



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

DIPARTIMENTO DI TECNOLOGIE, INGEGNERIA E SCIENZE DELL'AMBIENTE E
DELLE FORESTE

Dottorato di Ricerca in “Scienze e Tecnologie per la gestione forestale e ambientale”, XX ciclo

Settore scientifico-disciplinare: AGR/10

**LAND COVER e LAND USE CHANGE DI MEDIO-LUNGO PERIODO IN PROVINCIA
DI RIETI: ANALISI E MODELLIZZAZIONE DELLE DINAMICHE TERRITORIALI**

Coordinatore:
Prof. Gianluca Piovesan

Tutor:
Prof. Lorenzo Boccia

Dottorando:
Raffaele Pelorosso

*”L'unico vero viaggio verso la scoperta
non consiste nella ricerca di nuovi paesaggi,
ma nell'avere nuovi occhi”*

Marcel Proust

Ringraziamenti

Ringrazio tutti coloro che mi hanno consentito di lavorare a questa tesi, sopportandomi e permettendomi di tralasciare tutte quelle azioni che normalmente un essere umano svolge durante la giornata.

Grazie a Roberta, che mi è stata sempre accanto durante tutto questo percorso. Il suo indispensabile supporto, morale e fisico, ha certamente garantito il mio bene stare nella società. Le scuse per ciò che non ho notato, detto e fatto in questi anni sono d'obbligo.

Un grazie particolare a Stefano, che nonostante gli sforzi per scappare all'estero, è dovuto rimanere a lavorare con me per un bell'annetto. Ricorderò con gioia quei bei momenti in silenzio a fare quadratini e quei panini sui monti di Micigliano.

Grazie a Lorenzo per i preziosi suggerimenti sulla ricerca e sul lavoro che spero un giorno diventino la stessa cosa.

Un sincero grazie ad Antonio e Nicoletta. La loro disponibilità verso ogni progetto di ricerca e di lavoro è stata sempre presente e costante.

Infine, grazie ai miei genitori, Maria Teresa e Sandro, a mia sorella Maria Luce e mio fratello Emilio. In questi anni, pur non sapendo bene quello che stavo facendo e se mi sarebbe stato utile un giorno, mi avete sopportato e vi siete fidati di me...grazie.

Abstract

Land use and land cover changes (LUCC) are among the most important alterations of the Earth's land surface. Since the Second World War, LUCC and landscape transformations have accelerated. Thus, understanding and predicting the causes, processes and consequences of LUCC has become a major challenge to landscape ecology, regional land use planning and biodiversity conservation. A serious analysis of these changes in central Italy has not yet been realised. In particular, for the time period before launch of Landsat satellite (1972), the study of changes was pointed out for small areas only. Consequently, the dynamics of large territories are not clear.

The studies presented in this dissertation intend to contribute to the growth of the level of knowledge and awareness of these dynamics. The analysis conducted in the period 1950-2000 on Rieti Province (central Italian Apennines), in fact, made it possible to observe the changes in the landscape and to highlight the discrepancies between the data commonly used for the analysis of LUCC. Moreover, the main causes and consequences of abandonment and natural forestation were analysed and some predictions of future scenarios were developed.

The methodologies here presented and the results obtained, give a useful contribution to interregional development plans, aiming to reduce the risk of loss of natural resources (e.g. biodiversity conservation) and at preserving both the traditional landscape and the cultural heritage of the population.

Keywords: *land use-cover change; landscape planning; Apennines; data integration; historical maps; aerial photos; biodiversity conservation; spatial modelling*

Riassunto

I cambiamenti di uso e copertura delle terre (land-use and land-cover changes, LUCC) sono strettamente collegati alle trasformazioni del paesaggio e sono le alterazioni più importanti della superficie terrestre causate dall'uomo. Negli ultimi sessanta anni le dinamiche e le trasformazioni del territorio sono accelerate e l'attenzione verso la conservazione del paesaggio è notevolmente incrementata. Nel centro Italia una completa analisi per la definizione dell'entità dei cambiamenti, la comprensione delle cause che li hanno generati e lo studio delle possibili future conseguenze sull'ambiente, non è stata ancora effettuata. In particolare, per il periodo antecedente il lancio del satellite Landsat (1972), lo studio dei cambiamenti delle coperture è stato effettuato solo per aree ristrette. Di conseguenza, le dinamiche di vasti territori sono poco chiare.

Gli studi presentati in questa tesi, intendono contribuire alla crescita del livello di conoscenza e consapevolezza di queste dinamiche. Le analisi, condotte nel periodo 1950-2000 a livello della Provincia di Rieti (Appennino centrale Italiano), infatti, hanno permesso di osservare le molteplici trasformazioni del paesaggio e di evidenziare le discordanze esistenti tra i dati comunemente utilizzati per l'analisi dei LUCC. Inoltre, sono state analizzate le principali cause e conseguenze dei processi di abbandono e forestazione naturale e costruiti alcuni scenari futuri di paesaggio.

I metodi di analisi e i risultati ottenuti, se inseriti in un processo di decision-making ambientale e socio-economico, potranno, quindi, migliorare l'efficacia di piani (inter-) regionali di sviluppo per la conservazione del paesaggio, delle risorse naturali, delle tradizioni culturali e della biodiversità.

Parole chiave: *land use-cover change; pianificazione del paesaggio; Appennino; data integration; mappe storiche; foto aeree; conservazione della biodiversità; modellizzazione spaziale*

INDICE GENERALE

1. INTRODUZIONE GENERALE.....	1-1
1.1. Bibliografia.....	1-4
2. EVOLUZIONE DEL PAESAGGIO ITALIANO.....	2-1
2.1. L'agricoltura e il paesaggio italiano.....	2-1
2.2. L'agricoltura italiana: gli inizi.....	2-2
2.3. Lo sfruttamento del suolo nell'alto medioevo.....	2-3
2.4. Il basso medioevo: verso la nascita dei comuni.....	2-5
2.5. Dal XIII secolo all'unificazione tra cicli di recessione ed espansione agricola.....	2-8
2.6. Dall'unificazione ad oggi.....	2-13
2.7. La montagna appenninica centro settentrionale tra il XVIII e il XX secolo.....	2-14
2.8. Considerazioni finali.....	2-16
2.9. Bibliografia.....	2-18
3. LAND COVER E LAND USE CHANGE NELL'APPENNINO CENTRALE ITALIANO: COMPARAZIONE TRA DATI CENSUARI E CARTOGRAFICI.....	3-1
Abstract.....	3-1
3.1 Introduzione.....	3-1
3.2 Materiale.....	3-3
3.3 Metodi.....	3-4
3.4 Risultati.....	3-5
3.5 Conclusioni.....	3-6
3.6 Bibliografia.....	3-7
Figure.....	3-10
Tabelle.....	3-16
4. APPLICAZIONE GIS-INTEGRATA PER LO STUDIO DEI CAMBIAMENTI DI MEDIO-LUNGO PERIODO DELLE COPERTURE DELLE TERRE MEDIANTE FOTO AEREE STORICHE.....	4-1
Abstract.....	4-1
4.1. Introduzione.....	4-1
4.2. Materiale e metodi.....	4-3
4.2.1 Ortorettifica foto aeree	4-4
4.2.2 Produzione delle coperture del suolo	4-6
4.3. Risultati.....	4-8
4.3.1 Ortorettifica del Volo 1954.....	4-8
4.3.2 Evoluzione delle coperture delle terre.....	4-9
4.4. Discussione.....	4-11
4.4.1 Ortorettifica volo 1954.....	4-11
4.4.2 Produzione delle mappe di copertura delle terre.....	4-12
4.4.3 Evoluzione del territorio.....	4-13
4.5. Conclusioni.....	4-14
4.6. Bibliografia.....	4-15
5. DINAMICHE TERRITORIALI E MUTAMENTI DEGLI HABITAT FAUNISTICI..	5-1
Abstract.....	5-1
5.1. Introduzione.....	5-1
5.1.1 Le specie	5-2
5.1.2 Lo studio dell'evoluzione dell'uso e copertura del suolo.....	5-4

