



REGIONE PUGLIA



**UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI DI BARI
ALDO MORO**

**DIPARTIMENTO DI SCIENZE
AGRO-AMBIENTALI E TERRITORIALI**

**INDAGINE CONOSCITIVA SUI PROCESSI DI (RI)NATURALIZZAZIONE
IN ATTO NEI RIMBOSCHIMENTI DI PINO D'ALEPPO
(PINUS HALEPENSIS MILLER) DEL SALENTO FINALIZZATA
ALLA FORMULAZIONE DI INDIRIZZI DI PIANIFICAZIONE,
GESTIONE E COLTIVAZIONE DEI RIMBOSCHIMENTI**

**RESPONSABILE SCIENTIFICO
DR. PAOLA MAIROTA**

Mairota P., Indagine conoscitiva sui processi di (ri)naturalizzazione in atto nei rimboschimenti di Pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Miller) del Salento finalizzata alla formulazione di indirizzi di pianificazione, gestione e coltivazione dei rimboschimenti, DiSAAT - Università degli Studi di Bari Aldo Moro, 2012, Bari

Collaborazioni: Vincenzo Leronni, Rocco Labadessa, Dario De Filippis, Giuseppe La Gioia, Giovanni Discipio, Anna Pagone

Cover design: Vincenzo Leronni e Rocco Labadessa

Il presente lavoro è stato realizzato con il contributo finanziario della Regione Puglia – Servizio Foreste, come da Convenzione stipulata in data 14/09/2011.

© UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI BARI ALDO MORO

ISBN 978-88-6629-008-7

Sommario

Riassunto	7
Summary.....	11
1 – Introduzione e obiettivi della ricerca.....	15
2 – Descrizione della ricerca.....	19
3 – Atlante dei rimboschimenti del salento.....	21
4 – Origine dinamica spaziale e situazione attuale della gestione dei rimboschimenti	25
4.1 – <i>Origine dei rimboschimenti</i>	25
4.2 – <i>Dinamica della estensione e della configurazione spaziale dei rimboschimenti nel paesaggio</i>	27
4.3 – <i>Situazione attuale della gestione dei rimboschimenti</i>	40
5 - Dinamica degli incendi forestali.....	43
6 - Distribuzione e modelli di combustibile forestale	47
7 – Tendenze evolutive potenziali della vegetazione forestale.....	61
8 – Verifica dei presupposti per una silvogenesi mediata dall'avifauna	65
8.1 – <i>Possibilità per l'origine alloctona dei processi di (ri-) naturalizzazione e silvogenesi nei rimboschimenti</i>	66
8.2 – <i>Idoneità del paesaggio per i potenziali vettori animali</i>	69
8.3 – <i>Le specie ornitiche come potenziali vettori</i>	71
8.4 – <i>Connettività del paesaggio per l'avifauna</i>	73
8.4.1 – <i>Individuazione dei possibili vettori</i>	73
8.4.2 – <i>Stima del grado di idoneità di habitat dei rimboschimenti rispetto ai potenziali vettori</i>	75
8.4.3 – <i>Stima della connettività funzionale</i>	84
8.4.4 – <i>Analisi delle aree maggiormente interconnesse</i>	87

9 – I rimboschimenti nel contesto regionale della conservazione della natura	91
10 – Relazione tra avifauna e vegetazione nei rimboschimenti del versante adriatico	95
10.1 – <i>Caratterizzazione strutturale e vegetazionale</i>	95
10.2 – <i>Distribuzione dei potenziali vettori ornitici</i>	104
10.3 – <i>Relazioni tra vettori ornitici e vegetazione dei rimboschimenti</i>	115
11 – Conclusioni	119
Riferimenti bibliografici	123

Hanno collaborato	Attività connesse alla ricerca	Redazione capitoli
Vincenzo Leronna	Analisi quantitative e modellistiche Rilievi forestali e analisi dei dati biometrici e biofisici	3 4 § 5 6 8 § 10 §10.1 10 §10.3
Dario De Filippis	Elaborazione dei dati cartografici e satellitari Rilievi forestali	4 §4.2 5 6
Giuseppe Lagioia	Supervisione aspetti faunistici Rilievi avifauna e relative analisi dei dati	8 §8. 2 8 §8.3 10 §10.2
Rocco Labadessa	Rilievi avifauna	10 §10.2 10 §10.3
Giovanni Discipio	Rilievi forestali	
Anna Pagone	Collazione materiale documentale	

Riassunto

Il lavoro di ricerca è stato finalizzato alla acquisizione di conoscenze sulla origine dei processi silvogenetici in atto nei rimboschimenti di Pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Miller) della provincia di Lecce al fine di fornire informazioni utili alla definizione di strategie gestionali a differenti livelli di scala, da quella regionale a quella locale.

Gli studi e i database di scala regionale e sub-regionale rilevanti al riguardo e disponibili e sono stati collazionati ed analizzati ed è stato costruito un Atlante dei rimboschimenti della provincia di Lecce. Si tratta di un archivio alfa-numerico, comprensivo dei metadati, che è stato utilizzato per le analisi successive.

Al livello di scala vasta (regionale/sub-regionale) sono state estratte le informazioni relative alla distribuzione storica, alla dinamica della estensione spaziale ed alla connettività strutturale dei rimboschimenti, nonché alla loro relazione spaziale con le aree protette. Allo stesso livello di scala è stata studiata la dinamica degli incendi forestali durante i quattro ultimi decenni. Gli incendi rappresentano il maggior fattore di disturbo per la dinamica degli ecosistemi forestali nella regione. In relazione a questo è stata anche studiata la distribuzione spaziale dei modelli di combustibile, sulla base sia di rilievi a terra sia di analisi di immagini satellitari. Inoltre, è stata valutata l'ipotesi che i processi silvogenetici in atto nei rimboschimenti di Pino d'Aleppo nei paesaggi frammentati della provincia di Lecce possano essere mediati dalla presenza di specie di uccelli agenti quali vettori delle specie di latifoglie coinvolte in questi processi. A tal fine i dati esistenti sulla distribuzione e le caratteristiche dei rimboschimenti sono stati analizzati al fine di valutare il grado di isolamento

dei rimboschimenti con e senza sottobosco. Allo stesso fine è stato valutato il grado di connettività funzionale del paesaggio con riferimento alle specie di uccelli potenziali vettori, mediante l'uso combinato di due metodologie modellistiche, una derivata dai principi di massima entropia (MaxEnt) e l'altra basata sulla teoria dei grafi (Conefor Sensinode 2.2). Infine lo stato corrente dei rimboschimenti è stato illustrato anche in connessione con le relazioni spaziali tra i rimboschimenti più importanti ai fini della connettività funzionale e le aree protette esistenti.

I risultati dell'analisi di connettività funzionale, in termini di aree maggiormente interconnesse, sono stati ulteriormente esplorati. Sono state quindi indagate ad un livello di scala intermedio le relazioni spaziali tra le serie di vegetazione forestale potenziale e la distribuzione dei rimboschimenti.

Ad un livello di scala ancora inferiore (locale) sono state studiate le relazioni tra comunità ornitiche e vegetazione forestale per mezzo di apposite e dettagliate campagne a terra finalizzate alla caratterizzazione compositiva e strutturale di tali comunità.

I risultati principali di questa ricerca appaiono connessi ad una verifica preliminare dell'ipotesi iniziale di un'origine alloctona dei processi silvogenetici in atto nei rimboschimenti e del probabile coinvolgimento delle comunità ornitiche nei processi di dispersione delle specie di latifoglie nel paesaggio. Inoltre essi sono connessi alla descrizione dello stato attuale dei rimboschimenti da un punto di vista gestionale, con riferimento sia alle loro caratteristiche in termini di carico di combustibile e legate al rischio di incendio, sia rispetto al loro ruolo ai fini della conservazione della biodiversità.

Lo studio dimostra che nell'ambito del particolare contesto paesistico sub-regionale considerato tali questioni possono essere affrontate solo partendo da analisi di scala vasta ed ha fornito informazioni indispensabili per la definizione di strategie ed attuazione e piani finalizzati alla selvicoltura di prevenzione, anche basati sull'uso di modelli di previsione del comportamento del fuoco, finalizzati sia alla riduzione del rischio di incendio, sia alla conservazione della biodiversità.

Summary

The research work is aimed at assessing the origin of the silvigenetics processes occurring in Aleppo pine (*Pinus halepensis* Miller) plantations in southern Apulia (Italy), namely in the province of Lecce in order to provide information useful for the design of management strategies at different levels of scale, from regional to local.

Relevant available studies and databases at the regional and sub-regional levels have been collated and analysed and an Atlas of Aleppo pine plantation in the Lecce province has been compiled. This is a georeferenced alpha-numerical archive, including the relevant metadata, which was used for further analysis.

At the larger level of scale (regional/sub-regional) quantitative information on the historical distribution, extent, spatial dynamics and structural connectivity of the plantations and their spatial relations to existing protected areas, have been extracted. At the same level of scale the dynamic of wildfires has been investigated over the last four decades, which represent the main disturbance factor for forest ecosystem dynamics in the region. In connection to this also the spatial distribution of fuel models has been investigated, based on both field surveys and the analysis of satellite imageries. Furthermore, the hypothesis that silvigenetics processes occurring in Aleppo pine (*Pinus halepensis* Miller) plantations in southern Apulia (Italy) fragmented landscapes may be favoured by the presence of bird species acting as vectors of broadleaved species involved in such processes has been assessed. To such and end existing data on the distribution and the state of plantations have been analysed in order to assess the degree of isolation of plantations for which

the absence or an understory had been documented in comparison to those for which the presence of an understory had been documented. To the same purpose, the degree of functional connectivity of Aleppo pine plantations has been assessed with respect to prospective vector bird species by means of a combination of modelling procedures, one derived from the maximum-entropy principle (MaxEnt), the other from graph theory (Conefor Sensinode 2.2). Finally, the current state of the management has been illustrated also in connection to the spatial relations between more important plantation for functional connectivity and existing protected areas.

The outcomes of the functional connectivity analysis in terms of most interconnected areas were further explored. At the intermediate level of scale the spatial relations between potential forest vegetation and the current spatial distribution of plantation have been investigated.

At the lower level of scale (local), the relations between avian communities and forest vegetation have been investigated by means of specific and detailed field campaigns aimed at the characterization of both vegetation and avian communities composition and structure.

The main outcomes of this study are related to a preliminary verification of the initial hypothesis concerning an allocthonous origin of ongoing silvigenetic processes in plantations and the possible involvement of birds in the dispersal of broadleaved species across the landscape. Moreover, the results are related to the description of the current state of plantations from a management point of view, including their attributes relevant to wild fire risk, and their role for biodiversity conservation purposes.

The study demonstrates that, within the context of the specific sub-regional landscape, such issues can only be tackled at the landscape level and

provides crucial information for the design and the implementation of preventive silviculture strategies and programs, also based on the use of models of fire behaviour, aimed at both fire risk reduction and biodiversity conservation.

1 – INTRODUZIONE E OBIETTIVI DELLA RICERCA

A fronte dell'evidenza sia aneddotica sia basata su dati empirici (Tartarino *et al.*, 2007) del processo di (ri-)naturalizzazione in atto nei rimboschimenti di *Pinus halepensis* (Miller) della Puglia e del Salento, con particolare riferimento alla provincia di Lecce, si pone il problema della verifica delle ipotesi (autogena o allogena) relative ai meccanismi di colonizzazione delle specie di latifoglie coinvolte in tale processo.

Questo potrebbe essere infatti utile a comprendere il processo di facilitazione operato dal Pino d'Aleppo nell'ambito della successione secondaria, per esempio attraverso il riconoscimento delle condizioni stazionali e dei caratteri del popolamento di conifere che agevolano l'insediamento e la affermazione delle latifoglie. Inoltre potrebbe rappresentare il primo passo verso la comprensione dei meccanismi che determinano le dinamiche delle metapopolazioni vegetali e animali in questi paesaggi e non è conosciuta la distanza limite per il *seed recruitment* (soglia di frammentazione) delle specie vegetali ai fini della colonizzazione.

I temi delle successioni secondarie, delle dinamiche di dispersione degli organismi vegetali e quelle delle metapopolazioni animali rappresentano alcune questioni portanti della ricerca ecologica in quanto alla loro comprensione è legata la possibilità di attuare forme di gestione e conservazione delle risorse naturali atte alla salvaguardia della biodiversità (Hansson *et al.*, 1995).

Ciò risulta ancora più importante in contesti paesistici caratterizzati da un elevato grado di frammentazione degli habitat naturali e in cui le condizioni ambientali (climatica e pedologica), unitamente a quelle dell'assetto del territorio, siano poco favorevoli. Infatti, una delle minacce più gravi per la biodiversità nei paesaggi agrari, e di quelli mediterranei in particolare, è proprio rappresentata (Arnold, 1995) dal processo di frammentazione degli habitat idonei per le specie vegetali e animali di maggior interesse conservazionistico. Tale processo, oltre ad essere una causa diretta dell'impoverimento delle popolazioni determina un notevole rischio di estinzione (anche per effetto di fenomeni di *inbreeding* e deriva genetica) delle specie che vivono nei frammenti rimanenti o addirittura relitti. In queste condizioni, la effettiva esplicazione delle capacità di dispersione (*dispersal ability*) rappresenta il fattore critico che consente lo scambio di individui e geni fra i frammenti. Ciò, inoltre, se riferito alle specie potenziali vettori, può rappresentare il prerequisito per la (ri-)naturalizzazione degli habitat forestali di origine artificiale (rimboschimenti) laddove questi processi non siano innescati dalla sola azione di facilitazione operata dalla copertura arborea per l'esistenza *in situ* di una riserva di propaguli.

Tutto ciò implica una grande responsabilità da parte degli amministratori locali che sono chiamati, non solo a mettere in atto adeguate forme di tutela della naturalità esistente, ma anche a sfruttare al meglio, possibilmente nell'ambito di una organica pianificazione di indirizzo, tutte le opportunità per favorire la connettività funzionale del paesaggio. Le prime, principalmente volte al mantenimento della coesione spaziale tra gli elementi di naturalità esistenti, si configurano attraverso la realizzazione di interventi selvicolturali, in particolare a favore dei rimboschimenti,

sia preventivi ai fini della pianificazione antincendio, sia migliorativi della struttura del piano dominante dello strato arboreo per favorire l'insediamento delle latifoglie. Le seconde, invece dovrebbero essere rivolte al miglioramento della "permeabilità" delle matrici paesistiche per le specie della flora spontanea e della fauna selvatica coinvolte in questi processi.

Quindi, sul piano teorico, le indagini oggetto della presente relazione, sono intese a verificare le ipotesi della possibile origine autogena (rinaturalizzazione) o allogena (naturalizzazione) dei propaguli delle latifoglie, mediata per esempio da vettori animali, in particolare dagli uccelli frugivori.

Relativamente alle ricadute applicative, l'indagine proposta è finalizzata a:

- fornire indicazioni utili ad una futura definizione di una strategia sub-regionale di pianificazione unitaria e dei criteri di gestione e la salvaguardia dei rimboschimenti e dei lembi di vegetazione spontanea ad essi circostanti coerenti con gli indirizzi derivanti dalla normativa in vigore in tema di salvaguardia della biodiversità (LR 19/97, Direttiva Habitat) e di indicazioni operative circa le modalità degli interventi selvicolturali idonei a favorire le successioni secondarie in atto, secondo il concetto di *hierarchical planning* (Baskent e Keles, 2005). Questo approccio, che si sta affermando per la sua rispondenza alle finalità della pianificazione forestale, è infatti basato sul riconoscimento di tre fasi legate da un principio di mutua congruenza: quella della pianificazione strategica, di scala vasta, per la individuazione degli

obiettivi di lungo termine, quella della pianificazione tattica, che si può identificare con il momento e gli strumenti della gestione forestale, in cui si tiene conto di questioni che attengono alle dinamiche ecologiche proprie della scala di paesaggio (adiacenza, connettività, disponibilità di habitat), e quella operativa, alla scala del singolo tratto di bosco, della definizione delle modalità degli interventi selvicolturali.

- verificare l'efficacia delle aree protette e di quelle della Rete Natura 2000 ad intercettare le zone più idonee per le specie dei vettori animali e quelle più importanti ai fini della connettività funzionale del paesaggio, con l'obiettivo di verificare l'efficacia della "rete" di aree protette attualmente esistente. Tale verifica risulta utile in un'ottica di gestione adattativa (Holling, 1978) per individuare lacune e priorità di conservazione a scala vasta e per l'adozione di specifiche misure di conservazione di siti ed habitat. Queste informazioni inoltre potranno essere proficuamente utilizzate nell'ambito delle procedure di valutazione degli strumenti di pianificazione e di progetti riguardanti la trasformazione di porzioni di territorio, con particolare riferimento alla valutazione ambientale strategica (VAS), la valutazione di impatto ambientale (VIA) e la valutazione di incidenza ambientale (VINCA).

2 – DESCRIZIONE DELLA RICERCA

La ricerca è stata svolta con riferimento a tre livelli di scala spaziale: scala vasta, intermedia e locale.

Relativamente alla scala vasta, l'ambito di studio è rappresentato da quello sub-regionale della sub-penisola Salentina, ed in particolare dalla provincia di Lecce.

A questa scala si è ritenuto proficuo, da un punto di vista metodologico e operativo, procedere in primo luogo alla messa a sistema degli studi e dei dati già esistenti e disponibili relativi all'ambito di studio. Sono state quindi realizzate la ricerca, la collazione, lo screening di tutte le potenziali fonti di informazione e l'estrazione e la sistematizzazione di tutti i dati documentali e cartografici utili.

Tutti questi dati e informazioni sono confluiti in un archivio alfanumerico in formato GIS, rappresentato dall'Atlante dei rimboschimenti (capitolo 3), che costituisce il quadro di sintesi delle conoscenze, del tutto paragonabile a quelli la cui costruzione è prevista nell'ambito dei processi di valutazione ambientale (VAS, VIA e VINCA).

I dati e le informazioni contenute nell'Atlante hanno costituito la base per gli studi e gli approfondimenti condotti alla scala vasta (capitoli 4, 8 § 8.1, 8.3), alla scala intermedia (capitolo 8 § 8.4) ed alla scala locale (capitolo 9). Il livello di scala intermedio più adeguato alla specifica realtà territoriale di indagine è stato individuato nelle regioni del paesaggio salentino risultate maggiormente interconnesse. Queste sono state considerate come "unità geografiche" e confrontate con i gradienti fitoclimatici per la penisola salentina, gli studi relativi ai quali sono stati oggetto di una rassegna.

Alla scala locale è stato effettuato il riscontro dei risultati ottenuti alla scala sub-regionale ed a quella intermedia relativamente ad alcuni casi specifici, riconducibili alle tipologie dei rimboschimenti definite sulla base delle indagini di scala vasta ed intermedia. Sono stati condotti campionamenti per la caratterizzazione strutturale, floristico-vegetazionale e biofisica dei lembi di vegetazione spontanea e dei rimboschimenti, la verifica della distribuzione locale dei potenziali vettori animali al fine della valutazione dell'effettivo ruolo nei processi di (ri-)naturazione e silvogenesi.

3 – ATLANTE DEI RIMBOSCHIMENTI DEL SALENTO

In questo archivio alfanumerico sono state inserite tutte le informazioni cartografiche tematiche utili e disponibili, in formato digitale e non, quali quelle relative a:

- a) clima e fitoclima;
- b) fisiografia;
- c) pedologia;
- d) copertura del suolo;
- e) vegetazione reale e potenziale;
- f) fauna;
- g) aree percorse dal fuoco;
- h) aree protette.

Ove non altrimenti specificato i dati cartografici tematici sono stati reperiti attraverso il Sistema Informativo Territoriale della Regione Puglia (<http://www.sit.puglia.it>).

Per quanto riguarda il clima sono state utilizzate le carte tematiche relative alle aree climatiche omogenee della Puglia prodotte nell'ambito del progetto ACLA2, riferite all'anno 2001. Relativamente al fitoclima è stata appositamente resa in formato digitale vettoriale (previa acquisizione mediante scanner ottico e da georeferenziazione con ArcMap™) la carta del fitoclima del Salento (Macchia, 1976) che attualmente rappresenta l'unica fonte di informazione di questo tipo, riferibile approssimativamente alla stessa scala nominale.

Per quanto attiene alla fisiografia si è fatto riferimento al modello digitale del terreno (DTM 2006, risoluzione spaziale di 8 metri).

Anche per gli aspetti pedologici si è fatto riferimento ai dati del progetto ACLA2.

La copertura del suolo di riferimento è stata quella relativa al 2006 (scala nominale 1:10.000).

Per la vegetazione spontanea reale si è fatto riferimento alla carta della vegetazione spontanea derivante dal Piano di Coordinamento Territoriale Provinciale della Provincia di Lecce e validata dal Corpo Forestale dello Stato (1999, 1:10.000), la carta della vegetazione reale prodotta dall'Università degli Studi di Lecce sulla base della carta dell'uso del suolo della Regione Puglia (2006, 1:10.000).

Per la vegetazione potenziale si è fatto riferimento alla carta delle serie di vegetazione potenziale prodotta nell'ambito del Progetto Carta della Natura del Ministero dell'Ambiente (Biondi *et al.*, 2010).

Relativamente alla fauna, in particolare alle specie ornitiche nidificanti in Salento, sono stati acquisiti i dati del progetto Monitoraggio Italiano Ornitologico (MITO 2000) avviato dagli ornitologi Fornasari e Mingozi, delegati italiani presso l'European Bird Census Council (EBCC), con la collaborazione dell'associazione Fauna Viva, del CISO (Centro Italiano Studi Ornitologici) e dell'EBCC.

Relativamente ai disturbi antropici, con particolare riferimento agli incendi, sono stati acquisiti i dati spaziali delle aree percorse dal fuoco per il decennio 2000-2010 trasmessi dal Coordinamento Regionale del C.F.S. al Servizio Protezione Civile della Regione Puglia Coordinamento Regionale (<http://www.protezionecivile.puglia.it>).

Lo stesso tipo di dati è stato acquisito anche per la delimitazione delle aree protette e dei siti Natura 2000 della Puglia (<http://ecologia.regione.puglia.it>).

Sono stati infine utilizzati i dati LANDSAT 7 ETM del 7 giugno 2001 (cell size = 30m).

Al fine di discriminare i rimboschimenti in funzione dell'età e delle condizioni iniziali dei luoghi, nell'Atlante sono confluiti anche i dati e le informazioni sull'epoca e modalità di realizzazione dei rimboschimenti desumibili dall'inventario dei rimboschimenti della provincia di Lecce (Puzzovio, 1991). Di questo studio di riferimento, tuttavia non è stato possibile acquisire la cartografia in formato cartaceo, di cui si conosce l'esistenza, e che era stata realizzata mediante rilievi diretto sulla base delle Tavole IGM 1:25.000 della Carta Topografica d'Italia. Pertanto al fine della produzione di un dato spaziale relativo alla distribuzione per epoca di realizzazione dei rimboschimenti, sono state acquisite le informazioni cartografiche relative ai boschi della Provincia di Lecce rivenienti: dalla Carta Forestale, in scala 1:100.000 (fogli: 203, 204, 213, 214, 215 e 223), realizzata dalla Milizia Nazionale Forestale nel 1936; dalla Carta topografica d'Italia in scala 1:50.000 (fogli: 495, 496, 511, 512, 513, 525, 526, 527, 536, 537) realizzata tra il 1971 e il 1977 dall'Istituto Geografico Militare; dalla carta dei boschi della Provincia di Lecce in scala 1:10.000, realizzata, in formato digitale vettoriale, mediante interpretazione delle ortofoto in bianco e nero del volo Italia 1999, nell'ambito della redazione del Piano territoriale di Coordinamento della stessa Provincia, e vidimata dal Corpo Forestale dello Stato. Per la prima e la seconda fonte, al fine dell'utilizzo dei dati in ambiente GIS, è stata necessaria la vettorializzazione del dato mediante ArcMap™, preceduta per la Carta Forestale del 1936 anche da digitalizzazione mediante scanner ottico e da georeferenziazione con ArcMap™.

4 – ORIGINE DINAMICA SPAZIALE E SITUAZIONE ATTUALE DELLA GESTIONE DEI RIMBOSCHIMENTI

4.1 – Origine dei rimboschimenti

I rimboschimenti considerati in questo studio, sono quelli realizzati nella Provincia di Lecce a partire dal 1895 fino al 1985 (Puzzovio, 1991) (figura 1).

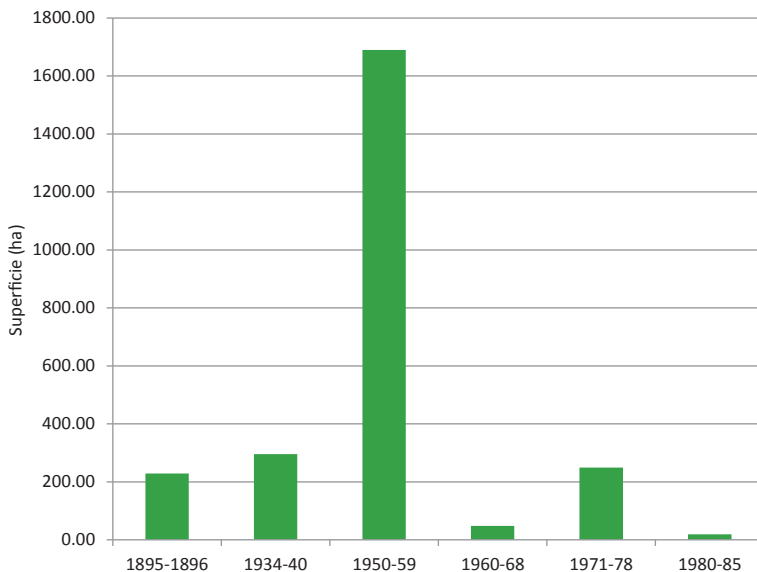


Figura 1 – Periodo del primo impianto dei rimboschimenti della Provincia di Lecce.

