modello (Appendice I).

Dei 34 orsi deceduti di sesso noto, il 47.1% erano di sesso femminile, mentre dei 38 orsi deceduti di età nota il 78.9% erano di età adulta; le femmine adulte rappresentano l'87.5% di tutte le femmine decedute e il 56% di tutti gli adulti deceduti di sesso noto (Tab. 6).

Sesso	Adulti	Giovani	Cuccioli	Indeterminati	Totale
Femmine	14	2	-	-	16
Maschi	11	4	2	1	18
Indeterminati	5	-	-	1	6
<i>Totale</i>	<i>30</i>	<i>6</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>40</i>

Tabella 5. – Distribuzione per sesso e classe d'età di 40 orsi deceduti per cause di mortalità antropiche tra il 1980 e il 2014 nelle porzioni centrali dell'areale dell'orso bruno marsicano (fonte dei dati: PNALM e CFS).

Il 55% degli orsi deceduti per cause antropiche è stato rinvenuto all'interno di aree protette, incluse SIC e ZPS della Rete Natura 2000; il 72.5% è stato determinato da cause illegali, tra cui spiccano l'arma da fuoco e l'avvelenamento (Tab. 7). Mediamente, gli orsi deceduti per causa illegale vengono recuperati a una distanza di circa 1,2 km dalle strade, siano esse asfaltate o sterrate (Tab. 8); sebbene le differenze non siano statisticamente significative, i decessi da arma da fuoco sono mediamente più vicini alle strade asfaltate rispetto ad una distanza media nell'area di studio (rappresentata da 10.000 punti casuali), mentre i decessi per trappolamento sono mediamente più vicini alle strade sterrate (Tab. 8).

Causa mortalità	Orsi deceduti (%)
Arma da fuoco	18 (45%)
Avvelenamento	8 (20%)
Investimento	11 (27,5%)
Trappole	3 (7,5%)

Tabella 6. – Cause di mortalità antropica, accidentali e illegali, dell'orso bruno marsicano nell'area centrale di presenza dal 1984 al 2014.

Causa mortalità	Distanza da strade asfaltate (km)	Distanza da strade sterrate (km)
Arma da fuoco	0,66 ($\pm 0,58$)	1,12 ($\pm 0,75$)
Avvelenamento	2,24 ($\pm 1,47$)	1,60 ($\pm 1,03$)
Trappole	1,11 ($\pm 0,61$)	0,70 ($\pm 0,46$)
<i>Tot. cause illegali</i>	<i>1,16 ($\pm 1,04$)</i>	<i>1,21 ($\pm 0,77$)</i>
Punti random (n=1000)	1,32 ($\pm 1,05$)	1,27 ($\pm 0,88$)

Tabella 7. – Distribuzione delle cause illegali di mortalità dell'orso bruno marsicano in base alla distanza dalle strade asfaltate e non all'interno dell'area centrale dell'areale (40 casi di mortalità dal 1980 al 2014).

3.3.2 Algoritmi di sviluppo e validazione dei modelli

Tradizionalmente i modelli di distribuzione delle specie basati sul concetto di nicchia ecologica e di idoneità ambientale (Guisan e Thuiller 2005) sono calibrati considerando un singolo algoritmo di riferimento. Un esempio classico sono i modelli di selezione delle risorse costruiti utilizzando la regressione logistica, un caso particolare di GLM (Generalized Linear Model) specificamente sviluppato per trattare dati binomiali quali sono quelli relativi alla presenza/assenza di una specie (Hosmer e Lemeshow 2000).

Tuttavia, si è visto chiaramente negli ultimi anni come l'uso di un singolo algoritmo nella costruzione dei modelli di distribuzioni abbia importanti limiti, legati essenzialmente alla varianza nei risultati. Infatti, la calibrazione di un qualsivoglia modello comporta numerose scelte metodologiche che possono portare ad una grande variabilità nelle mappe risultanti (Diniz-Filho et al. 2009; Buisson et al. 2010). Una soluzione a questo problema, che è stata ampiamente utilizzata sia in ecologia che in altre discipline, è data dall'uso di numerosi modelli in contemporanea per analizzare il sistema di studio. L'approccio viene chiamato nella letteratura scientifica "ensemble forecasting" (Araujo e New 2007) ed è stato originariamente proposto dal matematico francese P. Laplace nel 1818 e sviluppato nel pieno delle sue potenzialità dagli economisti J.M. Bates e C.W.J. Granger nel 1969.

Dalla revisione di Araujo e New (2007) in poi il metodo degli *ensemble forecasting* è stato sempre più usato nella letteratura ecologica (Zupan et al. 2014) e conservazionistica (Thuiller et al. 2015), così come negli studi di biologia dei cambiamenti globali (Maiorano et al. 2011) e per la mappatura della distribuzione potenziale delle specie (Rodrigues-Soto et al. 2011). Per le analisi presentate in questa relazione, tutti i modelli sviluppati sono stati basati sul sistema degli *ensemble forecasts* che, de facto, rappresenta al momento lo standard nella letteratura ecologica. Tutti gli algoritmi considerati si basano in pratica su di un confronto statistico tra punti di presenza e punti casuali raccolti all'interno dell'area di calibrazione (vedi § 3.3.2.1). Questi ultimi servono a fornire al modello un campione delle condizioni ambientali che è possibile reperire nell'area di studio e costituiscono la base a partire da cui è possibile parlare di selezione degli habitat.

Per la validazione dei modelli si è sempre cercato di utilizzare tutte le tecniche e le strategie possibili, prendendo in considerazione, per quanto possibile con i dati disponibili, l'intera eterogeneità ecologica contemplata dal modello. Come scenario di minima, corrispondente all'assenza di un set di dati indipendenti rispetto a quello di calibrazione, si è usata una *validazione interna* del modello (o più propriamente una pseudo-validazione), intendendo una valutazione basata sullo stesso set di dati usato in fase di calibrazione del modello. Nelle analisi presentate in questa relazione, le validazioni interne sono state effettuate con la tecnica del "repeated split-plot"; in pratica, il set di dati disponibile per la calibrazione viene suddiviso in due parti, una contenente la maggior parte dei dati, con percentuali che variano dal 70% al 90%, che viene usata per calibrare il modello, e l'altra, di solito contenente tra il 30% ed il 10% dei dati, che viene usata per validare il modello. La suddivisione del database avviene in maniera totalmente casuale ed il processo viene ripetuto per 10 volte, ottenendo 10 stime differenti del potere predittivo del modello. Alla fine del processo, il modello finale usato in tutte le altre analisi viene comunque calibrato con l'intero dataset dei punti disponibile. In ogni replica, il potere predittivo del modello viene misurato usando l'AUC (Area Under the ROC Curve; Swets 1988), una misura della capacità del modello di distinguere tra punti di presenza e punti casuali.

Laddove possibile, in funzione essenzialmente dalla numerosità campionaria dei dati di presenza, è stata invece considerata una *validazione esterna*. Con ciò si intende una valutazione del potere predittivo del modello basata sul un set di dati indipendenti che non è stato usato in fase di calibrazione del modello. Una tale validazione è stata possibile solo per il modello di distribuzione (modello di probabilità di presenza); in questo caso il potere predittivo del modello è stato misurato usando l'indice di Boyce continuo (Hirzel et al.

2006), un indice che misura quanto la probabilità di presenza predetta dal modello rispecchia la reale presenza della specie.

Infine, per tutte le aree esterne alla zona di calibrazione, è stata effettuata preliminarmente un'analisi MESS (Multivariate Environmental Similarity Surfaces; Elith et al. 2010) tesa a stabilire l'affidabilità di un modello estrapolato a partire dall'area core. L'analisi MESS può essere intesa come un'ulteriore valutazione dell'affidabilità del modello per quelle aree in cui il modello è stato estrapolato e non sono presenti dati utilizzabili per la validazione dello stesso. L'approccio è stato proposto originariamente da Elith et al. (2010) e prevede il calcolo di un indice multivariato di similarità che riporta quanto ogni punto dell'area di studio si avvicini alle condizioni ambientali misurate nell'area di calibrazione del modello. Più questa condizione è vera, più un modello che funziona bene nell'area di calibrazione è affidabile se estrapolato all'intera area di studio.

3.3.2.1 Modello di distribuzione potenziale (probabilità di presenza)

– Dati di presenza utilizzati

Dal totale dei 42.028 punti di presenza disponibili nell'area centrale (Tab. 9), per la calibrazione del modello abbiamo utilizzato un sottocampione di 14.012 localizzazioni indipendenti (33.3%), la cui selezione ha tenuto conto dei criteri illustrati nel par. 3.3.1.1.

Dati	N. punti	Data (da – a)
GPS	35.820	14/07/2005 – 16/11/2010
VHF	634	21/03/2005 – 04/10/2010
Peli tipizzati (2011)	407	10/04/2011 – 04/10/2011
Peli tipizzati (2014)	266	31/05/2014 – 28/09/2014
Escrementi	3.410	31/05/2006 – 24/11/2010
Banca dati PNALM	1.248	15/03/2006 – 10/12/2011
RNRMG	133	06/09/2011 – 10/04/2015
RNRGS	16	09/10/2010 – 31/03/2015
ARP	90	19/09/2005 – 01/10/2013
CTA-UTB	3	22/07/2010 – 23/07/2010
CFS	1	29/04/2015 – 29/04/2015
<i>Totale</i>	<i>42.028</i>	<i>21/03/2005 – 29/04/2015</i>

Tabella 8. – Dati di presenza dell'orso nell'area centrale da cui si sono ottenuti sia i dataset sia di calibrazione che di validazione del modello di distribuzione potenziale. Previa la loro utilizzazione ai fini del modello, i dati sono stati ulteriormente sottocampionati per assicurarne l'indipendenza statistica. Per gli acronimi degli Enti vedi Tab. 4.

Per assicurare l'indipendenza tra punti, come richiesto dagli assunti statistici della maggior parte degli algoritmi considerati, si sono seguiti i criteri messi a punto nell'elaborazione del precedente modello (Falcucci et al. 2009). Per le localizzazioni telemetriche, sia VHF che GPS, per le quali si dispone dell'ora e data di registrazione sono stati considerati contemporaneamente un criterio spaziale e uno temporale. In particolare, se due localizzazioni dello stesso orso sono state registrate entro 24 ore e a meno di 400 m di distanza l'una dall'altra, uno delle due (scelta casualmente) è stata integrata nel dataset per la calibrazione del modello, mentre l'altra è stata esclusa dal set di calibrazione (ma considerata successivamente nella fase di validazione). I limiti temporali (24 ore) e spaziali (400 metri) sono stati proposti da Falcucci et al. (2009) come soglie utili a definire l'indipendenza ecologica tra punti di orso marsicano in Italia centrale. Per tutti le altre localizzazioni di presenza non telemetriche, per le quali si dispone solitamente della sola ora di raccolta, non è stato ovviamente possibile applicare un criterio di sottocampionamento temporale: in questi casi si è quindi applicato il solo criterio spaziale, eliminando tutte le localizzazioni raccolte entro 400 da una precedentemente selezionata. Ad ulteriore verifica dell'indipendenza dei dati, anche i punti non telemetrici che si trovavano a meno di 400 metri da un punto telemetrico e che erano stati raccolti nello

stesso mese del punto telemetrico sono stati esclusi dal dataset di calibrazione. Tutti i punti esclusi dal dataset di calibrazione (n=28.016) sono stati fatti convergere in un secondo dataset che è stato successivamente considerato nella fase di validazione del modello; questo, al netto di tutti i criteri di sottocampionamento descritti sopra, ha fornito 5.987 punti indipendenti per la fase di validazione del modello (Tab. 10).

Dataset	Criteri di sottocampionamento	Localizzazioni			Dataset validazione ^b
		totali	sottocampionate ^a	escluse	
Localizzazioni telemetriche (GPS/VHF)	– spaziali (<400 m) – temporali (≤24 hr)	36.454	11.619	24.835	5.428
Punti presenza indiretta	– spaziali (<400 m)	5.574	2.393	3.181	559
<i>Totale</i>	-	<i>42.028</i>	<i>14.012</i>	<i>28.016</i>	<i>5.987</i>

^a: localizzazioni che vanno a comporre il dataset di calibrazione

^b: ottenuto tramite l'applicazione degli stessi criteri di sottocampionamento (colonna II) alle localizzazioni escluse durante la prima fase di sottocampionamento (colonna V).

Tabella 9. – I dati di presenza dell'orso nell'area centrale sono stati sottocampionati per assicurare l'indipendenza statistica e quindi utilizzati per consolidare il dataset di calibrazione (n=14.028) del modello di distribuzione potenziale nell'area centrale, e un dataset indipendente (n=5.987) per la validazione del modello stesso.

I dati di presenza riferiti all'area periferica, comprendenti 306 localizzazioni di presenza dell'orso dal 2005 al 2014⁵ (Tab. 11), sono stati anch'essi sottocampionati per ridurre il livello di autocorrelazione (vedi § 3.3.1.1), risultando in un dataset di 225 localizzazioni indipendenti, inclusive di 205 segni di presenza indiretti e 20 campioni di pelo tipizzati geneticamente. Questo dataset è stato utilizzato per la validazione esterna (con dati indipendenti) del modello calibrato nell'area centrale ma estrapolato nell'area periferica.

Dati	N. punti totali	N. punti utilizzati	Data (da – a)
ARP	152	102	24/08/2005 – 23/10/2014
PNM ^a	70	49	11/09/2006 – 06/12/2014
PNRSV ^b	26	25	29/07/2005 – 15/12/2014
RNRMG	21	17	14/09/2013 – 16/12/2014
CTA-UTB	16	14	06/05/2005 – 16/06/2008
Dip BBCD ^c	14	11	02/06/2006 – 14/09/2011
CFS	5	5	10/04/2012 – 29/07/2014
Banca dati PNALM	2	2	12/10/2008 – 15/01/2011
<i>Totale</i>	<i>306</i>	<i>225</i>	<i>06/05/2005 – 16/12/2014</i>

^a: Parco Nazionale della Majella

^b: Parco Naturale Regionale Sirente-Velino

^c: include 10 localizzazioni GPS, 2 peli tipizzati e 2 escrementi

Tabella 10. – Dati di presenza dell'orso nell'area periferica dal 2005 al 2014 in base all'ente che ha fornito i dati. Tranne qualche rara eccezione (vedi Tab. 3), si tratta in questo caso di segni di presenza indiretti in assenza di localizzazioni telemetriche. Previo sottocampionamento di questi dati si è ottenuto il dataset di 225 localizzazioni indipendenti usate per la validazione esterna del modello calibrato nell'area centrale ma estrapolato all'area periferica. Per gli acronimi degli Enti vedi Tab. 4.

⁵ Il dataset utilizzato per la validazione del modello nell'area periferica include anche i dati ricadenti nell'areale periferico e raccolti nel territorio del Parco Nazionale della Majella e del Parco Regionale del Sirente-Velino che però non erano stati inclusi nella fase di calibrazione in quanto forniti a modello ormai ultimato. Gli stessi dati, tuttavia, sono stati utilizzati per stimare l'areale attuale di presenza dell'orso su scala appenninica (vedi § 2.1.1).

– Variabili ambientali

Per lo sviluppo del modello è stata acquisita la cartografia più aggiornata e dettagliata, disponibile in formato layer GIS, relativa all'uso del suolo, all'altimetria (e variabili derivate), alla densità di popolazione umana, alla presenza di infrastrutture antropiche.

Per quanto concerne l'area centrale è stato possibile ottenere dati ad un dettaglio maggiore rispetto a quanto disponibile per l'intera area di studio, utilizzando le cartografie regionali disponibili presso gli uffici cartografici della regioni Lazio, Abruzzo e Molise. L'unità di mappatura di dimensioni minime per la core area è stata di 400 m², corrispondente a pixel quadrati di 20m di lato. Il punto di partenza per ottenere una cartografia unica degli usi del suolo nell'area core sono state le seguenti carte:

- uso del suolo della Regione Abruzzo (cartografia in scala 1:25.000 realizzata nel 2000)
- uso del suolo della Regione Lazio (cartografia in scala 1:10.000 realizzata nel 2010)
- uso del suolo della regione Molise (cartografia in scala 1:10.000 realizzata nel 2000).

Non disponendo le quattro cartografie regionali della stessa legenda tematica, è stato effettuato un riaccorpamento in 10 classi generali: aree senza vegetazione, cespugli e brughiera⁶, foreste di conifere, foreste di latifoglie, foreste miste, pascoli, praterie di montagna, zone agricole eterogenee, zone agricole intensive. A queste variabili, è stata aggiunta anche la distanza, sia interna che esterna, dal margine delle foreste.

Variabili	Tipologia	Fonte	Risoluzione
Zone agricole intensive ^a	Uso del suolo	CORINE/CUS ^b	10/25/100 m
Zone agricole eterogenee	Uso del suolo	CORINE/CUS	10/25/100 m
Foreste di latifoglie	Uso del suolo	CORINE/CUS	10/25/100 m
Foreste miste	Uso del suolo	CORINE/CUS	10/25/100 m
Foreste di conifere	Uso del suolo	CORINE/CUS	10/25/100 m
Pascoli	Uso del suolo	CORINE/CUS	10/25/100 m
Praterie di montagna ^a	Uso del suolo	CORINE/CUS	10/25/100 m
Cespugli ed arbusti	Uso del suolo	CORINE/CUS	10/25/100 m
Aree prive di vegetazione	Uso del suolo	CORINE/CUS	10/25/100 m
Distanza dalle foreste ^a	Uso del suolo	CORINE/CUS	10/25/100 m
Altitudine ^a	Altitudinale/Orografica	IGM	20 m
Pendenza media	Altitudinale/Orografica	IGM	20 m
Pendenza deviazione standard	Altitudinale/Orografica	IGM	20 m
Densità di popolazione umana	Antropogenica	Istat 2001	n.d.
Distanza dalle strade asfaltate	Antropogenica	De Agostini + CFS	n.d.
Distanza dalle strade non asfaltate	Antropogenica	De Agostini + CFS	n.d.

^a: variabili successivamente escluse dal modello in seguito ad elevate correlazione

^b: Carta di Uso del Suolo

Tabella 11. – Elenco delle variabili ambientali e antropogeniche considerate per la produzione del modello di distribuzione potenziale per l'orso bruno marsicano.

Per quanto riguarda l'area periferica e di espansione non è stato invece possibile ottenere cartografie di uso del suolo allo stesso livello di dettaglio spaziale, motivo per cui si è scelto di utilizzare la cartografia di uso del suolo nazionale (Corine 2006, scala 1:100.000) con una unità di mappatura corrispondente a 1 ha (pixel di 100m di lato). L'uso del suolo nazionale è stato comunque riaccorpato considerando lo stesso schema tematico descritto nel paragrafo precedente. Tutti gli altri tematismi sono stati ottenuti per l'intera area di studio.

⁶ include vegetazione in evoluzione

L'altimetria è stata ottenuta dall'Istituto Geografico Militare con una risoluzione spaziale di 20 metri. Partendo dal dato grezzo dell'altimetria, è stato possibile calcolare in GIS sia la pendenza percentuale (sempre a 20m di risoluzione), che la deviazione standard della pendenza come indice di complessità orografica.

Per quanto riguarda le variabili antropogeniche abbiamo considerato la densità della popolazione umana utilizzando i dati censuari (numeri di abitanti e confini dettagliati delle unità censuarie) forniti dall'ISTAT (2001), riportando i valori in termini di densità di popolazione umana al km². Inoltre, abbiamo considerato le strade asfaltate e le strade sterrate come indice della presenza e del disturbo antropico. Per ciascuna di esse abbiamo calcolato la distanza euclidea rispetto ad ogni pixel dell'area di studio. Le strade asfaltate e sterrate sono state ottenute dal database della rete stradale DeAgostini, integrato con sopralluoghi di campo effettuati dal Corpo Forestale dello Stato nell'area del Parco d'Abruzzo e nella sua Zona di Protezione Esterna.

In definitiva, al fine di descrivere la distribuzione dell'orso marsicano è stato considerato l'insieme di variabili ambientali e antropogeniche elencato in Tabella 12, tutte già ricomprese nei modelli precedentemente sviluppati sulla specie (Falcucci et al. 2009; Maiorano et al. 2015).

Per evitare di considerare variabili altamente correlate è stata effettuata un'analisi tramite VIF (Variance Inflation Factor; Zhur et al. 2009), considerando 2 come limite massimo per includere le variabili nel modello. In seguito a queste analisi sono risultate correlate, e dunque escluse dalla produzione del modello, 4 variabili: zone agricole intensive, praterie di montagna, distanza dalle foreste e altitudine. Le variabili finali considerate per tutti i modelli sono quindi le seguenti 12: zone agricole eterogenee, aree prive di vegetazione, cespugli ed arbusti, foreste di latifoglie, foreste miste, foreste di conifere, pascoli, pendenza media, pendenza deviazione standard, densità di popolazione umana, distanza dalle strade asfaltate e distanza dalle strade non asfaltate (Tab. 12).

– Calibrazione e validazione del modello

Il modello di distribuzione potenziale dell'orso bruno marsicano è stato realizzato secondo un approccio di *ensemble forecasting*. La fase di calibrazione è stata effettuata usando la libreria BIOMOD2 (Thuiller et al. 2009) nel software R, considerando 8 diversi algoritmi: GLM (Generalized Linear Models), GBM (Generalized Boosted Models), GAM (Generalized Additive Models), CTA (Classification Tree Analysis), ANN (Artificial Neural Networks), SRE (Surface Range Envelop), MARS (Multivariate Adaptive Regression Splines) ed RF (Random Forests). Per maggiori dettagli sui singoli algoritmi e sugli assunti statistici di ognuno si rimanda a Thuiller et al. (2009). Come precedentemente specificato, la fase di calibrazione del modello è stata fatta considerando solo l'area centrale di presenza della specie (vedi § 3.1.2).

La validazione del modello di distribuzione potenziale ha previsto una prima validazione interna basata sulla misura di AUC e su un *repeated split-plot* (con il 70% dei dati usato per la calibrazione e il 30% dei dati per la validazione) per ciascuno dei modelli realizzati con tutti gli algoritmi. Solo i modelli che hanno fornito un risultato affidabile ($AUC \geq 0.7$; Swets 1988) sono stati utilizzati per calcolare il modello finale, rappresentato dalla media di tutti i modelli affidabili. Il modello medio finale è stato quindi nuovamente validato utilizzando 5.987 localizzazioni indipendenti (Tab. 10) tramite l'indice di Boyce continuo (Hirzel et al. 2006).

– Estrapolazione del modello all'area periferica esterna e all'area di espansione dell'areale

Tramite analisi MESS (vedi § 3.2.2) è stata preliminarmente valutata la congruità di estrapolare il modello di distribuzione potenziale, calibrato nell'area centrale, sia all'area periferica che all'area di espansione. I risultati positivi ottenuti per entrambi i casi hanno giustificato quindi l'estrapolazione del modello ai due contesti territoriali. Nel primo caso, tuttavia, la disponibilità di un set di punti di presenza dell'orso indipendenti e riferiti all'areale periferico ($n=225$; Tab. 11), ha permesso di validare esternamente il

modello estrapolato. Analogamente alla validazione esterna effettuata per il modello nell'area centrale, anche in questo caso abbiamo utilizzato l'indice continuo di Boyce.

– Discretizzazione del modello e analisi dei pattern spaziali a scala del paesaggio

Dato che il modello di distribuzione potenziale restituisce un valore continuo di probabilità di presenza (vedi § 3.1.1), al fine di identificare in maniera univoca le aree idonee alla presenza della specie abbiamo considerato come limite minimo di probabilità di presenza il valore che corrisponde al 10-percentile inferiore della distribuzione dei punti di validazione in base ai valori di probabilità predetti dal modello; valori di probabilità oltre questo livello sono quindi interpretati come *presenza potenziale*, mentre valori inferiori vengono considerati come *assenza potenziale*. Il modello continuo risultante dall'ensemble forecasting è stato così semplificato in un modello binario, e anche se il limite prescelto è difatti soggettivo, si tratta comunque di un valore fondato sulla distribuzione statistica dei valori predetti a livello dei punti di validazione, ed è uno dei più usati nella letteratura scientifica (p. es., Liu et al. 2013).

A partire dal modello binario, abbiamo quindi applicato a livello dei singoli pixel sequenze automatizzate di operatori morfologici per la manipolazione matematica delle componenti geometriche e di connettività che caratterizzano le immagini (MSPA: Soille & Vogt 2008), nel nostro caso distinguendo tra pixel di due tipologie: quelli risultanti idonei (valori di probabilità indicativi di presenza potenziale) e quelli non idonei (valori di probabilità indicativi di assenza potenziale) alla presenza dell'orso. Ciò ha permesso di analizzare con maggiore accuratezza dimensione, conformazione interna e relazioni spaziali tra aree considerate idonee alla presenza dell'orso (p. es., contiguità, connettività). Tale processo ha inoltre permesso di evidenziare le aree compatte idonee alla presenza delle specie, e di individuare singoli pixel (o insiemi ridotti di pixel) che, sebbene idonei alla presenza della specie, sono comunque isolati all'interno di aree non idonee (Fig. 6). Partendo da una risoluzione di base con pixel di 100 m di lato, per la MSPA è stata considerata una distanza di 400m, indicata da Falcucci et al. (2009) come raggio di percezione ambientale dell'orso marsicano su scala di home range; di conseguenza, ai fini della MSPA le aree idonee sono tali solo se, contendo almeno un pixel idoneo (definito 'core'), hanno larghezza minima di 900 m (800 m di confine più 100 m di pixel 'core'); tutte le aree idonee ma con larghezza minore, che quindi non contengono pixel 'core' vengono eliminate dal computo finale dell'idoneità su vasta scala (Fig. 6). L'analisi dei pattern spaziali, generalmente nota come MSPA (Morphological Spatial Pattern Analysis; Soille & Vogt 2008), è stata implementata usando il software GUIDOS (v. 2.1; Vogt 2016).