5.2. Materiale e metodi.....	5-5
5.2.1 Database cartografico.....	5-5
5.3. Risultati.....	5-10
5.3.1 Analisi dei dati cartografici.....	5-10
5.3.2 Confronto temporale tra modelli di idoneità faunistica.....	5-13
5.4. Conclusioni.....	5-16
5.5. Bibliografia.....	5-17
6. ANALISI SPAZIALE DEL CAMBIAMENTO DELLE COPERTURE.....	6-1
6.1 Driving forces del LUCC.....	6-1
6.2 Storia dell'analisi spaziale dei LUCC.....	6-2
6.3 Pattern e scala di analisi dei LUCC.....	6-3
6.4 Problemi relativi alla interazione di scala spaziale, temporale e dipendenza gerarchica...6-5	
6.5 Autocorrelazione spaziale.....	6-8
6.6 Metodi statistici per l'analisi spaziale delle coperture.....	6-9
6.6.1 Tecniche per l'analisi esplorativa dei dati.....	6-10
6.6.2 Analisi di regressione.....	6-11
6.6.3 Reti neurali artificiale e analisi multicriteriale.....	6-15
6.7 Bibliografia.....	6-16
7. MODELLIZZAZIONE DEL LAND-COVER CHANGE: LA SUCCESSIONE SECONDARIA DEI PASCOLI IN PROVINCIA DI RIETI.....	7-1
7.1. Introduzione.....	7-1
7.2. Materiale e metodi.....	7-4
7.2.1 Area di studio.....	7-4
7.2.2 La variabile dipendente e le variabili indipendenti.....	7-4
7.2.3 Il modello di cambiamento e la futura riduzione dei pascoli.....	7-5
7.3. Risultati.....	7-9
7.3.1 Modello di idoneità per la forestazione dei pascoli (localizzazione).....	7-9
7.3.2 La quantità di forestazione dei pascoli.....	7-16
7.4. Discussione.....	7-20
7.4.1 Driving forces del cambiamento e possibili interventi.....	7-20
7.4.2 Il modello di cambiamento.....	7-21
7.5. Conclusioni.....	7-23
7.6. Bibliografia.....	7-24
8. CONCLUSIONI GENERALI.....	8-1
APPENDICE I - “Land-cover” e “Land-use”: problematiche e definizioni.....	AI-1
APPENDICE II - La Carta della Utilizzazione del Suolo d'Italia del 1960.....	AII-1

1. INTRODUZIONE GENERALE

Lo sfruttamento del territorio agro-forestale da parte dell'uomo ha da sempre rimodellato la superficie terrestre, determinando la natura del suo manto vegetale, e definendo la fisionomia di ogni territorio, cioè quello che chiamiamo scenario o paesaggio. Il paesaggio, infatti, può essere definito come uno spazio geografico ed ecologico dotato di una sua peculiare strutturazione in costante trasformazione, costituito da un continuum di tracce, sovrapposte le une alle altre, lasciate nel tempo dai processi naturali e dalle attività umane (Pezzi et al., 2005; Pezzi et al., 2006; Antrop, 2005; Farina 1998; Skånes e Bunce 1997).

I cambiamenti di uso e copertura delle terre (land-use and land-cover changes, LUCC) sono strettamente collegati alle trasformazioni del paesaggio e sono le alterazioni più importanti della superficie terrestre causate dall'uomo (Lambin et al. 2001). I LUCC, infatti, hanno un impatto diretto sulla biodiversità (Sala et al., 2000); sono la principale causa di degradazione dei suoli (Tolba et al., 1992); alterano gli ecosistemi e influenzano la capacità dei sistemi biologici di sostenere i bisogni umani (Vitousek et al., 1997); contribuiscono ai cambiamenti locali e regionali del clima (Chase et al., 1999) e al riscaldamento globale di clima (Houghton et al., 1999) e, in parte, determinano la vulnerabilità dei luoghi e della gente alle perturbazioni climatiche, economiche o socio-politiche (Kasperson et al., 1995). Conoscere e predire le cause, i processi e le conseguenze del cambiamento dell'uso e copertura delle terre è, quindi, divenuta la maggiore sfida dell'ecologia del paesaggio, della pianificazione regionale dell'uso del suolo e della conservazione della biodiversità (Etter et al., 2006).

Negli ultimi sessanta anni le dinamiche e le trasformazioni del territorio sono accelerate e l'attenzione verso la conservazione del paesaggio è notevolmente incrementata. In Europa, in particolare, durante la seconda metà del XX secolo, fattori socio-economici di sviluppo e l'innovazione tecnologica, hanno generato processi di specializzazione e intensificazione nei territori altamente produttivi, e l'abbandono delle aree agricole meno redditizie di collina e montagna (Caporali, 1995; Ewert et al., 2005; Rounsevell et al., 2005). Lo studio dei LUCC di questo periodo è, quindi, una materia di ricerca per molti scienziati e l'attenzione delle politiche europee e mondiali in questo campo è elevata (es: progetti CORINE e LUCC). Nel centro Italia una completa analisi per la definizione dell'entità dei cambiamenti, la comprensione delle cause che li hanno generati e lo studio delle possibili future conseguenze sull'ambiente, non è stata ancora effettuata. In particolare le dinamiche del territorio nel periodo antecedente il lancio dei satelliti (1972 per il Landsat), sono poco chiare e, spesso, il loro studio è stato effettuato per aree ristrette (Acosta et al., 2005; Peroni et al., 2000; Pezzi et al., 2006; Rocchini et al., 2006).

Gli studi presentati in questa tesi, intendono contribuire alla crescita del livello di conoscenza e consapevolezza di queste dinamiche. Le analisi, condotte nel periodo 1950-2000 a livello della Provincia di Rieti (Appennino centrale Italiano), infatti, hanno permesso di osservare le molteplici trasformazioni del paesaggio e di evidenziare le discordanze esistenti tra i dati disponibili, comunemente utilizzati per l'analisi dei LUCC. Inoltre, sono state analizzate le principali cause e conseguenze dei processi di abbandono e forestazione naturale e costruiti alcuni scenari futuri di paesaggio. I metodi di analisi e i risultati ottenuti, se inseriti in un processo di decision-making ambientale e socio-economico, potranno, quindi, migliorare l'efficacia di piani (inter-) regionali di sviluppo per la conservazione del paesaggio, delle risorse naturali, delle tradizioni culturali e della biodiversità.

Diversi argomenti relativi all'analisi dei LUCC sono stati esaminati in questa tesi. Essi sono suddivisi per capitoli e sono tutti strettamente legati tra loro. Una breve introduzione alle problematiche affrontate è di seguito riportata.

Considerare “corretto” o sostenibile un determinato pattern di paesaggio, non è semplice. Spesso le scelte pianificatorie sono basate solo sulla recente evoluzione del territorio e il punto di vista, è estetico e fortemente antropocentrico. La conoscenza delle dinamiche e della mutabilità del paesaggio, in relazione a fattori socio-economici e climatici, può aiutare a superare questa limitata, se pur imprescindibile, visione antropocentrica. Lo studio dell'evoluzione dell'uso e copertura del terre, affiancato alla valutazione d'aspetti ambientali, quali la conservazione della fertilità, del suolo e della biodiversità, può allora fornire un ulteriore supporto e criterio di giudizio al decision-making ambientale e socio-economico, per il raggiungimento di un governo del territorio ampio e sostenibile. Nel secondo capitolo è stata effettuata una sintetica analisi storica dell'evoluzione del territorio agro-forestale italiano dalla nascita dell'agricoltura ai giorni nostri. La natura mutevole del paesaggio, quindi, è stata evidenziata, descrivendo i maggiori mutamenti degli usi e coperture delle terre in relazione a fattori socio-economici e climatici.

Il land cover è differente dal land use. Il “land cover” (copertura delle terre) è la copertura biofisica osservata sulla superficie terrestre (Di Gregorio e Jansen, 2000). Il land use (uso dei suoli), invece, è riferito al modo in cui questo assetto biofisico è utilizzato dalla popolazione (Cihlar & Jansen, 2001)¹. La principale, e spesso unica, informazione disponibile del land-use sono i censimenti, mentre, le informazioni relative al land-cover sono solitamente dedotte dalle cartografie derivate principalmente da foto aeree o immagini satellitari. Le superfici e i trend evolutivi determinati attraverso l'uso dei censimenti, sono spesso in disaccordo con quelli determinati con l'analisi delle carte delle coperture delle terre, questo impedisce una chiara

¹ Per una più approfondita descrizione di questi aspetti vedere Appendice I

lettura delle trasformazioni di un territorio. Ma come comparare queste diverse tipologie di dato? Quali sono gli usi che presentano trend maggiormente differenti dalle coperture delle terre? Perché? È possibile quantificare l'errore riportato dalle diverse informazioni? Nel terzo capitolo si è risposto a queste domande attraverso una procedura di integrazione di dati e un'analisi critica delle informazioni censuarie e cartografiche disponibili per la Provincia di Rieti tra il 1960 e il 2000.

Lo studio dei LUCC si è recentemente sviluppato grazie alla possibilità di utilizzare immagini satellitari ad alta risoluzione metrica e spettrale, ma, per indagare l'evoluzione avvenuta in periodi più lontani (oltre 30 anni), spesso, le uniche informazioni disponibili sono quelle relative alle foto aeree. La correzione metrica delle foto aeree e la qualità delle mappe di LC ottenibili da queste informazioni sono, quindi, il primo obiettivo da raggiungere per poter realizzare una seria analisi del LUCC di medio-lungo periodo. Nel quarto capitolo, questi aspetti sono stati affrontati sviluppando una metodologia per l'ortorettifica delle foto aeree storiche e per la produzione di mappe delle coperture delle terre di elevato dettaglio; inoltre, è stata indagata l'evoluzione di un ampio territorio (3619 ha, pari al 1.3% della superficie provinciale) tra il 1954 e il 2000.