Le zone interessate dai rimboschimenti (figura 2) riguardarono inizialmente soprattutto i tratti sabbiosi e soggetti a impaludamento del litorale adriatico (Lecce, Vernole, Melendugno, Otranto) e ionico (Gallipoli, Ugento), cui fu attribuita principalmente la finalità di consolidamento dei cordoni dunali. In questi rimboschimenti vennero impiegati il Pino

d'Aleppo (*Pinus halepensis* Miller), lo Sparto pungente (*Ammophila littoralis*, (Beauv.) Rothm) l'Acacia saligna (*Acacia cyanophylla* Lindley) e, in misura minore, il Pino domestico (*Pinus pinea* L.) e il Pino marittimo (*Pinus pinaster* Aiton) (Puzzovio, 1991).

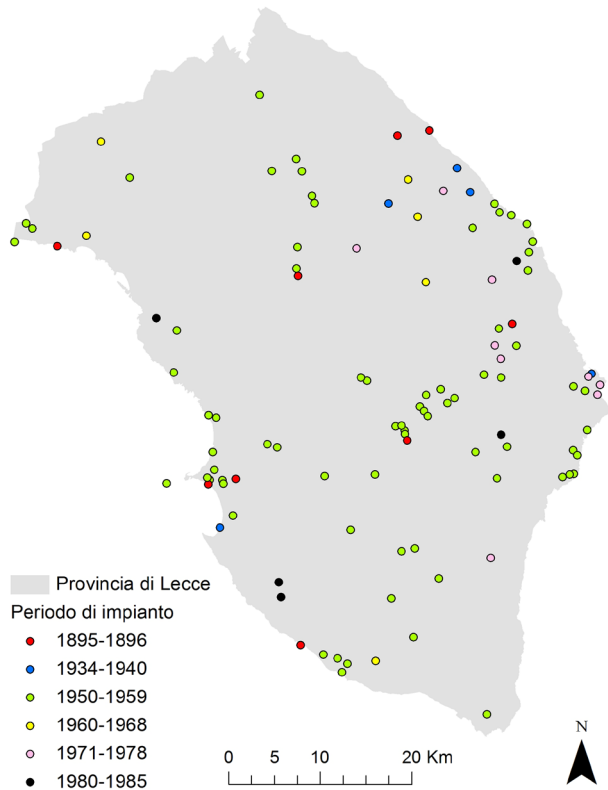


Figura 2 – Carta di distribuzione e relativo periodo di impianto dei rimboschimenti.

A partire dal 1950 alcuni di questi rimboschimenti vennero ampliati e consolidati e ne furono realizzati di nuovi sia lungo la costa sia nell'entroterra, prevalentemente su substrati carbonatici, sia in stazioni pianeggianti sia relativamente più acclivi. Furono impiegati il Pino

d'Aleppo, il Pino marittimo, il Pino domestico, l'Eucalipto rostrato (*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh.) e il Cipresso comune (*Cupressus sempervirens* L.), questi ultimi per lo più lungo i viali parafuoco e il perimetro delle aree di intervento (Puzzovio, 1991). In un limitato numero di questi rimboschimenti, insieme al Pino d'Aleppo, venne effettuata la semina diretta di ghiande di Leccio (*Quercus ilex* L.) probabilmente allo scopo di favorire l'evoluzione della fitocenosi sfruttando la facilitazione che si supponeva sarebbe stata indotta dal Pino d'Aleppo. In effetti, in molti casi i rimboschimenti risultano interessati da processi di silvogenesi attraverso l'arricchimento delle compagini con specie della macchia mediterranea a frutti carnosì tra cui Fillirea, Mirto, Lentisco, Olivastro (*Olea europea* L. var. *sylvestris* Miller) e specie arboree quali Leccio e/o Coccifera (*Quercus coccifera* L.). Questi processi sono molto importanti in quanto rappresentano la tendenza evolutiva della fitocenosi verso stadi seriali potenziali più evoluti ed è necessario comprenderne i meccanismi, sia per valutare la direzione della tendenza evolutiva stessa, sia per il mantenimento e la conservazione della biodiversità delle fitocenosi, dal punto di vista vegetazionale e faunistico e, inoltre, perché potrebbero svolgere un ruolo importante nei processi di accumulo di sostanza organica e di carbonio atmosferico.

4.2 – Dinamica della estensione e della configurazione spaziale dei rimboschimenti nel paesaggio

Per lo studio della dinamica dei rimboschimenti nel paesaggio (figura 3) è stata utilizzata la cartografia storica, tematica e non, relativa al 1936, al periodo 1971-1977 e al 1999 raccolta nell'Atlante dei rimboschimenti e descritta nel capitolo 3.

In relazione alla dipendenza dalla scala, in termini di “grana” ed “estensione”, del pattern e della eterogeneità del paesaggio (Wu, 2004; Jelinski e Wu, 1996; Openshaw, 1984) e, quindi, del valore degli indici in grado di coglierne gli aspetti spaziali e quelli non spaziali, al fine di rendere possibile la confrontabilità (O’Neill, 1979; King *et al.* 1991; Wu e Levin, 1994) tra informazioni cartografiche di scala differente, è stato necessario uniformare entrambe le componenti della scala spaziale, ovvero l’“estensione” (corrispondente alla dimensione del paesaggio) e la “grana” (operativamente corrispondente alla risoluzione spaziale del dato). Per l’estensione si è fatto riferimento a quella attuale della Provincia di Lecce, per la grana, si è fatto riferimento alla *smallest mapped unit* della Carta Forestale del 1936, pari a 2 ha.

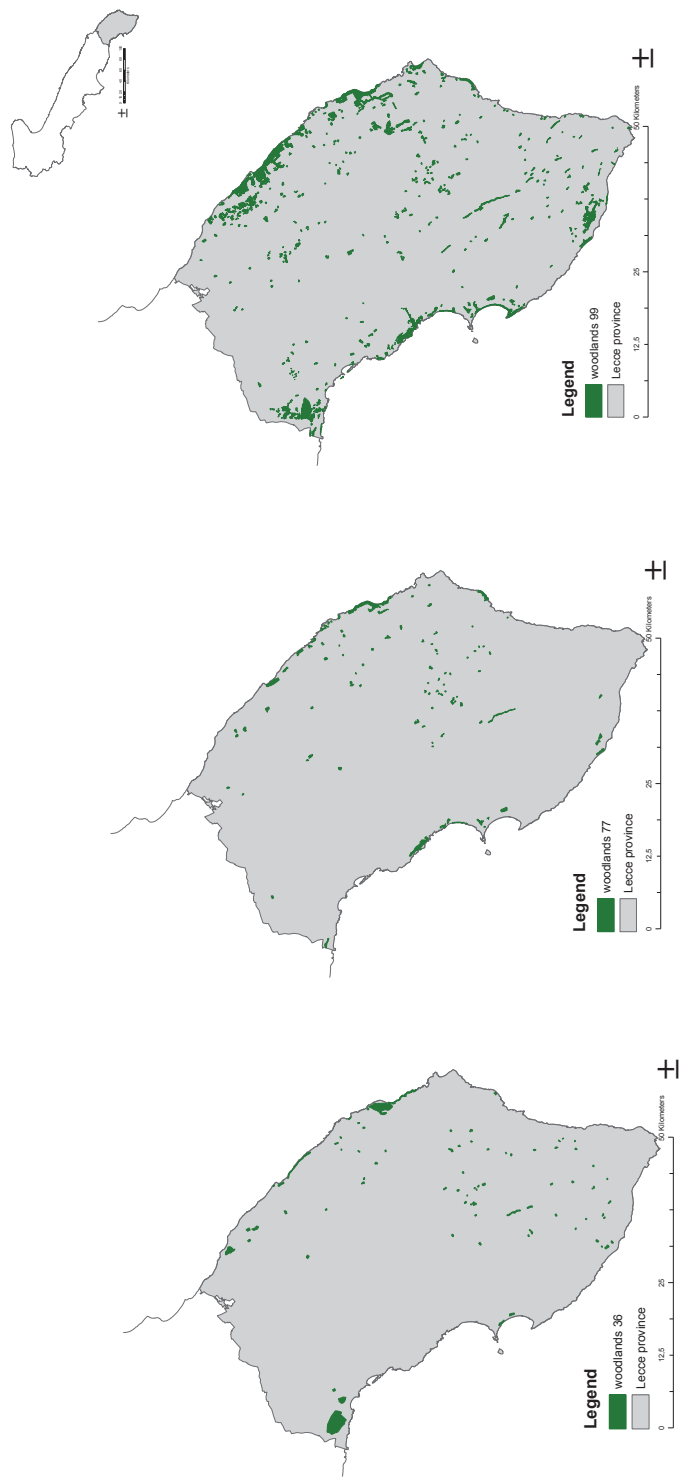


Figura 3 - Dinamica della estensione della copertura forestale in provincia di Lecce dal 1936 al 1999.

L'esame dei dati cartografici è consistito in un'analisi quantitativa della struttura spaziale della componente forestale nel suo complesso che è stata condotta mediante tecniche di landscape pattern analysis normalmente impiegate in ecologia del paesaggio.

In particolare, utilizzando le informazioni cartografiche relative alle tre soglie storiche sono stati computati sia indici di *landscape pattern* (LPI), sia indici di connettività riconducibili alla teoria dei *grafi* (Urban e Kiett, 2001). Gli LPI rappresentano lo strumento di analisi principalmente utilizzato negli studi relativi alla struttura del paesaggio. Ciascuno di essi è in grado di coglierne aspetti diversi fornendo indicazioni utili alla descrizione quantitativa della composizione e della configurazione delle matrici paesistiche e di quella delle loro componenti.

Nel caso specifico, tra le componenti mosaico paesistico, si è fatto riferimento all'insieme degli elementi della componente forestale. Nel complesso l'estensione areale di questa componente è molto limitata ed il coefficiente di boscosità riferito al 1999 è risultato pari a 2,51, tra i più bassi tra quelli delle NUTII dell'EU27. Sempre al 1999 questa componente risultava costituita per circa l'8% dai boschi di origine naturale, il 26% dai rimboschimenti di conifere, il 6% da formazioni miste di conifere e latifoglie e per la restante parte da formazioni a prevalenza di sclerofille sempreverdi, riferibili alla fisionomia della macchia.

Rispetto all'intero arsenale di LPI proposto da McGarigal *et al.* 2002 e computabile attraverso il software FRAGSTATS 3.3 (McGarigal e Marks, 1995), al fine di ridurre la confusione (*noise*) dovuta alla nota correlazione tra molti indici, ne sono stati selezionati (tabella 1) solo alcuni per ciascuna classe (areali, lineari e topologici, *sensu* Baskent e Jordan, 1995) e per alcuni loro tipi (area, forma, margine, densità, interno,

contrasto, isolamento/prossimità, dispersione, contagio/interdispersione, connettività, composizione, *sensu* (Haines-Young e Chopping; 1996; McGarigal *et al.*, 2002).

Tabella 1 - Valori degli Indici di Landscape Pattern (LPI) e indici di connettività alle tre soglie storiche.

LPI Indices												Connectivity Index
	TA	NP	PD	LPI	ED	LSI	AREA_AM	AREA_CV	SHAPE_AM	SHAPE_CV	CONTAG	PC
1936	2351	89	0,032	0,09	2,086	2,739	70,907	212,396	1,747	34,475	59,764	4,80E-05
1977	1745	92	0,033	0,09	2,381	3,126	87,215	194,725	2,398	35,341	65,668	1,25E-05
1999	6928	478	0,173	0,087	4,752	6,24	41,777	219,438	2,914	41,510	67,172	2,42E-04

Gli indici scelti rispondono ad uno o più dei seguenti requisiti:

- intrinseca standardizzazione rispetto alla superficie del paesaggio (in relazione alla loro formulazione matematica);
- comportamento relativamente “coerente” (*consistent, sensu* Wu, 2004) rispetto alla variazione di scala (soprattutto in termini di grana);
- maggiore valenza inferenziale rispetto al problema studiato.

Gli indici sono stati computati al *class* e al *landscape level*. Per il *class level* sono state considerate le due macroclassi “latifoglie” e “conifere”. Per l’uso di FRAGSTATS 3.3 è stato necessario convertire le mappe categoriali dei segmenti da un formato vettoriale ad uno raster. Pertanto,

come suggerito dagli stessi Autori del programma, si è posta attenzione al processo di rasterizzazione, tramite ArcMap™, e alla verifica della corrispondenza tra l'immagine raster e quella vettoriale per evitare problemi di disgiunzione e/o sovrapposizione di *patch*. In particolar modo, oltre alla attribuzione di un background continuo rappresentato dal poligono corrispondente ai limiti amministrativi della Provincia di Lecce, è stata considerata la scelta della risoluzione (dimensione della cella) della mappa raster in relazione alla dimensione minima della *patch* più stretta della mappa vettoriale, scegliendo una risoluzione pari alla metà di tale dimensione minima, indicata come la dimensione più idonea ad evitare problemi di non corrispondenza tra le mappe nei due formati.

Per il computo dell'indice di connettività è stato utilizzato il software *ConeforSensinode 2.2*, sviluppato dall'Università di Lleida (Spagna), a partire dal *LandGraphs package* (Sensinode 1.0) messo a punto da Dean Urban (Duke University USA) (Saura e Pascual-Hortal, 2007). Questo programma consente di utilizzare, oltre ad informazioni di tipo spaziale anche informazioni di tipo funzionale, quali per esempio quelle derivanti da carte di idoneità ambientale per una specie o per un gruppo di specie e la loro distanza di dispersione. Dato il carattere preliminare di questa parte dello studio relativo alla componente paesistica forestale, ai fini della comprensione della dinamica storica e degli esiti spaziali dei rimboschimenti, si è scelto di attenersi agli aspetti strutturali della connettività, limitando il ricorso alle informazioni di tipo funzionale rimandando gli approfondimenti di questo tipo alla parte dello studio relativo alla connettività per i vettori animali (capitolo 8 § 8.2). Quindi il valore dell'area (parametro strutturale) delle singole *patch* è stato

fornito come attributo dei “nodi” (*node attribute*), mentre per il parametro relativo alla connessione (*connection*) tra i nodi, si è fatto riferimento ad un parametro funzionale, quale la distanza media di dispersione (2 km) di alcune specie di uccelli presenti nel Salento (*Sylvia melanocephala*, *Sylvia atricapilla*, *Turdus merula*, *Sturnus vulgaris*) che presentano un’elevata territorialità almeno in una parte del ciclo biologico e che per esigenze trofiche e fenologia (Cramp, 1980) si presume possano fungere da vettori dei propaguli delle specie vegetali (latifoglie) coinvolte nei processi silvogenetici in atto delle pinete di Pino d’Aleppo (*Pinus halepensis* Miller). Infine, è stato fornito al programma il parametro A_L corrispondente al prodotto del valore massimo del *node attribute*, in questo caso coincidente con la provincia di Lecce (2.759 km²).

Questo approccio ha consentito di quantificare sia il grado di connettività, in questo caso strutturale complessiva del sistema delle vegetazioni forestali del paesaggio, sia, soprattutto, il grado di importanza relativa delle singole *patch* per il mantenimento di tale grado di connettività a livello di paesaggio. Inoltre sono state individuate le *patch* più “critiche” ai fini delle strategie di conservazione. Nel caso in esame è stato computato l’indice PC (*probability of connectivity*), basato su un approccio di tipo probabilistico e sui concetti di disponibilità di habitat, probabilità di dispersione tra le *patch* e strutture a grafo. Questo indice, rispetto a quelli basati su un approccio binario, è in grado di fornire una rappresentazione meno semplificata delle interconnessioni tra le *patch* e di rispondere alle 13 proprietà ritenute (Saura e Pascual-Hortal 2007 e letteratura ivi citata) maggiormente desiderabili per un indice di connettività da impiegare a fini della pianificazione.

Il confronto attraverso i LPI tra le tre soglie storiche (tabella 1) consente alcune considerazioni sia al livello di *landscape* sia relativamente all'insieme delle categorie forestali considerate.

La prima considerazione è quella relativa alla leggera diminuzione della superficie boscata (TA) osservabile tra il 1936 ed il 1977 ed il suo successivo sensibile aumento nel periodo successivo (coefficienti di boscosità 0,85, - 0,63 - 2,51). Questo potrebbe essere dovuto ai cambiamenti dell'uso del suolo determinati dalla conversione degli ambiti di naturalità, tra cui i boschi, in campi coltivati, insediamenti urbani e infrastrutture di vario tipo, non compensato dai relativamente massicci interventi di rimboschimento realizzati negli stessi anni.

Altre considerazioni a livello di *landscape* riguardano:

- la numerosità delle *patch* (NP e PD), dapprima pressoché costante, è aumentata in maniera sensibile tra il 1977 e il 1999 (NP: 89, 92, 478);
- la dimensione media delle *patch* (AREA_AM) risulta aumentata nel 1977 rispetto al 1936 per dimezzarsi nel 1999, mentre non si evidenziano variazioni per la dimensione della *patch* più grande (LPI). Questo cambiamento è riflesso anche dal coefficiente di variazione (AREA_CV) della dimensione delle *patch* rispetto alla media, più basso nel 1977 rispetto al 1936 e di nuovo più alto nel 1999, soprattutto per la presenza nell'ultimo passaggio temporale di molti *outlier* oltre il limite alto del range di variabilità interquartile.
- la forma delle *patch* (SHAPE_AM) tende mediamente ad una minore compattezza e si riscontra, attraverso l'andamento del coefficiente di variazione dell'indice di forma delle *patch* rispetto alla media (SHAPE_

- CV), un aumento della variabilità. Anche in questo caso sono presenti numerosi *outlier* oltre il limite alto del range di variabilità interquartile.
- la tendenza alla coesione spaziale delle celle che costituiscono le *patch* forestali (CONTAGION) è risultata progressivamente aumentata. Il fatto che CONTAGION e LSI (che rappresenta una misura di aggregazione) non siano correlati, non rappresenta una contraddizione in quanto l'andamento di ciascuno degli indici è coerente con la relativa definizione. Infatti, mentre il calcolo dell'indice di CONTAGION è basato sui margini (*edge*) associati alle *patch* forestali (si riferisce quindi alla categoria considerata), quello dell'LSI è basato su tutti i margini presenti nel paesaggio (si riferisce quindi al paesaggio nel suo complesso), compresi quelli del background, che con l'aumento della numerosità delle *patch* e la diminuzione della compattezza della loro forma, oltre che all'incremento di superficie boscata, aumentano considerevolmente (ED). Quindi nel caso specifico si può affermare (McGarigal pers. comm.) che il contagio del paesaggio nel suo complesso è diminuito in funzione dell'aumento di superficie boscata e dell'elevato grado di frammentazione delle *patch* (come dimostra l'incremento di LSI), mentre quello della categoria di copertura del suolo in esame, è aumentato.

Quest'ultima affermazione è suffragata dalla relazione diretta dell'analogo andamento del valore dell'indice di connettività PC (tabella 1), anch'esso riferito alla copertura forestale, rispetto a quelli di CONTAGION.

Considerando separatamente le due macroclassi della categoria boschi (conifere e latifoglie) si nota una riduzione delle superfici a latifoglie

nel primo passaggio temporale, mentre nel secondo questa risulta lievemente incrementata. Il sensibile aumento della superficie a conifere spiega l'aumento di superficie boscata riscontrato a livello di paesaggio (figura 4).

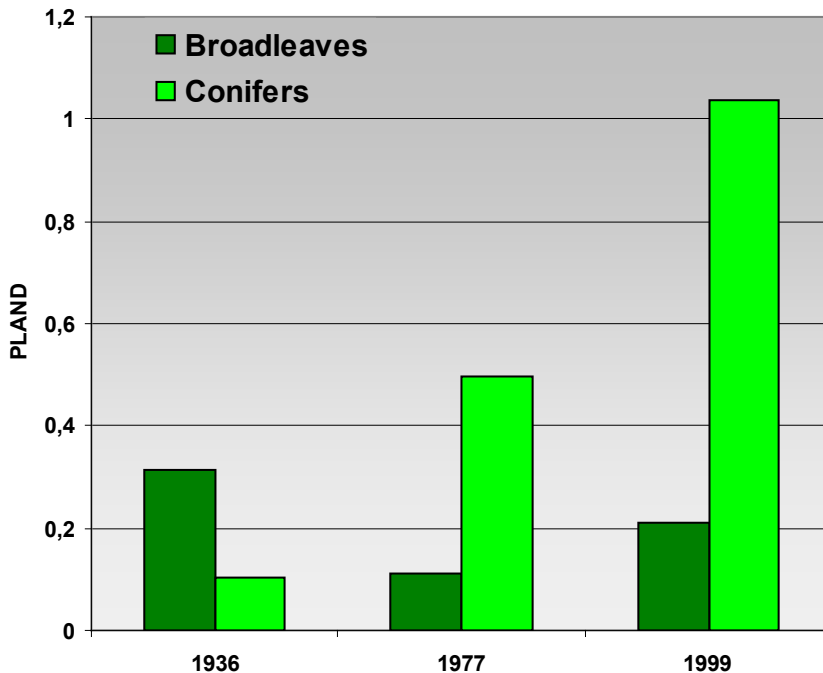


Figura 4 – Percentuale di area occupata da ciascuna macroclasse rispetto alla superficie totale del paesaggio alle tre soglie temporali.

Questo potrebbe essere riferibile alla consuetudine di realizzare le piantagioni di conifere su superfici che pur essendo state cartografate in precedenza come bosco avrebbero potuto essere caratterizzate da vegetazioni derivanti da processi di degrado dovuto a pressioni antropiche, quali l'incendio e il pascolo. L'aumento dell'estensione

della superficie boscata nel secondo passaggio temporale piuttosto che dovuto agli interventi di imboschimento e rimboschimento realizzati negli anni '70 e '80, potrebbe essere posto in relazione alla politica agricola comunitaria (PAC) finalizzata alla riduzione delle eccedenze agricole. Questa oltre a determinare appunto la realizzazione di un ridotto contingente di rimboschimenti, ha favorito anche l'abbandono dei terreni agricoli marginali, su cui in alcuni casi si sono innescati processi di successione secondaria. Ciò potrebbe spiegare anche l'aumento della superficie delle latifoglie rispetto alle conifere in questo secondo arco temporale.

L'indice di connettività calcolato per le singole *patch* (dPC) ha permesso di evidenziare, per ogni soglia temporale, l'importanza relativa di ciascuna *patch*. Selezionando solo le *patch* con $dPC > 1$, definite in questo lavoro come *important node* (*patch* critiche per il mantenimento della connettività del paesaggio) si nota (figura 3 e figura 4) come nel 1936 e ancora nel 1977 questi risultino poco numerosi, ma con valori di importanza relativa mediamente alquanto elevati. La numerosità degli *important node* risulta considerevolmente aumentata nel secondo passaggio temporale, mentre il valore della loro importanza relativa mediamente si abbassa. Sebbene gli *important node*, a tutte le soglie temporali, rappresentino una frazione relativamente esigua, compresa tra il 9% e il 29%, rispetto al numero totale delle *patch*, la loro estensione complessiva interessa una percentuale elevata (tra il 40 ed il 70%) della estensione complessiva dei boschi (TA).

L'analisi della dinamica spaziale dei 10 *important node* del 1936 rispetto alle *patch* presenti nel 1999 ha evidenziato (figura 5) come questi siano stati

interessati da una considerevole riduzione areale (in media del 67%) e in un caso dalla completa obliterazione. Oltre a tale riduzione, gli *important node* del 1936 hanno subito altri gradi del processo di frammentazione, fino all'isolamento delle *patch*. Delle *patch* da essi risultanti solo alcune hanno mantenuto al 1999 un livello di importanza (dPC) maggiore di 1, come dimostra l'esempio riportato in tabella 2, relativo a 5 *important node* del 1996 localizzati a NO della penisola salentina

*Tabella 2 - Cambiamenti di alcuni **Important node** del '36 rappresentativi di importanza relativa per la connettività (dPC).*

	dPC 36	SUP 99 %	NP 99	dPC Important node 99 media
3	34,48	51,39	16	4,07
4	38,42	25,12	19	1,49
5	8,92	6,69	2	0
85	33,01	56,95	16	2,77
87	3,76	0	0	0

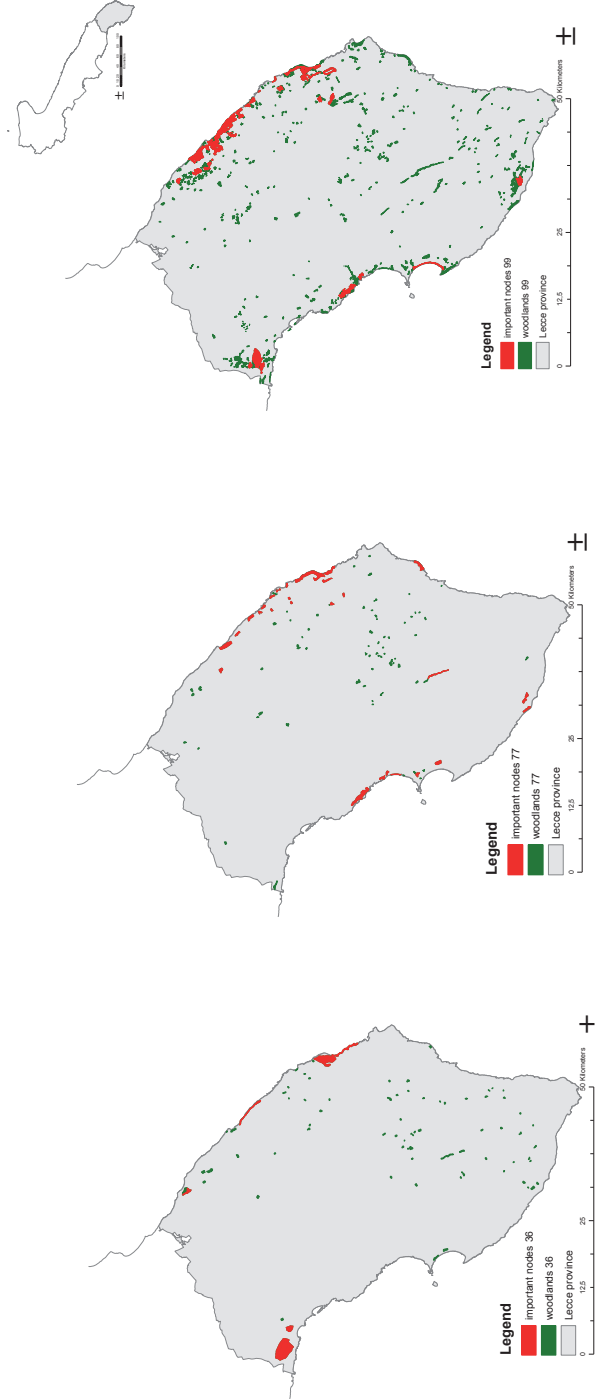


Figura 5 - Dinamica degli important nodes in provincia di Lecce dal 1936 al 1999.