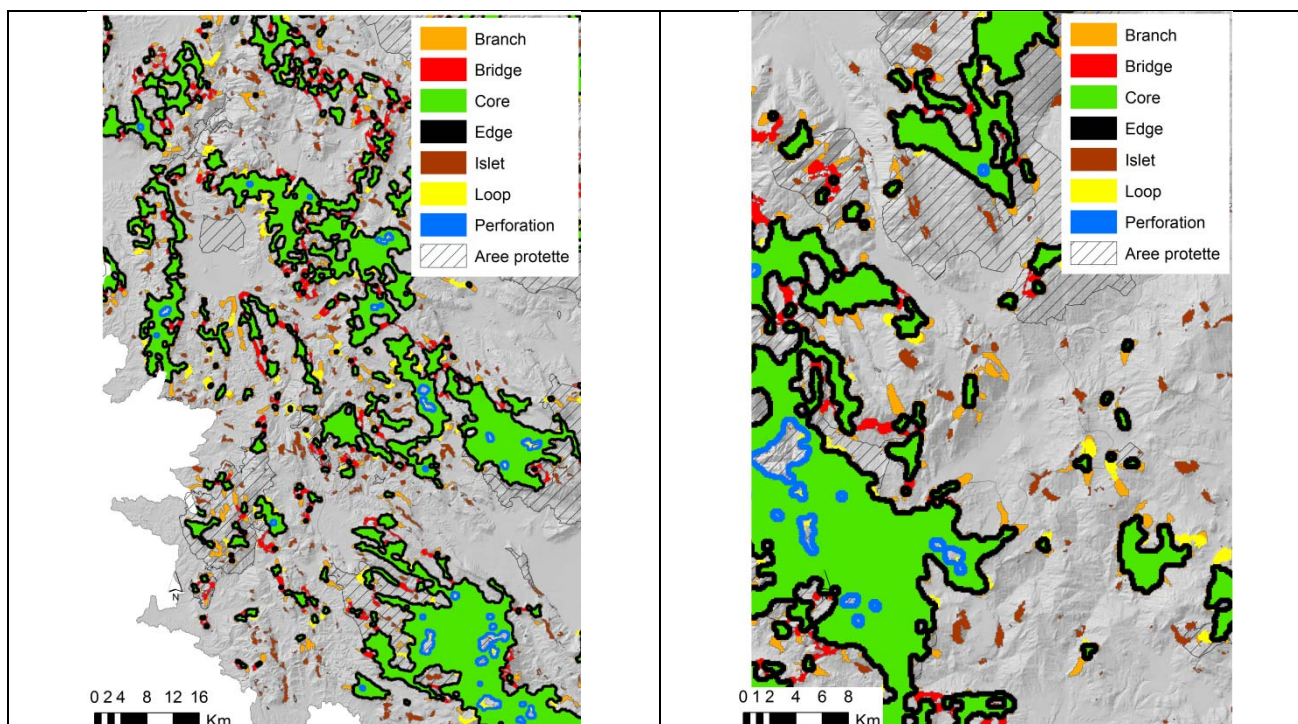


Figura 6. – Esempio di applicazione della *Morphological Spatial Pattern Analysis* (MSPA) al modello binarizzato di probabilità di presenza dell'orso. I pixel (celle di 100 x 100 m) classificati come idonei in base al modello di probabilità di presenza vengono interpretati in base alla loro configurazione e relazione spaziale con i pixel non risultati idonei. (A) se i pixel idonei sono circondati da altri idonei vengono definiti 'core' e mantenuti dalla MSPA, inclusi quelli periferici esterni ('edge') e interni ('perforation') delle aree idonee; altrimenti, nel caso i pixel idonei non siano affiancati da ambo i lati da altri pixel idonei, vengono definiti in vario modo a seconda della loro forma e conformazione e filtrati dalla MSPA; (B) dettaglio ingrandito della classificazione geometrica operata dalla MSPA, dove si nota che gruppi di pixel idonei che non contengono pixel 'core' vengono distinti a seconda della loro forma e relazioni spaziali (vedi legenda) e successivamente eliminati dal computo globale dell'idoneità ambientale.

Infine, su base unicamente dimensionale, tra le aree idonee individuate dalla MSPA abbiamo evidenziato quelle con dimensione $\geq 70 \text{ km}^2$ e interamente inclusive di aree di presenza potenziale; questo valore corrisponde alla dimensione minima attesa di un home range annuale di una femmina adulta di orso, e rappresenta il limite inferiore dell'intervallo di confidenza al 95% calcolato tramite bootstrapping a partire da una distribuzione di 8 valori di home range annuali determinati per via telemetrica su un campione di 8 femmine di orso/anno studiate con collari satellitari nel Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise (2006-2010). Sebbene la stima sia conservativa, queste aree sono quindi in grado di ospitare stabilmente almeno una femmina riproduttiva e di conseguenza, in virtù della loro estensione e caratteristiche ambientali, rappresentano *aree critiche di conservazione* su scala appenninica (cfr. Fig. 3).

3.3.2.2 Modello del rischio di mortalità

Per stimare il rischio di mortalità su scala appenninica si è seguito lo stesso approccio modellistico e le stesse variabili ambientali precedentemente descritte per il modello di probabilità di presenza (§ 3.3.2.1). Seguendo il metodo di Falcucci et al. (2009), il modello è stato calibrato considerando il dataset dei casi di mortalità dell'orso unicamente riferiti con certezza a cause antropiche dirette, illegali (trappole, veleno, etc.) e accidentali (p. es., investimenti). Dato il ridotto numero di localizzazioni di mortalità antropica disponibili ($n=40$; vedi § 3.3.1.2), è stata realizzata una validazione interna utilizzando la procedura del *repeated split-plot* (§ 3.3.2). In questo caso, però, la suddivisione del database è stata fatta con un rapporto calibrazione/validazione 90/10 (anziché 70/30) proprio per assicurare che un numero sufficiente dei punti fosse impiegato nella calibrazione del modello. Anche in questo caso, il modello continuo di probabilità di

mortalità è stato trasformato in un modello binario e, a tal fine, sono state considerate come aree ad elevato rischio di mortalità tutte le aree che presentavano un livello di rischio incluso nel 25% superiore dei valori ottenuti dal modello. È chiaro che questo è un valore soglia arbitrario ma volutamente indicativo di livelli di rischio particolarmente elevati; di conseguenza la mappa risultante del modello, o della sua intersezione con altri modelli, deve essere interpretata con cautela in quanto il modello stesso predice che il rischio di mortalità per cause antropiche è sicuramente esteso ed elevato anche in altre zone del territorio. Per questo motivo, si fornisce a codesto Ministero anche la versione del modello del rischio di mortalità con valori di probabilità continua.

3.3.2.3 Modello integrato presenza/mortalità

Il modello di distribuzione potenziale e quello del rischio di mortalità sono stati combinati per produrre una carta delle cosiddette *trappole ecologiche*, intese come aree idonee alla presenza della specie ma le cui caratteristiche ambientali e antropogeniche espongono l'orso a un elevato rischio di mortalità per cause antropiche; controparte delle trappole ecologiche sono i *siti rifugio*, intendendo con questo termine le aree idonee alla presenza della specie che godono di rischio di mortalità nullo o relativamente basso (Falucci et al. 2009). In particolare, il modello continuo di probabilità di presenza è stato suddiviso in 2 classi: considerando il limite del 10% il modello è stato diviso in aree di assenza (<10%) e aree idonee alla presenza (≥10%). Queste ultime sono state quindi ulteriormente suddivise in 3 classi considerando i terzili della loro distribuzione di frequenza. È stato quindi possibile identificare 3 livelli di aree idonee alla presenza che sono stati combinati con le aree ad elevate mortalità (vedi § 3.3.2.2), identificando quindi 2 categorie di aree (siti rifugio e trappole ecologiche), ciascuna caratterizzata da 3 livelli di probabilità (Fig. 7). Le trappole ecologiche propriamente dette vengono identificate come le aree altamente idonee alla presenza ma con elevata mortalità (in Fig. 7, trappole ecologiche di I livello).

Rischio di mortalità	basso	sito rifugio (III livello)	sito rifugio (II livello)	sito rifugio (I livello)
	alto	trappola ecologica (III livello)	trappola ecologica (II livello)	Trappola ecologica (I livello)
		bassa	media	alta
		Probabilità di presenza		

Figura 7. – La suddivisione delle aree di probabilità di presenza dell'orso bruno marsicano in base al rischio di mortalità per cause antropiche identifica due categorie di valore gestionale: le *trappole ecologiche* e i *siti rifugio*, ciascuna caratterizzata da un livello crescente di probabilità di presenza (vedi testo).

3.3.2.4 Probabilità di spostamento e modello di conduttanza

Solitamente, la predizione delle connettività strutturale, ovvero il grado di connessione tra aree idonee immerse in una matrice non idonea su scala del paesaggio, viene stimata a partire da modelli di distribuzione potenziale delle specie, o di idoneità ambientale, in base ai quali vengono poi individuate le vie di connessione come quelle che corrispondono ai più bassi costi di spostamento (*least-cost path analysis*), questi ultimi calcolati in maniera indirettamente proporzionale all'idoneità ambientale (Chetkiewicz e Boyce 2009). Nel nostro caso, abbiamo introdotto due aspetti innovativi per individuare la connettività strutturale che aumentano il realismo biologico delle nostre stime: (i) al posto di un modello di idoneità ambientale in senso lato, come base su cui fare correre analisi di connettività abbiamo usato un

modello di probabilità di spostamento, facendo quindi distinzione tra stati comportamentali (vedi § 3.3.1.2); (ii) al posto delle tradizionali analisi di *least-cost path*, abbiamo usato un software innovativo che simula gli spostamenti animali secondo l'approccio quantitativo della teoria dei circuiti (McRae et al., 2008), facendo quindi analogie tra la diffusione della corrente e gli spostamenti degli animali all'interno di una matrice la cui conduttanza varia in funzione delle caratteristiche ambientali e antropogeniche.

A tal fine, abbiamo utilizzato le 446 localizzazioni GPS relative a femmine di orso in spostamento sostenuto (§ 3.3.1.2) per calibrare un modello di *probabilità di spostamento* adottando la stessa metodologia presentata per il modello di distribuzione potenziale (§ 3.3.2.1), e sulla base delle stesse variabili ambientali e antropogeniche; la validazione interna si è basata sul repeated split-plot e sulla misura dell'AUC. Il modello di probabilità di spostamento risultante ha quindi rappresentato l'input per sviluppare il modello di conduttanza, il quale è stato prodotto utilizzando il software CircuitScape che si basa sulla teoria dei circuiti (McRae et al. 2008). Quest'ultima si basa sulla teoria dei circuiti elettrici proposta da Ohm, in cui l'intensità di corrente (I) che fluisce in un circuito è direttamente proporzionale al voltaggio (V) esistente tra due nodi e indirettamente proporzionale alla resistenza (R) tra due nodi, tale che $I = V/R$. Considerando come matrice ambientale la distribuzione geografica della probabilità di spostamento, questa viene idealmente convertita in un circuito elettrico in cui ogni pixel è convertito in un nodo, connesso ai nodi (pixel) adiacenti tramite resistori, caratterizzati da un valore di resistenza inversamente proporzionale alla probabilità di movimento. Partendo da aree, in questo caso coincidenti con le aree idonee identificate tramite MSPA a partire dal modello di distribuzione potenziale (vedi § 3.3.2.1), CircuitScape modella la probabilità di movimento facendola coincidere al flusso di corrente elettrica che fluisce nel circuito. Il primo vantaggio dell'applicazione della *circuit theory* è quindi la possibilità di ottenere un output probabilistico, con una distribuzione di probabilità di movimento continua, a differenza dell'output più deterministico fornito dalle analisi di *least-cost* che individuano un'unica via di connessione che connette due aree. Inoltre, la circuit theory permette di evidenziare vie di comunicazione multiple tra due aree. Infine è stato dimostrato come la teoria dei circuiti (corrente, voltaggio e resistenza nei circuiti elettrici) abbia precise relazioni con la teoria del 'random walk' (Doyle e Snell 1984, Chandra et al. 1997), fornendo così un'interpretazione biologica e comportamentale più coerente con la natura degli spostamenti animali⁷.

CircuitScape fornisce un output continuo che indica la probabilità relativa di connettività, i cui valori continui non facilitano l'identificazione delle aree di connessione strutturali (corridoi) tra le aree idonee. A tal fine, anche in questo caso, abbiamo trasformato l'output del modello da continuo a binario, considerando un limite di probabilità coincidente con il 60-percentile della distribuzione dei valori di probabilità, mettendo quindi in evidenza tutte le zone di connessione che, secondo il modello di conduttanza, rientravano nel 40% superiore dei valori. Su queste aree abbiamo quindi applicato un'analisi di MSPA con lo scopo di eliminare le aree isolate o particolarmente piccole, e quindi di scarso significato ecologico ai fini della conservazione dell'orso.

3.3.2.5 Analisi ENFA di supporto all'interpretazione ecologica dei modelli

Il confronto tra modelli diversi e tra loro complementari (p. es., distribuzione potenziale vs rischio di mortalità) permettere di evidenziare localizzazione e configurazione di aree il cui interesse gestionale è particolarmente rilevante, come ad esempio le *aree critiche di conservazione*, i *siti rifugio*, le *trappole ecologiche* o le *zone di connessione strutturale*. Al fine di facilitare l'interpretazione della matrice ambientale e antropogenica di tali aree abbiamo effettuato un'analisi ENFA (Ecological Niche Factor Analysis; Hirzel et al. 2001; Calenge et al. 2008) per i confronti più rilevanti. ENFA, un algoritmo ampiamente utilizzato nella letteratura scientifica per sviluppare modelli di distribuzione, viene attualmente impiegato come uno strumento di esplorazione di matrici di dati multivariati grazie alla

⁷ Le analisi di *least-cost* prevedono invece che un animale abbia piena conoscenza della matrice ambientale all'interno della quale si sta spostando

notevole intuitività dei risultati che fornisce (Hirzel et al. 2001). A partire da un set di variabili ambientali, ENFA estrae l'informazione ecologica e la sintetizza in termini di nicchia ecologica della specie in relazione alle variabili considerate. A tal fine tramite analisi di ENFA si calcolano due indici, *marginalità* e *specializzazione*: la marginalità è una misura di quanto l'uso dell'habitat della specie sia diverso dalle condizioni ambientali medie presenti nell'area di studio; la specializzazione indica invece quanto una specie sia tollerante rispetto alla varianza presente nelle stesse variabili ambientali.

La marginalità può variare tra -1 ed 1, con valori negativi che indicano una contro-selezione rispetto ad una variabile ambientale, valori positivi che indicano una selezione favorevole rispetto alla stessa variabile, e valori vicini allo zero che indicano un'assenza di selezione. L'indice di specializzazione va invece letto come valore assoluto (il segno non veicola informazione) e varia anch'esso tra 0 e 1: valori prossimi a 0 indicano un'assenza di qualsiasi forma di specializzazione (la varianza dell'habitat usato corrisponde alla varianza dell'habitat disponibile), mentre valori prossimi a 1 indicano una forte specializzazione per determinate condizioni di habitat. In particolare, per quanto concerne l'uso specifico che viene fatto di ENFA in questo lavoro, il confronto avviene tra le variabili ambientali e antropogeniche all'interno di una determinata zona (p. es., trappole ecologiche) e quelle che caratterizzano l'intera area di studio. In questo caso, la marginalità fornirà una misura di quali sono le variabili più presenti nella zona in questione che altrove (o il contrario, quali caratteristiche sono spesso assenti anche se disponibili altrove), mentre la specializzazione ci dirà se, ed in che termini, è presente una preferenza per determinate caratteristiche (p. es., se le trappole ecologiche si hanno solo in corrispondenza di valori più elevati di territorio agricolo). Visto che le analisi ENFA sono state effettuate esclusivamente per fornire indicazioni di massima gestionali, le variabili ambientali ed antropiche considerate sono state modificate leggermente rispetto a quanto usato nella modellistica (dove le stesse variabili dovevano necessariamente avere una valenza più prettamente ecologica). Per questo motivo, le differenti tipologie forestali sono state accorpate in un'unica classe, mentre la variabile "Distanza dal bordo delle foreste" è stata reintrodotta in quanto ENFA non risente in alcun modo di autocorrelazione tra le variabili.

3.4 RISULTATI

3.4.1 Modello di Distribuzione Potenziale

Escludendo i modelli ritenuti non affidabili, la validazione interna di Biomod ha prodotto modelli con AUC medio = 0,78 ($\pm 0,075$ DS), ovvero modelli con un buon potere predittivo. La validazione esterna del modello medio risultante, effettuata nell'area centrale con set di dati indipendenti, ha quindi confermato questo risultato, fornendo un indice di Boyce particolarmente elevato ($r=0,998$). La validazione esterna effettuata con dati indipendenti nell'area periferica ha fornito un indice di Boyce leggermente inferiore ($r=0,71$), ma in ogni caso indice di ottimo potere predittivo in un contesto di estrapolazione al di fuori dell'area di calibrazione. L'estrapolabilità del modello è confermata anche dall'analisi MESS che ha dimostrato come il modello sia estrapolato al di fuori del range plausibile per l'area di calibrazione solo per l'1,1% dell'area periferica e lo 0,2% dell'area di espansione.

I risultati dell'analisi ENFA (Tab. 13) mostrano che le variabili più importanti per determinare elevate probabilità di presenza dell'orso marsicano sono la *presenza di foreste* (selezionata positivamente), e *l'orografia del terreno*, sia in termini di pendenza media che di varianza (entrambe selezionate positivamente). Molto importanti sono anche la *distanza dalle strade*, sia asfaltate che non asfaltate, laddove ad una maggiore distanza dalle strade corrisponde una maggiore probabilità di presenza; *l'agricolo eterogeneo*, che viene contro-selezionato e che mostra anche un'altissima specializzazione per aree con scarsa attività agricola; e la *distanza dal bordo delle foreste*, che indica una selezione per aree che si

trovano dentro le aree boscate (con una buona specializzazione). La *densità di popolazione antropica* merita un discorso a parte, in quanto l'indice di marginalità molto basso indica che la variabile non viene selezionata, benché presenti comunque una specializzazione molto alta; questo è dovuto al fatto che la maggior parte dell'area di studio ha una densità di popolazione molto bassa (vicina allo zero) e questo giustifica la marginalità molto bassa che è stata misurata (in pratica, l'orso marsicano è presente in aree che non si discostano dalla densità di popolazione media dell'area di studio). Tuttavia, la specializzazione molto alta indica invece che l'orso non frequenta aree che si discostano dalla condizione media, e quindi evita zone con densità di popolazione umana più elevata della media.

Variabili	Marginalità	Specializzazione
Foreste	0,49688067	0,01396694
Pendenza (media)	0,47185072	0,04321655
Pendenza (dev. st.)	0,39459082	0,03661037
Distanza strade asfaltate	0,29662066	0,01551425
Distanza strade sterrate	0,27854143	0,01014781
Aree non vegetate	0,12686275	0,06285462
Pascoli	-0,02901163	0,03308200
Cespugli e arbusti	-0,04727994	0,06663233
Densità di popolazione	-0,07459672	0,62430008
Agricolo eterogeneo	-0,28130236	0,69482167
Distanza bordo delle foreste	-0,32454357	0,33799486

Tabella 12. – Analisi ENFA relativa alle aree idonee alla presenza dell'orso nell'intera area di studio. Valori di marginalità maggiori (in senso assoluto) identificano le condizioni che più caratterizzano le aree idonee rispetto alle aree non idonee, mentre valori di specializzazione maggiori indicano una scarsa tolleranza da parte dell'orso per variazioni delle rispettive variabili.

Il modello continuo di distribuzione potenziale e il modello binario da esso derivato sono mostrati a scala ridotta in Fig. 8, mentre i pattern spaziali evidenziati dalla MSPA e il modello binario ripulito dai risultanti frammenti di idoneità (*branch*, *bridge*, *islet* e *loop* nella terminologia MSPA) sono mostrati in Fig. 9 (vedi anche Fig. 21). Il modello binario al netto della ripulitura dai frammenti di idoneità (MSPA) restituisce globalmente 5.244 km² di superficie idonea alla presenza dell'orso (il 20,2% dell'area totale di estrapolazione del modello). La proporzione di superficie idonea alla presenza della specie tende a diminuire passando dall'area di calibrazione a quella di espansione dell'areale (Tabb. 14 e 15).

La proporzione dell'area di calibrazione che risulta idonea alla presenza dell'orso passa dal 44,5% prima della ripulitura tramite MSPA al 39,2% successivamente a quest'ultima (Tab. 14). Sono 1.171 i frammenti di idoneità rimossi dalla MSPA nell'area centrale di calibrazione, con una dimensione media di 0,11 ($\pm 0,28$ DS) km² (min-max: 0,000007 – 3,47 km²), per un totale di 127,5 km². Nell'area periferica, l'idoneità passa dal 36% prima al 29,4% dopo la MSPA, in seguito alla quale 4.230 frammenti di idoneità vengono rimossi, di dimensione media di 0,13 ($\pm 0,33$ DS) km² (min-max: 0,000005 – 5,03 km²), per un totale di 547,5 km². Infine, nell'area di espansione dell'areale l'idoneità passa dal 18,2% prima al 12,1% dopo la MSPA, in seguito alla quale 5.887 frammenti di idoneità vengono rimossi, di dimensione media di 0,16 ($\pm 0,40$ DS) km² (min-max: 0,000005 – 6,49 km²), per un totale di 926,6 km². Globalmente, per l'intera area di studio, l'idoneità ambientale passa dal 26,3% prima al 20,2% dopo la MSPA, rimuovendo in totale 11.037 frammenti di idoneità la cui dimensione media è di 0,15 ($\pm 0,37$ DS) km² (min-max: 0,01 – 6,49 km²), equivalenti cumulativamente a 1.602,4 km², ovvero il 23,4% dell'idoneità su scala appenninica (Tab. 14) (vedi anche Figg. 6 e 21).

Area di riferimento		Superficie idonea (km ²)	Aree idonee		
			n	media ±DS (km ²)	Min-Max (km ²)
Centrale	pre MSPA	1.069,6	331	3,2±46,1	0,000007 – 838,3 ^a
	post MSPA	942,1	47	20,1±107,8	0,033 – 749,7
Periferica	pre MSPA	3.001,5	1.326	2,3±38,5	0,000005 – 1.245,2 ^a
	post MSPA	2.454,0	171	14,4±49,9	0,0002 – 474,4
Espansione	pre MSPA	2.773,2	2.768	1,0±11,9	0,00002 – 478,3
	post MSPA	1.846,6	287	6,4±16,5	0,0002 – 157,1
Totale	pre MSPA	6.846,4	4.284	1,6±24,5	0,01 – 1.415,3 ^a
	post MSPA	5.244,0	461	11,4±51,1	0,22 – 814,2

^a: aree di dimensioni maggiori di quelle che risultano dalla rifinitura operata dalla MSPA denotano aree idonee collegate tra loro da ponti ('bridge' *sensu* MSPA, cfr. Fig. 6) di pixel idonei che però non contengono pixel 'core' e la cui rimozione interrompe la continuità (apparente) delle aree idonee, risultando quindi in due o più aree idonee di dimensione minore

Tabella 13. – Indici di sintesi dell'idoneità ambientale per l'orso bruno marsicano su scala Appenninica calcolati a partire dal modello binarizzato (10° percentile calcolato sui punti di validazione) di probabilità di presenza prima e dopo la rifinitura tramite *Morphological Spatial Patterns Analysis* (MSPA). Gli indici sono riferiti ai tre ambiti geografici di applicazione e al totale dell'area di studio.

Il modello da noi considerato, in seguito quindi alla rifinitura operata dalla MSPA, evidenzia 461 aree idonee alla presenza dell'orso, la cui superficie media è di 11,4 (±51,1 DS) Km², variando tra 0,2 e 814,2 Km² (Tab. 14, Fig. 6). A livello dell'intera area di studio 5.244 km² di territorio idoneo hanno conformazione tale da risultare effettivamente fruibili all'orso, passando dai 942 km² nell'area centrale di calibrazione ai 1.847 km² dell'area di espansione dell'areale (Tab. 15). Assumendo che all'interno delle sole aree idonee si possano raggiungere valori di densità paragonabili a quelli rilevati nel periodo 2011-2014 nell'area del PNALM (39,7 orsi/1000 km²; IF 95%: 36,6-51,4 orsi/1000 km²; Ciucci et al. 2015), circa 208 orsi (IF 95%: 192 – 270 orsi) potrebbero essere presenti all'interno dell'intera area di proiezione del modello (Tab. 15).

Tra le 461 aree idonee individuate dal modello, 15 in particolare sono quelle con superficie ≥ 70 km² (Fig. 10), variando da 74,5 a 814,2 Km² e vengono qui definite *aree critiche di conservazione*, ad interessare in totale 3.190 km² su scala centro-appenninica (il 60,8% di tutte le aree idonee). In base alle dimensioni medie attese di un home range annuale di una femmina di orso (70 km², vedi § 3.3.2.1), e ipotizzando una sovrapposizione media del 50% tra home range di femmine adiacenti, nel loro complesso le aree critiche di conservazione potrebbero ospitare circa 70 femmine adulte in età riproduttiva⁸ (Tab. 16). Solo due di queste aree ricadono nell'area centrale, rappresentandone il 32,9%; una di queste, in particolare si estende per 814,2 km² e abbraccia completamente il territorio del PNALM, corrispondendo alla zona principale di distribuzione attuale dell'orso. Le altre aree critiche di conservazione sono incluse nel resto dell'area di proiezione, ma appaiono mediamente più piccole e frammentate (Fig. 10).

⁸ L'area idonea necessaria per ospitare gli home range (A_{HR}) di un numero di femmine (FF) che sovrappongono il proprio home range (HR) di una proporzione *p* è data da: A_{HR}=(HR*FF)- [(HR*p)*(FF-1)]; ad esempio, con un home range medio di 70 km², e una sovrapposizione tra home range del 50%, 3 femmine adulte necessiteranno di (70*3)-[(70*0.5)*(3-1)]= 140 km². In base a questi calcoli è stato stimato il numero di femmine attese in ciascuna delle aree critiche di conservazione (Tab. 14). La stima è comunque da considerarsi conservativa in quanto non contempla il caso in cui la sovrapposizione possa avvenire anche tra un numero maggiore di 2 home range.

È bene tuttavia qui ricordare che non tutte le aree idonee, e conseguentemente non tutte le aree critiche di conservazione, sono da considerarsi esenti al rischio di mortalità, e che buona parte di queste rappresentano di fatto trappole ecologiche di I livello (vedi § 3.4.2).

