



SAPIENZA
UNIVERSITÀ DI ROMA

Facoltà di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali

Corso di Laurea Specialistica in Ecobiologia

Tesi Di Laurea Specialistica

**Analisi della distribuzione del lupo sulle Alpi Occidentali attraverso
diversi metodi di rappresentazione cartografica**

Candidato: Federica Fiorentino
Matricola 1166357

Relatore: Prof. Luigi Boitani
(Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo)

Correlatore: Dott.ssa Francesca Marucco
(Progetto Lupo Piemonte)

Anno Accademico 2008-2009

Alla mia famiglia

Vorrei ringraziare il prof. Luigi Boitani per avermi offerto la possibilità di una tesi che, oltre ad essere stata un'incredibile esperienza, ha portato un radicale cambiamento nella mia vita. Ringrazio inoltre Giuseppe Canavese, vicedirettore del Parco Naturale delle Alpi Marittime e in modo particolarmente speciale la dott.ssa Marucco, Francesca, coordinatrice del Progetto Lupo, per la fiducia che ha riposto in me, i suoi insegnamenti, il suo appoggio e la sua amicizia.

Un enorme grazie va a tutti coloro che hanno condiviso con me le esperienze nel Progetto: Daniele, Delphine, Luca, Mattia, Fabrizio, Remo, Franco e tutti Guardiaparco del Parco Naturale delle Alpi Marittime e del Parco Naturale dell'Alta Valle Pesio e Tanaro, in modo particolare Giancarlo, Augusto, Mario, Laura, Enzo, Massimo, Davide, Giuseppe, Mauro, Erik e Richi.

Desidero inoltre ringraziare tutto lo staff del Parco Naturale delle Alpi Marittime per il sostegno morale, l'incoraggiamento e la solidarietà nei bei momenti e in quelli peggiori, e tutti gli amici che ho incontrato in questo viaggio, gli amici dell'SCT e chi ha condiviso la magica esperienza della vita in Foresteria e le cene insieme, momenti davvero indimenticabili.

Un ultimo grazie, ma non meno importante, va a tutta la mia famiglia che mi ha sempre incoraggiato a guardare avanti e ad affrontare la vita con coraggio e lealtà. Ai miei genitori che mi hanno lasciato la libertà di seguire una strada che mi ha portato lontano e ai saggi consigli delle nonne. Ai miei cugini piemontesi che sono stati un punto di riferimento in un mondo a me nuovo. Ai miei amici di Roma, sempre vicini nonostante la lontananza, soprattutto al gruppo di Ecologia senza i quali non sarei mai arrivata dove sono con lo stesso entusiasmo.

A Gianluca per aver reso realtà i miei sogni e alla sua famiglia che mi ha accolto e fatto sentire a casa.

INDICE

1. INTRODUZIONE	6
1.1. Il ritorno del lupo sulle Alpi Occidentali	6
1.2. Il Progetto Lupo Piemonte	9
1.3. Significatività e obiettivi dello studio	11
2. AREA DI STUDIO	13
2.1. Territorio	13
2.2. Presenza antropica	17
2.3. Il lupo nell'area di studio	18
3. MATERIALI E METODI	23
3.1. Raccolta dati	23
3.1.1. Snow-tracking	24
3.1.2. Raccolta dei campioni fecali	26
3.1.3. Analisi genetiche	26
3.2. Analisi attraverso sistemi GIS	27
3.2.1. Scelta della qualità dei dati	28
3.2.2. Creazione delle mappe	29
3.2.3. Analisi di composizione e configurazione dell'areale	31
4. RISULTATI	40
4.1. Descrizione del campione	40
4.2. Rappresentazione e analisi dell'areale di distribuzione del lupo utilizzando dati di categoria C2	41
4.2.1. Rappresentazione cartografica	42
4.2.2. Analisi della composizione dell'areale	49
4.2.3. Analisi della configurazione dell'areale	54

4.3.	Rappresentazione e confronto dell'analisi dell'areale di distribuzione del lupo utilizzando dati di categoria C1	61
4.3.1.	Rappresentazione cartografica	62
4.3.2.	Analisi e confronto della composizione dell'areale	69
4.3.3.	Confronto della configurazione dell'areale	74
5.	DISCUSSIONE	77
5.1.	Dimensioni e composizione dell'areale	77
5.2.	Configurazione spaziale degli areali	83
5.3.	Utilizzo di dati di categoria C1	90
5.4.	Considerazioni conclusive	91
6.	BIBLIOGRAFIA	97
7.	APPENDICE 1	105

1. INTRODUZIONE

1.1. Il ritorno del lupo sulle Alpi Occidentali

Il lupo (*Canis lupus*) è una specie dotata di grande adattabilità (Mech 1970), il cui areale originario durante l'Olocene comprendeva tutta l'Eurasia (Boitani 1999) e l'America settentrionale, in ogni tipo di habitat in cui fossero presenti ungulati selvatici (Mech 1995). In seguito la competizione con l'uomo ha portato ad una notevole diminuzione dell'estensione dell'areale, fino ad arrivare all'attuale distribuzione che spazia comunque su una gran varietà di ecosistemi, dalla tundra artica al deserto d'Arabia, sia nel continente Americano che in quello Eurasiatico (Mech 1970). Sterminato sistematicamente in Europa centrale fino alla sua scomparsa nei primi decenni del XX secolo (Boitani 2003), tra XVIII e XIX secolo questo predatore ha subito una progressiva eradicazione anche dall'est Europa e dalle Alpi (Breitenmoser

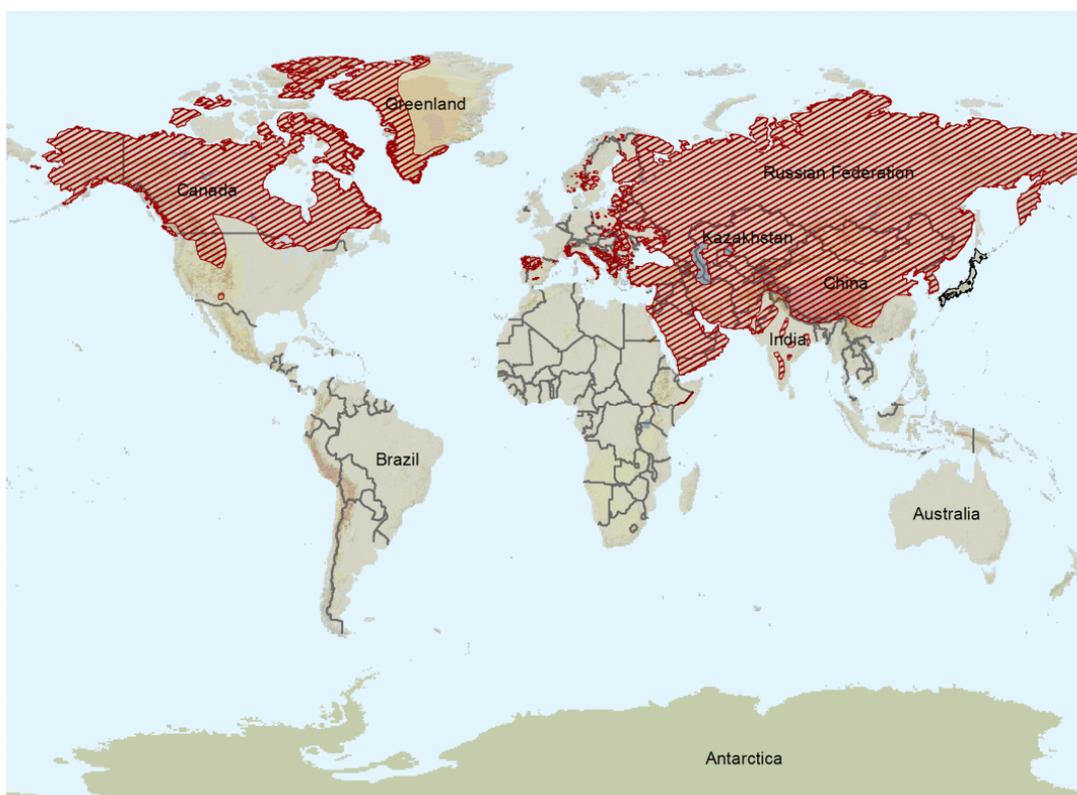


Figura 1. Attuale distribuzione del lupo nel mondo (IUCN 2008).

1998), raggiungendo dimensioni minime delle popolazioni tra gli anni '30 e '60 (Delibes 1990), ma alcune popolazioni isolate sono sopravvissute nella penisola Iberica e in Italia (Delibes 1990, Promberger e Schroeder 1993, Boitani 2003).

In Italia i lupi sono stati confinati a sud del fiume Po, sterminati sulle Alpi nel primo ventennio del XX secolo, con una popolazione in declino fino agli anni '70, durante i quali è stata stimata la presenza di un centinaio di lupi in un areale ristretto all'Appennino centrale e meridionale (Zimen e Boitani 1975). Negli anni seguenti si è potuto assistere ad una lenta ripresa grazie a diversi fattori di natura ecologica e sociale. Un ruolo importante nel recupero della specie lo hanno avuto la sua elevata plasticità ecologica, con la capacità di sopravvivere adattandosi a nutrirsi di ogni fonte di cibo disponibile (Boitani 1982), la sua alta capacità di dispersione (Boyd e Pletscher 1999) e la capacità di muoversi anche in habitat sfavorevoli (Mladenoff et al. 1995, Boitani e Ciucci 1997).

Il progressivo inurbamento delle popolazioni montane dopo il secondo dopoguerra ha inoltre portato all'abbandono da parte dell'uomo di colline e montagne, permettendo una rinaturalizzazione di molte aree e il loro ripopolamento da parte delle popolazioni di ungulati selvatici. Di fondamentale importanza, infine sono state alcune leggi di protezione: nel 1971 un Decreto Ministeriale reso poi definitivo nel 1976 tolse il lupo dall'elenco delle specie nocive proibendone la caccia e vietando l'uso dei bocconi avvelenati, ad esso seguirono la legge 157/92, di recepimento della direttiva CEE 79/409 Uccelli e della Convenzione di Berna, e il DPR 357/97, di attuazione della direttiva CEE 92/43 Habitat. Il lupo è stato inoltre inserito nell'Allegato II "Specie strettamente protette" dalla Convenzione di Berna del 1979, nell'Allegato D "Specie di interesse comunitario che richiedono una protezione rigorosa" dalla direttiva Habitat e nell'Appendice II "Specie potenzialmente minacciata" dalla convenzione di Washington (C.I.T.E.S.) del 1973 sul commercio internazionale di specie animali e vegetali in via di estinzione. Nel 1995 il WWF insieme al Consiglio d'Europa ha iniziato il progetto "Large Carnivore Initiative for Europe", con l'obiettivo di mantenere e ristabilire popolazioni vitali delle cinque specie di grandi carnivori rimaste in Europa.

La popolazione di lupo in Italia è così aumentata dai 100 individui sopravvissuti negli anni '70, a circa 220 esemplari stimati nel 1983 (Boitani 1984), 400-500 nel 1998 (Ciucci e Boitani 1998), fino ad arrivare ad un'attuale stima di circa 600 lupi in Italia (Boitani 2003), mentre l'areale di distribuzione si è espanso verso nord coprendo l'intero settore appenninico e giungendo alla formazione di un nuovo nucleo nelle Alpi Occidentali (Boitani 2000).

Già negli anni '80 alcune predazioni su bestiame hanno segnalato la presenza del lupo sull'Appennino Ligure, ma è dall'inizio degli anni '90 che il lupo ha iniziato la ricolonizzazione delle Alpi Occidentali, attraverso la stretta connessione delle Alpi Liguri con l'Appennino settentrionale (Marucco et al. 2005). I primi avvistamenti confermati sulle Alpi risalgono al 1987 nell'area intorno al Col di Tenda, in Francia, e nelle zone della Valle Pesio e della Valle Stura nei primi anni '90 e in provincia di Torino nel 1994 (Marucco et al. 2005). Dati certi della presenza della specie in Francia si hanno già nel 1992 (Pouille et al. 1995), con lo stabilizzarsi di alcuni branchi dal 1995 e il loro seguente aumento (Pouille et al. 2000), mentre in Italia le prime riproduzioni sono state documentate dall'inverno '96-'97 in Valle Pesio e nel Parco Naturale del Gran Bosco di Salbertrand (Marucco et al. 2005). In Svizzera da metà degli anni '90 è stata regolarmente registrata la presenza di singoli individui provenienti dalla popolazione alpina italiana e francese, ma mai di branchi; le prime prove risalgono al 1994, con la presenza stabile di un maschio, ucciso due anni dopo (Weber 2003).

Sull'arco alpino esiste ancora una gran quantità di aree ricolonizzabili ma, nonostante il trend della popolazione sia positivo, uccisioni illegali e altri eventi casuali possono ancora costituire una grave minaccia (Marucco 2009), tenendo conto anche del fatto che una piccola popolazione con bassa variabilità genetica come quella alpina rischia ancora di subire gli effetti della deriva genetica (Fabbri et al. 2007).

1.2. Il Progetto Lupo Piemonte

Il ritorno di un predatore come il lupo in aree dalle quali era stato assente per decenni è accompagnato dall'insorgere di nuovi conflitti e implicazioni gestionali. Per quanto la sua presenza sia indice di un elevato livello di qualità ambientale e della presenza di ecosistemi funzionalmente intatti (Linnel et al. 2005), la conservazione di questo grande carnivoro richiede la sua integrazione con le attività umane, in paesaggi dominati dall'uomo, auspicando in una coesistenza non sempre facile da raggiungere (Linnel et al. 2007)

Al fine di acquisire conoscenze e di gestire la specie, a partire dal 1999 è stato avviato in regione Piemonte un progetto per il monitoraggio e la conservazione del lupo, denominato "Il lupo in Piemonte: azioni per la conoscenza e la conservazione della specie, per la prevenzione dei danni al bestiame domestico e per l'attuazione di un regime di coesistenza stabile tra lupo ed attività economiche". Dal 1999 al 2001 il progetto è stato finanziato nell'ambito dell'INTERREG II Italia-Francia, per poi proseguire, dal 2001, con risorse regionali rese disponibili dalla legge n. 47 del 3 aprile 1995.

La complessità e l'articolazione del progetto, che ha come obiettivo una "conservazione e gestione sostenibile e condivisa di una popolazione vitale della specie", ha reso necessaria la collaborazione con le Aree protette regionali, nazionali e internazionali interessate, con le Province, il Corpo Forestale dello Stato, le Associazioni di categoria (allevatori, cacciatori), le comunità montane e i Servizi Sanitari regionali (A.S.L.).

Dall'ottobre 2006, con una Delibera Regionale, è stato istituito, presso il Parco Naturale delle Alpi Marittime il "Centro per la Gestione e la Conservazione dei Grandi Carnivori" in cui confluiscono i dati raccolti sul territorio regionale, archiviati in un unico database per poi essere elaborati dai ricercatori del progetto (Marucco et al. 2007). I dati vengono raccolti attraverso il lavoro giornaliero di ricercatori, tecnici, veterinari, tesisti e con la collaborazione di Guardiaparco, del Corpo Forestale dello Stato, di Guardie Provinciali e di volontari. Il monitoraggio viene eseguito con tecniche non

invasive, preferibili per una specie protetta come il lupo nel caso in cui possano fornire quantità di dati sufficienti (Marucco 2003). Il presente studio si inserisce in questo più ampio progetto, definito appunto "Progetto Lupo Piemonte".

A seguito delle raccomandazioni del Comitato Permanente della Convenzione di Berna, che ha invitato i paesi interessati dalla presenza della popolazione alpina di lupo (Italia, Francia e Svizzera) alla promozione di azioni per la sua conservazione, è stato elaborato il "Protocollo di collaborazione Italo-Franco-Svizzero per la gestione del lupo sulle Alpi", in quanto la popolazione alpina si trova divisa su Stati adiacenti, quali l'Italia, la Francia e la Svizzera. Questo stabilisce la necessità di considerare la popolazione alpina di lupo come unica e di gestirla come tale; in particolare di conservare popolazioni vitali di lupo nelle Alpi in coesistenza con l'uomo e di rafforzare la cooperazione transfrontaliera promuovendo un coordinamento nelle politiche gestionali e la ricerca di metodi standardizzati per la raccolta e l'elaborazione dei dati.

Per mantenere e riportare le popolazioni di grandi carnivori come parte integrante degli ecosistemi in Europa, è necessaria una gestione in grado di mitigare e risolvere i conflitti che inevitabilmente si creano a livello locale, che proponga strategie in grado di assicurare la conservazione a lungo termine e su larga scala (Promberger 2001).

Le strategie di conservazione dei mammiferi carnivori includono la gestione di popolazioni disgiunte, in cui la sopravvivenza su larga scala spesso dipende da crescita e caratteristiche di dispersione di popolazioni locali (Haight et al. 1997). Il paesaggio europeo, altamente frammentato, richiede un'attenta analisi e gestione dei frammenti di popolazione (Boitani 2000). La conoscenza di alcuni parametri della popolazione alpina di lupo e dei loro trend negli anni è quindi fondamentale per poter intraprendere azioni di gestione e conservazione effettiva (Marucco 2009). La cooperazione internazionale è così fondamentale per la conservazione del lupo e per gestirne il ritorno nell'Europa meridionale e occidentale, tenendo conto che la

sopravvivenza di piccole popolazioni dipende dallo stato di salute di quelle vicine (Boitani 2000).

1.3. Significatività e obiettivi dello studio

La distribuzione geografica di una specie è un parametro necessario per la sua gestione. La sua conoscenza può implementare studi sul disegno di riserve naturali (Araújo e Williams 2000), analisi di viabilità della popolazione (Boyce et al. 1994) e la gestione di specie e risorse (Johnson et al. 2004). Come molti altri aspetti dell'ecologia, anche la distribuzione di una specie è influenzata dalla scala a cui la si osserva, da cui dipende ogni aspetto della ricerca, incluso il disegno dello studio, la raccolta dati, la sperimentazione, l'analisi statistica e la creazione di modelli (Wu et al. 2006). Il grado di rischio per la sopravvivenza di una specie viene definito dall'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN) secondo alcuni criteri che tengono in considerazione le dimensioni delle popolazioni o le dimensioni dell'areale occupato da una specie (area of occupancy) e la tendenza di queste misure a crescere, il che diminuirebbe il fattore di rischio per la specie, o a decrescere, determinando un maggior grado di vulnerabilità. Poiché le dimensioni dell'area of occupancy sono in funzione della scala a cui essa è disegnata (IUCN 2001), è evidente che il criterio scelto per disegnare le mappe diventa un fattore molto importante nel determinare lo status della specie.

Non esistono linee guida ovvie riguardo alla scelta di scala appropriata da utilizzare, in quanto questa scelta dipende dall'ecologia dell'organismo oggetto di studio e dagli obiettivi di indagine (Boyce et al. 2002). L'identificazione della scala appropriata richiede una conoscenza dettagliata dell'ecologia della specie (Boyce 2006), ma questa non è sufficiente, in quanto numerosi studi hanno dimostrato che, anche per una stessa specie, alcuni processi ecologici possono funzionare su scale diverse (Bissonette et al. 1997, Mysterud et al. 1999; Anderson et al. 2005). Le dimensioni dell'unità di

campionamento possono avere una forte influenza sui parametri di popolazione osservati, con una diminuzione dell'eterogeneità spaziale osservata man mano che si utilizzano scale a grana più grossa (Bowyer et al. 1996).

Questo studio si prefigge, con la rappresentazione dell'areale del lupo nella regione Piemonte attraverso diverse tecniche e diverse dimensioni delle unità di campionamento, i seguenti obiettivi:

- Determinare la distribuzione del lupo sull'arco alpino nella regione Piemonte.
- Determinare l'andamento del trend di distribuzione nel corso di 6 inverni.
- Confrontare l'efficacia di diversi metodi di rappresentazione della distribuzione.
- Valutare le dimensioni dell'unità di campionamento più adatte per una rappresentazione della distribuzione su diverse scale e per diversi obiettivi.

2. AREA DI STUDIO

2.1. Territorio

L'area interessata da questo studio comprende l'intero arco montuoso della regione Piemonte, dall'Appennino Ligure, sul confine con Emilia Romagna e Liguria, fino alle Alpi Lepontine, lungo il confine con la Svizzera (Figura 2). Questo territorio ricade all'interno delle province di Alessandria, Cuneo, Torino, Biella, Vercelli e Verbano-Cusio-Ossola ed è suddivisibile, in base alle principali caratteristiche morfologiche ed ecologiche, in zone distinte dal punto di vista ecologico.

Partendo da sud, la prima zona è costituita dall'Appennino Ligure in provincia di Alessandria dove sono state prese in considerazione le Valli Borbera e Spinti, la Val Curone, la Val di Lemme e il territorio del Parco Naturale delle Capanne di Marcarolo. Questa è una zona a carattere prevalentemente collinare e di media montagna, con altitudini comprese tra 300 e 1700 m s.l.m.. L'andamento prevalentemente N-S delle vallate conferisce loro la presenza di microclimi diversi in base all'esposizione dei versanti, più xerotermici quelli esposti a sud e più continentali quelli con esposizione nord, e una notevole variabilità nella piovosità tra zone anche molto vicine. Nonostante le neviccate anche abbondanti, lo strato nevoso non rimane al suolo per molto, a causa dei venti caldi provenienti da sud. Dal punto di vista vegetazionale si trovano prevalentemente boschi di faggio (*Fagus sylvatica*), castagno (*Castanea sativa*), roverella (*Quercus pubescens*) e recenti rimboschimenti di pino nero (*Pinus nigra*), marittimo (*Pinus pinea*) e silvestre (*Pinus sylvestris*). Buona la presenza di ungulati tra cui cinghiali (*Sus scrofa*), caprioli (*Capreolus capreolus*) e, più localizzati, daini (*Dama dama*), la cui presenza è frutto di passate reintroduzioni.

La seconda zona è individuabile nella parte più meridionale della catena Alpina, le Alpi Liguri. Questa comprende le valli Tanaro, Casotto, Corsaglia, Ellero, Pesio e Vermenagna ed al suo interno si estende il Parco Naturale

dell'Alta Valle Pesio e Tanaro. Le rocce calcaree che caratterizzano questo territorio hanno dato origine a estesi ed interessanti fenomeni carsici. Le vallate, ad eccezione della bassa-media Val Tanaro, con orientamento E-O, hanno un andamento prevalentemente N-S. Il clima è influenzato dalla vicinanza del mare, con precipitazioni abbondanti, soprattutto in primavera ed autunno. Il mese più freddo è Febbraio, la copertura nevosa permane al

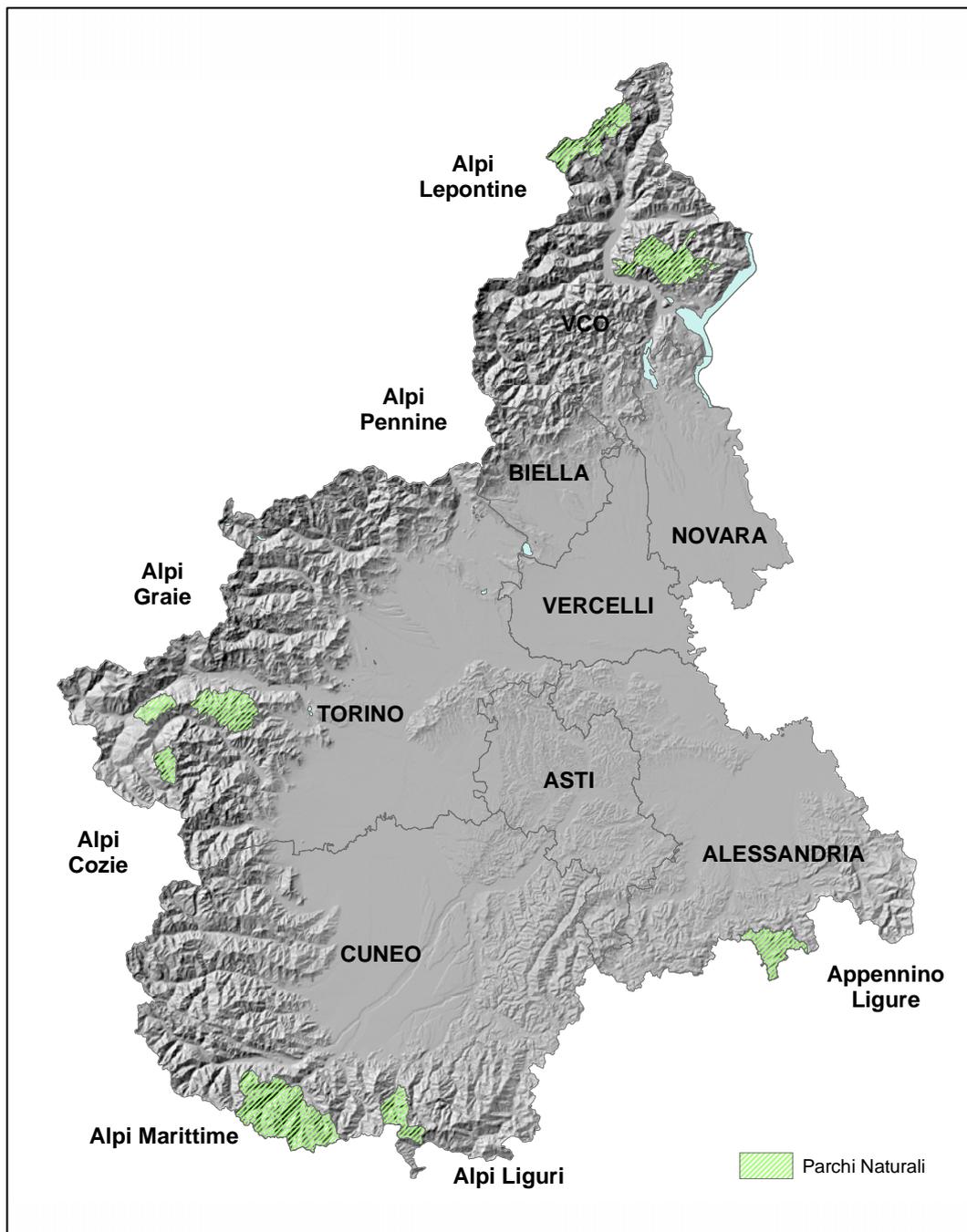


Figura 2. Cartina schematica del Piemonte e delle sue catene montuose.

suolo da dicembre ad aprile. Oltre ad estese faggete si trovano boschi di abete bianco (*Abies alba*), pino silvestre (*Pinus sylvestris*) e larice (*Larix decidua*). La flora di queste zone è ricca di specie endemiche, essendo rimasta un'area di rifugio durante l'ultima glaciazione. Tra gli ungulati si trovano abbondanti cinghiali (*Sus scrofa*) e caprioli (*Capreolus capreolus*), camosci (*Rupicapra rupicapra*), ed anche cervi (*Cervus elaphus*) nella zona della Valle Pesio e in aree limitrofe e alcuni daini (*Dama dama*) nella Val Tanaro.

La terza zona comprende le Alpi Marittime. Al suo interno ricadono la Valle Gesso, con il Parco Naturale delle Alpi Marittime, e la Valle Stura. La prima ha un andamento NE-SO e si divide in due grossi rami, la seconda ha un andamento E-O. Questo territorio è caratterizzato da una grande variabilità geologica, con rocce calcaree e dolomitiche (in valle Stura) che si alternano a rocce granitiche (massiccio dell'Argentera in Valle Gesso). Le montagne raggiungono quote elevate, con i 3297 m del massiccio dell'Argentera e i **3262** m del Monte Stella. Il clima è condizionato dalla vicinanza del mare, con abbondanti precipitazioni. La neve cade abbondantemente e la copertura nevosa rimane al suolo da Dicembre ad Aprile. Il mese più freddo è Gennaio. La vegetazione forestale è caratterizzata da estese faggete, boschi di castagno (*Castanea sativa*), abete bianco (*Abies alba*) e larice (*Larix decidua*). La fauna è abbondante e diversificata, tra gli ungulati sono presenti caprioli (*Capreolus capreolus*), cinghiali (*Sus scrofa*), camosci (*Rupicapra rupicapra*), cervi (*Cervus elaphus*, più localizzati in Valle Stura), ed alcune colonie di stambecchi (*Capra ibex*), frutto di reintroduzioni, nel Parco Naturale delle Alpi Marittime. Occasionalmente è stata osservata la presenza di mufloni (*Ovis musimon*), con piccole colonie in Valle Stura provenienti dalla Francia, dove è stato reintrodotta negli anni '60.

La quarta zona è costituita dalle Alpi Cozie e comprende le valli Maira, Grana, Varaita, Pellice, Chisone e Susa. Al suo interno ricadono il Parco Naturale della Val Troncea, il Parco Naturale del Gran Bosco di Salbertrand e il Parco Naturale dell'Orsiera Rocciavrè. Le montagne raggiungono quote piuttosto elevate: 3842 m il Monviso e 3409 m il Pierre Menue, e sono composte

principalmente da rocce sedimentarie di natura silicea nelle vallate meridionali e rocce cristalline e metamorfiche in quelle settentrionali. Le vallate hanno tutte un orientamento E-O e si trovano esposte sia alle fresche ed umide correnti Atlantiche, che alla più asciutta aria continentale, fattori che causano una grande variabilità climatica, soprattutto in inverno. Il mese più freddo è Gennaio. Gli estesi boschi sono composti da faggio (*Fagus sylvatica*), castagno (*Castanea sativa*), roverella (*Quercus pubescens*), larice (*Larix decidua*) e pino silvestre (*Pinus sylvestris*), con un'importante popolamento ad abete rosso (*Picea excelsa*, nel Bosco di Salbertrand) in alta Val di Susa, alle quote più elevate si possono trovare popolamenti di pino mugo (*Pinus mugo*) e pino cembro (*Pinus cembra*). Tra gli ungulati si trovano camosci (*Rupicapra rupicapra*), caprioli (*Capreolus capreolus*), cinghiali (*Sus scrofa*), cervi (*Cervus elaphus*) più abbondanti in Val di Susa e in Val Chisone. Nel massiccio dell'Orsiera-Rocciavre e in Val Varaita sono presenti piccole popolazioni di stambecchi (*Capra ibex*).

Le ultime due zone comprendono la parte italiana delle Alpi Graie e Lepontine, in cui ricadono il Parco Naturale della Val Grande e il Parco Naturale dell'Alpe Veglia-Devero, dalle valli di Lanzo fino all'estremo nord del Piemonte, nella provincia del Verbano-Cusio-Ossola, escluse le alpi Pennine. Il territorio è formato da un reticolo di valli con orientamento prevalente E-O e, nella parte più settentrionale, da vallate con orientamento E-O che si collegano lungo l'asse N-S della Val Formazza. Le montagne raggiungono quote elevate, come la Uia di Ciamarella (3676 m), nelle Alpi di Lanzo e il Monte Leone (3552 m), nelle Alpi Lepontine, e sono composte principalmente di rocce cristalline. Il clima è a carattere continentale, con abbondanti precipitazioni. La vegetazione forestale comprende faggete, boschi di abete rosso (*Picea excelsa*) e di larice (*Larix decidua*), a volte in associazione con il pino cembro (*Pinus cembra*). Tra gli ungulati sono presenti il camoscio (*Rupicapra rupicapra*), il capriolo (*Capreolus capreolus*), il cinghiale (*Sus scrofa*) e il cervo (*Cervus elaphus*), più raro lo stambecco (*Capra ibex*).

2.2. Presenza antropica

Il paesaggio alpino così come lo conosciamo è frutto di una evoluzione dovuta alla continua presenza umana sul territorio da secoli. Lo sfruttamento delle risorse è iniziato con l'allevamento e la pastorizia, con il conseguente taglio delle foreste per lasciar posto a pascoli e colture. La trasformazione ha portato ad un radicale cambiamento del paesaggio originale, fino ad arrivare al nostro secolo, in cui la montagna è costellata di insediamenti più o meno grandi e, sui fianchi più ripidi ma ben esposti, il bosco ha lasciato spazio ai terrazzamenti.

Nonostante negli ultimi 30 anni si sia assistito ad un marcato spopolamento degli insediamenti umani (Brangi et al. 1992), rimane ancora evidente un'organizzazione del territorio in stretta relazione con la viabilità transalpina. I centri abitati principali si trovano infatti concentrati nei fondovalle, in cui scorrevano le strade che spesso raggiungevano i valichi con la Francia. I centri abitati posti lungo i versanti erano solitamente centri minori e attualmente sono quelli che hanno subito un grado di abbandono maggiore.

Tra le trasformazioni più evidenti degli ultimi decenni vi è la comparsa di stazioni sciistiche, come quella di Limone Piemonte e del Sestriere, che hanno modificato radicalmente le caratteristiche ambientali e paesaggistiche del territorio con la costruzione di impianti di risalita e la creazione di piste da sci. Nonostante lo sviluppo del turismo invernale, la presenza umana resta comunque molto ridotta durante questa stagione e non costituisce un fattore di disturbo per il lupo, essendo comunque molto limitata dalla chiusura delle strade minori a causa del manto nevoso. La presenza dell'uomo e il conseguente disturbo alla fauna selvatica aumentano durante il periodo estivo, con un massimo nei mesi di luglio ed agosto, durante i quali le vallate e le cime diventano meta di molti turisti. Da maggio a settembre, inoltre, sono presenti i pastori che, con i loro animali (bovini, ovini e caprini) tornano a popolare i pascoli d'altura e gli alpeggi, portando avanti un'attività tradizionale che è parte integrante della cultura di queste valli.

L'attività venatoria ha luogo da settembre a dicembre. Il territorio è diviso, dal punto di vista gestionale, in aree di protezione, quali i Parchi Naturali regionali, i Parchi Nazionali e le Oasi di Protezione, ed aree dove è permessa l'attività venatoria. Queste ultime sono Ambiti Territoriali di Caccia (ATC) nel territorio appenninico, Comprensori Alpini (CA) nel territorio alpino, entrambi gestiti direttamente dalle province, e Aziende Faunistico-Venatorie gestite da privati.

2.3. Il lupo nell'area di studio

Tornato sulle Alpi Occidentali dopo 70 anni di assenza (Fabbri et al. 2007), il lupo appenninico ha costituito una nuova popolazione sulle Alpi, considerata ora una popolazione a se, differente nel contesto socioeconomico e gestionale da quella da cui si è originata (Linnel et al. 2007). Data la natura transfrontaliera di questa popolazione è infatti richiesta una stretta collaborazione tra Italia, Francia e Svizzera per la sua gestione. Per questo la necessità di una standardizzazione nei protocolli di analisi dei dati e di una coordinazione nella gestione ha portato, nel 2006, alla stesura del "Protocollo di collaborazione Italo-Franco-Svizzero per la gestione del lupo nelle Alpi" (Marucco 2009).

La popolazione alpina ha mostrato un costante aumento a partire dal 1999, anno di inizio del monitoraggio (Marucco et al. 2008) ma, dato ancora il numero esiguo di lupi presenti e la bassa variabilità genetica dovuta all'effetto fondatore a cui è stata sottoposta durante il processo di colonizzazione (Fabbri et al. 2007), la dimensione effettiva della popolazione e la perdita di variabilità genetica possono essere ancora importanti fattori di rischio per la sua persistenza a lungo termine (Hedrick 2000).

La distribuzione di questa popolazione è discontinua (Figura 3), probabilmente le cause sono da attribuire alla diversa disponibilità di prede, alla densità ed alla persecuzione dell'uomo o alla frammentazione

dell'habitat che spinge i lupi a compiere grandi distanze prima di stabilirsi (Marucco et al. 2008).

In questo studio viene osservato l'andamento dell'areale di distribuzione del lupo in un arco di tempo di 6 anni, periodo durante il quale si è assistito ad una lenta ricolonizzazione, con un tasso di crescita della popolazione e con tassi di sopravvivenza dei giovani (Marucco et al. 2009) inferiori a quelli registrati in altre popolazioni in fasi di ricolonizzazione simili (Fritts e Mech 1982, Pletscher et al. 1997, Wabakken et al. 2001). Le dimensioni dei branchi in Figura 3 sono state determinate rilevando l'area del minimo poligono convesso disegnato considerando le tracciature e gli escrementi sottoposti ad analisi genetica ed oscillano dai 50 ai 300 km², in un intervallo altitudinale compreso tra 770 e 2800 m (Marucco et al. 2008). Mentre è da escludere la possibilità dell'esistenza di branchi non campionati, è possibile che la presenza di individui solitari sul territorio sia stata sottostimata (Marucco et al. 2005).

In provincia di Alessandria è stato iniziato il monitoraggio nel 2004, con l'osservazione di sporadici segni di presenza (Marucco et al. 2005). Nell'inverno 2006/2007 oltre a segni attribuibili ad individui in dispersione è stata registrata la presenza di un branco stabile di minimo 4 lupi nelle Valli Borbera-Curone-Spinti e di 2 individui nel territorio del Parco Naturale delle Capanne di Marcarolo (Marucco et al. 2007). La situazione sembra essere rimasta stabile anche nei 2 inverni successivi (Marucco com. pers.)