4.3 – Situazione attuale della gestione dei rimboschimenti

L'ultimo trentennio è stato caratterizzato da una generalizzata riduzione degli interventi nel settore forestale che sono stati limitati per lo più alla prevenzione degli incendi boschivi o al reimpianto in zone danneggiate dal fuoco.

Più recentemente, in relazione all'attuazione di politiche comunitarie finalizzate allo sviluppo rurale (Programma Sviluppo Rurale (P.S.R.) F.E.A.R.S. 2007-2013, Reg. (CE) 1698/05, Asse II – Miglioramento dell'Ambiente e dello spazio rurale), anche i rimboschimenti in esame sono stati interessati da interventi cosiddetti di “miglioramento boschivo” o di “prevenzione degli incendi boschivi”, per la maggior parte consistenti in diradamenti a carico del contingente di conifere dei popolamenti. In particolare, questi sono stati finanziati attraverso la Misura 227 – *Sostegno agli investimenti non produttivi – Foreste*, Azione 1 – *Supporto alla rinaturalizzazione di boschi per finalità non produttive*, il cui principale obiettivo è quello di favorire “la conservazione della diversità delle specie e degli habitat tramite interventi selvicolturali atti a tutelare e diffondere sistemi forestali ad “alto valore naturale”, e attraverso la Misura 226 – *Ricostituzione del potenziale forestale e interventi preventivi*, Azione 1 – *Interventi di gestione selvicolturale finalizzati alla prevenzione degli incendi*, che prevede azioni per la ricostituzione di ecosistemi forestali caratterizzati da degrado conseguente ad incendi boschivi e dissesto idrogeologico e alla riduzione, mediante un'appropriata gestione selvicolturale di prevenzione, del potenziale di innesco e della vulnerabilità delle formazioni forestali agli incendi.

Tuttavia, questi interventi appaiono solo genericamente progettati per il mantenimento della biodiversità ed il potenziamento delle altre funzioni ecosistemiche, quali quelle riferibili ai processi di accumulo della sostanza organica nel suolo e del fissaggio dell'anidride carbonica, e le tipologie e le intensità degli interventi risultano variabili in dipendenza della sensibilità dei tecnici progettisti. Del resto non sono disponibili linee di indirizzo circa le modalità di intervento più opportune in questo specifico contesto ambientale. Tenendo conto che, nella maggior parte dei casi, da un punto di vista selvicolturale, essi possono definirsi diradamenti tardivi, rispetto alle condizioni di sviluppo dei popolamenti, e che quindi non ci si aspetta un effetto incrementale sulle conifere (la cui eliminazione nel tempo è per altro auspicata), né in termini di altezza, né di area basimetrica, né del volume delle chiome, si evidenzia come non possa essere assicurata una buona capacità di recupero in termini di copertura del terreno nel caso di interventi relativamente più intensi. Questo potrebbe avere conseguenze non auspicabili circa la effettiva evoluzione vegetazionale delle compagini e sul processo pedogenetico.

Soprattutto rispetto a quest'ultimo processo, pur non esistendo studi volti a verificare le pur plausibili ipotesi sui flussi di carbonio in atto in queste formazioni forestali, trattandosi comunque di formazioni interessate da processi riferibili ad una successione secondaria, si può presumere l'esistenza di una certa dotazione di carbonio nel suolo. Essa tuttavia può essere molto variabile perché dipendente anche dalla tipologia della vegetazione insediata in precedenza rispetto al rimboschimento, oltre che in relazione ai vari fattori di disturbo (incendio), al tipo di suolo, al clima e alle nuove specie che si insediano. Inoltre, è noto (Chapin *et al.*,

2002) che negli stadi iniziali della successione secondaria, la quantità di carbonio nel suolo decresce perché questo elemento viene utilizzato per il metabolismo e l'incremento di biomassa delle specie che si stabiliscono che prepareranno le condizioni idonee per lo sviluppo delle specie più esigenti che si insedieranno in seguito. Tale utilizzo non è in genere compensato da un sufficiente apporto di materiale organico al suolo e quindi la NPP (Net Primary Production) è inizialmente molto ridotta (Chapin *et al.*, 2002). Man mano che la successione procede verso stadi seriali più avanzati, con l'incremento della biomassa, dovrebbe aumentare l'apporto di carbonio al suolo attraverso la lettiera.

5 – DINAMICA DEGLI INCENDI FORESTALI

Gli incendi boschivi rappresentano un fenomeno complesso che si intreccia sempre più con problematiche connesse ai cambiamenti climatici e con le vicende umane delle popolazioni che risiedono nei territori rurali e montani.

Più recentemente il fenomeno sta procurando tensioni e allarme sociale anche in Italia poiché, soprattutto a causa della mancata esecuzione degli interventi selvicolturali, gli incendi stanno aumentando e interessando pericolosamente le aree peri-urbane e maggiormente antropizzate (incendi di interfaccia) (Patrone, 2010).

Analogamente a quanto succede nel resto d'Italia, e come riportato nelle statistiche del fenomeno presentate nel recente *“Piano di previsione, prevenzione e lotta attiva contro gli incendi boschivi 2012-2014”*, anche a livello regionale la superficie percorsa da incendi e la frequenza annua degli stessi, sembra essere in crescita (figure 6 e 7).

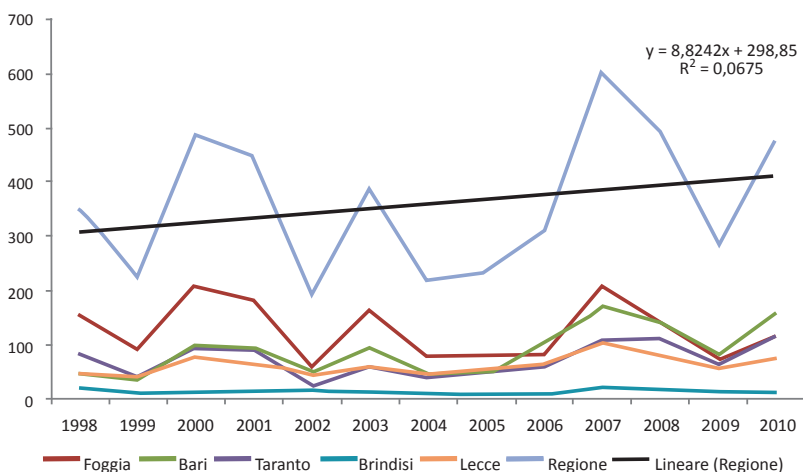


Figura 6 - Superfici percorse da incendi (periodo 1998-2010) a livello regionale e provinciale (fonte: Piano AIB 2021-2014).

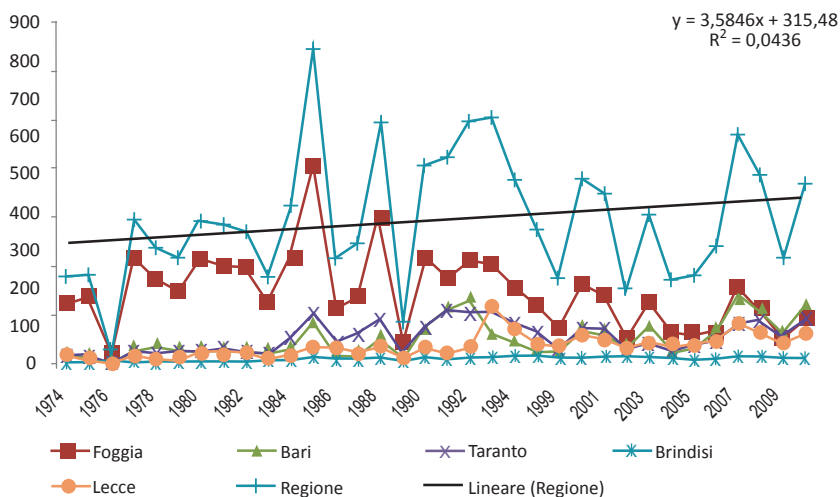


Figura 7 - Frequenza annua degli incendi (periodo 1974 -2009) a livello regionale e provinciale (fonte: Piano AIB 2012-2014).

La minore entità, in termini di superfici percorse e frequenze, evidenziata nelle province salentine (Brindisi e Lecce in particolare) è solo relativa se messa in relazione con il minore indice di boscosità di queste province rispetto alle altre.

Per meglio comprendere l'entità e le caratteristiche del "fenomeno incendi" nella penisola salentina, si riporta di seguito una rappresentazione grafica della distribuzione spaziale degli incendi nel periodo 2000-2010 (dati forniti dal Corpo Forestale dello Stato), in relazione spaziale con le formazioni naturali e semi-naturali (boschi, macchie, pinete, pascoli e praterie) (UDS Regione Puglia 2006) presenti in Provincia di Lecce (Figura 8).

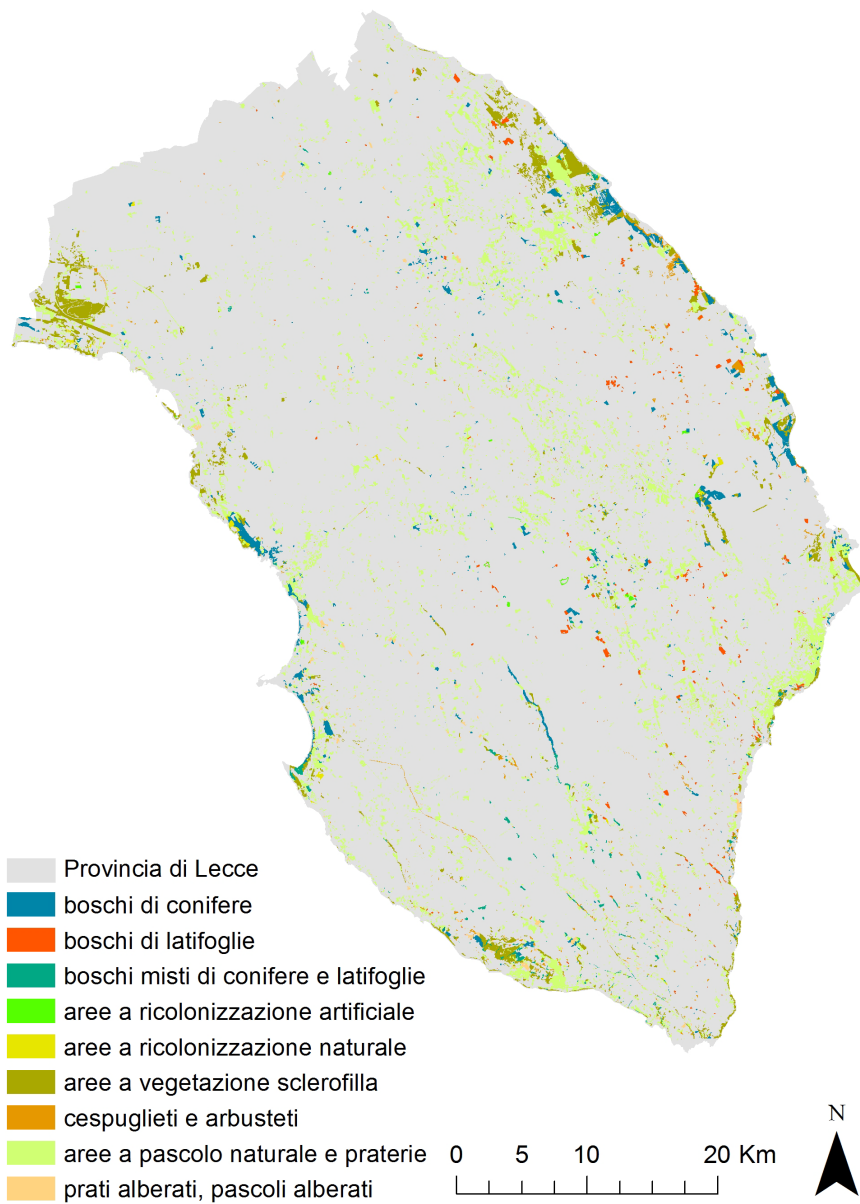


Figura 8 - Distribuzione spaziale delle aree percorse da incendi nel periodo 2000-2010 e delle formazioni naturali e semi-naturali.

Come è possibile notare, la gran parte degli incendi perimetrati nel decennio 2000-2010 dal Corpo Forestale dello Stato hanno interessato le aree costiere caratterizzate soprattutto dalla presenza di macchie e di rimboschimenti di conifere a prevalenza di pini mediterranei.

Proprio i rimboschimenti rappresentano anche a livello regionale le formazioni più considerate a maggiore rischio di incendio ed oggetto di studio per una più efficace attività di prevenzione e pianificazione antincendio.

È quindi ai rimboschimenti a prevalenza di Pino d'Aleppo che si rivolge l'attenzione dello studio in relazione alla struttura dei popolamenti ed alle loro caratteristiche per quanto concerne il rischio di incendio.

6 – DISTRIBUZIONE E MODELLI DI COMBUSTIBILE FORESTALE

In Italia è cospicuo l'impegno tecnico ed economico profuso nelle operazioni di estinzione degli incendi, dettato anche dall'onda emotiva suscitata dagli eventi. Per contro, alla gestione selvicolturale finalizzata al miglioramento delle condizioni di stabilità dei popolamenti anche nei confronti di eventi perturbativi quali gli incendi boschivi, in genere sono state destinate risorse economiche scarse o nulle (Leone, 2001). Più recentemente invece si è teso a migliorare ed intensificare anche le attività di previsione e prevenzione del rischio incendio boschivo.

Un approccio in cui si integrano efficacemente prevenzione, previsione, estinzione, interventi di ripristino successivi è in linea con il nuovo modello organizzativo previsto dalla legge fondamentale di Protezione Civile in Italia (L.225/1992) secondo cui le attività non devono limitarsi alla gestione dell'emergenza ma perseguire, per una seria politica di mitigazione dei rischi e di limitazione dei danni, anche obiettivi quali la previsione (attività di studio e determinazione delle cause dei fenomeni calamitosi, d'identificazione dei rischi ed individuazione delle zone del territorio soggette ai rischi stessi) e la prevenzione dei fenomeni calamitosi. Tale approccio è stato potenziato dalla Legge quadro in materia di incendi boschivi (L.353/2000), che prevede (art.3) la redazione da parte delle amministrazioni regionali di specifici piani antincendio boschivo, nei quali grande importanza rivestono le misure di previsione e prevenzione.

Relativamente alle attività di prevenzione, molto importanti risultano le azioni da mettere in atto nei confronti dei fattori predisponenti, con particolare riferimento alle caratteristiche della biomassa bruciabile (combustibile forestale).

La stessa legge infatti (art.4, comma 2), fa riferimento a “*idonei interventi colturali volti a migliorare l’assetto vegetazionale degli ambienti forestali*”.

In tal senso la Regione Puglia dal 2001 ha previsto appositi finanziamenti nell’ambito del POR 2000-06 e del PSR 2007-13, per progetti di prevenzione antincendio legati alla gestione forestale dei boschi di proprietà pubblica e privata, seppur non ci siano in Puglia delle linee guida specifiche per la *selvicoltura di prevenzione*.

Per la definizione di tali interventi, risulta necessario disporre, oltre che di una conoscenza tipologica delle differenti coperture vegetali di un territorio, anche di una conoscenza puntuale della struttura verticale e orizzontale delle comunità vegetali e della variabilità nello spazio verticale e orizzontale del combustibile forestale. Infatti è noto che il comportamento del fuoco è influenzato dal combustibile forestale secondo la sua quantità (carico), disposizione spaziale (distribuzione) e tipologia delle parti (tipo), che definiscono i valori di intensità critica come teorizzato da Byram (1959).

Queste informazioni inoltre rappresentano parametri di ingresso imprescindibili per i modelli di previsione del comportamento del fuoco (Leone *et al.*, 1993) che sono utilizzati per valutare il comportamento dell’incendio su aree vaste e la pericolosità.

Nel presente studio è stata condotta un'indagine conoscitiva finalizzata alla definizione strutturale verticale e orizzontale e della variabilità nello spazio verticale e orizzontale del combustibile forestale nelle pinete salentine.

Il protocollo per la conduzione dello studio, basato sulle analisi documentali e l'Atlante di cui al capitolo 3 è stato articolato come segue:

1. conduzione di rilievi preliminari finalizzati alla verifica delle informazioni contenute nelle cartografie raccolte;
2. selezione con criterio casuale dei punti di campionamento e verifica dei punti tramite fotointerpretazione per la definizione delle potenziali aree di studio;
3. rilievi esplorativi effettuati sulle aree di studio potenziali per constatare:
 - presenza/assenza delle stesse
 - loro accessibilità;
 - cambiamenti strutturali avvenuti negli ultimi anni (incendi, tagli colturali, interventi fitosanitari ecc.);
 - identificazione delle aree di studio idonee;
4. rilievi quantitativi consistenti: materializzazione a terra delle aree di studio e esecuzione dei rilievi ai fini della stima del carico di combustibile e della classificazione dei rimboschimenti in termini di vitalità/integrità;

5. selezione, acquisizione e pre-processamento di dati telerilevati da satellite e aereo;
6. analisi dei dati di campagna ed elaborazione dei dati satellitari per la correlazione delle variabili derivate da immagini satellitari;
7. definizione di un algoritmo e di una procedura operativa volta all'identificazione e mappatura dei due tipi di rimboschimenti, in termini di vitalità/integrità;
8. validazione dei risultati tramite confronto con i dati rilevati a terra e altri rilievi speditivi;
9. integrazione di tutti i dati mediante tecnologia GIS per lo sviluppo di una mappa di classificazione delle pinete della Provincia di Lecce in due tipologie di vitalità/integrità.

Per quanto concerne i rilievi quantitativi essi sono stati condotti in undici rimboschimenti distribuiti con criterio casuale lungo gli ambiti costiero e sub-costiero adriatico. Oltre al rilievo dei dati floristico-vegetazionali e dei parametri biofisici, è stato condotto il rilievo dei parametri utili alla stima del combustibile forestale e della verifica dello stato fitosanitario. Per questo rilievo è stata utilizzata secondo la metodologia definita nell'ambito dell' "l'Inventario delle Foreste e dei Serbatoi di Carbonio" dal Corpo Forestale dello Stato e prodotta dall'ISFAFA (2005). Particolare attenzione è stata posta nella classificazione gli individui arborei dei popolamenti censiti secondo i parametri e le caratteristiche riportate nella tabella 3.

Tabella 3 - Classificazione dello stato fitosanitario degli individui arborei. (ISAFA)

CODICE	VITALITÀ/INTEGRITÀ	DESCRIZIONE
1	Individuo vivo integro	Individuo vivo e privo di evidenti parti secche, danneggiate o mancanti della chioma
2	Individuo vivo, con leggere menomazioni	Individuo vivo con parti secche, danneggiate o mancanti che interessano meno di 1/3 della chioma
3	Individuo vivo, con moderate menomazioni	Individuo vivo con parti secche, danneggiate o mancanti che interessano tra 1/3 e 2/3 della chioma
4	Individuo vivo, con forti menomazioni	Individuo vivo, ma fortemente compromesso, con parti secche, danneggiate o mancanti per oltre 2/3 della chioma
5	Individuo vivo, ma troncato	Individuo ancora vivo per la presenza di getti o parti verdi, nonostante presenti il fusto troncato
6	Individuo morto (secco), ma integro	Individuo morto, completamente secco in piedi, sostanzialmente integro
7	Individuo morto e troncato	Individuo morto, completamente secco, con il fusto troncato

Seguendo tale questa classificazione, ogni area di saggio di area 20 x 20 m, assimilabile alla cell size del pixel delle immagini satellitari utilizzate nelle fasi successive dello studio, è stata classificata con un valore di “vitalità/integrità” rappresentativa delle caratteristiche strutturali e fitosanitarie prevalenti degli individui del popolamento. In dettaglio le pinete possono essere suddivise in pinete con la grande maggioranza di individui assimilabili al codice 4 e altre pinete i cui individui assumono

per lo più codice 3 e codice 2 con scarsissima presenza o addirittura assenza di individui con codice 4 (figura 9).

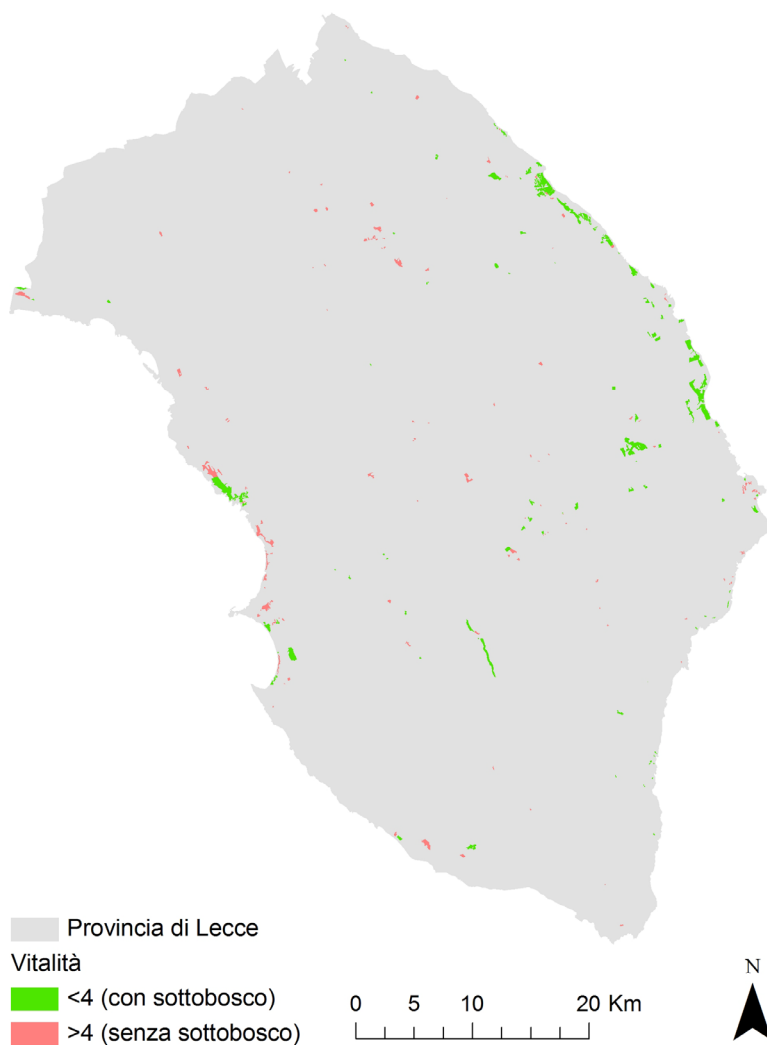


Figura 9 – Carta di distribuzione della vitalità dei rimboschimenti.

Per quanto riguarda le attività di analisi dei dati rivenienti da remote sensing finalizzate alla definizione delle tipologie di pinete, è opportuno precisare che le immagini satellitari LANDSAT 7 ETM del 7 giugno 2001 (cell size = 30m) sono state sottoposte a pre-processamento e a processamento (Box 1).

BOX 1 - Pre-Processamento e Processamento dei Dati satellitari.

Pre-Processamento dei Dati satellitari

Le immagini satellitari sono state georeferenziate mediante la metodologia "image to image" nel sistema di riferimento UTM 33 WGS 84 e ricampionate mediante l'algoritmo "Nearest Neighbour". Alle immagini risultanti sono stati convertiti i valori DN dei pixel nei relativi valori di radianza e successivamente hanno subito Layer Stacking, mosaicatura e Resizing al fine di ottenere un'unica immagine della zona analizzata.

Processamento Dati Satellitari

In questa fase sono stati applicati diversi rapporti spettrali (rapporti tra le bande componenti il dato) al fine di migliorare il riconoscimento di specifiche caratteristiche del territorio in esame fino alla definizione di differenti tipologie di Pinete in base al criterio di vitalità/integrità definite dalle "verità a terra".

La procedura di analisi adottata è costituita da più fasi di seguito brevemente descritte:

- l'immagine è stata "mascherata" in funzione dei valori di radianza, misurati nell'infrarosso medio (applicabile solo alle Landsat) al fine di mettere in evidenza soltanto le componenti del territorio oggetto di interesse;
- successivamente è stato applicato un algoritmo che consente di eseguire alcune operazioni tra le bande spettrali (NIR-R) dell'immagine;
- infine, per enfatizzare i risultati, applicando una funzione di density slicing (che prevede la creazione di diversi intervalli dei valori dei pixels e consente di associare ad ognuno un colore o un' isolina) sono state definite le tipologie di pinete.

I rilievi condotti confermano quanto ipotizzato nel corso di analisi esplorative, dimostrando la scarsa variabilità strutturale delle pinete della Provincia di Lecce, del resto non dissimili dalla maggior parte delle pinete della regione, siano strutturalmente e compositivamente poco varie ed assimilabili a due sole tipologie facilmente identificabili automaticamente da immagini satellitari Landsat (come descritto precedentemente):

- pinete "A" nelle quali il numero di individui è pressoché il medesimo di impianto, abbondantemente sopra i mille ad ettaro, dato che quasi nessun intervento selvicolturale è stato effettuato, queste pinete si presentano con numerosi individui in forte competizione tra loro con chioma verde poco sviluppata e chioma secca presente sin dal basso in ogni individuo, infatti essendo i pini mediterranei delle essenze fortemente eliofile la parte di chioma non in pieno sole tende a seccare, inoltre a causa di questa copertura elevatissima dello strato arboreo, lo strato arbustivo ed erbaceo sono scarsamente presenti se non del tutto assenti (figura 10).