Area di riferimento	Superficie (km ²)	Superficie idonea (km ²)	%	N. orsi attesi ^a
Area di calibrazione	2.402	942	39,2	38 (34-48)
Area periferica	8.347	2.454	29,4	97 (90-126)
Area di espansione dell'areale	15.272	1.847	12,1	73 (68-95)
Totale area di studio	26.024	5.244	20,2	208 (192-270)

^a: numero di orsi atteso (IF 95%) proiettando la densità rilevata nel PNALM e ZPE nel 2011 (39,7 orsi/1000 km²; IF 95%: 36,6-51,4 orsi/1000 km²; Ciucci et al. 2015) sull'intera superficie idonea per ciascuno strato di proiezione considerato. Le stime sono da intendersi conservative in quanto la densità di partenza è stata calcolata includendo anche zone non considerate idonee nel presente modello di distribuzione potenziale.

Tabella 14. – Estensione dell'area considerata idonea per la presenza dell'orso bruno marsicano in base al modello binario di probabilità di presenza e alle tre zone di riferimento.

Denominazione	Codice	Km ²	Femmine adulte ^a
PNALM	661	814,2	22
Ernici-Simbruini	610	492,2	14
Terminillo	338	287,6	7
Gran Sasso	351	220,4	5
Monti della Laga	218	198,6	4
Velino	429	170,7	3
Monte Nerone	49	157,1	3
Cicolano-Carseolani	425	143,6	3
Majella	514	129,9	2
Monte Cucco	85	127,4	2
Monti Sabini	359	103,0	1
S. Vicino-Canfaieto	74	97,4	1
Sirente	439	88,2	1
Valnerina	206	85,1	1
Monti Reatini	261	74,5	1

^a: numero atteso ipotizzando il 50% di sovrapposizione tra home range adiacenti di 70 km² ciascuno

Tabella 15. – Elenco delle aree critiche di conservazione, definite come le aree idonee alla presenza dell'orso bruno marsicano con estensione ≥ 70 km² (Fig. 10). Per ciascuna vengono riportate la dimensione e il numero di femmine adulte che potrebbe ospitare ipotizzando un livello di sovrapposizione tra home range adiacenti del 50%.

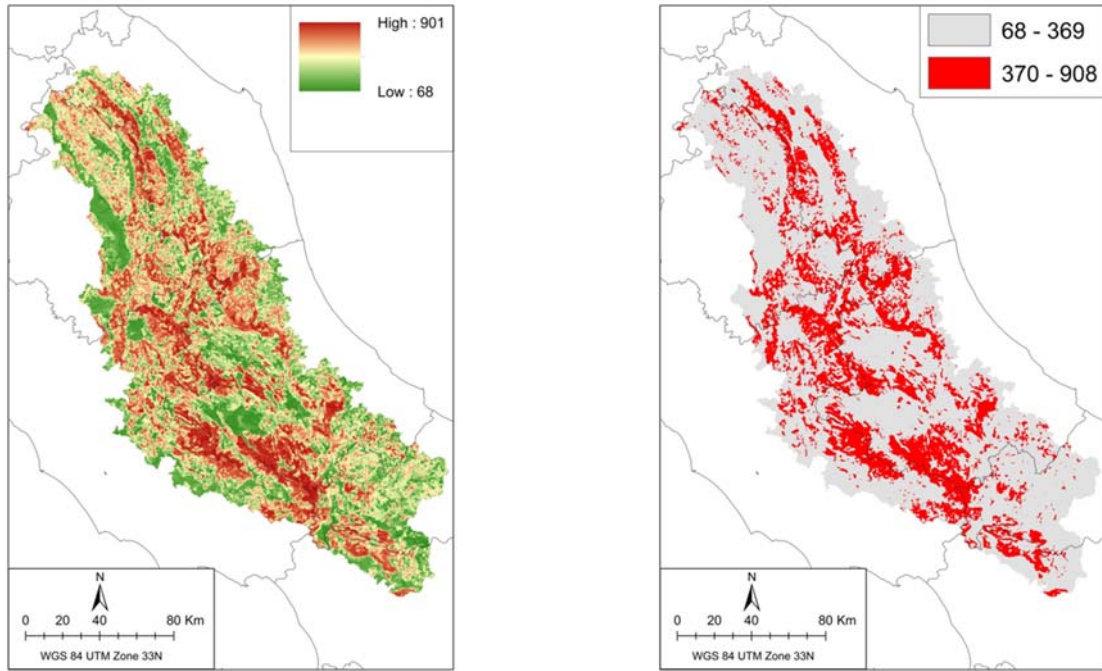


Figura 8. – Modello continuo (sinistra) e binario (destra) di distribuzione potenziale dell'orso bruno marsicano su scala centro-appenninica. Il modello è stato calibrato nell'area centrale e quindi estrapolato sia all'area periferica e all'area di espansione dell'areale. La validazione è stata effettuata con dati indipendenti sia per l'area centrale che periferica, mentre, in assenza di dati per la validazione nell'area di espansione, la congruità dell'estrapolazione è stata verificata tramite analisi MESS (vedi § 3.3.2). Il modello binario è creato a partire dal modello continuo utilizzando il 10° percentile della distribuzione dei valori di probabilità misurati in corrispondenza dei punti di validazione.

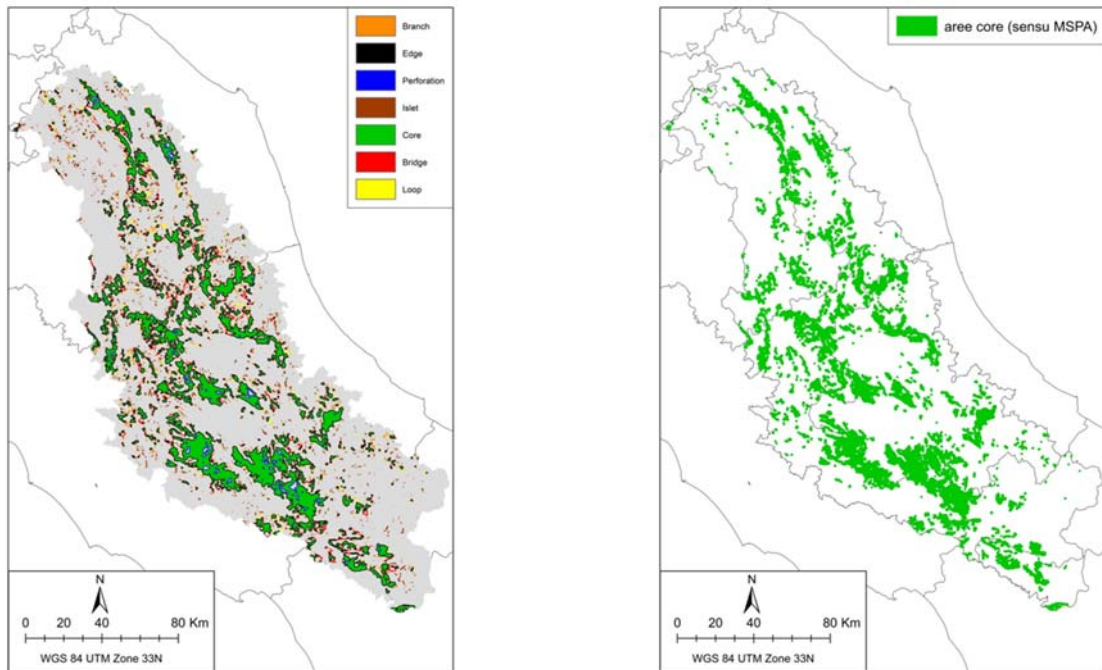


Figura 9. – Modello binario di distribuzione potenziale dell'orso bruno marsicano su scala appenninica in cui sono evidenziati i pattern spaziali di idoneità in seguito ad analisi MSPA (sinistra) e modello ripulito dai frammenti di idoneità (*branch*, *edge*, *islet*, *loop*) (destra).

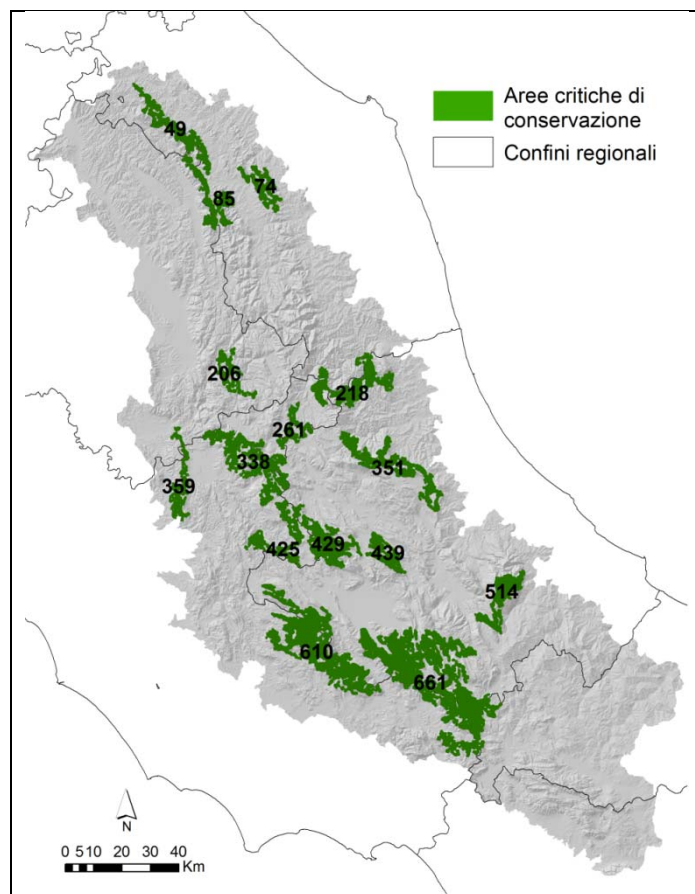


Figura 10. – Distribuzione delle 15 aree critiche di conservazione critica dell'orso bruno marsicano su scala centro-appenninica. Le aree sono state individuate a partire dal modello di distribuzione potenziale binario rifinito (cfr. Fig. 6) selezionando le aree idonee con superficie ≥ 70 km² che rappresenta la dimensione attesa dell'*home range* annuale di una femmina di orso in età riproduttiva. In figura sono riportati i codici identificativi delle aree critiche di conservazione (vedi Tab. 15).

3.4.2 Modello del Rischio di Mortalità

La validazione interna per il modello del rischio di mortalità (Fig. 11) ha mostrato ottimi valori predittivi, con un Boyce = 0.878 e un AUC medio = 0.785. Focalizzandosi esclusivamente sul modello binario realizzato a partire da quello continuo considerando esclusivamente i valori ricompresi nell'ultimo quartile (75 percentile), si conferma quanto evidenziato in Falcucci et al. (2009), ovvero che le aree ad elevato rischio di mortalità di origine antropica sono ampiamente distribuite nell'intera area di studio. Un alto rischio di mortalità per causa antropica è infatti riscontrabile sia nelle aree a bassa probabilità di presenza dell'orso, che nelle aree ad alta probabilità, aree protette incluse. In base al modello binario del rischio di mortalità, un totale di 2.839 aree ad elevato rischio ricadono nell'area centrale di calibrazione (superficie media=0,3±9,9 km²), corrispondendo al 38,9% dell'area stessa, mentre nel caso dell'area periferica e dell'area di espansione dell'areale le aree ad elevato rischio di mortalità coprono rispettivamente il 18,4% (superficie media = 0,2±2,2 km²) e il 32,7% (superficie media = 0,3±6,6 km²). Nell'intera area di studio sono presenti 29.222 aree a rischio di mortalità, con superficie media di 0,22 (± 5,8 SD) Km², da un minimo di 0,01 a un massimo di 689,9 Km², per un totale di 6.481 Km² (il 24,9% dell'area di studio).

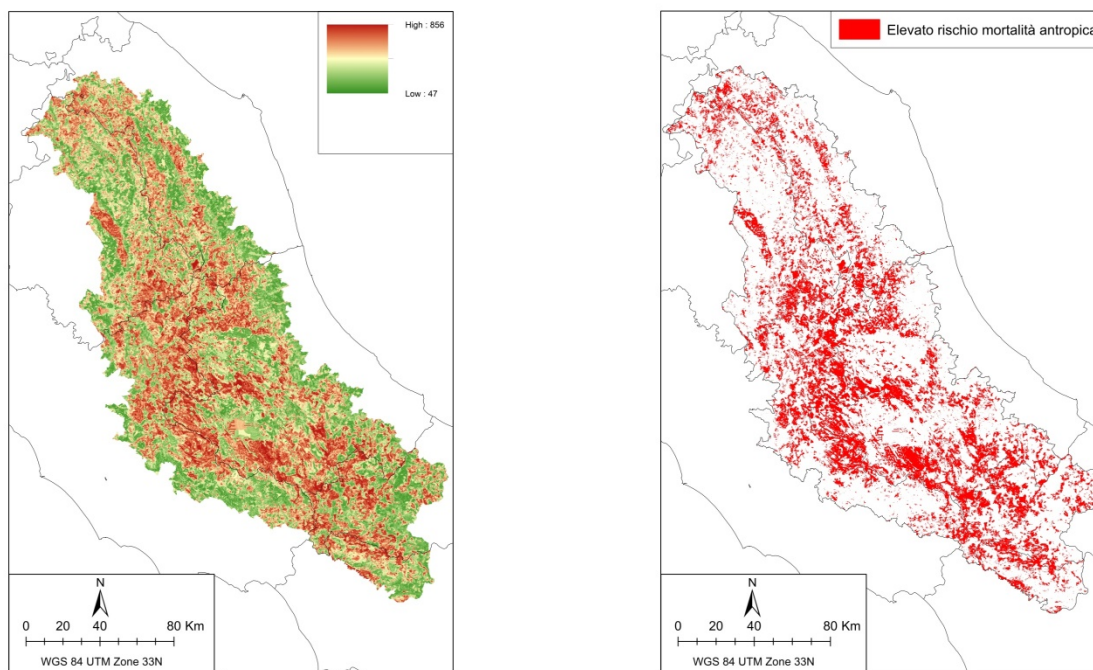


Figura 11. – Modello continuo del rischio di mortalità dell'orso su scala appenninica (sinistra) e modello binario (destra), creato a partire dal modello continuo utilizzando il 75-percentile della distribuzione dei valori del rischio di mortalità. Il modello del rischio di mortalità è stato calibrato nell'area centrale e quindi estrapolato all'intera area di studio, con validazione tramite procedure di *split-plot* ripetuti.

Variabili	Marginalità	Specializzazione
Foreste	0,56731710	0,0757354
Pendenza (dev. st.)	0,25734080	0,0019701
Cespugli e arbusti	0,24509267	0,0077732
Pascoli	0,24117567	0,0036163
Distanza dalle strade asfaltate	0,21052385	0,0011091
Pendenza (media)	0,17991559	0,0096779
Distanza dalle strade sterrate	0,13314792	0,0060748
Aree non vegetate	-0,08822813	0,0000316
Densità di popolazione	-0,12760888	0,9582807
Distanza dal bordo delle foreste	-0,35398043	0,1110691
Agricolo eterogeneo	-0,49990224	0,2518270

Tabella 16. – Analisi ENFA relativa alle aree ad elevato rischio di mortalità per l'orso su scala appenninica. Valori di marginalità maggiori (in senso assoluto) identificano le condizioni che più caratterizzano le aree ad elevato rischio di mortalità rispetto alle aree in cui il rischio è minore, mentre valori di specializzazione maggiori indicano le variabili la cui variazione ha un effetto marcato sul rischio di mortalità.

Oltre alle variabili che, come atteso, coincidono con quelle che contribuiscono a spiegare la probabilità di presenza, è interessante notare come l'analisi ENFA delle zone ad elevato rischio di mortalità metta in luce variazioni nella marginalità e specializzazione di alcune variabili rispetto al modello di distribuzione potenziale (Tab. 17); questo mette in evidenza, nel contesto dei fattori ambientali che tendono altrimenti a spiegare la presenza dell'orso, quali di questi sono maggiormente associati al rischio di mortalità per cause antropiche. Ad esempio, la copertura a cespugli e arbusti o a pascolo, sono due variabili che nel modello di rischio di mortalità risultano più importanti e selezionate positivamente rispetto al modello di distribuzione

potenziale; o la pendenza media e la distanza dalle strade sterrate che nel modello di rischio di mortalità subiscono una flessione nell'entità di selezione, indicando come il rischio di mortalità tenda ad aumentare in queste condizioni rispetto a quelle solitamente selezionate dall'orso. In definitiva, nelle zone di presenza dell'orso, il rischio di mortalità antropica appare maggiormente associato a zone meno pendenti e con una maggiore copertura a pascoli, cespuglieti, arbusteti e vegetazione in evoluzione, e più prossime alle strade sterrate.

3.4.3 Modello integrato Presenza/Mortalità

Il modello integrato di presenza/mortalità (Fig. 12), nel quale le zone a rischio di mortalità elevato sono visualizzate limitatamente alle aree di idoneità per l'orso (vedi § 3.3.2.3) indica chiaramente come ampie aree che secondo il modello di probabilità sono idonee alla presenza della specie siano in realtà delle trappole ecologiche, in quanto caratterizzate da alti valori di rischio di mortalità. Praticamente tutte le aree idonee hanno sia zone a bassa che ad alta mortalità, e questo è vero anche all'interno delle aree protette esistenti. In particolare, il 18,8% dell'intera superficie idonea su scala appenninica rappresenta in realtà trappole ecologiche di I livello; per quanto concerne le aree critiche di conservazione, le trappole ecologiche di I livello interessano globalmente il 24,3% dell'intera superficie idonea, variando dal 3,2% dell'area n. 359 allo 40,5% della n. 439 (Tab. 18).

Denominazione	Codice	km ²	Trappola ecologica				
			km ²	%	I livello	II livello	III livello
Sirente	439	88,2	60,2	68,3	40,5	18,5	9,3
PNALM	661	814,2	458,3	56,3	30,9	16,4	9,0
Ernici-Simbruini	610	492,2	276,8	56,2	30,8	15,7	9,8
Velino	429	170,7	100,7	59,0	28,3	19,6	11,2
Cicolano-Carseolani	425	143,6	105,4	73,4	27,7	30,6	15,1
Monti della Laga	218	198,6	106,3	53,5	26,7	13,5	13,3
Terminillo	338	287,6	158,7	55,2	26,4	18,7	10,1
Monte Cucco	85	127,4	39,2	30,8	15,6	5,8	9,4
Valnerina	206	85,1	50,0	58,8	15,4	24,6	18,8
Monte Nerone	49	157,1	65,6	41,8	15,2	18,9	7,6
Monti Reatini	261	74,5	51,8	69,5	13,6	27,9	28,1
Gran Sasso	351	220,4	80,0	36,3	12,1	12,1	12,1
Majella	514	129,9	36,9	28,4	11,0	9,8	7,7
S. Vicino-Canfaieto	74	97,4	40,7	41,8	8,7	20,3	12,9
Monti Sabini	359	103,0	30,8	29,9	3,2	16,1	10,6

Tabella 17. – Percentuale di ciascuna area critica di conservazione rappresentata da trappole ecologiche di I, II, e III livello. L'elenco delle aree critiche di conservazione è in ordine decrescente rispetto alla proporzione interessata da trappole ecologiche di I livello (IV colonna).

I risultati dell'analisi ENFA relativi alle trappole ecologiche indicano come a distinguere queste ultime dalle aree altrimenti idonee contribuiscano soprattutto una *pendenza particolarmente elevata*, la presenza di *territori agricoli eterogenei*, una *maggiore distanza dal bordo esterno delle foreste* e la presenza di *aree non vegetate* a scapito delle aree forestali, dei pascoli e dei cespuglieti (Tab. 19). Complementarmente, le analisi ENFA relative ai siti rifugio indicano come questi, rispetto alle aree altrimenti idonee, siano caratterizzati da una *maggiore presenza di foreste*, di *cespuglieti* e di *pascoli*, così come da una *minore densità di popolazione*, *maggiore distanza da strade* di qualsiasi tipo, *minore presenza di aree non vegetate*, *minore distanza dal bordo esterno delle foreste* e, soprattutto, da una *minore pendenza media* (Tab. 20).

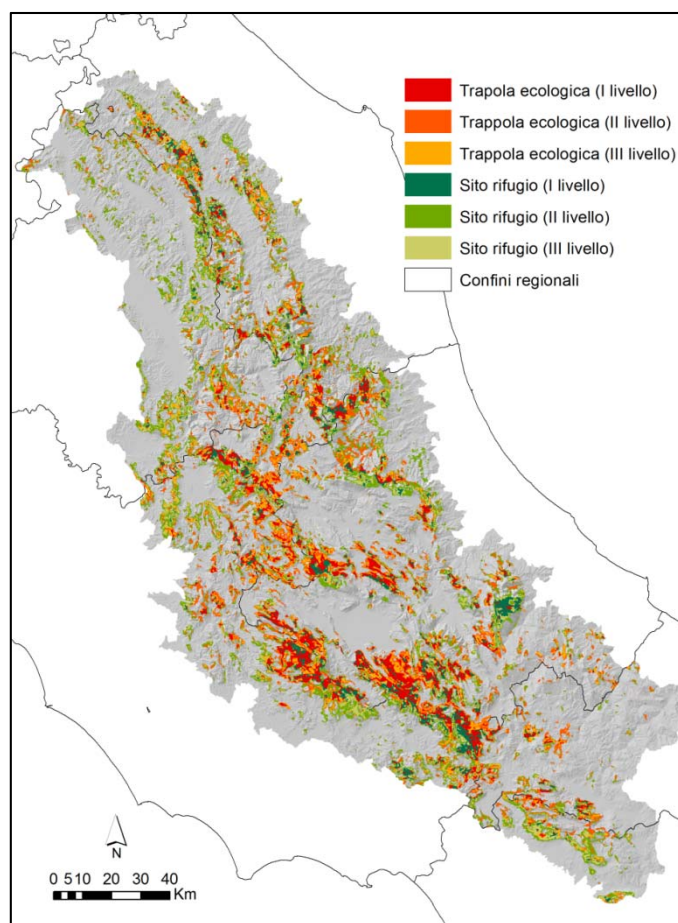


Figura 12. – Modello integrato di presenza/mortalità in cui viene illustrata la distribuzione delle 2 categorie di aree (siti rifugio e trappole ecologiche) ciascuna definita dalla sovrapposizione tra le zone a elevato rischio di mortalità per cause antropiche e le zone caratterizzate da tre livelli crescenti di probabilità di presenza (vedi Fig. 7).

Variabili	Marginalità	Specializzazione
Pendenza (media)	0.48282982	0.165100594
Agricolo eterogeneo	0.41912063	0.036728528
Distanza dal bordo delle foreste	0.40755425	0.030405444
Aree non vegetate	0.39842542	-0.025541338
Distanza dalle strade sterrate	0.19782483	0.006229763
Distanza dalle strade asfaltate	0.10862509	-0.008488396
Densità di popolazione	0.08224293	0.025632369
Pendenza (dev. st.)	-0.01030478	-0.084664753
Cespugli e arbusti	-0.15753246	-0.099335808
Pascoli	-0.16743475	0.968741822
Foreste	-0.39460733	-0.116411494

Tabella 18. – Risultati numerici dell'analisi ENFA relativa al contrasto tra trappole ecologiche e aree altrimenti idonee nell'intera area di studio. Valori di marginalità maggiori (in senso assoluto) identificano le condizioni che più caratterizzano le trappole ecologiche rispetto alle aree idonee, mentre valori di specializzazione indicano le variabili la cui variazione ha un effetto marcato sulla caratterizzazione della trappola ecologica.

Variabili	Marginalità	Specializzazione
Foreste	0.43350903	0.034420115
Cespugli e arbusti	0.18427620	0.023307177
Pascoli	0.13285259	0.008662876
Pendenza (dev. st.)	0.01971705	0.008720745
Densità di popolazione	-0.12089513	0.984426545
Distanza dalle strade asfaltate	-0.13203451	0.012208473
Distanza dalle strade sterrate	-0.23005487	0.011003992
Agricolo eterogeneo	-0.32034608	-0.132277329
Aree non vegetate	-0.42708097	-0.100132897
Distanza dal bordo delle foreste	-0.42851400	-0.003796839
Pendenza (media)	-0.45437389	-0.034883688

Tabella 19. – Risultati numerici dell'analisi ENFA relativa al contrasto tra siti rifugio e aree altrimenti idonee nell'intera area di studio. Valori di marginalità maggiori (in senso assoluto) identificano le condizioni che più caratterizzano i siti rifugio rispetto alle aree idonee, mentre valori di specializzazione indicano le variabili la cui variazione ha un effetto marcato sulla caratterizzazione del sito rifugio.

3.4.4 Modelli di conduttanza e connettività strutturale

Il modello di probabilità di spostamento (Fig. 13), che rappresenta il punto di partenza del modello di conduttanza, ha riposto adeguatamente alla validazione interna con Boyce = 0,99 e AUC medio = 0,79. Utilizzando questo modello come matrice per Circuitscape, è stato prodotto un modello di conduttanza a partire dalle aree idonee individuate con il modello binario raffinato della distribuzione potenziale (cfr. Fig. 9), limitatamente a quelle con dimensione $\geq 2,5 \text{ km}^2$ ($n=200$)⁹.

Il modello di conduttanza continuo è stato poi discretizzato limitatamente al 60° percentile dei valori predetti per mettere in evidenza le aree con maggiori probabilità di fungere da connessione, e dal modello binario risultante sono state escluse le aree idonee precedentemente utilizzate come nodi di partenza, assumendo che la connettività al loro interno sia comunque funzionale (Fig. 14). Per ottenere il modello finale di connettività strutturale, il modello binario di conduttanza a esclusione delle aree idonee è stato quindi sottoposto a procedure di MSPA (Fig. 15). Il modello di connettività strutturale finale individua 299 corridoi strutturali, con superficie minima di 0,69 Km² e massima di 1.212,4 Km².

Infine, le zone di connessione identificate dal modello di connettività strutturale sono state sovrapposte al modello integrato per mettere in evidenza la differente funzionalità dei corridoi strutturali in base alla natura demografica (sito rifugio o trappola ecologica) delle zone tra loro connesse (Fig. 16).