In provincia di Cuneo è stata stimata la presenza di quattro branchi stabili durante l'inverno 2003/2004, i branchi della Valle Pesio, Val Casotto, Alta Valle Stura e Bassa Valle Stura (Marucco et al. 2005). Sono stati inoltre rilevati segni di presenza in Alta Val Tanaro riconducibili al branco della Val Roya-Navette e la presenza stabile di una femmina solitaria, F9, in Valle Gesso mentre la Val Varaita e la Val Pellice (in provincia di Torino) sono state interessate da sporadici svalicamenti tranfrontalieri da parte del branco del Queyras (Marucco et al. 2005). Nell'inverno 2006/2007 il numero di branchi è salito a cinque: il branco Roya-Navette ha spostato il suo territorio verso l'Alta Val Tanaro rimanendo comunque a cavallo tra Francia, Piemonte e Liguria, sono rimasti i branchi della Val Casotto, della Valle Pesio e della Bassa Valle

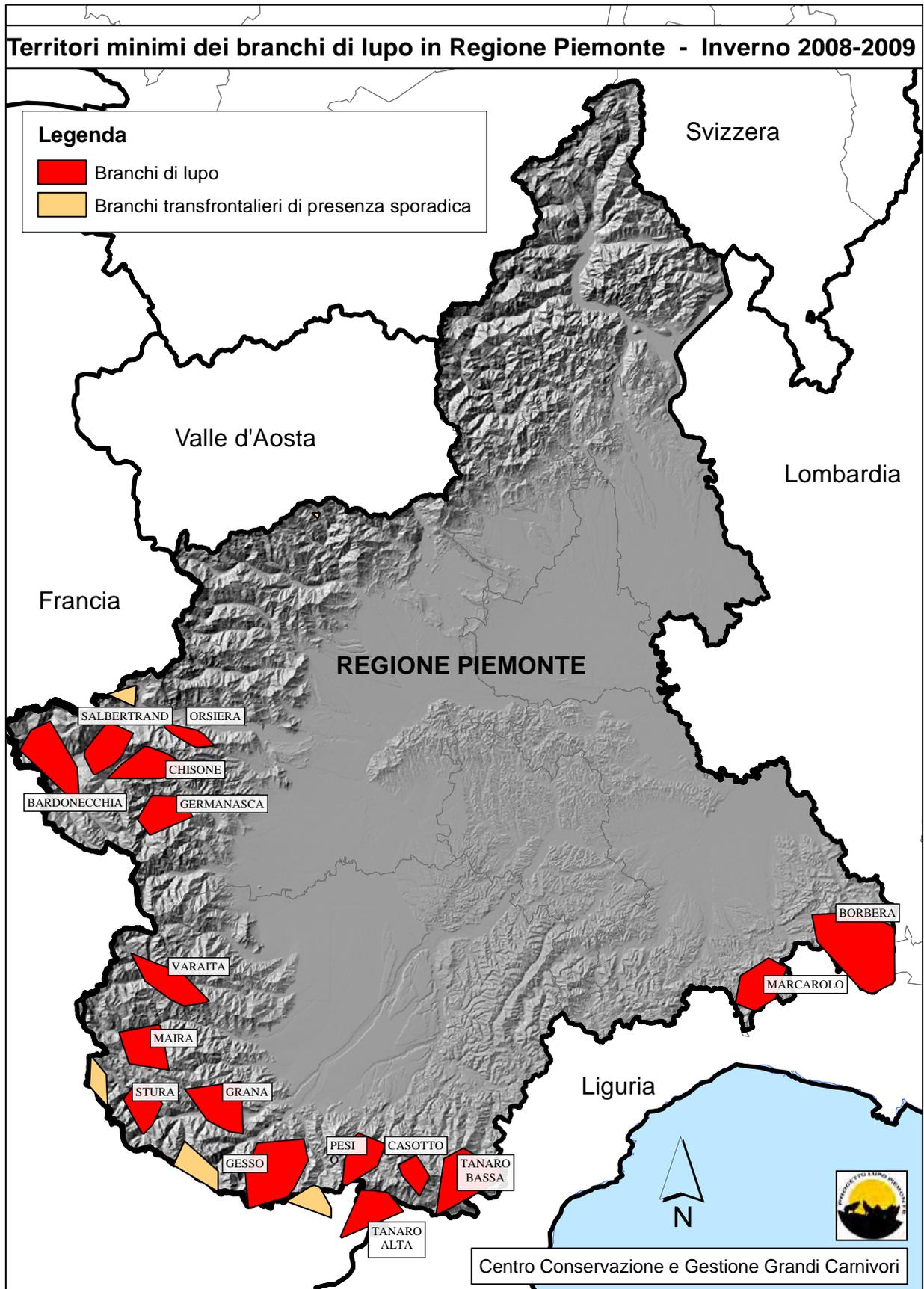


Figura 3. Rappresentazione dei territori minimi dei branchi individuati nel territorio della regione Piemonte nell'inverno 2008-2009.

Stura, mentre il branco dell'Alta Valle Stura ha frequentato maggiormente il versante francese; è comparso il branco della Val Varaita e in Valle Gesso si sono documentati segni di presenza di lupi dovuti allo svalicamento di individui di branchi francesi (Marucco et al 2007). Nell'inverno 2007/2008 il numero di branchi è ulteriormente salito, ai cinque del precedente inverno si è aggiunto un branco stabile che ha occupato il territorio della Valle Gesso (Marucco et al. 2008). Nell'inverno 2008/2009 è stata riscontrata la presenza di due nuovi branchi in Bassa Val Tanaro e in Val Grana-Valle Stura e di due individui in Val Maira (Marucco com. pers.).

In provincia di Torino erano presenti, nell'inverno 2003-2004, tre branchi stabili: il branco del Gran Bosco di Salbertrand, il branco di Bardonecchia e il branco della Val Chisone (Marucco et al. 2005). Dall'inverno 2005/2006 ad essi si è aggiunto il branco dell'Orsiera (Marucco com. pers.) e nel 2006/2007 il numero di branchi è ulteriormente cresciuto per la formazione di un nuovo branco in Val Germanasca, mentre rari segni in Val Pellice sono probabilmente dipesi dallo svalicamento di individui del branco del Parco Naturale del Queyras (Marucco et al 2007). Nell'inverno 2007/2008 il numero di branchi è rimasto invariato e sono state ancora rilevate alcune presenza in Val Pellice sempre dovute allo svalicamento del vicino branco del Queyras (Marucco et al. 2008). Nell'inverno 2008/2009 la situazione è rimasta simile agli anni precedenti, l'unica variazione è che non sono stati più rilevati segni in Val Pellice, mentre sono stati rilevati nuovi segni nella zona del Moncenisio (Marucco com. pers.).

Nella provincia del Verbano-Cusio-Ossola dall'estate 2002 al 2006 è stata monitorata la presenza di una lupa, F31, proveniente dalla Valle Pesio, che si è stabilizzata tra le valli Bognanco e Antrona. Nell'inverno 2005/2006 è stato campionato un lupo maschio (CN-M100), trovato morto nella primavera successiva in Germania per impatto da veicolo (Marucco et al 2007). Nel 2007/2008 è stata documentata la presenza di un lupo proveniente dal branco della Val Varaita, arrivato per processo naturale di dispersione. Infine nell'inverno 2008/2009, nonostante l'intero territorio provinciale sia stato monitorato, non è stata documentata presenza di lupi (Marucco com. pers.).

In 10 anni di studi sono stati documentati 21 casi di dispersione naturale (Figura 4), con distanze lineari dai 20, 5 km a circa 350 km (Marucco et al. 2008). Tra i casi più significativi vi sono M15, CN-F31 e CN-M100: il primo, un lupo radiocollare nell'Appennino parmense nel marzo 2004 e ritrovato morto quasi un anno dopo in Valle Pesio, è la testimonianza diretta del processo di dispersione che ha portato alla ricolonizzazione delle Alpi, il secondo è il caso di una lupa della Valle Pesio che ha successivamente stabilito il suo territorio nelle valli Bognanco e Antrona, nel VCO, l'ultimo caso riguarda un lupo della Val Casotto ricampionato in VCO nel 2005 e trovato morto l'inverno successivo in Germania (Marucco et al. 2008). Queste dispersioni, assieme alle altre documentate, sono testimonianza dell'alta mobilità di questa specie e della sua capacità di muoversi anche in habitat sfavorevoli, per quanto il successo nella stabilizzazione dipenda comunque dalla presenza di habitat di alta qualità (Mladenoff et al. 1995).

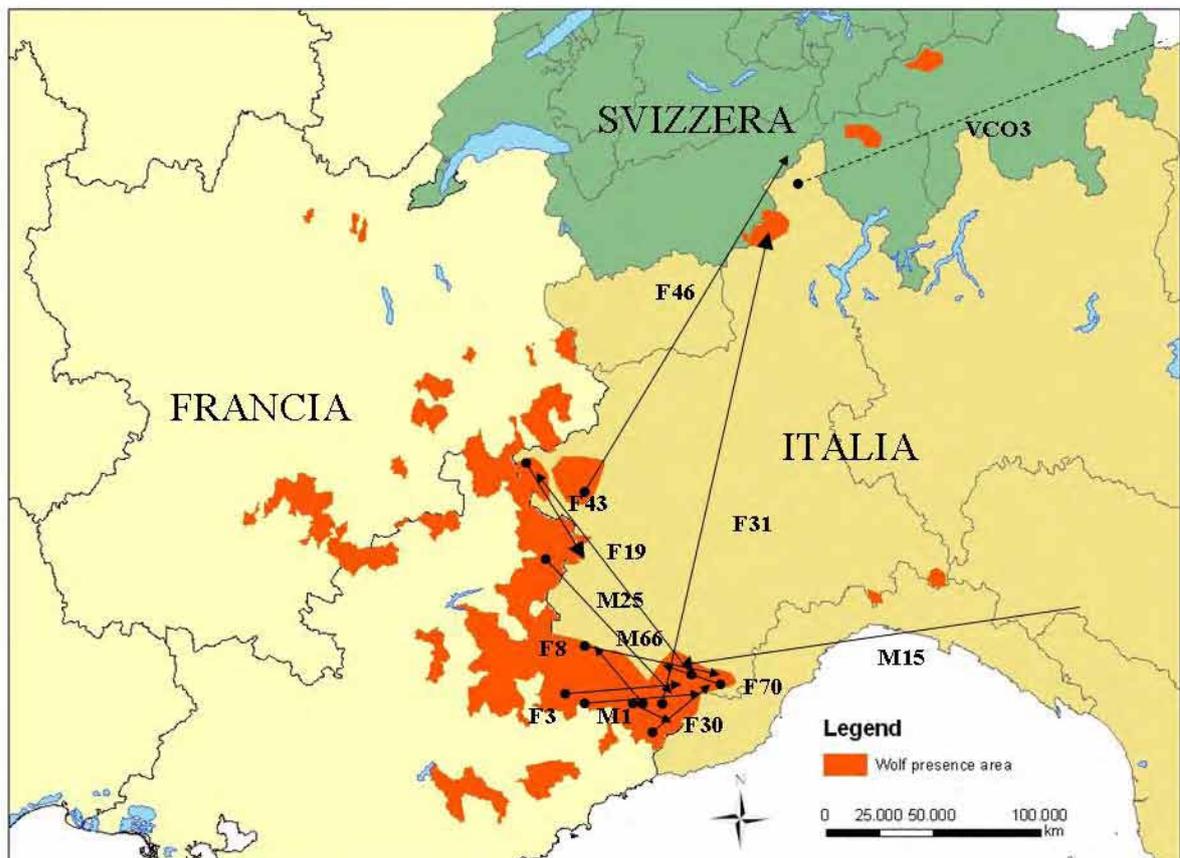


Figura 4. Eventi di dispersione documentati dal 1999 al 2007 nella popolazione alpina di lupo (Marucco et al. 2005).

3. MATERIALI E METODI

3.1. Raccolta Dati

I dati utilizzati per questo studio si riferiscono agli inverni 2003/2004, 2006/2007, 2007/2008 e 2008/2009. L'inverno 2003/2004 è stato utilizzato per avere un confronto con una situazione di distribuzione minore ed antecedente perché riferita ai primi anni della ricolonizzazione del territorio alpino. Gli anni 2006/2007, 2007/2008 e 2008/2009 si riferiscono all'attuale processo di ricolonizzazione seguito in modo più puntuale nel tempo. Il monitoraggio della specie è stato effettuato tramite l'uso di tecniche non invasive, quali lo snow tracking (i.e. le tracciatore su neve) e la raccolta degli escrementi.

I campionamenti invernali sono stati effettuati con uno sforzo di campionamento costante su tutta l'area di studio.

Oltre allo sforzo quotidiano degli operatori del Progetto Lupo, è stata fondamentale la collaborazione di Guardiaparco, Agenti del corpo Forestale dello Stato, Guardie Venatorie e volontari durante le uscite simultanee (survey). Queste sono state organizzate secondo un programma di 5 mesi, da novembre a marzo, con uno sforzo contemporaneo di campionamento di 10-15 operatori per ogni valle in un giorno e un ciclo di ripetizione ogni 3 settimane. In questo modo per ogni zona (sia dove è stata documentata la presenza di un branco, sia dove non era presente ancora la specie in modo permanente) sono state effettuate un minimo di 4 survey, suddivisibili in 2 appartenenti alla prima fase dell'inverno e 2 alla seconda.

La raccolta intensiva dei campioni, effettuata all'interno dei territori dei branchi e concentrata in un periodo di pochi mesi ha permesso l'applicazione di tecniche di cattura-marcatore-ricattore per stime di popolazione (Marucco et al. 2009) tramite analisi di genetica non invasiva (Lucchini et al. 2002).

3.1.1. Snow-Tracking

Per quanto lo strumento più accurato ed informativo per l'analisi dell'ecologia di una specie elusiva come il lupo sarebbe la radiotelemetria (Mech 1974), in paesi popolati come l'Italia la cattura di animali vivi e il monitoraggio di un campione rappresentativo di individui radiocollarati risulta non sempre fattibile (Ciucci e Boitani 1999). Le tracciate su neve sono tra i segni di presenza della specie che forniscono il maggior numero di informazioni (Ciucci e Boitani 1998). La ricerca delle tracce è stata effettuata a piedi, con le racchette da neve o con gli sci, lungo dei transetti scelti in modo sistematico per rappresentare tutta l'area di studio (Figura 5). Gran parte dei transetti segue strade e sentieri generalmente usati dai lupi nei loro movimenti (Carbyn 1974). Una volta incrociata, ogni traccia è stata seguita il più possibile, prima in senso opposto alla direzione di spostamento, per minimizzare il disturbo ed evitare eventuali incontri, poi, nei giorni seguenti, anche in senso di marcia (Kunkel 1997), in modo da ricostruire gli spostamenti del branco. In genere i lupi viaggiano sulla stessa linea, soprattutto su terreni innevati, quindi il conteggio del numero degli individui risulta possibile solo se si incontrano delle "aperture" in cui questi si dividono (Ciucci e Boitani 1998). Considerando il numero massimo di individui contati lungo una traccia all'interno del territorio di un branco è stato possibile stimarne il numero minimo di componenti (Ciucci e Boitani 1999, Mech 1982).

A causa della presenza di cani vaganti, in alcune zone del territorio è stato necessario essere molto critici nella decisione di seguire le tracce, essendo l'impronta del lupo facilmente confondibile con quella di un cane di grossa taglia. In genere, oltre alle dimensioni, si è tenuto conto del fatto che nei loro spostamenti i lupi tendono a tenere una determinata direzione, senza molti ritorni o scarti (Ciucci e Boitani 1998), a differenza della maggior parte dei cani.

Lungo le tracce sono stati raccolti tutti gli escrementi trovati e sono state annotate tutte le eventuali carcasse di ungulati utilizzate dai lupi incontrate lungo il tragitto. Per ogni carcassa è stata compilata una scheda in cui è stata

annotata la posizione in coordinate UTM, la data di ritrovamento, la presunta data di morte dell'animale e le cause, oltre ad altre informazioni riguardanti le modalità di caccia.

Per ogni tracciatura è stata stimata l'età delle tracce in base ai giorni

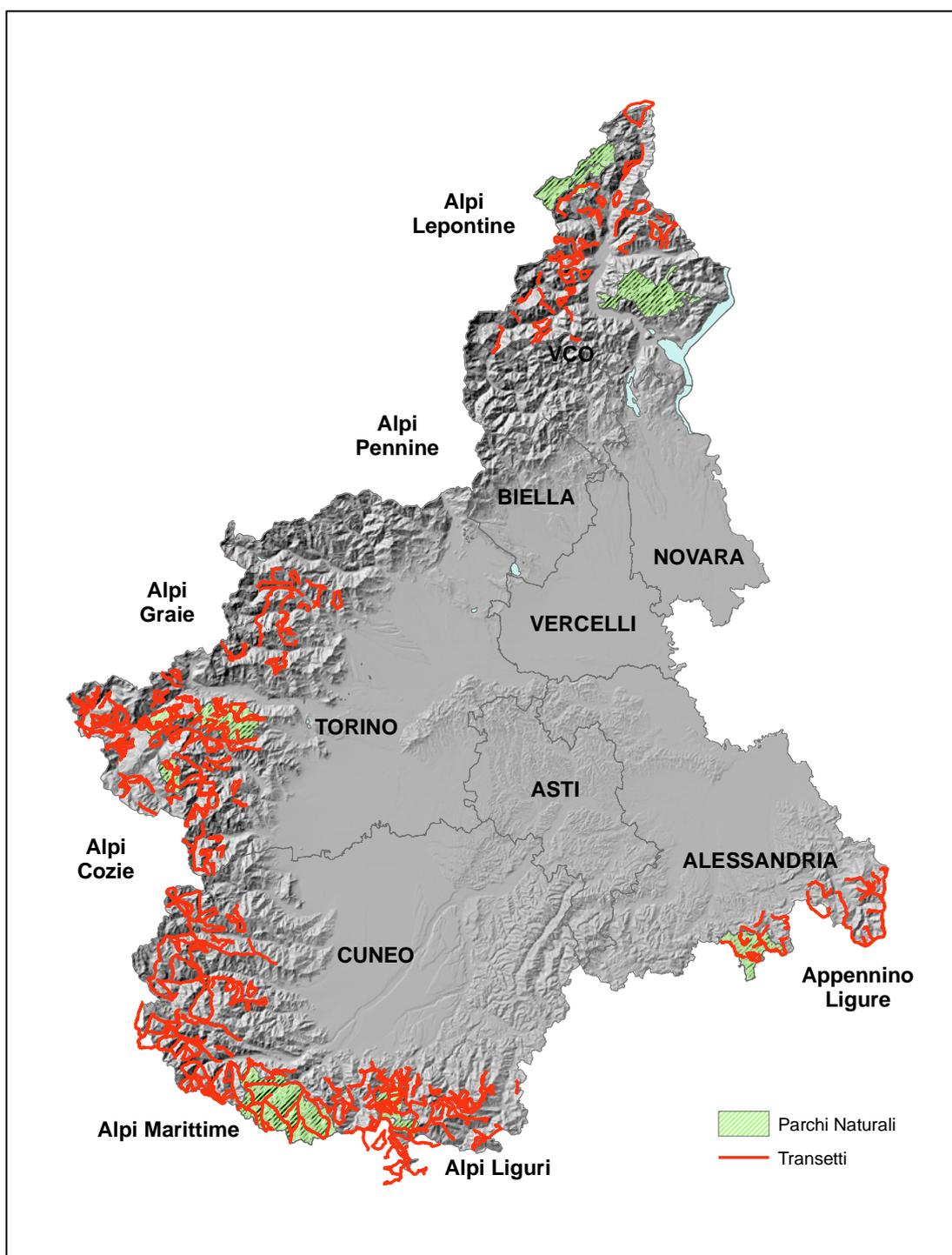


Figura 5. Transetti effettuati dagli operatori per il monitoraggio del lupo in regione Piemonte.

trascorsi dall'ultima nevicata e alle condizioni del manto nevoso ed è stato infine ricostruito e disegnato il percorso su carte tecniche del Piemonte in scala 1:10000 ed archiviato tramite software GIS (ArcGis 9.1 ESRI, Redlands, CA, USA).

3.1.2. Raccolta campioni fecali

Gli escrementi sono stati raccolti lungo i transetti effettuati su strade sterrate o sentieri o seguendo le tracciate su neve. Ogni campione è stato quindi riposto in un sacchetto di nylon, catalogato con un numero progressivo sulla base della zona di ritrovamento e conservato all'interno di una cella frigorifera a -20°C in attesa di future analisi.

Ad ogni escremento è associata una scheda cartacea che ne riporta il luogo di ritrovamento con coordinate UTM, la data in cui è stato raccolto e altri dati sull'habitat e sulla sua posizione riferiti ad eventuali comportamenti di marcatura territoriale.

3.1.3. Analisi genetiche

Considerata la difficoltà di monitoraggio di una specie elusiva come il lupo in un territorio come quello alpino (Lucchini et al. 2002), l'uso dei metodi di genetica non invasiva si è rivelato un ottimo modo per raccogliere dati di alta qualità.

Dagli escrementi più freschi e in buono stato di conservazione sono stati prelevati i campioni per le analisi genetiche effettuate nel laboratorio di genetica USFS RMRS in Missoula, Montana, USA.

Il DNA è estratto dalle cellule dell'epitelio intestinale che rimangono sulla superficie esterna dell'escremento. Il DNA mitocondriale (mtDNA) viene usato per l'identificazione della specie, mentre il DNA nucleare permette l'identificazione dell'individuo e del sesso (Waits 2004). La popolazione italiana

di lupo è distinguibile dal cane e da altre popolazioni di lupo Europee tramite l'analisi del mtDNA, grazie alla presenza di un aplotipo unico presente solo nella popolazione di lupo italiana e quindi distinguibile da ogni altra specie (Randi et al. 2000) . Inoltre anche con l'utilizzo del DNA nucleare è possibile a livello probabilistico distinguere le popolazioni di lupo dai cani (Randi e Lucchini 2002). Il DNA nucleare, ed in particolare l'utilizzo dei microsatelliti, permette invece di distinguere i genotipi presenti nella popolazione (Lucchini et al. 2002), e se il campionamento è organizzato nel tempo, di ricattare gli individui e determinare il loro corso nel tempo (Marucco 2009).

Quindi, attraverso il riconoscimento individuale ottenuto con queste analisi è stato possibile attribuire con certezza al lupo gli escrementi analizzati con successo, individuare gli areali dei branchi e ricostruirne la storia, la genealogia, ed osservare i fenomeni di dispersione nel tempo.

3.2. Analisi attraverso sistemi GIS

Il processo di analisi ed elaborazione dei dati raccolti è stato realizzato attraverso l'utilizzo di un software GIS (ArcGis 9.1 ESRI, Redlands, CA, USA), per la creazione grafica delle mappe che rappresentano l'areale di distribuzione del lupo, e del software libero Fragstats (McGarigal e Marks 1995, <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>) per la successiva analisi della conformazione e configurazione dell'areale ottenuto.

Gli areali sono molto diversi tra loro e risultano più o meno ampi e divisi in patches come conseguenza del metodo utilizzato per rappresentarli. Il concetto di patch nasce con l'ecologia del paesaggio, una scienza applicata che integra i principi di geografia ed ecologia per lo studio del territorio, questa è definita come un'area relativamente omogenea che differisce da ciò che la circonda (Forman 1995a). In questo studio le patch considerate sono in funzione della specie in esame, sono quindi delle patch-areale, definite dalla presenza del lupo. Per poter confrontare i risultati ottenuti non solo graficamente, ma anche in modo quantitativo, si è fatto riferimento

alle metodologie di descrizione degli habitat usate nell'ecologia del paesaggio e a indici statistici in grado di descrivere quantitativamente le caratteristiche del paesaggio ed in particolare delle patches che compongono l'areale di distribuzione.

3.2.1. Scelta della qualità dei dati

Avendo a disposizione dati di buona qualità come gli escrementi e le tracciate su neve, forniti da operatori preparati, e dati di ottima qualità derivanti dalle analisi genetiche, si è scelto di fare un confronto tra i risultati derivanti dalla diversa qualità dei dati, per vedere le conseguenze di un maggior livello di conservatività. Le categorie di qualità dei dati utilizzate sono quelle definite da Molinari-Jobin et al. (2003) in uno studio di conservazione della lince sulla base del livello di affidabilità e verificabilità dei dati.

- Categoria 1 (C1): prove certe, segni diretti, cioè lupi trovati morti, escrementi la cui attribuzione al lupo è stata confermata da analisi genetiche e le corrispondenti tracciate su neve, nel caso in cui gli escrementi fossero stati trovati lungo una traccia
- Categoria 2 (C2): escrementi, carcasse di ungulati selvatici ritrovate dove è stato documentato l'utilizzo probabile da parte del lupo, tracciate su neve. Ricordando la somiglianza dei segni lasciati da grossi cani con un istinto predatorio e selvatico ancora piuttosto sviluppati, i dati appartenenti a questa categoria non possono essere considerati prove certe, nonostante la preparazione degli operatori.
- Categoria 3 (C3): osservazioni di predazioni o di tracce riportate dal pubblico, avvistamenti, escrementi non raccolti e ululati. Data la scarsa affidabilità di questi dati e la relativa abbondanza di dati delle categorie superiori, questa categoria non è stata considerata.

3.2.2. Creazione delle mappe

L'areale di distribuzione del lupo è stato disegnato a partire dai dati raccolti sul territorio durante gli inverni 2003/2004, 2006/2007, 2007/2008 e 2008/2009. Per ogni inverno sono state utilizzate le tracciate su neve, rappresentate come linee, ed escrementi, carcasse e lupi morti, individuati da punti. A partire da questi segni di presenza, con il software ArcGis (ESRI), sono state create delle mappe con coordinate UTM e Datum European Datum 1950 (ED 50) che definiscono l'areale del lupo secondo diversi criteri:

Buffer: attorno ad ogni segno di presenza è stato creato un buffer circolare centrato su ogni punto o linea. Sono stati creati buffer di 2,5 km, 5 km e 10 km di raggio, ottenendo così rappresentazioni molto diverse (Figura 6). All'aumento del raggio corrisponde un aumento della sovrapposizione dei singoli buffer e quindi una minore separazione delle patches. Come si può osservare dalla Figura 3 nel primo caso, con un raggio di 2,5 km si ottengono 3 patches, che diventano 2 utilizzando un raggio di 5 km e si uniscono in una singola patch disegnando un buffer di 10 km.

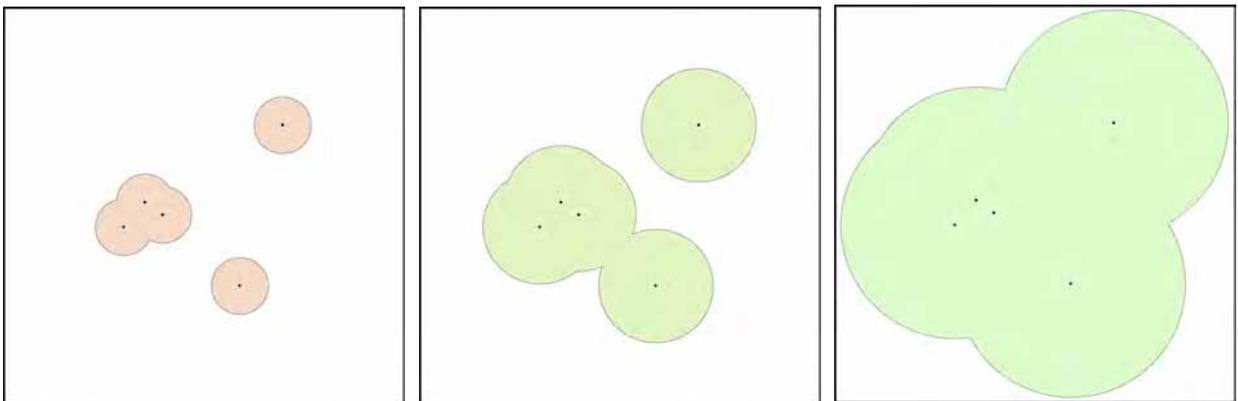


Figura 6. Esempio di buffer di raggio di 2,5 km, 5 km e 10 km attorno ad alcuni punti.

Quadrati: l'intera superficie del Piemonte è stata divisa in quadrati tramite una griglia di 10x10 km creata in modo da corrispondere a quella messa a disposizione dall'European Environment Agency (2006). Utilizzando un diverso sistema di coordinate, queste sono state convertite dall'originale sistema di coordinate European Terrestrial Reference System 1989 (ETRS89), al sistema

ED50. Ogni quadrato è stato diviso in 4 e poi in 16 parti ottenendo una griglia di 5x5 km e una di 2,5x2,5 km. Il numero di suddivisioni è stato limitato a due seguendo il consiglio dell'European Environment Agency (2006).

L'areale di distribuzione è stato disegnato considerando parte di esso ogni quadrato in cui ricadesse un segno di presenza (Figura 7). Anche in questo caso all'aumentare delle dimensioni del quadrato ne è seguito un aumento dall'aggregazione delle patches e una conseguente riduzione del loro numero.

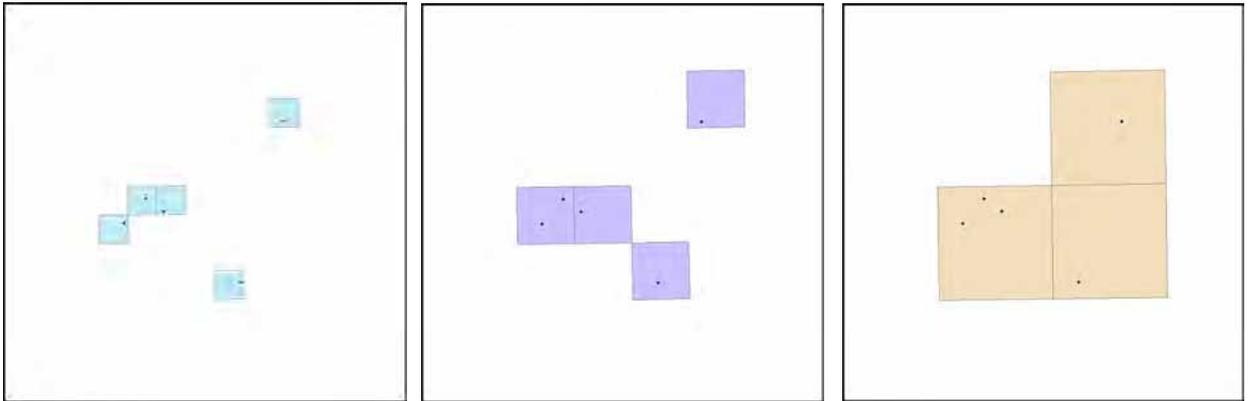


Figura 7. Esempio di disegno dell'areale di distribuzione tramite griglie di 2,5x2,5 km, 5x5 km e 10x10 km.

Comuni: ogni comune all'interno del quale è stato riscontrato almeno un segno di presenza è stato considerato parte dell'areale (Figura 5). Questa è la tecnica che viene utilizzata nella rappresentazione della distribuzione del lupo in Francia (Réseau Loup 2007), e quindi adottata per possibili confronti. A differenza dei quadrati, i confini comunali possono delimitare aree di

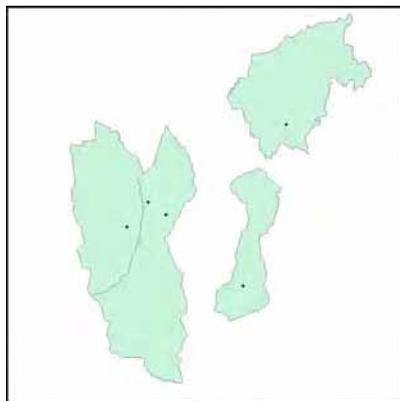


Figura 8. Esempio di disegno dell'areale di distribuzione tramite i confini comunali.

dimensioni molto diverse tra loro e con un perimetro notevolmente frastagliato, determinando una ridotta schematicità dell'approccio (Figura 8).

Per ogni inverno considerato sono state quindi disegnate 7 diverse mappe per ogni categoria (C1 e C2): buffer di 2,5 km, 5 km e 10 km, quadrati di 2,5 km, 5 km e 10 km, comuni.

3.2.3. Analisi di composizione e configurazione dell'areale

Una volta disegnati gli areali di distribuzione, questi sono stati analizzati utilizzando il software Fragstats (McGarigal e Marks 1995). Per poter effettuare le analisi è stato necessario convertire le mappe in formato raster. Un problema importante che sorge quando si comparano le configurazioni di diversi paesaggi è la scala dei dati spaziali da analizzare, in quanto questa influenza notevolmente i valori degli indici. La scala è definita da grana ed estensione (Turner et al. 1989). Le dimensioni dei pixel dei raster ne determinano la grana e questa a sua volta definisce i limiti di risoluzione spaziale di uno studio (Wiens 1989, Pontius et al. 2008). Durante la conversione si è quindi scelta la più piccola grana supportata, con pixel di 25 m, in modo da limitare al minimo la perdita di definizione.

Per ogni mappa sono stati calcolati diversi indici per poter ottenere dati numerici confrontabili che descrivessero composizione e configurazione del paesaggio, ovvero la dimensione del territorio totale insieme alla disposizione delle patches, la loro forma e la loro frammentazione. La definizione di patch utilizzata nell'ecologia del paesaggio la descrive come area discreta di condizioni ambientali relativamente omogenee in cui i confini sono definiti da discontinuità ambientali percepibili o rilevanti per il fenomeno ecologico o l'organismo considerato (Wiens 1976). Nel caso di questo studio, la patch è l'area definita dalla presenza del lupo.

Con il software Fragstats (McGarigal e Marks 1995) è possibile calcolare un gran numero di indici appartenenti a diverse categorie (Turner e Gardner 1991), che possono essere applicati a livello di singola patch, di classe (insieme

di patches simili) o di paesaggio. Poichè molti di questi risultano essere ridondanti, fortemente correlati, e forniscono informazioni molto simili (McGarigal e Ene 2002), è stata calcolata solo l'area di ogni patch e sono stati scelti 9 indici a livello di classe, distinguibili in indici di composizione e di configurazione spaziale del paesaggio. Gli indici di classe forniscono singole misure (area totale, perimetro totale) o una descrizione delle statistiche della distribuzione riferita ad un particolare indice (area, radius of gyration, indice frattale.. etc.) calcolata per tutte le patches. La distribuzione viene descritta da media, media pesata, mediana, range, deviazione standard e coefficiente di variazione (Box 1). Ognuna di queste statistiche aiuta nella comprensione e quantificazione della distribuzione del lupo sul territorio.

INDICI DI COMPOSIZIONE

Area delle patch

È l'unico indice calcolato a livello di patch. L'area di ogni patch compresa nel paesaggio è forse una delle informazioni più importanti e con la maggior rilevanza ecologica (McGarigal e Ene 2002). Poche patches di grandi dimensioni sono preferibili ad un gran numero di piccole patches, soprattutto per un grande predatore come il lupo che ha bisogno di grandi areali di distribuzione. Ad una maggiore dimensione delle patches dovrebbe inoltre corrispondere un minor grado di frammentazione dell'areale e quindi un minor effetto margine.

Le dimensioni minime di una patch dipendono esclusivamente dal metodo utilizzato per disegnare l'areale, quindi dal raggio del buffer, dal lato del quadrato o dall'estensione della superficie comunale.

Area totale

È stata calcolata la superficie totale dell'areale, sommando l'area di tutte le patches, sono stati inoltre calcolate le statistiche della distribuzione delle singole aree (Box 2). L'informazione sulla superficie totale dell'areale di

distribuzione del lupo è forse il dato più importante in questo studio. Confrontando i dati dei quattro inverni considerati è stato possibile osservare il trend di questo indice, cioè la sua tendenza ad aumentare o a diminuire nel

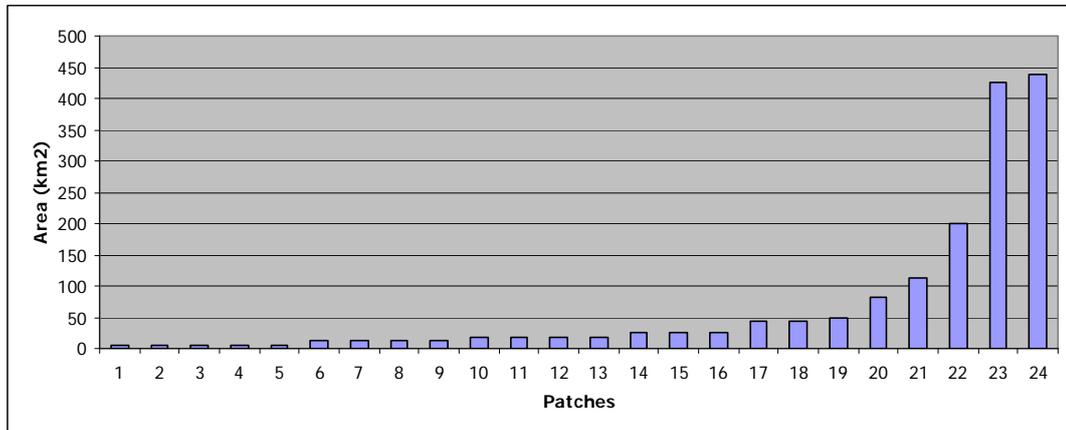


Figura 9. Esempio di distribuzione di un indice. In ascissa le patches per cui è stato calcolato l'indice, in ordinata il valore dell'indice, in questo caso l'area delle patches.

$$MN = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i}$$

$$AM = \sum_{j=1}^n x_{ij} \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right)$$

$$MD = x_{50\%}$$

$$RA = x_{\max} - x_{\min}$$

$$SD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[x_{ij} - \left(\frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i} \right) \right]^2}{n_i}}$$

$$CV = \frac{SD}{MN} (100)$$

Media (MN) è uguale alla somma, tra tutte le patches di una stessa classe (x), del corrispondente valore dell'indice, diviso per il numero di patches (n) dello stesso tipo.

Media pesata (AM) è uguale alla somma, tra tutte le patches di una stessa classe (x), del corrispondente valore dell'indice, moltiplicato per l'abbondanza proporzionale della patch (ad esempio: area della patch diviso la somma di tutte le aree).

Mediana (MD) rappresenta il valore che si trova nel punto centrale della distribuzione.

Range (RA) è uguale al valore massimo calcolato per un determinato indice, meno il valore minimo.

Deviazione standard (SD) è uguale alla radice quadrata della somma degli scarti dalla media elevata al quadrato, divisa per il numero di patches della classe. È una misura della variazione rispetto alla media, quindi della variabilità delle singole patches.

Coefficiente di variazione (CV) è uguale alla deviazione standard divisa per la media, moltiplicata per 100 per ottenere un valore in percentuale

Box 1. Statistiche che descrivono la distribuzione di alcuni indici di classe (McGarigal e Ene 2002, modificato)

corso degli anni, e quanto questo sia influenzato dal metodo scelto per disegnare l'areale.

La deviazione standard dell'area è una misura della variazione assoluta della dimensione delle patch, fornisce una misura della variabilità delle patches e deve essere interpretata assieme alla media (Box 1). Generalmente il coefficiente di variazione è preferibile alla deviazione standard per comparare la variabilità tra diversi paesaggi, in quanto è una misura di variabilità relativa. Poiché non sono misure completamente ridondanti, può essere utile l'interpretazione di entrambe le misure (McGarigal e Ene 2002).

Numero di patches

Questo indice misura semplicemente il numero di patches di una stessa classe che compongono il paesaggio, quindi il numero di frammenti in cui l'areale è diviso (Box 2). Assieme all'area totale e alle dimensioni medie dell'area delle patches di una stessa class, fornisce un'informazione fondamentale per comprendere la composizione del paesaggio. Come visto precedentemente, questo indice è fortemente influenzato dal metodo utilizzato per disegnare l'areale, il numero di patches diminuisce notevolmente all'aumentare delle dimensioni del raggio dei buffer o del lato dei quadrati, definendo un sempre minor grado di frammentazione.

Perimetro

La quantità di perimetro in un paesaggio (Box 2) è molto importante, soprattutto nel determinare quello che viene definito effetto margine (McGarigal e Ene 2002). Questo effetto è una conseguenza dell'aumento del disturbo verso la zona più esterna, o più vicina al margine, di una patch. Visto da una prospettiva centrata su un organismo, questo può avere effetti di entità notevolmente diversa. Vi sono, infatti, specie che hanno affinità per i margini degli habitat, specie che ne sono influenzate negativamente e specie che non subiscono nessuna influenza (McGarigal e Ene 2002). Il perimetro aumenta inoltre con il grado di frammentazione di un paesaggio, quindi con l'aumentare del numero di patches e con la loro complessità di forma.

INDICI DI CONFIGURAZIONE SPAZIALE

Radius of gyration

Radius of gyration è una misura dell'estensione della patch (Box 2). Aggiunge all'informazione sulla composizione del paesaggio fornita dall'area, un'informazione sulla sua configurazione. Può essere considerata come una misura della distanza media che un organismo può percorrere prima di incontrare il margine della patch, partendo da un punto casuale (McGarigal e Ene 2002). A livello di classe viene descritto da una distribuzione di valori e fornisce una misura della connettività del paesaggio, quindi rappresenta la sua traversabilità media per un organismo in una singola patch (McGarigal e Ene 2002). Applicato all'areale di distribuzione del lupo, questo indice aiuta a capire le possibilità di spostamento entro le patches e tra esse, tenendo sempre conto dell'elevata capacità di questo predatore di spostarsi anche in habitat sfavorevoli (Mladenoff 1995). Il suo valore è uguale a 0 quando la patch consiste in una singola cella, ed aumenta senza limiti all'aumentare dell'estensione della patch, l'unità di misura è in metri.