Figura 10 - Tipologie di pinete della Provincia di Lecce "A"

- pinete "B" nelle quali, o per interventi selvicolturali o per altre cause, il numero di individui è molto inferiore a quello d'impianto e quindi i pini hanno chioma verde meglio conformata della precedente tipologia, hanno scarsa chioma secca e nella pineta è presente un sottobosco folto (figura 11).



Figura 11 - Tipologie di pinete della Provincia di Lecce "B"

Queste due tipologie di rimboschimenti per ciò che riguarda il rischio incendio sono completamente differenti. I rimboschimenti ascrivibili alla prima tipologia sono caratterizzati da un combustibile prontamente disponibile data la presenza di individui poco vitali ed una maggiore quantità di necromassa con contenuto in acqua nei tessuti molto basso. Questi rimboschimenti sono caratterizzati anche da una distribuzione del combustibile nello spazio orizzontale e verticale che favorisce la propagazione dell'incendio e il suo passaggio in chioma, più pericoloso e meno controllabile. L'assenza di uno strato arbustivo, infine, favorisce la circolazione dell'aria in giornate particolarmente ventose contribuendo ad aumentare il rischio di propagazione di un eventuale incendio.

I rimboschimenti della seconda tipologia sono caratterizzati da una maggiore quantità di combustibile in termini assoluti, anche questo è meno immediatamente infiammabile perché per la maggior parte costituito da biomassa.

I programmi di più larga diffusione per la previsione di comportamento del fuoco adottano una particolare modalità di identificazione e descrizione dei combustibili, i cosiddetti modelli di combustibile.

I modelli di combustibile sono infatti di descrizioni standardizzate e tabulate dei combustibili presenti nello spazio (Rothermel, 1972; Albini, 1976; Anderson, 1982). Essi rappresentano situazioni-tipo di complessi di combustibili attraverso semplici descrizioni fisionomiche, possono essere utilizzati per comparazione in situazioni per le quali non si disponga di dati empirici relativi alle caratteristiche quali-quantitative del

combustibile stesso. Pertanto si è tentato di identificare, per comparazione con i 13 modelli standard quelli più vicini alle caratteristiche delle due tipologie individuate. La comparazione si effettua mediante apposite chiavi dicotomiche (Rothermel, 1983) e/o attraverso confronti con repertori fotografici (Anderson, 1982; ICONA, 1987 e 1990). Nel caso di impossibilità di attribuzione tuttavia un apposito modello deve essere appositamente costruito. Il Manuale Tecnico del Direttore delle Opere di Spegnimento degli Incendi Boschivi del Corpo Forestale dello Stato comprende repertori fotografici e la chiavi per la comparazione con i 13 modelli standard validi per l'Italia. Le due tipologie individuate sono state così assimilate ai Modelli 7 e Modelli 9. Le caratteristiche di questi due modelli sono riportate nelle tabelle 4 e 5.

Tabella 4 - Caratteristiche del modello di combustibile n 7 del Manuale Tecnico del Direttore delle Opere di Spegnimento degli Incendi Boschivi del Corpo Forestale dello Stato.

Modello 7



Descrizione

Macchia costituita da specie molto infiammabili che costituiscono il piano inferiore arbustivo di boschi di conifere, di altezza variabile tra 0,5 e 2 m di altezza.
 Carico di combustibile: 10 a 15 t ha¹ (ma¹eriale secco)

Caratteristiche quantitative

Mod.	Carico combustibile (t/ha)					Spessore (m)	Calore di combustione (Kcal/Kg)	% Umidità estinzione dei comb. morti
	1h	10h	100h	Vivo	Tot.			
7	2,5	4,2	3,4	0,83	10,9	0,75	5.000	40

Tabella 5 - Caratteristiche del modello di combustibile n 9 del Manuale Tecnico del Direttore delle Opere di Spegnimento degli Incendi Boschivi del Corpo Forestale dello Stato.

Modello 9



Descrizione

Bosco denso, privo di sottobosco arbustivo ma con lettiera meno compatta del modello 8, costituita da conifere ad aghi lunghi e rigidi o da latifoglie a foglia grande. Sono esempi rappresentativi i boschi di pino marittimo e di castagno, talune querce a foglia espansa.

Carico di combustibile: 7 a 9 t ha-1 (materiale secco)

Caratteristiche quantitative

Mod.	Carico combustibile (t/ha)					Spessore (m)	Calore di combustione (Kcal/Kg)	% Umidità estinzione dei comb. morti
	1h	10h	100h	Vivo	Tot.			
9	6,5	0,9	0,3	-	7,7	0,06	4.500	25

7 – TENDENZE EVOLUTIVE POTENZIALI DELLA VEGETAZIONE FORESTALE

Il confronto con i gradienti fitoclimatici è stato condotto con riguardo alle classificazioni in aree climatiche omogenee proposte per la regione pugliese da Macchia (1976) e, successivamente nell'ambito del progetto di ricerca ACLA2 (Caliandro *et al.*, 2005). La prima è stata appositamente trasferita su supporto cartografico digitale, mentre la seconda è stata acquisita direttamente dalla banca dati cartografica della Regione Puglia.

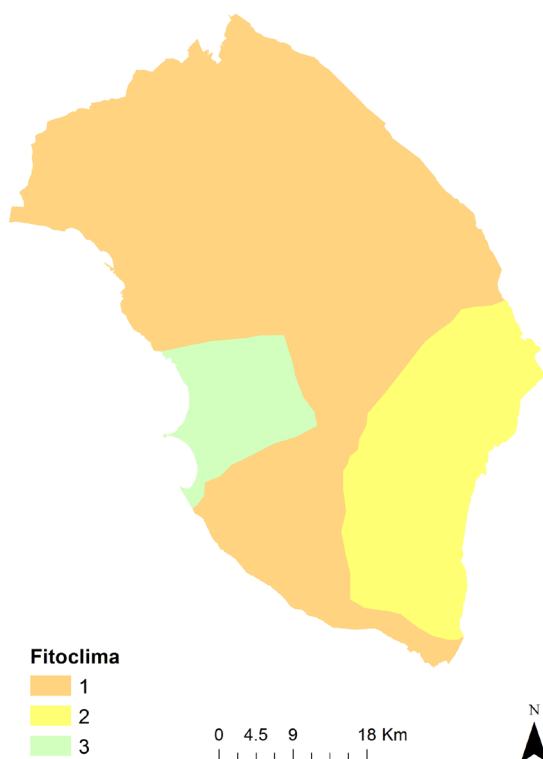


Figura 12 – Carta del fitoclima del Salento (Macchia, 1976).

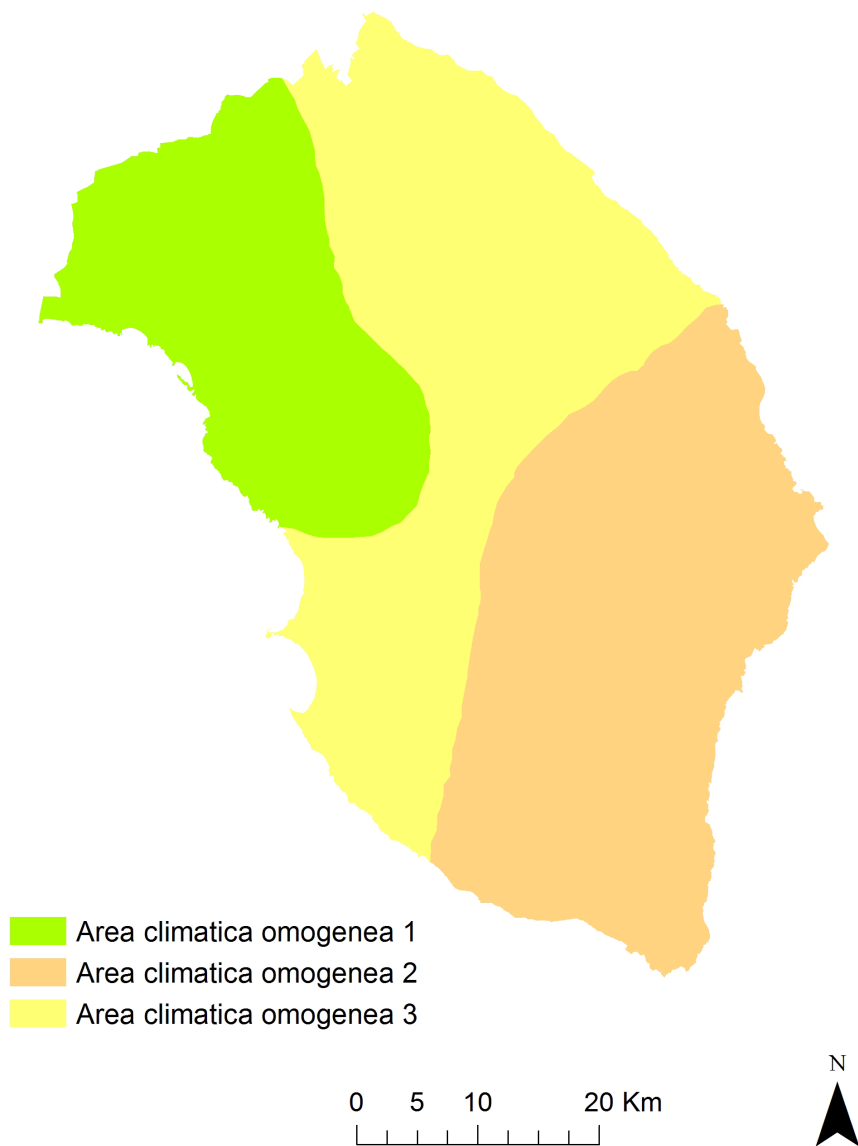


Figura 13 – Carta delle aree climatiche omogenee (ACLA2).

Con riguardo alla prima classificazione (figura 12), si nota come, considerando le tre aree mesoclimatiche presenti in Salento, rispettivamente estese su circa il 71%, il 21% e l'8% della provincia, corrispondono tre diverse tipologie di cenosi forestali:

1. bosco e boscaglia a *Quercus ilex* L., *Arbutus unedo* L., *Phillyrea latifolia* L., *Ph. angustifolia* L., *Pistacia lentiscus* L., ecc.
2. boscaglia e macchia-gariga a *Quercus calliprinos* Webb., *Rhamnus alaternus* L., *Arbutus unedo* L., ecc.
3. pinete a *Pinus halepensis* Miller e macchia-gariga a *Quercus ilex* L., *Arbutus unedo* L., *Phillyrea* spp., *Pistacia lentiscus* L., *Inula viscosa* Ait., *Phlomis fruticosa* L., *Smilax aspera* L.

La maggior parte dei boschi presenti in Salento è localizzata nella prima area mesoclimatica omogenea (80% in termini di superficie e 74% in termini di patch di bosco). La restante parte dei boschi è suddivisa tra le altre due aree mesoclimatiche omogenee, rispettivamente per il 12% in termini di superficie e il 19% in termini di patch nella seconda area e per l'8% in termini di superficie e il 7% in termini di patch nella terza. In relazione alla estensione relativa delle tre aree mesoclimatiche omogenee (figura 13) ed alla differente distribuzione dei boschi, si rileva per la seconda area un coefficiente di boscosità nettamente inferiore rispetto alle altre (1 - 2,82; 2 - 1,43; 3 - 2,59, espresso in percentuale).

8 – VERIFICA DEI PRESUPPOSTI PER UNA SILVOGENESI MEDIATA DALL'AVIFAUNA

La verifica dei presupposti per la realizzazione dei processi silvogenetici dei rimboschimenti mediata da vettori animali passa per la verifica sia dell'ipotesi allogenica della (ri-)naturalizzazione dei rimboschimenti, sia della esistenza delle condizioni necessarie alla dispersione passiva dei propaguli delle latifoglie in un contesto caratterizzato da rarefazione e frammentazione degli habitat forestali.

Tuttavia, la sussistenza di queste condizioni è legata alla possibilità di una dinamica di metapopolazione (Hanski e Gilpin, 1991) delle specie potenzialmente in grado di operare la dispersione dei propaguli delle specie di latifoglie (fagacee, oleacee, ericacee, ecc.).

Questa a sua volta dipende dalla qualità e idoneità del mosaico ambientale rispetto alle esigenze di habitat dei potenziali vettori e, in particolare, di quella delle matrici agricole in cui, nel caso in esame, sono dispersi i lembi di vegetazione spontanea ed i rimboschimenti, oltre che dalla configurazione spaziale di tutti gli habitat idonei. Queste caratteristiche del contesto paesistico influenzano la connettività funzionale del sistema degli habitat forestali per le specie vettori e quelle da essi diffuse.

8.1 – Possibilità per l'origine alloctona dei processi di (ri-)naturalizzazione e silvogenesi nei rimboschimenti

I rimboschimenti della zona dunale furono eseguiti tra la fine del 1800 e il primo quarantennio del 1900 previo consolidamento del cordone dunale mediante cannucciati e successivo impianto di conifere, principalmente Pino d'Aleppo. Contemporaneamente alle conifere furono messe a dimora piantine di latifoglie non autoctone (Acacia saligna ed eucalpti). Per questi rimboschimenti, molti dei quali oggi (e come già rilevato da Puzzovio, 1991) ospitano uno strato arbustivo, a volte denso, articolato e di altezza elevata, si potrebbe presumere un'origine alloctona del processo di (ri)-naturalizzazione.

La maggior parte dei rimboschimenti delle zone retrodunali e di quelle e pianeggianti dell'interno, furono realizzati a partire dai primi anni '50 del novecento, previa lavorazione del terreno a strisce, comprendente un decespugliamento ed eventualmente uno spietramento. Si può pertanto ipotizzare la preesistenza di una vegetazione del tipo macchia-gariga. Questa veniva conservata tra le strisce destinate all'impianto delle conifere. Inoltre, in alcuni casi, contemporaneamente alla piantagione delle conifere, nella stessa buca, venivano seminate ghiande di leccio. Infine, per alcuni casi nelle zone perimetrali degli impianti è documentata la presenza precedente all'intervento di individui di leccio. Per questi rimboschimenti, quindi, tutto questo sembrerebbe indicare una potenziale origine autogena dei processi di (ri)-naturalizzazione. Che ciò abbia però potuto effettivamente verificarsi non è certo e la circostanza che i processi di (ri)-naturalizzazione e silvogenesi si riscontrino, a parità di condizioni iniziali, solo in una parte dei rimboschimenti porterebbe a dubitare. Oltre

che da riscontri visuali, l'assenza o la ridotta presenza di uno strato arbustivo in molti rimboschimenti risulta anche da riscontri documentali (Puzzovio, 1991) e dalle analisi dei dati telerilevati riferiti al 2001 (capitolo 6). In particolare estraendo ed analizzando i dati desumibili da Puzzovio (1991) si evidenzia una maggiore numerosità (corrispondente però ad una minore superficie complessiva e media) dei rimboschimenti descritti senza strato arbustivo rispetto a quelli descritti con presenza di strato arbustivo (Figura 14). I rimboschimenti che non ospitano strato arbustivo inoltre risultano tra loro relativamente più isolati tra loro rispetto agli altri.

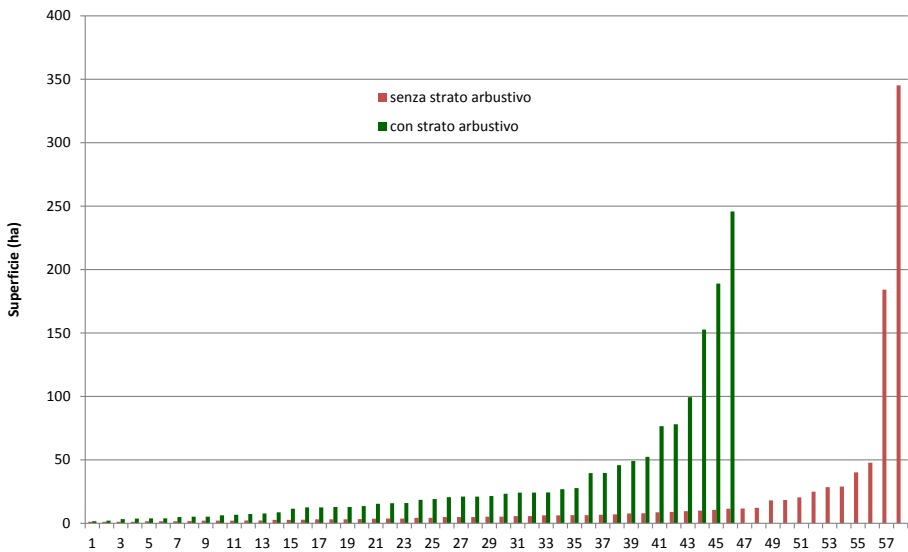


Figura 14 – Numerosità e superficie dei rimboschimenti senza e con sottobosco (Elaborazione dati desunti da Puzzovio, 1991).

Questo è verificato anche dall'analisi dei dati spaziali derivanti dalla elaborazione delle immagini satellitari. Per ciascuna delle patch di rimboschimento, sia quelle senza sottobosco, sia quelle con sottobosco è stata calcolata la superficie media e la distanza (euclidea) dalle

5 più vicine patch di vegetazione spontanea (macchie, arbusteti) potenzialmente in grado di funzionare da sorgenti di propaguli. La superficie media delle patch di rimboschimento senza sottobosco risulta inferiore (di circa il 60%) rispetto alla superficie media delle patch di rimboschimenti con sottobosco. La media delle distanze tra i 5 vicini più prossimi (5NN), utilizzata come indice del grado di isolamento relativo dei rimboschimenti rispetto alle vegetazioni spontanee, risulta inferiore (di circa il 30%) per i rimboschimenti con sottobosco, rispetto a quella calcolata per i rimboschimenti senza sottobosco. Tale indicazione è costante per ciascuno dei 5NN, come si evidenzia nella figura 15).

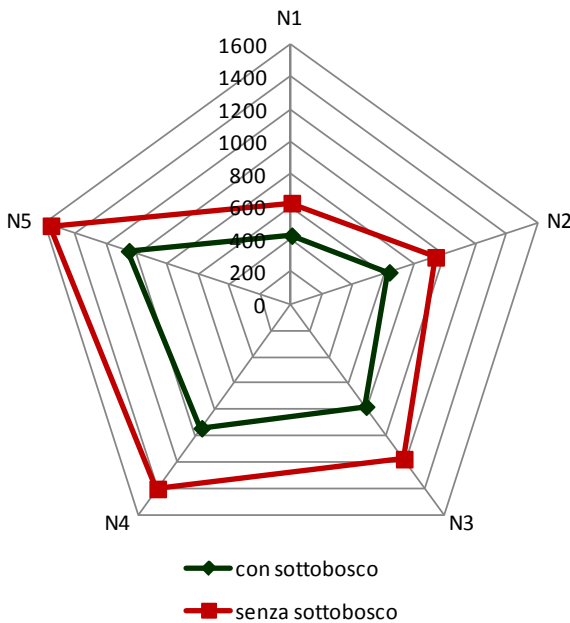


Figura 15 – Media delle distanze tra i rimboschimenti e le 5 vegetazioni spontanee più prossime (N1-5) (Elaborazione dati originali).

A parità di condizioni iniziali in termini ambientali e di modalità realizzazione, indipendentemente dall'ambito fitoclimatico, queste caratteristiche della configurazione spaziale dei rimboschimenti nel sistema della vegetazione spontanea della provincia nel suo complesso, sembrerebbero avvalorare l'ipotesi di un'origine prevalentemente alloctona dei processi di (ri)-naturalizzazione dei rimboschimenti stessi. Infatti, in relazione alle capacità di dispersione dei potenziali vettori animali legati alle fitocenosi forestali, un maggior grado di isolamento, ovvero, una distanza media maggiore tra gli ambienti idonei durante le varie fasi del ciclo vitale potrebbe aver determinato un minore tasso di frequentazione dei rimboschimenti relativamente più lontani da parte di questi animali. Questi inoltre essendo di dimensioni relativamente minori, potrebbero essere stati maggiormente interessati da fenomeni di disturbo antropico per gli animali, soprattutto se nidificanti o svernanti (per esempio gli uccelli), e/o da un maggiore "effetto margine" e quindi da maggiore competizione con specie generaliste e quelle predatrici.

8.2 – Idoneità del paesaggio per i potenziali vettori animali

La maggior parte del territorio salentino è rappresentato da un paesaggio agrario in cui predominano le tipiche colture dell'olivo, della vite e del seminativo. I pochi lembi della vegetazione originaria e delle sue forme di sostituzione sono localizzati presso le coste o sulle serre in aree scarsamente utilizzabili per le difficili condizioni ambientali o per la particolare asperità del substrato, che, però, continuano ad essere aggredite e ridotte in superficie (Marchiori *et al.*, 1998).

Nel complesso del territorio salentino le pratiche agricole, il diserbo, il dissodamento, il pascolo ed il fuoco, riducono fortemente la flora spontanea, limitandone la presenza relativamente a poche specie più tolleranti che formano cenosi erbacee di origine secondaria, e limitano fortemente i processi evolutivi. Anche la fauna selvatica risente negativamente della pressione antropica e dell'eccessiva omogeneità del mosaico paesistico.

Le poche aree caratterizzate da vegetazioni spontanee e forestali e soprattutto le zone umide, pur rappresentando solo una piccolissima percentuale del territorio provinciale, rappresentano dei veri e propri rifugi per le specie vegetali spontanee e quelle animali selvatiche. La flora leccese, grazie proprio ai contingenti di specie di queste aree appare ricca ed interessante (con circa 1300 specie che rappresentano quasi il 25% dell'intera flora vascolare italiana). Le stesse aree, inoltre, sono ricche di specie animali, soprattutto di quelle ornitiche. La loro ricchezza specifica risulta fortemente incrementata durante lo svernamento e soprattutto durante i periodi migratori. La Penisola Salentina, infatti, riveste un importante ruolo di ponte negli spostamenti migratori tra l'Africa e l'Europa centro-orientale e settentrionale (Mininni e Mairota, 1999; La Gioia, 2009a; La Gioia e Scebba, 2009).

Per quanto riguarda la fauna in particolare, la ridotta estensione di aree naturali, l'eccessiva omogeneità e l'effetto dell'isolamento biogeografico (Massa, 1982) influiscono negativamente sia sulla ricchezza sia sulla consistenza delle popolazioni. Sebbene non esistano studi specifici sulla chiropterofauna, ciò è particolarmente vero per la fauna vertebrata

terrestre di interesse conservazionistico, quella cioè che proprio perché legata ad habitat seminaturali potrebbe avere un ruolo nella dispersione passiva dei propaguli delle latifoglie (Fattizo e Marzano 2002, La Gioia, 2009b).

8.3 – Le specie ornitiche come potenziali vettori

Per quanto fin qui evidenziato si è quindi ritenuto di concentrare l'attenzione sulle specie ornitiche, ed in particolare sulla componente nidificante e svernante. La presenza sul territorio di queste specie coincide con quella della fruttificazione della maggior parte delle latifoglie arboree e arbustive dell'ambito geografico in esame, con particolare riferimento a quelle a frutto carnoso.

L'ipotesi che l'ingresso delle specie della macchia mediterranea sia dovuta a meccanismi di diffusione passiva mediati dalla presenza di specie ornitiche che si nutrono dei frutti di queste piante sarebbe suffragata dalle evidenze di molti studi (Herrera, 1986) che affermano che le specie a frutti carnosi si sono evolute sotto l'azione di pressione di un complesso set di agenti selettivi che includono i loro dispersori ma anche predatori, vertebrati e invertebrati, e patogeni. Tra i dispersori vertebrati vi sono molte specie appartenenti a diverse classi (Mammiferi, Uccelli, ma anche Rettili) che possono interagire tra loro e nutrirsi dei frutti di molte piante (Wheelwright e Orians, 1982).

Uno studio condotto da Debussche e Isenmann (1989) nell'area mediterranea di Montpellier (nel sud della Francia), ha messo in relazione le caratteristiche morfologiche (dimensione dei semi, volume

della polpa, numero dei semi, colore, tipo (bacche, drupe) e chimiche (contenuto di acqua, lipidi, proteine, carboidrati) dei frutti carnosì delle specie vegetali native del posto e la scelta effettuata dai loro dispersori (uccelli e mammiferi). Questo studio sembra contraddire la conclusione di Pijl (1972), secondo la quale nella ricerca e nella scelta dei frutti, per gli uccelli, è indispensabile il rilevamento visivo (colore dei frutti che contrasta con l'ambiente circostante) mentre per i mammiferi ciò che "guida" la scelta è l'olfatto. Nello studio condotto da Debussche e Isenmann (1989), infatti, si è notato che il colore dei frutti non ne influenza la ricerca e la scelta da parte degli uccelli; mentre risulta determinante la dimensione dei semi in rapporto a quella degli Uccelli. Si è notato che la scelta dei frutti da parte dei dispersori, si organizza lungo un gradiente di peso corporeo e di dimensione dell'apertura boccale; all'aumentare delle dimensioni del frutto, diminuisce il numero di uccelli dispersori di piccole dimensioni e aumenta quello dei mammiferi. Alcuni uccelli di piccole dimensioni, possono tuttavia contribuire alla disseminazione di specie con frutti "mollì" di grandi dimensioni (per esempio, *Arbutus unedo* L.) ingerendone alcune parti e ingerendone i semi insieme alla polpa.

Oltre ad essere riconosciuti come potenziali vettori, gli Uccelli sono anche considerati (Noss, 1990, citato in Mairota *et al.*, 2006) buoni indicatori di qualità ambientale. Per *bioindicatore* o *indicatore biologico*, si intende un organismo o un sistema biologico usato per valutare una modificazione - generalmente degenerativa - della qualità dell'ambiente (Iserentant e De Sloover, 1976). Gli uccelli infatti possono essere specialisti di determinati ecosistemi, sia perché sono sensibili alle modificazioni ambientali, sia perché sono organismi di grande vagilità alla scala di paesaggio, cioè

dotati di efficienti modalità di spostamento e colonizzazione, sia, infine, perché la diversità delle comunità di uccelli può essere legata alla struttura della vegetazione (McArthur, 1961 citato in Mairota *et al.*, 2006).