I modelli di conduttanza e di connettività strutturale (Figg. 13 e 15) contraddicono in parte quanto mostrato dai modelli precedentemente pubblicati sulla specie (Falcucci et al. 2008, 2009) che suggerivano come l'esistenza di connettività strutturale non rappresentasse un particolare problema. L'evidenza qui introdotta con l'innovazione sia degli stati comportamentali (vedi § 3.3.1.2), sia dell'impiego di Circuitscape (vedi § 3.3.2.4) dimostra che la connettività strutturale appare distribuita in maniera fortemente eterogenea sull'intera scala centro-appenninica e, soprattutto, è debole o non affatto garantita in tutto il circondario dell'attuale areale di presenza. In particolare, la popolazione di orso presente nel PNALM appare connessa con il resto degli Appennini solo in corrispondenza di due zone principali (Fig. 16): la val

⁹ Questa esclusione, che da un totale di 461 risulta in 200 aree idonee, è stata resa necessaria dagli eccessivi tempi computazionali altrimenti relativi alla totalità delle aree idonee; tuttavia, essendo le aree idonee escluse di piccole dimensioni, ciò non ha un peso rilevabile sulla stima della conduttanza

Roveto, in direzione nord-ovest, in cui si evidenzia un solo corridoio che connette l'area del PNALM con il margine orientale dei Simbruini, e una serie di corridoi frammentati che connettono i versanti nord-orientali del PNALM con la Majella, da una parte (passando per la Riserva del M.te Genzana), e con il Velino-Sirente, dall'altra. In generale, nell'areale centrale sono stati identificati 53 corridoi che vanno a coprire il 14,6% della superficie (area media = $6,6 \pm 15,2$ km²).

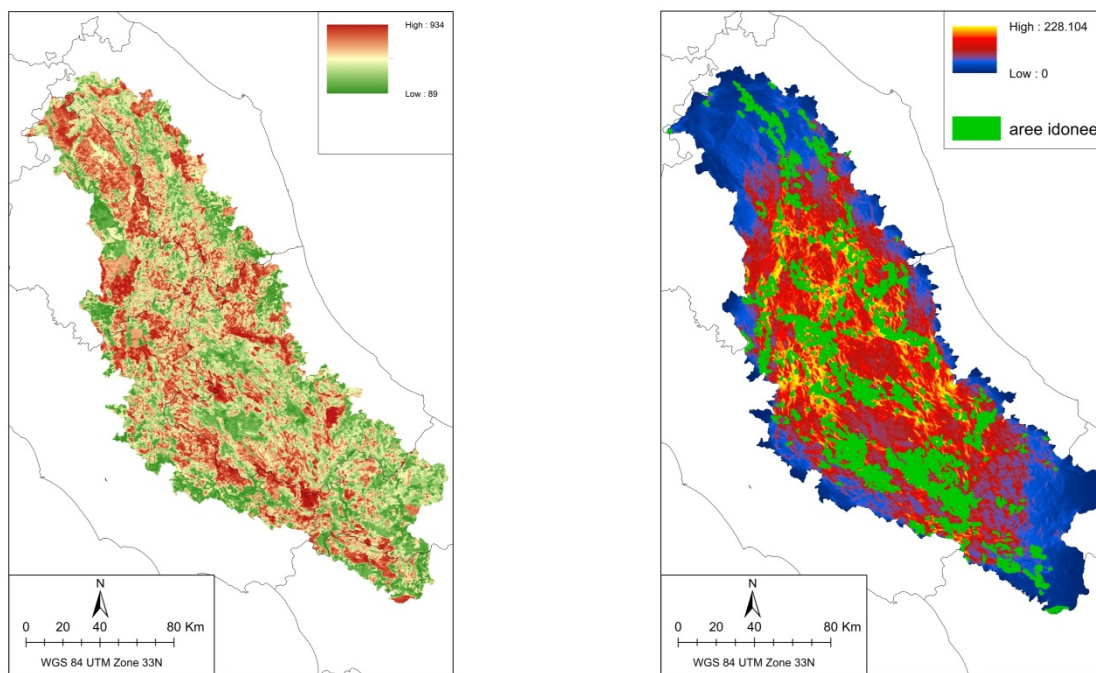


Figura 13. – Il modello continuo di probabilità di spostamento (sinistra) è stato utilizzato come matrice per sviluppare il modello di conduttanza continuo con Circuitscape (destra), a partire dalle 200 aree idonee ($\geq 2,5$ km²) identificate a partire dal modello di distribuzione potenziale (cfr. Fig. 9).

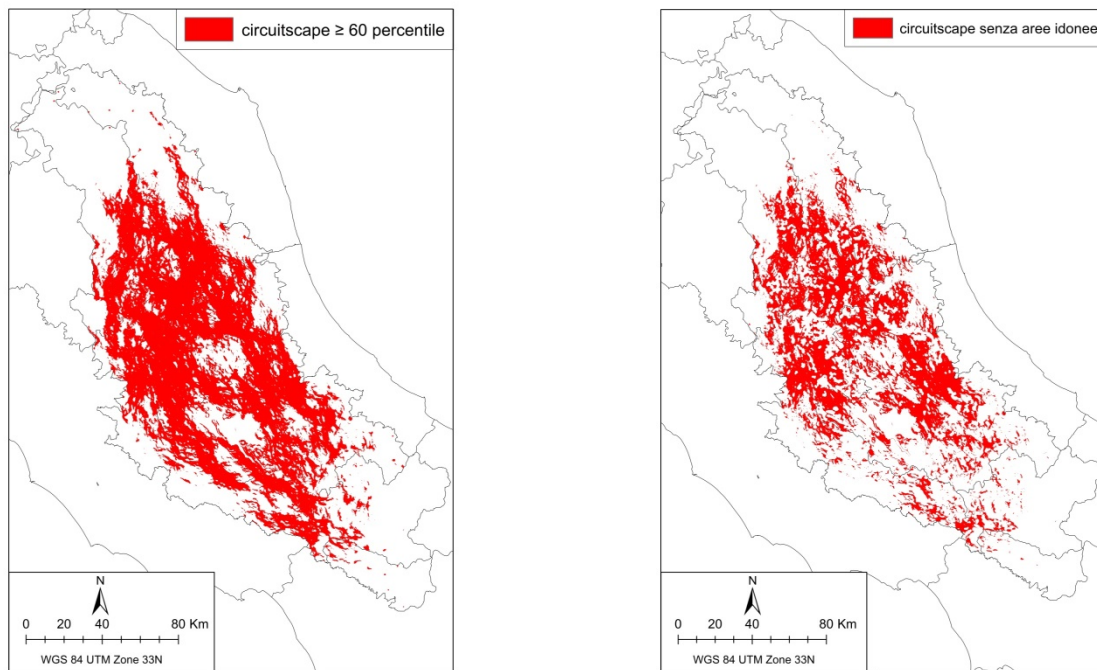


Figura 14. – Il modello di conduttanza continuo è stato discretizzato utilizzando il 60°percentile della distribuzioni di valori (sinistra), e dal modello binario così ottenuto sono state escluse le aree idonee, in quanto ritenute a resistenza nulla per lo spostamento (destra).

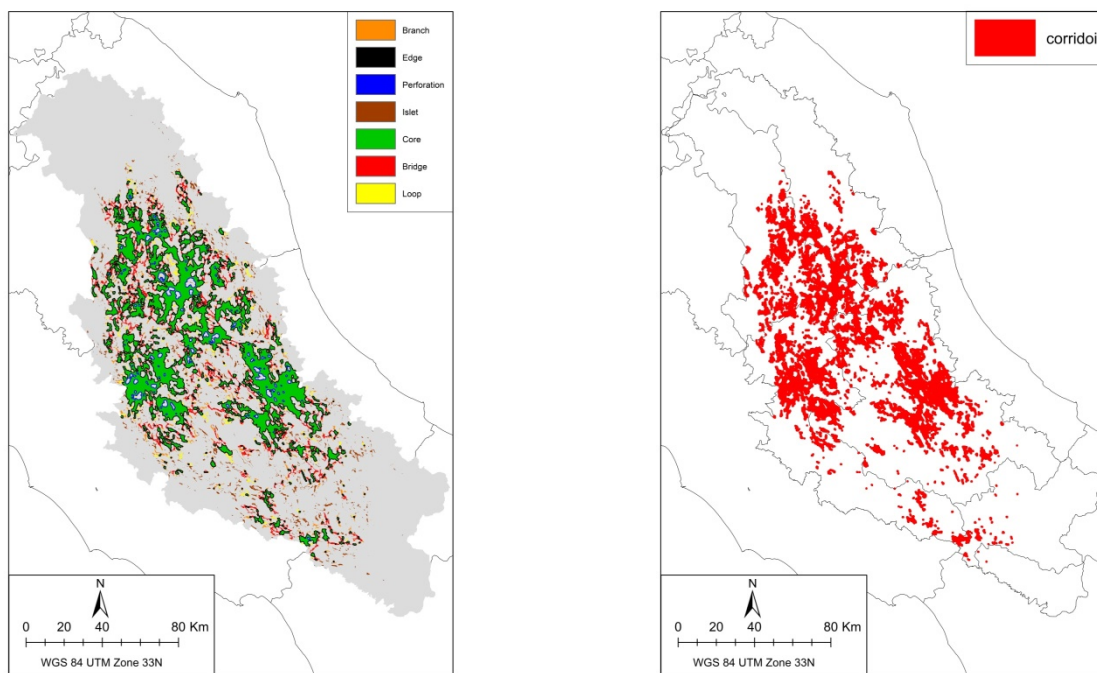


Figura 15. – Il modello di conduttanza binario senza aree idonee (cfr. Fig. 9) è stato sottoposto a procedure di MSPA (sinistra), che hanno restituito il modello finale di connettività strutturale (destra).

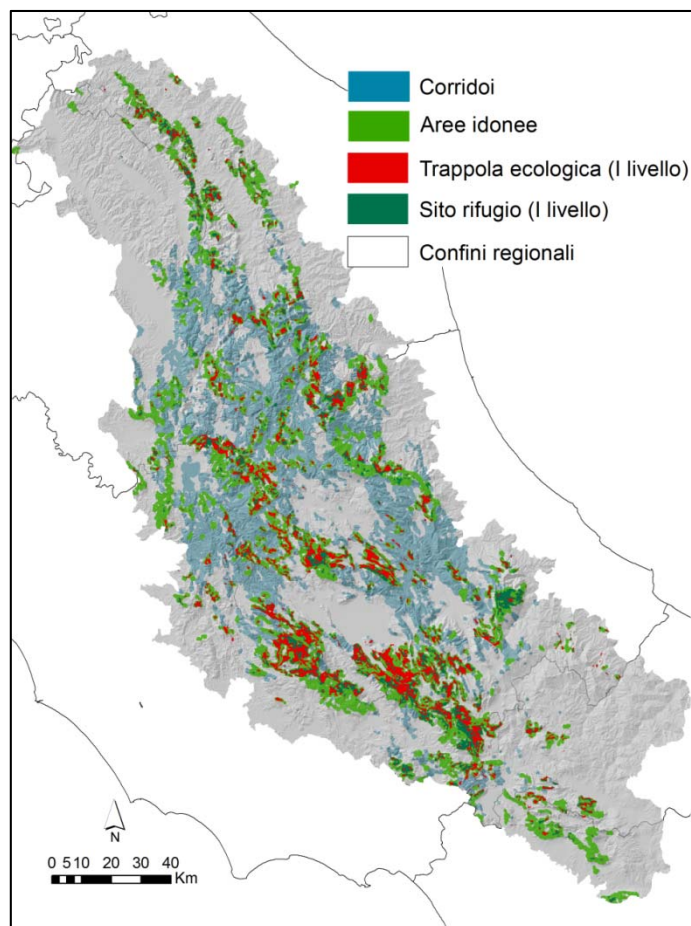


Figura 16. – Connettività strutturale per l'orso bruno marsicano su scala appenninica in relazione ai siti rifugio e alle trappole ecologiche individuate dal modello integrato di presenza/mortalità (cfr. Fig. 12).

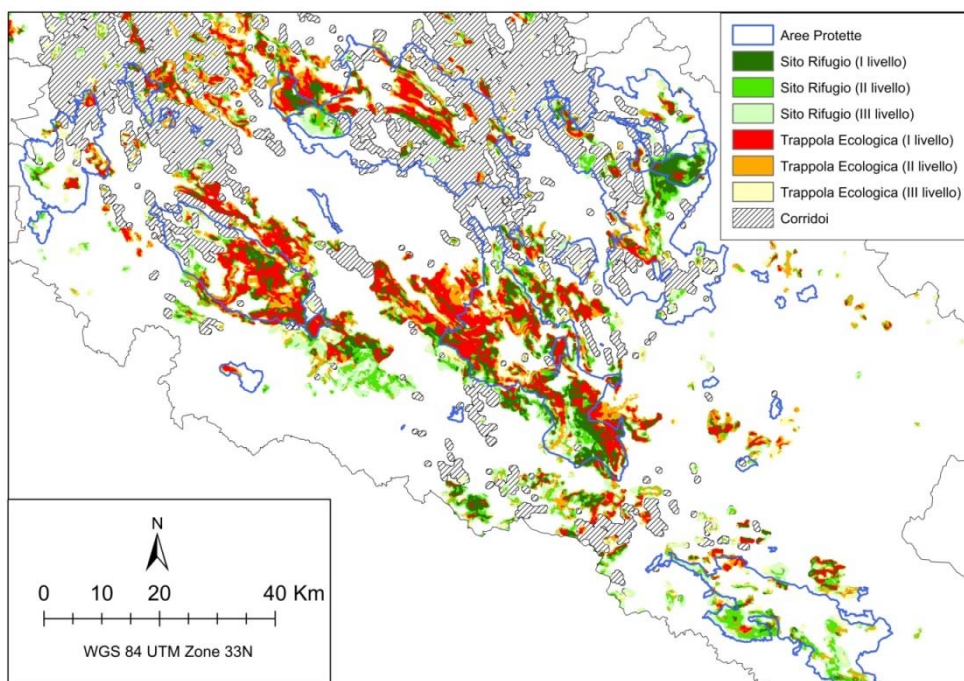


Figura 17. – Particolare delle connessioni strutturali esistenti per la popolazione di orso presente nell'areale centrale in base al modello di connettività strutturale presentato in Fig. 15.

Migliore è la situazione nel resto dell'area di studio, con vaste aree ad alta connettività presenti praticamente ovunque (Fig. 15). L'unica, importante eccezione la si trova a sud, dove il massiccio del Matese risulta nella sostanza totalmente isolato dal resto delle aree idonee. In particolare, nell'area periferica sono stati identificati 172 corridoi (area media = $15,8 \pm 92,5$ km²) che interessano il 32,6% dell'area, mentre nell'area di espansione dell'areale i corridoi diventano 130 (area media = $13,5 \pm 52,7$ km²) interessando l'11.6% del territorio.

I risultati delle analisi ENFA effettuate sui corridoi identificano nella *maggiore pendenza e complessità orografica, maggiore distanza dalle strade e presenza di foreste, minore densità di popolazione, maggiore distanza dal bordo interno delle foreste e, soprattutto, una minore presenza di aree agricole eterogenee* le condizioni che più di altre caratterizzano le zone di connessione strutturale rispetto al resto del territorio (aree idonee escluse) (Tab. 21).

Variabili	Marginalità	Specializzazione
Pendenza (media)	0.48480260	0.034599767
Pendenza (dev.st.)	0.48099259	0.059921357
Distanza dalle strade sterrate	0.41433299	0.034251331
Foreste	0.32777725	0.039747631
Distanza dalle strade asfaltate	0.26970991	-0.002902487
Aree non vegetate	0.14629362	0.002908626
Cespugli e arbusti	0.04171451	-0.002392846
Pascoli	-0.01008115	-0.001553857
Densità di popolazione	-0.12467887	0.981599852
Distanza dal bordo delle foreste	-0.21039948	0.015127182
Agricolo eterogeneo	-0.31417044	-0.169313712

Tabella 20. – Analisi ENFA relativa alle aree di connettività strutturale (Fig. 15) rispetto al resto del territorio, con l'esclusione delle aree idonee per l'orso bruno marsicano sull'intera area di studio. Valori di marginalità maggiori (in senso assoluto) identificano le condizioni che più caratterizzano le aree di connessione strutturale rispetto al resto del territorio (aree idonee escluse), mentre valori di specializzazione maggiori indicano le variabili la cui variazione ha un effetto marcato sulla caratterizzazione delle zone di connessione.

3.5 IMPLICAZIONI GESTIONALI

3.5.1 La distribuzione potenziale dell'orso in Appennino

3.5.1.1 Idoneità ambientale e popolazione vitale di orso su scala appenninica

Il modello di distribuzione potenziale (Figg. 8 e 9) conferma quanto di positivo già mostrato nei modelli pubblicati precedentemente (per esempio, Falcucci et al. 2008; Falcucci et al. 2009), e cioè che, alla scala geografica ed ecologica considerata, la disponibilità di habitat idoneo per la presenza dell'orso marsicano nell'Appennino centrale non sembra rappresentare un fattore limitante. Sebbene frammentate, aree idonee alla presenza dell'orso sono presenti a livello dell'intera area di studio (Fig. 9 e 18) e, in riferimento all'areale attuale della popolazione di orso (cfr. Fig. 2), spiccano le aree di idoneità interessate dal PNALM e zone contermini, in particolare: il complesso unico Simbruini/Ernici ad ovest, il sistema Duchessa/Sirente-Velino a nord, Gole del Sagittario/Genzana e Majella a nord-est. Per quanto riguarda le zone di possibile espansione dell'areale in un prossimo futuro, spiccano le aree idonee del Gran Sasso in continuità con quelle dei Sibillini, come anche quelle piuttosto diffuse del Reatino, dal Cicolano e Monti Carseolani fino ad includere ad ovest la catena dei Monti Sabini; ampi tratti di idoneità sono anche presenti a nord del reatino, dalla Valnerina fino ad includere ad ampi tratti della dorsale appenninica umbro-marchigiana (Fig. 18). Verso sud, particolarmente interessanti in prospettiva dell'espansione dell'areale, sono le aree corrispondenti al comprensorio del Matese al confine tra Molise e Campania; in questa zona, tuttavia, la frammentazione delle aree idonee è tale da non contenere aree idonee di dimensioni tali da poter considerate aree critiche di conservazione (Fig. 18).

Considerando conservativamente l'insieme delle aree idonee, ovvero come evidenziate dalla fase di MSPA di rifinitura del modello binario di probabilità di presenza, il 20,2% dell'intera area di proiezione del modello è costituita da aree potenzialmente idonee alla presenza dell'orso, per un totale di 5,244 km². Assumendo, sempre conservativamente, che l'orso sia presente solo laddove esistano le condizioni minime di idoneità così come qui definite, le aree idonee su scala centro-appenninica potrebbero ospitare circa 208 orsi (cfr. Tab. 14), facendo riferimento alla densità della popolazione di orso rilevata nel PNALM nel 2011 (Ciucci et al. 2015); alternativamente, assumendo una densità mediamente inferiore del 30% nell'area periferica e di espansione dell'areale, la popolazione di orso potrebbe contenere 157 orsi, dipendentemente alla produttività degli ecosistemi forestali. Infine, assumendo un rapporto di 0,33 tra popolazione effettiva (N_e) e popolazione censita, le stime precedenti corrisponderebbero ad una N_e di circa 52-69 orsi, comunque oltre la soglia minima di 50 ipotizzata per fare fronte agli effetti deleteri della depressione da inincrocio (Franklin 1980). Questo vuole dire che, mentre la crescita numerica e l'espansione dell'areale vengono da più parti riconosciute come un obiettivo di conservazione critico ed essenziale, le proiezioni del modello suggeriscono che questo è un obiettivo realistico in base alle attuali condizioni ambientali. Tuttavia, un'eventuale erosione dell'attuale disponibilità di aree idonee comporterebbe con ogni probabilità carenza di superfici minime adeguate, su scala appenninica, per mantenere una popolazione vitale di orso.

In un'ottica proattiva, è inoltre fondamentale tenere presente che interventi di conservazione rivolti all'habitat (vedi § 3.5.1.3) possono essere realizzati a livello locale al fine di ridurre la frammentazione delle aree idonee e in questo modo aumentare sensibilmente sia la superficie idonea complessiva che il numero di effettivi potenzialmente presente nella popolazione sull'intera dorsale centro-appenninica.

Alla luce dell'idoneità ambientale rilevata su larga scala, si può concludere che l'obiettivo ultimo di conservazione dell'orso bruno marsicano identificato dal PATOM è sufficientemente realistico, ma a condizione che vengano rispettate alcune condizioni di base:

- viene mantenuta l'idoneità ambientale attualmente riscontrata;
- viene ridotto il rischio di mortalità dovuto a cause antropiche e limitato l'effetto delle trappole ecologiche (vedi § 3.5.2);
- viene incrementata la connettività strutturale a livello dell'areale centrale di presenza (vedi § 3.5.3);
- a livello locale gli ecosistemi forestali vengono gestiti in modo da garantire sufficiente produttività e diversità di risorse trofiche per l'orso.

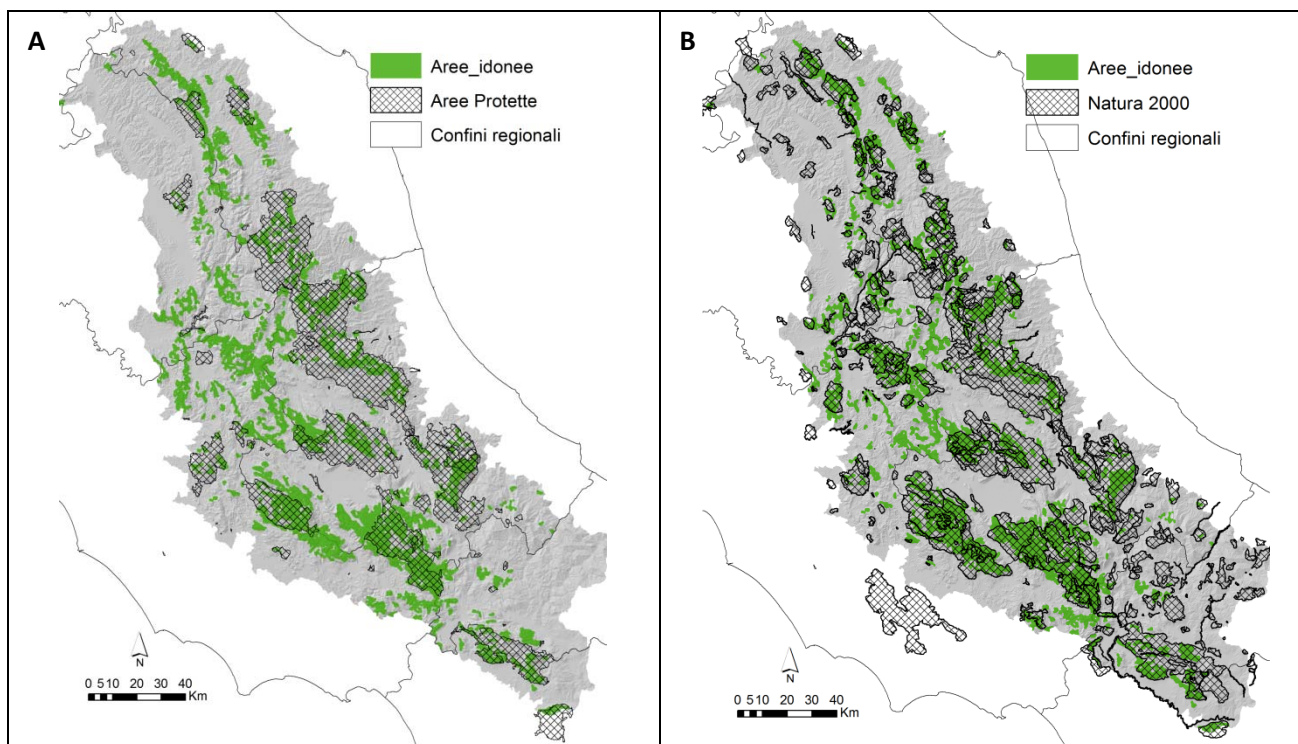


Figura 18. – Distribuzione delle aree idonee alla presenza dell'orso su scala appenninica, come evidenziate da modello binario (10° percentile) rifinito tramite Morphological Spatial Patterns Analysis (cfr. Fig. 6). A: aree idonee sovrainpresse alle aree protette (Parchi Nazionali, Parchi Regionali, Riserve statali); B: aree idonee sovrainpresse alla rete Natura 2000 (SIC e ZPS).

3.5.1.2 Le aree critiche di conservazione

Sebbene l'idoneità ambientale sia distribuita all'interno dell'intera area di proiezione del modello (Fig. 9 e 18), sono solo 15 su scala appenninica le aree idonee la cui configurazione e dimensione minima sono tali da poter ospitare un nucleo familiare (femmina con piccoli), per un totale di 3,190 km² (il 60,8% dell'habitat considerato idoneo) (Figg. 10 e 19). Queste aree, qui definite *aree critiche di conservazione* proprio in virtù della loro importanza attuale e potenziale, potrebbero ospitare nella loro totalità e in base alle condizioni attuali circa 70 femmine in età riproduttiva (cfr. Tab. 15). In base della loro rilevanza, le aree critiche di conservazione devono essere oggetto di priorità di intervento con l'obiettivo di una loro tutela particolarmente efficace, possibilmente una loro espansione e incremento numerico (vedi § 3.5.1.3), e la mitigazione particolarmente efficace al loro interno dei rischi di mortalità antropica e di altre forme di disturbo antropico, diretto e indiretto. Ciascuna delle aree critiche di conservazione deve poter diventare l'epicentro di un nucleo riproduttivamente autonomo di orsi su scala locale.

Sono queste le aree che devono essere prioritariamente oggetto di interventi di tutela e dovrebbero rappresentare oggetto di coerenza gestionale per eccellenza da parte di tutte le amministrazioni interessate al fine di:

- assicurare i massimi livelli di idoneità ambientale (vedi § 3.5.1.2)
- limitare al loro interno i rischi di mortalità antropica
- regolamentare le attività antropiche potenzialmente impattanti la presenza dell'orso
- prevenire la riduzione della copertura forestale, la costruzione di nuove strade, l'accesso indiscriminato alle strade sterrate esistenti, e lo sviluppo di ulteriori infrastrutture residenziali.