Le variazioni della copertura del suolo e delle utilizzazioni delle terre ed i mutamenti ambientali derivanti, hanno indiscutibilmente effetti sulle specie animali che li abitano. Nei futuri scenari di cambiamento della biodiversità, per gli ecosistemi terrestri, il cambiamento dell'uso del suolo avrà probabilmente il più grande effetto (Sala et al., 2000). I modelli di idoneità ambientale permettono di integrare e sintetizzare le relazioni specie-ambiente e rappresentano un valido strumento di supporto alle indagini conoscitive e ai progetti relativi alla conservazione e al monitoraggio ambientale (Vietti et al., 2004). Nel quinto capitolo, sulla base delle informazioni delle coperture delle terre del 1960 e del 2000, sono stati costruiti e confrontati due scenari d'idoneità ambientale. È stato, quindi, indagato il mutamento di habitat avvenuto per due specie con differenti esigenze ambientali, la coturnice (*Alectoris graeca*) e il cinghiale (*Sus scrofa*).

La modellizzazione dei LUCC è un importante strumento per conoscere e predire le cause, i processi e le conseguenze del cambiamento. La modellizzazione del cambiamento può essere ottenuta attraverso modelli multivariati che, analizzandone la distribuzione spaziale, ne definiscono le cause e le eventuali future proiezioni (Serneels e Lambin, 2001). Per meglio comprendere le problematiche utili all'analisi spaziale e alla modellizzazione dei LUCC, nel sesto capitolo sono stati descritti alcuni concetti quali la scala, il pattern di paesaggio e

l'autocorrelazione spaziale dei dati. Inoltre, è stata riportata una sintesi dei principali metodi statistici per l'analisi spaziale dei LUCC, con particolare riferimento alla regressione logistica.

Nel settimo e ultimo capitolo, infine, è stata realizzata un'analisi spaziale del land-cover change. Attraverso la modellizzazione della successione secondaria dei pascoli in provincia di Rieti, si sono evidenziate le principali cause del più grande fenomeno di cambiamento verificatosi dal 1960 e il 2000 ed, inoltre, si sono creati alcuni scenari di cambiamento futuri utili alla definizione dei pascoli più a rischio di scomparsa.

1.1 Bibliografia

- Acosta A, Carranza M. L., Giancola M. (2006). Landscape change and ecosystem classification in a municipal district of a small city (Isernia, central Italy). *Environmental Monitoring and Assessment* 108: 323–335.
- Antrop M. (2005). Why landscape of the past are important for the future, *Landscape and Urban Planning*, 70: 21-34.
- Chase, T.N., Pielke, R.A., Kittel, T.G.F., Nemani, R.R., Running, S.W. (1999). Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. *Climate Dynamics*, 16:93–105.
- Cihlar J., Jansen L. J. M. (2001). From Land Cover to Land Use: A Metodology for Efficient Land Use Mapping over Large Areas. *Professional Geographer*, 53(2), 275-289.
- Di Gregorio A., Jansen, L. J. M. (2000). Land-cover classification system (LCCS): classification concepts and user manual. FAO/UNEP/Cooperazione italiana, Rome.
- Etter A., McAlpine C., Pullar D., Possingham H. (2006). Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns and rates. *Journal of Environmental Management* 79:74–87.
- Farina A. (1998) – *Principles and Methods in Landscape Ecology*, Chapman and Hall, London, UK.
- Houghton, R.A., Hackler, J.L., Lawrence, K.T. (1999). The U.S. carbon budget: contributi on from land-use change. *Science*, 285:574–578.
- Kasperson, J.X., Kasperson, R.E., Turner, B.L. II (Eds.), 1995. *Regions at Risk: Comparisons of Threatened Environments*. United Nations Univ. Press, Tokyo.
- Lambin E.F., Turner II B.L., Geist H., Agbola S., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D.,

- Svedin U., Veldkamp T., Vogel C., Xu J., (2001). The Causes of Land-Use and Land-Cover Change: Moving beyond the Myths. *Global Environmental Change*. Vol. 11, 4:5-13.
- Pezzi G., Ferrari C. (2005). Cambiamenti a breve-medio termine di un paesaggio culturale. *Estimo e Territorio*, LXVIII, 4, pp. 40-44.
- Pezzi G., Masi S., Ferrari C. (2006). Temporal pattern over the last 200 years in the SCI Mt. Vigese (IT4050013) Northern Apennines (Italy). In proceedings of the conference "Cultural heritage and sustainable forest management: the role of traditional knowledge". 8-11 June, 2006, Florence, Italy.
- Peroni P., Ferri F., Avena G. C. (2000). Temporal and spatial changes in a mountainous area of central Italy. *Journal of Vegetation Science* 11:505-514.
- Serneels S. e Lambin E.F. (2001). Proximate causes of land-use change in Narok District, Kenya: a spatial statistical model. *Agric. Ecosyst. Environ.* 85:65-81.
- Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfeld J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M., Wall D.H. (2000). Biodiversity: global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287:1770–1774.
- Skånes H.M., Bunce R.G.H. (1997). Direction of landscape change (1743-1993) in Virestad, Sweden – characterised by multivariate analysis. *Landscape and Urban Planning*, 38: 61-75.
- Tolba M.K., El-Kholy O.A. (1992). *The World Environment 1972–1992: Two Decades of Challenge*. Eds. Chapman & Hall, London.
- Vietti D., Maffiotti A., Badino G. (2004). Applicazione su scala regionale di un modello di idoneità ambientale per i vertebrati. Un esempio: il lupo. In: Casagrandi, R. & Melià, P. (Eds.) *Ecologia. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia* (Como, 8-10 settembre 2003). Aracne, Roma.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J.M. (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277:494–499.

2. EVOLUZIONE DEL PAESAGGIO ITALIANO

2.1. L'agricoltura e il paesaggio italiano

Il bene culturale più importante d'Italia era ed è ancora, per le sue parti residue, il paesaggio; esso dà valore a tutti gli altri beni culturali, centri storici e monumenti, dipinti e ruderi, ville, giardini e sculture e, non per altro, l'Italia è definita come “Bel Paese” e “Giardino D'Europa”. Negli ultimi cinquant'anni il paesaggio italiano è stato in parte devastato, in parte snaturato ed offuscato. L'equilibrio fra arte e natura che faceva il nostro paese unico ed invidiato nel mondo non esiste più o, quanto meno esiste e sopravvive per segmenti disarticolati (Saltini e Sframeli, 1995). Ma il paesaggio è una identità definita e stabile nel tempo? Per chiarire questi aspetti bisogna innanzitutto definire il paesaggio.

Secondo Pezzi et al. (2005) il paesaggio è “uno spazio geografico ed ecologico dotato di una sua peculiare strutturazione, ma sempre in costante trasformazione”. Infatti, “le dinamiche di paesaggio derivano da una co-occorrenza di processi naturali (le componenti del paesaggio hanno, infatti, dinamiche proprie) e antropogeni”. Esiste quindi una costante riorganizzazione delle strutture esistenti.

Tralasciando le dinamiche e i mutamenti degli ambienti definibili “artificiali”, quali i giardini e i territori urbanizzati, la gran parte della restante superficie agro-forestale italiana ha subito, e subisce ancora, notevoli modificazioni in funzione dello sfruttamento agricolo.

Lo sfruttamento del territorio agro-forestale da parte dell'uomo rimodella la superficie della terra e determina la natura del suo manto vegetale, definendo così, la fisionomia di ogni territorio, cioè quello che chiamiamo scenario o paesaggio. Un'area di pianura o di collina che sia, può essere per esempio bonificata e squadrata in vasti seminativi, oppure segmentata in unità poderali dotate ciascuna di casa, vigneti e frutteti; essere ripartita in grandi pascoli protetti da siepi o suddivisa in particelle aratorie, tutte forme di utilizzazione tali da impedire all'osservatore più attento di riconoscere la medesima area geografica. Fattori come la dimensione delle particelle, il tipo di divisione usato per separarle, la natura della copertura vegetale, erbacea o arborea, partecipano alla configurazione dei territori.

L'uomo nei nostri territori ha sempre interagito con il paesaggio creando i cosiddetti paesaggi “culturali” (Dunn et al. 1991; Forman, 1997; Skånes e Bunce, 1997; Farina, 1998), cioè quelli che riflettono iterazioni a lungo termine tra uomo e ambiente naturale. Il cambiamento di qualità e intensità di queste iterazioni comporta rapide trasformazioni dei paesaggi suddetti. Lo studio di queste iterazioni è necessario per comprendere le trasformazioni del paesaggio.

Antrop (2005) ha distinto tre paesaggi principali in funzione dell'evoluzione storica e delle iterazioni uomo-ambiente:

1. paesaggi pre-XVII secolo, che preservano ancora residui e strutture del passato;
2. paesaggi dal XIX secolo alla seconda guerra mondiale, in cui la mentalità e stile di vita sono totalmente cambiate provocando una sostanziale modifica dei paesaggi esistenti;
3. paesaggi post-seconda guerra mondiale o post-moderni, caratterizzati da un aumento dell'uniformità strutturale, dovuta all'urbanizzazione e alla globalizzazione economica, con una conseguente perdita della propria identità.