8.4 – Connettività del paesaggio per l'avifauna

Per la stima del grado di connettività in termini probabilistici il lavoro è stato articolato in tre fasi consecutive, descritte nei capitoli seguenti:

1. individuazione dei potenziali vettori;
2. stima del grado di idoneità di habitat dei rimboschimenti rispetto ai vettori;
3. stima del grado di connettività del paesaggio per i vettori.

8.4.1 – Individuazione dei possibili vettori

Ai fini delle analisi di valutazione della qualità ambientale (*habitat suitability*) e della connettività funzionale dei rimboschimenti si è scelto di far riferimento agli Uccelli, oltre che per la già ricordata presenza sul territorio in coincidenza con la fruttificazione e le loro abitudini alimentari frugivore durante lo svernamento, anche per la esistenza di dati di presenza georeferenziati per queste specie.

In particolare sono stati utilizzati (capitolo 3) i dati del progetto MITO 2000. I dati sono stati raccolti con la metodologia dei punti d'ascolto in stazioni di rilevamento distribuite sul territorio con l'obiettivo di indagare gli effetti delle caratteristiche ambientali sugli andamenti delle popolazioni nel tempo (Marchant *et al.*, 1997). Questa prevede anche la raccolta di dati accessori relativi alle preferenze ambientali delle specie, per poter valutare la tendenza al decremento o all'incremento delle popolazioni e

le loro possibili cause, anche ambientali (Wiens e Rotenberry, 1981). Tra le specie rilevate in Salento ne sono state prescelte 11 (figura 16) che presentano un'elevata territorialità almeno in una parte del ciclo biologico e che per esigenze trofiche e fenologia (Cramp, 1980) possono fungere da vettori dei propaguli delle specie di latifoglie coinvolte nei processi silvigenetici in atto dei rimboschimenti di Pino d'Aleppo. Per ciascuna delle specie indicate sulla base della letteratura di settore (Snow e Perrins, 1998; Meschini e Frugis, 1993) sono state riassunte loro caratteristiche biologiche ed ecologiche.

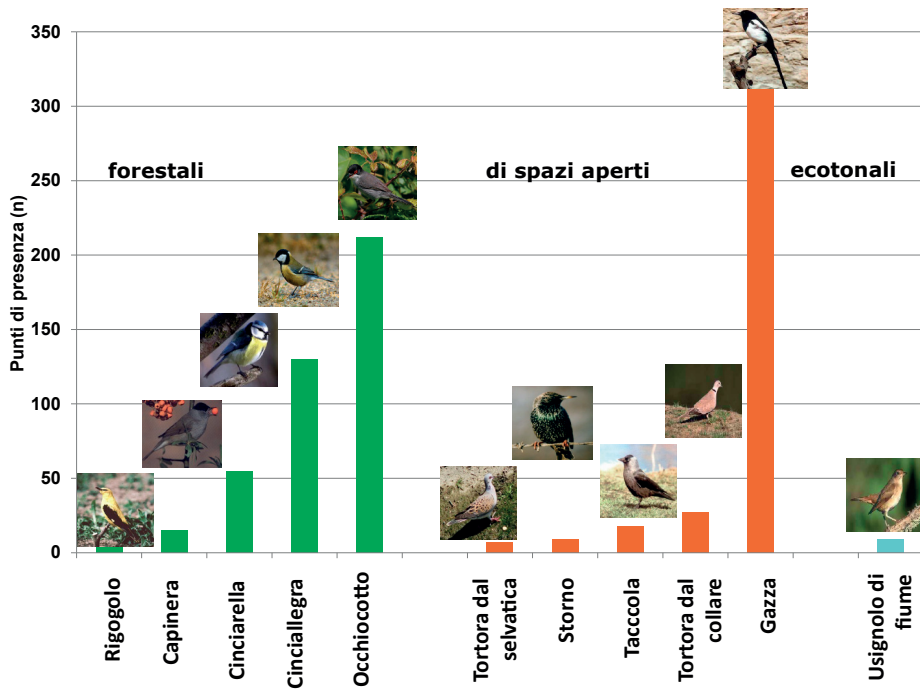


Figura 16 - Specie ornitiche individuate come potenziali vettori, distinte in funzione delle preferenze di habitat. Nell'ambito di ciascun gruppo le specie sono presentate in ordine crescente di punti di presenza rilevati nell'ambito di MITO 2000.

8.4.2 – Stima del grado di idoneità di habitat dei rimboschimenti rispetto ai potenziali vettori

La stima del grado di idoneità relativa dei singoli elementi rispetto al contesto è ottenibile mediante una metodologia modellistica derivante dal maximum entropy principle (Jaynes, 1957) ed incentrata sul concetto di nicchia ecologica. Questa è stata messa a punto da Philips et al. (2006) ed è operativa attraverso il software MaxEnt (<http://www.cs.princeton.edu>). Essa è impiegata in numero sempre crescente di studi ed è ritenuta (Elith et al. 2006) molto robusta e affidabile.

Nel caso in esame, con MaxEnt è stato creato un modello predittivo per ogni specie utilizzando:

- i dati di presenza nella provincia di Lecce, rivenienti dal Progetto MITO2000, relativi delle specie ornitiche individuate come potenziali vettori (figura 16);
- un set di variabili ambientali comprendenti: informazioni su morfologia, clima, uso del suolo, configurazione spaziale del paesaggio (tabella 6).

Tabella 6 - Variabili ambientali impiegate per MaxEnt.

Morfologia	Clima	Copertura del suolo	Configurazione ed eterogeneità del paesaggio
Altimetria	Temperature min	Urbano e infrastrutture	Densità dei margini
Range altitudinale	Temperature max	Prati-Pascoli	Indice di diversità di Shannon
Pendenza	Temperature medie	Seminativi	Mosaico
Esposizione	Precipitazioni Evapotraspirazione potenziale	Oliveti	
		Vigneti	
		Pinete	
		Sclerofille sempreverdi Zone umide	

In particolare, per quanto riguarda le variabili ambientali, quelle relative alla morfologia, l'altitudine, il range altitudinale, la pendenza e l'esposizione sono stati ricavati attraverso il modello digitale del terreno (DTM) relativo al 2006 (capitolo 3).

I valori medi dei dati relativi al clima (temperature minime, medie, massime, evapotraspirazione potenziale, precipitazioni), riferiti al quarantennio 1950-1992, sono stati ricavati dal Progetto ACL2 (capitolo 3).

In particolare in questo studio le variabili relative all'uso del suolo sono state desunte dalla carta di uso del suolo 2006 (capitolo 3). Per le categorie forestali questa è stata anche confrontata con la carta dei boschi della Provincia di Lecce in scala 1:10.000, realizzata in formato

digitale vettoriale mediante interpretazione delle ortofoto in bianco e nero del volo Italia 1999, nell'ambito della redazione del Piano Territoriale di Coordinamento della stessa Provincia e vidimata dal Corpo Forestale dello Stato.

Le variabili relative alla configurazione del paesaggio, quali densità dei margini del bosco (ED) e indice di diversità di Shannon (SHDI) (Ricklefs, 1999), utilizzabile per il paesaggio (Mc Garigal *et al.*, 2002) e che combina le componenti della ricchezza e dell'importanza tra le differenti categorie di copertura presenti, sono state computate a partire dai dati di uso del suolo mediante il *software* FRAGSTATS (McGarigal *et al.*, 2002). La variabile mosaico rappresenta un particellare complesso comprendente le coperture del suolo aventi una superficie inferiore all'unità minima cartografabile della carta di uso del suolo utilizzata.

BOX 2 MAXENT

Si descrive la metodologia modellistica impiegata per la valutazione della qualità ambientale dei rimboschimenti relativamente alle specie ornitiche individuate come potenziali vettori di propaguli delle latifoglie. Questa è basata sull'utilizzo di algoritmi deterministici incentrati sul maximum entropy principle (Jaynes, 1957) ed incentrata sul concetto di nicchia ecologica.

Questo tipo di modellizzazione predittiva della distribuzione geografica delle specie sulla base delle condizioni ambientali dei siti di occorrenza nota costituisce un importante tecnica nella biologia analitica che trova applicazione in vari campi quali: conservazione,

pianificazione, ecologia, evoluzione, epidemiologia, gestione delle specie invasive (Phillips *et al.*, 2006).

Il principale limite di questo tipo di modellizzazione, tuttavia, deriva dal fatto che nella maggior parte dei casi non si dispone di campioni di occorrenza (presenza/assenza) della specie sufficientemente numerosi e che questi dati riguardano la sola presenza. Alcuni modelli come i *Generalized Linear Models* (GLM), *Generalized Additive Models* (GAM), che possono essere impiegati solo a partire da dati di presenza e assenza sono stati recentemente usati (Phillips *et al.*, 2006) in situazioni in cui erano disponibili dati di sola presenza prendendo un campione casuale di *pixel* noti dall'area di studio, forniti al modello al posto dei dati di assenza, definiti come *BACKGROUNDPIXELS* o *PSEUDO – ASSENZE*. Altri modelli, quali *BIOCLIM*, *DOMAIN* (Phillips *et al.*, 2006) utilizzano i dati di sola presenza per derivare i modelli di distribuzione delle specie in base alle condizioni ambientali.

Anche il modello utilizzato in questo studio, *MaxEnt* (Phillips *et al.*, 2006; Philipps e Dudi'k, 2008; Tellini Florenzano *et. al.*, 2008), impiega dati di sola presenza mettendoli in relazione alle condizioni ambientali ed è ritenuto il più idoneo a superare questo limite (Elithet *et al.*, 2006). Infatti, attraverso il computo della probabilità di *massima entropia* soggetta a vincoli (informazioni incomplete note), restituisce valori di idoneità per tutto il territorio considerato. Nella teoria dell'informazione il concetto di *entropia* è stato definito da Shannon (1948, citato in Battiato, 2000) come la misura dell'incertezza di una distribuzione di probabilità nella selezione di un evento e risulta di grande utilità appunto in presenza di informazioni incomplete riguardo agli eventi studiati (in questo caso la occorrenza di una specie in un certo territorio). In seguito, Jaynes

(1957, citato in Battiato, 2000) introdusse il concetto di *massima entropia*: «In presenza di dati e/o evidenze sperimentali riguardanti un ben determinato fenomeno fisico-statistico per stimarne la relativa distribuzione di probabilità è sufficiente scegliere un modello che sia coerente con i dati disponibili ma che altrove abbia la massima entropia». Massimizzare l'entropia di una distribuzione di probabilità, significa generalizzarne il comportamento statistico su tutto ciò che non è conosciuto a priori. Si massimizza cioè l'incertezza assunta sui parametri non noti del sistema ottenendo dei modelli basati solo su dati certi. Una distribuzione con elevata entropia è meno vincolata (ha più scelte). Se si indica con π la probabilità di distribuzione sconosciuta su un set finito di *pixel* (x) dell'area di studio, la distribuzione π assegna una probabilità non negativa a ogni punto la cui somma è pari a 1. L'entropia ha valori non negativi e al più è uguale al logaritmo naturale del set di *pixel* dell'area di studio.

Un altro limite dei modelli *niche based* in generale è quello relativo alla definizione della nicchia ecologica. Come è noto, nella realtà, generalmente, la nicchia fondamentale di una specie non coincide con quella realizzata. Nel caso della distribuzione di specie, infatti, non tutte le specie occupano le aree con caratteristiche idonee alle loro esigenze, a causa di diversi fattori (azione dell'uomo, interazioni biotiche, barriere geografiche che impediscono la dispersione). Non ci sono algoritmi di modellizzazione idonei a caratterizzare la nicchia fondamentale completa di una specie. Questo porta ad una sottostima della probabilità di distribuzione da parte del modello rispetto a quella potenziale. Per questa ragione occorre la massima attenzione nella selezione delle variabili ambientali, perché queste

possono influenzare la distribuzione della specie e quindi i risultati forniti dal modello. Inoltre deve esserci corrispondenza sia della scala spaziale tra variabili ambientali e limiti percettivi della specie, sia corrispondenza temporale tra le stesse variabili e località di occorrenza.

Rispetto a questo limite MaxEnt fornisce elementi per valutare l'importanza relativa dei diversi fattori ambientali per le specie in esame, individuare aree di potenziale presenza nelle quali indirizzare le ricerche, ottenere spunti per la comprensione dell'ecologia delle specie e per la valutazione dell'idoneità di aree per le quali non sono disponibili dati puntuali (Agnelli *et al.*, 2008).

Riassumendo, quindi, MaxEnt è in grado di convergere verso una distribuzione di probabilità ottimale partendo da dati di sola presenza rivenienti anche da campionamenti di livello e numerosità ineguale e da informazioni cartografiche digitali relative a variabili ambientali rilevanti (Elith *et al.*, 2006; Phillips e Dudi'k, 2008; Tellini Florenzano *et al.*, 2008). In pratica, il modello predice, in una scala da 0 a 1, la probabilità che le condizioni di un certo luogo siano idonee alla specie. Per questo il valore fornito dal modello può essere impiegato come *proxy* dell'idoneità di habitat (habitat suitability).

Il software per l'applicazione della metodologia predittiva della probabilità di presenza delle specie nel paesaggio e quindi della idoneità ambientale effettua un'analisi statistica dei risultati per valutare l'attendibilità dei risultati del modello predittivo. In base a questa analisi per tutte le specie il valore dell'area sottostante la *receiver operating curve* (AUC) è risultato superiore al valore 0,5, indicativo di una casualità della predizione

(tabella 7) e l'andamento dei valori di omissione rispetto al tasso previsto di omissione è risultato sempre comparabile. Si è riscontrata quindi una buona performance del modello indipendentemente dal numero di dati di presenza impiegati.

Tabella 7 - Valore dell'area sottostante la receiver operating curve (AUC) e numerosità dei punti di presenza per ciascuna specie.

Specie	Punti di presenza (n)	AUC (training)
Rigogolo	4	0,687
Tortora selvatica	7	0,799
Sturno	9	0,957
Usignolo di fiume	9	0,918
Capinera	15	0,944
Taccola	18	0,963
Tortora dal collare	27	0,911
Cinciarella	55	0,841
Cinciallegra	130	0,806
Occhiocotto	212	0,749
Gazza	315	0,705

Le carte di idoneità di habitat evidenziano la specificità dei diversi ambiti territoriali della provincia di Lecce per le diverse specie (figura 17). I valori di idoneità maggiori per le specie di interesse forestale risultano piuttosto aggregati lungo i distretti costieri e sub-costieri adriatico e ionico. La Cinciallegra in particolare mostra una carta di idoneità particolarmente contrastata, probabilmente da connettere alla differenziale suscettibilità di questa specie per i disturbi antropici. Le caratteristiche della matrice

paesistica che rappresentano i principali detrattori per l'idoneità ambientale per questa specie sono infatti gli spazi aperti, la presenza di colture relativamente più intensive quali i vigneti e le coperture del suolo riferibili agli usi urbani. Tra le specie degli spazi aperti, generaliste, soprattutto lo Storno, la Taccola, la Tortora dal collare e la Gazza (che si conferma ubiquitaria), mostrano preferenze ambientali simili a quelle delle specie maggiormente legate agli ambienti forestali. Ciò conferma la possibilità che queste specie possano esercitare una pressione di competizione per l'habitat (soprattutto trofico) nei riguardi di quelle maggiormente legate agli ambienti forestali.

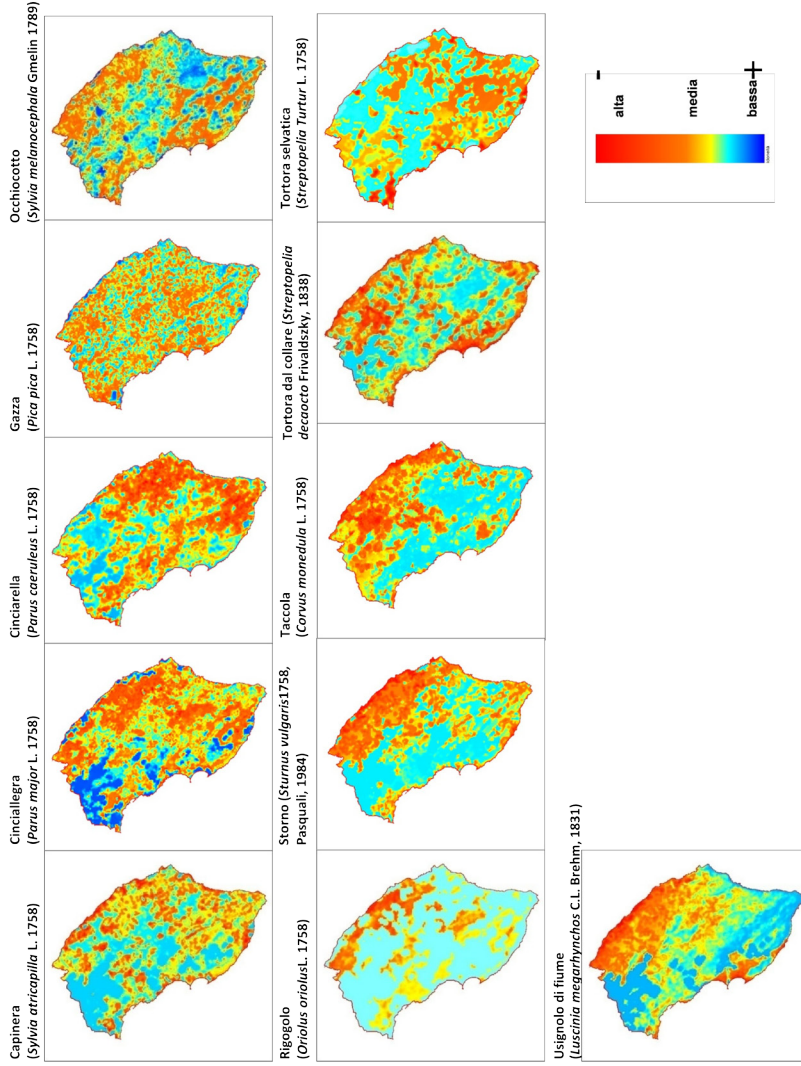


Figura 17 Carte di probabilità di distribuzione specie-specifiche.

8.4.3 – Stima della connettività funzionale

Una volta individuato il gruppo di specie target ed aver ottenuto le carte di idoneità di habitat si è potuto passare dalla valutazione della connettività strutturale del sistema delle vegetazioni forestali nel paesaggio a quella della connettività funzionale del paesaggio riferita appunto alle specie target ed alle loro capacità di dispersione e necessità di habitat ed agli elementi del paesaggio tra cui queste si muovono, considerandone le caratteristiche di idoneità relativamente a quella del loro contesto. Anche in questo caso sono stati selezionati i rimboschimenti con superficie superiore ai 2 ettari (figura 18). Questi rappresentano, in termini di superficie, l'87% circa dei rimboschimenti e il 40% circa dei boschi della provincia di Lecce.

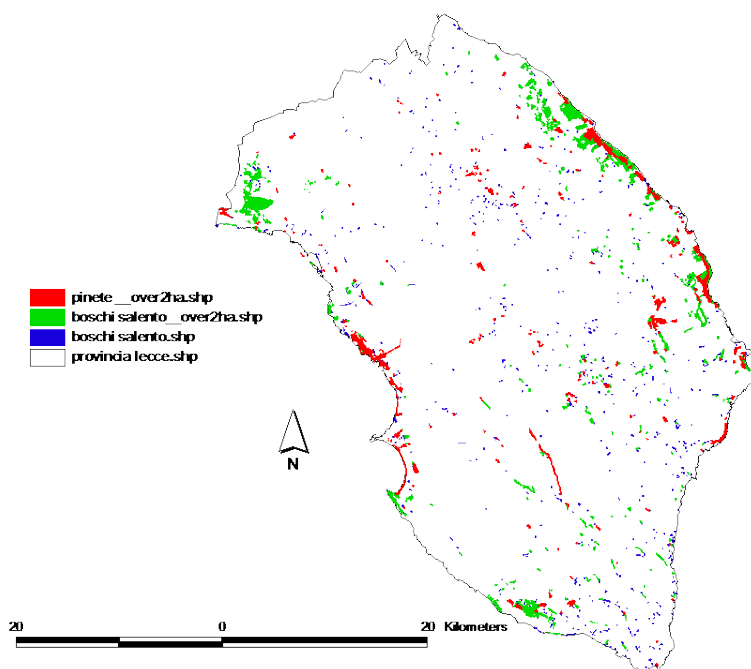


Figura 18 Rappresentazione dei rimboschimenti con superfici maggiori di 2 ha nel sistema dei boschi Salentini.

La stima del grado di connettività funzionale è stata possibile attraverso la combinazione delle due metodologie modellistiche, quella relativa alla stima della idoneità dei habitat (*habitat suitability*), e quella relativa alla stima della connettività in termini probabilistici utilizzando in quest'ultima i valori di idoneità ambientale ottenuti dalla prima.

In particolare allo scopo di inserire nel software Conefor Sensinode 2.2 come dati di ingresso, per il calcolo dell'indice probabilistico PC, anche quelli relativi alla idoneità degli elementi del paesaggio per i quali si è interessati alla valutazione, a ciascuna delle patch di rimboschimento è stato attribuito un valore di idoneità ottenuto come media pesata dei valori dei pixel ricadenti in ciascuna patch rispetto all'area della patch stessa ed all'area proporzionalmente occupata da ciascuno dei pixel. I valori dei singoli pixel corrispondevano alla somma delle idoneità di habitat per tutte le specie considerate la cui relazione con le idoneità specifiche è risultata significativa ($r = 0,775$). Altri due parametri richiesti dal programma sono la distanza (media o massima) di dispersione delle specie e la *distance probability*. In questo caso, con riferimento agli *home range* del gruppo di specie prescelte, è stata impiegata una distanza media di dispersione di 2 km. Di conseguenza, è stata impiegata una *distance probability* pari a 0,5

Il programma utilizza questi due parametri per calcolare i valori della diretta probabilità di dispersione (*direct dispersal probability*) necessari al computo dei valori di importanza per la connettività delle singole *patch* (dPC).

Infine, è stato fornito al programma il parametro A_L corrispondente al prodotto del valore massimo del *node attribute* per l'area del paesaggio di riferimento, in questo caso la provincia di Lecce (2.759 km²).

Anche in questo caso è stata computata l'importanza relativa (dPC) di ognuna delle *patch* di habitat idoneo ai fini del mantenimento di tale grado di connettività ed individuare le *patch* più critiche ai fini delle strategie di conservazione.

Inoltre nel caso della stima della connettività funzionale su base probabilistica PC (e dPC) è stato computato anche l'indice binario *number of components* (NC) che consente di individuare regioni di paesaggio (*components*) maggiormente connesse dal punto di vista strutturale sulla base dell'esistenza o meno di connessioni tra ogni coppia di *patch* della *component* in funzione della distanza scelta come soglia. Ogni *patch* risulta univocamente attribuita ad una *component* (figura 19).

Pur se il grado di connettività strutturale e funzionale non sono confrontabili in relazione alla diversa definizione dei nodi e dei loro attributi, anche per la connettività funzionale si evidenziano valori mediamente bassi sia per il paesaggio nel suo complesso sia per l'importanza relativa delle singole *patch* (PC=0,01545 e dPC medio 0,008).

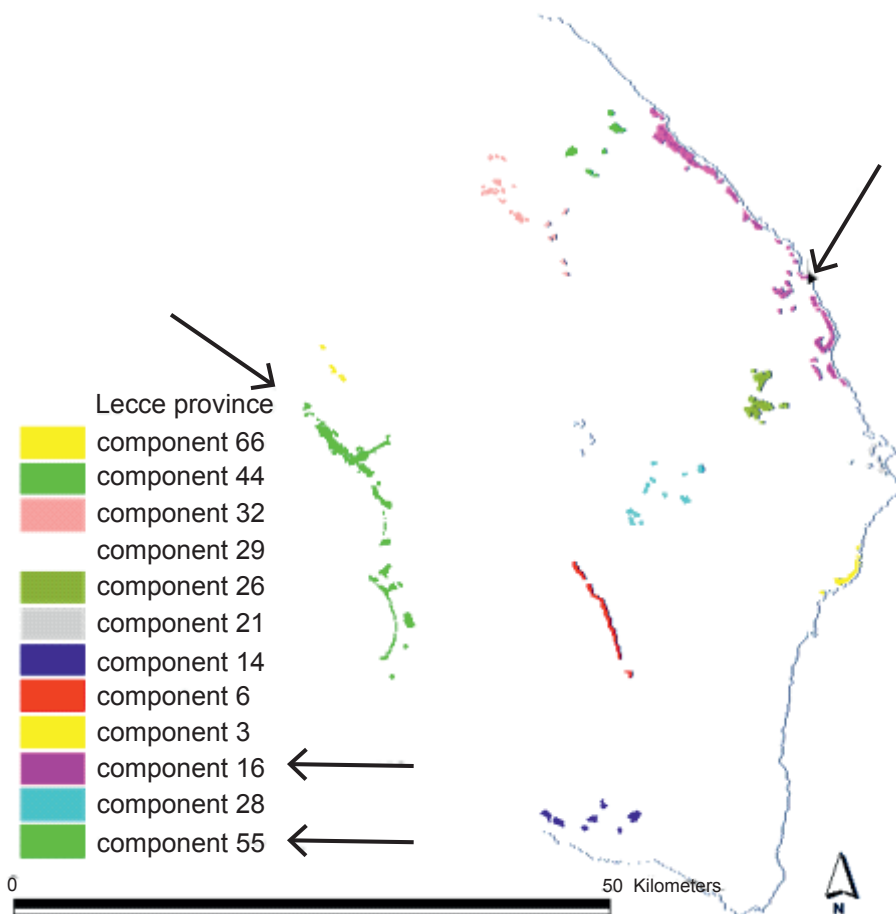


Figura 19 - Localizzazione delle components con un numero di patch >5.

8.4.4 – Analisi delle aree maggiormente interconnesse

Per individuare il livello di scala intermedio adeguato alla specifica realtà territoriale di indagine è stata condotta l'analisi delle components (gruppi di patch maggiormente interconnesse), considerate come "unità geografiche".