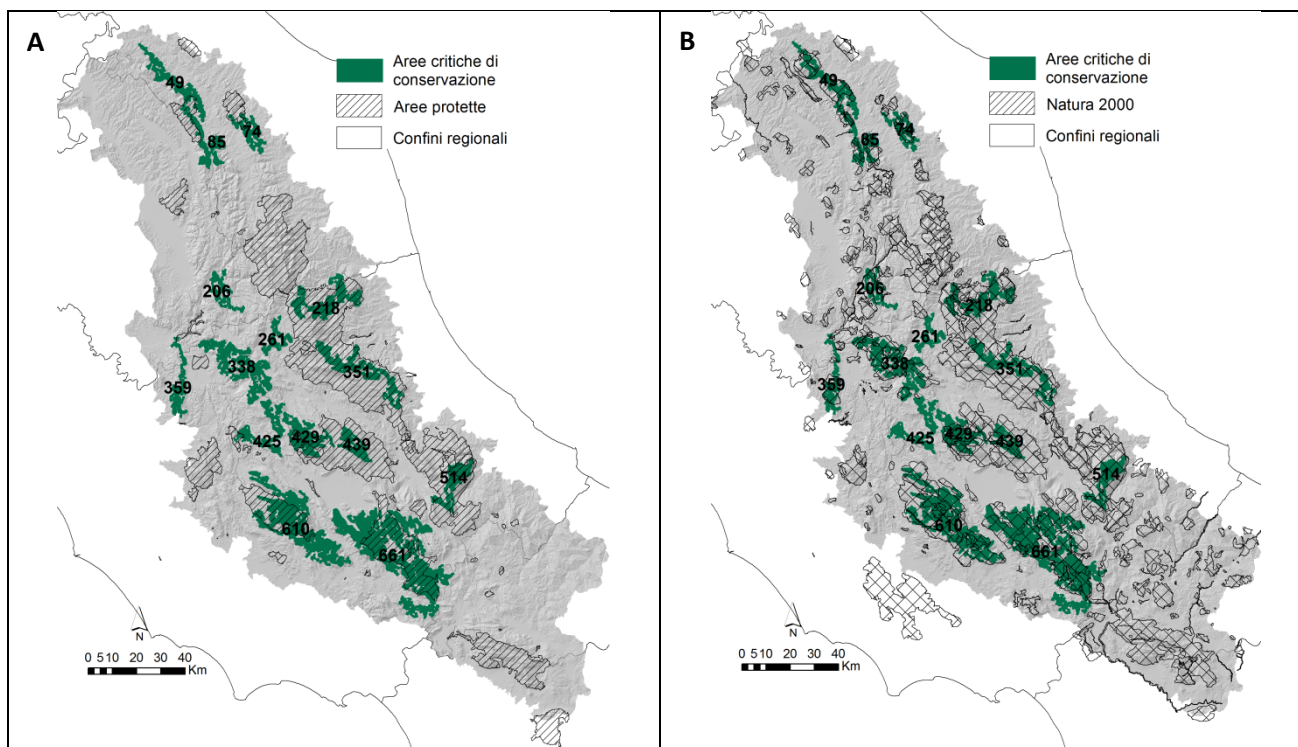


Figura 19. – Distribuzione delle 15 aree critiche di conservazione dell'orso su scala appenninica, sovrapposte: (A) alle aree protette (Parchi Nazionali, Parchi Regionali, Riserve statali), e (B) alla rete Natura 2000 (SIC e ZPS).

In termini di strumenti esistenti di tutela delle aree critiche di conservazione, mentre il 41,4% di queste ultime è ricompreso nelle aree protette (Fig. 19a), e il 71,8% nella rete Natura 2000 (Fig. 19b), il restante 26,3% non è sottoposto a particolari vincoli di tutela (Fig. 19). Tra le aree critiche di conservazione che non appaiono protette da alcuna forma di tutela, spiccano quelle ricadenti nei comprensori dei Monti Sabini (area critica di conservazione n. 359), degli alti Monti Reatini (area critica di conservazione n. 261), e del Cicolano/Monti Carseolani (area critica di conservazione n. 425 3 parte della n. 429), tutte sotto la giurisdizione della Regione Lazio (Fig. 19).

In base alla maggiore diffusione di trappole ecologiche di primo livello (>30% dell'area), le aree critiche di conservazione nelle quali è più urgente e necessario realizzare interventi di mitigazione del rischio di mortalità per cause antropiche (Tab. 18) coincidono con i comprensori del Sirente (area critica di conservazione n. 439), del Parco d'Abruzzo (area critica di conservazione n. 661), del complesso Ernici-Simbruini (area critica di conservazione n. 610), tra l'altro tutte aree critiche di conservazione attualmente interessate dalla presenza della specie. Oltre al fatto di includere ampie zone con elevato rischio di mortalità, molte aree critiche di conservazione soffrono del fatto di ricadere sotto la giurisdizione di diverse amministrazioni, rischiando quindi di non essere gestite in maniera coerente; al fine di facilitarne una gestione efficace e coordinata, è stata quindi quantificata per ciascuna delle 15 aree critiche di conservazione (Appendice II) la proporzione di territorio ricadente negli ambiti regionali e interessata o meno dagli strumenti di tutela attualmente in vigore (aree protette o siti di Natura 2000).

3.5.1.3 Interventi per la tutela e il ripristino dell'idoneità ambientale

Al fine di una più efficace tutela delle condizioni di idoneità per l'orso su scala appenninica è importante sottolineare *dove* gli azioni di tutela e interventi ripristino sono maggiormente indicati, il *perché* di una zona piuttosto che un'altra (delineando quindi delle priorità su scala appenninica), e infine il *come*, sempre sulla base della scala geografica e risoluzione ecologica dei modelli qui presentati.

Cumulativamente, il 65,3% delle aree idonee già prevede forme dedicate di tutela, dal 38,9% ricompreso all'interno delle aree protette (Fig. 18a) al 61% ricompreso all'interno della rete di Natura 2000 (Fig. 18b). Tuttavia, ben il 34,7% delle aree idonee non è attualmente vincolato da alcuna forma di protezione (Fig. 18); in queste zone permane quindi il rischio che l'attuale livello di idoneità potrebbe essere eroso qualora nel futuro vengano realizzati interventi infrastrutturali o di altro tipo in grado di contrastare la probabilità di presenza dell'orso. In particolare, tra le zone che non sono attualmente tutelate, due spiccano tra tutte: il complesso Cicolano - Monti Carseolani e gli alti Monti Reatini ad ovest della Laga (Fig. 18). Oltre allo specifico ruolo delle aree protette (vedi § 3.5.4.3), è importante quindi sottolineare la necessità di tutelare l'idoneità ambientale per l'orso anche nel resto del territorio laddove le condizioni attuali ancora sono compatibili con la presenza dell'orso.

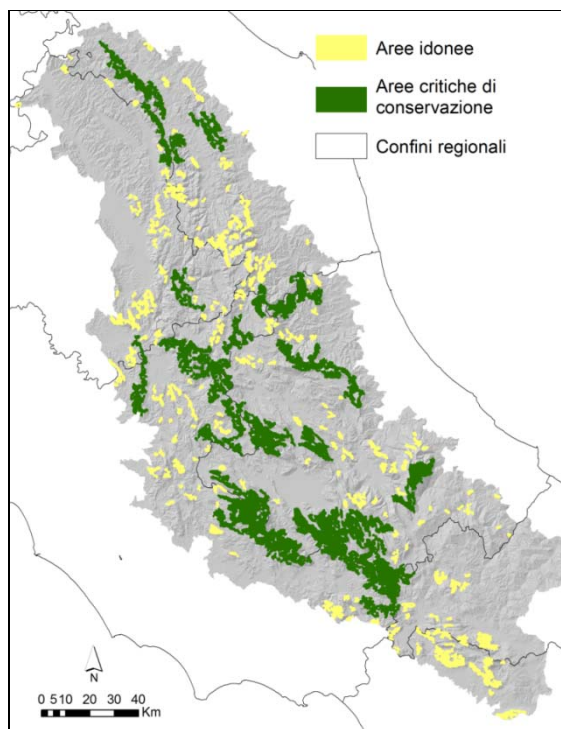


Figura 20. – La sovrapposizione tra le aree idonee alla presenza dell'orso (vedi Fig. 9) e le aree critiche di conservazione dell'orso (vedi Fig. 10) mette in evidenza le aree idonee che per estensione e livello di aggregazione potrebbero rientrare, attraverso interventi di ripristino ambientale, nei criteri dimensionali delle aree critiche di conservazione ($\geq 70 \text{ km}^2$).

In quest'ottica è importante riconoscere che oltre agli interventi di tutela, anche interventi di ripristino ambientale (sia all'interno delle aree protette che altrove) possono risultare di importanza fondamentale per ampliare le condizioni di idoneità su scala locale; tali interventi possono essere mirati a rafforzare continuità e omogeneità dell'idoneità a livello di singola area idonea ma soprattutto ad ampliare la sua superficie totale attraverso interventi atti a ridurre il livello di frammentazioni tra porzioni idonee limitrofe. In questo secondo caso, da un confronto tra le aree idonee e le aree critiche di conservazione (Fig. 20),

emerge che il 39,2% (2.054 km²) delle aree idonee non rientra nei criteri dimensionali delle aree critiche di conservazione: interventi locali di ripristino dell'idoneità possono avere quindi l'effetto aggiunto di aumentare numero e portata globale delle aree critiche di conservazione, con tutti i benefici che ne conseguono per la conservazione dell'orso. Particolare attenzione in questo senso meritano le zone del Matese, della Majella nord-occidentale, dei Sibillini e, sempre in Umbria, di ampie porzioni a nord-ovest della valle del Nera (Fig. 20). In particolare, l'aggiunta di una o più aree critiche di conservazione nei comprensori del Matese, dei Sibillini, e delle porzioni nord-occidentali della Majella assicurerebbe, in caso di ricolonizzazione permanente da parte dell'orso, un maggiore numero di effettivi e una maggiore diversificazione longitudinale dell'areale su scala appenninica, entrambi elementi sicuramente a favore di una conservazione a lungo termine dell'orso.

Al fine di meglio pianificare le zone dove eventuali interventi di ripristino ambientale possano risultare più efficaci e efficienti, può essere utile recuperare le informazioni relative alla distribuzione dei frammenti di idoneità eliminati in fase di rifinitura del modello di probabilità di presenza dell'orso (MPSA; vedi § 3.3.2; Fig. 21a). Infatti, laddove questi frammenti, in funzione della loro localizzazione, dimensione e conformazione, non contribuiscono allo stato attuale ad aumentare le condizioni di idoneità per l'orso su scala appenninica, possono allo stesso tempo rappresentare propaguli locali dove attivare interventi di recupero e ripristino ambientale; per esempio, intervenendo prioritariamente a livello dei frammenti più grandi o più vicini ad altri frammenti o aree di idoneità si può fare in modo di aumentarne ulteriormente le loro dimensioni, connetterli tra loro e promuoverne la continuità con le aree di idoneità (o aree critiche di conservazione) esistenti (Fig. 21b).

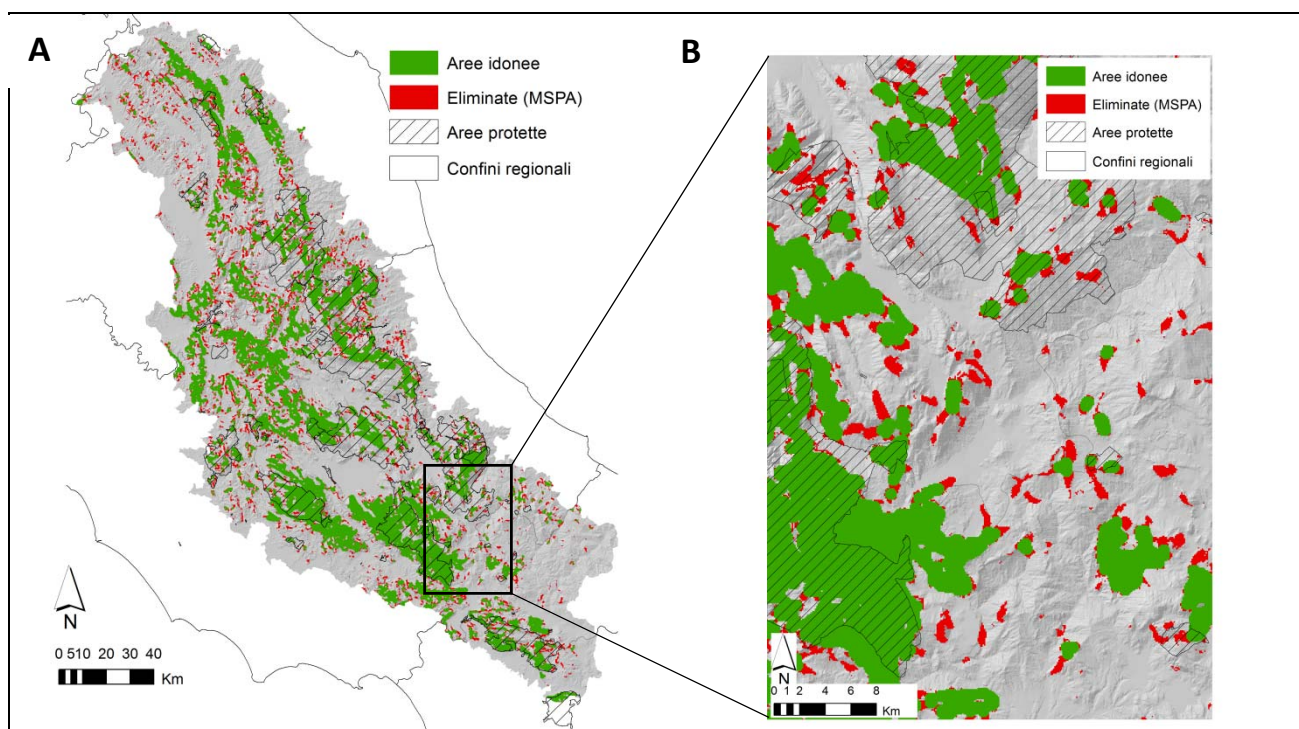


Figura 21. – (A) Distribuzione dei frammenti di idoneità eliminati tramite Morphological Spatial Pattern Analysis in quanto isolate e di piccole dimensioni (vedi § 3.3.2) in relazione alle aree idonee per la presenza dell'orso su scala appenninica; (B) nel dettaglio si apprezza meglio come alcuni frammenti, per dimensioni, conformazione o continuità con le aree idonee, possono rappresentare propaguli su cui concentrare eventuali interventi di ripristino ambientale al fine di aumentare dimensione e continuità delle aree idonee.

In base alle indicazioni scaturite dall'analisi ENFA (vedi § 3.4.1 e Tab. 13), gli interventi principali volti alla tutela e/o riqualificazione ambientale del territorio ai fini di mantenere o incrementare la idoneità ambientale per l'orso si possono distinguere in interventi rivolti all'habitat e interventi rivolti alle attività antropiche. Tra i primi troviamo innanzitutto la piantumazione di alberi e crescita delle foreste alle spese dell'agricolo eterogeneo, la chiusura delle strade sterrate e la rinaturalizzazione delle piste di esbosco; parimenti, gli interventi rivolti alle attività antropiche includono una efficace regolamentazione e controllo dell'accesso e delle attività antropiche (turismo, caccia, zootecnia, etc. come evidenziati dalla selezione da parte dell'orso di pendenza e complessità orografiche elevate, ad indicazione di minore acceso da parte dell'uomo) e la prevenzione di ulteriori sviluppi infrastrutturali e residenziali. Va tuttavia sottolineato che tali indicazioni sono desunte da analisi svolte su scala appenninica e sulla base di modelli di scarsa risoluzione ecologica, e che non tengono quindi conto di fattori critici come abbondanza e distribuzione delle risorse su scala fine (p. es., la produttività degli ecosistemi forestali), e quindi non contemplano quegli interventi gestionali in grado di modificarle. Appare quindi importante tenere presente dal punto di vista gestionale una gerarchia di intervento: mentre le azioni di tutela e ripristino qui elencate vanno pensate su vasta scala geografica e a bassa risoluzione ecologica, questi interventi vanno comunque integrati con altri pensati e realizzati su scala fine e mirati da una parte a massimizzare la produttività degli habitat critici per l'orso e, dall'altra, ad assicurare le condizioni di massima fruibilità da parte della specie e nei periodi critici dell'anno (Ciucci et al. 2014).

3.5.2 Il rischio di mortalità per cause antropiche

3.5.2.2 Entità e distribuzione del rischio di mortalità

Come già evidenziato in precedenti modelli (Falcucci et al. 2009), sebbene su scala appenninica l'idoneità ambientale non sembri rappresentare un fattore limitante, il modello integrato di probabilità di presenza e rischio di mortalità mette in luce l'elevato rischio di mortalità per cause antropiche a cui sono esposti gli orsi in molte delle zone altrimenti considerate idonee (Fig. 12). Sebbene l'argomento possa sembrare circolare (gli orsi muoiono laddove sono presenti), la valenza gestionale di questa informazione si apprezza appieno considerando la differenza esistente in relazione al rischio di mortalità all'interno delle aree idonee: laddove il rischio è basso, l'elevata idoneità ambientale si traduce in aree ad elevata vocazione e relativamente sicure (siti rifugio); diversamente, l'alta idoneità ambientale può attirare gli orsi in zone dove il rischio è elevato, contribuendo in questo modo a vanificare prioritariamente l'output demografico della popolazione (trappole ecologiche).

All'interno delle aree idonee, il 18,8% è rappresentato da trappole ecologiche di I livello ed è quindi da considerare ad elevato rischio di mortalità per cause antropiche (Fig. 12). Anche le aree critiche di conservazione risultano essere particolarmente affette da un eccessivo rischio di mortalità antropica (Tab. 18), con una media del 24,3% del loro territorio che rappresenta trappole ecologiche e valori delle stesse che possono arrivare al 40,5%. In presenza di un così elevato e diffuso rischio di mortalità antropica è chiaro che qualsiasi sforzo di conservazione ha ampie probabilità di essere vanificato nel breve o nel medio termine, per cui vanno poste in essere tutte le misure di prevenzione e controllo possibili al fine di ridurre il rischio di mortalità. Ciò è particolarmente chiaro dalla lettura congiunta tra distribuzione delle aree idonee, comprese le aree critiche di conservazione, distribuzione delle trappole ecologiche, e zone di connettività strutturale (Fig. 16), dalla quale si evidenzia che le poche aree di connessione spesso sfociano all'interno di trappole ecologiche: è in questo senso che un eccessivo rischio di mortalità per cause antropiche a livello locale può inficiare non solo la resa riproduttiva di nuclei sorgente ma vanificare la stessa capacità di disperdersi di alcuni orsi dai nuclei natale.

Al fine di definire priorità zonali di intervento, oltre alle già citate aree critiche di conservazione (Tab. 18), va ricordato che le trappole ecologiche sono ampiamente presenti anche all'interno delle aree protette, le

quali includono cumulativamente l'8,1% di trappola ecologica di I livello rispetto al 5,9% di siti rifugio (Fig. 22a); le cose non sono differenti a livello della rete Natura 2000, con il 7,9% di trappola ecologica di I livello rispetto al 5,6% di sito rifugio (Fig. 22b). Pertanto, per adesso sembra coerente focalizzare gli sforzi di mitigazione del rischio di mortalità all'interno delle aree protette e del sistema Natura 2000 al fine di salvaguardare la popolazione di orso nelle aree critiche di conservazione coincidenti con l'areale attuale di presenza.

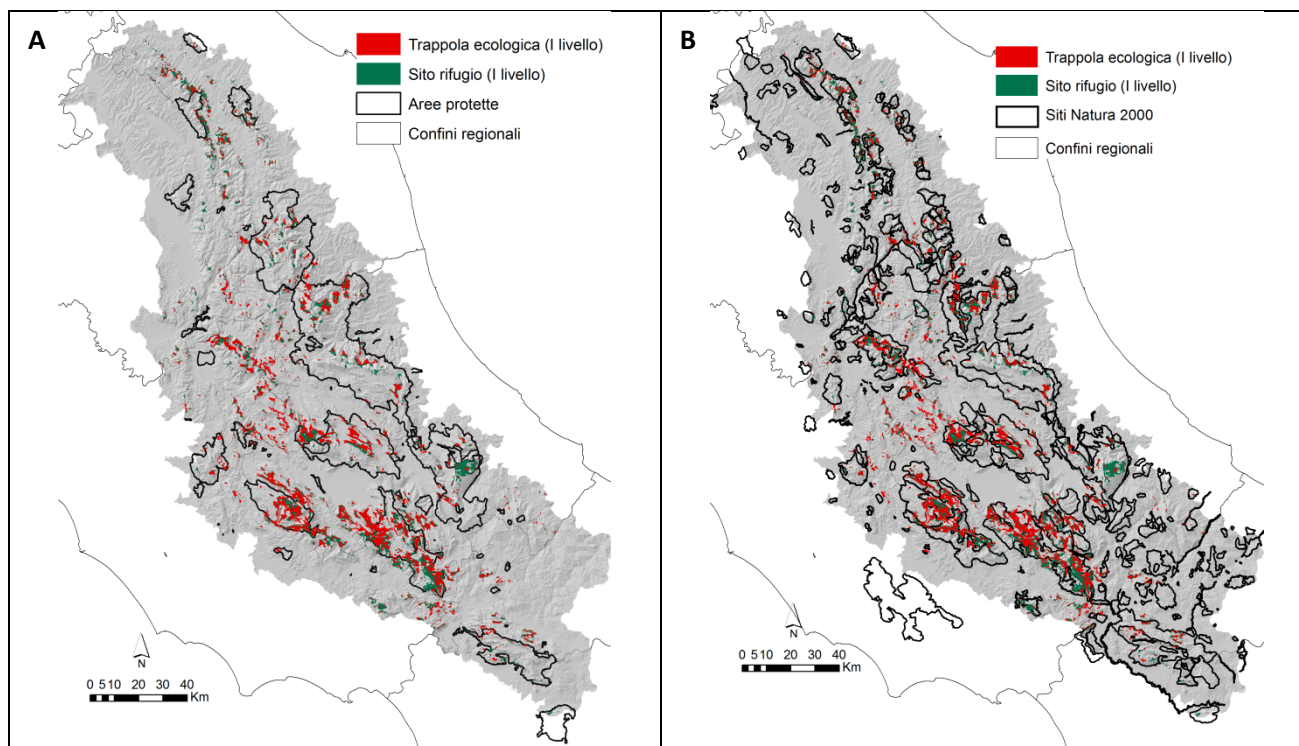


Figura 22. – Siti rifugio e trappole ecologiche di I livello, così come definiti dal modello integrato presenza/mortalità dell'orso su scala appenninica (vedi Fig. 12), in relazione (A) alle aree protette (Parchi Nazionali, Parchi Regionali, Riserve Statali), e (B) alla rete Natura 2000.

3.5.2.2 Interventi volti alla riduzione del rischio di mortalità

Dato l'esiguo numero di decessi di orso accertati per causa antropica, il modello del rischio di mortalità (e conseguentemente l'individuazione delle trappole ecologiche) non è in grado di distinguere la variazione geografica del rischio di mortalità in funzione delle differenti cause, tra quelle di natura accidentale (p. es., incidenti con veicoli) e illegale (veleno, arma da fuoco, trappole). È chiaro tuttavia che le cause maggiormente ricorrenti, e il contesto ambientale che più frequentemente le caratterizza (vedi § 3.3.1.3, Tab. 7, 8), sono fattori che influenzano fortemente la distribuzione spaziale del rischio di mortalità (Fig. 11 e 12). Per esempio, la prossimità alle strade asfaltate sembra essere associata alla mortalità di arma da fuoco, mentre la mortalità per l'uso di trappole sembra essere maggiormente associata alla prossimità alle strade sterrate (Tab. 8). I casi di avvelenamento avvengono mediamente più lontano di quanto atteso casualmente rispetto sia alle strade asfaltate che sterrate, essendo probabilmente associati a condizioni specifiche (p. es., pascoli di quota) e con modalità di somministrazione del veleno non necessariamente vincolate all'uso di un veicolo.

Sebbene le misure di mitigazione del rischio di mortalità riguardino in larga misura interventi legislativi, amministrativi, di controllo del territorio e di repressione degli illeciti, e contemplino quindi più la

dimensione umana che quella ecologica, il modello del rischio di mortalità può fornire indicazioni su dove intervenire prioritariamente (Fig. 11); in particolare, il modello integrato di presenza/mortalità, con l'individuazione di trappole ecologiche a crescente livello di rischio (Fig. 12), illustra sia a livello locale che su vasta scala le zone dove interventi preventivi e repressivi atti a mitigare il rischio di mortalità possono dare il massimo contributo ai fini della conservazione dell'orso.

Sia il modello di mortalità (Fig. 11) che quello integrato (Fig. 12) forniscono indicazioni su *dove* intervenire per mitigare il livello di rischio, ma non sono traducibili in termini di *quali interventi* mettere in atto a tal fine; nonostante ciò, è indubbio che i contrasti ambientali evidenziati dalle analisi ENFA (vedi § 3.4.3, Tabb. 19 e 20) possono suggerire determinati interventi sull'habitat a scala vasta, e in particolare:

- un maggior grado di riforestazione, con mosaico annesso di pascoli e cespuglieti, a scapito delle zone aperte e in particolare dell'agricolo eterogeneo;
- la chiusura delle strade sterrate e un'attenta regolamentazione del loro uso da parte dei residenti;
- un maggiore controllo e regolamentazione delle attività e dell'accesso all'uomo nelle zone e nei periodi stagionalmente critici per l'orso.

3.5.3 La connessione strutturale tra aree idonee su scala appenninica

3.5.3.1 Connettività strutturale su scala appenninica

Due principali aspetti critici emergono dalla stima del modello di connettività strutturale sull'intera area di proiezione del modello:

- la connettività strutturale è eterogeneamente distribuita su scala centro-appenninica, con un ampie soluzioni di connettività nella porzione settentrionale alle quali corrispondono del resto livelli scarsi o nulli di connettività nelle porzioni centrali e meridionali (Fig. 15); sono queste ultime, del resto, ad essere quelle dalle quali ci si attende un processo di espansione dell'areale a partire dall'attuale areale della popolazione di orso bruno marsicano;
- molte aree di connessione potenzialmente (strutturalmente) funzionali mettono di fatto in contatto siti rifugio, all'interno di aree idonee in grado di ospitare nuclei sorgente, con trappole ecologiche più o meno estese (Fig. 16), con il rischio quindi di vanificare l'effettiva dispersione di giovani orsi dalla popolazione sorgente del PNLAM.