Gran parte dell'Italia presenta oggi paesaggi post-moderni ma alcuni rari territori, soprattutto di montagna, hanno ancora caratteristiche residue del passato anche se la gestione degli stessi è ormai cambiata completamente. Basti pensare al controllo che l'uomo esercitava sui vegetali; esso è sempre stato connesso alle pratiche di allevamento degli animali domestici, infatti, in qualunque scenario agricolo i seminativi, come lo sfruttamento di una foresta, imponevano la disponibilità di forza di traino, come buoi, cavalli o muli. Soltanto due colture come vigneto e frutteto non hanno rapporti diretti con l'allevamento. Oggi il largo impiego dei macchinari ha interrotto il collegamento tra allevamento e agricoltura e gran parte dei territori, prima destinati all'alimentazione del bestiame, hanno subito un processo di riconversione produttiva se non addirittura l'abbandono.

Nei prossimi paragrafi si analizzeranno i principali mutamenti del paesaggio italiano e le relative cause con particolare riferimento all'Appennino. La fonte principale delle informazioni riportate, dove non altrimenti specificato, è il testo di Saltini e Sframeli (1995)¹.

2.2 L'agricoltura italiana: gli inizi

La storia dell'agricoltura italiana iniziò quattro millenni avanti Cristo, con i primi dissodamenti delle popolazioni neolitiche provenienti, per mare o lungo il corso del Danubio, dal polo meridionale di irradiazione della prima agricoltura.

La conquista della Penisola da parte dell'aratro si sviluppò lentamente, come lentamente si moltiplicò la sua popolazione: a stagioni di dilatazione dei campi, si succedettero periodi di contrazione.

All'alba della dominazione romana, i campi coltivati si estendevano su qualche milione di ettari, dilatandosi significativamente nei primi secoli della repubblica e ricevendo un duro contraccolpo dalla guerra annibalica, che aveva determinato il ritorno dell'incolto su aree di antico e denso popolamento.

¹ Vedi anche Masiello (2006) per maggiori approfondimenti

Nel secondo secolo dell'era cristiana, popolamento e agricoltura iniziarono un inarrestabile declino. I boschi incominciarono nuovamente ad estendersi, assumendo un'importanza economica forestale, dove, oltre al prelievo del legname utilizzato per la produzione di energia termica e per la fabbricazione di case e attrezzi, si praticava l'allevamento (soprattutto di maiali), la caccia (al cinghiale, cervi, daini, orsi) e si raccoglievano frutti spontanei.

Nel secolo IV d.C. l'Italia sarebbe stata irriconoscibile da Cicerone e Virgilio per il riappropriarsi di sconfinite superfici da parte del bosco e della macchia, oltre al ristabilito imperio delle paludi poiché alla società mancavano le forze per mantenere la funzionalità delle antiche reti di emungimento.

L'abbandono delle terre coltivate e la crescita dell'incolto si accompagnarono al declino demografico che caratterizzò i secoli V-VII (Montanari, 2005).

Secondo critici autorevoli delle vicende della geografia italiana, lo sfruttamento imperiale avrebbe lasciato un territorio dal regime idrico alterato, dai terreni dilavati e dai litorali trasformati in acquitrini a causa dall'erosione dei declivi.

2.3. Lo sfruttamento del suolo nell'alto medioevo

Gli storici concordano nel definire l'economia dell'Alto Medioevo, l'economia dell'incolto e della palude.

Tra il VI-VII secolo si hanno notizie di forme molto diverse di gestione e di proprietà; queste consistevano nella grande proprietà pubblica dei re e dei duchi, nella grande proprietà privata dei laici e degli ecclesiastici, nella piccola proprietà dei liberi ed infine nella proprietà collettiva delle comunità di villaggio (Montanari 2005).

Un ruolo importante, in queste aziende era rivestito dall'incolto e in principal modo dal bosco, dove si facevano pascolare i maiali (Montanari 2005).

Le superfici che i signori feudali e le abbazie affidavano alle famiglie per la loro coltivazione erano generalmente esigue; tanto è vero che le produzioni registrate dagli inventari dei monasteri, i cui "cellari" riscuotevano la quota di cereali costituente il canone di locazione, erano tanto modeste da impedire di attribuire al pane il ruolo cardine dell'alimentazione.

D'altro canto Emilio Sereni, il primo degli studiosi del paesaggio agrario italiano, suppone che, oltre alla terra che arava nel podere, il contadino medievale ne lavorasse altra negli incolti comuni, dissodandola e abbandonandola dopo averne sfruttato la fertilità naturale.

Oltre alla limitatezza della superficie aziendale, a determinare la scarsa produzione cerealicola dell'agricoltura medievale, era il bassissimo livello dei rendimenti. Secondo le

testimonianze reperite e sufficientemente concordanti, nonostante il riposo e la letamazione, la semente non si sarebbe moltiplicata, nei campi medievali, più di 2 o 3 volte.

A conferma di questo, una straordinaria serie di esperimenti sulla coltivazione del frumento è stata realizzata nella seconda metà dell'ottocento nei campi sperimentali di Rothamsted (Inghilterra). In questo esperimento il grano fu coltivato senza interruzioni, per quarant'anni, sullo stesso appezzamento, in una serie di parcelle su ciascuna delle quali veniva ripetuta, ogni anno la medesima concimazione. Nella parcella letamata sistematicamente con la più alta dose di stallatico il suolo non dimostrava alcuna stanchezza, continuando ad offrire, secondo le annate, produzioni elevate, mentre quella che non aveva ricevuto un solo carro di concime in quarant'anni, dopo una caduta iniziale, vide stabilizzare la produzione su un valore corrispondente a 8,7 quintali per ettaro.

Secondo questi dati, quindi, una quantità di seme equivalente a 200 chilogrammi per ettaro si convertiva, ogni anno, senza concimazione, in 8,7 quintali di frumento, ovvero la semente veniva moltiplicata per il coefficiente quattro. Nel rendere possibile il confronto c'è da sottolineare che i frumenti impiegati nelle prove di Rothamsted, qualche decennio prima dell'alba della rivoluzione genetica, erano gli stessi che venivano coltivati nei campi medievali.

Con il mistero della sua esiguità, la produzione cerealicola non costituì, nei secoli precedenti il Mille, che una quota delle risorse alimentari, mentre ugualmente, se non più importanti, sono a giudizio degli storici, la coltura degli ortaggi, in specie la rapa, l'allevamento, la caccia e la pesca.

L'alimentazione contadina in questo periodo, più che in altri, si basò fondamentalmente su un notevole consumo di carne (Montanari 2005). L'allevamento si collocò tra le prime attività agricole. I di numerosi capi macellati, in special modo maiali e ovini, erano però di peso esiguo, come conseguenza di condizioni di vita tanto aspre da determinare la selezione di razze. Gli animali, infatti, svilupparono una maggiore resistenza a discapito del peso corporeo presentando una taglia che non raggiungeva un terzo di quella attuale.

Nell'età del castello e della selva, gli uomini e gli animali furono ugualmente minacciati da carestie ed epidemie. Paradossalmente, però, mentre le bestie vivevano più a lungo per raggiungere il peso adulto, gli uomini al contrario, di statura ridotta, avevano una vita media breve rispetto ad oggi, tanto che a trent'anni erano uomini che tutto potevano insegnare e che nulla più dovevano apprendere.

Il paesaggio, quindi, subì profonde modifiche per la riduzione delle abitazioni che sorgevano direttamente sui poderi non più utilizzati, mentre, a ridosso delle mura cittadine si

concentrarono le coltivazioni di maggior pregio, come orti e vigneti, seguiti dai campi, dai pascoli ed infine dai boschi (Montanari 2005).

2.4. Il basso medioevo: verso la nascita dei comuni

Il Basso Medioevo, a differenza dell'Alto Medioevo, caratterizzato dall'incertezza della produzione agraria, incapace, soprattutto di fondare una vera stabilità di popolamento, si farà vanto della capacità di assicurare l'approvvigionamento ad autentiche città, soprattutto grazie ad un'agricoltura divenuta capace di fornire produzioni, nei secoli precedenti inimmaginabili.

Non si può, parlando di agricoltura medievale, trascurare l'ordine dei benedettini che tanto influirono su questa.

Benedetto da Norcia concepì un progetto di straordinario significato nella storia dello spirito umano, raccogliendo in comunità quanti, scossi dalla rovina della società, volessero unirsi nel mantenere vivi i valori della fede cristiana, della cultura classica e delle tecniche produttive.

La forza raccolta dalle comunità monastiche, sia economica che civile, consentì grandi imprese di bonifica e l'estendersi di sconfinata proprietà che garantivano tra l'altro ai monaci, una vita di comoda tranquillità e agli abati di gareggiare in ricchezza con i signori dell'epoca.

I cistercensi, definizione derivante dal nome del primo convento fondato da Bernardo di Chiaravalle ultimo degli ordini benedettini, applicavano sulle terre criteri di conduzione, che visti i risultati si presumono radicalmente innovativi, seppure gli storici dell'agricoltura non sappiano dirci i fondamenti da lui seguiti.

L'alta produttività delle terre che coltivavano, e la parsimonia monacale consentirono l'accumulo di un'ingente ricchezza che permise, secondo gli storici dell'economia, la creazione della prima azienda capitalistica della lunga parabola dell'agricoltura; un'azienda capace di produzioni ampiamente superiori al fabbisogno di chi era impegnato nel loro ottenimento.