Dimensione frattale

Il concetto di frattale, introdotto da Mandelbrot (1977), ha rivoluzionato il modo di descrivere le forme, introducendo un nuovo tipo di geometria basata sulla forma frattale, una struttura che ripete lo stesso motivo ad ogni scala spaziale. Forme e confini del paesaggio possono essere quantificati usando i frattali che definiscono una misura della complessità dei pattern spaziali (Turner 1989). Questo indice viene calcolato per ogni patch della stessa classe e ne viene restituita la distribuzione (Box 2). Il suo valore è compreso tra 1 e 2, si avvicina a 1 in forme semplici ed aumenta con la complessità di esse. La dimensione frattale descrive la forza della relazione tra l'area e il perimetro della patch, quindi quanto il perimetro aumenta all'aumentare delle dimensioni dell'area (McGarigal e Ene 2002). Come altri indici di forma basati sul rapporto perimetro-area, non è una misura adatta a descrivere la

morfologia delle patches, ma solo il loro grado di complessità (McGarigal e Ene 2002).

Contiguity index

Questo indice di forma è basato sulla connessione spaziale dei pixel appartenenti a patches della stessa classe e fornisce informazioni sulla configurazione dei margini delle patches e quindi sulla loro forma (LaGro 1991). Il suo valore è quantificato sovrapponendo un modello di 3x3 pixel all'immagine raster in cui ai pixel appartenenti alla patch di interesse viene assegnato valore 1 e a tutti gli altri valore 0; sul modello viene assegnato il valore 2 per quantificare le relazioni verticali e orizzontali e il valore 1 per le relazioni diagonali (McGarigal e Ene 2002) (Box 2). Al pixel centrale del modello viene assegnato il valore 1 per far sì che ad una patch di un solo pixel non venga dato valore 0 (McGarigal e Ene 2002). Il valore di questo indice è 0 per una patch di un pixel ed aumenta fino a 1 con l'aumentare della connessione tra le patches (McGarigal e Ene 2002). Come la dimensione frattale, anche questo indice viene calcolato per ogni patch della stessa classe e restituito come distribuzione.

Euclidean nearest neighbor

È la più semplice misura di isolamento tra le patches, calcola la distanza tra le patches più vicine tra loro (McGarigal e Marks 1995). La distanza viene calcolata come la linea più breve che unisce il centro di due patches vicine. A livello di classe si ha una distribuzione, in cui la deviazione standard fornisce informazioni sulla dispersione delle patches nel paesaggio, quindi sull'uniformità o meno della loro distribuzione spaziale (McGarigal e Ene 2002). Questa risulta di difficile interpretazione se non si osservano anche i valori della media, il coefficiente di variazione è preferibile per un confronto tra diversi paesaggi, ma va interpretato tenendo conto del numero di patches. Poiché questa distribuzione può essere molto irregolare in natura, potrebbe essere più informativo interpretare i dati singoli piuttosto che la distribuzione statistica (McGarigal e Ene 2002). Il valore di questo indice è in metri e può andare da 0

a infinito, all'aumentare della distanza tra le patches (Box 2). Il limite massimo è determinato dalle dimensioni del paesaggio.

Indice di coesione

È un indice che misura la connettività, ovvero il grado con cui un paesaggio facilita o impedisce i flussi ecologici (McGarigal e Ene 2002). Tenendo conto che la connettività è influenzata dal punto di vista dell'organismo considerato e dalla scala dei suoi movimenti (With 1999), l'indice di coesione è stato proposto da Schumaker (1996) per quantificare il grado di connettività di un habitat come esso è percepito da un organismo in dispersione. Nell'analisi della distribuzione del lupo questo indice può fornire una importante informazione riguardo alla coesione tra le patch-areale, in quanto evidenzia le caratteristiche delle patches più grandi, attribuendo molto meno peso a quelle di piccole dimensioni. In questo modo con molta probabilità questo indice sarà in grado di quantificare la connessione spaziale tra le aree di presenza più grandi riducendo l'eventuale influenza di piccole aree isolate dovute probabilmente ad individui in dispersione. Il valore di questo indice è compreso tra 0 e 100, aumenta con il crescere dell'aggregazione delle patches di una stessa classe.

Area totale

a_{ij} = area (m²) della patch ij

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$$

CA è uguale alla somma delle aree di tutte le patch appartenenti alla stessa classe, divisa per 10000 per ottenere un valore in ettari

CA > 0 senza limiti

Numero di patches

N_i = numero di patch di una classe nel paesaggio

$$NP = n_i$$

NP è uguale al numero di patches appartenenti ad una stessa classe

NP ≥ 1 senza limiti

Perimetro totale

E = lunghezza totale (m) del perimetro di tutte le patches

$$TE = E$$

TE è uguale alla somma della lunghezza del perimetro di tutte le patches presenti nel paesaggio

TE ≥ 0 senza limiti

TE = 0 quando l'intero paesaggio consiste di un'unica patch

Radius of gyration

h_{ijr} = distanza (m) tra il pixel ijr [all'interno della patch ij] e il centro della patch ij

$$GYRATE = \frac{\sum_{r=1}^z h_{ijr}}{z}$$

z = numero di pixel nella patch ij

GYRATE è la distanza media (m) tra ogni pixel nella patch e il centro della patch

GYRATE ≥ 0 senza limiti, aumenta con l'estensione della patch

GYRATE = 0 quando la patch è formata da un singolo pixel

Dimensione frattale

p_{ij} = perimetro (m) della patch ij

a_{ij} = area (m²) della patch ij

$$FRAC = \frac{2 \ln (.25 p_{ij})}{\ln a_{ij}}$$

FRAC è uguale a 2 volte il logaritmo del perimetro della patch diviso per il logaritmo dell'area della patch, il perimetro è moltiplicato per un valore costante per correggere l'errore dovuto al formato raster dell'immagine

1 ≤ FRAC ≤ 2

FRAC si avvicina a 1 per forme semplici ed aumenta in forme molto convolute

Contiguity index

c_{ijr} = valore di contiguity per il pixel r nella patch ij

v = somma dei valori in un modello 3x3 pixel

a_{ij}^* = area della patch ij in termine di numero di pixel

$$CONTIG = \frac{\left[\frac{\sum_{r=1}^z c_{ijr}}{a_{ij}^*} \right] - 1}{v - 1}$$

CONTIG è uguale al valore medio di contiguity per i pixel di una patch, meno 1, diviso per la somma dei valori di un modello, meno 1.

$$0 \leq \text{CONTIG} \leq 1$$

CONTIG è uguale a 0 per una patch di un pixel ed aumenta fino a 1 con l'aumento della connessione della patch

Euclidean nearest neighbor

$$\text{ENN} = h_{ij}$$

h_{ij} = distanza (m) di una patch ij dalla patch della stessa classe più vicina, basata sulla distanza tra i margini

ENN è uguale alla distanza di una patch ij dalla patch della stessa classe più vicina, basata sulla distanza tra i margini

ENN > 0 senza limiti

ENN si avvicina a 0 con il diminuire della distanza tra le patch, il suo limite massimo dipende dalle dimensioni del paesaggio

Indice di coesione

p_{ij}^* = perimetro della patch ij in termini di numero di pixel

a_{ij}^* = area della patch ij in termini di numero di pixel

Z = numero totale di pixel nel paesaggio

$$\text{COHESION} = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^n p_{ij}^*}{\sum_{j=1}^n p_{ij}^* \sqrt{a_{ij}^*}} \right] \cdot \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right]^{-1} \cdot (100)$$

COHESION è uguale a 1 meno la somma del perimetro delle patch divisa per la somma del perimetro delle patch moltiplicata per la radice quadrata dell'area della patch, diviso 1 meno l'inverso della radice quadrata del numero totale di pixel nel paesaggio, moltiplicato per 100 per ottenere un valore in percentuale

$$0 < \text{COHESION} < 100$$

COHESION si avvicina a 0 se le patch appartenenti alla classe sono poco connesse. Il suo valore cresce all'aumentare della proporzione di paesaggio compresa nella classe

Box 2. Descrizione schematica degli indici misurati e relative formule (McGarigal e Ene 2002, modificato).

4. RISULTATI

4.1. Descrizione del campione

I segni di presenza del lupo raccolti sul territorio della regione Piemonte ed utilizzati nelle analisi territoriali sono un totale di 4892 tra escrementi, tracciature su neve, carcasse di ungulati selvatici utilizzate da lupo e lupi ritrovati morti, di cui 821 di categoria C1, quindi confermati dalle analisi genetiche.

Nell'inverno 2007/2008 è stato raccolto il maggior numero di escrementi ($n = 1158$) ed è stato seguito il maggior numero di tracce ($n = 319$), mentre il numero più elevato di carcasse di ungulati selvatici predati da lupo è stato ritrovato nell'inverno 2008/2009 ($n = 152$) e il maggior numero di lupi morti nell'inverno 2003/2004 (Tabella 1). Nell'inverno 2006/2007, per quanto il numero di escrementi raccolti ($n = 813$) sia stato superiore a quello degli inverni 2003/2004 ($n = 702$) e 2008/2009 ($n = 766$), le tracce seguite sono in numero molto inferiore a quelle degli altri inverni ($n = 166$), questo è probabilmente spiegato dalla bassa quantità di precipitazioni nevose di quell'anno (Tabella 1). Anche per i dati della categoria C1, un sottocampione degli altri, il numero degli escrementi è maggiore per l'inverno 2007/2008 ($n = 301$), ma il numero di tracciature è maggiore per l'inverno 2003/2004 ($n = 94$), rimane comunque nettamente minore il numero delle tracciature per l'inverno 2006/2007 ($n = 25$), per il quale si hanno inoltre pochi escrementi ($n = 138$)(Tabella 1).

Il sottocampione di escrementi appartenenti alla categoria C1 costituisce in media il 22,9% del campione totale, più precisamente il 26% nell'inverno 2003/2004, il 16,9% nell'inverno 2006/2007 e il 25,9% nell'inverno 2007/2008. Il sottocampione di tracciature appartenenti alla categoria C1 costituisce il 22,4% del campione totale, con un massimo del 31% nell'inverno 2003/2004, mentre nell'inverno 2006/2007 rappresenta solo il 15% e nell'inverno 2007/2008 il 21,3%. I lupi morti sono dati di categoria C1 e sono stati ,quindi, utilizzati tutti.

	C2				C1					
	2003/ 2004	2006/ 2007	2007/ 2008	2008/ 2009	2003/2004		2006/2007		2007/2008	
Escrementi	702	813	1158	766	183	26%	138	16,9%	301	25,9%
Tracciature	303	166	319	270	94	31%	25	15%	68	21,3%
Carcasse	49	48	132	152	-	-	-	-	-	-
Lupi morti	6	3	3	2	6	100%	3	100%	3	100%
Tot Segni	1060	1030	1612	1190	283	26,7%	166	16,1%	372	23%

Tabella 1. Tipo e numero di segni di presenza utilizzati per le analisi divisi per anno e per categoria di qualità dei dati. Per i dati di categoria C1 è rappresentato il valore percentuale che indica la porzione di dati di categoria C2 rappresentata da essi.

4.2. Rappresentazione e analisi dell'areale di distribuzione del lupo utilizzando dati di categoria C2

L'areale di distribuzione del lupo è stato riprodotto attraverso le tecniche precedentemente descritte, ottenendo 7 diverse rappresentazioni per ogni anno. Il confronto di tali mappe permette di vedere la modificazione territoriale, sia in termini di composizione dell'areale che di configurazione, che si è verificata tra gli inverni 2003/2004 e 2008/2009. Tale confronto è stato quindi eseguito tramite l'analisi e la quantificazione delle caratteristiche spaziali di ogni areale con 9 diversi indici.

I risultati principali sono stati riassunti in grafici (da Figura 17 a Figura 34), e la descrizione completa delle distribuzioni si trova nelle Tabelle dalla 4 alla 11 (Appendice 1).

4.2.1. Rappresentazione cartografica

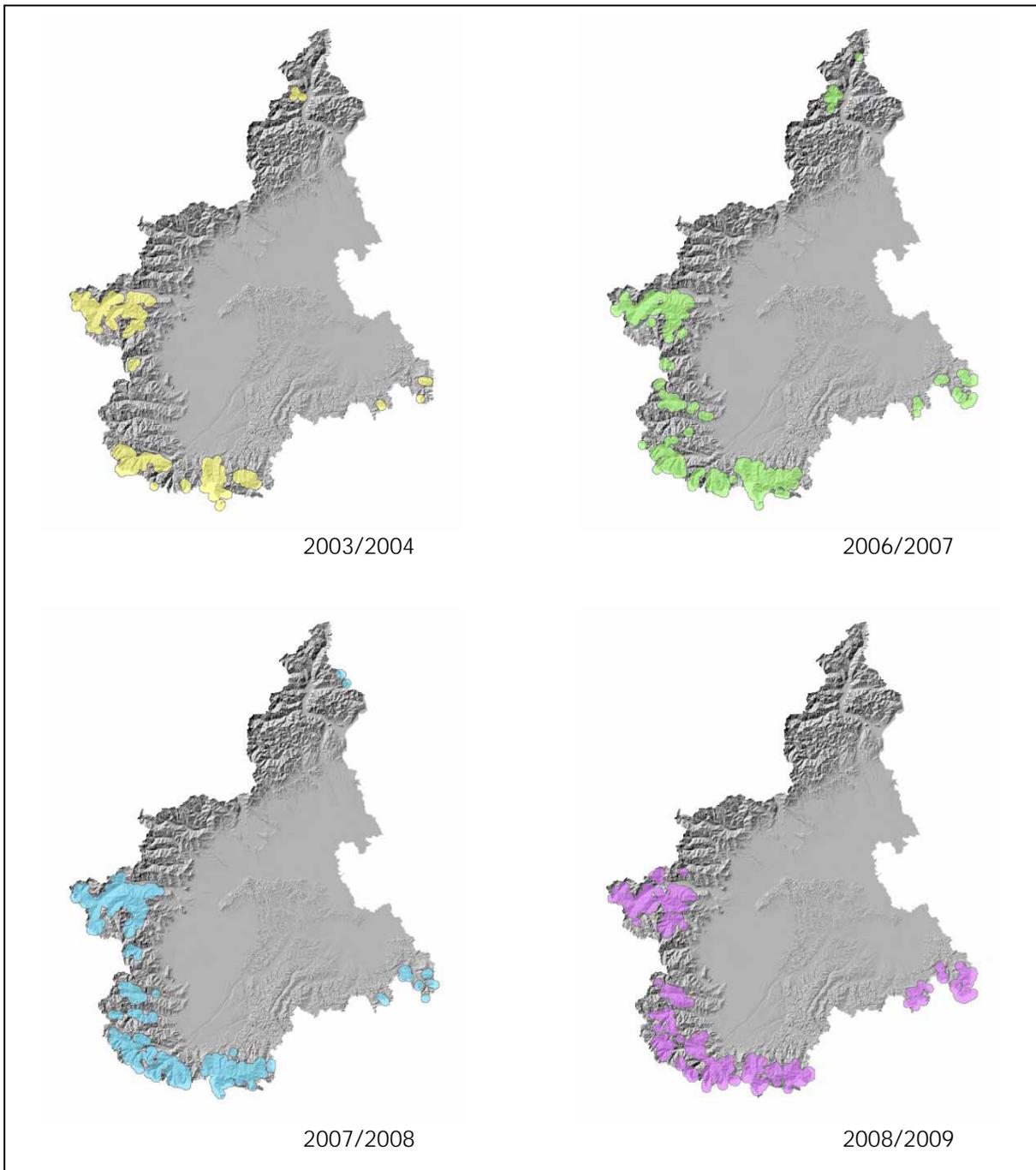


Figura 10. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso buffer di 2,5 km utilizzando dati di categoria C2.

L'areale ottenuto disegnando buffer di 2,5 km attorno ad ogni segno di presenza (Figura 10) appare molto frammentato. Tra il primo e l'ultimo inverno si nota un aumento dell'estensione dell'areale che rimane comunque costituito da molte patches piuttosto discontinue e da alcune molto piccole.

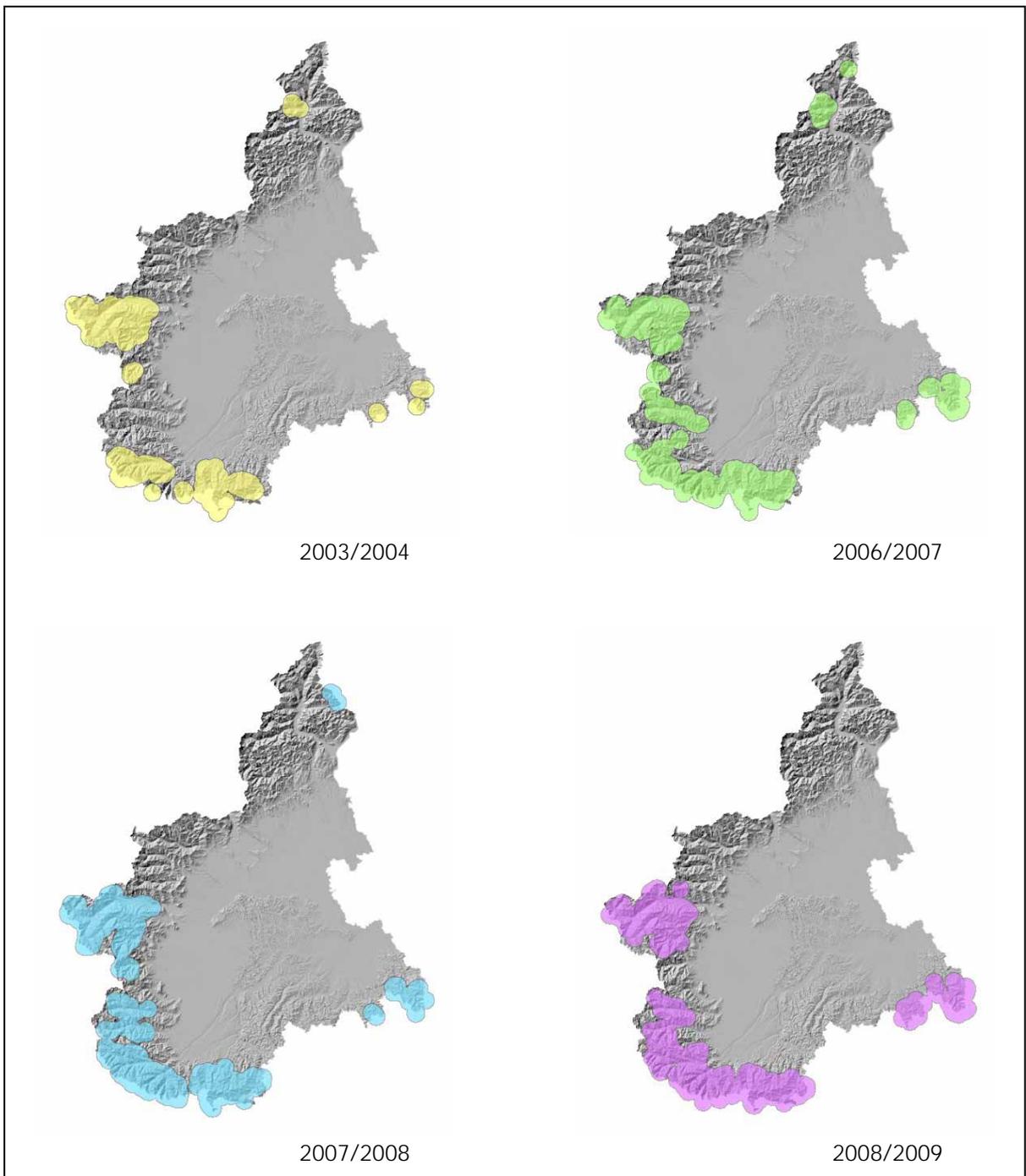


Figura 11. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso buffer di 5 km utilizzando dati di categoria C2.

L'areale ottenuto disegnando buffer di 5 km attorno ad ogni segno di presenza (Figura 11) appare meno frammentato del precedente. Nel corso degli inverni si nota un aumento dell'estensione dell'areale e una distribuzione sempre più uniforme e con minori interruzioni. Le patches più piccole tendono ad unirsi, con una diminuzione del numero di frammenti.

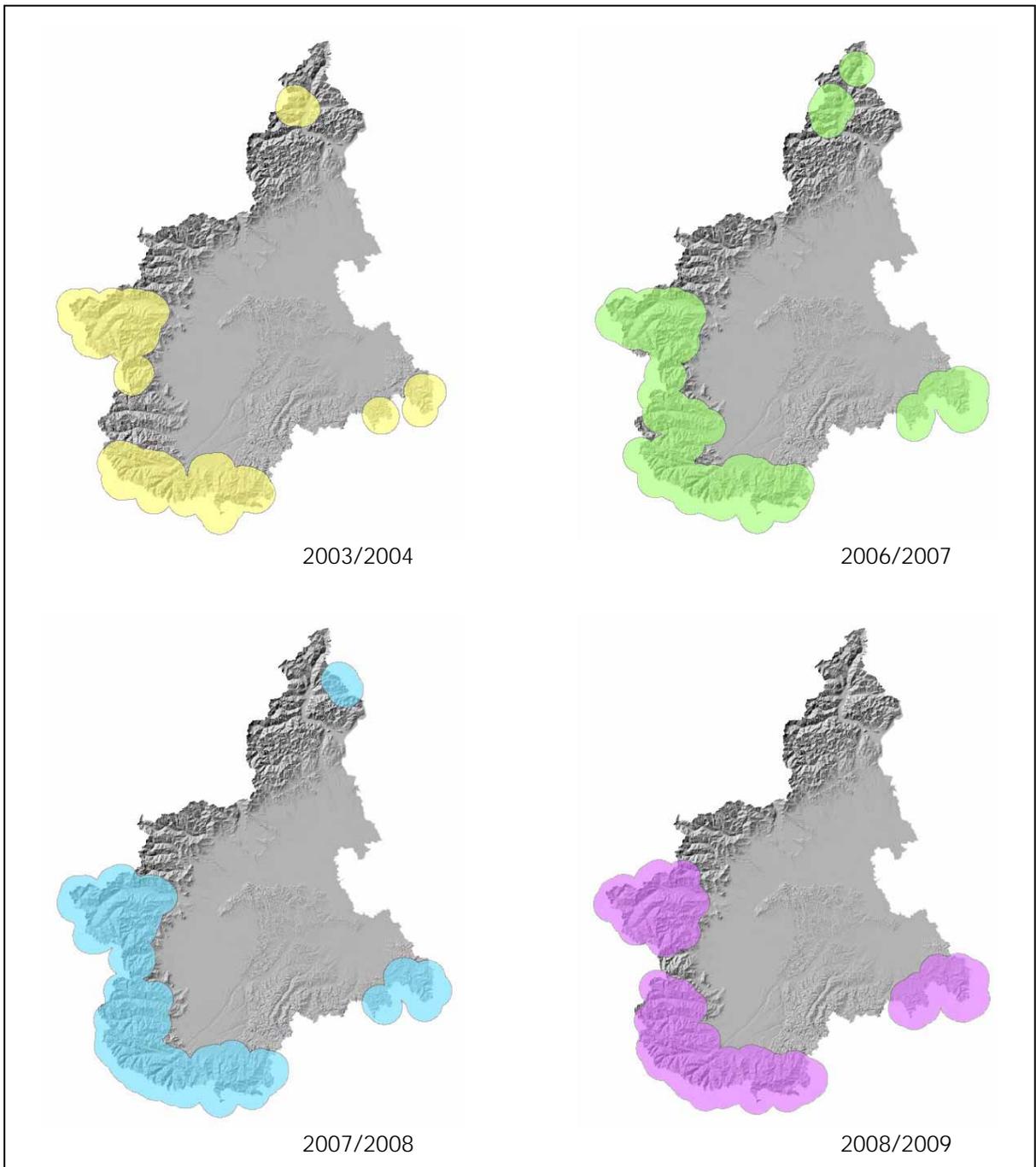


Figura 12. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso buffer di 10 km utilizzando dati di categoria C2.

L'areale ottenuto disegnando buffer di 10 km attorno ad ogni segno di presenza (Figura 12) appare molto più uniforme dei precedenti. Il numero di patches è minimo già nell'inverno 2003/2004, ma tra il 2007/2008 e il 2008/2009 si nota una perdita di territori tra la provincia di Cuneo e quella di Torino e nella provincia del VCO, evidenziata da questo tipo di rappresentazione.

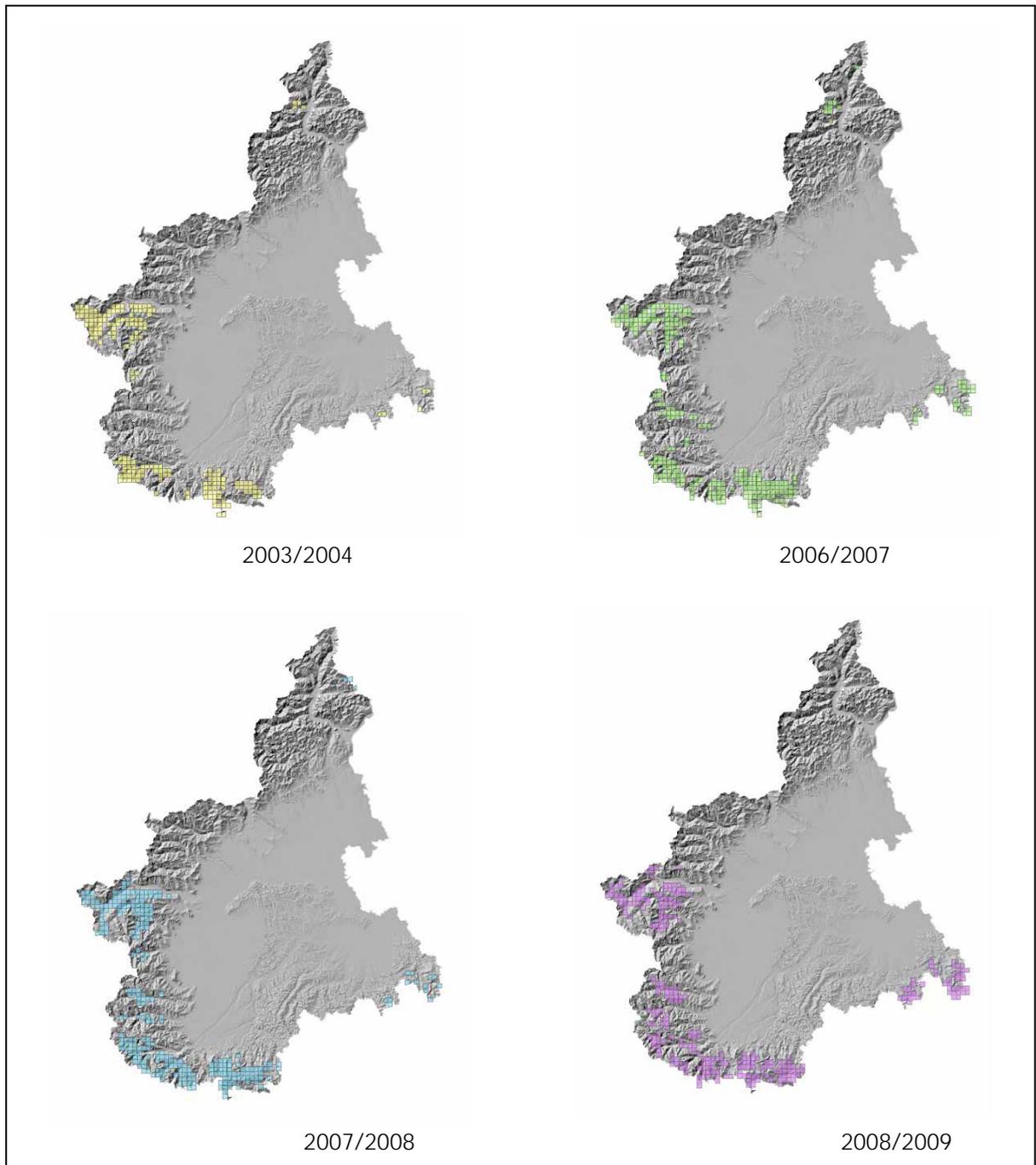


Figura 13. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso quadrati di 2,5 km utilizzando dati di categoria C2.

La distribuzione ottenuta disegnando l'areale tramite la sovrapposizione di una griglia di 2,5x2,5 km (Figura 13) appare estremamente frammentata. Le patches sono molto piccole e discontinue. Si nota un aumento dell'estensione dell'areale negli anni, ma le patches restano comunque molte e molto frammentate.

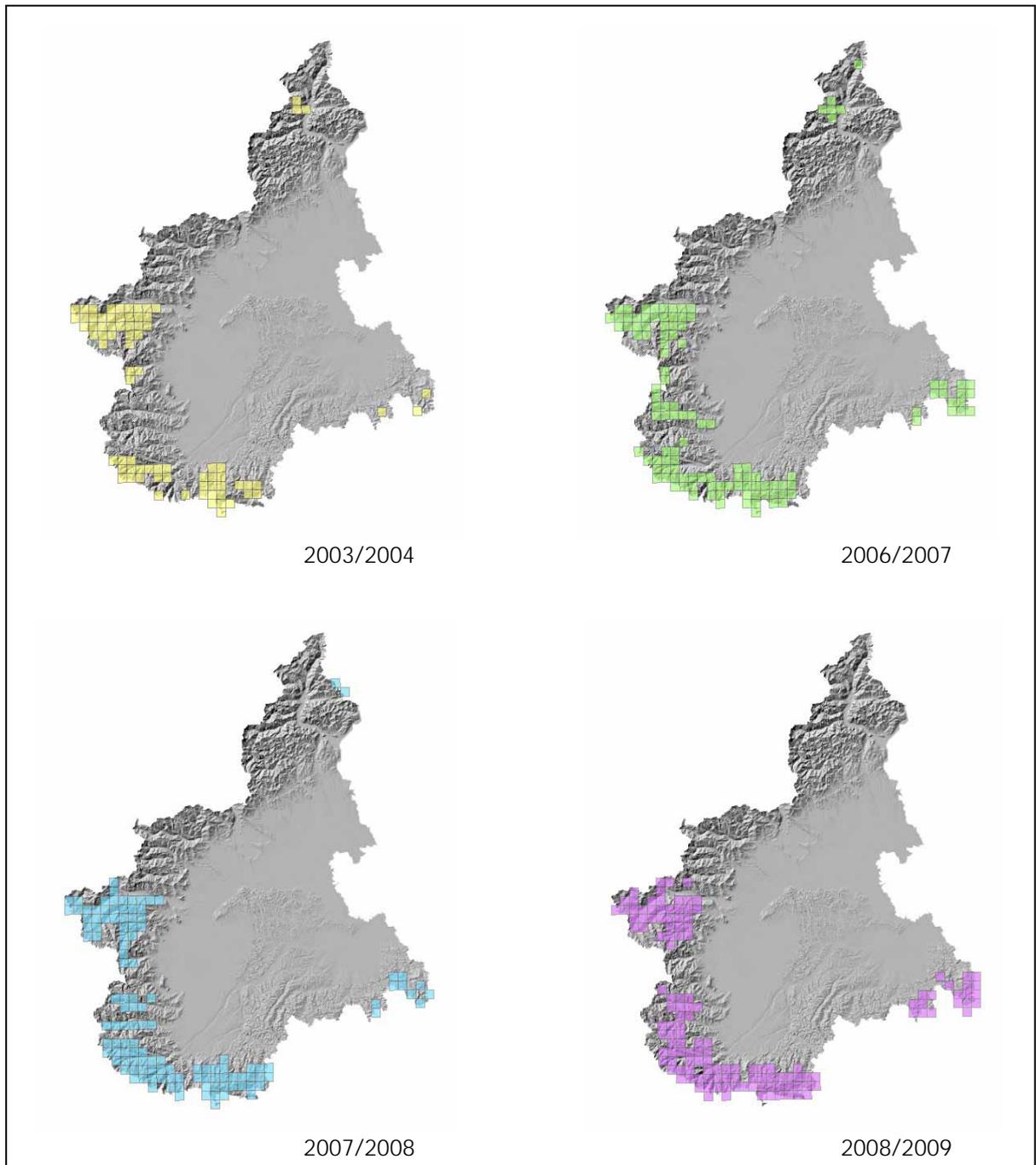


Figura 14. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso quadrati di 5 km utilizzando dati di categoria C2.

La distribuzione ottenuta disegnando l'areale tramite la sovrapposizione di una griglia di 5x5 km (Figura 14) appare in parte frammentata, ma divisa in un numero limitato di patches la cui continuità aumenta negli anni, con una diminuzione del loro numero.

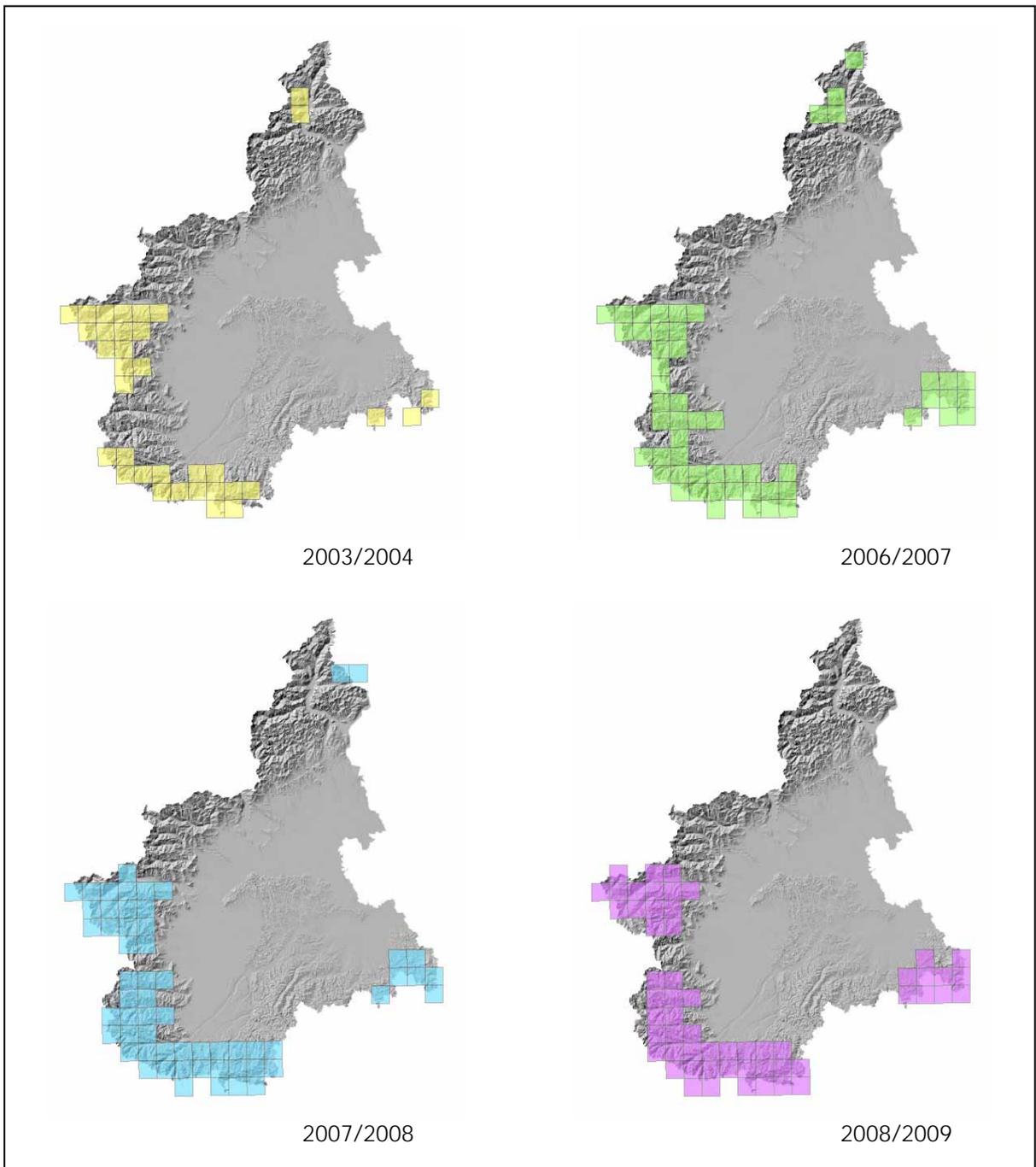


Figura 15. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso quadrati di 10 km utilizzando dati di categoria C2.

La distribuzione ottenuta disegnando l'areale tramite la sovrapposizione di una griglia di 10x10 km (Figura 15) è divisa in poche patches piuttosto continue. Negli anni successivi al 2003/2004 si ha un'espansione e il riempimento dei territori liberi. La perdita dei territori nella provincia del VCO appare meno evidente rispetto alla rappresentazione con buffer di 10 km.

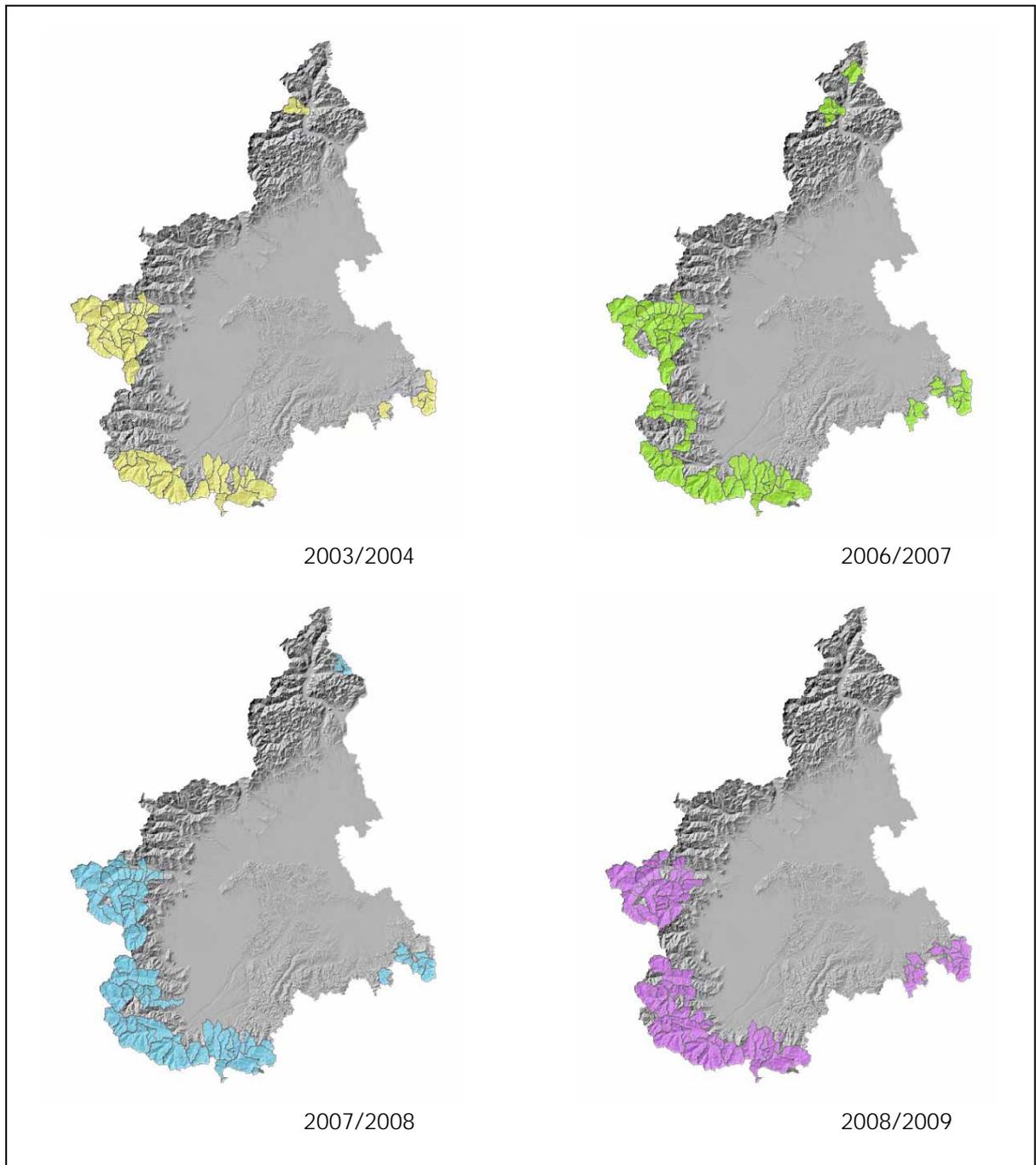


Figura 16. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato seguendo i confini comunali utilizzando dati di categoria C2.