Conseguentemente emergono due principali indicazioni in chiave gestionale:

- la necessità assoluta di mantenere e ripristinare, nel breve periodo, la connettività strutturale a carico della popolazione di orso bruno marsicano nell'areale centrale di presenza (Fig. 17). Il modello di connettività suggerisce che lo scarso grado di espansione dell'areale della popolazione osservato in questi ultimi decenni potrebbe essere, tra gli altri fattori, anche dovuto alla scarsa connettività strutturale (e ancor più funzionale) tra areale centrale e periferico. Mentre mantenere l'attuale livello di connettività (spesso al di fuori delle aree protette) diventa un impegno fondamentale di tutte le amministrazioni coinvolte, appare altresì fondamentale promuovere il restauro e il recupero della connettività strutturale laddove la sua mancanza tra aree critiche di conservazione o aree protette appare evidente (Fig. 23);
- la necessità di risolvere efficacemente e prioritariamente l'elevato rischio di mortalità per cause antropiche nelle aree idonee a monte e a valle delle vie di connessione più rilevanti; nel breve periodo questo va fatto prioritariamente per tutte le aree di connessione strutturale tra l'areale in cui risiede la popolazione di orso del PNLAM e i comprensori immediatamente limitrofi (Simbruini/Ernici, Duchessa/Sirente-Velino, Gole Sgittario/Genzana/Majella).

3.5.3.2 Priorità di tutela e ripristino della connettività

Nell'ottica di ripristinare il grado di connettività strutturale a carico dell'unica (attualmente) popolazione sorgente di orso bruno marsicano, le seguenti aree, in base alle proiezioni del modello di connettività (Fig. 15), meritano di essere considerate prioritarie (vedi anche Appendice III):

- (a) la Val Roveto, a sud dell'unico corridoio di connessione strutturale esistente, che praticamente rende il sia il comprensorio dei Simbruini ma soprattutto quello degli Ernici solo marginalmente connessi alla popolazione sorgente ricompresa nel PNALM (Fig. 17, Appendice III-A);
- (b) l'intero comprensorio del Matese, che appare completamente isolato dalla popolazione di orso residente nel PNALM; l'esistenza di alcuni frammenti idonei alla connettività strutturale rendono potenzialmente realistico un progetto di ripristino della stessa tra le porzioni meridionali del PNALM (Mainarde) e il Matese (Fig. 17, Appendice III-B);
- (c) le zone di connessione a nord e nord-est tra la popolazione sorgente del PNALM e il sistema di aree protette circostante (Sirente-Velino, Genzana, Majella); sebbene la connettività strutturale sia in questo caso più diffusa rispetto ai due precedenti casi, appare localmente caratterizzata da un elevato grado di frammentarietà che andrebbe prioritariamente risolto laddove frammenti di connettività adiacenti lo rendano plausibile e realistico (Fig. 17, Appendice III-C).

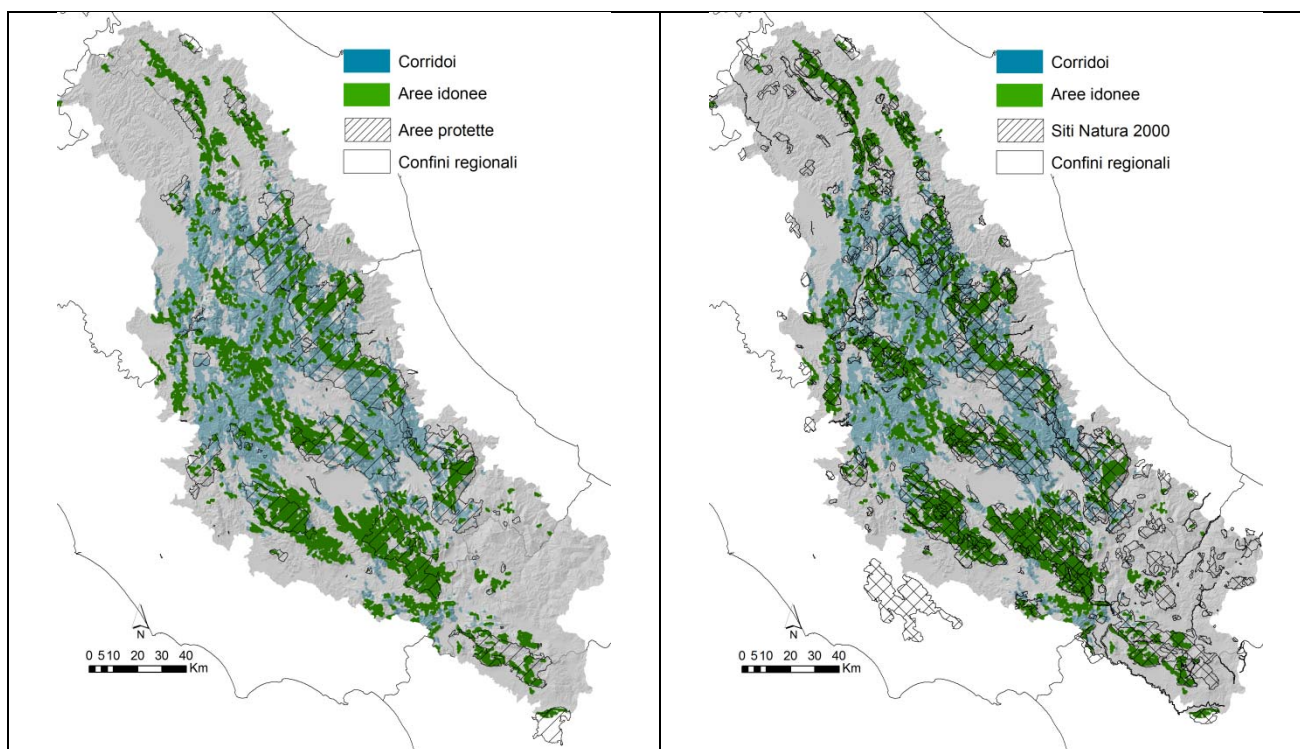


Figura 23. – La sovrapposizione tra le zone di connettività strutturale ('corridoi' in legenda) e (A) le aree protette (Parchi Nazionali, Parchi Regionali, Riserve Statali), o (B) la rete dei siti Natura 2000. Sono evidenti ampie porzioni di connettività nelle quali vanno garantite le attuali condizioni di elevata probabilità di spostamento da parte dell'orso, sebbene le corrispondenti aree non siano appositamente tutelate. Le zone di connettività strutturale derivano dal modello di conduttanza (Figg. 13 e 14) e dal conseguente modello di connettività strutturale (Fig. 15).

In funzione di una futura espansione dell'areale della popolazione di orso su scala appenninica è fondamentale enfatizzare come sia rilevante tutelare anche le attuali zone di connettività strutturale nelle porzioni centrali e settentrionali dell'area di proiezione (Fig. 16). Dal momento che questi elementi di connettività raramente sono ricompresi nella loro interezza all'interno di aree protette (Fig. 23), è opportuno che essi vengano tenuti da conto nei progetti di pianificazione territoriale a livello regionale al fine di non comprometterne nel futuro un livello minimo di funzionalità.

Analogamente alle aree idonee, ai siti rifugio e alle trappole ecologiche, anche per le aree di connettività strutturale le analisi ENFA mettono in evidenza interventi su vasta scala, rivolti all'habitat e alle attività antropiche, che potenzialmente garantiscono il perdurare delle condizioni di connettività o il ripristino di livelli più adeguati rispetto allo stato attuale (vedi § 3.4.4, Tab. 19); questi interventi, da realizzarsi con particolare intensità laddove si intende operare il recupero di condizioni di connettività strutturale attualmente compromesse, includono:

- chiusura di strade sterrate e piste di esbosco, e prevenzione di costruzione di nuove strade;
- interventi di riforestazione essenzialmente tramite riconversione di aree destinate ad uso agricolo eterogeneo;
- prevenzione di ulteriore sviluppo infrastrutturale e residenziale.

3.5.4 Sintesi delle principali indicazioni gestionali: interventi prioritari e ruolo delle aree protette

3.5.4.1 Sintesi delle indicazioni gestionali

I modelli qui presentati hanno l'ambizione di assistere, in maniera geograficamente esplicita, le azioni volte alla conservazione dell'orso bruno marsicano e del suo habitat su vasta scala (Appennino centrale; Fig. 4). Di conseguenza, la cartografia qui prodotta ha lo scopo di:

1. fungere da supporto per la pianificazione e il coordinamento della conservazione dell'orso;
2. rappresentare un elemento di riscontro oggettivo per la pianificazione territoriale e la regolamentazione delle attività antropiche (p. es. tagli forestali, turismo, caccia, zootecnia, infrastrutture), sia all'esterno che all'interno delle aree protette;
3. offrire un ausilio per la definizione delle priorità zonali degli interventi di conservazione, siano essi rivolti alla tutela dell'idoneità ambientale, alla riduzione del rischio di mortalità, o al ripristino e mantenimento delle condizioni di connettività per l'orso su vasta scala;
4. chiarire quali le specifiche competenze territoriali e amministrative per una più efficace conservazione dell'orso e del suo habitat, anche in riferimento alla necessità di interventi coerenti e concordati su scala più ampia rispetto alle singole realtà amministrative.

Oltre alla definizione di alcuni interventi specifici e prioritari (vedi §3.5.4.2), un'interpretazione critica dei modelli qui sviluppati offre anche indicazioni di carattere più generale in riferimento alle azioni previste dal PATOM (AA.VV. 2011):

1. le condizioni ambientali attuali, sulla base delle informazioni ambientali e antropogeniche considerate per lo sviluppo dei modelli qui presentati, e limitatamente alla scala e alla risoluzione ecologica delle variabili ambientali utilizzate, risultano essere compatibili con una strategia di conservazione che miri all'espansione dell'areale rispetto alla distribuzione attuale (Fig. 2). Le

- stesse condizioni di idoneità, qualora nel futuro siano mantenute tali o siano perfino localmente migliorate, risultano compatibili, a livello dell'intera scala appenninica qui considerata, con la conservazione di una popolazione di orso (192–270 orsi) riproduttivamente autonoma e sufficientemente indenne da rischi di depressione da inincrocio nel breve e medio periodo (vedi anche § 3.5.1.1);
2. al fine di facilitare l'espansione dell'areale vanno intensificati gli sforzi di conservazione sia all'interno che all'esterno delle aree protette; in questo senso priorità assoluta va data alle zone che ancora mostrano aree di idoneità sufficientemente ampie e continuative da poter ospitare su base annuale almeno una femmina in età riproduttiva, qui definite come *aree critiche di conservazione*. La gestione di queste 15 *aree critiche di conservazione* dovrà essere coerente al loro interno, indipendentemente dalla amministrazione di competenza e dalla loro appartenenza o meno al sistema attuale di aree protette, e dovrà essere pianificata in maniera tale da assicurare priorità alla conservazione dell'orso rispetto agli altri interessi e attività antropiche (che dovranno essere pianificate e regolamentate di conseguenza) (vedi anche § 3.5.1.2 e 3.5.1.3);
 3. nonostante l'incoraggiante disponibilità di aree idonee su vasta scala, interventi strutturali di miglioramento e ripristino dell'idoneità ambientale sembrano essere requisiti importanti di un rinnovato impegno di conservazione dell'orso bruno marsicano. Tali interventi devono essere prioritariamente mirati a ridurre l'attuale frammentazione di alcune aree idonee particolarmente strategiche, e quindi aumentare sia numero che distribuzione delle aree critiche di conservazione (e in ultima istanza il numero di effettivi che potrebbero vivere su scala appenninica); gli interventi di miglioramento ambientale non si limitano ad interventi strutturali (sull'habitat) ma devono includere anche una regolamentazione più puntuale e severa dell'accesso e delle attività ad opera dell'uomo (vedi anche § 3.5.1.3);
 4. parallelamente agli interventi di miglioramento ambientale (vedi punto 3), è fondamentale prevedere azioni di tutela e ripristino della connettività su scala appenninica, specialmente laddove la matrice di connettività non appare tutelata dall'attuale sistema di aree protette; è fin da oggi importante tutelare l'attuale livello di connettività riscontrato nelle porzioni settentrionali e orientali dell'area di studio, mentre sembra essere più che urgente tutelare prioritariamente la scarsa connettività rilevata a livello dell'unica popolazione di orso sorgente e residente nel PNALM; in particolare, a condizione di una più efficace riduzione del rischio di mortalità antropica (vedi punto 5) nel complesso Ernici/Simbruini, sembra importante prevedere opere di ripristino di una connettività più diffusa a livello dell'intera Val Roveto (vedi anche § 3.5.3.2);
 5. dato il rischio di mortalità dell'orso ancora ampiamente diffuso e frequente, sforzi maggiori di prevenzione, controllo e mitigazione dovranno essere realizzati sull'intero areale attuale e potenziale di presenza. Oltre a interventi rivolti all'habitat, che solo indirettamente potranno ridurre il rischio di mortalità, la mitigazione del rischio deve necessariamente passare per una più attenta regolamentazione delle attività antropiche e controllo degli illeciti e avvenire prioritariamente all'interno delle trappole ecologiche, come qui definite, localizzate sia all'interno delle aree critiche di conservazione che all'interno del sistema di aree protette; inoltre, l'effetto deleterio delle trappole ecologiche dovrà inoltre essere prioritariamente ridotto e prevenuto a ridosso delle aree di connessione strutturale in partenza dalla popolazione di orsi nel PNALM, onde evitare la vanificazione delle dinamiche demografiche espansive a carico dell'unica popolazione sorgente al momento presente (vedi anche § 3.5.2.2);

6. al fine di preparare il terreno per fenomeni espansivi dell'areale ad interessare sia le aree periferiche che quelle di espansione come qui definite (cfr. Fig. 4), un particolare sforzo andrà da subito messo in campo per valutare e predisporre il contesto sociale e culturale nelle potenziali aree di presenza dell'orso su scala appenninica; è infatti da tenere presente che i modelli qui sviluppati suggeriscono la disponibilità su scala appenninica di un'adeguata idoneità ambientale dal punto di vista ecologico e infrastrutturale, ma è lecito ipotizzare che le popolazioni umane residenti nelle porzioni periferiche e di espansione dell'areale qui considerate (incluse le *aree critiche di conservazione*) non condividano gli atteggiamenti, i comportamenti e la tolleranza tipica delle popolazioni che da sempre vivono a contatto con l'orso;
7. sebbene la disponibilità di ampie aree di habitat idoneo alla presenza dell'orso sia stata qui riscontrata in base alla (limitata) risoluzione ecologica delle variabili contemplate su base GIS, è utile ricordare che la presenza dell'orso, specialmente se intesa con densità comparabili con quelle recentemente riscontrate nel PNALM, dipende fortemente dalla produttività sia qualitativa che quantitativa degli ecosistemi forestali. In quest'ottica è quindi importante ricordare come sia fondamentale, specialmente all'interno delle aree idonee rilevate su scala appenninica, prevedere forme di gestione forestale compatibili con elevati livelli di produttività e diversificazione delle risorse trofiche per l'orso su base stagionale (Rositi et al. 2015).

3.5.4.2 Interventi prioritari

In base alle indicazioni scaturite dall'insieme dei modelli qui prodotti (§§ 3.4.1–3.4.4), e alla loro interpretazione gestionale (§§ 3.5.1 – 3.5.3), è opportuno in questa sede riassumere quelli che sembrano rappresentare interventi prioritari all'interno di una strategia integrata, denotando per ciascun intervento gli ambiti geografici (e di conseguenza amministrativi) di elezione.

- mantenimento delle condizioni ambientali attuali nelle aree idonee per la presenza dell'orso su scala appenninica così come individuate dal modello binario rifinito di probabilità di presenza (Figg. 9 e 17; per gli interventi del caso si veda il § 3.5.1.3);
- riconoscimento di status di protezione particolare per le *aree di conservazione critiche*, così come individuate dal modello binario con un filtro per le aree idonee senza soluzione di continuità e con superficie $\geq 70 \text{ km}^2$ (Figg. 10 e 18); la protezione è intesa nella loro interezza e indipendentemente dall'attuale stato di tutela (aree protette e non; per gli interventi del caso si veda il §§ 3.5.1.2 e 3.5.1.3);
- ripristino di condizioni di idoneità ambientale a carico di aree idonee particolarmente piccole e frammentate il cui recupero corrisponderebbe a un ampliamento significativo dell'idoneità su scala appenninica (Figg. 20 e 21). Tra tutte, spiccano il comprensorio del Matese, la porzione nord-occidentale della Majella, il comprensorio dei Sibillini, e l'area ad ovest della Valnerina in Umbria; l'idoneità ampiamente frammentata non permette a queste zone di rientrare tra le aree critiche di conservazione così come qui definite (Fig. 20; per gli interventi del caso si vedano i §§ 3.5.1.2 e 3.5.1.3);
- attuazione di un sistema rigoroso per la prevenzione, la mitigazione e il controllo del rischio di mortalità per cause antropiche, prioritariamente indirizzato alle trappole ecologiche (così come identificate dal modello integrato presenza/rischio di mortalità, Fig. 12) all'interno di: (i) aree protette, (ii) aree critiche di conservazione, e (iii) aree messe in contatto dalla connettività strutturale a carico della popolazione di orso residente nel PNALM e aree circostanti (Figg. 16, 17 e 22; per gli interventi del caso si veda il § 3.5.2.2);

- mantenimento delle condizioni attuali di connettività strutturale su scala appenninica così come individuate dal modello binario rifinito di conduttanza (Figg. 16 e 23; per gli interventi del caso si veda il § 3.5.3.2);
- ripristino di condizioni adeguate di connettività strutturale a carico dell'areale centrale di presenza attuale dell'orso bruno marsicano, così come individuate dal modello binario rifinito di conduttanza (Fig. 16, Appendice III; per gli interventi del caso si veda il § 3.5.3.2);

3.5.4.3 Ruolo delle Aree Protette e della Rete Natura 2000

Mentre le indicazioni gestionali finora illustrate (vedi §§ 3.5.1–3.5.3, e in particolare §§ 3.5.4.1 e 3.5.4.2) si riferiscono genericamente all'intera scala geografica e amministrativa dell'Appennino centrale, senza peraltro fare esplicito riferimento alle specifiche competenze amministrative, è possibile porre l'enfasi sulle aree protette e sui siti Natura 2000 che, grazie al loro regime di tutela, rappresentano un elemento strategico critico per una strategia di conservazione dell'orso bruno marsicano articolata sull'intera catena dell'Appennino centrale (cfr. Figg. 18, 19, 22 e 23). A tal fine, per ciascuna area protetta o sito di Natura 2000 si può quantificare portata (superficie idonea) e qualità (proporzione di aree critiche di conservazione e sito rifugio rispetto alle trappole ecologiche) ai fini della conservazione dell'orso e quindi individuare quei siti dove è relativamente più importante intervenire con azioni di tutela, recupero e controllo. Queste quantificazioni sono presentate in Appendice IV per le principali aree protette interne o immediatamente limitrofe all'areale attuale dell'orso, e restano ad esempio di cosa si può ottenere intersecando i modelli qui presentati con layer amministrativi di vario tipo (p. es. Siti Natura 2000, Comuni, etc.).

Area protetta	Superficie (km ²)	Area idonea (km ²)	Aree critiche conservazione (km ²)	Siti rifugio (km ²)	Trappole ecologiche (km ²)	Indice di rischio ^a
Parco Naz Abruzzo Lazio e Molise	506,8	391,4	379,9	182,7	208,7	0,29
Parco Naz Majella	740,8	224,4	124,0	143,8	80,7	0,25
Parco Nat Reg M.ti Simbruini	298,3	195,3	180,9	66,6	128,7	0,99
Parco Reg Nat Sirente-Velino	543,9	174,5	144,1	72,4	102,1	0,81
Parco Reg Nat Matese	333,5	144,0	-	100,9	43,1	0,30
Parco Reg Nat M.ti Lucretili	182,9	49,2	-	19,4	29,9	3,13
Ris Nat Fara S. Martino Palombaro	42,3	38,8	38,8	34,9	3,8	0,28
Ris Nat Duchessa	33,1	30,9	30,9	12,4	18,5	4,82
Ris Nat M,te Velino	39,5	26,4	25,6	21,8	4,6	0,79
Ris Nat Navegna/Cervia	35,8	14,4	8,0	5,4	9,0	11,59
Ris Nat Genzana/Alto Gizio	31,2	3,6	-	1,7	1,9	31,11

^a: rapporto tra trappole ecologiche e siti rifugio standardizzato per la superficie totale di area idonea = [(km² trappola ecologica / km² sito rifugio) / km² area idonea]*100

Tabella 21. – Caratterizzazione delle aree protette dell'Appennino centrale (dimensioni >30 km²) in termini di portata e qualità per la conservazione dell'orso bruno marsicano. La portata è direttamente proporzionale alla superficie di area idonea e di aree critiche di conservazione, mentre la qualità si misura come rapporto tra siti rifugio e trappole ecologiche (vedi anche Appendice IV).

Come esempio delle indicazioni gestionali che possono scaturire da questi confronti, vediamo che tra le aree protette dell'Appennino centrale di dimensione >30 km² (inclusi parchi nazionali, regionali, e riserve naturali), vediamo che il PNALM include la maggiore estensione di aree idonee per l'orso, seguito dal Parco Nazionale della Majella e dai Parchi Regionali dei M.ti Simbruini e del Sirente-Velino (Tab. 22); in quanto a contributo alle aree critiche di conservazione è sempre il PNALM ad avere la più ampia portata, seguito dal Parco Regionale dei M.ti Simbruini; tuttavia, tra le 4 aree protette con presenza attuale dell'orso e

maggior portata per la conservazione (area idonea $\geq 174,5$ km²), il Parco Regionale dei Simbruini e il Parco Regionale del Sirente-Velino spiccano per un elevato indice di rischio dovuto all'elevata proporzione della superficie idonea che funge da trappola ecologica (Tab. 22). Analoghe quantificazioni possono essere fatte per tutti i siti della rete Natura 2000, e da questo tipo di confronti possono emergere priorit  di intervento, mirate da una parte a aumentare la portata in termini di conservazione e, dall'altra, a aumentarne la qualit  diminuendo l'indice di rischio.

4. SUGGERIMENTI PER L'USO DEI MODELLI A FINI GESTIONALI

I modelli qui presentati, congiuntamente al modello relativo alla presenza potenziale dell'orso durante il periodo iperfagico (Maiorano et al. 2015), vogliono rappresentare un punto di riferimento affinché i requisiti dell'orso durante il suo periodo di attività annuale possano essere efficacemente tenuti da conto all'interno della pianificazione territoriale sull'intera scala centro-appenninica. La diversità di modelli prodotti (e corrispondente cartografia di riferimento) offre la possibilità di calibrare il processo di valutazione al periodo più adeguato, tenendo conto del ciclo annuale dell'orso. Per attività, come ad esempio l'esercizio venatorio, il cui impatto potenziale sull'orso è limitato al periodo autunnale (settembre novembre) e coincide in larga misura con la fase iperfagica dell'orso, si può fare riferimento al modello prodotto a supporto di una gestione venatoria sostenibile con la presenza dell'orso (Ciucci et al. 2012, Maiorano et al. 2015); per attività il cui impatto non è invece prevedibile su base stagionale o è comunque protratto lungo l'intero corso dell'anno, è utile fare riferimento ai modelli qui presentati (distribuzione potenziale e suoi derivati, rischio di mortalità, trappole ecologiche, connettività strutturale). Infine, un modello per la distribuzione potenziale dei siti di svernamento, attualmente in fase di perfezionamento, sarà presto reso disponibile come supporto per la pianificazione di attività tipicamente invernali (p. es., ceduzione di quota, attività ricreative, etc.).

4.1 SINTESI DEI MODELLI

È utile sintetizzare il significato, i criteri interpretativi ed i limiti dei modelli qui presentati (Tab. 22) al fine di facilitarne un uso appropriato in prospettiva delle diverse applicazioni gestionali.

- Il modello continuo di *distribuzione potenziale* (o probabilità di presenza) visualizza configurazione e distribuzione della probabilità di presenza, come surrogato dell'idoneità ambientale, dell'orso marsicano su larga scala; da questo derivano sia il modello delle *aree idonee* (ottenuto dal modello di distribuzione potenziale tramite binarizzazione e successiva rifinitura tramite MSPA), e il modello delle aree critiche di conservazione (un sottoinsieme delle aree idonee, selezionate sul criterio dimensionale $\geq 70 \text{ km}^2$).
- Il modello continuo del *rischio di mortalità* visualizza la distribuzione del rischio di mortalità dell'orso per cause antropiche.
- Il modello *integrato probabilità di presenza/mortalità* origina dall'intersezione tra il modello delle aree idonee e il livello maggiore (75° percentile) del rischio di mortalità. Specialmente per specie, come l'orso, con un ridotto tasso riproduttivo e una elevata suscettibilità a cause di mortalità di origine antropica, considerare unicamente l'idoneità ambientale può essere altamente fuorviante; mentre una zona ad elevata idoneità ambientale corrisponde generalmente ad una maggiore probabilità di presenza, questa può a sua volta paradossalmente tradursi un accresciuto rischio di mortalità per cause antropiche nel caso questo sia localmente elevato (ad esempio, per eccessiva penetrazione stradale e frequentazione da parte dell'uomo, o per attività potenzialmente conflittuali con la presenza dell'orso). Il modello integrato mette in luce quindi 2 categorie di riferimento gestionale, ciascuna caratterizzata da livelli crescenti di idoneità: i siti rifugio (elevata idoneità ambientale, rischio di mortalità inferiore al 75%), e le trappole ecologiche (elevata idoneità ambientale, rischio di mortalità superiore al 75%). La scelta di tagliare il modello del rischio di

mortalità al 75% è chiaramente arbitraria ed ha lo scopo di mettere in evidenza le zone che più di altre sembrano richiedere interventi urgenti ed efficaci di prevenzione; tuttavia, il modello continuo di mortalità illustra chiaramente che il rischio non è limitato alle sole trappole ecologiche per cui interventi di controllo, repressione e prevenzione sono leciti e necessari non solo all'interno delle trappole ecologiche e il modello continuo di mortalità può essere utile in tal senso.

- Il modello di *connettività strutturale*, limitatamente alle zone che non sono ricomprese nelle aree idonee e che nasce dal modello continuo di conduttanza, previa binarizzazione e rifinitura tramite MSPA. Il modello di connettività strutturale visualizza le zone dove l'insieme delle variabili ambientali e antropogeniche, alla risoluzione spaziale contemplata in ambiente GIS, sembra permettere l'attraversamento da parte di orsi in spostamento (dispersione), condizione questa necessaria per l'espansione dell'areale e, in futuro, la connessione genetica tra nuclei con distribuzione frammentata su scala appenninica.