Gli storici dell'agricoltura peraltro debbono ancora individuare la chiave che avrebbe consentito alle aziende cistercensi di superare la produttività media dell'epoca, anche se qualche indizio suggerisce di includere tra gli elementi del successo, la precoce individuazione delle potenzialità dell'irrigazione.

Con la nascita dei comuni, l'Italia fu segnata da una profonda frattura tra il centro nord, e il resto della penisola.

Lo sviluppo commerciale e la crescita demografica erano stati fenomeni comuni a tutte le città occidentali, ma gli sviluppi istituzionali avutosi nelle maggiori città centro-settentrionali d'Italia, non ebbero altrettanti riscontri al sud.

Secondo le ipotesi più attendibili, tra il X e l'XI secolo la popolazione italiana raddoppiò, toccando i 7-8 milioni di abitanti, e raggiunse gli 11 milioni nei due secoli successivi.

Agli inizi del trecento una parte ingente di questa popolazione, secondo alcuni storici addirittura la metà, viveva in città o grandi borghi.

Come logica conseguenza dell'incremento della popolazione, dovette aumentare la produzione agricola; aumento che si realizzò grazie ad un miglioramento delle tecniche utilizzate, ma, ancor di più, sull'estensione delle coltivazioni su ogni spazio disponibile, anche sulle superfici meno idonee.

Dopo lunghi secoli di bosco, la popolazione fu costretta a disboscare, dissodare e seminare più terra di quanto ne consentivano le condizioni pedologiche della penisola, con il conseguente moltiplicarsi nel Quattrocento di paludi litoranee, come conseguenza diretta del dilagare del dissesto e dell'erosione sui monti.

Si affermò quasi ovunque l'uso del mulino ad acqua, noto fin dall'antichità, che rese possibile l'utilizzo di forza umana, prima impiegata nel far funzionare le macine a braccia, in altre attività. Il giogo frontale dei bovini e il collare del cavallo assieme all'uso della ferratura consentirono di utilizzare un nuovo tipo di aratro, tutto in metallo e munito di versoio, capace di rivoltare la terra rendendola più fertile ed in grado di intervenire su terreni più impervi (Montanari, 2005).

Si diffuse il metodo della rotazione triennale, che consisteva nel far riposare una parte della terra (il «maggese») non più ogni due anni come avveniva in precedenza, ma ogni tre.

La superficie era divisa in tre parti in cui, nella prima si seminavano frumento e segale in autunno, nella seconda si seminavano avena, orzo, piselli, ceci, lenticchie e fave in primavera, mentre la terza veniva lasciata a riposo. L'anno seguente il primo campo veniva seminato con colture primaverili, il secondo veniva lasciato a riposo, nel terzo seminati cereali d'autunno, e così via (Giardina, Sabatucci e Vidotto 1993).

Questa situazione caratterizzò prevalentemente l'Europa centro-settentrionale, mentre in Europa centro-meridionale, anche se non mutarono, sostanzialmente, le tecniche agricole, si ebbe una maggiore produzione dovuta ad una nuova intensità di sfruttamento del territorio, la quale determinò rispetto all'Alto Medioevo, una profonda trasformazione del paesaggio.

Si andò delineando, prevalentemente nell'Italia centro-settentrionale, una trasformazione socio-culturale, che portò alla nascita dei comuni, dando vita al podere, unità fondiaria e produttiva, frutto di una profonda trasformazione delle proprietà.

Da un panorama di campi coltivati interrotti da distese di boschi e paludi, si configurò uno scenario che vide proprietà separate da siepi, il moltiplicarsi dei filari di olmi e aceri destinati a sorreggere la vite, mentre le capanne dei contadini acquistavano solidità e crescevano la loro capienza.

I contratti agrari, che fino al XII secolo erano previsti a lunga durata (di fatto vitalizia ed ereditaria) e a canoni legati all'effettiva produttività della terra, furono successivamente stipulati per periodi più brevi con canoni indipendenti dagli andamenti produttivi stagionali (Montanari, 2005).

Il contadino dell'età comunale era succube delle scelte del proprietario cittadino, che a conclusione di ogni stagione, poteva rinnovare o negare il contratto di locazione.

Se il podere era da considerarsi creatura dell'agricoltura comunale, è fondamentale precisare che non in tutta Italia vigesse questo.

Il dominio Normanno aveva man mano espanso il proprio territorio assoggettando buona parte dell'Italia meridionale, pertanto, in queste zone non si riuscì a sviluppare istituzioni autonome pari ai comuni settentrionali.

Sostanzialmente, si rimase ad un sistema feudatario, che vedeva proprietà baronali, vaste estensioni prive di case e di alberi divise in parcelle, anche minute, che i contadini raggiungevano la mattina dal borgo in cui vivevano.

Accanto ai campi divisi in parcelle riservate alla coltura cerealicola, nel latifondo si estese il pascolo, che dopo periodi più o meno lunghi di sfruttamento ritornava sistematicamente al seminativo.

Caratteristica principale dell'Italia feudale era la persistenza di ampie proprietà collettive, dove da una parte il barone rivendicava un diritto esclusivo della proprietà e dall'altra i contadini difendevano strenuamente i propri diritti.

Nell'Italia montanara dove regnava secondo più osservatori la povertà, non si conosceva l'espropriazione contadina.

Ovvero le famiglie possedevano a diverse altitudini più parcelle: qualche ara di castagneto, principale fonte di nutrimento per gli abitanti della zona, qualche ara di arativo sul fondovalle, una parcella di faggeto da cui ricavavano legna.

Molto importante è sapere, che negli ultimi anni, gli studiosi sono riusciti a farsi un'idea delle superfici ricoperte dal bosco e da quali alberi questo si componesse nel corso dell'Alto Medioevo.

Non meno importante di questo è l'aver constatato che certe essenze si trovavano in territori in cui oggi per ragioni di clima o di altitudine, non riescono più a sopravvivere.

Se ne è concluso che la temperatura media in Europa occidentale, dovesse essere appunto intorno all'anno mille e nei due secoli successivi, superiore di un grado a quella che è diventata a partire dal XIII secolo. Come conseguenza di ciò, per esempio il limite massimo del faggio,

ovvero il limite al disopra del quale non vegeta più, era allora di 100-200 metri superiore all'attuale (Pognon 1998).

2.5. Dal XIII secolo all'unificazione tra cicli di recessione ed espansione agricola

Nell'arco dei secoli la crescita e la diminuzione della popolazione si è comportata certamente come una delle variabili fondamentali per lo sviluppo socio-economico delle società.

La favolosa crescita economica che portò ai fasti cittadini del Duecento si arrestò agli inizi del Trecento, come conseguenza di carestie ed epidemie cronologicamente antecedenti ad una piaga ancor più grave, che ebbe enorme influenza sullo scenario agricolo dell'epoca: la peste.

Il suo dilagare non si accontentò di decimare città e campagne; accompagnò l'uomo a ritmi decennali, impedendo ogni riequilibrio sociale ed economico fino alla metà del Quattrocento.

Successivamente ebbe inizio un nuovo ciclo di espansione demografica ed economica, che culmina alla fine del Cinquecento, per poi ricadere in una recessione economica nel Seicento, nuovo secolo di pestilenze e di guerre continue e devastanti.

Dalla metà del settecento tutto l'Occidente si trovò al centro della prodigiosa crescita da cui prenderà forma la civiltà industriale.

Eseguendo un'analisi più dettagliata dei diversi periodi storici, si possono notare che tra le principali conseguenze del calo della popolazione, a partire dai primi anni del trecento, fu il crollo del prezzo del grano, che giungeva sul mercato in quantità sempre più alte, e l'aumento dei salari.

Il prezzo del grano scese in quanto il numero dei *consumatori* decimati dalla peste, perlopiù vecchi, bambini e gente cittadina che viveva in luoghi affollati, diminuì in proporzione maggiore dei *produttori* contadini (Calvani e Giardina 1994).

La diminuzione del prezzo dei cereali con la relativa crisi delle rendite signorili, insieme all'aumento del costo della manodopera e degli attrezzi agricoli, comportò come logica conseguenza la trasformazione e l'adeguamento delle aziende dei grandi proprietari terrieri, alle richieste dei consumatori.

Fu così che molti proprietari scelsero di indirizzare le loro terre, in precedenza occupate da estesi campi di grano, al pascolo per il bestiame per la produzione di carne, latte e lana che garantiva alti guadagni con poca manodopera.

Il processo di ristrutturazione che vide il passaggio dal seminativo al pascolo interessò quasi tutta la penisola, anche se in molte zone si predilesse indirizzare le proprie produzioni

verso quelle coltivazioni che assicuravano profitti più alti della cerealicoltura come la vite, il luppolo, il lino, la canapa e tutte le altre piante destinate all'industria tessile.

Altri furono i modi di reazione di fronte alla crisi delle rendite signorili: l'affitto, la mezzadria e l'intensificazione dello sfruttamento dei contadini.