La distribuzione ottenuta disegnando l'areale seguendo i limiti comunali (Figura 16) appare abbastanza continua, ma definita da un confine estremamente frastagliato. Le patches risultano però piuttosto continue e con poche interruzioni, l'areale diventa sempre più continuo nel corso degli anni.

4.2.2. Analisi della composizione dell'areale

La composizione di un paesaggio descrive le caratteristiche principali delle patches di cui esso è composto, quali numero e dimensione, ma non fornisce indicazioni riguardo alla loro configurazione. Gli indici utilizzati per descrivere la composizione dell'areale di distribuzione del lupo sono:

- numero di patches
- area delle singole patches
- area totale
- perimetro totale

Questi indici sono particolarmente utili per quantificare la dimensione del territorio del lupo sul territorio regionale e individuare eventuali trend positivi o negativi. I valori numerici degli indici descritti nei grafici si trovano nell'Appendice 1.

Nel primo grafico (Figura 17) è rappresentata la dimensione dell'areale, suddivisa nel numero di patches di cui è composto. Il tipo di rappresentazione con cui si ottiene la superficie maggiore è quella con buffer di 10 km, la superficie minore si ottiene invece con i quadrati di 2,5x2,5 km. La superficie delle singole patches è minore nella rappresentazione con quadrati di 2,5x2,5 km (superficie minima: 624 km², superficie massima: 57491 km²) e con buffer di 2,5 km (superficie minima: 1049 km², superficie massima: 89951 km²) ed

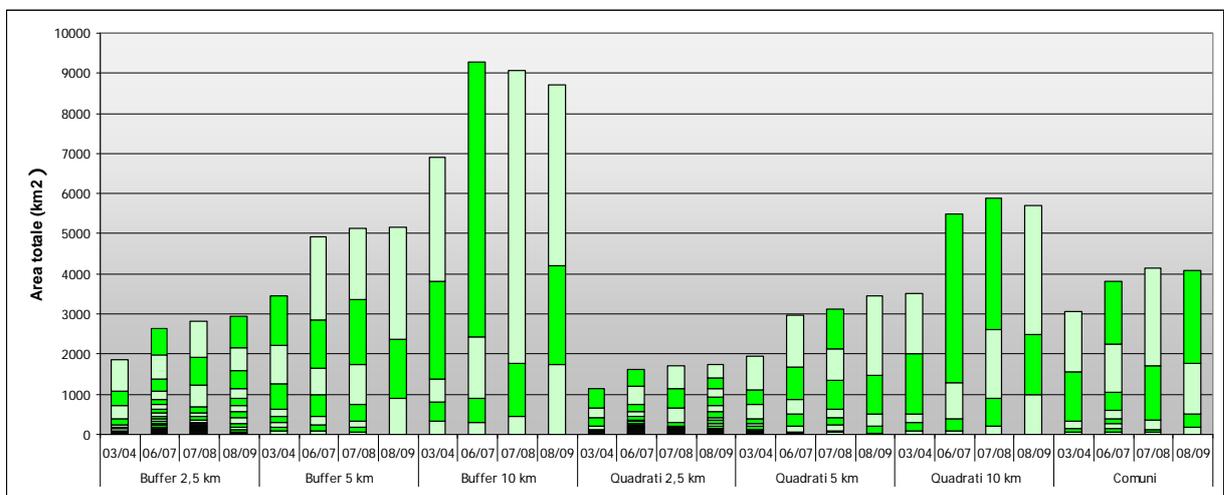


Figura 17. Rappresentazione delle dimensioni dell'areale di distribuzione suddiviso nel numero di patches che lo compongono

aumenta passando a quadrati di 5x5 km (superficie minima: 2497 km², superficie massima: 197422 km²), comuni (superficie minima: 5232 km², superficie massima: 244331 km²), buffer di 5 km (superficie minima: 7269 km², superficie massima: 278107 km²), quadrati di 10x10 km (superficie minima: 9992 km², superficie massima: 419869 km²) e, infine, buffer di 10 km (superficie minima: 31415 km², superficie massima: 686805 km²).

Osservando i trend della superficie totale dell'areale (Figura 18) e i rispettivi tassi di crescita (Tabella 2) c'è concordanza tra tutti i diversi metodi solo nel primo intervallo, tra gli inverni 2003/2004 e 2006/2007. Il trend resta sempre positivo per le rappresentazioni con buffer e quadrati di 2,5 km e 5 km mentre diventa negativo nell'ultimo intervallo nelle rappresentazioni con

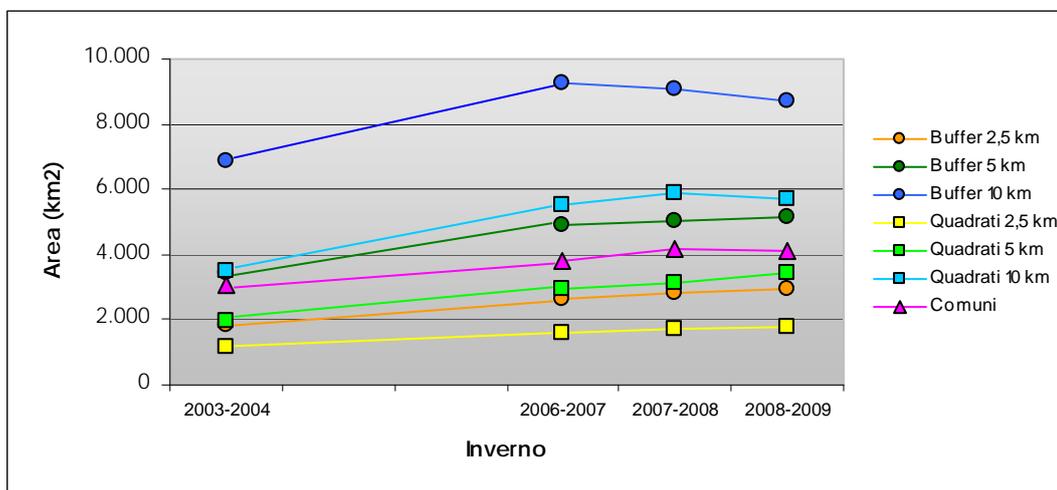


Figura 18. Grafico di comparazione dei trend della superficie dell'areale negli anni ottenuti con i diversi metodi di rappresentazione cartografica.

	Intervalli		
	2003/2004- 2006/2007	2006/2007- 2007/2008	2007/2008- 2008/2009
Buffer 2,5 km	1,43	1,07	1,04
Buffer 5 km	1,43	1,02	1,02
Buffer 10 km	1,35	0,98	0,96
Quadrati 2,5 km	1,41	1,05	1,03
Quadrati 5 km	1,53	1,05	1,10
Quadrati 10 km	1,57	1,07	0,97
Comuni	1,25	1,08	0,98

Tabella 2. Tassi di crescita dell'estensione degli areali negli anni ottenuti con i diversi metodi di rappresentazione cartografica

quadrati di 10 km e per comuni. Nella rappresentazione con buffer di 10 km il trend diventa negativo già dopo il 2006/2007, in controtendenza con gli altri. La superficie totale, inoltre, con questo metodo risulta essere molto superiore (da 6893 km² a 9285 km²) rispetto a quella ottenuta con tutti gli altri (da 1149 km² con quadrati di 2,5x2,5 km a 5897 km² con quadrati di 10x10 km). I valori massimi dei tassi di crescita si osservano, come prevedibile, nel primo intervallo, il quale comprende un arco di tempo di 3 inverni.

La superficie media delle singole patches (Figura 19) ha un trend complessivamente positivo con quasi tutti i metodi usati. Nelle rappresentazioni con buffer e quadrati di 2,5 km le oscillazioni sono minime, con una diminuzione delle dimensioni medie tra l'inverno 2003/2004 e l'inverno 2006/2007 (da 168 km² a 132 km² nell'areale disegnato con buffer di 2,5 km; da 95 km² a 67 km² nell'areale disegnato con quadrati di 2,5x2,5 km) e un successivo aumento (fino a 210 km² nell'areale disegnato con buffer di 2,5 km; fino a 92 km² nell'areale disegnato con quadrati di 2,5x2,5 km). Stessa tendenza si osserva con il metodo dei comuni, mentre con quadrati di 5x5 km si osserva una leggera diminuzione (da 424 km² a 390 km²) dell'area media delle patches tra l'inverno 2006/2007 e il successivo.

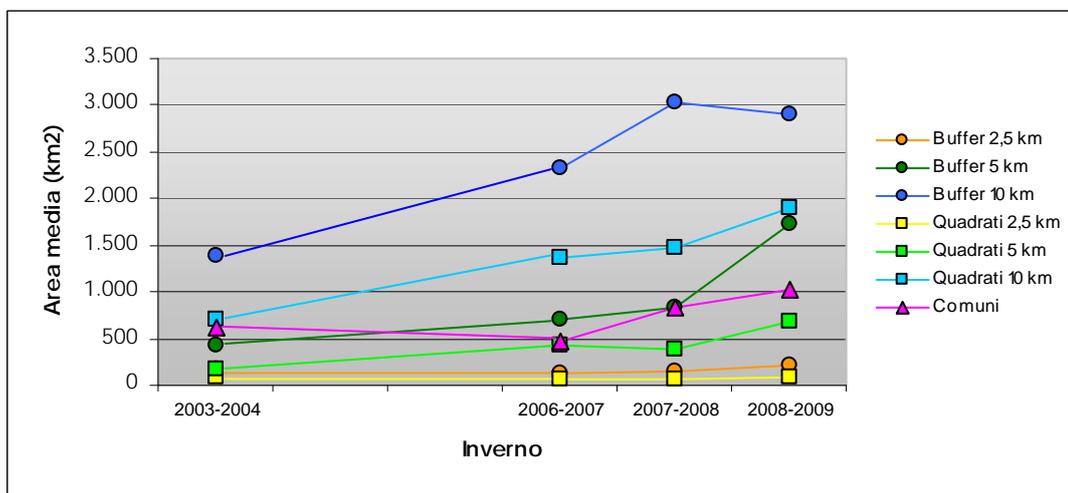


Figura 19. Grafico di comparazione dei trend della superficie media delle patches che compongono gli areali ottenuti con le diverse rappresentazioni cartografiche

La deviazione standard dell'area delle singole patches attorno alla media (Figura 20) indica la loro variabilità. Questa è massima (± 3049 km²) con il

metodo dei buffer di 10 km, come si nota anche dalla mappa (Figura 12). L'alto valore della deviazione standard è dovuto alla presenza di grandi patches continue a cui si affiancano patches molto più piccole. L'andamento delle coppie di buffer e quadrati di 2,5 km e 5 km risulta molto simile.

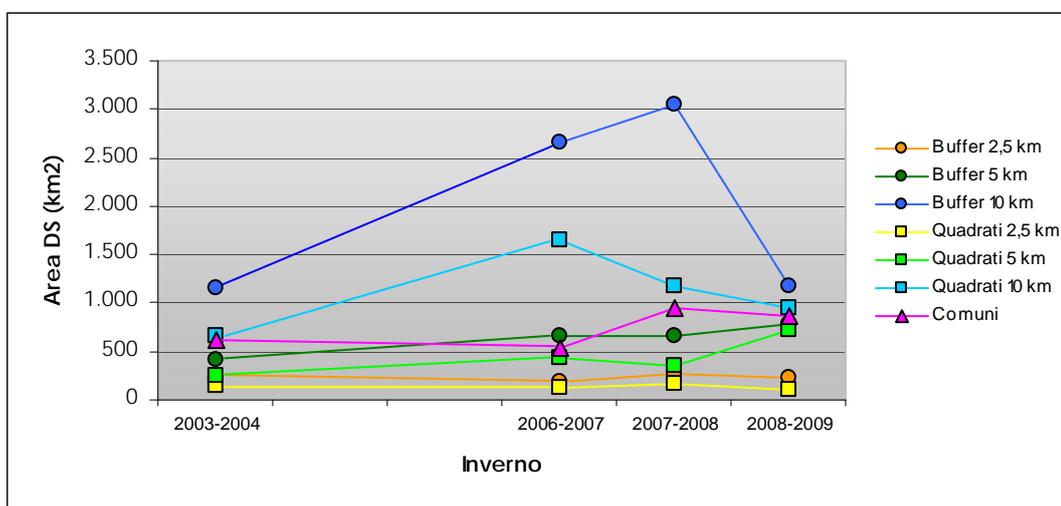


Figura 20. Grafico di comparazione dei trend della deviazione standard dell'area delle singole patches che compongono gli areali ottenuti con le diverse rappresentazioni cartografiche.

Il coefficiente di variazione dell'area (Figura 21), misura della variabilità relativa della dimensione delle patches, mostra valori piuttosto elevati. I metodi con cui si ottiene una maggior variazione delle dimensioni delle patches rispetto alla media sono buffer e quadrati di 2,5 km. La tendenza generale è una evidente diminuzione del CV nell'ultimo intervallo, tra l'inverno 2007-2008 e l'inverno 2008-2009.

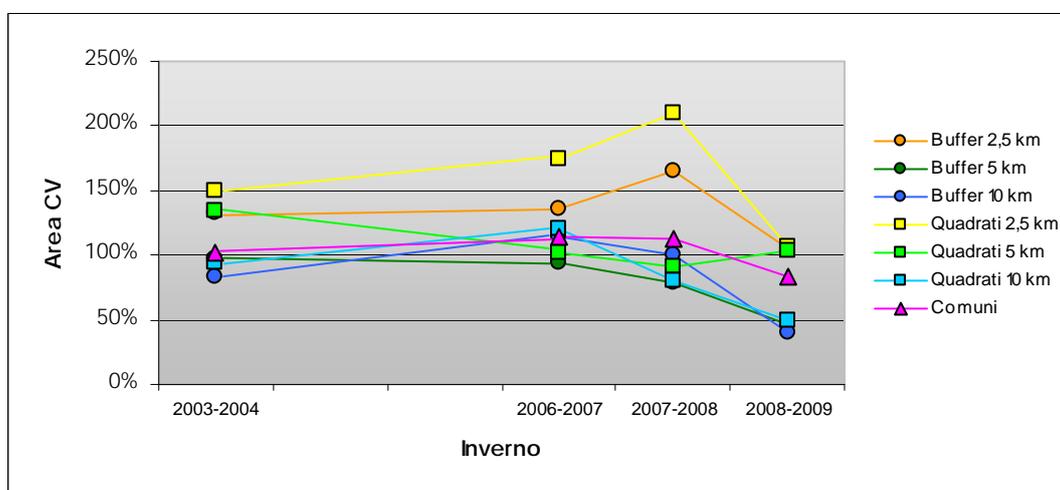


Figura 21. Grafico di comparazione dei trend del coefficiente di variazione dell'area delle patches che compongono gli areali ottenuti con le diverse rappresentazioni cartografiche.

Osservando il numero di patches (Figura 22) si nota che, dopo il 2003/2004, utilizzando i metodi buffer e quadrati di 2,5 km, si ottiene un numero molto maggiore di patches (da 11 a 20 con buffer di 2,5 km; da 12 a 24 con quadrati di 2,5x2,5 km), quindi un areale molto diviso. Nonostante diverse oscillazioni, il trend sembra comunque in diminuzione.

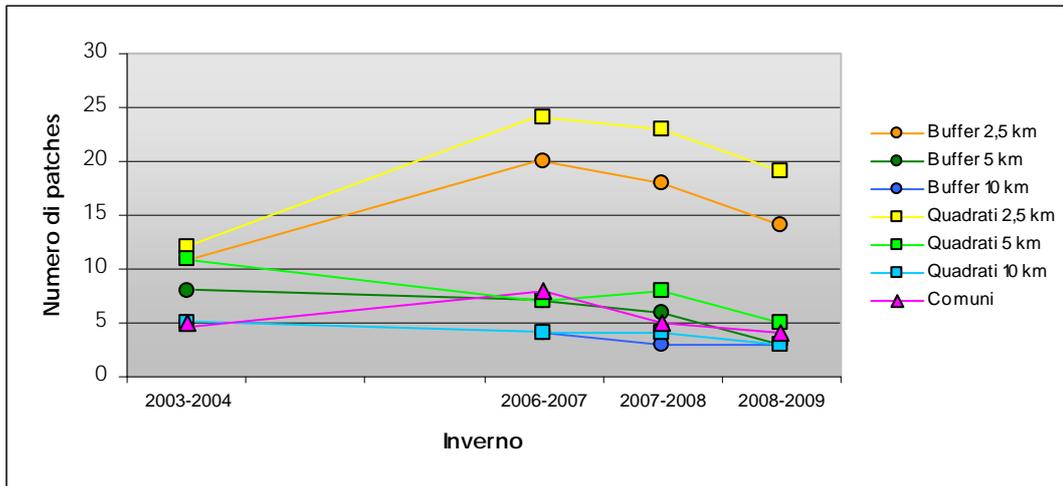


Figura 22. Grafico di comparazione dei trend del numero di patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

Il perimetro (Figura 23) mostra, dopo un iniziale aumento, corrispondente al parallelo aumento della superficie dell'areale, una tendenza alla diminuzione, coerente con il trend negativo del numero di patches. Gli unici trend in controtendenza sono quelli di buffer e quadrati di 2,5 km, i quali mostrano un evidente aumento nell'ultimo intervallo.

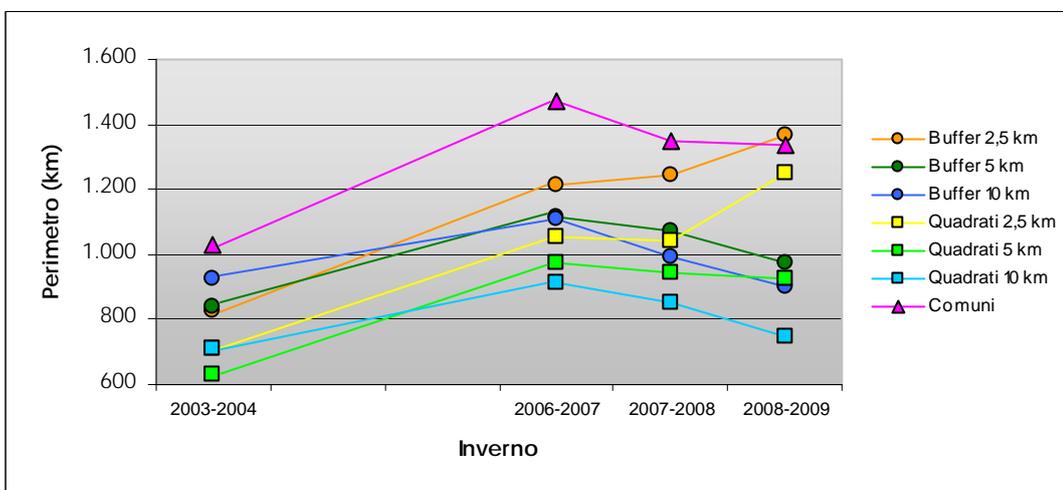


Figura 23. Grafico di comparazione dei trend del perimetro totale delle patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

4.2.3. Analisi della configurazione dell'areale

La configurazione di un paesaggio viene descritta da arrangiamento spaziale, forma e struttura delle patches che lo compongono. Queste caratteristiche sono state quantificate con diversi indici a livello di classe (descrizione nelle tabelle dalla 7 alla 11) quali:

- radius of gyration
- dimensione frattale
- contiguity index
- Euclidean nearest neighbor
- indice di coesione

Il trend del valore medio del radius of gyration (Figura 24) è tendenzialmente positivo per tutti i metodi di rappresentazione dell'areale utilizzati. Nel primo intervallo c'è una leggera diminuzione di questo indice per buffer di 2,5 km (da 4533 m a 4057 m), quadrati di 2,5x2,5 km (da 3646 m a 2981 m) e comuni (da 10265 m a 8915 m). Nel secondo intervallo il valore dell'indice diminuisce per quadrati di 2,5x2,5 km (da 2981 m a 2859 m), di 5x5 km (da 9548 m a 8632 m), di 10 km (da 16763 m a 16285 m). Nell'ultimo intervallo la tendenza è negativa solo per buffer di 10 km (da 23160 m a 22402 m).

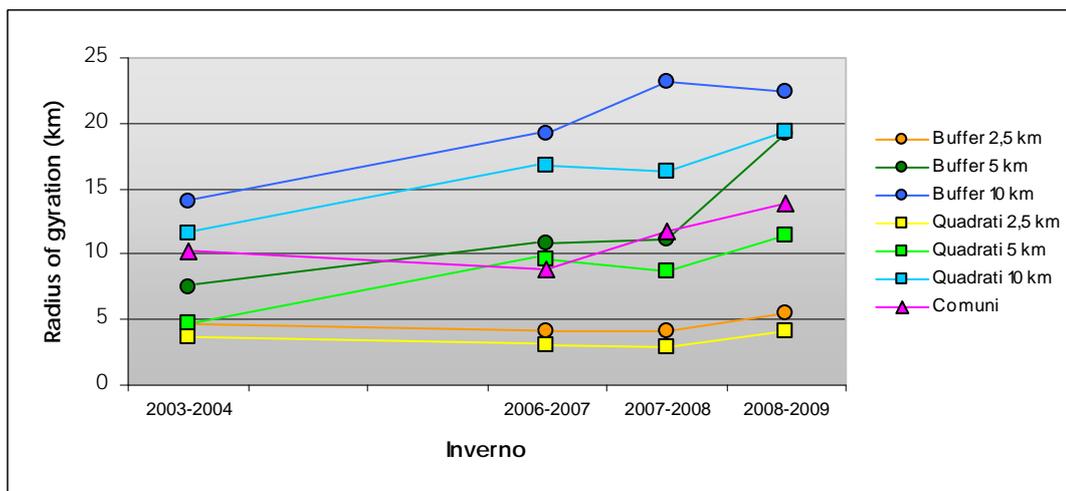


Figura 24. Grafico di comparazione dei trend del valore medio del radius of gyration delle patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

Il valore della deviazione standard del radius of gyration (Figura 25) fornisce un'informazione riguardo alla distribuzione di tale indice calcolato per ogni singola patch rispetto alla media calcolata per tutte le patches. I valori più alti si hanno per buffer di 10 km (17045 m) e quadrati di 10x10 km (15785 m). I valori minori si hanno per buffer di 2,5 km (2844 m) e quadrati di 2,5x2,5 km (2717 m). Questo è dovuto soprattutto alle minori dimensioni delle patches.

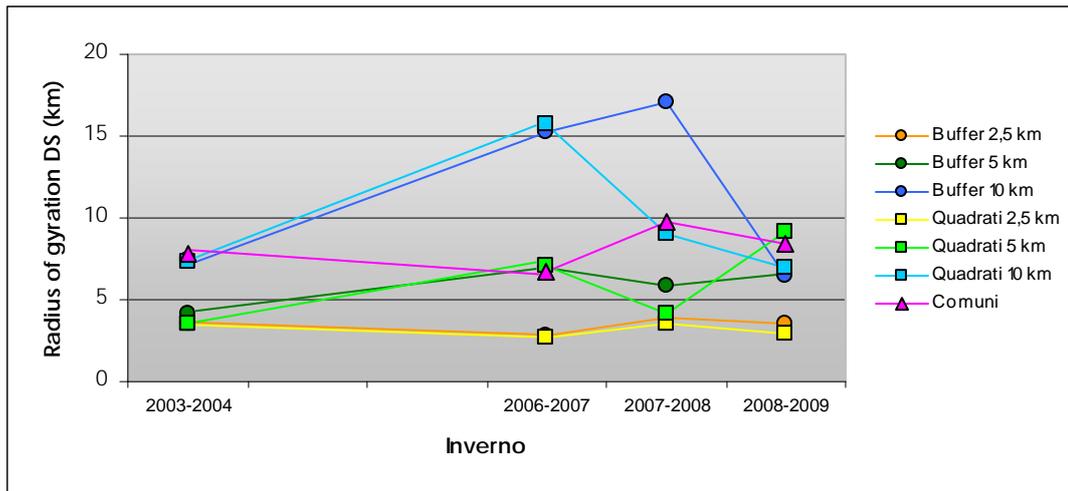


Figura 25. Grafico di comparazione dei trend della deviazione standard del radius of gyration delle patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

Un confronto più obiettivo della variazione del radius of gyration tra le patches si ottiene osservando il suo coefficiente di variazione (Figura 26). La variabilità del radius of gyration per le patches ottenute con quadrati di

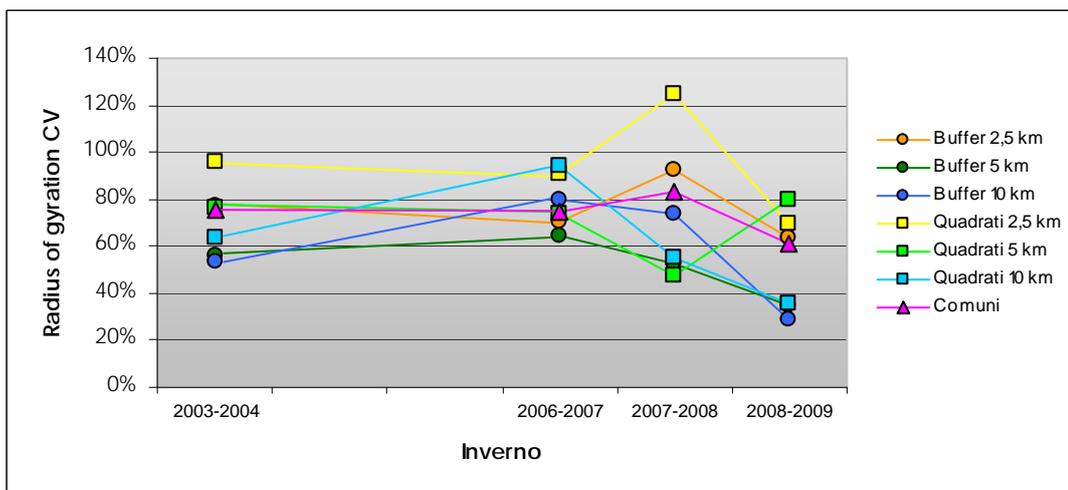


Figura 26. Grafico di comparazione dei trend del coefficiente di variazione del radius of gyration delle patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

2,5x2,5 km oscilla tra il 70% e il 125%, per quelle ottenute con buffer di 2,5 km tra il 64% e il 92%, con valori molto superiori (tranne che nell'inverno 2006/2007) a quelli osservati per buffer di 10 km (tra il 29% e il 79%) e quadrati di 10x10 km (tra il 36% e il 94%).

Osservando l'andamento del valore medio della dimensione frattale (Figura 27) si nota un trend tendenzialmente positivo, il che corrisponde ad un aumento della complessità delle forme. Tale complessità appare molto maggiore nelle patches ottenute con il metodo dei comuni (con valori che vanno da 1,074 a 1,1), a causa dell'elevato rapporto tra area e perimetro. Tutti i valori si mantengono entro 1,1, tenendo conto che il valore di questo indice può andare da 1 a 2, si possono considerare valori piuttosto bassi.

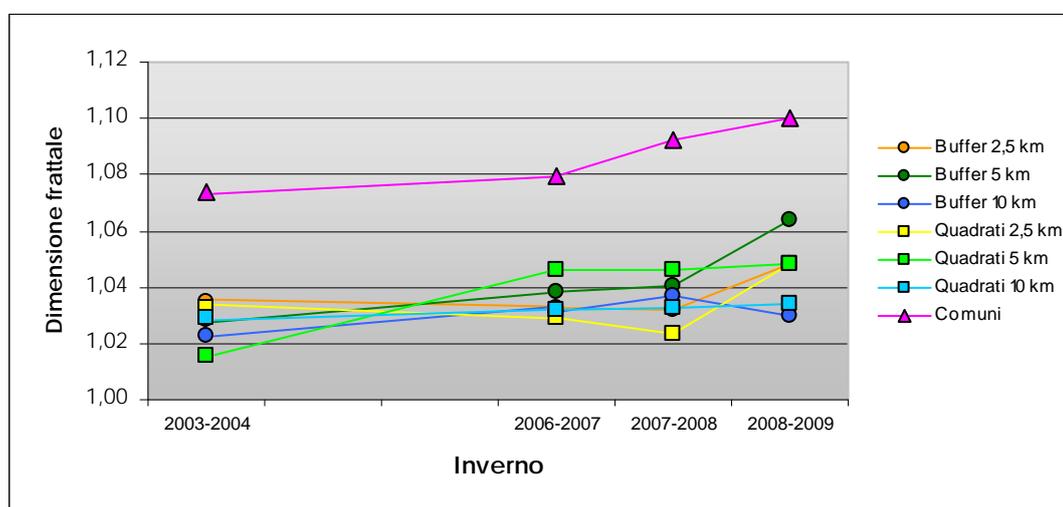


Figura 27. Grafico di comparazione dei trend del valore medio della dimensione frattale delle patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

L'andamento del coefficiente di variazione (molto simile a quello della deviazione standard, Appendice 1) della dimensione frattale delle patches (Figura 28) è molto diverso a seconda del metodo usato. Una concordanza si può osservare tra buffer e quadrati delle dimensioni minori, con una diminuzione da 2,5% a 1,7% e da 3,4% a 2,8%, seguita da un aumento nei 2 inverni successivi (fino a 2,6 e fino a 3,4%). Per buffer e quadrati di dimensioni intermedie si osserva lo stesso valore del CV nell'inverno 2003/2004 (1,5%) e nell'inverno 2007/2008 (1,9%), ma con i quadrati di 5x5 km si ottengono valori molto più alti negli altri inverni. Buffer e quadrati delle dimensioni più grandi

hanno una tendenza all'aumento del CV nel primo intervallo di tempo, a questo segue una diminuzione nei successivi 2 intervalli fino ad attestarsi ad un valore molto simile nell'ultimo inverno (circa 0,8%). L'andamento del CV della dimensione frattale per le patches ottenute con il metodo dei comuni è tendenzialmente negativo, passando da 1,9% a 0,9%.

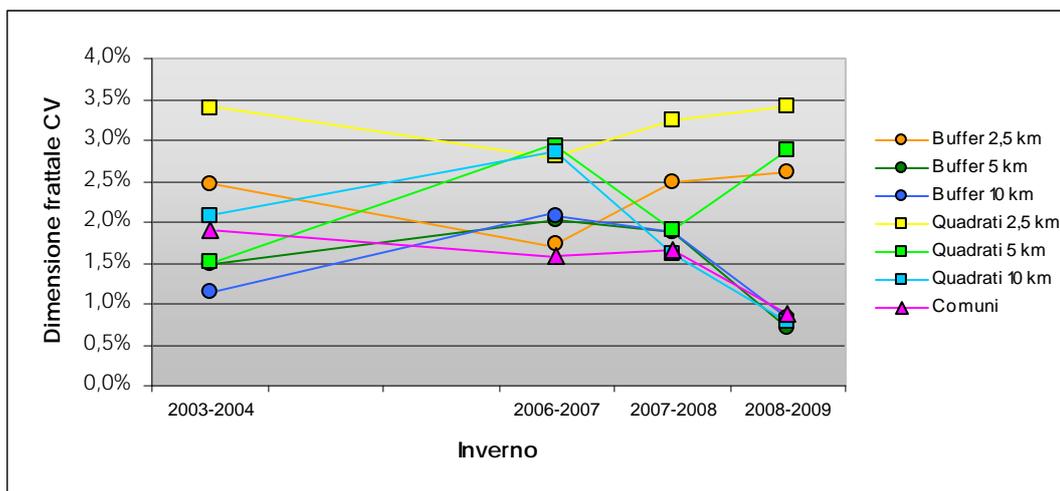


Figura 28. Grafico di comparazione dei trend del coefficiente di variazione della dimensione frattale delle patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

I valori medi del contiguity index (Figura 29; indice il cui valore è compreso tra 0 e 1) sono tutti piuttosto alti ($n > 0,98$). Il trend di questo indice è positivo, a confermare un aumento della connessione tra le patches, ma per gli areali ottenuti con il metodo di buffer e quadrati di 2,5 km e con i comuni si osserva

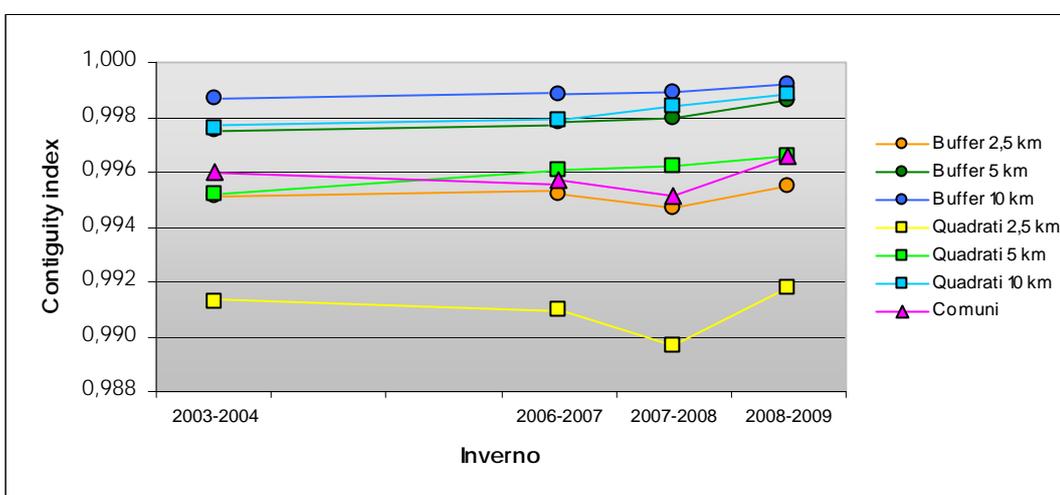


Figura 29. Grafico di comparazione dei trend del valore medio del contiguity index delle patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

una diminuzione tra l'inverno 2006/2007 e il successivo. I valori minori per questo indice si osservano per le patches ottenute con quadrati di 2,5x2,5 km ed oscillano tra 0,9897 e 0,9918. I valori maggiori si osservano per le patches ottenute con il metodo dei buffer di 10 km e vanno da 0,9987 a 0,9992.

Il coefficiente di variazione del contiguity index (Figura 30) presenta un trend identico alla deviazione standard (Appendice 1), con valori molto bassi, tutti inferiori allo 0,35%. I valori minori si osservano per le patches ottenute con i metodi con buffer di 5 km e 10 km e quadrati di 10x10 km ($n < 0,1$), con un trend in diminuzione. Per le patches ottenute con buffer di 2,5 km, quadrati di 2,5x2,5 km e 5x5 km, si osserva una diminuzione del CV nel primo intervallo, poi un leggero aumento; i valori sono maggiori per i quadrati di 2,5x2,5 km (tra 0,30% e 0,32%).

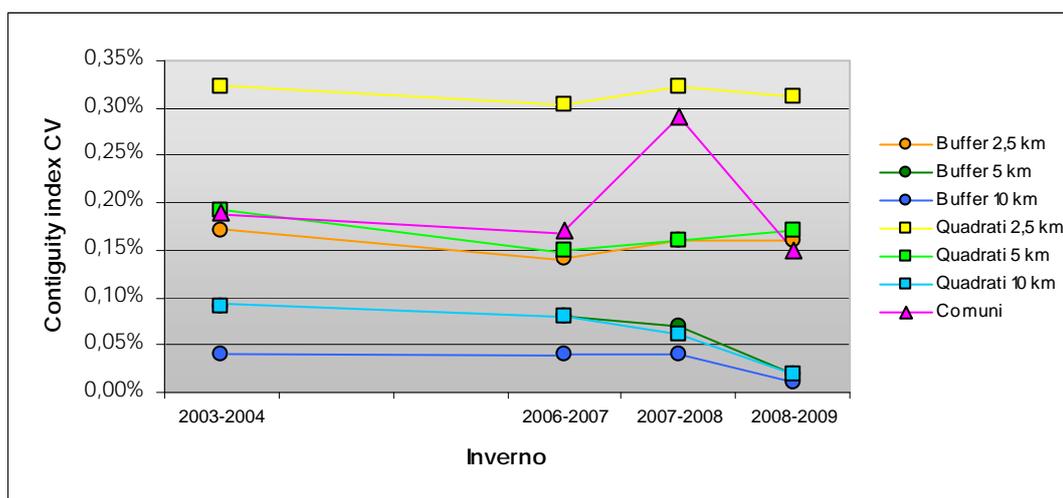


Figura 30. Grafico di comparazione dei trend del coefficiente di variazione del contiguity index delle patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

Il valore medio dell'Euclidean nearest neighbor (Figura 31) segue un trend simile per tutti gli areali ottenuti con i diversi metodi di rappresentazione. Nel primo intervallo si osserva una diminuzione del valore, nel secondo intervallo un aumento e quindi una successiva diminuzione. Fanno eccezione i trend di buffer e quadrati con dimensioni minori, che sono costantemente negativi ed oscillano tra 18,6 km e 1,3 km. Altra eccezione nell'ultimo intervallo per le patches ottenute con il metodo dei buffer di 5 km, in cui si osserva un leggero aumento.

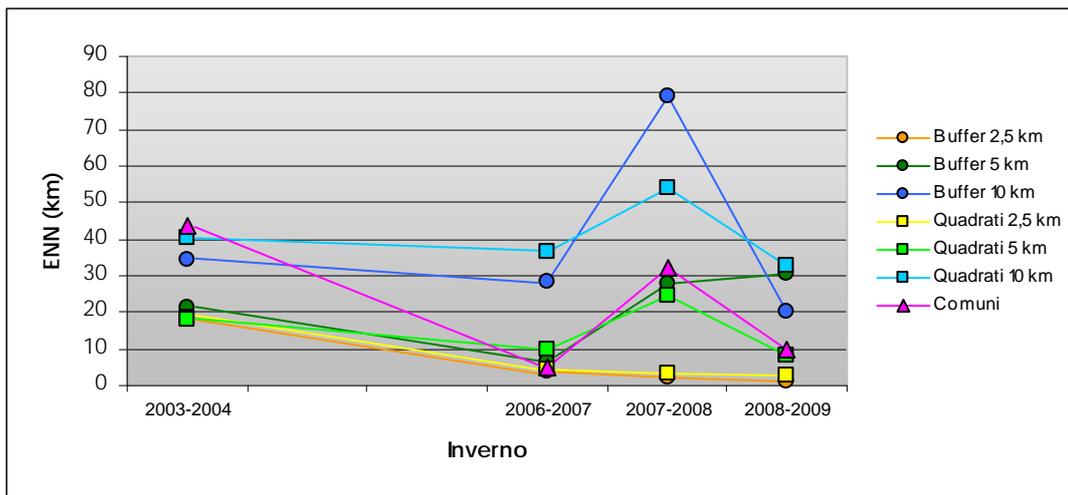


Figura 31. Grafico di comparazione dei trend del valore medio dell'Euclidean nearest neighbor delle patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

Anche per il trend della deviazione standard dell'Euclidean nearest neighbor (Figura 32) si osserva una diminuzione, seguita da un netto aumento nell'intervallo tra l'inverno 2006/2007 e il successivo, seguito da una nuova, ancor più netta diminuzione. La distribuzione delle distanze minime tra le patches appare, quindi, molto irregolare nell'inverno 2007/2008, come confermato dai valori del CV (Figura 33) dell'ENN. Unica eccezione la fanno le patches ottenute con buffer e quadrati delle dimensioni minori, in cui il trend della deviazione standard resta sempre negativo, con una brusca diminuzione iniziale.