L'elevato numero di components (55 su 67) con un massimo di 5 patch aventi superficie media di circa 6 ha e importanza media per la connettività (dPCmedia) stimata pari a 0,08, nel loro complesso rappresentano il 30 % del numero ed 18 % della superficie dei rimboschimenti considerati in questa analisi, indicando un elevato grado di isolamento di una parte di questi rimboschimenti. Sono invece 12 le components comprendenti un numero di patch superiore a 5, aventi una superficie media di circa ettari 9 e dPCmedia stimata paria 0,07, le quali rappresentano i restanti rimboschimenti. Tra queste ultime spiccano due componenti localizzate in corrispondenza del terzo medio della sub-penisola salentina lungo i due versanti ionico e adriatico, rispettivamente comprendenti il 13 e ed il 16% delle patch di rimboschimento ed il 26% ed il 22% della superficie dei rimboschimenti. La superficie media delle patch di queste aree è pari circa 16 ettari e la dPCmedia stimata pari è pari a 1,2 e 3,0

Con riferimento alle tendenze evolutive potenziali della vegetazione (capitolo 7), riguardo al pattern della frammentazione si nota come la maggior parte dei boschi caratterizzati da un maggior grado di isolamento sia localizzata nella prima area mesoclimatica omogenea: 85% dei cluster composti da un solo elemento; 60% di quelli composti da due elementi; 91% di quelli composti da 3 elementi, con valori percentuali che scendono rispettivamente a 9%, 17% e 4% nella seconda area mesoclimatica omogenea e a 6%, 23% e 5% nella terza.

La classificazione in aree climatiche omogenee (Caliandro *et al.*, 2005) è stata confrontata con la Carta delle Serie di vegetazione potenziale della Puglia (Biondi *et al.*, 2005). È emersa una sostanziale corrispondenza tra

le serie dell'*Hedera helix* – *Quercus calliprinos*, del *Quercus ithaburensis* ssp *macrolepis* e del *Quercus frainetto* del Salento e l'area climatica omogenea n 9 (che estende anche al settore sud occidentale salentino la seconda area mesoclimatica omogenea individuata dal primo studio) e con l'estremo sud occidentale dell'area climatica 15, coincidente oltre che con l'analogo della prima area mesoclimatica di Macchia (1976), con quasi tutta l'area mesoclimatica 3 di questo Autore.

Le vegetazioni serie del *Quercus ithaburensis* ssp *macrolepis* e del *Quercus frainetto* del Salento, sono esclusive del Salento e sono ritenute molto importanti dal punto di vista naturalistico. A queste corrispondono rispettivamente 3 patch (per complessivi 25,7 ha) e 6 patch (per complessivi di 47,8 ha). Le patch di bosco ricadenti nella serie del *Q. ithaburensis* ssp *macrolepis* si trovano comprese nel cluster n 7 costituito da 10 patch, con valore intermedio di connettività.

Le patch di bosco ricadenti nella serie del *Q. frainetto* del Salento, invece si presentano non connesse in quanto comprese nelle zone marginali di tre differenti cluster a bassa o media importanza per la connettività.

9 – I RIMBOSCHIMENTI NEL CONTESTO REGIONALE DELLA CONSERVAZIONE DELLA NATURA

Infine, è stata effettuata la verifica della posizione relativa delle *patch* più “critiche” della soglia temporale più recente, rispetto alla localizzazione delle aree protette e dei siti Natura 2000.

Gli strati informativi relativi alle *patch* critiche per il mantenimento della connettività a livello di paesaggio, quello relativo alle aree maggiormente interconnesse (capitolo 8.4.4) sono state confrontate con quelli relativi alla distribuzione e tipologia di area protetta. Tale confronto si ritiene utile in quanto fornisce informazioni utili nell’ambito dei processi di valutazione di piani e progetti.

La verifica della posizione relativa degli *important node* della soglia temporale più recente, rispetto alla localizzazione delle aree protette e dei siti Natura 2000 (figura 20) ha evidenziato che il 70 % degli *important node* in termini di numero sono per la maggior parte interessati da diversi livelli di protezione. Tuttavia, in taluni di questi casi, è stata riscontrata la coincidenza delle perimetrazioni di Parchi naturali regionali, SIC e ZPS, che da un punto di vista gestionale potrebbe comportare problemi dovuti alla sovrapposizione di strumenti di pianificazione e quindi ad una ridondanza amministrativa che, sul piano operativo non necessariamente corrisponde ad una ridondanza di protezione.

Le vegetazioni serie del *Quercus ithaburensis ssp macrolepis* e del *Quercus frainetto* del Salento, sono esclusive del Salento e sono ritenute molto importanti dal punto di vista naturalistico. Si è verificato che per le *patch* ricadenti nella prima di esse (capitolo 8.4.4) è in vigore un regime di tutela essendo incluse nel Parco Naturale Regionale Costa Otranto-S.

Maria di Leuca e Bosco di Tricase, istituito con L.R. n. 30 del 26.10.2006, mentre quelle della seconda non sono oggetto di alcun regime di tutela (figura 21).

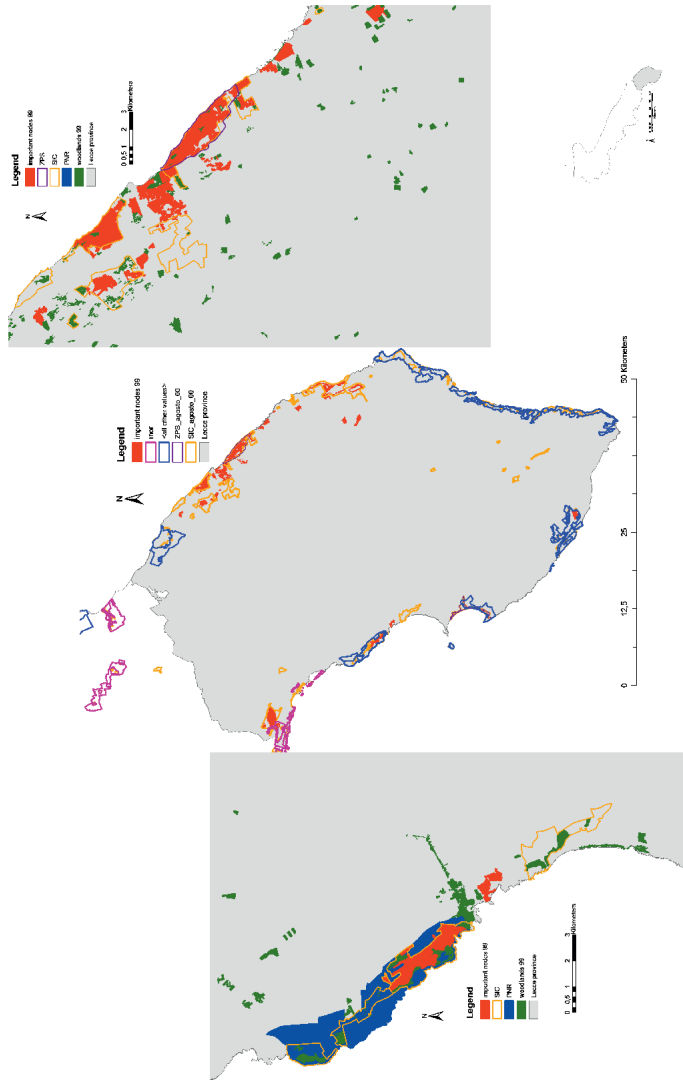


Figura 20 - Elementi critici per la connettività e sistema delle aree forestali 1936, 1977, 1999 (important nodes).

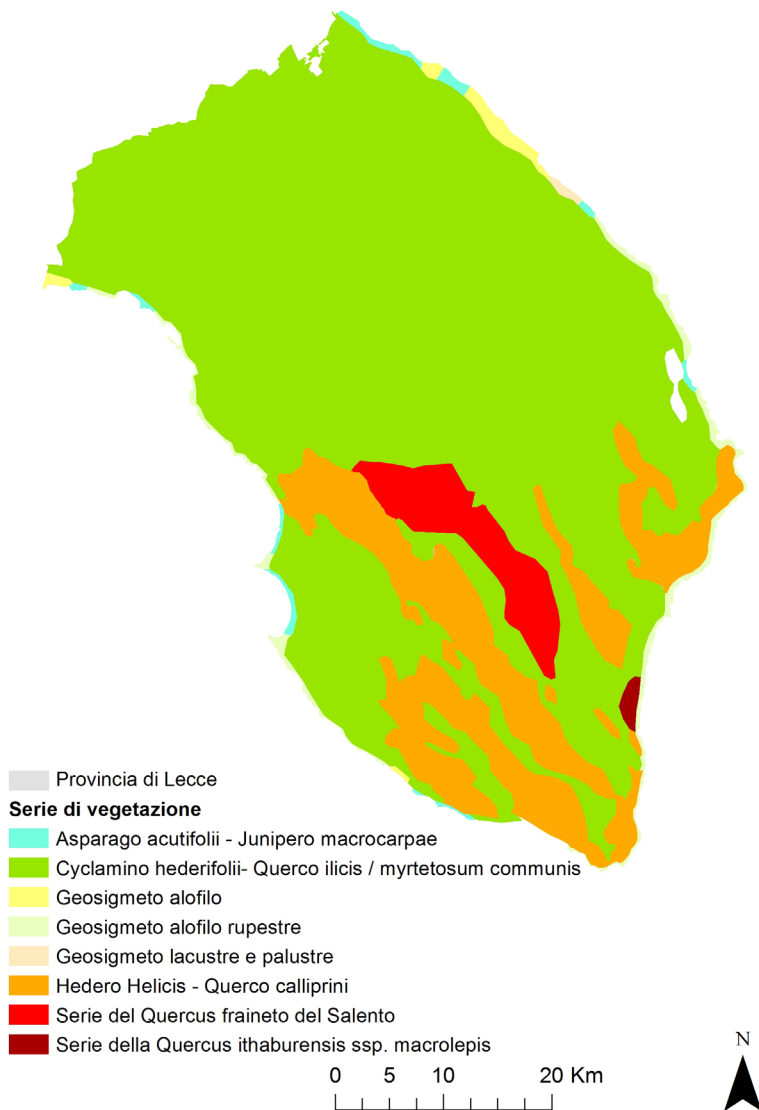


Figura 21 - Localizzazione dei rimboschimenti isolati (grigio) e delle componenti a maggior grado di interconnessione funzionale (in blu quell con un numero di patch >5, in magenta quelle con un numero di patch compreso tra 2 e 5 nel contesto della carta delle serie di vegetazione potenziale (Biondi et al. 2010).

10 – RELAZIONE TRA AVIFAUNA E VEGETAZIONE NEI RIMBOSCHIMENTI DEL VERSANTE ADRIATICO

In particolare le attività di campo hanno interessato alcuni rimboschimenti, prevalentemente ubicati sulla costa orientale della Penisola Salentina, nei comuni di Melendugno ed Otranto. Si precisa inoltre che le attività sono ancora in corso e stanno interessando anche alcuni rimboschimenti della costa occidentale (infatti nel capitolo 10.2 si riporta anche la caratterizzazione dell'avifauna di un rimboschimento situato a Sud dell'abitato di Gallipoli).

10.1 – Caratterizzazione strutturale e vegetazionale

Una volta verificati i presupposti teorici relativi alla possibilità di una silvogènesi allogena mediata dall'avifauna nei rimboschimenti della provincia di Lecce, si è inteso dare inizio ad un'indagine di caratterizzazione strutturale e compositiva sia della vegetazione sia delle comunità ornitiche svernanti al fine di esplorarne le possibili relazioni. Tale caratterizzazione è stata condotta sulla base di un campionamento oggettivo mediante rilievi in bosco.

Per la definizione del disegno di campionamento, con particolare riferimento alla stratificazione del campione necessaria a garantirne la rappresentatività, si è fatto riferimento sia alle aree per le quali maggiore è risultata la probabilità di interconnessione funzionale (components, capitolo 8.4.4), sia alla distribuzione dei parametri indicativi dei modelli di combustibile stimati mediante l'analisi dei dati satellitari (capitolo 6).

In particolare si è concentrata l'attenzione su alcune components intese come unità geografiche, interessanti gli ambiti costiero e sub-costiero adriatico, che, per la loro localizzazione potrebbero rappresentare gli elementi di base per la connettività lungo le direttrici adriatico-ionio (Figura 22).

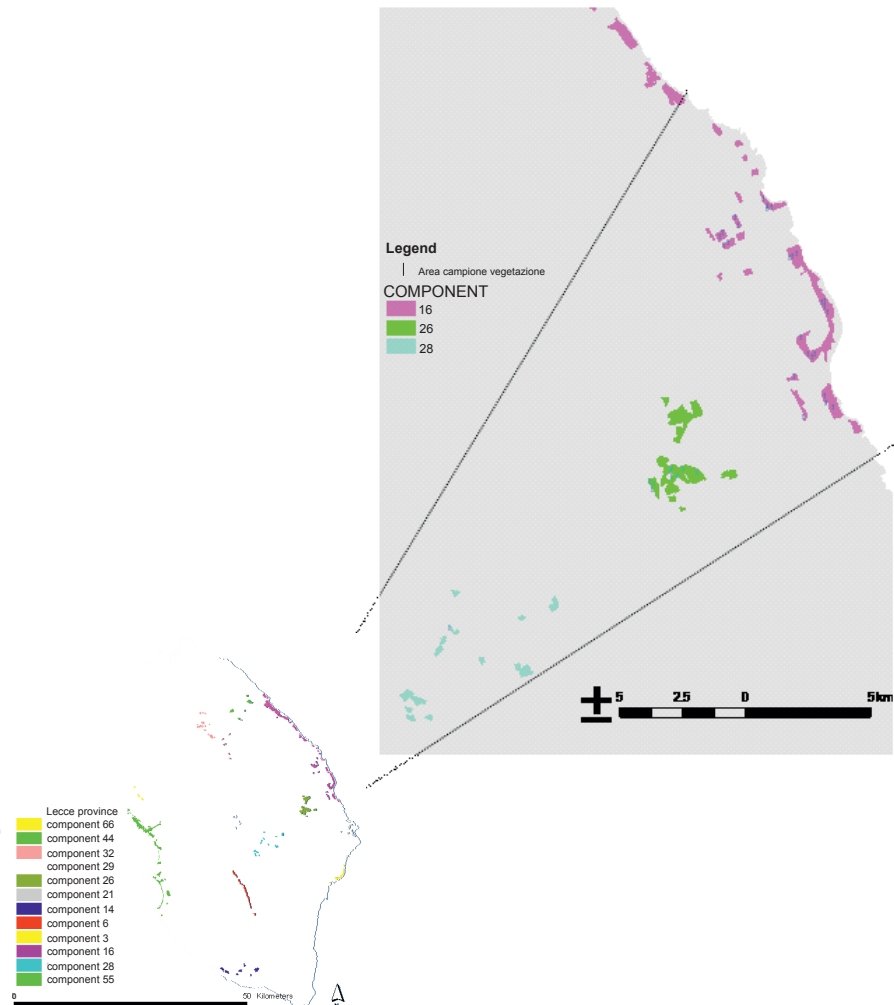


Figura 22 – Localizzazione delle aree campione nel contesto delle aree maggiormente connesse.

Nell'ambito di tali aree, ubicate nei territori dei comuni di Melendugno, Otranto, Cannole e Maglie, sono state istituite n. 36 aree campione per la vegetazione e, nei pressi di 20 di queste sono stati individuati 6 siti per il rilievo dell'avifauna (tabella 8). Un altro sito per il rilievo dell'avifauna è stato invece istituito nel territorio comunale di Gallipoli.

Tabella 8 - Caratteristiche delle aree campione nell'ambito delle.

ID area campione	Località (Comune)	Component		Patch			Vitalità/Integrità	Età stimata						
		ID	dPCmedia	ID	dPC	area								
8	Mass. Mazza (Melendugno)	16	3.08	177	3.18	17.64	> 4	30+70						
24	Torre dell'Orso (Melendugno)						< 4	> 70 anni						
26	Torre dell'Orso (Melendugno)						> 4	> 70 anni						
27	Torre dell'Orso (Melendugno)						> 4	> 70 anni						
14	Mass. Mazza (Melendugno)						180	0.71	6.59	< 4	< 30 anni			
13	Mass. Mazza (Melendugno)						182	0.47	4.77	< 4	< 30 anni			
9	Torre dell'Orso (Melendugno)						183	0.99	11.53	< 4	< 30 anni			
10	Mass. Mazza (Melendugno)									< 4	< 30 anni			
11	Mass. Mazza (Melendugno)						185	0.90	7.92	< 4	< 30 anni			
12	Mass. Mazza (Melendugno)									> 4	< 30 anni			
28	Sant'Andrea (Otranto)						189	2.75	17.44	> 4	30+70			
29	Sant'Andrea (Otranto)									> 4	30+70			
30	Sant'Andrea (Otranto)			> 4	30+70									
1	Frassanito (Otranto)			190	7.53	36.58				> 4	> 70 anni			
2	Frassanito (Otranto)									> 4	> 70 anni			
3	Frassanito (Otranto)									< 4	> 70 anni			
31	Frassanito (Otranto)									< 4	> 70 anni			
7	Sant'Andrea (Otranto)									< 4	> 70 anni			
32	Serra Alimini (Otranto)									194	5.36	40.93	< 4	< 30 anni
33	Serra Alimini (Otranto)												< 4	> 70 anni
34	Serra Alimini (Otranto)												< 4	< 30 anni
23	Fontanelle (Otranto)									198	5.13	46.99	> 4	30+70
25	Fontanelle (Otranto)						< 4	30+70						
35	Fontanelle (Otranto)						< 4	30+71						
4	Alimini grande (Otranto)						205	0.94	5.45	> 4	30+70			
5	Alimini grande (Otranto)			207	1.83	14.37	< 4	< 30 anni						
19	Mass. Torcito (Cannole)			26	2.03	255	1.66	16.70	< 4	< 30 anni				
36	Mass. Torcito (Cannole)								> 4	< 30 anni				
37	Mass. Torcito (Cannole)								> 4	< 30 anni				
16	Cannole Sannicola (Cannole)					257	2.68	22.49	< 4	< 30 anni				
15	Cannole Sannicola (Cannole)								> 4	< 30 anni				
17	Cannole Sannicola (Cannole)					258	9.46	76.45	> 4	< 30 anni				
18	Cannole Sannicola (Cannole)								> 4	< 30 anni				
20	Mass. Torcito (Cannole)								> 4	< 30 anni				
21	Mass. Torcito (Cannole)					> 4	< 30 anni							
22	Cas.Carrozzi (Maglie)					28	0.13	323	0.08	3.72	> 4	30+70		

Dal punto di vista stazionario, tutte le pinete indagate vegetano ad una quota altimetrica compresa entro i primi 100 m.l.m. La pinete di Torre dell'Orso ed in località Sant'Andrea sono le uniche, tra quelle costiere, a vegetare su substrato prevalentemente calcareo (come anche quelle in agro di Cannole e Maglie), nelle altre prevale un substrato prevalentemente sabbioso.

Per la caratterizzazione compositiva e strutturale della vegetazione, in ciascuna area campione di forma quadrata e delle dimensioni di 20mx20m, sono stati condotti rilievi distinti sulle componenti dello strato arboreo ed arbustivo e sulla rinnovazione. I rilievi sulla componente arborea hanno comportato per ogni pianta arborea, la individuazione della specie e la misura dei due diametri ortogonali a petto d'uomo e degli analoghi al colletto, nonché, per circa il 20% delle piante la misura l'altezza totale.

I rilievi relativi ai parametri descrittivi delle caratteristiche della componente arbustiva sono stati condotti con il metodo del *line intercept transect* (Krebs 1999). Quindi, parallelamente ad uno dei lati di ciascuna area campione, sono stati istituiti due transetti della lunghezza di 20 m aventi origine a 7 e 14 m del lato considerato. Lungo tali transetti si è stimata la copertura arborea e quella arbustiva (specificata e totale) e, per la componente arbustiva è stata stimata anche l'altezza.

La densità e la frequenza del novellame delle specie arbustive ed arboree sono state rilevate su quattro *frame quadrats* (1x1 m), suddivisi in maglie da 0,01 m² (Bullock, 1996). Questi sono stati localizzati a circa un terzo delle mediane del quadrato di ciascuna area campione. In particolare,

per ogni maglia, sono stati individuati i semenzali presenti, riconosciuta la specie di appartenenza e misurata l'altezza e si è osservato quali semenzali avessero origine comune (micro ceppaie).

Il quadro di sintesi relativo ai principali parametri biometrici dei popolamenti studiati è riportato nella tabella 9.

Tabella 9 - Quadro di sintesi dei principali parametri biometrici dei popolamenti delle aree campione.

ID area campione	Strato Arboreo							Strato arbustivo		Novellame	
	n/ha	DBH medio	D base	G/ha	media H rilevate	V/ha	copertura arborea	copertura arbustiva	altezza media strato arbustivo	n/ha	altezza media
	n	cm	cm	m ²	m	m ³	%	%	m	n	cm
1	750	21.90	27.77	28.24	12.30	208.39	86.3	48.5	2.10	2500	15
2	875	22.20	26.69	33.85	11.62	236.02	87.0	74.0	2.50	-	-
3	775	22.10	26.94	29.70	12.00	213.88	87.3	66.3	2.80	-	-
4	650	27.77	36.15	39.35	13.20	311.63	75.3	54.8	2.00	17500	11
5	1000	18.08	22.88	25.65	14.33	220.56	79.0	90.8	2.00	-	-
7	725	25.07	31.31	35.77	11.50	246.79	79.0	71.5	0.80	10000	18
8	775	21.81	27.81	28.93	17.60	305.50	86.8	32.0	0.00	40000	11
9	700	12.32	19.32	8.34	6.90	34.54	69.3	-	-	52500	13
10	675	12.81	16.93	8.70	7.60	39.68	56.5	3.0	0.80	45000	12
11	500	18.10	23.95	12.86	8.70	67.12	84.3	4.2	1.40	7500	15
12	475	20.74	25.47	16.03	12.20	117.37	26.3	2.3	1.50	47500	11
13	475	14.16	19.58	7.47	7.30	32.74	67.8	8.3	2.00	35000	12
14	575	22.17	26.57	22.19	14.70	195.75	49.8	0.9	0.60	12500	12
15	1100	22.80	27.59	44.87	13.70	368.83	86.5	2.5	1.20	20000	14
16	950	20.47	25.92	31.25	13.80	258.74	86.8	2.0	0.90	90000	5
17	700	25.43	30.21	35.54	11.80	251.59	83.8	1.5	1.00	7500	7
18	675	24.89	30.63	32.83	14.00	275.74	87.0	13.8	2.30	20000	5
19	575	24.22	29.26	26.48	11.50	182.70	76.5	18.8	1.50	22500	8
20	825	22.91	28.06	33.99	17.60	358.95	74.0	-	-	20000	5
21	1275	19.61	23.41	37.73	16.50	373.49	79.0	14.8	1.40	35000	15
22	875	22.63	28.46	35.17	21.40	451.60	89.8	-	-	35000	9
23	800	20.91	26.84	27.45	12.00	197.63	83.3	17.5	3.00	17500	4
24	550	27.00	32.05	30.04	19.60	353.32	67.8	-	-	42500	6
25	300	36.27	39.91	28.40	19.80	337.43	66.5	66.8	2.75	-	-
26	850	21.00	27.00	30.19	10.95	237.39	75.0	32.0	2.75	30000	13
27	800	21.00	26.50	20.05	10.98	204.55	80.0	33.0	2.68	20000	12
28	800	28.50	33.00	54.77	11.83	463.33	80.0	75.0	1.30	-	-
29	525	26.00	30.00	30.11	11.98	257.40	70.0	70.0	1.10	22000	6
30	750	25.10	28.00	40.84	14.10	415.46	82.0	42.5	1.75	-	-
31	550	28.20	30.00	35.98	14.86	379.52	90.0	60.0	2.40	20000	5
32	350	27.00	34.00	23.15	13.14	244.34	80.0	95.0	3.30	30000	6
33	1125	25.80	32.00	61.37	12.96	565.84	95.0	90.0	2.50	-	-
34	350	34.10	39.00	36.60	14.82	392.05	70.0	92.5	2.60	12000	9
35	625	26.20	31.00	38.38	12.84	355.55	90.0	80.0	2.80	10000	8
36	750	26.80	30.00	44.91	15.00	471.54	90.0	10.0	1.00	-	-
37	525	24.90	29.00	29.15	13.43	278.93	85.0	35.0	1.90	13000	7

Per ciascuno dei gruppi delle venti aree campione della vegetazione associate ai siti di rilievo dell'avifauna del versante adriatico, si riporta una descrizione più dettagliata.

La vegetazione delle tre aree campione (n. 26, 8, 27) al sito di rilievo dell'avifauna n. 1, relativo alla località Torre dell'Orso, nel complesso è caratterizzata da una struttura verticale piuttosto articolata. Si distinguono infatti uno strato arboreo (densità media di 744 piante ad ettaro, altezza media di 15m, grado di copertura medio delle chiome pari al 77.4%) composto esclusivamente da Pino d'Aleppo, uno strato arborescente molto rado rappresentato da pochi esemplari di Leccio (*Quercus. Illex* L.) (altezza media di circa 4 m) aggregati in piccoli nuclei (copertura delle chiome di circa il 15-20%); uno strato arbustivo con tessitura aggregata in piccoli nuclei che non supera il 33% di copertura, costituito soprattutto dal Pungitopo (*Ruscus aculeatus* L.), la cui altezza massima stimata è pari a circa 40cm, dalla Fillirea (*Phillyrea angustifolia* L.) dal Lentisco (*Pistacia lentiscus* L.) e dal Mirto (*Myrtus communis* L.), che raggiungono anche i 1,5m di altezza. Altre specie rinvenute più sporadicamente presenti nell'area sono: l'Alaterno (*Rhamnus alaternus* L.) il Rovo (*Rubus ulmifolius* Schot.), Leccio, Ginepro coccolone (*Juniperus oxycedrus* L.), Calicotome (*Calicotome* spp.), Cisti (*Cistus creticus* L. e *Cistus salvifolius* L.), Robbia (*Rubia peregrina* L.), Salsapariglia nostrana (*Smilax aspera* L.). Il novellame (prevalentemente di Leccio e Fillirea) appare relativamente poco diffuso, con una densità di circa 30.000 plantule ad ettaro.