I proprietari terrieri reagirono soprattutto nel Nord Europa dando in *affitto* i propri terreni, garantendosi una rendita stabile, a contadini arricchiti e ai borghesi delle città, mentre nelle regioni mediterranee si diffuse il sistema della *mezzadria* consistente in un accordo tra il proprietario ed il colono per lo sfruttamento in comune di un podere, i cui utili venivano divisi a metà tra i due.

Lo sfruttamento generò da un lato la propensione dei braccianti all'accaparramento delle terre abbandonate, la dove era possibile, coltivandole autonomamente, dall'altro nella violenza che sfociò nelle cosiddette *rivolte contadine*.

Questa crisi, in cui si rispecchiò il crollo numerico della popolazione, il passaggio dall'agricoltura al pascolo, la conseguente espulsione dei contadini dalle terre, la diminuzione delle rendite signorili e il declino economico di numerose aziende, ed infine l'oppressione sociale nelle campagne, può essere vista anche in un'ottica positiva.

Il declino delle aziende signorili e la violenza nei confronti dei contadini fu, infatti, un grave segno di indebolimento dei feudatari che non riuscirono più a controllare la manodopera.

La vendita delle loro terre ai signori borghesi delle città, più attenti ai problemi dell'amministrazione e della gestione agricola, portò ad un miglioramento delle aziende.

Insomma, la crisi del trecento introdusse profonde trasformazioni nel vecchio sistema feudale, che sarebbe mutato così sostanzialmente nei successivi secoli, tanto da non far parlare più di un'Europa Medievale.

La fine del Cinquecento fu caratterizzata da un nuovo incremento della popolazione: nel corso del secolo, secondo ricostruzioni approssimative, la popolazione passa dai dieci ai dodici milioni di abitanti.

Lo sconcertante aumento delle popolazioni urbane, dovuto sia ad crescita demografica, che al movimento migratorio delle campagne, modificò notevolmente, ma non capovolse, il rapporto demografico città-campagna.

Infatti, se nell'odierna civiltà industrializzata, la maggioranza della popolazione vive nei centri urbani, nel XVI secolo il rapporto era inverso; l'80% in media degli abitanti risiedeva in campagna.

La società dell'epoca era molto più giovane, la durata media della vita, malgrado lievi miglioramenti rispetto alla situazione in età medievale, restava a livelli bassissimi, a causa

soprattutto dell'elevata mortalità infantile, aggirandosi intorno ai 23 anni circa (Giardina, Sabbatucci e Vidotto 1993).

Riflesso dell'aumento della popolazione fu l'aumento del costo della vita, in cui i prezzi dei generi di largo consumo aumentarono costantemente per circa cento anni intaccando pesantemente il potere di acquisto delle popolazioni, fenomeno così rilevante che gli storici moderni lo hanno definito come la *rivoluzione dei prezzi*.

In questo periodo i prezzi aumentarono più dei salari, abbassando duramente il livello di vita delle classi lavoratrici sia nelle campagne che nelle città.

La diminuzione del reddito della popolazione, la riduzione delle foreste dove venivano allevati i suini insieme alla bonifica di vasti territori incolti dove in precedenza veniva praticato l'allevamento diresse la maggior parte della popolazione ad una dieta di tipo ipocalorica con la conseguente riduzione del consumo di carne.

L'aumento dei prezzi, diede un duro colpo anche ai piccoli proprietari terrieri, con la conseguente diminuzione della piccola proprietà, accaparrata dai grandi proprietari (nobili e non) per il rinnovato interesse.

Le più alte impennate furono registrate dai prezzi dei generi alimentari soprattutto i cereali quali il grano, l'orzo e la segale che aumentarono di quindici volte nel giro di pochi decenni.

L'aumento dei prezzi, causato dal fatto che la produzione non era in grado di soddisfare la richiesta di un'incessante aumento della popolazione, determinò quel vasto processo di riconversione delle colture, la cosiddetta «cerealizzazione» dell'agricoltura, in cui si ararono pascoli, si sradicarono vigneti e si distrussero foreste per l'impianto di campi a grano.

La popolazione aumentava più velocemente della produzione dei beni necessari a sfamarli, ed anche se in un primo momento non si riuscì a mantenere in equilibrio il rapporto produzione-popolazione, gli uomini del XVI secolo si impegnarono tenacemente ad accrescere la quantità delle loro risorse fin tanto da riuscirci.

Tale crescita si basò come nel passato, tranne che in alcuni casi e situazioni eccezionali, sull'estensione degli spazi coltivati.

Si trattava prevalentemente di quei terreni già coltivati nel periodo di grande espansione demografica ed economica tardo-medievale e che furono successivamente abbandonati con il sopraggiungere della grave crisi del '300.

Insomma si eseguì un percorso a ritroso, ripercorrendo un cammino che secoli prima era già stato compiuto ed interrotto.

In alcune regioni fu perfezionato e modificato il vecchio sistema della rotazione triennale, cercando di ridurre la quantità di terra destinata al maggese (cioè lasciata a riposo per permettergli di ripristinare la sua fertilità naturale), attraverso cicli di rotazione pluriennali (anche di sei anni), ed il massiccio impiego di letame laddove c'era disponibilità di animali.

L'accresciuta richiesta di generi alimentari determinò un aumento dei profitti derivanti dall'agricoltura con conseguenti investimenti agricoli da parte dei possessori di elevati capitali, le aziende agricole vennero gestite con più attenzione cercando di effettuare attenti computi delle entrate, uscite e degli utili.

Documenti che confermano l'attuazione di questa metodologia, sicuramente non nuova, ma di certo più diffusa in questo secolo, sono i numerosi registri contabili di aziende agricole giunti fino a noi (Giardina, Sabbatucci e Vidotto 1993).

S'impiantarono così, colture specializzate richiedenti alti investimenti iniziali ma che consentivano anche alti profitti come per esempio la produzione del gelso nel regno di Napoli, le risaie in Val Padana e l'olivo la vite e lo zafferano in tutta la penisola.

La seta, che fu con la canna da zucchero, tra i caposaldi della floridezza della Sicilia normanna e sveva, spostò il suo epicentro nella Penisola per poi radicarsi vigorosamente nei primi rilievi ai piedi delle Alpi.

Progressi considerevoli nella pratica dell'irrigazione furono raggiunti in Piemonte e Lombardia, con la costruzione di una rete fittissima di canali e opere idrauliche.

L'immagine dell'agricoltura italiana all'apice della prosperità del Cinquecento, ci viene da una pluralità di fonti, tra le quali è riassuntiva quella del Guicciardini che definisce l'Italia "tutta un giardino" a testimonianza di un'intensità di coltivazione assolutamente singolare.

Sempre in questo periodo Sereni menziona costantemente l'alberata, quella coltura promiscua dei cereali e della vite che conferisce singolarità inconfondibile al nostro Paese. La pratica dell'alberata, di origine etrusca, divide i campi in unità rettangolari sui cui lati maggiori sono impiantati due file di olmi o di aceri campestri, che fungono da tutori alle viti.

Non ebbero un'importanza minore le guerre protrattesi nei secoli che aggravarono periodi di crisi, con la distruzione dei raccolti sulla più vasta superficie, la razzia dei cereali già mietuti e la depredazione di tutto il bestiame, da parte dell'avversario.

La guerra fu tra le ragioni dell'inizio della decadenza italiana, centro dello scontro tra le potenze dalle ambizioni continentali, quali Francia e Spagna; gli eserciti in piena libertà poterono derubare, quanto è necessario alla loro sussistenza, senza pesare sulle casse reali.

Gli scontri si protrassero per una lunga successione di guerre, lasciando dietro di sé distruzione e morte, che difficilmente lasciano immaginare che un paese, il più intensamente coltivato del continente, potesse uscirne intatto conservando la sua ricchezza.

Il seicento fu contrassegnato ancora una volta da una crisi con un decremento demografico, carestie, epidemie ed impoverimento della popolazione con peggioramento delle condizioni di vita e diminuzione del reddito pro capite che spinsero ampie frange della popolazione a ritardare il matrimonio, con conseguente diminuzione del numero medio di figli per coppia.

Il potenziamento di tipo capitalistico avviatosi già verso la fine del '500, provocò il crollo dell'agricoltura dei piccoli fondi, non potendo sostenere la concorrenza di unità produttive molto più grandi e attrezzate; piccoli agricoltori si ridussero allo stato di braccianti o di lavoratori a domicilio o addirittura andando a rafforzare la massa di mendicanti e vagabondi.

Si originò da questo scenario, un forte processo di rifeudalizzazione, ossia il ripristino dei tradizionali diritti signorili ai danni dei contadini, soprattutto in termini di aggravamento dei canoni di affitto, di riduzione delle libertà personali e della prestazioni d'opera gratuite.

Crisi quella del seicento che interessa in maggior modo il commercio e il settore industriale anziché l'agricoltura, la quale di fronte al vistoso declino della cerealicoltura reagì con una diversificazione produttiva, introducendo colture, a volte anche nuove, più redditizie come lino, canapa, gelso, riso e mais.

Fu questo anche il periodo dell'instaurarsi nel paesaggio italiano di numerose ville che sorsero al centro di grandi proprietà e che ne assicurarono il mantenimento.