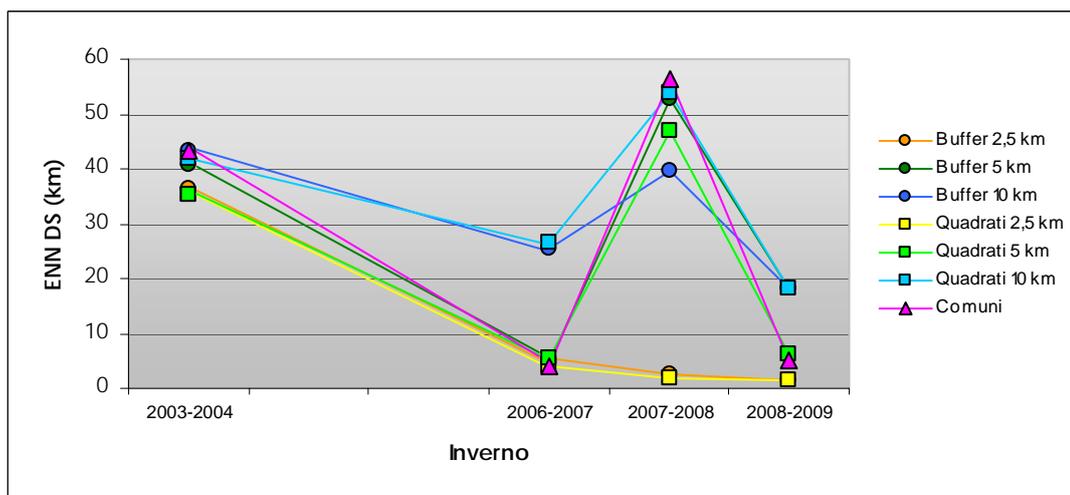


Figura 32. Grafico di comparazione dei trend della deviazione standard dell'Euclidean nearest neighbor delle patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

Nel trend del CV (Figura 33) si osserva, a differenza di quello della deviazione standard, una diminuzione del valore per le patches ottenute con il metodo dei buffer di 10 km nell'inverno 2007/2008 rispetto al precedente, mentre gli altri trend restano simili.

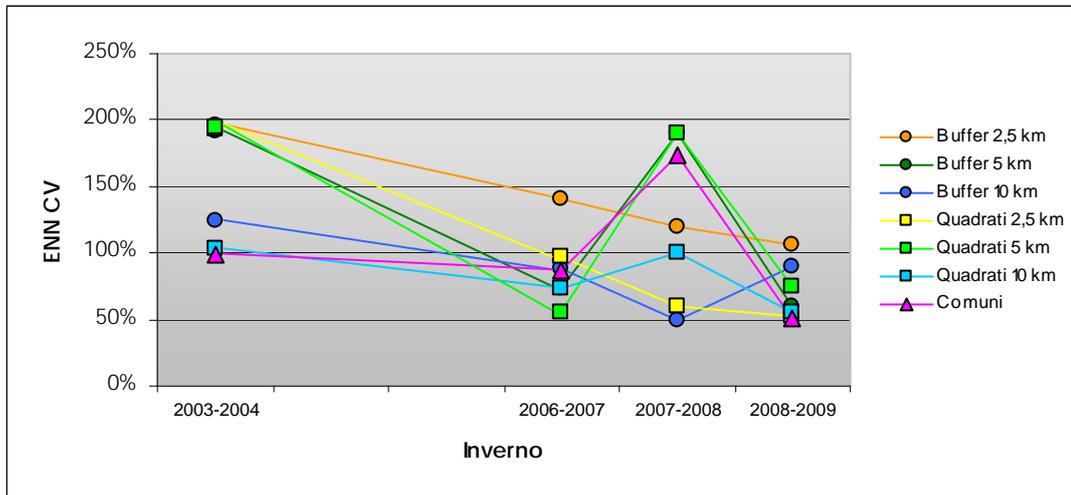


Figura 33. Grafico di comparazione dei trend del coefficiente di variazione dell'Euclidean nearest neighbor delle patches che compongono gli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

L'indice di coesione (Figura 34) mostra valori molto alti, compresi tra un minimo di 99,861 (quadrati 2,5 km, inverno 2008/2009) e un massimo di 99,99 (buffer di 10 km, inverno 2007/2008), su un indice il cui valore va da 0 a 100. Questo è probabilmente in parte dovuto alla dimensione del paesaggio in cui sono state disegnate le patches, ma è comunque interessante osservare

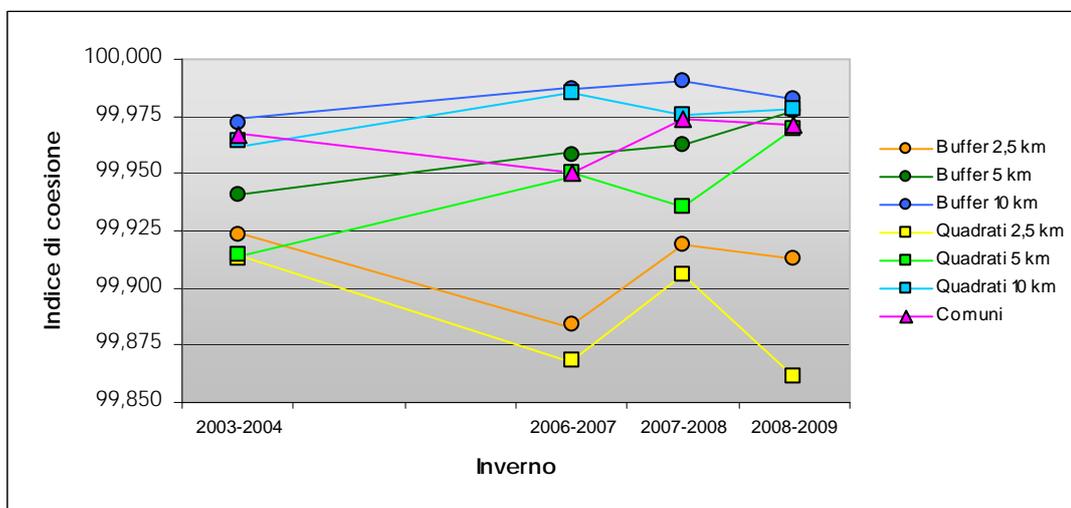


Figura 34. Grafico di comparazione dei trend dell'indice di coesione degli areali ottenuti con diversi metodi di rappresentazione cartografica.

l'andamento di tale indice. I valori massimi si osservano per l'areale disegnato con buffer e quadrati di dimensioni maggiori, ma è piuttosto elevato per quelli ottenuti con la tecnica dei comuni. I valori minori si osservano per buffer e quadrati di dimensioni minori, le cui patches sono meno coese. I trend subiscono diverse oscillazioni, ma resta complessivamente positivo per gli areali disegnati con buffer di 5 e 10 km, quadrati di 5x5 e 10x10 km e comuni, è negativo, invece, per gli areali disegnati con buffer e quadrati delle dimensioni minori.

4.3. Rappresentazione e confronto dell'analisi dell'areale di distribuzione del lupo utilizzando dati di categoria C1

L'areale di distribuzione del lupo è stato ridisegnato utilizzando solo il sottocampione di dati appartenenti alla categoria C1, ovvero prove certe di presenza, generalmente fornite dalle analisi genetiche condotte su campioni fecali o di tessuto. Sono state ottenute 7 diverse rappresentazioni cartografiche per ogni anno, utilizzando i metodi precedentemente descritti per disegnare l'areale. Il confronto di tali mappe permette di vedere la modificazione territoriale che si è verificata tra gli inverni 2003/2004 e 2007/2008. Tale confronto è stato quindi eseguito tramite l'analisi e la quantificazione delle caratteristiche spaziali di ogni areale con 9 diversi indici, come precedentemente condotto per i dati di categoria C2. Degli indici di composizione è stato osservato il trend ed è stata fatta una comparazione con i risultati ottenuti utilizzando i dati di categoria C2. Degli indici di configurazione è stato effettuato solo un confronto con i risultati ottenuti con i dati di categoria C2. I risultati completi delle analisi si trovano nelle tabelle dalla 4 alla 11, inserite nell'Appendice 1.

4.3.1. Rappresentazione cartografica

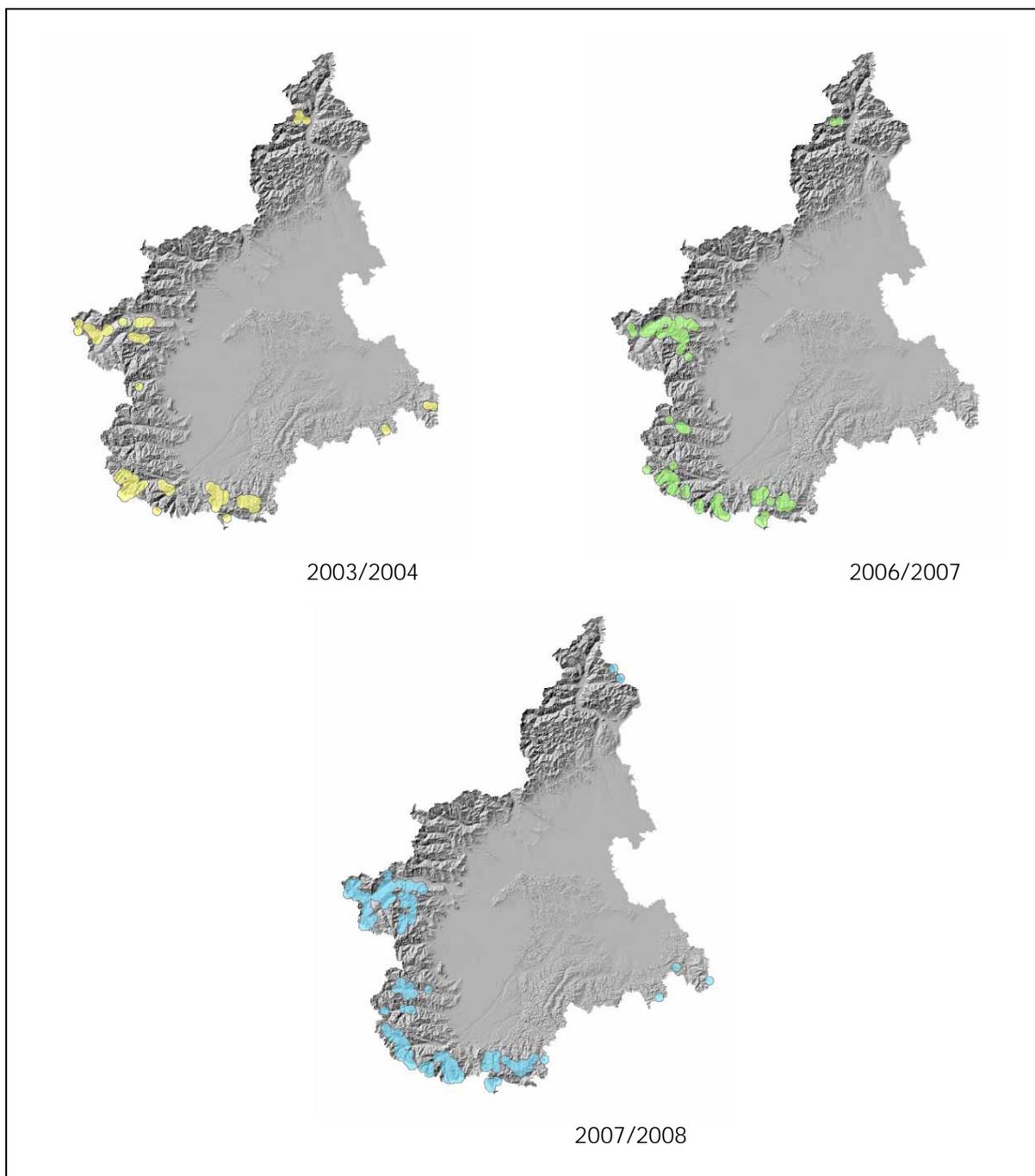


Figura 35. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso buffer di 2,5 km utilizzando dati di categoria C2.

L'areale disegnato con buffer con raggio di 2,5 km (Figura 35) appare molto frammentato. Le patches sono piccole e divise, ma si nota una progressiva espansione e l'unione di alcune di esse.

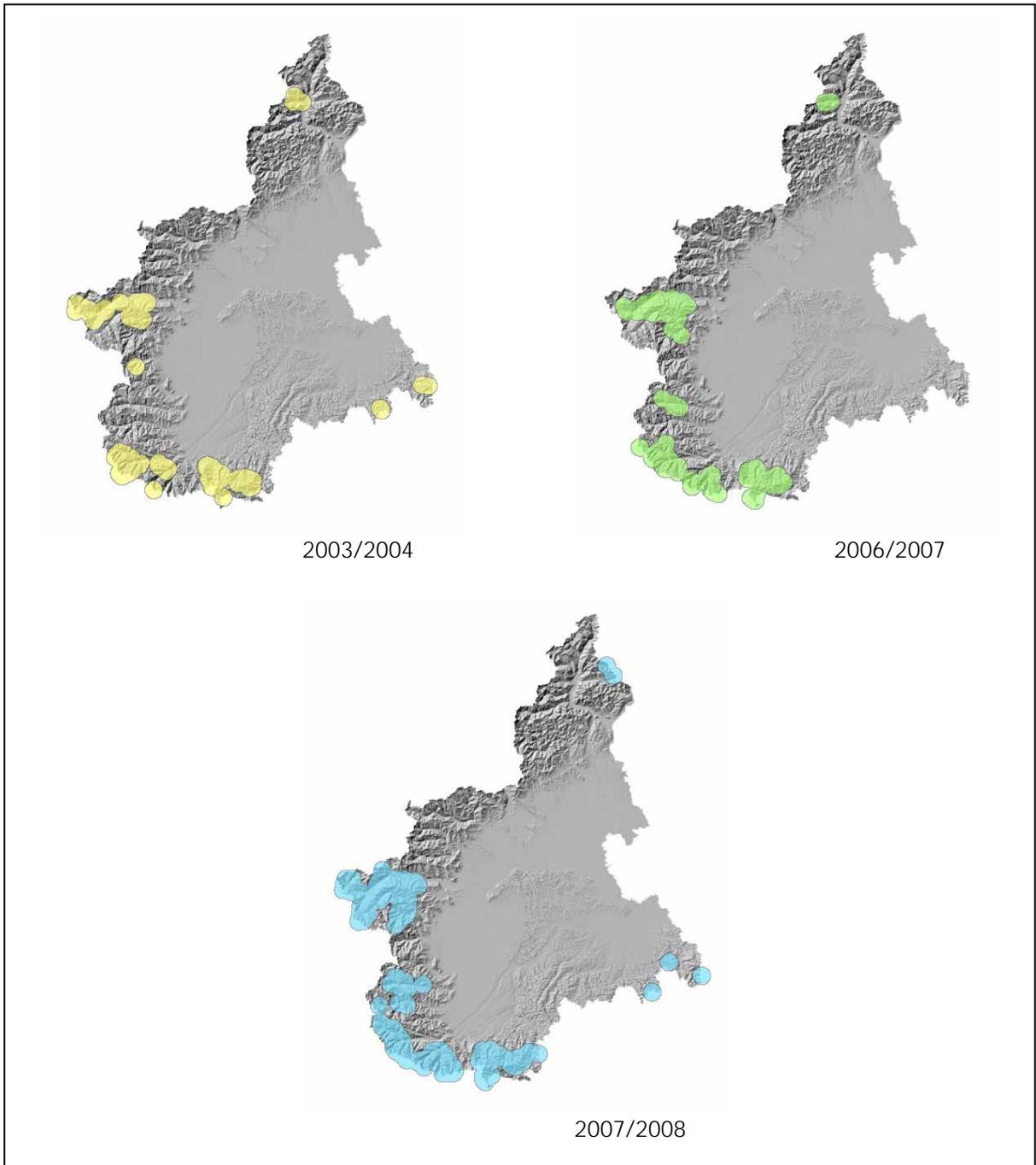


Figura 36. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso buffer di 5 km utilizzando dati di categoria C1.

L'areale disegnato con buffer con raggio di 5 km (Figura 36) appare abbastanza frammentato. Le patches sono piuttosto divise nel primo inverno ma, negli inverni seguenti, si osserva una sempre maggior continuità della distribuzione. Nella zona che ricade all'interno della provincia di Alessandria vi è una scarsità di dati di categoria C1 che si nota con la frammentazione delle patches in questa zona e con la loro totale assenza nell'inverno 2006/2007.

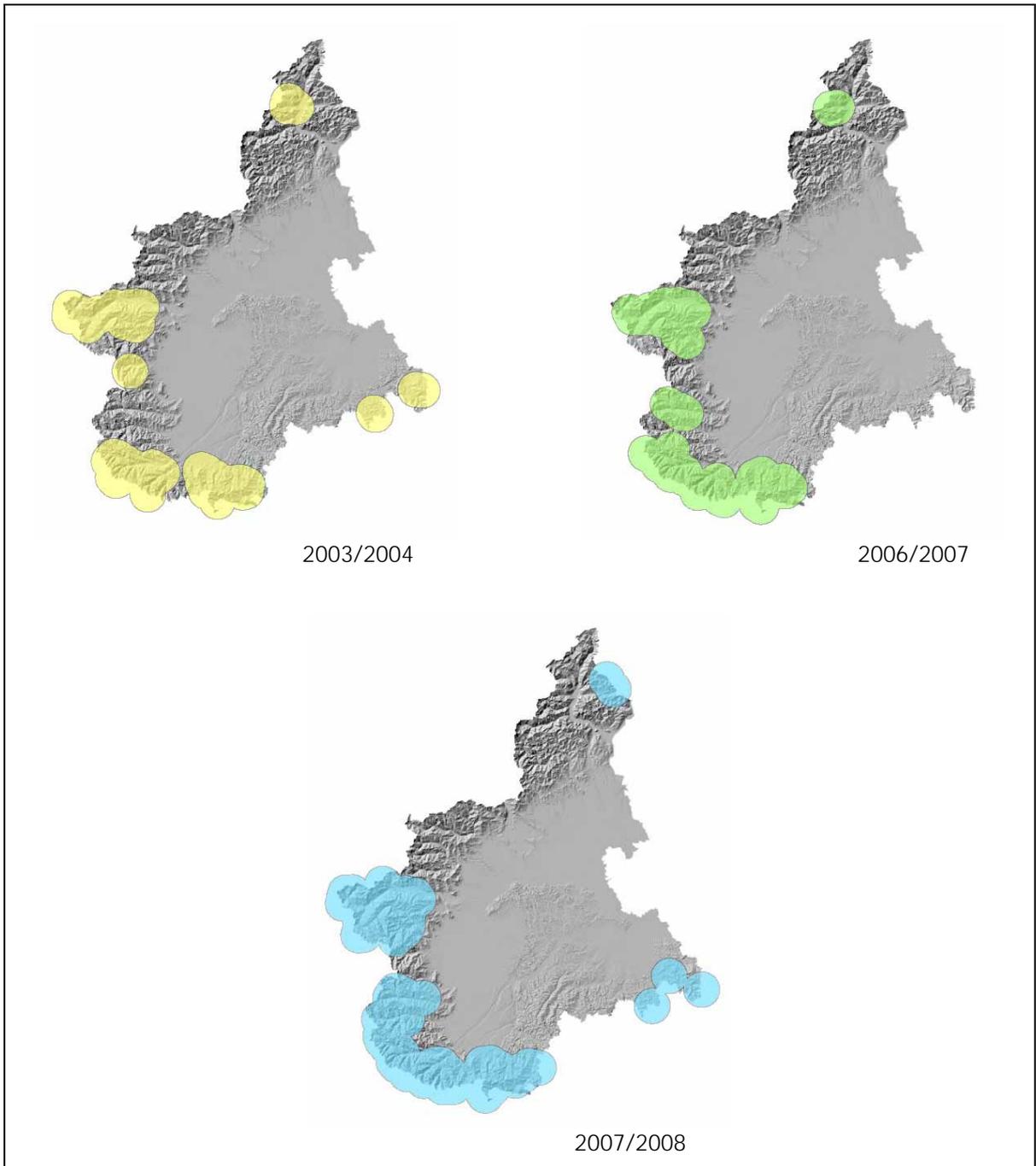


Figura 37. Rappresentazione cartografica dell' areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso buffer di 10 km utilizzando dati di categoria C1.

L'areale disegnato con buffer con raggio di 10 km (Figura 37) appare piuttosto frammentato nell'inverno 2003/2004, poi progressivamente sempre più ampio e continuo. Si nota notevolmente l'assenza di dati nella zona all'interno della provincia di Alessandria nell'inverno 2006/2007.

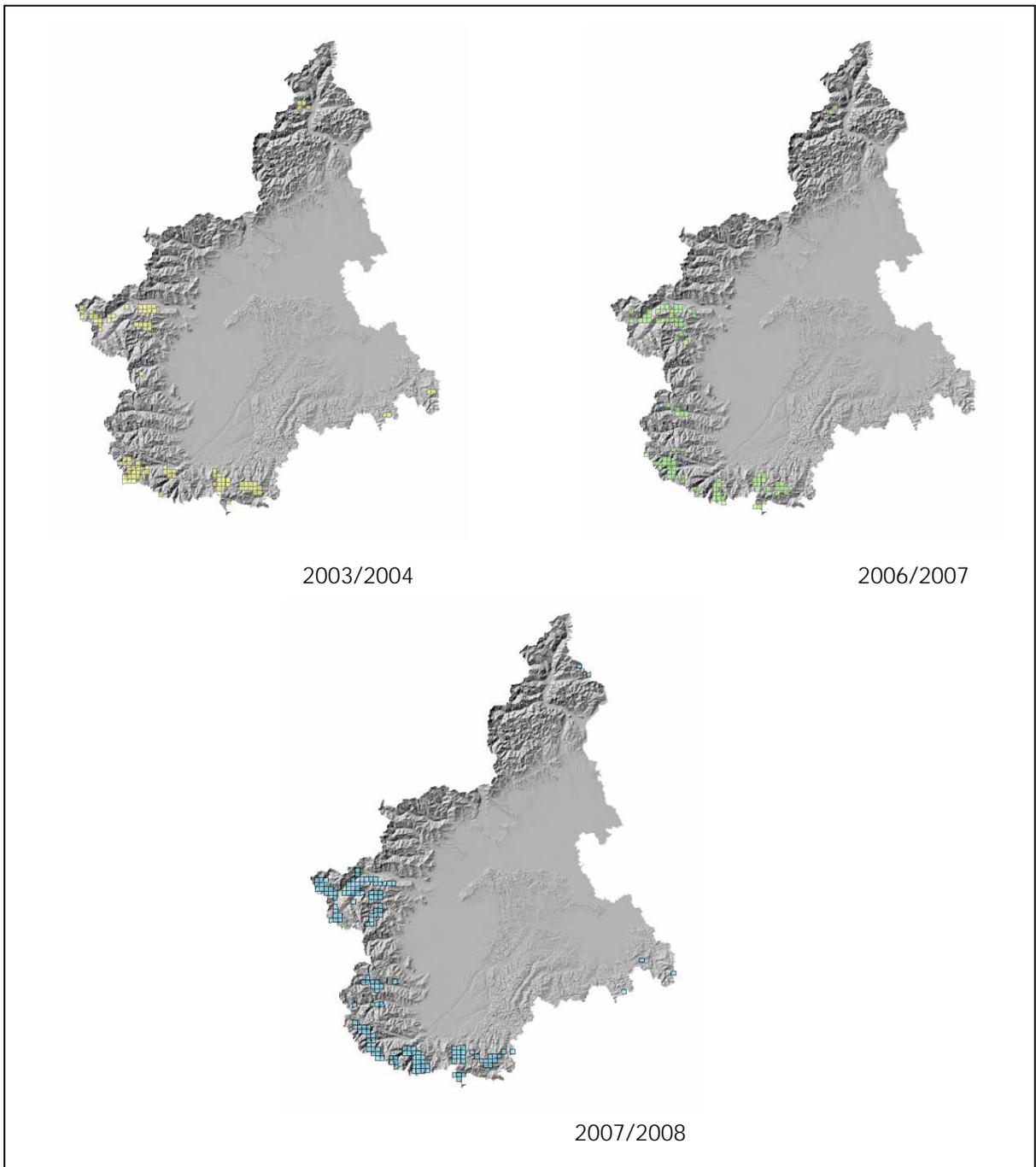


Figura 38. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso quadrati di 2,5x2,5 km utilizzando dati di categoria C1.

La distribuzione ottenuta disegnando l'areale tramite la sovrapposizione di una griglia di 2,5x2,5 km (Figura 38) appare estremamente frammentata. Le patches sono molto piccole e discontinue. Si nota un leggero aumento dell'estensione dell'areale negli anni, ma le patches restano comunque molte e molto frammentate.

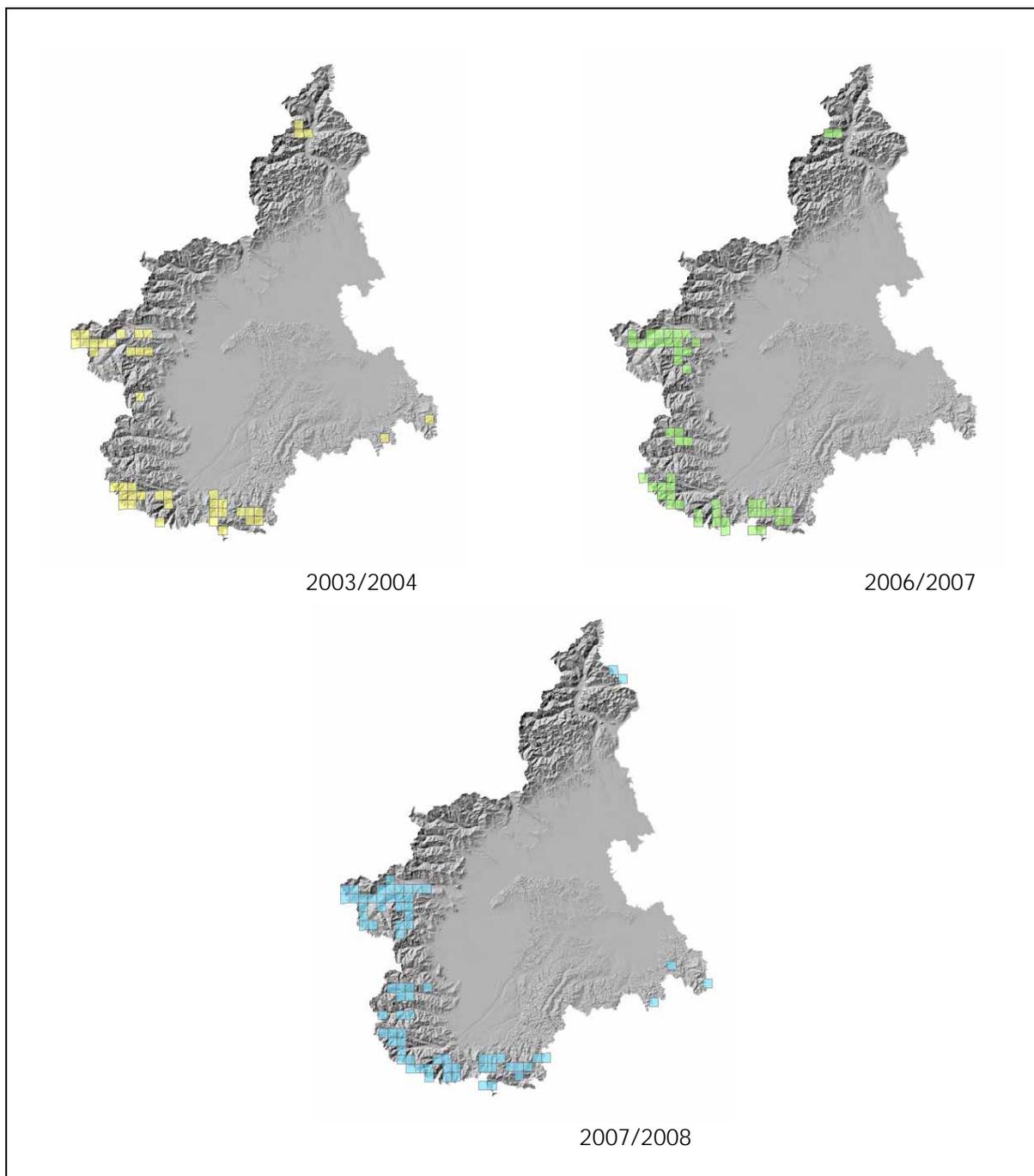


Figura 39. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso quadrati di 5x5 km utilizzando dati di categoria C1.

La distribuzione ottenuta disegnando l'areale tramite la sovrapposizione di una griglia di 5x5 km (Figura 39) appare abbastanza frammentata. Le patches sono numerose e discontinue. Si nota un leggero aumento dell'estensione dell'areale negli anni, ma le patches restano comunque molto divise.

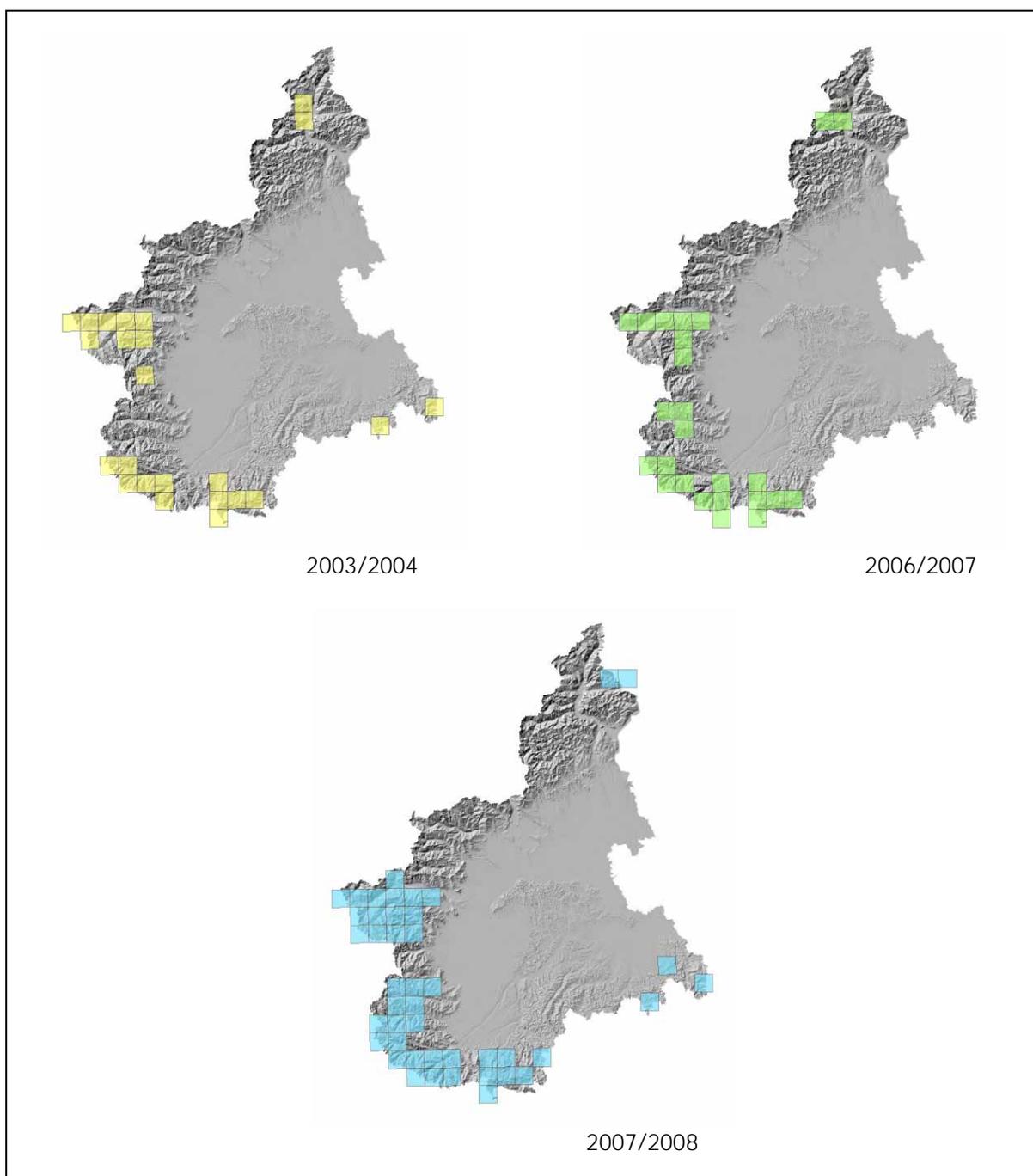


Figura 40. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato attraverso quadrati di 10x10 km utilizzando dati di categoria C1.

La distribuzione ottenuta disegnando l'areale tramite la sovrapposizione di una griglia di 10x10 km (Figura 40) appare abbastanza frammentata nell'inverno 2003/2004. Negli anni successivi l'occupazione di nuovi territori porta ad una diminuzione del numero di patches e della loro frammentazione.

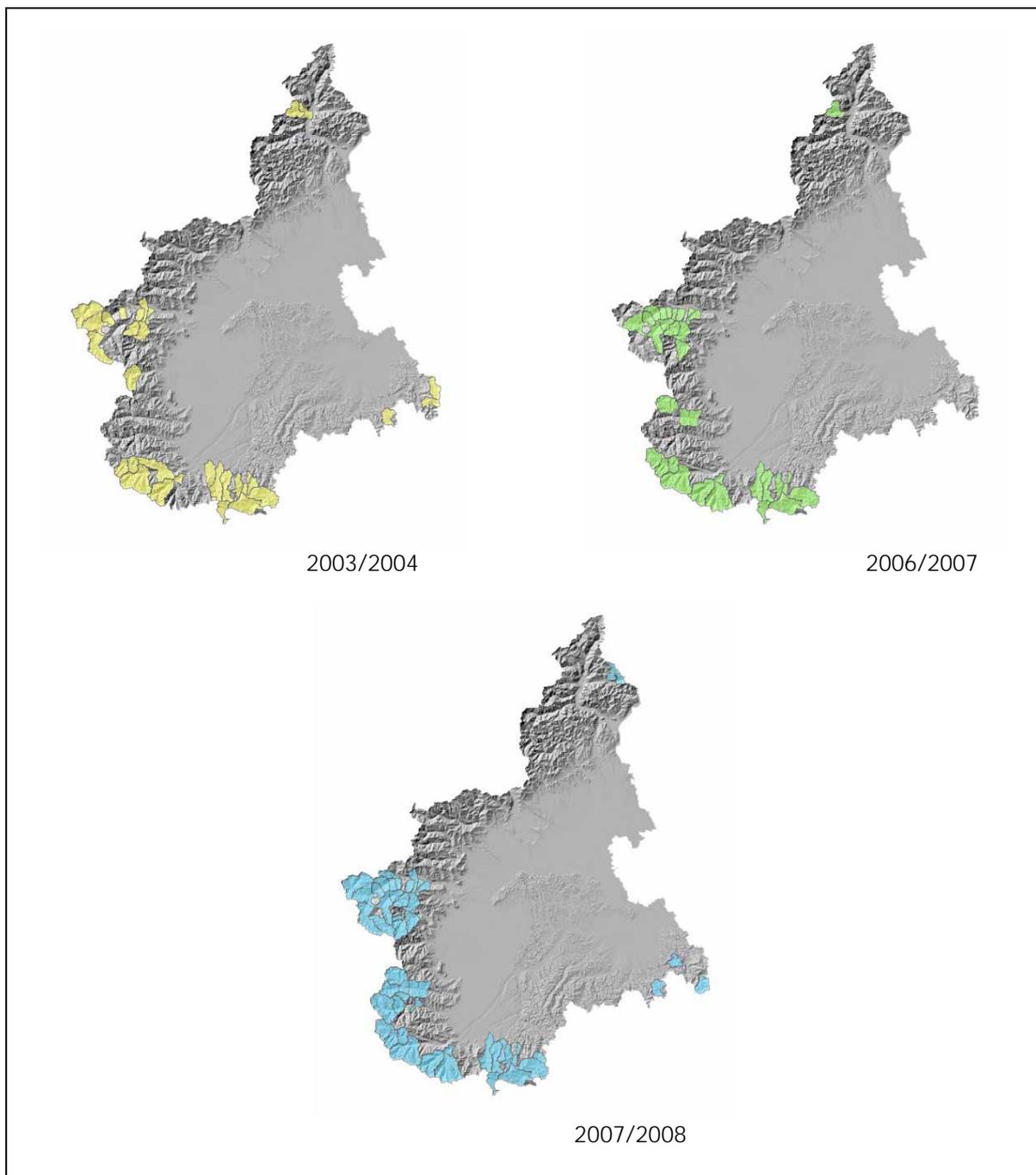


Figura 41. Rappresentazione cartografica dell'areale di distribuzione del lupo in regione Piemonte disegnato seguendo i confini comunali utilizzando dati di categoria C1.

La distribuzione ottenuta disegnando l'areale seguendo i limiti comunali (Figura 41) appare molto discontinua nell'inverno 2003/2004, le patches tendono ad unirsi nei due inverni successivi mantenendo però una forma estremamente irregolare e delle evidenti interruzioni al loro interno.

4.3.2. Analisi e confronto della composizione dell'areale

Come per l'analisi dei dati C2 gli indici utilizzati per descrivere la composizione dell'areale di distribuzione del lupo sono il numero di patches, la loro area, l'area totale e il perimetro totale. I valori numerici degli indici descritti nei grafici si trovano nelle tabelle dalla 4 alla 11, inserite nell'Appendice 1.

La dimensione totale della superficie totale ottenuta con i diversi metodi di rappresentazione mantiene un trend positivo (Figura 42). Utilizzando il metodo dei buffer con raggio di 10 km si osserva una diminuzione delle dimensioni dell'areale tra l'inverno 2003/2004 e l'inverno 2006/2007 (da 5579 km² a 51892 km²), questa si può osservare anche graficamente (Figura 34) ed è dovuta principalmente alla mancanza di dati nell'area all'interno della provincia di Alessandria e alla conseguente assenza di patches in quella zona. Una leggera diminuzione delle dimensioni dell'areale si osserva anche con il metodo dei comuni (da 2183 km² a 2109 km²) e con quadrati di 2,5x2,5 km (da 556 km² a 543 km²).