La vegetazione del rimboschimento in cui sono state localizzate le tre aree campione (n. 28, 29, 30) associate al sito di rilievo dell'avifauna n

2, relativo alla località Sant'Andrea (in agro di Otranto), presenta una copertura arborea simile a quella del gruppo precedente (densità media delle piante ad ettaro 692, altezza media 13m, grado di copertura medio delle chiome 77,3%), ma se ne diversifica per l'assenza dello strato arborescente e per la presenza di uno strato arbustivo sviluppato con una tessitura diffusa (nell'area di saggio n.28 raggiunge una copertura del 75%) e costituito soprattutto da Fillirea e Lentisco (altezza media 1,4m) seguiti da Pungitopo, Mirto, Alaterno, Corbezzolo (*Arbutus unedo* L.), Cisti, Ginepro coccolone, Calicotome, Salsapariglia nostrana, Biancospino (*Crataegus monogyna* Jacq.) ed Erica (*Erica manipuliflora* Salisb.). Il novellame invece è stato rinvenuto soltanto all'interno dell'area di saggio n.29 con una densità modesta (22000 plantule ad ettaro) .

Anche nel caso delle tre aree campione (23, 35, 25) associate al sito di rilievo dell'avifauna n. 3, relativo alla località Fontanelle (agro di Otranto), lo strato arboreo è costituito dal Pino d'Aleppo e presenta una copertura arborea simile a quella del gruppo precedente (densità media delle piante ad ettaro 804, altezza media 13,8m, grado di copertura medio delle chiome 81,7%). Rispetto ai gruppi precedenti lo strato arbustivo si presenta più sviluppato e con tessitura diffusa (con un grado di copertura che nell'area n 35 raggiunge l'80%) ed esemplari di Fillirea e Lentisco che raggiungono un'altezza media di 3m. Altre specie presenti nell'area sono: il Mirto, l'Alaterno, l'Olivastro *Olea europaea* L. var. *sylvestris* Miller, Corbezzolo, Alloro (*Laurus nobilis* L.), Ginepro coccolone, Cisti, Calicotome, Leccio e Quercia spinosa. Relativamente poco diffuso e sviluppato (appena 7333 plantule ad ettaro) sembra essere il novellame che si caratterizza per la prevalenza quasi esclusiva di Fillirea e Lentisco.

In questo rimboschimento in cui sono state localizzate le tre aree campione (n. 31, 1, 2, 3), associate al sito di rilievo dell'avifauna n. 4, relativo alla località Frassanito (Otranto), lo strato arboreo è costituito da Pino d'Aleppo e Pino domestico (*Pinus pinea* L.) (densità media delle piante ad ettaro 738, altezza media 12,7m, grado di copertura medio delle chiome 87,6%). Anche in questo caso si distingue uno strato arborescente che raggiunge anche i 4m di altezza con una tessitura prevalentemente aggregata in piccoli nuclei ed è in prevalenza rappresentato da Alloro (*Laurus nobilis* L.), Viburno (*Viburnum tinus* L.) e Fillirea. Lo strato arbustivo, costituito in prevalenza dalle stesse specie dello strato arbustivo dei casi precedenti con in aggiunta la Rosa di San Giovanni (*Rosa sempervirens* L.), presenta un grado di copertura variabile tra il 50 ed il 70% un'altezza media di circa 2,5m. Poco diffuso risulta invece il novellame in cui si rinvencono individui di Fillirea, Lentisco e Viburno (densità media di 5626 plantule ad ettaro.).

Il rimboschimento in cui sono state localizzate le tre aree campione (n. 32, 33, 34), associate al sito di rilievo dell'avifauna n. 5, relativo alla località Serra Alimini (Otranto), si caratterizza per la compresenza di Pino d'Aleppo e P. domestico nello strato arboreo (densità media delle piante ad ettaro 638, altezza media 13,1 m, grado di copertura medio delle chiome 81%). Anche in questo caso si distingue uno strato arborescente costituito da individui di Fillirea che raggiungono anche i 4,5m di altezza. Molto denso risulta lo strato arbustivo (in alcune zone raggiunge il 90% di copertura) in cui si rinviene la Fillirea, la Quercia spinosa, il Lentisco con altezza media di circa 2m. Meno diffuse sono le altre specie già citate per gli altri siti di indagine. Relativamente poco diffuso (densità media di

13.000 plantule ad ettaro) risulta invece il novellame costituito da Fillirea, Quercia spinosa e Alaterno.

In questo rimboschimento in cui sono state localizzate le tre aree campione (n. 36, 19, 37), associate al sito di rilievo dell'avifauna n 6, relativo alla località Torcito (Cannole) lo strato arboreo è costituito dal solo Pino d'Aleppo (densità media delle piante ad ettaro 617, altezza media 13,3m, grado di copertura medio delle chiome 83,8%) e lo strato arbustivo si presenta rado (copertura 10-35%) con tessitura aggregata e costituito da: Pungitopo, Fillirea e Olivastro che non superano i 2,5m di altezza. Altre specie presenti sono analoghe a quelle già citate in altre aree di indagine. Per quanto riguarda il novellame, si notano presenze di Olivastro, Fillirea, Lentisco e Viburno con una densità di circa 12.000 plantule ad ettaro.

In molti casi quindi risulta evidente come siano in atto processi dinamici della comunità vegetale dei rimboschimenti riferibili ad un'evoluzione della vegetazione verso stadi "serali" più maturi (*sensu* Clements, 1916; Odum, 1969) o, secondo un approccio non meccanicistico del non-equilibrio, verso sequenze più avanzate (*sensu* Connell and Slayter, 1977). In questa dinamica della vegetazione sembrerebbero essere coinvolti sia meccanismi di facilitazione (Connell and Slayter, 1977) dovuti proprio alla presenza di uno strato arboreo, sia quelli riconducibili al *relay floristic model* (Egler, 1954).

La composizione e la struttura di molte delle vegetazioni esaminate può quindi essere considerata come un caso particolare della silvogenesi,

quello definito da Oliver and Larson, (1990) come “(re)initiation stage, or transition” in cui lo stadio precedente (*stand initiation stage and stem exclusion stage or pole stage*) è rappresentato proprio dal popolamento di conifere.

10.2 – Distribuzione dei potenziali vettori ornitici

I rilievi relativi alle caratteristiche delle comunità ornitiche svernanti sono stati condotti tra dicembre 2011 e febbraio 2012 in 7 differenti rimboschimenti ubicati sulla costa orientale, nel centro e sulla costa occidentale della Penisola Salentina, lungo una direttrice est-ovest che congiunge l’ambito sub-costiero adriatico (all’incirca al confine tra i comuni di Melendugno ed Otranto) a quello ionico (all’incirca a sud dell’abitato di Gallipoli).

La caratterizzazione della comunità ornitica svernante è stata effettuata con due differenti modalità: la cattura ed inanellamento a scopo scientifico ed il censimento per transetti.

La prima tecnica di ricerca ha il vantaggio di riuscire ad essere più oggettiva della seconda e di poter rilevare specie più elusive; d’altro canto ha come limite quella di effettuare il campionamento esclusivamente nella ristretta area in cui si posizionano le reti e per la determinata e limitata altezza delle stesse. La cattura dell’avifauna permette, inoltre, di acquisire informazioni di tipo biometrico ed eco-etologico (direzione di spostamento in funzione dell’ora di cattura ed alimentazione ottenuta dall’analisi delle feci raccolte).

La metodica del censimento per transetti permette di indagare una maggiore estensione dell'area di studio, sia come superficie piana che nel suo sviluppo in altezza, ma è più condizionato dalle condizioni ambientali e dall'attività delle specie ornitiche, risultando quindi più soggettivo.

Le due tecniche permettono di calcolare indici di abbondanza relativa delle specie ornitiche perfettamente comparabili tra le differenti zone e, effettuate assieme, dovrebbero fornire un quadro abbastanza realistico della comunità ornitica svernante.

L'attività di cattura ed inanellamento si è svolta con l'impiego di reti verticali tipo mist-nets (altezza 2,40 m e maglia da 16 mm) disposte in uno o più transetti in funzione dello stato della vegetazione e dell'accessibilità dell'area, ma sempre nell'area giudicata, in funzione della decennale esperienza di inanellamento, la migliore possibile. La lunghezza complessiva delle reti utilizzate è variata da un minimo di 90 m ad un massimo di 126 m. Le catture sono state effettuate dall'alba (attorno alle 6:30) fino alle 11:00. Solo nel rimboschimento del comune di Gallipoli, il maggior numero di reti è stato smontato alle 8:30 per problemi logistici.

Dopo la cattura gli uccelli sono stati sottoposti alla abituale routine standardizzata di questa tecnica di ricerca, facendo però attenzione che gli stessi stazionassero per 30 minuti nei sacchetti deputati alla stabulazione prima dell'attività vera e propria di inanellamento, così da permettere di rilevare eventuali feci che, quando presenti, sono state ispezionate alla ricerca di eventuali semi.

I transetti sono stati effettuati per la durata di 30 minuti a partire dalle ore 10, durante i quali si sono percorsi circa 1.000 m. I transetti sono stati realizzati in aree simili a quelle in cui erano state poste le reti per ciascuna località di studio. Solo nell'area del comune di Gallipoli, dove sono state smontate le reti prima dell'avvio del transetto, quest'ultimo ha interessato anche la stessa area in cui erano state poste le reti.

I rimboschimenti in cui sono stati effettuati i campionamenti per la caratterizzazione della comunità ornitica sono di seguito elencati e meglio identificati nelle figure da 23 a 29, così come l'esatta disposizione delle reti ed il percorso effettuato nel transetto anche in relazione alle aree campione per la vegetazione:

- a) n. 1 in località Torre dell'Orso nel comune di Melendugno;
- b) n. 1 in località Sant'Andrea nel comune di Otranto;
- c) n. 3 in località Laghi Alimini nel comune di Otranto (Fontanelle, Frassanito, Serra Alimini);
- d) n. 1 in località Masseria Torcito nel comune di Cannole;
- e) n. 1 in località Baia Verde nel comune di Gallipoli.

Il numero di catture per ogni rimboschimento e, tra parentesi, il numero di catture normalizzato a 100 m di reti sono riportati nella tabella 10 dove le località sono riportate in ordine crescente di abbondanza totale (le specie contrassegnate con l'asterisco possono contribuire alla disseminazione delle specie della macchia mediterranea).

Tabella 10 - Numero di catture. Tra parentesi è riportato il numero di catture normalizzato su 100 m di rete.

Specie	Frassanto	Torre dell'Orso	Canole	Fontanelle	Sant'Andrea	Serra Alimini	Gallipoli	TOTALE
assiolo				1 (1,0)				1
capinera *				1 (1,0)			8 (7,8)	9
cinciarella *				1 (1,0)				1
codibugnolo				8 (7,6)			1 (1,0)	9
fiorrancino			3 (2,7)		1 (1,0)			4
fringuello *							2 (2,0)	2
merlo *		1 (1,1)			2 (2,0)	5 (4,0)	12 (11,8)	20
occhiocotto *		1 (1,1)	1 (0,9)	1 (1,0)	4 (4,0)	4(3,2)	1 (1,0)	12
passera scopaioia *		1 (1,1)			1 (1,0)	3 (2,4)	6 (5,9)	11
pettirosso *		3 (3,3)	2 (1,8)	2 (1,9)	11 (11,0)	13 (10,3)	5 (4,9)	36
scricciolo							1 (1,0)	1
tordo bottaccio *			1 (0,9)					1
usignolo di fiume*	1 (0,9)			2 (1,9)				3
TOTALE	1 (0,9)	6 (6,7)	7 (6,3)	16 (15,2)	19 (19,0)	25 (19,8)	36 (35,3)	110

Il numero di individui rilevato su transetto per ogni rimboschimento è riportato nella tabella 11 dove le località sono riportate in ordine crescente di abbondanza totale (le specie contrassegnate con l'asterisco possono contribuire alla disseminazione delle specie della macchia mediterranea).

Tabella 11 - Numero di individui per transetto. Tra parentesi è riportato il numero di catture normalizzato su 100 m di rete.

Specie	Sant'Andrea	Frassanito	Cannole	Fontanelle	Torre dell'Orso	Serra Alimini	Gallipoli	TOTALE
capinera			1	1	1	1	7	11
cardellino	3		2		3	2		10
cinciallegra *	1	1	2	2	3		1	10
cinciarella				2	2	1	1	6
codibugnolo			1	4				5
fiorrancino	1	2	8	1	5	3	4	24
fringuello *	1	1	1	1	3	3	3	13
gazza *	2	4	4	4	9	4	6	33
lui piccolo							1	1
merlo *		8	2	3	2	6	18	39
occhiocotto *	5	1	3	6	5	4	7	31
passera scopaiola *		2		1	1	3	5	12
pettirosso *	15	12	9	14	11	19	11	91
rampichino		1		1	1	2		5
scricciolo		1					2	3
tordo bottaccio *			1				13	14
usignolo di fiume *	2		1			3		6
verzellino	1				1	2	2	6
TOTALE	31	33	35	40	47	53	81	320

Il rimboschimento di Gallipoli mostra i più alti numeri di abbondanza ottenuti con entrambi i metodi di campionamento (35,3 esemplari catturati su 100 m di rete ed 81 avvistati), seguito da quello di Serra Alimini (rispettivamente 19,8 e 53). Per Gallipoli bisogna però tenere presente che, a causa della stagione invernale avanzata, alcuni avvistamenti potrebbero essere attribuibili ad esemplari già in migrazione. Il rimboschimento di Frassanito si pone all'ultima posizione nel metodo delle catture con reti ed al penultimo nel censimento col transetto. Bisogna però precisare che gli avvistamenti rilevati in questo transetto erano concentrati prevalentemente nei tratti confinanti con l'oliveto, mentre quelli che interessavano esclusivamente il rimboschimento ed i seminativi sono risultati abbastanza desolati. Analogamente anche il rimboschimento di Sant'Andrea si è rilevato abbastanza povero di specie se non nel tratto ecotonale con la macchia ed i seminativi, proprio dove erano posizionate le reti che hanno dato, quindi, risultati soddisfacenti. Il rimboschimento di Torre dell'Orso è risultato abbastanza povero di specie ornitiche col metodo della cattura ed inanellamento probabilmente perché queste non si sono potute posizionare, per motivi logistici, in aree maggiormente rappresentative la qualità ambientale complessiva, dovuta prevalentemente alla sua porzione più orientale.

Per ciascun individuo catturato sono state ispezionate le deiezioni rilasciate nei sacchetti deputati alla stabulazione, con il fine di rilevare l'eventuale presenza di semi di specie arbustive.

In totale sono stati riscontrati 35 semi nelle feci di 12 individui catturati (tabella 12).

Tabella 12 - Numero di semi di arbusti rilevati nelle deiezioni delle diverse specie di uccelli catturate.

Avifauna		Arbusti				
Specie	Individui	Lentisco	Robbia	Mirto	Olivo	Totale semi
	n	n semi				
Pettiroso	5	16	-	-	-	16
Occhiocotto	4	7	-	1	-	8
Merlo	2	-	-	3	2	5
Capinera	1	-	6	-	-	6
Totale	12	23	6	4	2	35

Il numero maggiore di semi è stato riscontrato nelle feci di Pettiroso, con 16 semi, esclusivamente di lentisco, per 5 individui catturati. Questa specie, la più abbondante tra quelle catturate (36 individui), è da considerare tra i principali vettori di dispersione delle specie arbustive a fruttificazione invernale. Anche per l'Occhiocotto, nonostante il numero di catture non elevato (12 individui), è stato rilevato un buon numero di semi nelle feci: nel 30% degli individui catturati sono stati riscontrati semi di Lentisco e Mirto.

Risulta interessante il rilevamento di numerosi semi di robbia (*Rubia peregrina* L.) per un esemplare di Capinera e di più voluminosi semi di olivo per il Merlo. Quest'ultima specie, analogamente ad altri Turdidae e grossi Passeriformi, risulta meglio adattata alla dispersione di drupe di grosse dimensioni.

Il numero di semi riscontrato varia notevolmente tra le diverse sessioni di inanellamento, principalmente in funzione della stagione in cui sono state realizzate le catture.

Infatti nelle sessioni di dicembre è stata rilevata una notevole quantità e varietà di semi nelle deiezioni; alla fine dell'inverno, a causa di una minore disponibilità di frutti maturi sugli arbusti selvatici, sono stati osservati esclusivamente semi di olivo.

La raccolta di tali informazioni, pertanto, dovrebbe essere realizzata entro i primi mesi dell'inverno, in concomitanza con il periodo di maggiore produzione di frutti (tabella 13).

Tabella 13 - Disponibilità di frutti stimata nel periodo di campionamento (2 = media disponibilità; 1 = bassa disponibilità; 0 = nessuna disponibilità).

Specie	Mese		
	dicembre	gennaio	febbraio
<i>Pistacia lentiscus</i>	2	2	1
<i>Olea europaea</i>	2	2	1
<i>Myrtus communis</i>	2	1	1
<i>Rubia peregrina</i>	2	1	1
<i>Smilax aspera</i>	1	1	1
<i>Rhamnus alaternus</i>	1	1	0
<i>Phillyrea angustifolia</i>	1	0	0
<i>Arbutus unedo</i>	1	0	0
<i>Ruscus aculeatus</i>	1	0	0
<i>Asparagus acutifolius</i>	1	0	0
<i>Rubus ulmifolius</i>	0	0	0
<i>Viburnum tinus</i>	0	0	0
<i>Hedera helix</i>	0	0	0
<i>Laurus nobilis</i>	0	0	0
<i>Rosa sempervirens</i>	0	0	0
<i>Daphne gnidium</i>	0	0	0
<i>Osyris alba</i>	0	0	0
<i>Crataegus monogyna</i>	0	0	0

Torre dell'Orso

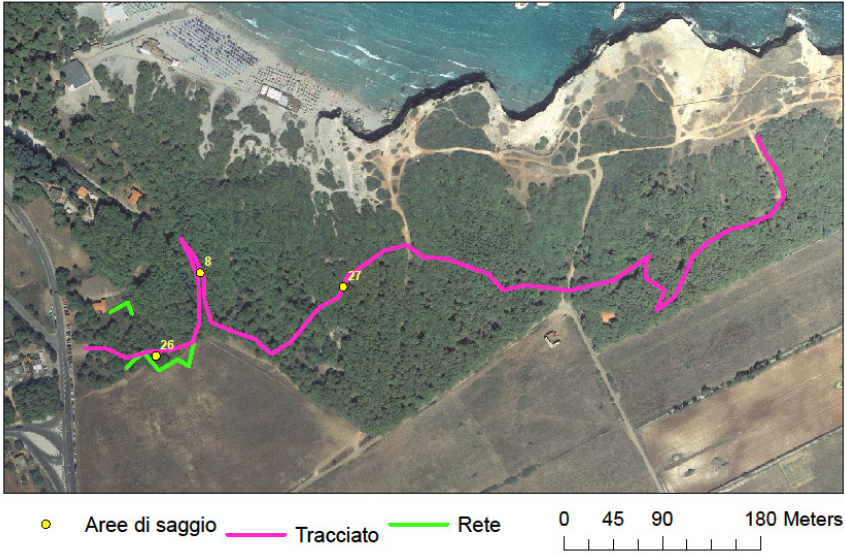


Figura 23 – Localizzazione delle reti e dei transetti nel sito di Torre dell'Orso.

Sant'Andrea

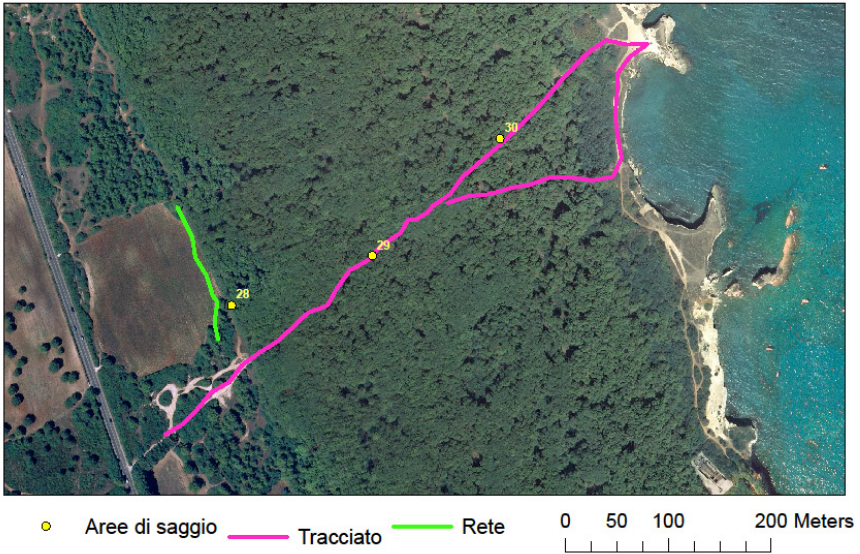


Figura 24 - Localizzazione delle reti e dei transetti nel sito di Sant'Andrea.

Fontanelle

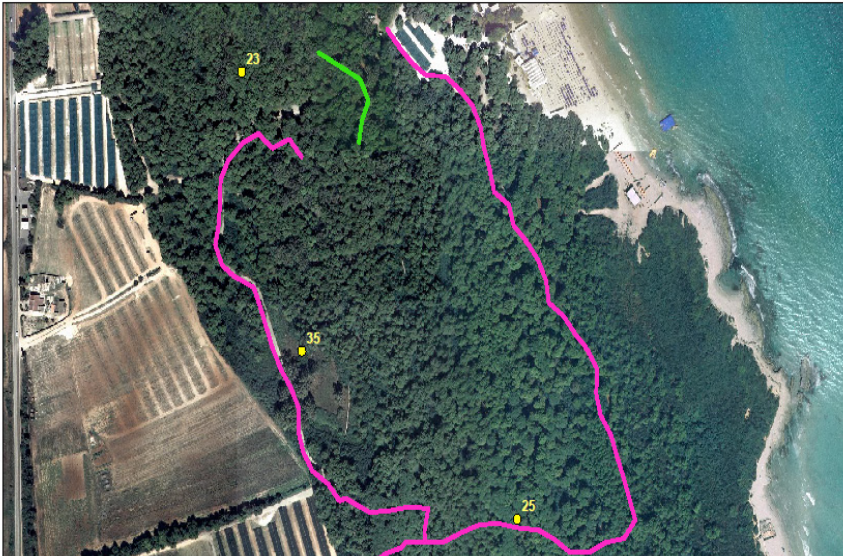


Figura 25 - Localizzazione delle reti e dei transetti nel sito di Fontanelle.

Frassanito



Figura 26 - Localizzazione delle reti e dei transetti nel sito di Frassanito.

Serra Alimini



Figura 27 - Localizzazione delle reti e dei transetti nel sito di Serra Alimini.

Cannole - Mass.a Torcito



Figura 28 - Localizzazione delle reti e dei transetti nel sito di Mass. Torcito.

Gallipoli



Figura 29 - Localizzazione delle reti e dei transetti nel sito di Gallipoli.

10.3 – Relazioni tra vettori ornitici e vegetazione dei rimboschimenti

Come evidenziato sia le comunità vegetali sia quelle ornitiche, si presentano piuttosto diversificate e strutturate rispetto alle ipotesi di partenza. Tuttavia i dati raccolti non sono conclusivi al riguardo delle relazioni tra la vegetazione e la avifauna relativamente alla possibilità di una diffusione passiva delle latifoglie arboree ed arbustive da parte degli uccelli, sia in relazione al ridotto numero di sito campione per l'avifauna, sia in relazione alla circostanza, emersa in sede di rilievo che i rilievi stessi non sono sempre coincisi con l'epoca della maggiore fruttificazione di queste specie. Quest'ultima circostanza potrebbe aver determinato una sottostima sia del reale livello di frequentazione delle aree campionate, sia del numero di semi riscontrati nelle deiezioni.

Tuttavia, si evidenzia, sia pure indicativamente, una relazione positiva tra i valori di densità del novellame (espresso come numero di individui per ettaro) e l'abbondanza totale delle specie ornitiche (espresso come numero di esemplari censiti lungo i transetti), rispettivamente censiti nelle aree campione associate ai siti di rilievo per l'avifauna e in questi ultimi (figura 30).

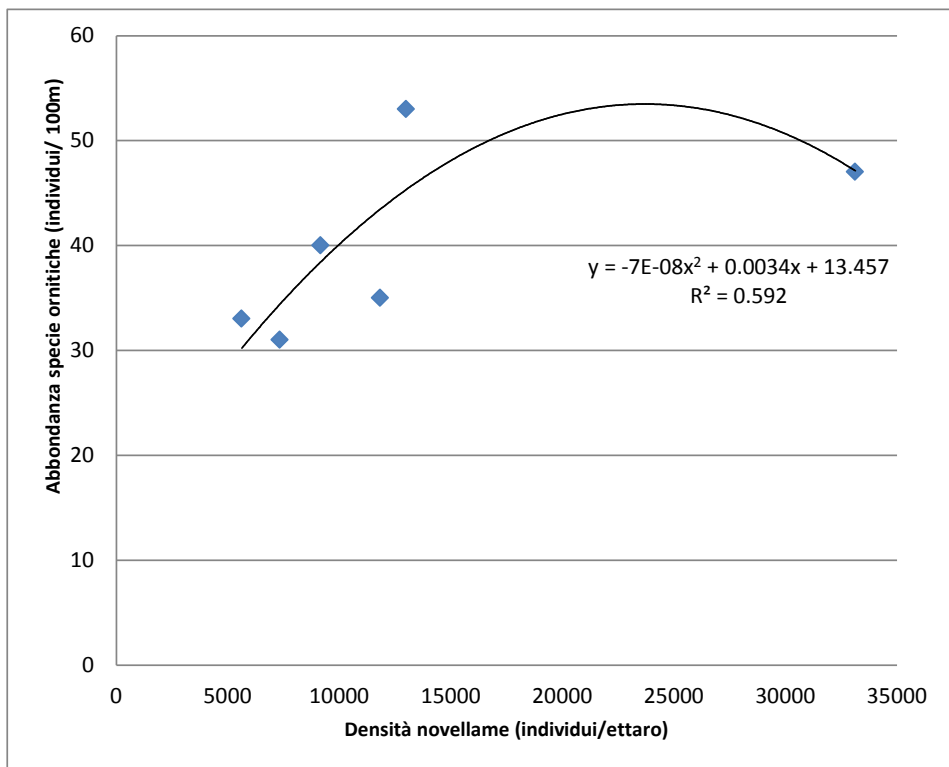


Figura 30 - Relazione tra la densità del novellame e l'abbondanza totale delle specie ornitiche.