Modello	Sviluppo	Interpretazione
Probabilità di presenza	<i>Ensemble forecasting</i> ^a dai dati di presenza	Valori continui di probabilità di presenza
Aree idonee	Derivato dal modello continuo di probabilità di presenza, tramite binarizzazione (10° percentile inferiore) e consolidamento con MSPA ^b	Distribuzione, conformazione e localizzazione delle zone idonee alla presenza dell'orso su scala appenninica
Aree critiche di conservazione	Derivato dal modello delle Aree Idonee tramite criterio dimensionale (≥ 70 km ²)	Distribuzione, conformazione e localizzazione delle aree (definite come aree critiche di conservazione) in grado di includere uno o più <i>home range</i> annuali di femmine adulte
Rischio di mortalità	<i>Ensemble forecasting</i> ^a a partire da 40 localizzazioni di orsi morti per causa antropica dal 1980 al 2014	Valori continui del rischio di mortalità per l'orso per cause antropogeniche (veicoli, veleno, trappole, arma da fuoco, altri incidenti)
Integrato presenza/mortalità	Derivato dalla sovrapposizione del modello delle Aree Idonee con i livelli superiori (75%) del rischio di mortalità	Distribuzione, conformazione e localizzazione dei siti rifugio (alta idoneità e basso rischio di mortalità) e delle trappole ecologiche (alta idoneità e elevato rischio di mortalità)
Probabilità di spostamento	<i>Ensemble forecasting</i> ^a a partire dalle localizzazioni GPS di femmine adulte in movimento	Valori continui di probabilità di spostamento su scala appenninica
Conduttanza	Analisi di connettività condotte sulla base della probabilità di spostamento e tramite approccio quantitativo della teoria dei circuiti ^c	Valori continui di probabilità relativa di connettività strutturale tutte le aree idonee
Connettività strutturale	Derivato dal modello continuo di conduttanza, tramite binarizzazione (60° percentile) e consolidamento con MSPA ^b	Distribuzione, configurazione e localizzazione delle zone in cui è presente connettività strutturale per l'orso tra le aree idonee

^a: Biomod2 (Thuiller et al. 2009)

^b: Morphological Spatial Pattern Analysis effettuata con il software GUIDOS (Vogt 2016)

^c: Circuitscape (McRae et al. 2008)

Tabella 22. – Elenco dei modelli prodotti a supporto di una cartografia aggiornata per il PATOM (Convenzione MATTM-UZI del 20.12.2014). I modelli di base (vedi Tab. 24) sono stati restituiti al MATTM in formato raster e/o vettoriale per ulteriori eventuali elaborazioni. Inoltre, i modelli più indicativi ai fini gestionali sono stati sovrapposti a carte tematiche (IGM) forniti al MATTM in formato digitale sotto forma di cartografia (vedi Tab. 23).

4.2 RACCOMANDAZIONI PER L'USO E INTERPRETAZIONE DEI MODELLI

I modelli di cui sopra sono di supporto alla conservazione dell'orso da tre punti di vista complementari: come prima cosa, i modelli raffigurano le condizioni minime di conservazione che vanno come tali tutelate su scala appenninica, e quindi fungono da riferimento geograficamente esplicito per la pianificazione territoriale e per la valutazione di incidenza di qualsiasi intervento infrastrutturale (p. es., strade, impianti sciistici, centrali eoliche, etc.) o attività antropica (p. es., zootecnia, turismo, caccia, etc.). Secondo, i modelli offrono uno strumento utile per identificare priorità zonali di intervento (p. es., trappole ecologiche, zone di connessione) sulla base della loro valenza (dimensione, configurazione e collocazione relativa) su scala appenninica. Terzo, i modelli sono utili per valutare la maggiore o minore adeguatezza degli interventi, locali finalizzati alla tutela dell'orso, in quanto inquadrano funzionalmente la loro collocazione in relazione alla idoneità, al rischio di mortalità e alla connettività sull'intera scala appenninica. In questo senso, i diversi modelli forniscono indicazioni utili dipendentemente dal contesto e dalla finalità applicative, ma un approccio più esaustivo deve tenere conto di una valutazione integrata che scaturisce dall'insieme di tutti i modelli.

È da sottolineare comunque che i modelli sono stati elaborati per applicazioni su vasta scala, dall'Appennino Umbro-marchigiano a nord fino al Matese a sud, e i limiti che questa scala impone a livello di risoluzione ecologica e spaziale devono essere tenuti debitamente da conto. Mentre i modelli forniscono indicazioni utili su estensione, distribuzione, configurazione e connessione relative delle zone di idoneità e/o rischio su vasta scala, nonché sul grado di sovrapposizione con i singoli ambiti amministrativi, essi tuttavia non forniscono indicazioni a elevata risoluzione locale. Di conseguenza, non è lecito attendersi un'elevata accuratezza nei confini delle zone corrispondenti a diversi livelli di idoneità e/o di rischio; questi, ai fini delle applicazioni gestionali, devono servire piuttosto come riferimento della collocazione approssimativa delle zone di idoneità dovrebbe e in questo senso servire da supporto ed indirizzo per l'applicazione di criteri di delimitazione più precisi e pensati su scala locale, possibilmente secondo un principio precauzionale, al fine di specifiche esigenze gestionali.

4.3 GUIDA ALLE TAVOLE

Tra tutti i modelli prodotti, quelli di particolare valenza gestionale sono stati forniti al MATTM sotto forma di file immagine (Tavole) sovrapposti a carte topografiche IGM (Tabb. 23). In particolare, sono state prodotte 87 tavole, di cui 7 sono rappresentazioni dell'intera area di studio (scala 1 : 500.000) ciascuna riportante un modello differente ed inclusive di un quadro d'insieme (Tavola 1) e dell'areale attuale di presenza (Tavola 7), mentre le restanti 80 rappresentano riquadri a maggior risoluzione (scala 1 : 100.000) dei modelli precedentemente rappresentati a scala appenninica.

Tavola	Scala	Modello	Descrizione
1	1:500.000	Quadro d'insieme	Sono riportati in verde i 16 riquadri di dettaglio (dalla A alla P, procedendo da nord a sud, e da est a ovest). Le 3 diverse aree in cui è stata suddivisa l'area di studio sono visualizzate con colori diversi (rosso: area centrale di calibrazione in rosso; giallo: area periferica; blu: area di espansione dell'areale. In retinato nero sono visibili alcune aree protette (parchi nazionali e regionali, riserve

			naturali statali e regionali) e, in grigio, sono riportati i confini provinciali.
2	1:500.000	Probabilità di presenza (binarizzato)	Viene rappresentato il modello continuo di probabilità di presenza discretizzato in base ad un valore soglia corrispondente al 10% inferiore della distribuzione dei valori di idoneità ambientale dei 5.987 punti utilizzati per la calibrazione del modello nell'area di calibrazione. Le aree non idonee vengono rappresentate in grigio chiaro, mentre le aree idonee sono rappresentate con valori di verde continui (dal verde chiaro per le aree meno idonee al verde più scuro per le aree più idonee). In retinato nero sono riportate le aree protette, in grigio i confini provinciali, e con colori diversi le 3 aree in cui è stata suddivisa l'area di studio. Lo sfondo della tavola è rappresentato dai fogli IGM in scala 1:250.000.
2 A-P	1:100.000	Probabilità di presenza (riquadri di dettaglio)	Ulteriori 16 tavole di dettaglio della Tavola 2, nominate con lettere dalla A alla P, utilizzando gli inquadramenti riportati in Tavola 1. Oltre alla scala, l'unica differenza rispetto alla Tavola 2 è l'aggiunta dei confini comunali (arancione) e che la tavoletta sottostante è in scala 1:25.000.
3	1:500.000	Rischio di mortalità per cause antropiche	Il modello continuo è discretizzato in base ai 4 quartili (0-25%, 25%-50%, 50%-75%, 75%-100%) e le classi corrispondenti sono visualizzate nei toni del rosso. In retinato nero sono riportate le aree protette, in grigio i confini provinciali, e con colori diversi le 3 aree in cui è stata suddivisa l'area di studio. Lo sfondo della tavola è rappresentato dai fogli IGM in scala 1:250.000.
3 A-P	1:100.000	Rischio di mortalità per cause antropiche (riquadri di dettaglio)	Ulteriori 16 tavole di dettaglio della Tavola 3, nominate con lettere dalla A alla P, utilizzando gli inquadramenti riportati in Tavola 1. Oltre alla scala, l'unica differenza rispetto alla Tavola 3 è l'aggiunta dei confini comunali (arancione) e che la tavoletta sottostante è in scala 1:25.000.
4	1:500.000	Integrato presenza/rischio di mortalità	Integra il modello di distribuzione potenziale e il modello del rischio di mortalità per cause antropiche; il primo è ottenuto dal modello continuo binarizzato (Tavola 2) a rifinito con analisi MSPA risultando nella identificazione delle aree idonee all'interno delle quali la distribuzione dei valori di probabilità è stata discretizzata in 3 classi (0-33%, 33%-66%, 66%-100%); a queste è stato sovrapposto il modello del rischio di mortalità, limitatamente al quartile superiore dei suoi valori, risultando nelle 6 classi rappresentate nel modello (vedi anche Fig. 7). In grigio chiaro vengono rappresentate le aree non idonee. In retinato nero sono riportate le aree protette, in grigio i confini provinciali, e con colori diversi le 3 aree in cui è stata suddivisa l'area di studio. Lo sfondo della tavola è rappresentato dai fogli IGM in scala 1:250.000.
4 A-P	1:100.000	Integrato presenza/rischio di mortalità (riquadri di dettaglio)	Ulteriori 16 tavole di dettaglio della Tavola 4, nominate con lettere dalla A alla P, utilizzando gli inquadramenti riportati in Tavola 1. Oltre alla scala, l'unica differenza rispetto alla Tavola 4 è l'aggiunta dei confini comunali (arancione) e che la tavoletta sottostante è in scala 1:25.000.
5	1:500.000	Aree Idonee e Area Critiche di Conservazione	Vengono visualizzate le Aree Idonee alla presenza dell'orso marsicano a scala appenninica e, tra

			<p>queste, quelle di importanza critica per la sua conservazione (Aree Critiche di Conservazione, ACC). Le aree idonee derivano dalla discretizzazione del modello continuo di probabilità di presenza e successiva analisi MSPA (vedi Tabella 13), mentre le ACC sono state individuate a partire tramite selezione delle aree idonee con estensione ≥ 70 Km². In grigio sono rappresentate tutte le aree considerate non idonee per la presenza dell'orso. In retinato nero sono riportate le aree protette, in grigio i confini provinciali, e con colori diversi le 3 aree in cui è stata suddivisa l'area di studio. Lo sfondo della tavola è rappresentato dai fogli IGM in scala 1:250.000.</p>
5 A-P	1:100.000	Aree Idonee e Area Critiche di Conservazione (riquadri di dettaglio)	<p>Ulteriori 16 tavole di dettaglio della Tavola 5, nominate con lettere dalla A alla P, utilizzando gli inquadramenti riportati in Tavola 1. Oltre alla scala, l'unica differenza rispetto alla Tavola 5 è l'aggiunta dei confini comunali (arancione) e che la tavoletta sottostante è in scala 1:25.000.</p>
6	1:500.000	Connettività strutturale	<p>Viene rappresentato il modello di connettività strutturale per l'orso marsicano, a partire dal modello continuo di probabilità di spostamento tra le aree idonee tramite CircuitScape. Il modello risultante è stato quindi binarizzato (60° percentile), sottratto delle aree idonee, e quindi analizzato tramite MSPA per escludere le aree eccessivamente piccole e frammentate. Nella stessa tavola vengono rappresentate le aree idonee con al loro interno valori di probabilità continui. In retinato nero sono riportate le aree protette, in grigio i confini provinciali, e con colori diversi le 3 aree in cui è stata suddivisa l'area di studio. Lo sfondo della tavola è rappresentato dai fogli IGM in scala 1:250.000.</p>
6 A-P	1:100.000	Connettività strutturale (riquadri di dettaglio)	<p>Ulteriori 16 tavole di dettaglio della Tavola 6, nominate con lettere dalla A alla P, utilizzando gli inquadramenti riportati in Tavola 1. Oltre alla scala, l'unica differenza rispetto alla Tavola 6 è l'aggiunta dei confini comunali (arancione) e che la tavoletta sottostante è in scala 1:25.000.</p>
7	1:500.000	Distribuzione attuale dell'orso bruno marsicano (2005-2014)	<p>Si tratta della tavola raffigurante l'areale dell'orso marsicano prodotto utilizzando procedure geostatistiche applicate ai punti di presenza relativi all'intera scala appenninica nel periodo 2005-2014.</p>

Tabella 23. – Elenco della cartografia (Tavole), e dei corrispondenti modelli di partenza, forniti al MATTM in formato digitale a supporto delle attività del PATOM.

Oltre ai suddetti formati, i modelli sono stati anche forniti al MATTM nel loro formato lavorabile (raster) originario (Tab. 24). Oltre ai modelli di base (probabilità di presenza rischio di mortalità, e integrato presenza/mortalità, conduttanza), viene fornito anche il modello di connettività strutturale sia prima che dopo l'applicazione MSPA (Tab. 24); il motivo è fornire indicazioni utili per pianificare interventi atti al ripristino della connettività parzialmente o del tutto compromessa, ovvero indicazione di frammenti di connettività dai quali ripartire con interventi rivolti all'habitat per ripristinare una connettività maggiormente diffusa.

Nel caso i file lavorativi dei modelli venissero utilizzati al fine di produrre un'ulteriore rivisitazione dei modelli stessi o derivare altre applicazioni gestionali si prega di citare la fonte (vedi frontespizio relazione) e darne informazione agli autori.

Modello	Nome del file	Estensione
Probabilità di presenza (mod. continuo)	mod_idoneita	Raster grid
Rischio di mortalità per cause antropiche (mod. continuo)	mod_mortalita	Raster grid
Integrato presenza/rischio di mortalità	double_model	Raster grid
Conduttanza (mod. continuo)	mod_circuit	Raster grid
Connettività strutturale ^a	corridoi	Shapefile
Connettività strutturale ^b	corridoi_preMSPA	Shapefile
Frammenti idoneità ^c	mspa_eliminate	Shapefile

^a: in seguito ad applicazione dell'MSPA

^b: precedentemente all'applicazione dell'MSPA

^c: frammenti di idoneità scartati in seguito a applicazione di MSPA a partire dal modello binarizzato di probabilità di presenza

Tabella 24. – Elenco dei modelli forniti al MATTM in format originale (raster o vettoriale) al fine di ulteriori analisi e/o rivisitazioni in chiave gestionale.

Ringraziamenti

Si ringraziano tutti i tecnici e gli Enti che hanno condiviso i dati di presenza dell'orso e, in particolare: A. Antonucci (Parco Nazionale della Majella); T. Altea (Coordinamento Territoriale per l'Ambiente del PNALM e Ufficio Territoriale per la Biodiversità di Castel di Sangro); A. D'Orsi (Riserva Regionale Zompo Lo Schioppo); M. Fabrizio (Riserva Naturale Regionale Monte Genzana e Alto Gizio); R. Latini (Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise); A. Monaco e I. Pizzol (Agenzia Regionale Parchi della Regione Lazio); P. Morini (Parco Regionale Naturale Sirente-Velino); F. Ricci (Riserva Naturale Gole del Sagittario); L. Sammarone (Corpo Forestale dello Stato, Comando Provinciale di Isernia); F. Striglioni (Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga). Si ringraziano inoltre l'Ente Parco Nazionale dei Monti Sibillini, P. Forconi e M. Dell'Orso (Studio Faunistico Chiros) per la condivisione dei dati di presenza di un orso maschio nella zona dal 2006 al 2010. Si ringraziano inoltre il Dipartimento di Biologia e Biotecnologie dell'Università di Roma "La Sapienza" e l'Ente Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise per la disponibilità dei dati telemetrici raccolti nell'ambito di un progetto di ricerca (2006-2010) cofinanziato dalla Wildlife Conservation Society.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV. 2007. Linee guida per la realizzazione e valutazione dei parchi eolici in Abruzzo, Regione Abruzzo, Ufficio Ambiente Parchi e Territorio, L'Aquila (scaricabile da:
<http://www.regione.abruzzo.it/xambiente/index.asp?modello=lineeGuiConMet&servizio=xList&stileDiv=monoLeft&template=intIndex&b=lineeGui1>).
- AA.VV. 2011. Piano d'Azione per la Tutela dell'Orso Marsicano, Direzione Protezione della Natura, Ministero per la tutela dell'Ambiente del Territorio e del Mare, Roma.

- Araújo MB & New M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22:42-47.
- Bjornlie DD, Thompson DJ, Haroldson MA, Schwartz CC, Gunther KA, Cain SL, Tyers DB, Frey KL, Aber BC. 2014. MEthods to estimate distribution and range extent of Grizzly bear in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Wildlife Society Bulletin* 38:182-187.
- Bologna ME & Vigna Taglianti A. 1992. Osservazioni nell'area dell'orso marsicano con particolare riferimento al Gran Sasso ed a Monti della Laga. *Hystrix, the Italiann Journal of Mammalogy* 4:75-80.
- Boscagli G, Pellegrini M, Febbo D, Pellegrini M, Castellucci C & Calò CM. 1995. Distribuzione storica recente (1900 – 1991) dell'orso bruno marsicano all'esterno del Parco Nazionale d'Abruzzo. *Atti Società Italiana di Scienze Naturali, Museo Civico di Storia Naturale di Milano* 134:46-84.
- Broennimann O, Fitzpatrick MC, Pearman PG, Petitpierre B, Pellissier L, Yoccoz NG, Thuiller W, Fortin M-J, Randin C, Zimmermann NE, Graham CH, Guisan A. 2012. Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data. *Global Ecology and Biogeography* 21:481-497.
- Buisson L, Thuiller W, Casajus N, Lek S & Grenouillet G. 2010. Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology* 16:1147-1157.
- Calenge C, Darmon G, Basille M, Loison A & Jullien J-M. 2008. The factorial decomposition of the Mahalanobis distances in habitat selection studies. *Ecology* 89:555-566.
- Chandra AK, Raghavan P, Ruzzo L, Smolensky R, & Tiwari P. 1997. The electrical resistance of a graph captures its commute and cover times. *Computational Complexity* 6:312-340.
- Chetkiewicz CLB & Boyce MS. 2009. Use of resource selection functions to identify conservation corridors. *Journal of Applied Ecology* 46:1036-1047.
- Ciucci P & Boitani L. 2008. The Apennine Brown Bear: a critical review of its status and conservation problems. *Ursus* 19:130-145.
- Ciucci P & Boitani L. 2010. Conservation of large carnivores in Abruzzo: a research project integrating species, habitat and human dimension. Annual Report 2009. Wildlife Conservation Society, New York, N.Y., USA.
- Ciucci P, Falcucci A & Boitani L. 2011. Mappe di idoneità e rischio ambientale per l'Orso Bruno Marsicano: nota integrativa per una corretta interpretazione. Ministero per la Tutela dell'Ambiente del Territorio e del Mare, Roma.
- Ciucci P, Maiorano L & Masi M. 2012. Cartografia per la sperimentazione di forme di prelievo venatorio compatibili con la tutela dell'orso bruno marsicano (Azione B1 del PATOM): relazione tecnica e cartografia. Regione Abruzzo, L'Aquila.
- Di Clemente G, Carotenuto L, Caporioni M, Donfrancesco S, Guj I, Monaco A, Peria E, Pizzol I & Tarquini L. 2012. Seven years of surveillance of the Apennine brown bear outside its core area. In: Prigioni C, Balestrieri A, Preatoni DG, Masseroni E (Eds.) VIII Congresso Italiano di Teriologia. Riassunti: Comunicazioni e Poster. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy, Supp. (n.s.):* 114.
- Diniz-Filho JAF, Bini LM, Rangel TF, Loyola RD, Hof C, Nogués-Bravo D & Araújo MB. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32:897-906.
- Doyle PG & Snell JL. 1984. Random walks and electric networks. Mathematical Association of America, Washington, D.C., USA.

- Elith J, Kearney M & Phillips S. 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution* 1:330-342.
- Faluccci A. 2007. Conservation of large carnivores in a human dominated landscape: Habitat models and potential distribution. Dissertation, University of Idaho, Moscow, USA.
- Faluccci A, Maiorano L, Ciucci P, Garton EO & Boitani L. 2008. Land-cover change and the future of the Apennine brown bear: a perspective from the past. *Journal of Mammalogy* 89:1502-1511.
- Faluccci A, Ciucci P, Maiorano L, Gentile L & Boitani L. 2009. Assessing habitat quality for conservation using an integrated occurrence-mortality model. *Journal of Applied Ecology* 46:600-609.
- Febbo D & Pellegrini M. 1990. The historical presence of the brown bear in the Apennines. *Aquilo Serie Zoologica* 27:85-88.
- Forconi P, & Dell'Orso M. 2008. La presenza dell'Orso bruno marsicano (*Ursus arctos marsicanus*) nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* (n.s.) Supp.: 88.
- Forconi P, Davoli F, Di Clemente G, Dell'Orso M, Pizzol I, Randi E & Ciucci P. 2014. Fatal long distance roaming of a male bear highlights survival threats to dispersing bears in the Apennines, central Italy. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 25:56-58.
- Franklin IR. 1980. Evolutionary change in small populations. Pagg. 135–150 in (Soulé ME e Wilcox BA, eds); *Conservation Biology: an Evolutionary–Ecological Perspective*, Sinauer Associates.
- Guisan A, & Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Hirzel AH, Helfer V & Métral F. 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling* 145:111-121.
- Hirzel AH, Hausser J, Chessel D & Perrin N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83:2027-2036,
- Hirzel AH, Le Lay G, Helfer V, Randin C & Guisan A. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling* 199:142-152.
- Johnston K, Ver Hoef JM, Krivoruchko K, Lucas, N. 2001. *Usinf ArcGIS geostatistical analyst*. Environmental System Research Institute, Redlands, Callifornia, USA.
- LaPoint S, Gallery P, Wikelski M & Kays R. 2013. Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. *Landscape Ecology* 28:1615-1630.
- Liu C, White M & Newell G. 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography* 40:778-789.
- Maiorano L, Faluccci A, Zimmermann NE, Psomas A, Pottier J, Baisero D, Rondinini C, Guisan A & Boitani L. 2011. The future of terrestrial mammals in the Mediterranean basin under climate change. *Philosophical Transaction of the Royal Society B* 366:2681-2692.
- Maiorano L, Boitani L, Monaco A, Tosoni E & Ciucci P. 2015. Modeling the distribution of Apennine brown bears during hyperphagia as a management tool to reduce the impact of wild boar hunting. *European Journal of Wildlife Research* 61:241-253.
- McRae RH, Dickson BG, Keitt TH & Shah VB. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology* 89:2712-2724.
- Phillips SJ, Anderson RP & Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecological Modeling* 190:231-259.

- Posillico M, Meriggi A, Pagnin E, Lovari S & Russo L. 2004. A habitat model for brown bear conservation and land use planning in the central Apennines. *Biological Conservation* 118:141-150.
- Rodriguez-Soto C, Monroy-Vilchis O, Maiorano L, Boitani L, Faller JC, Briones MA, Nuñez R, Rosas-Rosas O, Caballos G & Falcucci A. 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distribution* 17:350-361.
- Rositi A, Altea T, Console C, Di Santo D, Gentile C, Lo Giudice L, Posillico M, Ciucci P. 2015. Linee guida per una gestione forestale compatibile con la conservazione dell'orso bruno marsicano. Documento Tecnico GAL Gran Sasso-Velino, l'Aquila.
- Soille P & Vogt P. 2008. Morphological segmentation of binary patterns. *Patterns Recognition Letters* 30:56-459.
- Swets JA. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic system. *Science* 240:1285-1293.
- Thuiller W, Lafourcade B, Engler R & Araújo MB. 2009. BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32:369-373.
- Thuiller W, Maiorano L, Mazel F, Guilhaumon F, Ficetola GF, Lavergne S, Renaud J, Roquet C, Mouillot D. 2015. Conserving the functional and phylogenetic trees of life of European tetrapods. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 370: 20140005.
- Vogt P. 2016. GuidosToolbox (Graphical User Interface for the Description of image Objects and their Shapes): Digital image analysis software collection available at the following web site: <http://forest,jrc,ec,europa,eu/download/software/guidos>.
- Zeller KA, McGarigal K, Beier P, Cushman SA, Vickers TW & Boyce WM. 2014. Sensitivity of landscape resistance estimates based on point selection functions to scale and behavioral state: pumas as a case study. *Landscape Ecology* 29:541-557.
- Zupan L, Cabeza M, Maiorano L, Roquet C, Devictor V, Lavergne S, Mouillot D, Mouquet N, Renaud J & Thuiller W. 2014. Spatial mismatch of phylogenetic diversity across three vertebrate groups and protected areas in Europe. *Diversity and Distributions* 20:674-685.
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA & Smith GM. 2009. *Mixed Effect Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, Berlino.
- Zuur AF, Ieno EN & Elphick CS. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1:3-14.

APPENDICE I

Elenco degli orsi deceduti per causa antropica nell'area centrale di presenza della specie dal 1980 al 2014 e utilizzati per la calibrazione del modello del rischio di mortalità.