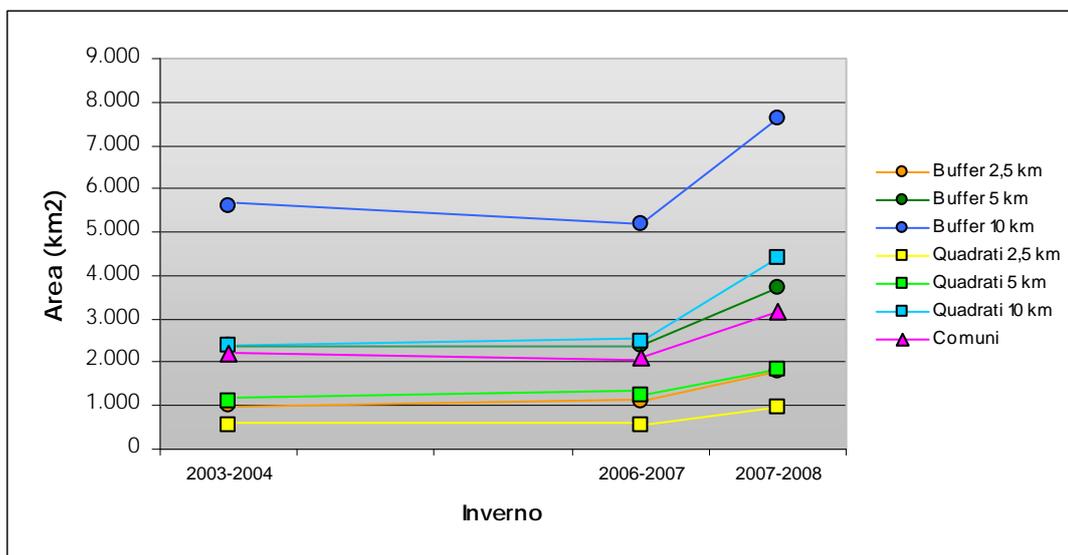


Figura 42. Grafico di comparazione dei trend della superficie dell'areale negli anni ottenuti con i diversi metodi di rappresentazione cartografica, con dati di qualità C1.

Il trend delle dimensioni medie della superficie delle patches (Figura 43) è positivo per tutti i metodi utilizzati per disegnare l'areale. Come per gli areali

disegnati con dati di categoria C2 le dimensioni medie delle patches ottenute con buffer di raggio 10 km sono molto maggiori (da 797 km² a 1909 km²) rispetto a quelle ottenute con tutti gli altri metodi (n > 628).

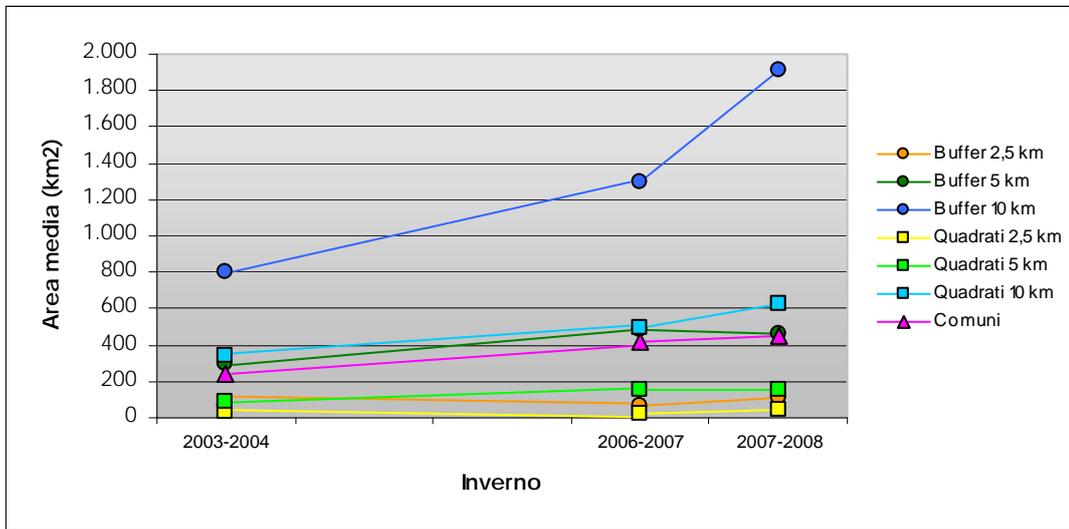


Figura 43. Grafico di comparazione dei trend della superficie media delle patches che compongono gli areali ottenuti con le diverse rappresentazioni cartografiche, con dati di qualità C1.

La deviazione standard delle dimensioni delle patches (Figura 44) mostra un trend positivo per tutti i metodi, con una variazione molto più ampia per le dimensioni delle patches disegnate con buffer di 10 km (da 493 km² a 1375 km²).

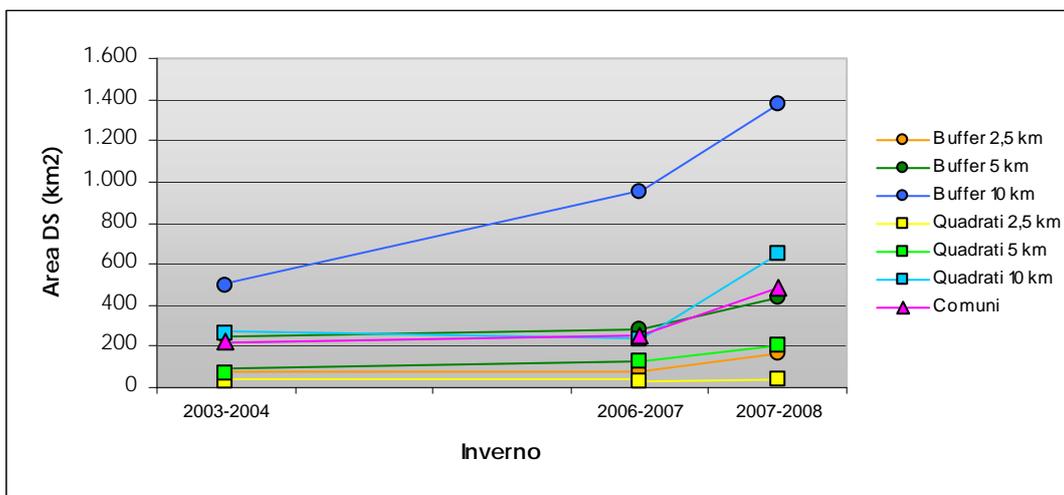


Figura 44. Grafico di comparazione dei trend della deviazione standard delle patches che compongono gli areali ottenuti con le diverse rappresentazioni cartografiche, con dati di qualità C1.

Il coefficiente di variazione delle dimensioni delle patches che compongono gli areali ottenuti con i diversi metodi (Figura 45) permette un confronto standardizzato di tali variazioni. Sebbene i valori dell'ultimo inverno siano sempre maggiori rispetto a quelli del primo, a denotare dimensioni di patches più variabili, nell'inverno 2006/2007 ci è una diminuzione del coefficiente di variazione per le patches ottenute con comuni e con quadrati di 10 km.

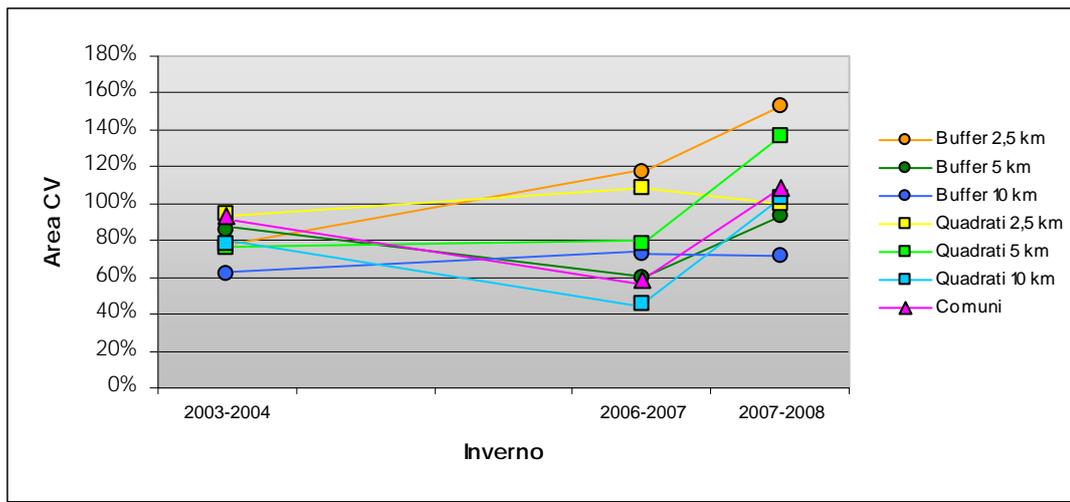


Figura 45. Grafico di comparazione dei trend del coefficiente di variazione delle patches che compongono gli areali ottenuti con le diverse rappresentazioni cartografiche, con dati di qualità C1.

Il numero di patches (Figura 46) è aumentato progressivamente negli

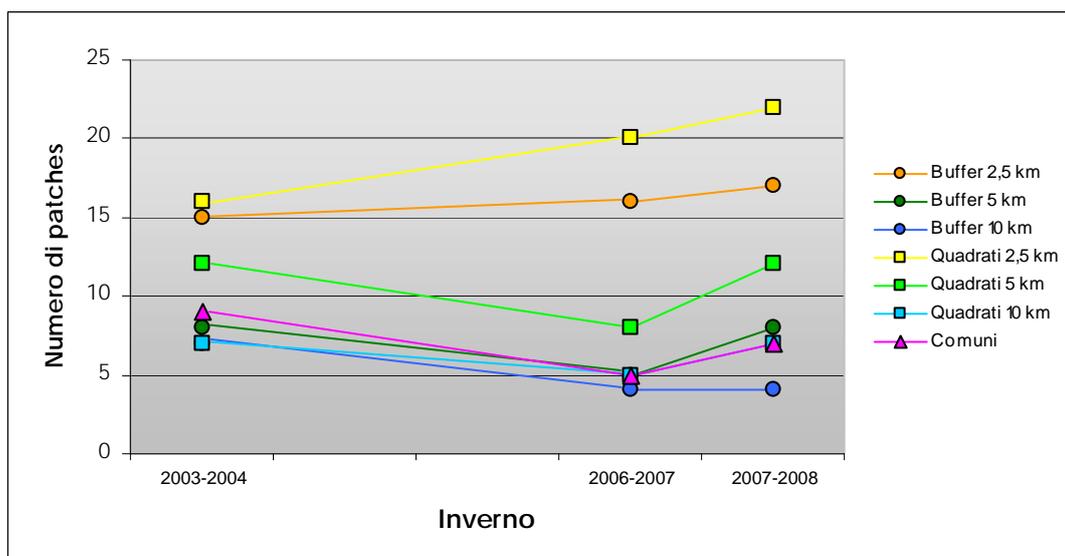


Figura 46. Grafico di comparazione dei trend del numero di patches che compongono gli areali ottenuti con i diversi metodi di rappresentazione cartografica, con dati di qualità C1

areali disegnati con buffer e quadrati di dimensioni minori, per gli areali disegnati con gli altri metodi si osserva, invece, una diminuzione del numero di patches nell'inverno 2006/ 2007, a cui segue di nuovo un aumento al valore precedente.

Il valore del perimetro totale (Figura 47) segue un andamento complessivamente positivo ma, per gli areali ottenuti con buffer di 5 km e 10 km e comuni, si ha una diminuzione del perimetro totale nell'inverno 2006/2007.

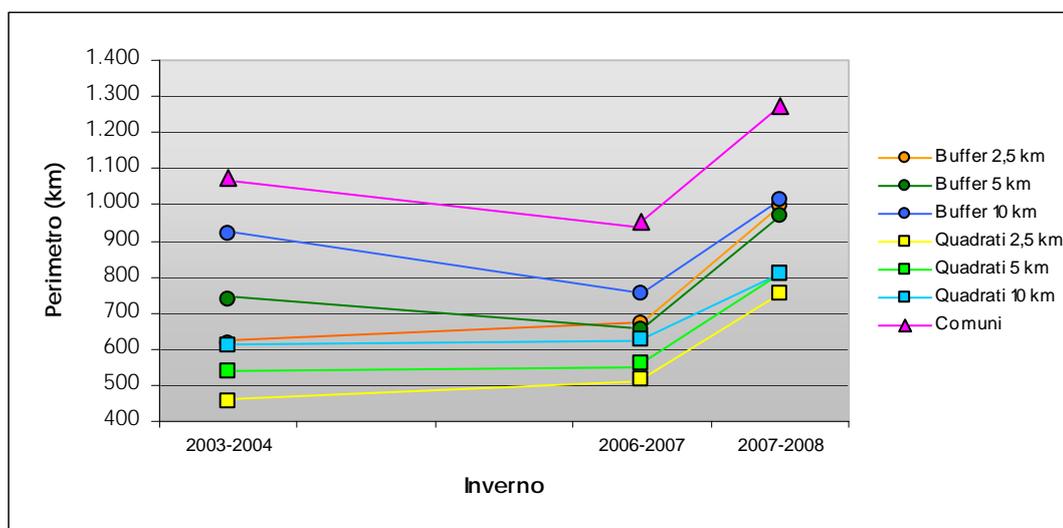


Figura 47. Grafico di comparazione dei trend del perimetro totale delle patches che compongono gli areali ottenuti con i diversi metodi di rappresentazione cartografica, con dati di qualità C1

Osservando il confronto tra le dimensioni delle superficie totale ottenute con dati di qualità C1 e C2 (Tabella 3), si nota una complessiva diminuzione compresa tra il 16% e il 67%, come atteso considerando il numero nettamente minore di dati utilizzati e la conservatività del campione di dati C1. La perdita media di area calcolata su tutti i metodi per ogni anno equivale ad una diminuzione del 36% nell'inverno 2003/2004, del 54% nell'inverno 2006/2007 e del 31% nell'inverno successivo, considerando che la diminuzione del numero di dati dei corrispondenti inverni era rispettivamente del 72,3%, 83,9% e 77% (Tabella 1), la diminuzione di area è stata molto inferiore.

Il numero di patches subisce invece variazioni diverse negli areali disegnati con dati di categoria C1 e C2 (Tabella 3). La media della variazione in numero delle patches calcolata su tutti i metodi per ogni anno mostra un

aumento del 34% nel 2003/2004, una diminuzione del 9% nel 2006/2007 e un aumento del 32% nel 2007/2008. Bisogna comunque tenere conto del fatto che una diminuzione della superficie dell'areale può portare sia ad un aumento del numero di patches per un aumento della frammentazione di quelle più grandi, sia ad una loro diminuzione per via della perdita delle patches più piccole ed isolate.

La lunghezza del perimetro totale delle patches (Tabella 3) mostra in genere una diminuzione, ma un aumento si osserva negli areali disegnati con buffer con raggio di 10 km e seguendo i confini dei comuni, probabilmente a causa della divisione di patches più grandi in un numero maggiore di patches più piccole.

		Area (h)			NP	Perimetro (m)				
		C2	C1	Variaz. %		C2	C1	Variaz. %		
Buffer 2,5 km	2003/2004	184.828	100.939	-45%	11	15	+36%	824.400	615.750	-25%
	2006/2007	264.457	109.358	-59%	20	16	-20%	1.212.850	670.900	-45%
	2007/2008	282.151	179.173	-36%	18	17	-6%	1.245.250	995.650	-20%
Buffer 5 km	2003/2004	345.889	237.129	-31%	8	8	0%	837.800	738.100	-12%
	2006/2007	493.248	239.498	-51%	7	5	-29%	1.113.600	652.850	-41%
	2007/2008	505.431	372.598	-26%	6	8	+33%	1.070.850	969.000	-10%
Buffer 10 km	2003/2004	689.327	557.960	-19%	5	7	+40%	922.750	917.650	-1%
	2006/2007	928.550	518.926	-44%	4	4	0%	1.111.100	754.400	-32%
	2007/2008	906.373	763.814	-16%	3	4	+33%	994.300	1.011.250	+2%
Quadrati 2,5 km	2003/2004	114.963	55.601	-52%	12	16	+33%	709.850	456.100	-36%
	2006/2007	162.443	54.359	-67%	24	20	-17%	1.054.500	517.100	-51%
	2007/2008	170.565	95.593	-44%	23	22	-4%	1.039.100	755.450	-27%
Quadrati 5 km	2003/2004	194.936	109.962	-44%	11	12	+9%	628.350	537.250	-14%
	2006/2007	297.384	124.962	-58%	7	8	+14%	973.000	557.700	-43%
	2007/2008	312.387	182.441	-42%	8	12	+50%	942.800	811.350	-14%
Quadrati 10 km	2003/2004	349.880	239.917	-31%	5	7	+40%	709.450	608.200	-14%
	2006/2007	549.770	249.913	-55%	4	5	+25%	912.450	628.550	-31%
	2007/2008	589.776	439.857	-25%	4	7	+75%	851.500	810.950	-5%
Comuni	2003/2004	306.969	218.353	-29%	5	9	+80%	1.027.750	1.072.550	+4%
	2006/2007	382.607	210.930	-45%	8	5	-38%	1.468.900	951.450	-35%
	2007/2008	414.851	314.934	-24%	5	7	+40%	1.345.550	1.273.400	-5%

Tabella 3. Comparazione di area totale, numero di patches e perimetro totale ottenuti dall'analisi degli areali disegnati a partire da dati di categoria C1 e C2.

4.3.3. Confronto della configurazione dell'areale

Data la complessità dell'analisi dei trend degli indici che descrivono la configurazione del paesaggio, resa inoltre di ancor più difficile interpretazione dalla disponibilità di dati solo per tre inverni, si è scelto di effettuare solamente un confronto dei valori medi ottenuti per radius of gyration, dimensione frattale, contiguity index, Euclidean nearest neighbor ed indice di coesione.

Nel confronto dei risultati ottenuti con dati di qualità C1 e C2 si notano valori di radius of gyration (Figura 48) sempre minori per i dati più conservativi. Questo conferma la tendenza delle patches ad avere una minore estensione rispetto quelle disegnate a partire da dati di qualità C2.

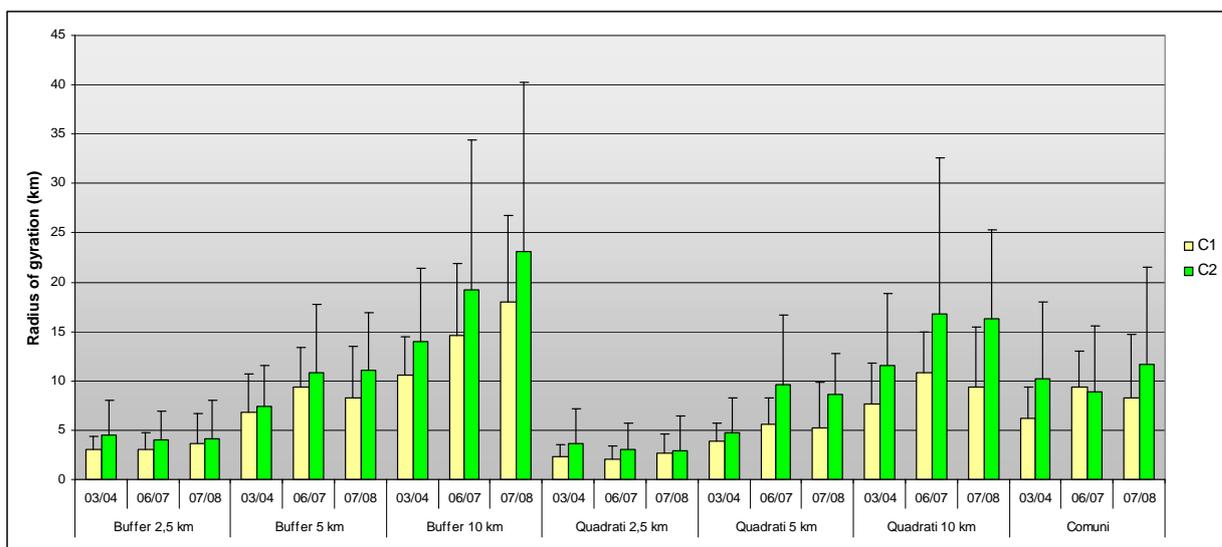


Figura 48. Grafico di comparazione dei valori medi e della deviazione standard del radius of gyration delle patches che compongono gli areali ottenuti con i diversi metodi di rappresentazione cartografica, utilizzando sia dati di qualità C1, che di qualità C2.

Osservando il confronto tra i valori della dimensione frattale media (Figura 49) delle patches ottenute con i diversi metodi a partire da dati di qualità C1 e C2, si nota generalmente un valore minore dell'indice per i dati più conservativi. Fanno eccezione i valori ottenuti per quadrati di 2,5x2,5 km nell'inverno 2007/2008 e per comuni nell'inverno 2006/2007, in cui l'indice risulta essere maggiore per le patches ottenute a partire da dati di qualità C2.

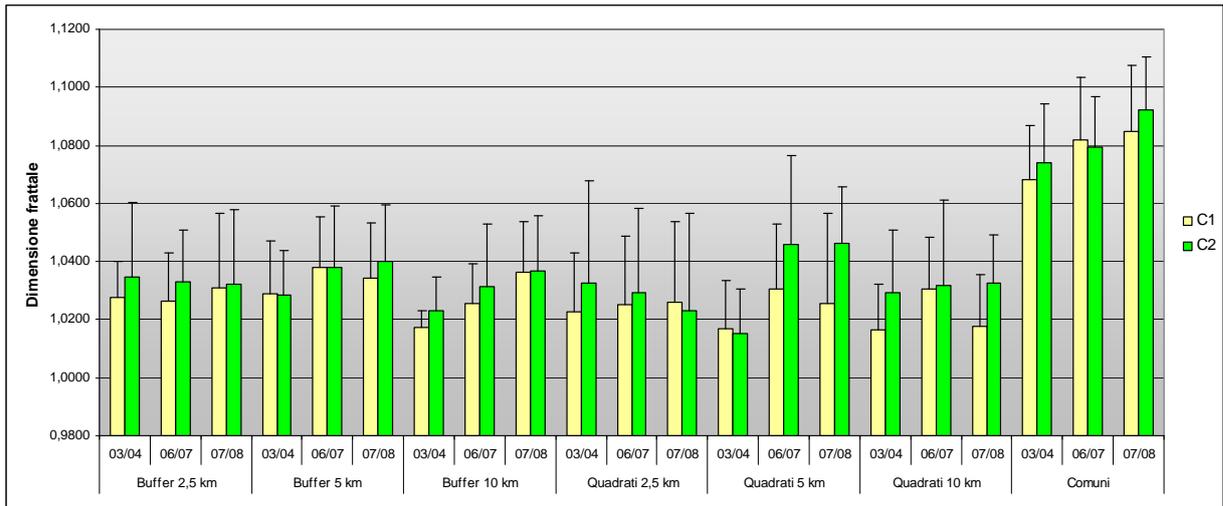


Figura 49. Grafico di comparazione dei valori medi e della deviazione standard della dimensione frattale delle patches che compongono gli areali ottenuti con i diversi metodi di rappresentazione cartografica, utilizzando sia dati di qualità C1, che dati di qualità C2.

I valori per il contiguity index (Figura 50) sono molto simili per le patches ottenute con le due qualità di dati. La tendenza all'aggregazione delle patches, pur essendo molto elevata, risulta leggermente minore per le patches ottenute con dati di qualità C1.

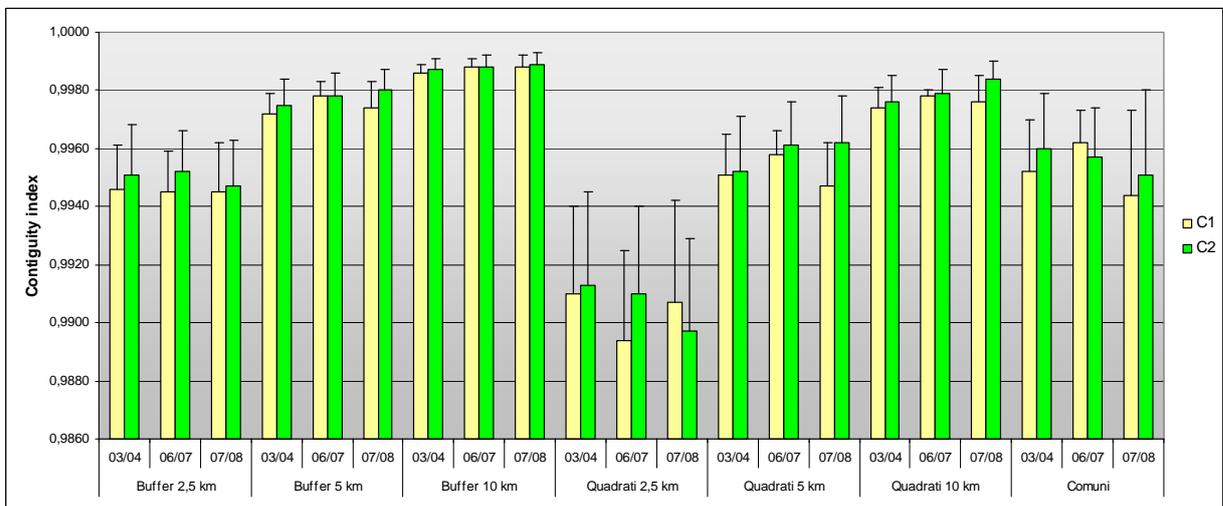


Figura 50. Grafico di comparazione dei valori medi e della deviazione standard del contiguity index delle patches che compongono gli areali ottenuti con i diversi metodi di rappresentazione cartografica, utilizzando sia dati di qualità C1, che dati di qualità C2.

Il confronto dei valori dell'Euclidean nearest neighbor medio (Figura 51) calcolato per le patches ottenute a partire da dati di qualità C1 e C2 non mostra una tendenza netta. In 11 casi su 21 i valori di questo indice sono minori per le patches ottenute con dati più conservativi. Più precisamente i 5 casi per

gli areali dell'inverno 2003/2004, in un solo caso per l'inverno 2006/2007 e in 5 casi per l'inverno 2007/2008.

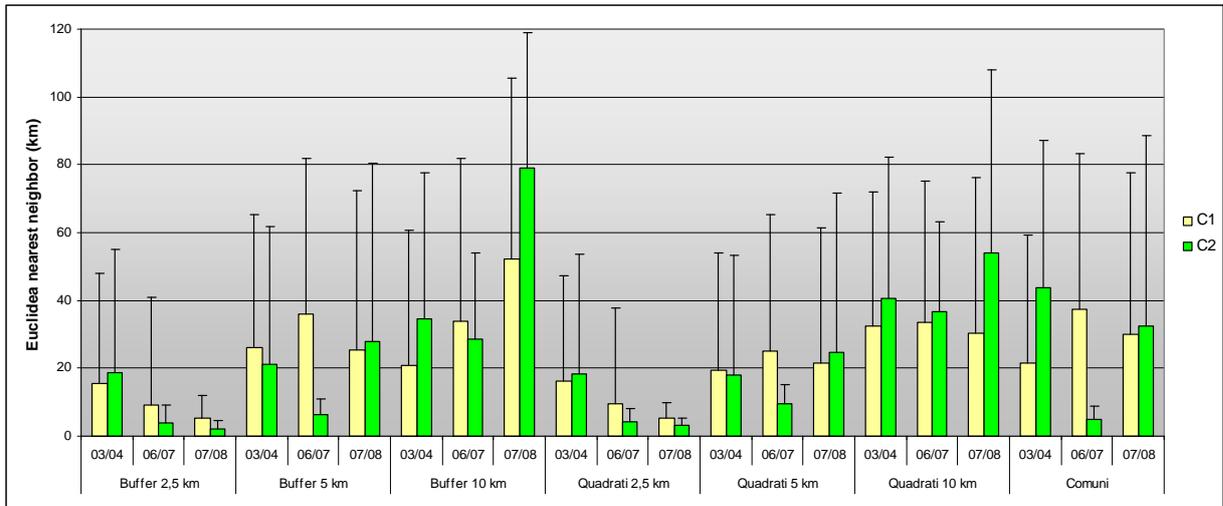


Figura 51. Grafico di comparazione dei valori medi e della deviazione standard dell'Euclidean nearest neighbor delle patches che compongono gli areali ottenuti con i diversi metodi di rappresentazione cartografica, utilizzando sia dati di qualità C1, che dati di qualità C2.

I valori dell'indice di coesione (Figura 52) risultano sempre minori per gli areali disegnati a partire da dati di categoria C1, pur mantenendosi piuttosto elevati, maggiori di 99,7 su un massimo di 100.

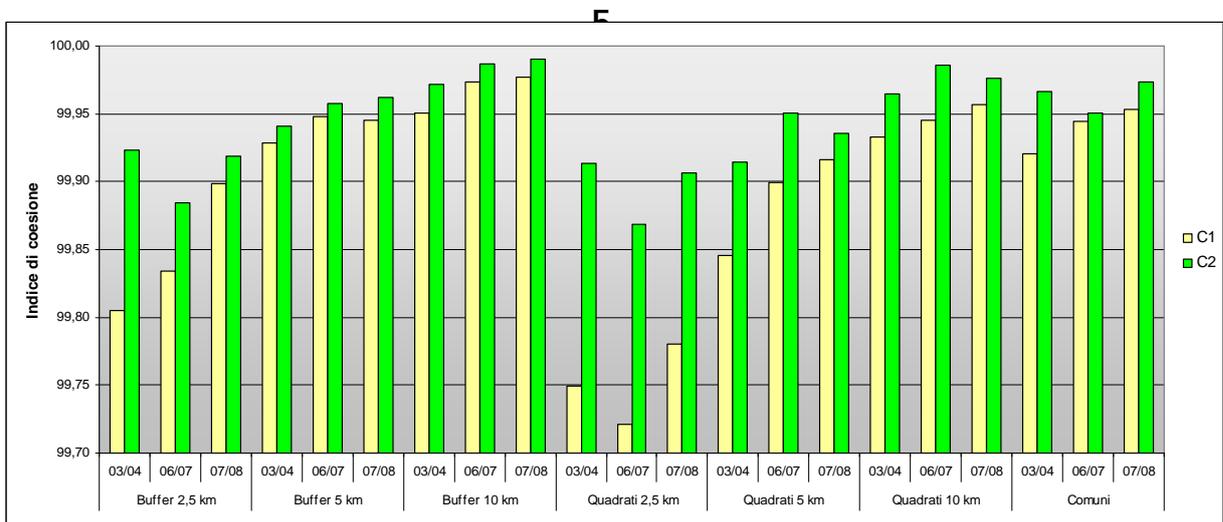


Figura 52. Grafico di comparazione dei valori dell'indice di coesione delle patches che compongono gli areali ottenuti con i diversi metodi di rappresentazione cartografica, utilizzando sia dati di qualità C1, che dati di qualità C2.

5. DISCUSSIONE

5.1. Dimensioni e composizione dell'areale

Il tipo di analisi effettuata porta a diversi risultati grafici, il cui confronto è stato effettuato attraverso l'uso di alcuni indici utilizzati nell'ecologia del paesaggio. I metodi utilizzati per la rappresentazione grafica evidenziano i diversi effetti che si ottengono a differenti scale di mappatura. Più la scala a cui un areale viene disegnato è fine, minore è l'area che risulta occupata dalla specie. Una scala molto fine rivela un maggior numero di aree non occupate, al contrario, una scala più grossolana determina meno aree non occupate e un areale di dimensioni maggiori. Secondo le definizioni IUCN (1996), con i dati in nostro possesso sono state stimate le dimensioni dell'Area of Occupancy, l'area occupata dalla specie escludendo i casi di individui di passaggio. Considerando lo sforzo di campionamento effettuato si può ritenere inesistente la possibilità della presenza di individui con territorio stabile non individuati nell'area di studio, mentre la presenza degli individui solitari che transitano solo temporaneamente può essere stata facilmente sottostimata (Marucco et al. 2005). La struttura sociale del lupo è infatti basata sulla presenza di branchi territoriali, all'interno dei quali una sola coppia di individui, la coppia alfa si riproduce con cucciolate che sono composte, in media, da tre individui nella popolazione di lupo Alpina (Marucco com. pers.), mentre in America si stimano cucciolate di cinque o sei individui (Mech 1970). Il branco ogni anno produce giovani lupi i quali vengono poi allontanati alla ricerca di nuovi territori (Mech e Boitani 2003). Durante questo periodo i giovani individui hanno tassi di sopravvivenza più bassi (Messier 1985) e percorrono distanze anche notevoli, con spostamenti di centinaia di km (Fritts 1983). Solo dopo aver stabilito un nuovo territorio e trovato un compagno del sesso opposto potranno però iniziare un nuovo branco e quindi riprodursi (Mech e Boitani 2003). L'Area of Occupancy considera quindi solo le aree occupate da

territori stabili, sia di branche che di individui solitari, escludendo i casi di individui in dispersione, in quanto le aree da essi attraversate non possono essere considerate come effettivamente occupate.

La ricostruzione dell'Area of Occupancy di una specie prevede la trasformazione di dati monodimensionali (punti e linee) in dati bidimensionali, che rappresentino una superficie. Questo processo può essere eseguito attraverso tecniche diverse. Un primo modo per dare bidimensionalità ad un punto o ad una linea consiste semplicemente nel disegnare attorno ad esso un confine ad una determinata distanza, ottenendo così un'area di buffer attorno ad esso. In questo studio abbiamo quindi creato buffer di 2,5 km, 5 km e 10 Km attorno a punti e linee per una prima rappresentazione dell'Area di Occupancy. A livello europeo invece, l'European Environment Agency (2006) ha proposto l'uso di una griglia, con origine e coordinate definite, che viene messa a disposizione in tre diversi formati: 1km, 10 km e 100 km. In questo studio si è optato, come seconda scelta di rappresentazione, per una griglia di 10 km. La scelta quadrati di 2,5x2,5 km, buffer di 2,5 e 10 km di questo formato intermedio è stata determinata dalla necessità di rappresentare dati distribuiti sul territorio dell'intera regione Piemonte, per cui il formato più piccolo è stato ritenuto inadeguato, considerando la mobilità della specie oggetto di studio, mentre il formato più grande è stato escluso per le sue dimensioni, eccessive se rapportate all'area in esame, per il livello di precisione voluto. La griglia standard di 10 km è stata quindi suddivisa per poter ottenere altre due griglie di dimensioni inferiori con cui eseguire un confronto. Come ultima tecnica per disegnare l'areale è stata seguita quella utilizzata dai tecnici del gruppo di lavoro francese (Réseau Loup 2007), utilizzando i confini comunali, per poter effettuare eventuali confronti con il loro studio. Attraverso queste tecniche si è passati dai dati iniziali privi di dimensione ad una rappresentazione di un areale bidimensionale, composto da patches. Le analisi effettuate hanno sfruttato indici comunemente utilizzati nell'ecologia del paesaggio applicati però non a patches definite da caratteristiche ambientali, come avviene solitamente, ma solo dalla presenza del lupo. In questo studio infatti la patch è definita come aree di presenza del lupo.

L'analisi della composizione di un paesaggio definisce le caratteristiche principali delle patches che lo compongono, senza fornire informazioni riguardo alla loro forma e al loro arrangiamento spaziale. In questo studio l'area di ogni patch, la distribuzione statistica complessiva delle aree di tutte le patch, l'area totale delle patches di uno stesso tipo e il loro perimetro sono le informazioni fondamentali per iniziare la comprensione del mosaico che compone l'areale, da intendersi appunto come Area of Occupancy del lupo nell'intera regione Piemonte.

L'estensione totale dell'area è, di per se, l'indice più significativo dal punto di vista biologico. La riduzione dell'areale è infatti uno dei criteri fondamentali per assegnare una data specie ad una delle categorie di rischio definite dalla IUCN (2001). Gli effetti della scala a cui sono disegnati gli areali hanno una conseguenza evidente su questo indice e sul suo trend negli anni. Andamenti diversi nei trend delle dimensioni totali dell'area a seconda delle rappresentazioni potrebbero quindi portare a conclusioni completamente opposte per la conservazione della specie. La scelta della scala a cui l'areale è stimato può effettivamente influenzare il risultato nell'assegnazione della categoria di rischio di una specie nella Red List e può essere fonte di inconsistenza e bias, ma poiché è impossibile definire delle regole generali per la scelta della scala, essendo questa in funzione della specie (IUCN 2001), con questo studio si è cercato di definire delle linee guida da tenere in considerazione per la scelta della scala e della metodologia per la rappresentazione dell'areale di un grande predatore come il lupo.

L'areale disegnato tramite quadrati di 2,5x2,5 km mostra un'estensione molto ridotta, inferiore rispetto a quelle ottenute dall'analisi di tutti gli altri tipi di areali. Al contrario, per l'areale disegnato con buffer di 10 km si osserva un'estensione totale notevolmente superiore alle altre, ma con un trend che diventa negativo già dopo l'inverno 2006/2007. Considerando l'aumento della popolazione di lupo negli anni fino all'inverno 2007/2008 documentata nell'ambito del Progetto Lupo Piemonte (Marucco et al. 2007), questo trend sembra non corrispondere ad esso ed è probabilmente dovuto alle grandi

dimensioni dell'area che viene tracciata attorno ad un singolo punto, a cui viene attribuito un valore in alcuni casi eccessivamente rilevante. In generale il trend delle dimensioni totali dell'area è comunque coerente con l'andamento delle dimensioni della popolazione nel tempo, e soprattutto con l'instaurarsi di nuovi branchi in territori prima non occupati. Si nota infatti che la differenza massima è tra gli inverni 2003/2004 e 2006/2007, intervallo di tempo durante il quale si è avuto anche il maggior incremento della popolazione di lupo (Marucco et al. 2007). Osservando in particolare l'areale ottenuto con quadrati di 10x10 km, le dimensioni totali dell'area mostrano un aumento nei primi due intervalli di tempo, mentre la diminuzione dell'ultimo inverno è da ascrivere alla perdita dei territori che ricadevano nella provincia del VCO e in parte alla diminuzione della dimensione della patch che ricade nella provincia di Cuneo. Osservando bene l'area di presenza più meridionale si nota la perdita di due quadrati nella sua parte più occidentale, al confine con la Francia. In realtà quella parte di territorio è ancora usata dai lupi anche durante l'inverno 2008/2009, ma l'eliminazione dei dati al di fuori dei confini della regione ha fatto sì che venissero esclusi dall'areale. In questo caso l'esistenza di confini politici per la determinazione dell'estensione dell'area di studio pone un'evidente limite. L'andamento dei trend delle dimensioni dell'area di distribuzione è un dato di fondamentale importanza, la cui precisione è determinante per capire lo stato della popolazione e il suo andamento nel tempo. Osservando anche i tassi di crescita della dimensione dell'area, e soprattutto l'incremento nel primo intervallo, in quanto le oscillazioni negli intervalli successivi sono minime e poco significative, gli areali disegnati con quadrati e buffer di 5 km e con quadrati di 10 km sembrano avere un andamento molto simile a quello delle dimensioni effettive della popolazione e sono quindi probabilmente i più adatti per la rappresentazione dell'area di distribuzione.