In particolare è possibile ipotizzare quindi che l'avifauna possa svolgere un ruolo molto importante nei confronti dei processi di diffusione delle specie colonizzatrici dei rimboschimenti. Questo aspetto viene messo ancor più in risalto dal fatto che gran parte della fauna censita è rappresentata da specie che tipicamente si nutrono dei frutti di queste specie (capitolo 10.2) e possono quindi svolgere l'azione di disseminazione.

Inoltre non bisogna dimenticare che nello studio non è stato possibile tener conto dell'azione di disturbo antropico che le pinete (soprattutto quelle costiere) subiscono durante il periodo estivo (turismo e incendi) e che sicuramente danneggiano le giovani plantule.

11 – CONCLUSIONI

Le ricerche illustrate hanno permesso di compiere il primo passo verso l'acquisizione di elementi di conoscenza dell'ecologia del sistema dei rimboschimenti nel paesaggio della provincia di Lecce.

L'attenzione è stata incentrata sulla comprensione dei meccanismi alla base dei processi silvogenetici che stanno interessando molti dei rimboschimenti e che, in una situazione ambientale in cambiamento, risultano importanti ai fini del mantenimento della biodiversità alla scala vasta e contributo al sequestro ed all'accumulo di carbonio in sistemi forestali relativamente più stabili rispetto ai rimboschimenti stessi. Inoltre molte di tali fitocenosi forestali, che sono state caratterizzate dal punto di vista del carico di combustibile di nessun interesse economico, da lungo tempo non sono interessate da interventi selvicolturali, con conseguente accumulo di combustibile forestale di superficie e di chioma.

È del tutto evidente (capitolo 4.3) quindi che l'occorrenza dei processi silvigenetici pone questioni di non facile risoluzione ai fini di una gestione e di una selvicoltura (capitolo 4.3) che contemperino la necessità, da una parte di assecondare tali processi, dall'altra di prevenire gli incendi boschivi nel contesto della conservazione della natura.

Nonostante l'aumento evidenziato della connettività delle superfici boscate, la provincia di Lecce è ancora, in Italia, quella caratterizzata dal più elevato grado di frammentazione di habitat forestali. Tali habitat, con particolare riferimento alle *patch* più critiche per il mantenimento di questo

sia pur minimo livello di connettività, solo in parte risultano interessati da vari livelli di protezione istituzionale (parchi regionali e riserve naturali orientate) essendo la maggior parte di esse ricadenti in siti Natura 2000, per i quali, come noto, pur in presenza di norme che obbligherebbero alla loro tutela in termini sostanziali, sussiste una protezione solo formale e in cui è reale il rischio di incendio. Questo primo screening consente di evidenziare la necessità di una ricalibrazione della rete di aree protette salentine e della integrazione tra i livelli di pianificazione a fini di conservazione e quelli propri della gestione forestale.

L'ambito territoriale della penisola salentina appare, dal punto di vista del modello concettuale del *landscape continuum* (McIntyre e Hobbs, 1999), relativamente alla estensione e configurazione dei boschi, al quarto ed ultimo stadio di alterazione (*relictual*). Questo è caratterizzato dalla ridotta estensione areale, in termini assoluti e relativi rispetto all'intera superficie territoriale, dalla presenza di *patch* relitte di boschi a prevalenza di specie spontanee (*native vegetation species*), da bassi livelli di connettività funzionale tra i boschi e da elevato effetto margine della matrice paesistica sulle caratteristiche ecologiche dei boschi stessi, che presentano strutture e composizioni molto semplificate. Sebbene non sia possibile asserire con certezza che le condizioni di partenza fossero quelle del primo (*intact/homogenous*) o del secondo (*variegated*) stadio del modello, e che quindi la maggior parte delle specie si sia estinta nel tempo man mano che venivano raggiunte le rispettive soglie critiche di connettività (*sensu* Lindenmayer e Franklin, 2002), si può ipotizzare che le specie legate all'ecosistema bosco attualmente presenti siano solo quelle le cui metapopolazioni riescono a mantenersi vitali in simili condizioni.

L'evidenza di successioni secondarie in atto nei rimboschimenti, oltre alle evidenze circa le potenzialità per la effettiva esplicazione delle capacità di dispersione delle specie animali ritenute in grado di svolgere la funzione di vettori dei propaguli delle latifoglie, rappresenta un indizio che la soglia del grado di frammentazione oltre la quale è compromessa la stabilità delle metapopolazioni, non è ancora stato raggiunto.

In tale contesto territoriale, pertanto, quello del mantenimento della biodiversità forestale è un problema reale che va affrontato alla scala vasta, nell'ambito del processo di *governance* del paesaggio e in un'ottica di gestione adattativa (Holling, 1986, 1996; Gunderson e Holling, 2002; Nyberg, 1998) e queste prime conoscenze acquisite appaiono di grande rilevanza ai fini della definizione di una strategia di mantenimento e potenziamento dei livelli attuali di biodiversità dell'intero contesto paesistico considerando l'insieme delle singole emergenze naturalistiche in esso presenti.

Il lavoro condotto, inoltre, rappresenta un esempio di integrazione tra informazioni documentali e dati cartografici. Rispetto a questi ultimi in particolare il lavoro dimostra come questi possano proficuamente essere impiegati per l'applicazione di metodologie modellistiche su base ecologica anche sofisticate. Tuttavia è necessario considerare che la disponibilità di dati cartografici di ancora maggior dettaglio relativi alle variabili ambientali e la loro congruenza temporale rispetto a quelli esistenti potrà assicurare un incremento delle conoscenze e, soprattutto rappresentare la base necessaria per le simulazioni di cambiamento ed il monitoraggio, necessari ai fini di una ricalibrazione delle eventuali scelte

gestionali e selvicolturali. Questa possibilità è legata ad un maggiore sforzo da parte delle strutture del governo regionale verso la promozione e il coordinamento della acquisizione dei dati cartografici anche derivati da elaborazione di analisi di dati di remote sensing in grado di fornire informazioni non solo sulle tipologie di copertura del suolo ma anche su determinate caratteristiche delle vegetazioni in grado di influire su biodiversità e flussi di carbonio (Nagendra *et al.*, 2012). Questo non potrà essere disgiunto dalla promozione, coordinata, della raccolta di dati analitici relativi alla distribuzione di specie ed alla qualità dei loro habitat, indispensabili per le analisi di vitalità di popolazione, e della loro circolazione a scopo scientifico. Si evidenzia infine la necessità di un incremento delle conoscenze relative alle caratteristiche dei carichi di combustibili forestali, con particolare riferimento a quelle delle loro componenti maggiormente coinvolte nello sviluppo di incendi di chioma, che sono indispensabili per la parametrizzazione di modelli di simulazione del comportamento del fuoco in grado di prevederne il passaggio in chioma. L'uso di questi modelli si è rivelato utile anche per la definizione delle tipologie e modalità di intervento selvicolturale nei rimboschimenti di altri ambiti territoriali della regione (Notarnicola, 2012), ai fini della prevenzione degli incendi. Questi modelli, se opportunamente parametrizzati, potrebbero essere proficuamente impiegati nel contesto della provincia di Lecce, appunto per la definizione di specifiche tipologie e modalità di intervento selvicolturale mirate a contemperare entrambe le esigenze gestionali evidenziate.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E., 2003 - The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*64(4):233–247.
- Agnelli P., Campedelli T., Cutini S., Farina F., Londi G., Tellini Florenzano G., 2008 - Algoritmi di massima entropia per la determinazione dell'idoneità ambientale a scala regionale di alcune specie di chiroterri. 2° Convegno Italiano sui Chiroterri Serra San Quirico (Ancona) 21-23 novembre 2008.
- Albini F.A., Stocks B.J. - *Predicted and observed rates of spread of crown fires in immature Jack pine*, Combust. Sci. Technol. 48 (1986) 65–76.
- Albini, Frank A.; Korovin, G. N.; Gorovaya, E. H. 1978. Mathematical analysis of forest fire suppression. Res. Pap. INT-207. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 19 p.
- Anderson H.E., 1982 – *Aids to determining fuel models for estimating fire behavior*. Gen. Tech. Rep. INT-122. Ogden, UT:US. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station: 22 pp.
- Arnold G.W., 1995. Incorporating landscape pattern into conservation programs. In *Mosaic Landscapes and Ecological Processes* (L. Hansson, L. Fahrig and G. Merriam, eds) pp. 309-37. London: Chapman and Hall.
- Baskent E.Z., Keles S., 2005. Spatial forest planning: a review. *EcologicalModelling*. Vol 188, 2–4: 145–173

- Battiato S., 2000 - *Tesi di dottorato di ricerca* in “Metodi Statistici ed Entropici per l’Apprendimento e l’Analisi Automatica di Immagini Digitali”. Consorzio delle Università di Napoli, Salerno, Palermo, Catania.
- Biondi E., Beccarisi L., Casavecchia S., Medagli P., Zuccarello V., 2005 - Completamento delle Conoscenze Naturalistiche di Base in Italia. Carta delle Serie di Vegetazione della Puglia alla scala 1: 250.000. Società Botanica Italiana, Servizio Conservazione della Natura del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio.
- Biondi E., Casavecchia S., Beccarisi L., Marchiori, S., Medagli, P., Zuccarello V., 2010- Le serie di vegetazione della regione Puglia. In Blasi C.(ed.). La vegetazione d’Italia :390-409. Palombi & Partner S.r.l. Roma.
- Biondi E., Casavecchia S., Beccarisi L., Marchiori, S., Medagli, P., Zuccarello V., 2010- Le serie di vegetazione della regione Puglia. In Blasi C.(ed.). La vegetazione d’Italia :390-409. Palombi & Partner S.r.l. Roma.
- Byram G.M., 1959 – *Combustion of forest fuels*. In Davis K.P.: Forest fire control and use. McGraw Hill, New York
- Caliandro A., Lamaddalena N., Stelluti M., Steduto P., 2005. Caratterizzazione Agroecologica della Regione Puglia in funzione della potenzialità produttiva. Opuscolo divulgativo. Progetto ACLA 2 - POP Puglia 94-99. pp. 179
- Castellani C., Ghidini G., Tosi V., 1982. Tavole dendrometriche ed alsometriche del Pino d’Aleppo (*Pinus halepensis* Mill.) vaevoli in Italia. Annali Istituto Sperimentale Assesamento Forestale e Alpicoltura 1980-82, Volume VIII, p.5-44.
- Chapin F. S., Matson P. A., Mooney H. A., 2002 – *Principles of terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, New York, 436 pp.

- Chiesura Lorenzoni F., Curti L., Lorenzoni G.G., Lucato A., e S. Marchiori, 1974 - Ricerche fitosociologiche sulle cenosi a Quercia spinosa nel Salento (Puglia). *Not. Fitosoc.* 8:45-64.
- Cramp S.(Ed.), 1980. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic. Oxford University Press 695 pp.
- De Filippis D. Leronni V., Mairota P., 2008 - Dinamica della coesione spaziale del sistema dei boschi salentini. Spunti di riflessione per la valutazione della efficacia degli strumenti di tutela della biodiversità In: Mairota P., Mininni Mv., Laforteza R., Padoa-Schioppa 2008 (a cura di) *Ecologia e Governance del Paesaggio. Esperienze e prospettive*. Atti del X Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia del Paesaggio. 22-23 maggio 2008 Bari. Università degli Studi di Bari, Politecnico di Bari, SIEP-IALE, pp. 95-102.
- Debussche M. e Isenmann P., 1989 - Fleshy fruited characters and the choices of bird and mammal seed disperser in a Mediterranean region. *Oikos* 56:327-338.
- Elith J., Graham C.H., Anderson R.P., Dudik M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R.J., Huettmann F., Leathwick R., Lehmann A., Li J., Lohmann L.G., Loiselle B.A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton J.McC., Peterson A.T., Phillips J., Richardson K., Scachetti-Pereira R., Schapire E., Soberon J., Williams S., Wisz M., Zimmermann E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:487-515.

- Fahrig, L., Merriam G., 1985 - Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66(6):1762-1768.
- Fattizzo T. & Marzano G., 2002 – Dati distributivi sull’erpetofauna del Salento. *Thalassia Salentina*, 26: 113-132.
- Fattizzo T. & Marzano G., 2002 – Dati distributivi sull’erpetofauna del Salento. *Thalassia Salentina*, 26: 113-132.
- Fischer, J.; Lindenmayer, D.B. & Montague-Drake R., 2008 - The role of landscape texture in conservation biogeography: a case study on birds in south-eastern Australia. *Diversity and Distributions* 14:38–46.
- Forman R.T.T., 1995 - *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, 631 pp.
- Forman, R.T.T., Godron, M., 1986 - *Landscape Ecology*. John Wiley, New York, 618 pp.
- Francini Corti E., 1953 – Il Pino d’Aleppo in Puglia. *Annali della Facoltà di Agraria dell’Università di Bari* 8:137-193.
- Gualdi V., Tartarino P., 2001 – Studio dei tipi forestali della Puglia. Rapporti di ricerca I e II. Ed. Regione Puglia e Università degli Studi di Bari, Bari.
- Gunderson, L.H., Holling, C.S., 2002. *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press, Washington DC
- Haines-Young R., Chopping M. 1996 Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their applications to forested landscapes. *Progress in Physical Geography* 20:418-445
- Hanski, Gilpin M.E., 1991 - Metapopulation dynamics: Brief history and conceptual domain. *Biol. J. Linn. Soc.* 42:3–16.
- Hansson L., Fahrig L., Merriam G., 1995. *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Chapman & Hall. London

- Henle K.; Lindenmayer D.B.; Margules C.R.; Saunders D.A. & Wissel C., 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodiversity and Conservation* 13:1-8.
- Herrera, 1986 – Vertebrate dispersed plants: why we don't behave the way they should. – In: Estrada, A. and Fleming, T. H. (Eds), *Frugivores and seed dispersal*. Junk, The Hague pp. 5-18.
- Holling C.S., 1978. Adaptive Environmental Assessment and Management. Wiley, Chichester. Reprint 2005 The Blackburn Press. 377 pp
- Holling, C.S., 1978. Adaptive Environmental Assessment and Management. Wiley & Sons, London
- Holling, C.S., 1986. The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. In: Clark, W.C. e Munn R.E. (Eds.) Sustainable Development of the Biosphere, pp. 292-317 Cambridge University Press, Cambridge.
- Holling, C.S., 1996. Engineering resilience versus ecological resilience. In: Schulze P.C. (Ed.) Engineering within Ecological Constraints. National Academy Press, Washington DC.
- Huettmann F., Leathwick J.R., Lehmann A., Li J., Lohmann L.G., Loiselle B.A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., McC. Overton J., Peterson A.T., Phillips S.J., Richardson K., Scachetti-Pereira R., Schapire R.E., Soberón J., Williams S., Wisz M.S., Zimmermann N.E., 2006 - Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29:129-151.
- ICONA, 1987 e 1990 – *Clave fotografica para la identificación de modelos de combustible*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), Área de Defensa contra Incendios Forestales, Madrid. 2 Voll.

- Iserentant R., De Sloover J., 1976 - Le concept de bioindicateur. *Mem. Soc. Roy. Bot. Belg.*, p 7:15-24.
- Jaynes, E.T., 1957. Information theory and statistical mechanics. *Physical Review* 106(4):620-630.
- Jelinski D.E. and Wu J. 1996. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. *Landscape Ecology* 11:129–140.
- Keitt T.H., Urban D.L., Milne B.T., 1997 - Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* [online]1(1):4 [<http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4>]. Ultimo accesso 08/07/2009.
- King A.W., Johnson A.R. and O'Neill R.V. 1991. Transmutation and functional representation of heterogeneous landscapes. *Landscape Ecology*5:239–253.
- La Gioia G. (a cura di), 2009b. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Lecce (2000-2007). Edizioni del Grifo, Lecce: 1-176.
- La Gioia G. (a cura di), 2009b. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Lecce (2000-2007). Edizioni del Grifo, Lecce: 1-176.
- La Gioia G. e Scebba S., 2009. Atlante delle migrazioni in Puglia. Edizioni Publigrific, Trepuzzi (Le): 1-288.
- La Gioia G., 2009a – *La migrazione primaverile dei rapaci diurni a Capo d'Otranto*. Edizioni Publigrific, Trepuzzi (Lecce) 176 pp.
- La Gioia G., 2009a. La migrazione primaverile dei rapaci diurni a Capo d'Otranto. Edizioni Publigrific, Trepuzzi (Le): 1-88.
- La Gioia G., Scebba S., 2009 – *Atlante delle migrazioni in Puglia*. Edizioni Publigrific, Trepuzzi (Lecce) 288 pp.
- Leone V., 2001 – *Interventi selvicolturali per il recupero di soprassuoli boschivi percorsi da incendi*. *L' Italia Forestale e Montana*, 56 (6): 430 - 440.

- Leone V., Saracino A., De Natale F., 1993 – *I modelli di combustibile e la previsione del comportamento del fuoco* - Cellulosa e Carta, Volume XLIV, n. 2, p.50-58
- Lindenmayer D.B., Franklin J.F., 2002. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press Washington DC 352 pp
- Macchia F., 1984 - *Il fitoclima del Salento*. *Not. Soc. Ital. Fitosoc.*, 19(2):29-60.
- Macchia F., Cavallaro V., Forte L., Terzi M., 2000 - [Vegetazione e clima della Puglia](#). In Marchiori S. (Ed.), De Castro F. (Ed.), Myrta A. (Ed.). *La cooperazione italo-albanese per la valorizzazione della biodiversità*. Bari: CIHEAM-IAMB, 2000. p. 33-49: 8 ill. 18 ref. (*Cahiers OptionsMéditerranéennes*; v. 53). Seminario: La Cooperazione Italo-Albanese per la Valorizzazione della Biodiversità, 2000/02/24-26, Lecce (Italy).
- Mairota P., Mininni MV 2000. Multiple-scale landscape ecological analysis in rural Mediterranean. In: Mander. U. Jongman, R.H.G., Eds.. *Consequences of Land Use Changes*. p. 269-294, Bath: The Wessex Institute of Technology, ISBN/ISSN: ISBN 1-85312-650-0
- Mairota P., Tellini Florenzano G., Piussi P., 2006 - Gestione del bosco e conservazione della biodiversità. *Introduzione*. In: Fabbio G. [a cura di]. *Annali C.R.A. Istituto Sperimentale per la Selvicoltura*. Arezzo 33:187-190.
- Manning A.D.; Lindenmayer D.B., Nix A., 2004 - Continua and *Umwelt*: novel perspectives on viewing landscapes. *Oikos*104:621-628.
- Marchant J.H., Forest C., Greenwood J.J.D., 1997 - A review of large scale generic population monitoring schemes in Europe. *BirdCensus News* 10: 4279.

- Marchiori S., Medagli P. & Ruggiero L., 1998 – Guida Botanica del Salento. Mario Congedo Editore: 1-237.
- Marchiori S., Medagli P. & Ruggiero L., 1998 – Guida Botanica del Salento. Mario Congedo Editore: 1-237.
- Massa B., 1982. Il gradiente faunistico nella Penisola italiana e nelle isole. *Atti Soc. ital. Sci. Nat. Mus. Civ. Stor. Nat.*, Milano, 123: 353-374.
- Massa B., 1982. Il gradiente faunistico nella Penisola italiana e nelle isole. *Atti Soc. Ital. Sci. Nat. Mus. Civ. Stor. Nat.*, Milano, 123: 353-374.
- Massolo A., 2005 - Caso di Studio “Analisi strutturale delle reti ecologiche”. http://www.eulabs.eu/Downloads/Pubblicazioni/reti_ecologiche_2006.pdf. Ultimo accesso 08/07/2009.
- Mc Arthur R.H., McArthur J.W., 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology*. Vol 42, issue 3
- McGarigal K. & Marks B. J. 1995. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. General Technical Report PNW-GTR-351. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR. 122 pp.
- McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C., 2002 - FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site:<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Ultimo accesso 08/07/2012.
- McIntyre S. e Hobbs R.J., 1999. A framework for conceptualising human effects on landscapes and its relevance to management e research models. *Conservation Biology* 13:1282-1292
- Meschini E., S. Frugis (Eds.), 1993 - Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* 20:1-344.

- Nagendra, H., Lucas, R., Pradinho Honrado, J., Jongman R.H.G., Tarantino, C., Adamo, M., Mairota, P., 2012. Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity and threats. *Ecol. Indicat.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.014>
- Noss R, 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*. Vol. 4: 355–364.
- Notarnicola, G., 2012 Modelli di combustibile nei rimboschimenti di Pino d' Aleppo (*Pinus halepensis* Miller) in Puglia e Caratterizzazione delle forest canopy properties finalizzata alla applicazione di modelli di previsione della propagazione degli incendi di chioma. Tesi di Dottorato Università degli Studi di Bari "Aldo Moro".
- Nyberg, J.B. 1998. Statistics and the practice of adaptive management. Pages 1-7. In Sit V. e Taylor B., (Eds.) *Statistical Methods for Adaptive Management Studies*,. Land Management Handbook 42, B.C. Ministry of Forests, Victoria, BC.
- O'Neill R.V., 1979. Transmutations across hierarchical levels. In: Innis G.S., O'Neill R.V. [Eds.] *Systems Analysis of Ecosystems*. pp. 59-78. International Co-operative, Fairland, Maryland, USA.
- Openshaw S. 1984. *The Modifiable Areal Unit Problem*. Geo Books, Norwich, UK.
- Pasqual-Hortal, L. e Saura, S., 2006 – Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21(7):959-967.
- Patrone C., 2010 in *Incendi boschivi 2009* – Corpo Forestale dello Stato

- Phillips S. J., Anderson R. P., Schapire R. E., 2006 – Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological modelling* 190:231-259.
- Phillips S.J., Dudi'k M., 2008 - Modeing of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*31:161-175.
- Pignatti S., 1998 - *I boschid'Italia* UTET, Torino.
- Pijl L. van der, 1972 – *Principles of dispersal in higher plants*. 2nd ed. Springer, Berlin.
- Puzzovio R., 1991 - Inventario dei rimboschimenti realizzati in Provincia di Lecce e pianificazione degli interventi necessari alla loro conservazione. Tesi di Laurea in Scienze Forestali A. A. 1990 – 1991, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Bari.
- Puzzovio, R., Inventario dei rimboschimenti della provincia di Lecce Tesi di Laurea, Università degli Studi di Bari, Facoltà di Agraria AA 1990-91)
- Regione Puglia, 2012 –*Piano di previsione, prevenzione e lotta attiva contro gli incendi boschivi 2012-2014, L.353/200.*
- Ricklefs R.E., 1999 – *L'economia della natura*. Seconda edizione, Zanichelli, 630 pp.
- Rothermel, R.C. 1983 – *How to predict the spread and intensity of forest and range fires*. Gen. Tech. Rep. INT-143. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 161 p.
- Saura S., Pascual-Hortal, L., 2007 - A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study, *Landscape Urban Planning* 83(2-3):91-103.

- Snow D. W. e C.M. Perrins, 1998 - *The birds of the Western Palearctic* con il contributo di Robert Gillmor, Brian Hillcoat, Doroty Vincent, D. I. M. Wallace, M. G. Wilson. Volume 1 (non passerines) e 2 (passerines).
- Tartarino P., Galante W. Greco R. (2007). Using the Hart-Becking Spacing Index in a study of the naturalisation of *Pinus halepensis* Miller plantation stands in the south-eastern Salento peninsula. *OPTIONS MÉDITERRANÉENNES. SÉRIE A: SÉMINAIRES MÉDITERRANÉENS*. vol. 75, pp. 24-30.
- Tellini Florenzano G., Campedelli T., Londi G., Dessì Fulgheri F., Gusmeroli E., 2008 - Idoneità ambientale a scala vasta per specie di interesse per la conservazione, ottenuta a partire da dati di sola presenza con algoritmi di massima entropia (MaxEnt). *Ecologia e governance del paesaggio. Esperienze e prospettive. Atti del X Congresso Nazionale della Società Italiana del Paesaggio. 22-23 maggio 2008 Bari. Università degli Studi di Bari, Politecnico di Bari, SIEP-IALE: pp. 237-244.*
- Urban D.L., Keitt T.H., 2001 – Landscape connectivity: a graph theoretic perspective. *Ecology* 82:1205-1218
- Wheelwright N. T., Orians G. H., 1982 - Seed Dispersal by Animals: Contrasts with Pollen Dispersal, Problems of Terminology, and Constraints on Coevolution. *The American Naturalist* 126(3):402-424.
- Wiens J.A. & Milne B.T., 1989. Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology* 3(2):87-96.
- Wiens J.A. e Rotenberry J.T., 1981 - Censusing and the evaluation of avian habitat occupancy. *Studies in Avian Biology* 6:522-532.

- Wiens, J.A., 1997 -The Emerging role or Patchiness in Conservation Biology. In: S.T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachak, G.E. Likens (Eds.) *The Ecological Basis of Conservation*.
- Wu J. & Levin S.A., 1994. A spatial patch dynamic modelling approach to pattern and process in an annual grassland. Ecological Monographs 64:447-464.
- Wu J., 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: Scaling relations. Landscape Ecology 19: 125–138.

stampa digitale - Ottobre 2012
ideaprint, Bari - 0805424587 - ideaprint@virgilio.it