Il nuovo ciclo di crescita demografica del Settecento non si interruppe fino al XX secolo in cui si ridusse considerevolmente.

Fra il 1700 e il 1800 la popolazione italiana passò dai 13,6 milioni di abitanti agli oltre 18 milioni (Ago e Vidotto, 2005).

Nella seconda metà del Settecento l'agricoltura rappresentava la prosperità della nazione in cui l'industria costituiva ancora una frazione esigua dell'economia complessiva, ed in cui la proprietà terriera era per molti versi di tipo signorile, cioè sottoposta ad una serie di vincoli che ne limitavano l'uso e i redditi.

L'agricoltura della penisola si presentava nello stesso tempo intensiva, per l'enorme impiego di manodopera, arretrata per l'ignorare i procedimenti e macchine che erano di uso comune già negli altri paesi; produttiva dove si erano specializzate determinate colture e inefficiente nella vastità delle aree latifondiste, dove si lavorava con attrezzi primordiali ottenendo delle rese comparabili a quelle africane o mediorientali.

2.6. Dall'unificazione ad oggi

Il mondo agrario italiano nel primo ventennio post-unitario fu caratterizzato da tre grandi sistemi: quello padano, dominato dalla cascina e dall'agricoltura irrigua, quello del sistema mezzadrile, in buona parte dell'Italia centrale, fondato sull'appoderamento², sulla coltura promiscua e sul lavoro della famiglia colonica, e quello latifondistico³, nel Lazio, nel Mezzogiorno e nelle isole, con la masseria e la cerealicoltura.

Tra questi poi possiamo menzionare altri sistemi, non meno importanti, quali il pascolo del bestiame sulle montagne alpine, la transumanza appenninica e meridionale oltre all'agricoltura specializzata in numerose aree del Paese.

Sempre nel primo ventennio unitario giocò un ruolo fondamentale nel mutare il paesaggio agrario, lo Stato, di cui meritano menzione le numerose opere di bonifica attuate; secondo i calcoli del Ministero dei lavori pubblici insieme a quello dell'Agricoltura i terreni già bonificati nel 1878 erano 220.000 ettari

L'Italia unita conobbe più nei dettagli la realtà della propria agricoltura, solo a termine della grande inchiesta che il Parlamento varò nel 1877, della quale il senatore economista Stefano Jacini presentò le conclusioni al sovrano nel 1882.

L'inchiesta scaturì dall'innescarsi della crisi agraria, che destabilizzò la società rurale di tutto il vecchio continente, a seguito delle prime ferrovie che permisero l'inondazione della Penisola di enormi quantità di frumento provenienti dalle immense distese americane.

La crisi si rivelò drammatica per quasi tutte le regioni agricole della Penisola; questa risultò in un quadro d'insieme desolante per l'Italia collinare. Il "giardino", in cui regnava la coltura promiscua, rivelò la sua fragilità e, mentre le pianure più fertili mostrarono una lentezza nel progresso, sui litorali dominava la palude malarica, in montagna la miseria contadina e il degrado ambientale.

Non tutta l'Italia, dai fascicoli della Relazione della Giunta, ne uscì sconfitta; il volto desolato di questa era in parte ripagato dalla ricchezza delle marcite lombarde, la redditività delle risaie vercellesi e quella dei poderi mezzadrili dell'Emilia, dalla viticoltura del Piemonte e dalla ricchezza delle piane litoranee meridionali.

L'agricoltura italiana iniziò un faticoso rinnovamento solo sul finire dell'ottocento, quando gli agricoltori iniziarono ad acquistare i primi carri di perfosfato minerale e i primi sacchi di solfato di rame; le prime trattrici iniziarono ad intravedersi nei campi dopo il primo conflitto mondiale.

² Appoderamento: frazionamento di un terreno in poderi. Podere, fondo agricolo di qualche ampiezza con casa colonica.

³ Latifondo: grande proprietà terriera in cui è praticata specialmente un'agricoltura estensiva.

L'agricoltura laziale, sulla base di quanto emerse dall'interpellanza del Deputato Alfredo Baccelli svoltasi alla Camera dei Deputati l'otto febbraio 1904, si presentava ancora nei primi anni del '900 sottosviluppata; le testuali parole affermano «Il Lazio si compone di grandi latifondi malarici, deserti di culture e di uomini; e di piccole proprietà. Queste ultime sono oberate di debiti ed i proprietari non confortati da alcuna luce di scienza e di arte, nelle pratiche agrarie sono assolutamente sprovvisti dei mezzi necessari perché la terra possa produrre in armonia con le norme del progresso agricolo».

L'avvento del Fascismo, che contribuì alla trasformazione dei litorali con grandi opere di bonifica, ritardò la meccanizzazione e protrasse quegli antichi equilibri fondati sull'enorme quantità di manodopera, per produrre il frumento a tutte le latitudini ed altitudini ed in qualsiasi condizione pedologica e climatica.

La “battaglia del grano” ebbe come altro effetto la concentrazione dell'attenzione della maggior parte degli agricoltori verso questa coltivazione, allontanandoli dall'allevamento che rappresentava il punto debole della nostra agricoltura.

Ma a cambiare radicalmente il volto della nostra agricoltura, sono gli ultimi cinquant'anni, contraddistinti da fattori socio-economici, da una forte innovazione tecnologica e da un impiego sempre più massiccio di fertilizzanti chimici, che hanno generato processi di specializzazione e intensificazione nelle aree più produttive e facilmente accessibili.

Sono questi tra i tanti motivi, che nei Paesi industrializzati compresa l'Italia, per esempio, la base produttiva per eccellenza, cioè la superficie a seminativi, si è andata notevolmente contraendo, generando situazioni squilibrate a livello territoriale, di abbandono dei terreni montani o comunque sfavoriti e di congestione per quelli più fertili di pianura (Caporali, 1995).

2.7 La montagna appenninica centro settentrionale tra il XVIII e il XX secolo

La realtà appenninica, sia in termini paesaggistici che economici, presenta degli spiccati caratteri di originalità che nell'arco cronologico considerato vanno evidenziandosi, benché in misura scalare decrescente, muovendo da nord verso sud.

Nel corso del Settecento accanto alla grande proprietà religiosa di antica origine, comparve sempre più una micro proprietà altamente dispersa e divenne macroscopico l'attacco alla proprietà comunitativa ed agli usi civici⁴ (Bettoni e Grohmann 1992).

Anche le terre di altura, che per la loro intima natura non consentivano certo l'esercizio della policoltura, videro la comparsa di contratti di tipo mezzadrile, che tendevano a legare in modo più stabile gli uomini alla terra.

⁴ Usi civici: diritti di godimento che i membri di una collettività hanno su terre di altrui proprietà, pubblica o privata.

Queste novità nei sistemi di sfruttamento del suolo, che vanno lette in stretta connessione con i correlati rinnovamenti agricoli che si manifestavano nelle zone di pianura e di collina, si traducevano nella gran parte dei casi in un sostanziale peggioramento delle economie montane.

Infatti i disboscamenti non programmati ed i conseguenti frettolosi dissodamenti, realizzati nel miraggio di un rapido incremento di redditività delle terre alte, si tradussero nel breve volgere del tempo in un deterioramento dei manti superficiali, che dilavati dalle acque non più trattenute dalle radici delle piante, vengono trascinati a valle, compromettendo anche i sistemi idrici a valle, che in occasione di congiunture climatiche sfavorevoli venivano invase dalle acque.

Subito dopo l'avvenuta unificazione italiana, lo stato del manto boschivo di vasti comparti della montagna appenninica risultava così gravemente compromesso.

Nel corso dell'Ottocento l'incremento della domanda di legname e di produzioni ad uso dei mercati cittadini acuisce il fenomeno del disboscamento e di messa a coltura della montagna, da cui derivò un incremento di terre che nel breve volgere degli anni divennero sterili, una caduta dei livelli di redditività, un accumulo di forza lavoro eccedente nelle terre alte, con la progressiva espulsione di forza lavoro dalla montagna.

Le emigrazioni da stagionali divennero permanenti e larghe fasce delle terre alte furono del tutto abbandonate dalla popolazione o, se l'insediamento umano vi persisteva, si caratterizzavano quali zone di residenza esclusiva di vecchi e donne, mentre le braccia maschili si spostavano verso le terre di pianura, le nascenti fabbriche urbane, le zone minerarie dell'Europa continentale, le aree americane.

Ne rappresentavano una dimostrazione reale l'abbandono o semiabbandono di quei terreni nel Reatino e nell'Aquilano coltivati da famiglie in cui i maschi giovani negli anni trenta del XX secolo migravano stagionalmente (Vecchio, 1992).

Va comunque sottolineato che, se nel corso del periodo storico considerato che l'area appenninica si destruttura, a causa di tutti quegli aspetti che mettono in crisi un sistema economico-insediativo-ambientale che era perdurato per secoli, e occorrerà attendere la prima metà del Novecento per leggere le effettive conseguenze di questo lento quanto inesorabile processo di degrado della montagna.

Infatti, fin quando l'agricoltura è stata la base del nostro paese, la montagna per quanto degradata e in crisi, ha continuato a svolgere una funzione di supporto all'agricoltura delle terre più fertili e di contenimento delle eccedenze demografiche.