La dimensione delle aree delle singole patches è forse l'informazione più importante a livello di patch e più utile nella descrizione di un paesaggio (Mc Garigal e Ene 2002). Un grande carnivoro come il lupo ha bisogno di ampi territori in cui vivere e cacciare, tenendo in considerazione le dimensioni

medie dell'areale occupato da un branco, è possibile valutare quanto una patch sia adatta alla sua sopravvivenza e alle sue esigenze territoriali. Sulla base di questa osservazione si può notare quanto la dimensione minima delle patches (unità di campionamento) ottenute con i quadrati e i buffer di dimensioni minori sia di molto inferiore anche alla dimensione minima stimata del territorio di un branco (Marucco et al. 2007). Soprattutto per i quadrati si ottengono numerose piccole patch, di cui solo poche raggiungono dimensioni consistenti, il che mal si concilia con la realtà della presenza di lupi su un territorio. Anche le dimensioni minime delle patches ottenute con quadrati di 5x5 km non sono sufficienti a rappresentare il territorio di un branco, ma le piccole patches isolate restano poche, mentre le altre si uniscono dove sono presenti dei territori occupati da branchi. Aumentando le dimensioni dell'unità minima di campionamento si formano un sempre minor numero di patches isolate, ma le grandi dimensioni dell'unità di campionamento ottenute con buffer di 10 km potrebbero portare ad una sovrastima del territorio effettivamente occupato, attribuendo un valore eccessivo anche ad un singolo dato di presenza isolato, con il rischio di individuare grandi territori anche dove la presenza del predatore è legata ad individui in dispersione. Per l'areale disegnato seguendo i confini comunali è invece impossibile definire una unità di campionamento minima, in quanto le dimensioni di ogni unità sono legate a confini politici e non definite da una scelta scientifica. Date tutte le considerazioni fatte, tenendo conto da una parte dell'inadeguatezza di un areale estremamente frammentato, dall'altra del rischio di una sovrastima eccessiva o ancora della formazione di patches con una forma troppo irregolare, di nuovo gli areali disegnati con quadrati e buffer di 5 km e quadrati di 10x10 km sembrano portare ad una rappresentazione della distribuzione più verosimile. In particolare i primi due potrebbero essere più adatti per osservazioni in scala più fine e per attribuire il giusto peso alla presenza di individui in dispersione, mentre l'ultimo può essere migliore per la rappresentazione dei branchi.

Il confronto tra i diversi areali è possibile osservando la distribuzione statistica dei valori dell'area di tutte le singole patches per ogni areale. La

media, la deviazione standard e il coefficiente di variazione di tale distribuzione sono le statistiche più immediate per comprendere l'estensione e la variabilità tra tutte le patches di ogni areale. Una distribuzione con una superficie media elevata ed una bassa deviazione standard è indice di un areale più ampio e uniforme, contrariamente ad uno la cui area media è minore e la deviazione standard maggiore. Le dimensioni medie delle patches negli areali disegnati con quadrati e buffer delle dimensioni minori e la loro estrema variabilità descrivono infatti l'estrema frammentazione e la mancanza di uniformità di essi, ma la tendenza comune che si può osservare è un aumento della connessione spaziale, con la formazione di aree di presenza sempre più grandi e uniformi, il che descrive un processo di colonizzazione che sta portando lentamente all'occupazione di tutti i territori rimasti liberi specialmente nelle province di Cuneo e Torino. L'aumento delle dimensioni medie delle patches può dipendere sia dall'aumento dell'estensione dell'areale in zone prima non coperte, come si osserva soprattutto nel processo di espansione avvenuto tra gli inverni 2004/2004 e 2006/2007, sia dall'occupazione di alcune zone rimaste parzialmente scoperte, con la conseguente unione di alcune aree di presenza, processo osservabile nell'ultimo inverno considerato.

Il numero di patches è, accanto al valore dell'area, uno degli aspetti del paesaggio che può influenzare maggiormente una miriade di processi, essendo direttamente connesso alla frammentazione e alla riduzione delle dimensioni dell'habitat (Mc Garigal e Ene 2002). Un areale di dimensioni minori e diviso in un maggior numero di patches subirà in modo più evidente le conseguenze del cosiddetto effetto margine, ovvero un aumento delle zone più periferiche, a discapito della presenza delle cosiddette aree-core, nelle zone più centrali dell'areale. Il valore del perimetro totale, direttamente connesso alle dimensioni delle patches, al loro numero, ma anche alla loro forma, è una misura importante della frammentazione. Una patch di grandi dimensioni, ma con una forma molto articolata e convoluta può risultare in una patch interamente dominata dall'effetto margine (Mc Garigal e Ene 2002), mentre la forma di una patch ecologicamente ottimale dovrebbe

avere una grande area-core, con confine curvilineo e larghi lobi (Forman 1995). Entrambi gli indici, applicati alla descrizione dell'areale del lupo assumono importanza soprattutto nell'evidenziare il grado di frammentazione spaziale della presenza del lupo sul territorio. Questa è massima nell'areale disegnato tramite quadrati di 2,5x2,5 km, composto da un numero di patches estremamente superiori agli altri areali, la maggior parte di ridotte dimensioni. Il trend del numero di patches mostra un aumento tra gli inverni 2003/2004 e 2006/2007, dovuto all'effettiva espansione territoriale, e una successiva diminuzione corrispondente all'unione delle patches più vicine dovuta alla saturazione del territorio. Il valore del perimetro totale è molto elevato, se rapportato all'area che delimita, per quanto inferiore al valore calcolato per gli areali ottenuti con buffer di 2,5 km e attraverso i confini comunali. Il suo trend resta nettamente positivo, nonostante la diminuzione del numero di patches. Per gli altri areali la tendenza generale è di una diminuzione del numero di patches negli anni, con un aumento della loro connessione spaziale e dell'estensione totale dell'areale. Il trend del perimetro conferma questa osservazione, con un notevole aumento nel primo intervallo di tempo, seguito da una diminuzione negli intervalli successivi. Osservando in particolare l'areale disegnato seguendo i confini comunali, questo appare, già dal primo inverno, piuttosto continuo, seppur non uniforme e definito da un margine troppo irregolare, il che lo rende poco adatto ad una rappresentazione verosimile. Il dato che risulta più contrastante con la generale uniformità delle patches che si vengono a formare è il valore del perimetro, molto elevato anche relativamente a quanto ottenuto per gli altri areali. Ciò evidentemente non è dovuto alla effettiva frammentazione delle aree di presenza, quanto all'estrema irregolarità dei confini seguiti per delimitarle.

5.2. Configurazione spaziale degli areali

Per descrivere la configurazione di un paesaggio, ovvero l'arrangiamento spaziale delle patches che lo compongono e la loro forma, sono necessari

indici più complessi rispetto agli indici precedenti, che spesso incorporano nei loro calcoli molteplici aspetti della composizione (Gustafson 1998). Esistono un gran numero di questi indici, ma idealmente ne è sufficiente solo un piccolo numero per rappresentare forma e struttura di un paesaggio senza ottenere informazioni ridondanti ed estremamente correlate (United States Environmental Protection Agency 1994).

Tra gli indici che descrivono la forma delle patches e la loro morfologia, il radius of gyration (Pickover 1990) può essere considerato una misura della loro estensione, da un punto di vista dell'organismo è la distanza media che esso può percorrere, partendo da un punto casuale all'interno della patch, prima di incontrarne i bordi (Mc Garigal e Ene 2002). L'andamento di questo indice, calcolato a livello di classe, può essere interessante per analizzare l'andamento della connettività tra le patches che compongono gli areali. Applicato all'areale di distribuzione del lupo, questo indice aiuta a capire le possibilità di spostamento entro le patches e tra esse, tenendo sempre conto dell'elevata capacità di questo predatore di spostarsi anche in habitat sfavorevoli (Mladenoff 1995). I bassi valori del radius of gyration confermano la minima estensione delle patches per quadrati e buffer di dimensioni minori, inadatta alle grandi capacità di spostamento del lupo anche all'interno dei propri territori stabili. Il suo andamento, inoltre, conferma la crescita delle dimensioni medie delle patches, con un incremento evidente nell'ultimo anno. In particolare in questo ultimo intervallo per i buffer di 5 km si osserva un aumento notevole della pendenza del trend lo porta a raggiungere quasi lo stesso valore ottenuto per l'areale disegnato con quadrati di 10x10 km, evidenziando l'aumento della connessione spaziale. In generale, per tutti gli areali, il trend positivo di questo indice indica la presenza di patches sempre più grandi e meno frammentate e quindi di un areale di distribuzione che risulta sempre più contiguo.

La dimensione frattale (Mandelbrot 1982) è uno degli indici più comunemente usati negli studi di ecologia del paesaggio (Bradbury et al. 1984, Krummel et al. 1987, Palmer 1988, Mladenoff et al. 1993, Olff e Ritchie 2002) per descrivere la complessità di forma delle patches e la loro

frammentazione, ma non la loro morfologia, ed è basato, come molti altri indici di forma, sul rapporto area-perimetro. La tendenza di questo indice è di aumentare con l'aumento della complessità di una patch (Mc Garigal e Ene 2002). Tenendo conto che una patch ecologicamente ottimale dovrebbe avere una grande area-core, un confine curvilineo e larghi lobi (Forman 1995), questa dovrebbe essere descritta da un basso valore della dimensione frattale. Nel contesto di applicazione di questo studio l'interpretazione dei valori di questo indice applicato all'areale di presenza del lupo serve, più che ad evidenziare la frammentazione delle patches, a mostrarne la complessità. Le forme ottenute, infatti, mostrano quasi sempre le caratteristiche tipiche di una patch "ecologicamente ottimale" in quanto basate su forme semplici, quali cerchi e quadrati, che non arrivano a formare i complessi pattern solitamente presenti nei paesaggi analizzati negli studi di ecologia del paesaggio. Osservando in particolare l'areale ottenuto con quadrati di 2,5x2,5 km, il valore medio della dimensione frattale sembra essere piuttosto basso, ma considerando anche il valore della media pesata di tale indice, questo risulta essere inferiore solo ai valori calcolati per l'areale che segue i confini comunali, confermando l'elevato grado di frammentazione. Per l'areale ottenuto con buffer di raggio di 2,5 km, il valore medio della dimensione frattale non è, invece, elevato come ci si potrebbe aspettare considerando il grado di frammentazione delle aree di presenza, probabilmente per la forma circolare di molte di esse che porta ad un basso rapporto perimetro/area. Per questi primi due areali considerati e per quello definito da buffer di 5 km si ottiene un valore medio della dimensione frattale maggiore per l'inverno 2008/2009 rispetto ai precedenti, probabilmente a causa della diminuzione del numero di patches di piccole dimensioni e quindi con forme più semplici, a favore di un aumento di forme più articolate, derivate dall'unione di patches diverse, che essendo allungate a causa della loro estensione lungo l'arco alpino hanno un rapporto perimetro/area più alto rispetto alle precedenti. Per gli areali ottenuti con quadrati di 5x5 km, l'andamento del valore medio della dimensione frattale, da considerare insieme a quello della sua deviazione standard, per quanto in aumento, conferma la maggior connessione tra le

patches, indicando la formazione di un areale sempre più esteso. Per gli areali ottenuti con quadrati e buffer di dimensioni maggiori questo indice, pur crescendo in seguito all'aumento della complessità di forma delle patches, mantiene dei valori piuttosto bassi; la deviazione standard indica una diminuzione della complessità generale delle forme dopo un iniziale aumento, confermando come da aree di presenza piuttosto compatte si passi a forme più allungate e poi nuovamente a patches più divise. La complessità delle forme è quindi data, in questi casi, non tanto alla frammentazione dell'areale, quanto alla sua estensione lungo l'arco alpino, la cui forma stretta e lunga porta ad un rapporto perimetro/area più alto rispetto a quello di un areale definito da forme rotondeggianti. Lo stesso andamento si ha anche per l'areale ottenuto seguendo i confini comunali in cui però, il valore più elevato della dimensione frattale conferma la forma complessa delle aree di presenza ottenute, molto irregolare rispetto alle altre, ponendo attenzione su quello che può essere il principale difetto di questo tipo di rappresentazione.

Altro indice di forma è il contiguity index (LaGro 1991), la cui complessa formulazione permette di superare il limite della dimensione frattale nella descrizione della morfologia delle patches (Mc Garigal e Ene 2002), fornendo informazioni spaziali riguardo alla dimensione e alla connessione delle patches e aumentando proporzionalmente ad esse. L'isolamento spaziale è un fattore fondamentale da tenere in considerazione per le probabilità di sopravvivenza di una specie. Per un predatore estremamente vagile come il lupo (Geffen et al. 2004), in grado di muoversi su enormi distanze e di compiere dispersioni di centinaia di km (Merril et al. 2000) fino ad oltre un migliaio di km (Fritts 1983), non si può parlare di vero e proprio isolamento tra le aree di presenza che compongono l'areale di distribuzione sull'arco alpino, quanto semplicemente di lontananza. Secondo la teoria biogeografica insulare (MacArthur & Wilson 1967), infatti, con la distanza diminuiscono i tassi di immigrazione ed emigrazione da un'"isola" all'altra, con un conseguente aumento del tasso di estinzione, inversamente proporzionale alla superficie. Per il lupo nel caso di questo studio si tratta di concentrare l'attenzione sulla formazione dei nuovi territori da parte degli individui in dispersione. I tassi di colonizzazione

dipendono infatti soprattutto dalla distanza da branchi esistenti e dal tempo, dove la distanza dal branco più vicino può essere considerata la distanza da una popolazione source (Marucco 2009). Patches piccole e isolate sono quindi da ritenersi zone di colonizzazione o di passaggio di lupi in dispersione, potenzialmente soggette quindi a estinzione a breve termine. Bisogna tenere comunque conto delle grandi capacità di spostamento del lupo, in grado di muoversi anche attraverso habitat inadatti per molti chilometri prima di giungere a colonizzare nuovi territori (Mladenoff et al. 1995). Nell'areale ottenuto con quadrati di 2,5x2,5 km i valori del contiguity index sono estremamente inferiori in rapporto a quelli degli altri areali, confermando la bassa connessione spaziale tra le aree di presenza. L'andamento di questo indice mostra una marcata diminuzione del valore medio nell'inverno 2007/2008, probabilmente dovuta alla presenza di numerose patches delle dimensioni minime (si osservi, ad esempio, in Figura 10, la zona che ricade all'interno della provincia di Alessandria). Per gli altri areali il valore del contiguity index risulta mediamente molto elevato e con un trend positivo, che conferma il costante aumento della connettività tra le aree di presenza. In particolare, per gli areali disegnati attraverso buffer di 5 km, quadrati di 10x10 km e buffer di 10 km il contiguity index mostra valori piuttosto elevati e molto vicini a 1, il valore massimo, soprattutto nell'ultimo inverno.

L'Euclidean nearest neighbor è un semplice indice basato sulla distanza lineare tra due patches (Mc Garigal e Marks 1995), che fornisce un'indicazione fondamentale riguardo al loro grado di isolamento. Il maggior difetto di questo indice è la sua limitazione alla sola estensione del paesaggio considerato, che esclude qualunque altra patch eventualmente presente al di fuori di esso (Mc Garigal e Ene 2002). Questo è un fattore molto importante nel caso della popolazione di lupo alpina, la cui estensione transfrontaliera è ridotta, in questo studio, alla sola parte che ricade all'interno dei confini della regione Piemonte. A livello di classe viene fornita una descrizione della distribuzione statistica dei valori ottenuti per le singole patch che deve essere quindi interpretata con molta attenzione e sicuramente con l'ausilio della rappresentazione cartografica. Per buffer e quadrati delle dimensioni minori il

basso valore medio di questo indice è dovuto alla presenza di numerose aree di presenza di dimensioni ridotte ed aggregate in piccoli gruppi, la cui distanza media è ovviamente minore rispetto a quella delle aree di presenza più grandi e omogenee che compongono gli altri areali. Il trend dell'ENN medio e del valore della sua deviazione standard mostrano per tutti gli areali una netta diminuzione della distanza media tra le patches nell'intervallo tra l'inverno 2003/2004 e l'inverno 2006/2007, se si osserva la rappresentazione cartografica di questo areale si può vedere come un tale risultato descriva il riempimento degli spazi vuoti presenti tra i primi nuclei presenti nell'arco alpino, il che è confermato anche osservando la media pesata dei valori di questo indice (Tabella 10, Appendice 1). Il processo di progressiva diminuzione della frammentazione per via dell'aumento delle patches non è molto intuibile dall'andamento del trend osservato, in quanto questo risulta estremamente influenzato, nell'inverno 2007/2008, dall'esistenza di un'area di presenza del lupo molto lontana dalle altre, nella provincia del VCO, dovuta alla presenza documentata del territorio stabile di un individuo (F31), che comporta un aumento sia del valore medio che della deviazione standard, rispetto al precedente inverno. Si osserva, infatti, per quasi tutti gli areali (escludendo quelli ottenuti con quadrati e buffer delle dimensioni minori) un minor numero di patch a causa dell'aggregazione di quelle tra loro più vicine, con il risultato che le aree di presenza rimaste sono poche, ma più lontane tra loro. Nell'inverno 2008/2009 la scomparsa del lontano territorio presente nel VCO riporta i valori dell'indice a livelli leggermente inferiori rispetto a quelli del 2006/2007, confermando una minore distanza delle aree di presenza rimaste. Un'attenta analisi di questo indice e delle sue variazioni può quindi essere un efficace strumento per documentare eventuali episodi di colonizzazione in aree lontane da quelle in cui la presenza è ormai stabile. Gli individui in dispersione possono saturare ogni spazio rimasto nel mosaico di territori dei vari branchi (Mech e Boitani 2003) o, più frequentemente stabilire territori a 50-100 km dal branco natale (Fritts e Mech 1981, Gese e Mech 1991), ma se c'è un'alta saturazione dell'habitat, i lupi in dispersione possono dover percorrere lunghe distanze prima di trovare dei territori liberi in cui stabilirsi (Messier 1985).

Un territorio lontano dalla popolazione source è però maggiormente a rischio di scomparsa quanto più è questa lontananza, con maggiori probabilità di estinzione locale per distanze che superano i 100 km (Marucco 2009). Questo è quanto si è effettivamente verificato per il territorio della femmina F31, la cui scomparsa è stata evidenziata grazie all'Euclidean nearest neighbor.

L'ultimo indice considerato, l'indice di coesione (Schumaker 1996) è una misura della connettività delle patches. Il suo valore, basato sulla media pesata dell'area, ignora le patches più piccole e quindi meno influenti sulla dispersione, poichè con molta probabilità non possono essere considerate aree di tipo source. Essendo inoltre poco dipendente dai piccoli cambiamenti nel perimetro delle patches, a differenza di altri indici di forma, come la dimensione frattale, basati sul rapporto perimetro/area, risulta essere in grado di predire con maggior efficacia il successo di dispersione degli individui (Schumaker 1996). Per quadrati e buffer delle dimensioni minori, dando poca rilevanza alle patches più piccole, questo indice mostra un andamento diverso rispetto agli altri indici di forma, evidenziando come nell'inverno 2006/2007 le patches siano più divise, per quanto molto vicine; il valore tendenzialmente inferiore agli altri è conferma della elevata frammentazione di questi areali. Per l'areale ottenuto con quadrati di 5x5 km l'indice di coesione mostra una diminuzione nell'inverno 2007/2008 rispetto al precedente. Osservando la rappresentazione cartografica di questo areale si nota la divisione della grande patch più meridionale durante questo inverno. Considerando che questo indice è basato sulla media pesata dell'area, probabilmente questa è la causa della sua diminuzione. Da un punto di vista del lupo, però, la distanza che si crea tra le due patches, pari a 5 km, può essere considerata irrilevante. Per gli altri areali si osservano oscillazioni poco significative e comunque intorno a valori molto prossimi a quello massimo. La principale informazione che si può ottenere dall'utilizzo di questo indice è una conferma della più marcata frammentazione degli areali ottenuti con quadrati e buffer più piccoli rispetto agli altri. Questo indice fornisce quindi una ulteriore conferma dell'estrema segregazione presente tra le aree di presenza

disegnate con questi metodi, il che li rende poco adatti a descrivere efficacemente la reale presenza del lupo sul territorio.

5.3. Utilizzo di dati di categoria C1

Gli areali disegnati utilizzando solo i dati di categoria C1 sono inevitabilmente di dimensioni ridotte rispetto ai loro corrispondenti con dati di categoria C2, sono evidenti una maggior frammentazione delle patches e una minor estensione totale dell'area, confermate dall'andamento di tutti gli indici. Se si confronta il rapporto percentuale tra la dimensione della superficie degli areali disegnati con dati di categoria C1 e la dimensione della superficie degli areali disegnati con il sottocampione di dati di categoria C2 (64% nell'inverno 2003/2004, 46% nell'inverno 2006/2007, 69% nell'inverno 2007/2008) con il rapporto percentuale tra il numero di dati delle due rispettive categorie (26,7% nell'inverno 2003/2004, 16,1% nell'inverno 2006/2007, 23% nell'inverno 2007/2008), si può osservare che la diminuzione della dimensione dell'areale non è proporzionale al numero di dati usati, quanto dipendente solo dalla loro disposizione. L'andamento dell'area totale, seppure in aumento, mostra una grande incoerenza rispetto ai risultati ottenuti con i dati di qualità C2 e rispetto all'effettiva espansione della popolazione. La differenza maggiore dei valori non è, come dovrebbe, tra gli inverni 2003/2004 e 2006/2007, ma tra quest'ultimo e il successivo. Questo è probabilmente un effetto della scarsità di dati di qualità C1 ottenuti per l'inverno 2006/2007. Per quanto poco coerenti, comunque, i risultati non mostrano un trend diverso da quello ottenuto dall'analisi degli areali riprodotti con dati di categoria C2, tranne che per l'areale disegnato con buffer di 10 km. In questo caso probabilmente ciò è dovuto alla mancanza di dati nella provincia di Alessandria, e al fatto che con questa tecnica, anche un singolo punto assume grande rilevanza spaziale.

Osservando la Tabella 2 si può notare come al crescere delle dimensioni di buffer o quadrati, diminuisca la riduzione percentuale dell'area, proprio a

causa della maggior estensione che un singolo punto arriva a coprire. Questo si traduce in una maggior frammentazione degli areali rappresentati da buffer e quadrati di dimensioni minori in seguito alla selezione di dati più conservativi. Gli indici di configurazione confermano una diminuzione della connettività delle patches e della loro coesione rispetto ai valori ottenuti con dati meno conservativi, mentre la dimensione frattale media evidenzia la diminuzione della complessità delle forme dovuta ad un aumento di patches singole. L'Euclidean nearest neighbor non fornisce indicazioni precise, in quanto troppo influenzato dalla presenza di piccole patches vicine e quindi soggetto ad una deviazione standard molto elevata. Osservando il grafico di comparazione dell'indice di coesione risulta notevole la diminuzione del suo valore per l'areale ottenuto con quadrati di 2,5x2,5 km, dovuta alla evidente frammentazione che si osserva nelle patches. L'utilizzo di dati di categoria C1 porta quindi ad una rappresentazione molto conservativa delle aree di presenza della specie. Per quanto possa essere molto interessante avere un dato di questo tipo, bisogna tenere conto che in questo caso il dato di assenza può non essere verosimile, in quanto troppo dipendente da fattori esterni al campionamento, come il successo delle analisi di laboratorio. Una rappresentazione tanto conservativa può comunque avere la sua utilità nel caso in cui si voglia avere l'assoluta certezza di una presenza documentata del lupo, in caso ad esempio in cui si trovino segni di presenza in una nuova area.

5.4. Considerazioni conclusive

Considerando quanto detto finora è possibile giungere a delle ipotesi di lavoro e ad alcune indicazioni generali per la rappresentazione della distribuzione del lupo basate sulle analisi di tipo descrittivo presentate in questo studio, le quali in futuro potrebbero diventare più significative se coadiuvate da analisi statistiche. Nella dinamica che caratterizza l'espansione del lupo sulle Alpi occidentali nel corso degli anni presi in considerazione in questo

studio è possibile riconoscere due fasi: una prima fase di espansione territoriale, in cui sono state colonizzate nuove aree distanti tra loro, avvenuta nell'intervallo di tempo tra l'inverno 2003/2004 e l'inverno 2006/2007 e una successiva fase di saturazione avvenuta unicamente per la provincia di Cuneo e Torino, durante la quale sono stati colmati gli spazi vuoti lasciati durante la prima fase, mentre non sono stati colonizzati con successo i territori liberi a maggiore distanza, delle province di Vercelli, Biella e del VCO, che rimangono tutt'ora non occupati.

La scelta definitiva dell'unità di campionamento da utilizzare è ovviamente influenzata dagli obiettivi di investigazione che ci si pone (Boyce et al. 2002) e l'identificazione del metodo di rappresentazione appropriato richiede una comprensione dettagliata dell'ecologia di una specie (Boyce 2006), tenendo conto che diversi processi ecologici possono funzionare a differenti scale spaziali (Bissonette et al. 1997, Lloyd et al. 2006).

Per la rappresentazione dell'areale di una specie altamente mobile come il lupo, l'elevata frammentazione e la distanza tra le patch ottenute con buffer e quadrati di 2,5 km non possono essere considerate una rappresentazione verosimile della reale presenza della specie sul territorio. Questi due tipi di metodi forniscono, piuttosto, un'idea molto ristretta e conservativa delle zone dove sono stati individuati segni di presenza, la loro applicabilità potrebbe essere quindi ristretta all'identificazione delle zone più idonee per la sopravvivenza del lupo, da cui partire per poter giungere ad approfondimenti di studio della selezione dell'habitat o di altre necessità territoriali, come lontananza da centri abitati o strade. La complessità di forma delle aree di presenza ottenute seguendo i confini comunali e il tipo di approccio basato su una unità di dimensioni variabili rendono questo metodo poco scientifico e caratterizzato da un andamento dell'accrescimento troppo irregolare. Molto imprevedibile è invece l'andamento dell'areale ottenuto con buffer di 10 km, la cui grande dimensione dell'unità minima di campionamento, che lo rende del tutto insensibile al processo di saturazione, aumenta il rischio di sovrastima dell'areale, con la possibilità di descrivere attorno ad un unico dato isolato una patch grande a sufficienza da contenere un intero branco, senza poter

quindi distinguere gli eventi di dispersione. Queste 4 rappresentazioni ,ovvero quadrati di 2,5 km, buffer di 2,5 km e 10 km e comuni, non sono quindi ottimali per quantificare l'area of occupancy del lupo su una scala regionale. Gli altri tipi di rappresentazione utilizzati in questo studio (quadrati di 5 km e 10 km e buffer 5 km) hanno invece mostrato buone qualità descrittive per il processo di colonizzazione del lupo sul territorio regionale. In particolare si è notato che il livello di sensibilità nella stima del processo di colonizzazione nella fase di saturazione diminuisce progressivamente utilizzando quadrati di 5x5 km, buffer di 5 km e quadrati di 10x10 km. Nella fase di espansione territoriale, al contrario, il livello di sensibilità e di reattività aumenta al crescere delle dimensioni delle unità di campionamento.

Volendo osservare il processo di saturazione del territorio su piccola scala spaziale o temporale è preferibile quindi utilizzare delle unità di campionamento di dimensioni minori, in quanto dotate di maggior sensibilità alle piccole variazioni, quali quadrati o buffer di 2,5 km. Su scala regionale può essere preferibile utilizzare quadrati o buffer di 5 km, anche se per un approccio molto conservativo potrebbero essere utilizzati quelli delle dimensioni minori. Unità di campionamento più grandi, quali quadrati e buffer di 10 km, sono invece adatte a studi su scala maggiore, a livello europeo, considerando la possibilità e la necessità di rappresentare l'areale del lupo su tutto l'arco alpino, includendo anche i territori francesi e svizzeri. La tecnica preferibile per l'intero arco alpino potrebbe essere l'utilizzo della griglia di 10x10 km, come suggerito dall' European Environment Agency (2006), la cui sensibilità su grande scala è sicuramente sufficiente e dotata di una discreta precisione.

La proporzione di area occupata da una specie aumenta con la sua abbondanza media (He e Gaston 2003), ma il lupo può essere presente a densità molto diverse sul territorio, in rapporto alla disponibilità di prede (Fuller et al. 2003). La struttura sociale di questa specie è inoltre un fattore che influenza notevolmente il processo di espansione, in quanto l'aumento dell'estensione dell'areale in una popolazione in fase di espansione è

collegato con l'aumento del numero di territori stabili, in genere occupati dai branchi, piuttosto che degli individui che compongono questi ultimi.

La dimensione minima delle patches, ovvero l'area definita attorno ad un singolo segno di presenza del lupo, definibile come unità di campionamento, è effettivamente il valore che più influenza la conformazione dell'areale e dal quale dipendono il suo grado di frammentazione e le sue modificazioni negli anni. Le dimensioni delle unità di campionamento possono avere una grande influenza sulla stima della dimensione dell'areale di presenza del lupo, all'aumentare delle loro dimensioni si può perdere l'eterogeneità che compare a risoluzioni più fini (Bowyer et al. 1996). La differenza principale tra buffer, quadrati e comuni si può riscontrare nel modo in cui si comportano rispetto ai segni di presenza. Con un buffer un segno si trova sempre al centro dell'unità di campionamento, quindi è necessario che due punti si trovino ad una distanza pari al diametro del buffer per far sì che la patch raddoppi le sue dimensioni. I quadrati e, ancor di più, i comuni sono diversamente sensibili alla distanza tra due punti. Non è, infatti, questa a determinare l'espansione di una patch, ma la posizione dei punti rispetto al confine di un singolo quadrato o comune. Sia con quadrati di piccole dimensioni che con i più grandi, la presenza di un nuovo punto accanto al margine di una patch, ma di poco esterno, porterà ad un aumento dell'area, di 6,25 km² nel primo caso e di 100 km² nel secondo, provocando in quest'ultimo caso una grande sovrastima del territorio occupato. Per i comuni l'aumento della superficie delle patches è reso ancora più irregolare ed imprevedibile dal fatto che la dimensione di ogni comune è diversa, il che rende l'approccio poco scientifico.

L'accrescimento dell'area totale, e quindi la stima del trend della dimensione dell'areale del lupo nel tempo, è in funzione della distanza dei nuovi punti rispetto a quelli documentati nell'inverno precedente e dipende dalle dimensioni minime delle patches utilizzate e dalla loro forma. La sensibilità nel documentare le fasi di espansione territoriale è maggiore per i metodi che utilizzano le unità di campionamento più grandi, in quanto i nuovi punti più distanti tra loro determineranno un maggior accrescimento della

superficie totale dell'areale. La fase successiva, di saturazione del territorio, è meglio evidenziata utilizzando minori dimensioni delle unità di campionamento, più sensibili alla comparsa di nuovi punti più vicini a quelli documentati negli anni precedenti. La scelta di rappresentare l'areale di distribuzione del lupo utilizzando quadrati e buffer di 5 km può essere appropriata per studi su scala regionale, soddisfacendo la necessità di osservare piuttosto "da vicino" l'andamento della distribuzione e mantenendo una certa sensibilità alla fase di saturazione. Volendo osservare i cambiamenti più da lontano, su una più grande scala spaziale o temporale, magari tenendo conto delle variazioni complessive dell'intera popolazione alpina, l'utilizzo di una griglia di 10x10 km può soddisfare la necessità di avere stime delle dimensioni dell'areale e dei suoi trend piuttosto affidabili, pur mantenendo una risoluzione più grossolana. L'abbinamento di queste due rappresentazioni nel tempo può fornire la parte più significativa delle informazioni sull'espansione dell'areale del lupo.

Essendo impossibile calibrare il sistema di mappatura, data la mancanza di dati certi sulla reale estensione dell'areale della specie in esame, si può comunque valutare la rappresentatività degli areali disegnati tenendo conto del parallelo andamento delle dimensioni della popolazione, per cui si ha una stima accurata (Marucco et al. 2009). La densità del lupo sul territorio può comunque variare notevolmente, in rapporto alla disponibilità di prede (Fuller et al. 2003) e la struttura sociale basata sui branchi fa sì che un aumento dell'estensione dell'areale in una popolazione in fase di espansione sia collegato con l'aumento del numero di territori stabili, piuttosto che del numero degli individui. In questo studio in particolare il confronto dei trend dei diversi areali con le stime delle dimensioni della popolazione, il cui trend è risultato positivo fino all'inverno 2007/2008 (Marucco et al. 2009), mostra una notevole coerenza. Un fallimento nell'identificazione di un reale declino nella popolazione e/o della distribuzione potrebbe avere gravi conseguenze per la conservazione della specie (Taylor e Gerrodette 1993), con il rischio che differenti sforzi di mappatura possano portare a decisioni gestionali diverse

(Aaronoff 1989). L'andamento del trend della dimensione totale dell'areale assume una grande importanza, in quanto la sua valutazione è un elemento chiave per definire lo stato di conservazione di una specie secondo la direttiva Habitat, l'Endangeres Species Act e la Red List (IUCN 2008) e l'analisi effettuata in questo studio sulle implicazioni nell'adottare sistemi di rappresentazione diversi si inserisce in modo critico in questo ambito. Stime attendibili della distribuzione della popolazione e dell'andamento dei trend di colonizzazione sono necessarie quindi per azioni di gestione e conservazione effettive (Thompson et al. 1998), in quanto il tasso di cambiamento della distribuzione di una specie ne definisce l'espansione o il declino dell'areale (MacKenzie et al. 2006).

6. BIBLIOGRAFIA

Anderson, D. P., M. G. Turner, J. D. Forester, J. Zhu, M. S. Boyce, H. Beyer e L. Stowell. 2005. Scale-dependent summer resource selection by reintroduced elk in Wisconsin, USA. *Journal of Wildlife Management* 69: 298–310.

Araújo, M. B. e P. H. Williams. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation* 96: 331–345.

Aronoff, S. 1989. *Geographic Information Systems: a management perspective*. WDL Publications, Ottawa, Canada.

Bissonette, J. A., D. J. Harrison, C. D. Hargis e T. G. Chapin. 1997. The influence of spatial scale and scale-sensitive properties on habitat selection by American marten. Pagg. 368–385 in J. A. Bissonette ed. *Wildlife and Landscape Ecology: effects of pattern and scale*. Springer, New York.

Boitani, L. 1982. Wolf management in intensively used areas of Italy. Pagg. 158–172 in F. H. Harrington, e P. C. Paquet ed. *Wolves of the world. Perspectives of behavior, ecology and conservation*. Noyes Publications, Park Ridge, New Jersey.

Boitani, L. 1984. Genetic considerations on wolf conservation in Italy. *Bollettino Zoologico* 51: 367–373.

Boitani, L. 1999. Final Draft Action Plan for the Conservation of Wolves (*Canis lupus*) in Europe. Council of Europe, Strasbourg.

Boitani, L. 2000. Action Plan for the conservation of wolves (*Canis lupus*) in Europe. *Nature and Environment* 111.

Boitani, L. 2003. Wolf conservation and recovery. Pagg 317–340. in L. D. Mech, e L. Boitani, ed. *Wolves: behavior, ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.

Boitani, L., e P. Ciucci. 1997. *Strategia Nazionale di Conservazione del Lupo*. Ministero dell'Ambiente, Progetto CEE-LIFE, Roma.

Bowyer, R. T., J. G. Kie e V. Van Ballenberghe. 1996. Sexual segregation in black-tailed deer: effects of scale. *Journal of Wildlife Management* 60: 10–17.

Boyce, M. S. 2006. Scale for resource selection functions. *Diversity and Distributions* 12: 269–276.

Boyce, M. S., J. S. Meyer e L. L. Irwin. 1994. Habitat-based PVA for the northern spotted owl. Pagg. 63–85 in D. J. Fletcher e B. F. J. Manly ed. *Statistics in*

Ecology and Environmental Monitoring. Otago Conference Series no. 2. University of Otago Press, Dunedin, New Zealand.

Boyce, M. S., P. R. Vernier, S. E. Nielsen e F. K. A. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157: 281–300.

Boyd, D., e D. H. Pletscher. 1999. Characteristics of dispersal in a colonizing wolf population in the Central Rocky Mountains. *Journal of Wildlife Management* 63: 1094-1108.

Bradbury, R. H., R. E. Reicheet e D. G. Green. 1984. Fractals in ecology: methods and interpretation. *Marine Ecology Progress Series* 14: 295–296.

Brangi, A., P. Rosa, e A. Meriggi. 1992. Predation by Wolves (*Canis lupus L.*) on wild and domestic Ungulates in Northern Italy. *Ungulates* 91: 541-543.

Breitenmoser, U. 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation* 83: 279–289.

Carbyn, L.N. 1974. Wolf predation and behavioral interactions with elk and other ungulates in an area of high prey density. Canadian Wildlife Service.

Ciucci, P. e L. Boitani. 1998. Il Lupo. Elementi di biologia, gestione, ricerca. Documenti Tecnici, 23. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Bologna.

Ciucci, P. e L. Boitani. 1999. Nine-year dynamics of a wolf pack in Northern Appennines (Italy). *Mammalia* 63: 377-384.

European Environment Agency. 2006. Guide to geographical data and maps version 2.0. EEA operational guidelines. <http://www.eionet.europa.eu/gis>.

Fabbri, E., C. Miquel, V. Lucchini, A. Santini, R. Caniglia, C. Duchamp, M. Weber, B. Lequette, F. Marucco, L. Boitani, L. Fumagalli, P. Taberlet e E. Randi. 2007. From the Apennines to the Alps: colonization genetics of the naturally expanding Italian wolf (*Canis lupus*) population. *Molecular Ecology* 16: 1661-1671.

Forman, R. T. T. 1995a. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Forman, R. T. T. 1995b. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10: 133-142.

Fritts. S. H. 1983. Record dispersal of a wolf from Minnesota. *Journal of Mammalogy* 64: 166–167.

- Fritts, S. H. e L. D. Mech. 1981. Dynamics, movements and feeding ecology of a newly protected wolf population in northwestern Minnesota. Wildlife Monographs n. 80. The Wildlife Society, Bethesda, MD.
- Fuller, T. K., D. Mech e J. F. Cochrane. 2003. Wolf Population Dynamics. Pagg. 104-130 in L. D. Mech e L. Boitani, ed. Wolves: behavior, ecology and conservation. University of Chicago Press, Chicago.
- Geffen, E., M. J., Anderson e R.K. Wayne. 2004. Climate and habitat barriers to dispersal in the highly mobile grey wolf . Molecular Ecology 13: 2481–2490.
- Gese, E. M., e L. D. Mech. 1991. Dispersal of wolves (*Canis lupus*) in northeastern Minnesota, 1969-1989. Canadian Journal of Zoology 69(12): 2946-55.
- Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?. Ecosystems 1: 143-156.
- He, F. e K. J. Gaston. 2003. Occupancy, Spatial Variance, and the Abundance of Species. The American Naturalist 162(3): 366-375.
- Hedrick, P. W. 2000. Genetics of populations. Second edition. Jones and Bartlett, Sudbury, MA.
- IUCN. 1996. Red List of Threatened Animals. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN Species Survival Commission. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jedrzejewski, W., B. Jedrzejewska, B. Zawadzka, T. Borowik, S. Nowak, e R. W. Mysłajek. 2008. Habitat suitability model for Polish wolves based on long-term national census. Animal Conservation 11: 377-390.
- Jedrzejewski, W., M. Niedzialkowska, S. Nowak e B. Jedrzejewska. 2004. Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. Diversity and Distributions 10: 225–233.
- Johnson, C. J., D. R. Seip e M. S Boyce. 2004. A quantitative approach to conservation planning: using resource selection functions to map the distribution of mountain caribou at multiple spatial scales. Journal of Applied Ecology 41: 238–251.
- Krummel, R., R. H. Gardner, G. Sugihara, R. V. O'Neill e P. R. Coleman. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. Oikos 48: 321-324.
- Kunkel, K. E. 1997. Predation by wolves and other large carnivores in northwestern Montana and southeastern British Columbia. University of Montana, Missoula

LaGro, J., Jr. 1991. Assessing patch shape in landscape mosaics. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 57: 285-93.