ID orso	Causa decesso	Comune	Data rinvenimento
ORS23	Investimento (treno)	Pettorano sul Gizio	02/11/1980
ORS24	Investimento (treno)	Castel di Sangro	21/04/1981
ORS25	Investimento (treno)	Castel di Sangro	17/07/1981
ORS5	Arma da fuoco	Pescasseroli	12/10/1981
ORS26	Laccio e arma da fuoco	Ortucchio	10/05/1982
ORS2	Laccio e arma da fuoco	Ortucchio	10/05/1982
NA1	Incidente	Sulmona	01/06/1982
ORS27	Arma da fuoco	Villavallelonga	25/08/1982
ORS1	Arma da fuoco	Alfedena	30/08/1982
NA2	Investimento (autotreno)	Pettorano sul Gizio	01/09/1982
ORS20	Investimento (autovettura)	Civitella Alfedena	24/09/1982
ORS3	Arma da fuoco	Alfedena	27/10/1982
ORS4	Arma da fuoco	Villavallelonga	08/11/1982
ORS8	Arma da fuoco	Lecce nei Marsi	25/08/1983
ORS9	Arma da fuoco	Opi	22/10/1983
ORS10	Arma da fuoco	Campoli Appennino	04/01/1984
ORS13	Arma da fuoco	Villavallelonga	08/11/1984
ORS17	Arma da fuoco	Villavallelonga	06/12/1984
ORS14	Arma da fuoco	Lecce nei Marsi	08/12/1987
OrsNec0191	Investimento (autovettura)	Roccaraso	19/03/1991
OrsNec0291	Investimento (autotreno)	Cocullo	01/05/1991
Franco	Arma da fuoco	Alfedena	29/09/1992
OrsNec0195	Investimento (treno)	Scontrone	22/09/1995
OrsNec0197	Arma da fuoco	Castel San Vincenzo	18/02/1997
OrsNec0399	Avvelenamento	Lecce nei Marsi	11/10/1999
OrsMaj0100	Laccio	Caramanico	13/11/2000
OrsNec0300	Avvelenamento	Gioia dei Marsi	15/12/2000
OrsNec0302	Arma da fuoco	Castel San Vincenzo	02/10/2002
Serena	Arma da fuoco	Alfedena	20/10/2002
OrsNec0103	Avvelenamento	Villavallelonga	18/07/2003
OrsNec0203	Avvelenamento	Pescosolido	15/09/2003
OrsNec0303	Avvelenamento	Pescosolido	15/09/2003
Bernardo	Avvelenamento	Gioia dei Marsi	30/09/2007
OrsNec0307	Avvelenamento	Gioia dei Marsi	01/10/2007
OrsNec0407	Avvelenamento	Pescasseroli	02/10/2007
OrsNec0111	Braconaggio	Scontrone	21/04/2011
OrsNec0211	Investimento (autovettura)	Pescasseroli	03/05/2011
Stefano	Arma da fuoco	Castel San Vincenzo	07/07/2013
Rosy	Investimento (autovettura)	Villalago	24/10/2013
OrsNec0214	Arma da fuoco	Pettorano sul Gizio	12/09/2014

APPENDICE II

Caratterizzazione amministrativa (ambiti regionali) e di tutela (aree protette e siti Natura 2000) di ciascuna delle 15 *aree critiche di conservazione* individuate a partire dal modello di probabilità di presenza dell'orso su scala appenninica. Le aree critiche di conservazione sono elencate nella Tabella 15 e raffigurate nelle Figg. 10 e 19. Le schede che seguono, una per ciascuna area critica di conservazione, sono in ordine crescente del numero identificativo dell'area critica di conservazione.

Monte Nerone (n. 49)		Km ²	%
		157,1	
Regioni			
	Marche	147,1	93,7
	Umbria	9,9	6,3
AAPP		10,0	6,4
	Parco del Monte Cucco	10,0	6,4
SIC		79,5	50,6
	M.te Catria, M.te Acuto	50,1	31,9
	M.te Nerone - Gola Gorgo a Cerbara	26,8	17,1
	Gola del Corno di Catria	2,3	1,4
	Poggio Pantano	0,3	0,2
ZPS		101,4	64,6
	Monte Catria, Monte Acuto, Monte della Strega	56,4	35,9
	Monte Nerone e Monti di Montiego	45,0	28,6

S, Vicino-Canfai (n. 74)		Km ²	%
		97,4	
Regioni			
	Marche	97,4	100,0
AAPP		18,3	18,8
	Parco naturale regionale della Gola della Rossa e di Frasassi	18,3	18,8
SIC		18,9	19,4
	Valle Vite - Valle dell'Acquarella	9,4	9,6
	Monte S. Vicino	7,8	8,0
	Gola di Frasassi	1,8	1,8
ZPS		39,7	40,8
	Monte San Vicino e Monte Canfai	37,7	38,8
	Gola della Rossa e di Frasassi	2,0	2,1

APPENDICE II - *continua*

Monte Cucco (n.85)		Km ²	%
		127,4	
Regioni			
	Marche	90,4	71,0
	Umbria	36,9	29,0
AAPP		19,9	15,6
	Consorzio Parco del Monte Cucco	19,9	15,6
SIC		69,2	54,3
	Monte Puro - Rogedano - Valleremita	13,7	10,8
	Monti Maggio - Nero (sommità)	10,9	8,6
	Monte Giuoco del Pallone - Monte Cafaggio	10,6	8,3
	Monte lo Spicchio - Monte Columeo - Valle di S. Pietro	8,8	6,9
	Monte Maggio - Valle dell'Abbadia	4,8	3,8
	Valle delle Prigioni (Monte Cucco)	4,1	3,2
	Monte Nero e Serra Santa	4,1	3,2
	Monte Cucco (sommità)	2,8	2,2
	Gola del Corno di Catria	2,3	1,8
	Faggeto di San Silvestro	2,0	1,6
	Monte Nero e Serra Santa	2,0	1,6
	Monte Maggio - Valle dell'Abbadia	1,6	1,2
	Valle del Rio Freddo (Monte Cucco)	1,2	0,9
	Torrente Vetorno	0,2	0,1
	Monte Catria, Monte Acuto	0,1	0,1
ZPS		29,8	23,4
	Monte Giuoco del Pallone	18,9	14,8
	Monte Cucco e Monte Columeo	10,8	8,5
	Monte Catria, Monte Acuto, Monte della Strega	0,2	0,1

Valnerina (n. 206)		Km ²	%
		85,1	
Regioni			
	Umbria	85,1	100,0
AAPP		0	0
SIC		34,5	40,5
	Monti Galloro - dell'Immagine	10,8	12,7
	Monti Coscerno - Civitella - Aspra (sommità)	9,1	10,7
	Monte Maggio (sommità)	6,7	7,9
	Monti lo Stiglio - Pagliaro	4,8	5,7
	Gola del Corno - Stretta di Biselli	1,2	1,5
	Roccaporena - Monte della Sassa	1,2	1,4
	Valnerina	0,5	0,6
ZPS		0	0

APPENDICE II - *continua*

Monti della Laga (n. 218)		Km ²	%
		198,6	
Regioni			
	Abruzzo	131,1	66,0
	Marche	36,3	18,3
	Lazio	31,1	15,7
AAPP		174,3	87,7
	Parco nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga	174,3	87,7
SIC		100,0	50,4
	Monti della Laga e Lago di Campotosto	63,1	31,8
	Montagne Gemelle (dei Fiori e di Campli)	16,4	8,2
	Monte Comunitore	4,4	2,2
	Macera della Morte	4,0	2,0
	Monti della Laga (area sommitale)	2,9	1,5
	Gole del Salinello	2,8	1,4
	Fiume Tronto tra Favallanciatia e Acquasanta	2,6	1,3
	S. Gerbone	2,2	1,1
	Lago Secco e Agro Nero	1,3	0,7
	Ponte d'Arli	0,3	0,1
ZPS		155,4	78,3
	Parco Nazionale Gran Sasso Monti Della Laga	155,4	78,3

Monti Reatini (n. 261)		Km ²	%
		74,5	
Regioni			
	Abruzzo	39,3	52,7
	Lazio	35,2	47,3
AAPP		0	0
SIC		0,2	0,2
	Monti Pizzuto - Alvagnano	0,2	0,2
ZPS		0	0

APPENDICE II - *continua*

Terminillo (n. 338)		Km ²	%
		287,6	
Regioni			
	Lazio	267,7	93,1
	Abruzzo	16,5	5,7
	Umbria	3,3	1,2
AAPP		0	0
SIC		78,8	27,4
	Gruppo Monte Terminillo	21,3	7,4
	Macchialunga di Cagnano Amiterno, Piano Cascina e Palarzano	13,9	4,8
	Complesso del Monte Nuria	13,2	4,6
	Valle Avanzana - Fuscello	8,8	3,1
	Bosco Vallonina	8,3	2,9
	Gole del Velino	4,3	1,5
	Monte Cagno e Colle Pratoguerra	3,3	1,1
	Vallone del Rio Fuggio	2,7	0,9
	Monte Calvo	1,7	0,6
	Monte Fausola	1,4	0,5
	Monte la Pelosa - Colle Fergiara (Valnerina)	0,0	0,0
ZPS		163,0	56,7
	Monti Reatini	158,6	55,2
	Gole del Velino	4,3	1,5

Gran Sasso (n. 351)		Km ²	%
		220,4	
Regioni			
	Abruzzo	220,4	100,0
AAPP		217,0	98,4
	Parco Naz. Gran Sasso e M.ti della Laga	217,0	98,4
SIC		144,0	65,3
	Gran Sasso	135,6	61,5
	Monti della Laga e Lago di Campotosto	8,3	3,8
ZPS		216,6	98,3
	Parco Naz. Gran Sasso e M.ti della Laga	216,6	98,3

APPENDICE II - *continua*

Monti Sabini (n. 359)		Km ²	%
		103,0	
Regioni			
	Lazio	89,3	86,7
	Umbria	13,7	13,3
AAPP		1,9	1,9
	Consorzio Parco fluviale del Nera	1,9	1,9
SIC		49,0	47,5
	Monte Tancia e Monte Pizzuto	47,9	46,5
	Lecceta del Convento Franceseano di Greccio	0,8	0,8
	Cascata delle Marmore	0,2	0,2
	Piani di Ruschio (Stronccone)	0,0	0,0
ZPS		49,4	48,0
	Monte Tancia e Monte Pizzuto	47,9	46,5
	Bassa Valnerina: Monte Fionchi – Cascata Marmore	1,4	1,4
	Lago di Piediluco - Monte Maro	0,1	0,1

Cicolano-Carseolani (n. 425)		Km ²	%
		143,6	
Regioni			
	Lazio	134,0	93,3
	Abruzzo	9,5	6,6
AAPP		8,0	5,6
	Riserva naturale Monte Navegna e Monte Cervia	8,0	5,6
SIC		0,2	0,1
	Piana di Rascino	0,2	0,1
	Inghiottoio di Val di Varri	0,0	0,0
ZPS		0	0

APPENDICE II - *continua*

Velino (n. 429)		Km ²	%
		170,7	
Regioni			
	Abruzzo	132,8	77,8
	Lazio	37,9	22,2
AAPP		86,7	50,8
	Riserva naturale delle Montagne della Duchessa	30,9	18,1
	Parco regionale naturale del Sirente - Velino	30,2	17,7
	Riserva naturale Monte Velino	25,6	15,0
SIC		95,8	56,1
	Bosco di Cerasolo – M. Puzzillo	38,3	22,5
	Monti della Duchessa (area sommitale)	11,4	6,7
	Piano di Pezza e Colle dell'Orso	9,1	5,3
	Settori altitudinali del Monte Velino	8,5	5,0
	Murolungo, Vallone di Teve e M.Rozza	7,0	4,1
	Valloni Meridionali del Monte Velino	5,5	3,2
	Monte Duchessa - Vallone Cieco e Bosco Cartore	5,2	3,1
	Valle Majelama e del Bicchero	5,0	2,9
	Monte Cagno - Monte Ocre	4,2	2,4
	Campo Felice	1,1	0,6
	Altopiano delle Rocche	0,5	0,3
ZPS		87,7	51,4
	Sirente Velino	55,6	32,6
	Riserva Naturale "Montagne della Duchessa"	32,1	18,8

Sirente (n. 439)		Km ²	%
		88,2	
Regioni			
	Abruzzo	88,2	100,0
AAPP		88,2	100,0
	Parco regionale naturale del Sirente - Velino	88,2	100,0
SIC		56,2	63,8
	Faggete del Versante Settentrionale del Sirente	29,8	33,7
	Valle Cordora - Piano Iano	15,6	17,7
	Crinale di M. Sirente	8,1	9,1
	Prati del Sirente	2,0	2,3
	Piano Carsico dell'Anatella e Prati di Rovere	0,8	0,9
ZPS		88,2	100,0
	Sirente Velino	88,2	100,0

APPENDICE II - *continua*

Majella (n. 514)		Km ²	%
		129,9	
Regioni			
	Abruzzo	129,9	100,0
AAPP		124,0	95,5
	Parco Nazionale della Maiella	75,9	58,4
	Riserva naturale Fara San Martino Palombaro	38,8	29,8
	Riserva naturale Feudo Ugni	2,8	2,2
	Riserva naturale Valle dell' Orfento	2,7	2,1
	Riserva naturale Lama Bianca di Sant' Eufemia a Maiella	2,0	1,5
	Riserva naturale Quarto Santa Chiara	1,9	1,5
SIC		106,5	82,0
	Maiella	93,3	71,8
	Maiella Sud Ovest	13,3	10,2
ZPS		123,9	95,4
	Parco Nazionale della Majella	123,9	95,4

Ernici-Simbruini (n. 610)		Km ²	%
		492,2	
Regioni			
	Lazio	335,0	68,1
	Abruzzo	157,2	31,9
AAPP		190,9	38,8
	Parco naturale regionale Monti Simbruini	180,9	36,8
	Riserva naturale guidata Zompo lo Schioppo	10,0	2,0
SIC		227,3	46,2
	Monte Autore e Monti Simbruini - centrali	61,0	12,4
	Monna Rosa- Monte Viperella	42,9	8,7
	Monte Viglio - Zompo Lo Schioppo - Pizzo Deta	34,7	7,0
	M. Midia – M. Faito – M. Fontecellese - Colle della difesa	16,9	3,4
	Monte Dogana, Monte Padiglione, Cesa Cotta	16,5	3,3
	Serra Secca-Cima di Vallevona	13,9	2,8
	Monte Passeggio e Pizzo Deta (area sommitale)	8,0	1,6
	Valle dell'Inferno	6,6	1,3
	Monte Arunzo e Monte Arezzo	6,2	1,3
	Monte Passeggio e Pizzo Deta (versante Sud)	5,1	1,0
	Monte Ortara e Monte La Monna	3,9	0,8
	Monte Tarino e Tarinello (area sommitale)	3,4	0,7
	Sorgenti dell'Aniene	3,2	0,7
	Alta valle del Fiume Aniene	2,3	0,5
	Monte Viglio (area sommitale)	2,2	0,5
	Campo Catino	0,5	0,1
	Grotta dell'Inferniglio	0,0	0,0
ZPS		331,4	67,3
	Monti Simbruini e Ernici	331,4	67,3

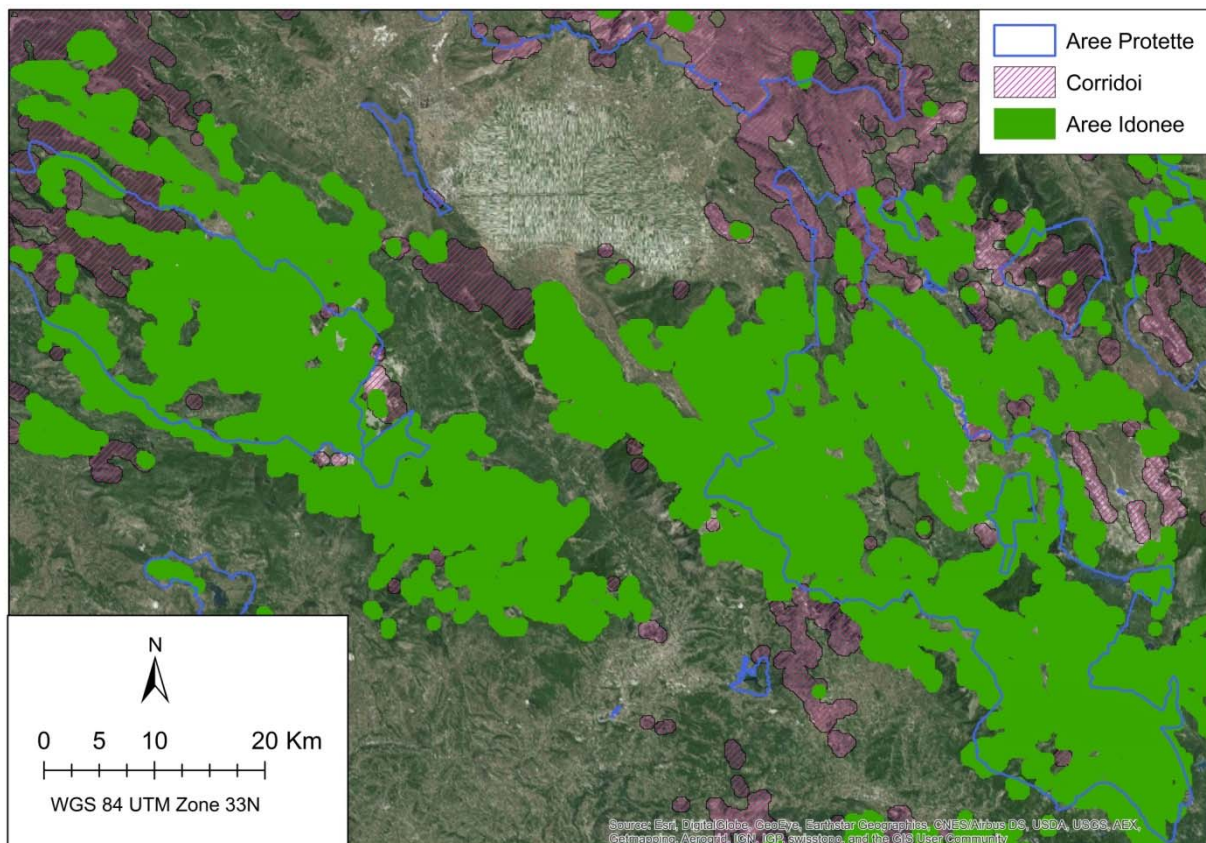
APPENDICE II - *continua*

PNALM (n. 661)		Km ²	%
		814,2	
	Regioni		
	Abruzzo	535,0	65,7
	Lazio	205,5	25,2
	Molise	73,6	9,0
	AAPP	379,9	46,7
	Parco Nazionale dell'Abruzzo, Lazio e Molise	370,2	45,5
	Riserva naturale Feudo Intramonti	8,6	1,1
	Riserva naturale Colle di Licco	1,0	0,1
	SIC	520,2	63,9
	Parco Nazionale d'Abruzzo	438,3	53,8
	Gruppo della Meta - Catena delle Mainarde	33,6	4,1
	Cime del Massiccio della Meta	23,2	2,8
	Val Canneto	9,8	1,2
	Vallone Lacerno (fondovalle)	7,8	1,0
	Pantano Zittola - Feudo Valcocchiara	5,3	0,7
	Pendici di Colle Nero	1,1	0,1
	Monte S. Paolo - Monte La Falconara	1,0	0,1
	Monte Genzana	0,1	0,0
	Lago di Scanno ed Emissari	0,0	0,0
	ZPS	401,3	49,3
	Parco Nazionale d'Abruzzo	306,9	37,7
	Monti della Meta	74,9	9,2
	Monte Cornacchia - Tre Confini	19,5	2,4

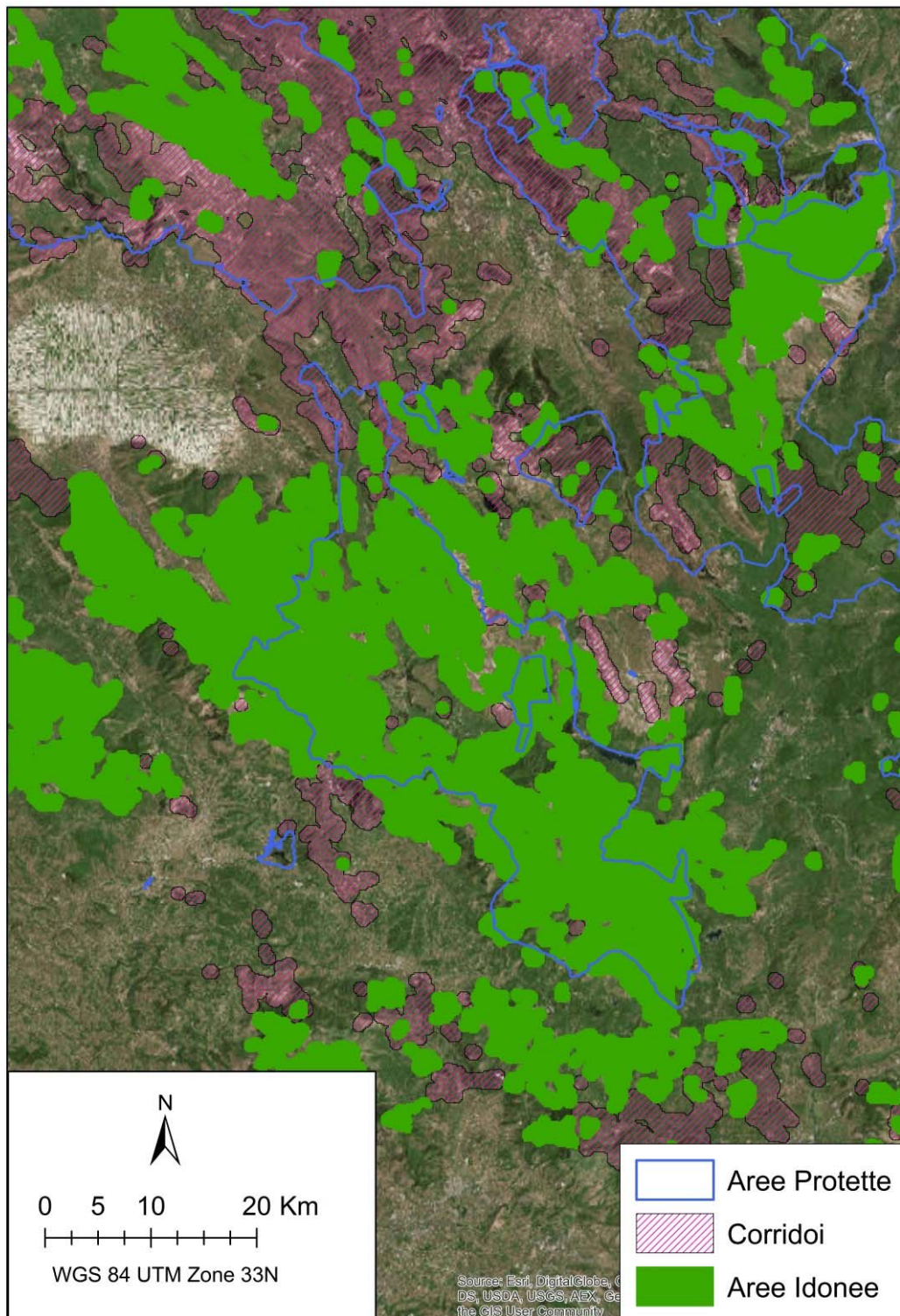
APPENDICE III

Dettagli cartografici delle zone di connessione strutturale tra la porzione centrale dell'areale dell'orso, coincidente con il Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise e zone limitrofe, e (A): comprensorio Ernici-Simbruini ad ovest; (B) area del Matese a sud; e (C) comprensori Sirente-Velino e Genzana/Majella a nord e nord-est.

A - comprensorio Ernici-Simbruini



C – Comprensori del Sirente-Velino e del Genzana/Majella



APPENDICE IV

Esempio di quantificazione della portata e della qualità delle singole aree protette per la conservazione dell'orso bruno marsicano. Le quantificazioni di cui alla tabella sono limitate alle aree protette dell'Appennino centrale con dimensione maggiore di 10 km², siano esse incluse o limitrofe all'areale attuale dell'orso. La superficie di ciascuna area protetta è stata sovrapposta con il modello di idoneità ambientale (binario al 10° percentile e rifinito tramite MSPA; Fig. 9), il modello delle aree critiche di conservazione (Fig. 10), e il modello integrato presenza/rischio di mortalità (Fig. 12). La tabella vuole essere un esempio delle quantificazioni che si possono ottenere utilizzando diversi strati amministrativi (p. es., regioni, comuni, siti Natura 2000, etc.).

Area Protetta	Superficie (Km ²)	Area Idonea (Km ²)	% Area Idonea	Aree critiche conservazione (Km ²)	% Aree critiche	Sito Rifugio (Km ²)	% Sito Rifugio	Trappola ecologica (Km ²)	% Trappola ecologica	Indice di rischio ^a
Parco Naz Maiella	740,8	224,4	30,3	124,0	16,7	143,8	19,4	80,6	10,9	0,25
Parco Reg Nat Sirente - Velino	543,9	174,5	32,1	144,1	26,5	72,4	13,3	102,1	18,8	0,81
Parco Naz Abruzzo, Lazio e Molise	506,8	391,4	77,2	379,9	75,0	182,7	36,1	208,7	41,2	0,29
Parco Reg Matese	333,5	144,0	43,2	0,0	0,0	100,9	30,3	43,1	12,9	0,30
Parco Nat Reg M.ti Simbruini	298,3	195,3	65,5	180,9	60,7	66,6	22,3	128,7	43,1	0,99
Parco Nat Reg M.ti Lucretili	182,9	49,2	26,9	0,0	0,0	19,4	10,6	29,8	16,3	3,13
Riserva Nat Fara San Martino Palombaro	42,3	38,8	91,5	38,8	91,5	34,9	82,5	3,8	9,0	0,28
Riserva Nat M.te Velino	39,4	26,4	66,8	25,6	65,0	21,8	55,3	4,6	11,5	0,79
Riserva Nat M.te Navegna e Monte Cervia	35,7	14,3	40,1	8,0	22,4	5,4	15,0	9,0	25,1	11,65
Riserva Nat Montagne della Duchessa	33,1	30,9	93,2	30,9	93,2	12,4	37,3	18,5	55,9	4,85
Riserva Nat M.te Genzana e Alto Gizio	31,2	3,6	11,5	0,0	0,0	1,7	5,5	1,9	6,0	30,61
Riserva Nat Valle dell'Orfento	21,6	7,9	36,8	2,7	12,4	4,4	20,5	3,5	16,2	9,95
Riserva Nat Lago di Canterno	18,3	4,3	23,6	0,0	0,0	0,0	0,2	4,3	23,5	-
Riserva Nat Feudo Ugni	16,2	4,3	26,8	2,8	17,3	3,0	18,8	1,3	8,1	9,90
Riserva Nat M.te Rotondo	14,5	5,3	36,2	0,0	0,0	4,4	30,4	0,8	5,7	3,59
Riserva Nat Lama Bianca	14,0	9,1	65,3	2,0	14,3	3,6	26,1	5,5	39,2	16,46
Riserva Nat M.te Catillo	13,2	3,3	25,0	0,0	0,0	2,9	22,2	0,4	2,8	3,80
Oasi naturale Guardiaregia	10,8	0,7	6,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,6	5,7	-
Riserva Nat Zompo lo Schioppo	10,1	10,0	99,3	10,0	99,3	2,9	29,0	7,1	70,3	24,30

^a: rapporto tra trappole ecologiche e siti rifugio standardizzato per la superficie totale di area idonea = [(km² trappola ecologica / km² sito rifugio) / km² area idonea]*100