Linnell, J. D. C., C. Promberger, L. Boitani, J. E. Swenson, U. Breitenmoser, e R. Andersen. 2005. The linkage between conservation strategies for large carnivores and biodiversity: the view from the "half-full" forests of Europe. Pagg. 381-399 in J. C. Ray , K. H. Redford, R. S. Steneck , J. Berger ed. *Large carnivores and the conservation of biodiversity*. Island Press, Washington.

Linnell, D. C., V Salvatori e L. Boitani. 2007. Guidelines for population level management plans for large carnivore in Europe. Pagg. 1-78. LCIE report prepared for the European Commission.

Lloyd, P., T. E. Martin, R. L. Redmond, M. M. Hart, U. Langner e R. D. Bassar. 2006. Assessing the influence of spatial scale on the relationship between avian nesting success and forest fragmentation. Pagg. 259-274 in J. Wu, K. B. Jones, H. Li, O. L. Loucks ed. *Scaling and uncertainty analysis in Ecology: methods and applications*. Springer, Netherlands.

Lucchini, V., E. Fabbri, F. Marucco, S. Ricci, L. Boitani e E. Randi. 2002. Noninvasive molecular tracking of colonizing wolf (*Canis lupus*) packs in the western Italian Alps. *Molecular Ecology* 11: 857-867.

MacArthur, R. H. e E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New York.

MacKenzie, D. I. 2006. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *Journal of Wildlife Management* 70: 367-374.

Mandelbrot, B. B. 1977. *Fractals, Form, Chance and Dimension*. W. H. Freeman and Co., New York.

Mandelbrot, B. B. 1982. *The Fractal Geometry of Nature*. W. H. Freeman and Co., New York.

Marucco, F. 2003. Wolf ecology in the Western Alps: analysis with non-invasive techniques. Master of Science. University of Montana, Missoula.

Marucco, F. 2009. Spatial population dynamics of recolonizing wolves in the Western Alps. PhD. Thesis in Wildlife Biology, University of Montana

Marucco, F., E. Avanzinelli, e A. Gazzola. 2005. Stato, distribuzione e dieta della popolazione di lupo in regione Piemonte. In *Progetto Lupo Piemonte - Report 2005*.

Marucco, F., E. Avanzinelli, L. Orlando, S. Dalmaso, and A. Tropini. 2007. Progetto Lupo Regione Piemonte - Rapporto annuale 2007. Regione Piemonte, Torino.

Marucco, F., E. Avanzinelli, L. Orlando, S. Dalmaso, and A. Tropini. 2008. Progetto Lupo Regione Piemonte - Rapporto annuale 2007. Regione Piemonte, Torino.

Marucco, F., D. H. Pletscher, L. Boitani, M. K. Schwartz, K. L. Pilgrim, e J. D. Lebreton. 2009. Wolf survival and population trend using non-invasive capture-recapture techniques in the Western Alps. *Journal of Applied Ecology* 46: 1003-1010.

McGarigal, K. e Marks, B. J. 1995. "FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure", General Technical Reports, PNW-GTR-351, Portland.

McGarigal, K., e E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Reference manual. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis Oregon.

Mech, L. D. 1970. *The Wolf: the Ecology and Behavior of an Endangered Species*. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota.

Mech, L. D. 1974. *Canis lupus*. *Mammalian Species* n. 37.

Mech, L. D. 1982. Censusing wolves radiotracking. Pages 227-228 in D. W. Davis, editor. *CRC handbook of census methods for terrestrial vertebrates*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Meriggi A., L. Schenone e C. Aristarchi. 2002. Distribuzione, consistenza della popolazione e alimentazione del Lupo (*Canis lupus*) nel levante della Provincia di Genova. Provincia di Genova – Area 11, Sviluppo sostenibile e risorse naturali.

Merrill, S. B., e L. D. Mech. 2000. Details of extensive movements by Minnesota wolves (*Canis lupus*). *American Midland Naturalist* 144(2): 428-433.

Messier, F. 1985. Solitary living and extraterritorial movement of wolves in relation to social status and prey abundance. *Canadian Journal of Zoology* 63: 239-245.

Mladenoff, D. J., M. A. White, J. Pastor, T. R. Crow. 1993. Comparing Spatial Pattern in Unaltered Old-Growth and Disturbed Forest Landscapes. *Ecological Applications* 3(2): 294-306.

Molinari-Jobin, A., P. Molinari, C. Breitenmoser-Würsten, M. Woelfl, C. Stanisa, M. Fasel, P. Stahl, J. M. Vandel, L. Rotelli, P. Kaczensky, T. Huber, M. Adamic, I.

- Koren e U. Breitenmoser. 2003. Pan-Alpine Conservation Strategy for the Lynx. Nature and environment 130, Council of Europe Publishing.
- Mysterud, A., L.-B. Lian e D.O. Hjermmann. 1999. Scaledependent trade-offs in foraging by European roe deer (*Capreolus capreolus*) during winter. Canadian Journal of Zoology 77: 1486–1493 .
- Olf H. e M. E. Ritchie. 2002. Fragmented nature: consequences for biodiversity. Landscape and Urban Planning 58(2-4): 83-92.
- Palmer M. W. 1988. Fractal geometry: a tool for describing spatial patterns of plant communities. Vegetatio 75: 91-102.
- Pickover, C. A. 1990. Computers, pattern, chaos and beauty: graphics from an unseen world. St. Martin's, New York.
- Pletscher, D. H., R. Ream, D. Boyd, M. W. Fairchild e K. E. Kunkel. 1997. Population dynamics of a recolonizing wolf population. Journal of Wildlife Management 61: 459-465.
- Pontius Jr., R. G., O. Tontteh e H. Chen. 2008. Components of information for multiple resolution comparison between maps that share a real variable. Environmental and Ecological Statistics 15: 111-142.
- Poulle, M. L., T. Dahier, R. D. Beaufort e C. Durand. 2000. Le loup en France, Rapport final 1997-99.
- Poulle, M. L., T. Houard e T. Dahier. 1995. Le suivi des loups dans le Parc National du Mercantour. Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse 201: 36-45.
- Promberger, C. 2001. The integrated management approach in wildlife conservation field projects. Carpathian Wildlife Foundation.
- Randi, E. e V. Lucchini. 2002. Detecting rare introgression of domestic dog genes into wild wolf (*Canis lupus*) populations by Bayesian admixture analyses of microsatellite variation. Conservation Genetics 3: 31-45.
- Randi, E., F. Francisci e V. Lucchini. 1995. Mitochondrial DNA restriction-fragment-length monomorphism in the Italian wolf (*Canis lupus*) population. Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research 33: 97-100.
- Randi E., V. Lucchini, M. F. Christensen, N. Mucci, S. M. Funk, G. Dolf e V. Loeschcke. 2000. Mitochondrial DNA variability in Italian and East European wolves: detecting the consequences of small population size and hybridization. Conservation Biology 14(2): 464-473.

Réseau Loup. 2007. Bilan du suivi hivernal 2006/2007 du loup en France. Bulletin du Réseau Loup, ONCFS.

Schumaker, N. H. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77: 1210-25.

Taylor, B. L. e T. Gerrodette. 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. *Conservation Biology* 7: 489-500.

Thompson, W. L., G. C. White e C. Gowan. 1998. Monitoring vertebrate populations. Academic Press, San Diego, California, USA.

Turner, M. G. 1989. Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.

Turner, M.G. e Gardner, R. H. 1991. Quantitative Methods in Landscape Ecology. Springer-Verlag, New York.

Turner, M. G., R. V. O'Neill, R. H. Gardner e B. T. Milne. 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3: 153-162.

United States Environmental Protection Agency. 1994. Landscape monitoring and assessment research plan. U.S. EPA 620/R-94-009. Office of Research and Development, Washington DC.

Waine, R. K., N. Lehman, M. W. Allard, R. L. Honeycutt. 1992. Mitochondrial DNA variability of the gray wolf: genetic consequences of population decline and habitat fragmentation on genetic variability. *Conservation Biology* 6: 559-569.

Waits, L. P. 2004. Using noninvasive genetic sampling to detect and estimate abundance of rare wildlife species. Pagg. 211-228 in W. L. Thomas ed. *Sampling rare or elusive species: concepts, designs and techniques for estimating population parameters*. Island Press, Washington, D.C., USA.

Weber, J. M. 2003. Wolf monitoring in the Alps. In 2nd Alpine Wolf Workshop. KORA report, Boudevilliers.

Wiens, J. A. 1976. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7: 81-120.

Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397

With, K. A. 1999. Is landscape connectivity necessary and sufficient for wildlife management? Pagg. 97-115 in J. A. Rochelle, L. A. Lehmann, e J. Wisniewski, ed. *Forest fragmentation: wildlife and management implications*. Brill, The Netherlands.

Wu, J., K. B. Jones, H. Li e O. L. Louks. 2006. Scaling with known uncertainty: a synthesis. Pagg. 329-346 in Wu, J., K. B. Jones, H. Li e O. L. Louks ed. Scaling and uncertainty analysis in Ecology: methods and applications. Springer, Netherlands.

Zimen E. e L. Boitani. 1975. Number and distribution of wolves in Italy. Z. Saugetierk 40: 102-112.

7. APPENDICE 1

Elenco delle tabelle contenenti i risultati delle analisi effettuate tramite il software libero Fragstats (McGarigal e Marks 1995, <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>).

I risultati includono tutti i valori ottenuti per ogni indice o per la sua distribuzione statistica.

Buffer 2,5 km				Buffer 5 km				Buffer 10 km			
03/04	06/07	07/08	08/09	03/04	06/07	07/08	08/09	03/04	06/07	07/08	08/09
1963	1963	1049	1963	7853	7853	7269	90984	34247	31415	44804	174362
1993	1978	1963	1963	9267	15475	11253	146706	46167	59664	131069	245654
2667	2661	1963	1963	12127	23141	14325	278107	56640	150667	730500	451394
3790	2738	1964	5862	15435	52451	43676		242968	686805		
3914	2962	1964	5898	19442	67266	98322		309306			
4118	3554	2305	9569	62940	119831	161179					
5713	3558	2555	14019	95909	207231	176675					
13504	4176	3099	16019	122917							
34407	4269	3109	16308								
36405	4569	3287	16436								
76355	5734	3624	23960								
	7662	3828	46521								
	8129	6287	55908								
	10226	7409	77867								
	10443	9401									
	13883	13961									
	18922	55280									
	30453	70201									
	59104	89951									
	67473										

Quadrati 2,5 km				Quadrati 5 km				Quadrati 10 km			
03/04	06/07	07/08	08/09	03/04	06/07	07/08	08/09	03/04	06/07	07/08	08/09
624	624	624	624	2497	2498	4996	2499	9992	9994	19985	99922
625	625	625	625	2498	4996	4997	17485	19985	29979	69944	149975
1248	625	625	625	2498	12491	14997	32472	19985	89928	169974	319872
1249	625	625	1249	2499	32473	17496	94986	149940	419869	329874	
1249	626	625	1249	2499	34992	19983	197422	149979			
1250	1249	625	1249	7494	79985	72459					
1875	1250	625	2498	7499	129950	77477					
2498	1250	625	3125	12492		99983					
9369	1251	626	3749	34994							
20615	1873	1248	6248	37480							
24994	1874	1248	6874	82486							
49369	1875	1249	7494								
	1875	1249	7497								
	2497	1249	12497								
	2498	1250	16860								
	2499	1251	19376								
	4373	1872	21865								
	4374	3124	26246								
	4996	3125	35606								
	8124	8124									
	11245	36232									
	19996	46233									
	42477	57491									
	43745										

Comuni			
03/04	06/07	07/08	08/09
5232	6552	5232	18411
9564	8659	6352	31334
18509	11948	23918	127973
123476	13189	135019	230907
150189	20704	244331	
	43606		
	120601		
	157348		

Tabella 4. Dimensione delle aree (h) delle singole patch che compongono l'areale.

		AREA TOT. (h)	N° PATCHES	PERIMETRO TOT (m)
C2 Buffer 2,5 km	2003-2004	184.828	11	824.400
	2006-2007	264.457	20	1.212.850
	2007-2008	282.151	18	1.245.250
	2008-2009	294.257	14	1.366.550
C2 Buffer 5 km	2003-2004	345.889	8	837.800
	2006-2007	493.248	7	1.113.600
	2007-2008	505.431	6	1.070.850
	2008-2009	515.796	3	977.150
C2 Buffer 10 km	2003-2004	689.327	5	922.750
	2006-2007	928.550	4	1.111.100
	2007-2008	906.373	3	994.300
	2008-2009	871.410	3	901.850
C2 Quadrati 2,5 km	2003-2004	114.963	12	709.850
	2006-2007	162.443	24	1.054.500
	2007-2008	170.565	23	1.039.100
	2008-2009	175.556	19	1.247.300
C2 Quadrati 5 km	2003-2004	194.936	11	628.350
	2006-2007	297.384	7	973.000
	2007-2008	312.387	8	942.800
	2008-2009	344.864	5	922.600
C2 Quadrati 10 km	2003-2004	349.880	5	709.450
	2006-2007	549.770	4	912.450
	2007-2008	589.776	4	851.500
	2008-2009	569.769	3	750.200
C2 Comuni	2003-2004	306.969	5	1.027.750
	2006-2007	382.607	8	1.468.900
	2007-2008	414.851	5	1.345.550
	2008-2009	408.624	4	1.338.800
C1 Buffer 2,5 km	2003-2004	100.939	15	615.750
	2006-2007	109.358	16	670.900
	2007-2008	179.173	17	995.650
C1 Buffer 5 km	2003-2004	237.129	8	738.100
	2006-2007	239.498	5	652.850
	2007-2008	372.598	8	969.000
C1 Buffer 10 km	2003-2004	557.960	7	917.650
	2006-2007	518.926	4	754.400
	2007-2008	763.814	4	1.011.250
C1 Quadrati 2,5 km	2003-2004	55.601	16	456.100
	2006-2007	54.359	20	517.100
	2007-2008	95.593	22	755.450
C1 Quadrati 5 km	2003-2004	109.962	12	537.250
	2006-2007	124.962	8	557.700
	2007-2008	182.441	12	811.350
C1 Quadrati 10 km	2003-2004	239.917	7	608.200
	2006-2007	249.913	5	628.550
	2007-2008	439.857	7	810.950
C1 Comuni	2003-2004	218.353	9	1.072.550
	2006-2007	210.930	5	951.450
	2007-2008	314.934	7	1.273.400

Tabella 5. Valori dell'area totale, del numero di patches e del perimetro totale degli areali disegnati con i diversi metodi a partire da dati di categoria C2 e C1.

		AREA (h)					
		Media	Media pesata	Mediana	Range	DS	CV
C2 Buffer 2,5 km	2003-2004	16.803	46.615	4.118	74.392	22.381	133%
	2006-2007	13.223	37.845	5.152	65.510	18.044	136%
	2007-2008	15.675	58.614	3.456	87.988	25.944	166%
	2008-2009	21.018	44.481	15.019	75.904	22.207	106%
C2 Buffer 5 km	2003-2004	43.236	84.360	17.439	115.064	42.167	98%
	2006-2007	70.464	132.625	52.451	199.379	66.182	94%
	2007-2008	84.238	136.714	70.999	165.422	66.487	79%
	2008-2009	171.932	207.725	146.706	187.123	78.448	46%
C2 Buffer 10 km	2003-2004	137.865	233.874	56.640	275.059	115.049	83%
	2006-2007	232.137	537.341	105.165	655.390	266.175	115%
	2007-2008	302.124	609.921	131.069	685.695	304.947	101%
	2008-2009	290.470	337.963	245.654	277.031	117.453	40%
C2 Quadrati 2,5 km	2003-2004	9.580	31.240	1.563	48.745	14.405	150%
	2006-2007	6.768	27.175	1.875	43.120	11.752	174%
	2007-2008	7.416	40.212	1.249	56.867	15.595	210%
	2008-2009	9.240	19.852	6.248	34.982	9.902	107%
C2 Quadrati 5 km	2003-2004	17.721	49.929	7.494	79.989	23.891	135%
	2006-2007	42.483	86.591	32.473	127.452	43.288	102%
	2007-2008	39.048	71.161	18.739	94.987	35.411	91%
	2008-2009	68.973	143.141	32.472	194.923	71.523	104%
C2 Quadrati 10 km	2003-2004	69.976	131.114	19.985	139.987	65.408	93%
	2006-2007	137.442	337.188	59.954	409.875	165.691	121%
	2007-2008	147.444	242.463	119.959	309.889	118.364	80%
	2008-2009	189.923	236.579	149.975	219.950	94.133	50%
C2 Comuni	2003-2004	61.394	124.652	18.509	144.957	62.319	102%
	2006-2007	47.826	109.950	16.947	150.797	54.508	114%
	2007-2008	82.970	189.387	23.918	239.099	93.965	113%
	2008-2009	102.156	173.792	79.653	212.496	85.546	84%
C1 Buffer 2,5 km	2003-2004	6.729	10.972	5.713	18.899	5.343	79%
	2006-2007	6.835	16.220	3.668	33.082	8.009	117%
	2007-2008	10.540	35.129	4.201	67.869	16.099	153%
C1 Buffer 5 km	2003-2004	29.641	51.389	13.376	63.731	25.390	86%
	2006-2007	47.900	64.861	52.622	68.879	28.503	60%
	2007-2008	46.575	87.040	28.318	119.923	43.413	93%
C1 Buffer 10 km	2003-2004	79.709	110.284	46.167	117.198	49.367	62%
	2006-2007	129.732	198.750	102.561	237.303	94.625	73%
	2007-2008	190.954	289.967	159.936	355.078	137.503	72%
C1 Quadrati 2,5 km	2003-2004	3.475	6.579	2.186	12.500	3.284	95%
	2006-2007	2.718	5.896	1.250	10.623	2.939	108%
	2007-2008	4.345	8.670	2.811	13.750	4.335	100%
C1 Quadrati 5 km	2003-2004	9.164	14.429	7.496	20.001	6.946	76%
	2006-2007	15.620	25.195	11.246	37.495	12.229	78%
	2007-2008	15.203	43.520	4.997	67.493	20.749	136%
C1 Quadrati 10 km	2003-2004	34.274	54.990	19.985	69.999	26.647	78%
	2006-2007	49.983	60.383	49.972	59.991	22.800	46%
	2007-2008	62.837	129.524	19.985	159.966	64.733	103%
C1 Comuni	2003-2004	24.261	45.201	9.657	64.028	22.539	93%
	2006-2007	42.186	56.699	55.923	61.738	24.743	59%
	2007-2008	44.991	98.016	6.352	118.124	48.843	108%

Tabella 6. Valori della distribuzione dell'area delle patches degli areali disegnati con i diversi metodi a partire da dati di categoria C2 e C1.

		RADIUS OF GYRATION (m)					
		Media	Media pesata	Mediana	Range	DS	CV
C2 Buffer 2,5 km	2003-2004	4.533	9.105	2.507	10.960	3.497	77%
	2006-2007	4.057	7.886	2.914	10.816	2.844	70%
	2007-2008	4.171	10.470	2.306	12.046	3.862	93%
	2008-2009	5.553	9.218	4.943	11.540	3.536	64%
C2 Buffer 5 km	2003-2004	7.455	11.439	5.364	10.933	4.146	56%
	2006-2007	10.811	17.222	9.158	21.682	6.943	64%
	2007-2008	11.084	15.652	10.662	15.444	5.825	53%
	2008-2009	19.209	22.172	15.337	14.768	6.622	34%
C2 Buffer 10 km	2003-2004	13.981	20.209	9.174	18.761	7.483	54%
	2006-2007	19.198	36.642	12.592	38.275	15.238	79%
	2007-2008	23.160	40.352	14.429	38.916	17.045	74%
	2008-2009	22.402	25.014	19.037	14.793	6.491	29%
C2 Quadrati 2,5 km	2003-2004	3.646	8.847	1.651	11.489	3.499	96%
	2006-2007	2.981	7.579	1.864	11.104	2.717	91%
	2007-2008	2.859	10.262	1.481	12.268	3.576	125%
	2008-2009	4.143	7.195	3.725	10.137	2.890	70%
C2 Quadrati 5 km	2003-2004	4.702	9.367	3.631	10.892	3.579	76%
	2006-2007	9.548	16.563	8.645	21.895	7.065	74%
	2007-2008	8.632	12.188	7.905	11.839	4.086	47%
	2008-2009	11.425	20.797	8.063	25.996	9.087	80%
C2 Quadrati 10 km	2003-2004	11.513	18.096	7.651	19.168	7.333	64%
	2006-2007	16.763	35.780	9.818	39.766	15.785	94%
	2007-2008	16.285	23.428	14.427	24.433	8.975	55%
	2008-2009	19.378	22.818	16.088	16.027	6.944	36%
C2 Comuni	2003-2004	10.265	17.910	6.226	20.626	7.780	76%
	2006-2007	8.915	16.354	5.441	20.177	6.647	75%
	2007-2008	11.732	22.739	7.353	26.258	9.791	83%
	2008-2009	13.879	20.871	11.061	21.336	8.421	61%
C1 Buffer 2,5 km	2003-2004	3.090	4.071	3.077	4.132	1.275	41%
	2006-2007	3.028	5.011	2.414	6.900	1.723	57%
	2007-2008	3.668	8.098	2.678	11.735	2.970	81%
C1 Buffer 5 km	2003-2004	6.752	10.082	4.412	10.336	3.905	58%
	2006-2007	9.310	11.701	9.253	11.175	4.111	44%
	2007-2008	8.306	12.888	6.573	13.329	5.137	62%
C1 Buffer 10 km	2003-2004	10.559	12.951	8.116	9.790	3.871	37%
	2006-2007	14.550	19.894	12.398	18.630	7.332	50%
	2007-2008	18.029	24.176	16.196	23.628	8.676	48%
C1 Quadrati 2,5 km	2003-2004	2.356	3.456	2.247	4.219	1.217	52%
	2006-2007	2.108	3.418	1.913	4.515	1.250	59%
	2007-2008	2.710	4.582	2.201	6.333	1.921	71%
C1 Quadrati 5 km	2003-2004	3.869	5.259	3.631	6.062	1.882	49%
	2006-2007	5.566	7.634	4.898	7.886	2.674	48%
	2007-2008	5.223	11.099	2.963	12.400	4.588	88%
C1 Quadrati 10 km	2003-2004	7.713	10.863	5.933	10.196	4.074	53%
	2006-2007	10.851	12.705	10.183	10.951	4.095	38%
	2007-2008	9.329	15.577	5.927	16.293	6.176	66%
C1 Comuni	2003-2004	6.162	9.107	4.776	9.542	3.234	52%
	2006-2007	9.370	11.435	10.885	10.938	3.701	40%
	2007-2008	8.230	15.168	3.728	17.853	6.523	79%

Tabella 7. Valori della distribuzione del radius of gyration delle patches degli areali disegnati con i diversi metodi a partire da dati di categoria C2 e C1.

		DIMENSIONE FRATTALE					
		Media	Media pesata	Mediana	Range	DS	CV
C2 Buffer 2,5 km	2003-2004	1,0346	1,0678	1,0208	0,0845	0,0256	2,5%
	2006-2007	1,0329	1,0543	1,0284	0,0628	0,0178	1,7%
	2007-2008	1,0321	1,0721	1,0210	0,0863	0,0257	2,5%
	2008-2009	1,0480	1,0744	1,0399	0,0869	0,0273	2,6%
C2 Buffer 5 km	2003-2004	1,0285	1,0377	1,0241	0,0418	0,0153	1,5%
	2006-2007	1,0381	1,0549	1,0398	0,0597	0,0211	2,0%
	2007-2008	1,0402	1,0550	1,0358	0,0537	0,0195	1,9%
	2008-2009	1,0638	1,0669	1,0597	0,0171	0,0075	0,7%
C2 Buffer 10 km	2003-2004	1,0230	1,0328	1,0154	0,0282	0,0117	1,1%
	2006-2007	1,0314	1,0553	1,0238	0,0535	0,0213	2,1%
	2007-2008	1,0366	1,0555	1,0327	0,0470	0,0194	1,9%
	2008-2009	1,0301	1,0333	1,0255	0,0193	0,0085	0,8%
C2 Quadrati 2,5 km	2003-2004	1,0327	1,0827	1,0139	0,1183	0,0351	3,4%
	2006-2007	1,0294	1,0709	1,0190	0,1060	0,0289	2,8%
	2007-2008	1,0232	1,0865	1,0088	0,1071	0,0333	3,3%
	2008-2009	1,0480	1,0810	1,0470	0,1041	0,0358	3,4%
C2 Quadrati 5 km	2003-2004	1,0153	1,0339	1,0134	0,0436	0,0154	1,5%
	2006-2007	1,0458	1,0722	1,0532	0,0896	0,0307	2,9%
	2007-2008	1,0461	1,0531	1,0439	0,0719	0,0198	1,9%
	2008-2009	1,0484	1,0763	1,0532	0,0884	0,0302	2,9%
C2 Quadrati 10 km	2003-2004	1,0293	1,0455	1,0376	0,0559	0,0214	2,1%
	2006-2007	1,0317	1,0668	1,0227	0,0785	0,0295	2,9%
	2007-2008	1,0324	1,0424	1,0352	0,0444	0,0166	1,6%
	2008-2009	1,0341	1,0378	1,0346	0,0197	0,0081	0,8%
C2 Comuni	2003-2004	1,0741	1,0910	1,0672	0,0603	0,0204	1,9%
	2006-2007	1,0795	1,0936	1,0849	0,0521	0,0171	1,6%
	2007-2008	1,0921	1,1047	1,0867	0,0527	0,0182	1,7%
	2008-2009	1,1001	1,1037	1,0995	0,0258	0,0096	0,9%
C1 Buffer 2,5 km	2003-2004	1,0278	1,0352	1,0261	0,0389	0,0122	1,2%
	2006-2007	1,0265	1,0450	1,0226	0,0661	0,0164	1,6%
	2007-2008	1,0311	1,0688	1,0219	0,1018	0,0256	2,5%
C1 Buffer 5 km	2003-2004	1,0287	1,0444	1,0159	0,0442	0,0185	1,8%
	2006-2007	1,0380	1,0478	1,0392	0,0512	0,0175	1,7%
	2007-2008	1,0341	1,0506	1,0333	0,0491	0,0193	1,9%
C1 Buffer 10 km	2003-2004	1,0173	1,0208	1,0129	0,0155	0,0059	0,6%
	2006-2007	1,0254	1,0354	1,0207	0,0361	0,0139	1,4%
	2007-2008	1,0364	1,0422	1,0382	0,0383	0,0173	1,7%
C1 Quadrati 2,5 km	2003-2004	1,0226	1,0376	1,0188	0,0657	0,0203	2,0%
	2006-2007	1,0251	1,0446	1,0205	0,0870	0,0237	2,3%
	2007-2008	1,0259	1,0496	1,0174	0,0979	0,0280	2,7%
C1 Quadrati 5 km	2003-2004	1,0169	1,0282	1,0153	0,0531	0,0166	1,6%
	2006-2007	1,0304	1,0471	1,0286	0,0661	0,0224	2,2%
	2007-2008	1,0256	1,0636	1,0082	0,0804	0,0312	3,0%
C1 Quadrati 10 km	2003-2004	1,0164	1,0281	1,0077	0,0352	0,0156	1,5%
	2006-2007	1,0307	1,0387	1,0307	0,0494	0,0177	1,7%
	2007-2008	1,0176	1,0329	1,0075	0,0428	0,0179	1,8%
C1 Comuni	2003-2004	1,0684	1,0823	1,0661	0,0596	0,0185	1,7%
	2006-2007	1,0818	1,0920	1,0806	0,0632	0,0218	2,0%
	2007-2008	1,0846	1,0982	1,0974	0,0683	0,0230	2,1%

Tabella 8. Valori della distribuzione della dimensione frattale delle patches degli areali disegnati con i diversi metodi a partire da dati di categoria C2 e C1.

		CONTIGUITY INDEX					
		Media	Media pesata	Mediana	Range	DS	CV
C2 Buffer 2,5 km	2003-2004	0,9951	0,9968	0,9947	0,0046	0,0017	0,17%
	2006-2007	0,9952	0,9967	0,9949	0,0050	0,0014	0,14%
	2007-2008	0,9947	0,9969	0,9943	0,0049	0,0016	0,16%
	2008-2009	0,9955	0,9967	0,9959	0,0044	0,0016	0,16%
C2 Buffer 5 km	2003-2004	0,9975	0,9983	0,9972	0,0025	0,0009	0,09%
	2006-2007	0,9978	0,9984	0,9979	0,0024	0,0008	0,08%
	2007-2008	0,9980	0,9985	0,9983	0,0018	0,0007	0,07%
	2008-2009	0,9986	0,9987	0,9986	0,0005	0,0002	0,02%
C2 Buffer 10 km	2003-2004	0,9987	0,9990	0,9986	0,0009	0,0004	0,04%
	2006-2007	0,9988	0,9991	0,9988	0,0011	0,0004	0,04%
	2007-2008	0,9989	0,9992	0,9989	0,0009	0,0004	0,04%
	2008-2009	0,9992	0,9993	0,9993	0,0002	0,0001	0,01%
C2 Quadrati 2,5 km	2003-2004	0,9913	0,9949	0,9900	0,0095	0,0032	0,32%
	2006-2007	0,9910	0,9946	0,9911	0,0097	0,0030	0,30%
	2007-2008	0,9897	0,9950	0,9899	0,0095	0,0032	0,32%
	2008-2009	0,9918	0,9941	0,9933	0,0088	0,0031	0,31%
C2 Quadrati 5 km	2003-2004	0,9952	0,9973	0,9955	0,0049	0,0019	0,19%
	2006-2007	0,9961	0,9973	0,9964	0,0045	0,0015	0,15%
	2007-2008	0,9962	0,9975	0,9961	0,0049	0,0016	0,16%
	2008-2009	0,9966	0,9978	0,9969	0,0048	0,0017	0,17%
C2 Quadrati 10 km	2003-2004	0,9976	0,9983	0,9975	0,0020	0,0009	0,09%
	2006-2007	0,9979	0,9986	0,9981	0,0021	0,0008	0,08%
	2007-2008	0,9984	0,9988	0,9985	0,0015	0,0006	0,06%
	2008-2009	0,9988	0,9989	0,9988	0,0004	0,0002	0,02%
C2 Comuni	2003-2004	0,9960	0,9976	0,9960	0,0053	0,0019	0,19%
	2006-2007	0,9957	0,9973	0,9960	0,0052	0,0017	0,17%
	2007-2008	0,9951	0,9977	0,9957	0,0074	0,0029	0,29%
	2008-2009	0,9966	0,9977	0,9969	0,0036	0,0015	0,15%
C1 Buffer 2,5 km	2003-2004	0,9946	0,9957	0,9947	0,0040	0,0015	0,15%
	2006-2007	0,9945	0,9956	0,9944	0,0039	0,0014	0,14%
	2007-2008	0,9945	0,9960	0,9943	0,0043	0,0017	0,17%
C1 Buffer 5 km	2003-2004	0,9972	0,9978	0,9971	0,0017	0,0007	0,07%
	2006-2007	0,9978	0,9981	0,9980	0,0014	0,0005	0,05%
	2007-2008	0,9974	0,9982	0,9975	0,0022	0,0009	0,09%
C1 Buffer 10 km	2003-2004	0,9986	0,9988	0,9985	0,0008	0,0003	0,03%
	2006-2007	0,9988	0,9990	0,9988	0,0007	0,0003	0,03%
	2007-2008	0,9988	0,9991	0,9988	0,0009	0,0004	0,04%
C1 Quadrati 2,5 km	2003-2004	0,9910	0,9932	0,9911	0,0086	0,0030	0,30%
	2006-2007	0,9894	0,9921	0,9877	0,0082	0,0031	0,31%
	2007-2008	0,9907	0,9935	0,9919	0,0096	0,0035	0,35%
C1 Quadrati 5 km	2003-2004	0,9951	0,9960	0,9955	0,0038	0,0014	0,14%
	2006-2007	0,9958	0,9963	0,9959	0,0020	0,0008	0,08%
	2007-2008	0,9947	0,9963	0,9941	0,0038	0,0015	0,15%
C1 Quadrati 10 km	2003-2004	0,9974	0,9979	0,9975	0,0017	0,0007	0,07%
	2006-2007	0,9978	0,9979	0,9979	0,0006	0,0002	0,02%
	2007-2008	0,9976	0,9985	0,9975	0,0022	0,0009	0,09%
C1 Comuni	2003-2004	0,9952	0,9965	0,9956	0,0055	0,0018	0,18%
	2006-2007	0,9962	0,9968	0,9963	0,0033	0,0011	0,11%
	2007-2008	0,9944	0,9971	0,9946	0,0072	0,0029	0,29%

Tabella 9. Valori della distribuzione del contiguity index delle patches degli areali disegnati con i diversi metodi a partire da dati di categoria C2 e C1.

		EUCLIDEAN NEAREST NEIGHTBOUR (m)					
		Media	Media pesata	Mediana	Range	DS	CV
C2 Buffer 2,5 km	2003-2004	18.606	11.579	5.275	130.157	36.490	196%
	2006-2007	3.798	2.293	1.788	18.084	5.362	141%
	2007-2008	2.109	2.463	1.693	11.365	2.534	120%
	2008-2009	1.349	1.009	783	4.558	1.436	106%
C2 Buffer 5 km	2003-2004	21.160	10.307	6.643	127.961	40.692	192%
	2006-2007	6.327	3.154	6.134	11.795	4.687	74%
	2007-2008	27.735	7.392	6.470	144.824	52.641	190%
	2008-2009	30.378	24.321	17.513	38.598	18.195	60%
C2 Buffer 10 km	2003-2004	34.529	28.447	25.311	116.345	43.145	125%
	2006-2007	28.542	48.949	28.542	50.774	25.387	89%
	2007-2008	79.211	55.336	51.179	84.093	39.642	50%
	2008-2009	20.375	15.232	7.509	38.598	18.195	89%
C2 Quadrati 2,5 km	2003-2004	18.283	10.900	7.525	131.644	35.199	193%
	2006-2007	4.091	2.860	2.518	17.698	3.967	97%
	2007-2008	3.297	4.010	2.501	8.143	1.971	60%
	2008-2009	2.787	2.254	2.500	7.469	1.474	53%
C2 Quadrati 5 km	2003-2004	18.120	12.228	5.025	124.195	35.266	195%
	2006-2007	9.643	6.854	7.107	13.039	5.396	56%
	2007-2008	24.759	10.680	6.066	143.785	46.984	190%
	2008-2009	8.010	13.616	5.001	15.050	6.020	75%
C2 Quadrati 10 km	2003-2004	40.452	33.595	30.051	112.227	41.850	103%
	2006-2007	36.603	59.317	36.603	53.157	26.578	73%
	2007-2008	54.028	19.698	31.918	132.227	53.982	100%
	2008-2009	32.791	26.745	20.033	38.275	18.043	55%
C2 Comuni	2003-2004	43.891	36.723	35.854	116.750	43.133	98%
	2006-2007	4.800	2.665	2.487	10.293	4.158	87%
	2007-2008	32.450	5.468	5.590	141.697	56.197	173%
	2008-2009	9.703	13.446	9.703	9.895	4.947	51%
C1 Buffer 2,5 km	2003-2004	15.557	12.144	4.015	133.082	32.296	208%
	2006-2007	9.351	5.139	857	131.217	31.506	337%
	2007-2008	5.255	10.576	1.951	23.683	6.808	130%
C1 Buffer 5 km	2003-2004	26.122	18.524	15.814	125.852	39.006	149%
	2006-2007	36.113	19.942	10.896	118.007	45.615	126%
	2007-2008	25.290	13.849	9.256	148.405	47.162	186%
C1 Buffer 10 km	2003-2004	20.781	13.102	5.814	116.963	39.845	192%
	2006-2007	33.722	14.034	8.850	115.393	48.111	143%
	2007-2008	52.410	21.996	30.645	130.053	53.094	101%
C1 Quadrati 2,5 km	2003-2004	16.193	12.000	5.013	131.669	31.261	193%
	2006-2007	9.598	6.240	2.500	130.167	28.265	294%
	2007-2008	5.143	3.095	2.517	14.328	4.563	89%
C1 Quadrati 5 km	2003-2004	19.453	14.719	5.012	127.164	34.613	178%
	2006-2007	24.926	19.307	5.025	124.209	40.282	162%
	2007-2008	21.650	17.179	5.025	147.194	39.888	184%
C1 Quadrati 10 km	2003-2004	32.585	25.249	19.956	118.177	39.276	121%
	2006-2007	33.366	21.344	10.050	106.813	41.893	126%
	2007-2008	30.327	19.419	10.000	132.274	45.824	151%
C1 Comuni	2003-2004	21.633	13.606	10.261	124.061	37.526	173%
	2006-2007	37.501	17.344	17.094	117.967	45.838	122%
	2007-2008	30.031	14.888	10.959	137.820	47.460	158%

Tabella 10. Valori della distribuzione dell'Euclidean nearest neighbor delle patches degli areali disegnati con i diversi metodi a partire da dati di categoria C2 e C1.

COESIONE		
C2 Buffer 2,5 km	2003-2004	99,923
	2006-2007	99,884
	2007-2008	99,919
	2008-2009	99,913
C2 Buffer 5 km	2003-2004	99,941
	2006-2007	99,958
	2007-2008	99,962
	2008-2009	99,977
C2 Buffer 10 km	2003-2004	99,972
	2006-2007	99,987
	2007-2008	99,990
	2008-2009	99,982
C2 Quadrati 2,5 km	2003-2004	99,913
	2006-2007	99,868
	2007-2008	99,906
	2008-2009	99,861
C2 Quadrati 5 km	2003-2004	99,915
	2006-2007	99,951
	2007-2008	99,936
	2008-2009	99,969
C2 Quadrati 10 km	2003-2004	99,965
	2006-2007	99,986
	2007-2008	99,976
	2008-2009	99,979
C2 Comuni	2003-2004	99,967
	2006-2007	99,951
	2007-2008	99,974
	2008-2009	99,971
C1 Buffer 2,5 km	2003-2004	99,805
	2006-2007	99,834
	2007-2008	99,898
C1 Buffer 5 km	2003-2004	99,929
	2006-2007	99,948
	2007-2008	99,945
C1 Buffer 10 km	2003-2004	99,951
	2006-2007	99,973
	2007-2008	99,977
C1 Quadrati 2,5 km	2003-2004	99,749
	2006-2007	99,722
	2007-2008	99,780
C1 Quadrati 5 km	2003-2004	99,845
	2006-2007	99,899
	2007-2008	99,917
C1 Quadrati 10 km	2003-2004	99,933
	2006-2007	99,945
	2007-2008	99,957
C1 Comuni	2003-2004	99,920
	2006-2007	99,944
	2007-2008	99,953

Tabella 11. Valori dell'indice di coesione delle patches degli areali disegnati con i diversi metodi a partire da dati di categoria C2 e C1.