Solo il passaggio da un'economia agricolo-industriale, e successivamente ad una industriale-agricola determina la definitiva crisi dell'economia appenninica, che non riesce a

trovare sbocchi, se non parziali ed occasionali, nel travaso di capitali dall'agricoltura al settore terziario.

Infatti, il passaggio ad un'economia industriale-agricola in cui l'agricoltura svolge un ruolo subordinato a quello dell'industria, è caratterizzato da un'enorme travaso di persone reclutate a basso costo dall'agricoltura, al settore industriale e una crescita esponenziale del settore terziario.

2.8 Considerazioni finali

Volendo quindi concludere possiamo certamente affermare che nel corso della storia, le agricolture regionali hanno vissuto frequentemente fasi di espansione e contrazione in termini di superficie, una sorta di pulsazione che ha contraddistinto l'habitat agrario. Queste fasi si sono originate proprio come conseguenza delle variazioni demografiche succedutesi nei secoli, causa di un maggiore quota di popolazione impiegata in agricoltura e una relativa rigidità delle rese agricole, avendosi così un rapporto di proporzionalità diretta; aumento demografico uguale aumento della superficie coltivata (vedi Fig. 2.1 e Tab. 2.1).

Negli ultimi due secoli, ma in special modo negli ultimi 60 anni, questo rapporto sembra essersi spezzato in quanto ad un aumento demografico non è stato corrisposto un incremento della superficie coltivata, dovuto alla "specializzazione" delle colture, meccanizzazione, pratiche agricole più efficienti, fertilizzanti, etc.

Il territorio agro-forestale, componente principale del paesaggio italiano, con le fasi di espansione e riduzione dei boschi, delle aree abbandonate a rischio idrogeologico e sanitario (es: paludi), ha subito mutamenti eccezionali nel tempo. I passati scenari del territorio e i mutamenti avvenuti sugli stessi, se non valutati, possono non permettere una corretta critica e valutazione delle attuali dinamiche del paesaggio.

Per la natura mutabile del paesaggio culturale, così definito ricordiamo perché derivante dalle iterazioni uomo-ambiente, caratterizzante gran parte del territorio italiano, è incorretto, difficile, se non quasi impossibile, stabilire una linea di interventi conservativa o vincolante per la protezione del paesaggio basata solo sull'aspetto estetico o antropocentrico attuale. A questa visione antropocentrica, senz'altro imprescindibile, dovrebbe dunque essere affiancata la valutazione di aspetti ambientali, quali la conservazione della fertilità, del suolo e della biodiversità.

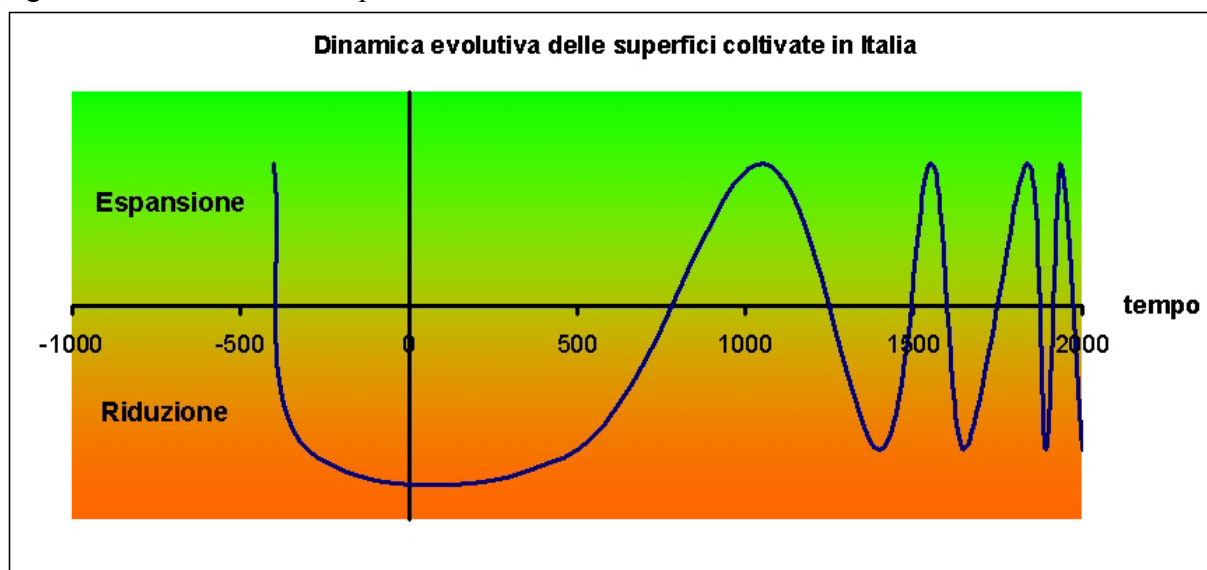
Il territorio appenninico e i paesaggi montani ancora oggi conservano alcune tradizioni e ambienti di notevole valore storico-naturalistico. La loro conservazione è quindi un obiettivo fondamentale da perseguire. Lo studio delle dinamiche evolutive di questi territori è, e potrà essere, di aiuto per una esatta individuazione e distribuzione degli interventi, in un ottica di

sviluppo sostenibile delle popolazioni, che sono la risorsa fondamentale per la gestione del territorio e il mantenimento delle tradizioni culturali.

Tab. 1 Quadro riassuntivo evoluzione territorio agro-forestale italiano

Periodo	Eventi e Fenomeni	Impatti sul territorio
400 a. C	Opere di bonifica	Estensione dilatazione dei campi
300 a.C guerra annibalica	Guerre	Ritorno all'incolto su aree di antico e denso popolamento
400-600 d.C	Declino demografico, riduzione abitazioni nelle campagne.	Espansione del bosco e degli incolti e delle paludi, coltivazioni di maggior pregio (orti, vigneti) a ridosso delle cinta murarie
900-1200	Incremento considerevole della popolazione	Aumento ed estensione della coltivazione agricola su ogni spazio disponibile, anche su superfici meno idonee
1300-1500	Pestilenze, calo della popolazione, crollo prezzo dei cereali, calo delle rendite terriere	Conversione in quasi tutta la penisola dal seminativo al pascolo per il bestiame
1500-1600	Aumento della popolazione, conseguente aumento generale dei prezzi ("rivoluzione dei prezzi") in particolar modo i cereali	"Cerealizzazione" dell'agricoltura, si arano campi si sradicarono vigneti e si distruggono foreste
1600-1700	Decremento demografico, dovuto a numerosissime guerre, carestie e pestilenze.	Declino della cerealicoltura, diversificazione produttiva, intensificazione delle colture più redditizie (lino, canapa, gelso, riso, mais)
1800-1880	Opere di bonifica volute dal neo stato Italiano.	Espansione dei terreni coltivati
1880-1900	Crisi Agraria, frumento proveniente dall'America, migrazione verso le città industrializzate e le zone transoceaniche	Miseria contadina e degrado in montagna, palude malarica sui litorali
1928-1940	Opere di bonifica nell'era del Fascismo	Produzione di frumento a tutte le altitudini, latitudini e condizione pedologica e climatica
1950	Miracolo economico, innovazione tecnologica, meccanizzazione spinta, fertilizzanti	Situazioni di squilibrio territoriale, abbandono delle zone montane o comunque sfavorite, a favore di quelle più accessibili

Fig. 2.1 Evoluzione delle superfici coltivate in Italia



2.9. Bibliografia

Ago R., Vidotto V. (2005). Storia Moderna. Bari, Editori La terza.

Antrop M. (2005). Why landscape of the past are important for the future, *Landscape and Urban Planning*, 70: 21-34.

Baccelli A. (1904). Interpellanza svolta alla camera dei deputati nella tornata dell'8 febbraio 1904, Roma Tipografia della Camera dei Deputati.

Bettoni F., Grohmann A. (1992). La montagna appenninica, in *Storia dell'agricoltura italiana in età contemporanea*, vol. primo, a cura di Bevilacqua P., Venezia, Marsilio Editore.

Calvani A., Giardina A. (1994). I tempi dell'uomo, Milano, Arnoldo Mondadori.

Caporali F. (1995). Agroecosistemi, in *Ecologia forestale*. A cura di Pignatti, Torino, UTET.

Dunn C.P., Sharpe D.M., Guntenspergen G.R., Stearns F., Yang Z. (1991) – Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern, M.G. Turner and R.H. Gardner (Eds.). *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, Springer-Verlag, New York, USA, 173-198.

Farina A. (1998). Principles and Methods in Landscape Ecology, Chapman and Hall, London, UK.

Forman R.T. (1997). Land mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Giardina A., Sabatucci G., Vidotto V. (1993). Uomini e storia dal medioevo all'età moderna, Bari, Editori La terza.

Masiello A. E. (2006). Dinamiche evolutive del territorio: le trasformazioni del Land-cover e Land-use nella Provincia di Rieti. Tesi di Laurea. Relatore M. N. Ripa, correlatore R. Pelorosso. Università degli Studi della Tuscia - Facoltà di Agraria. Viterbo.

Montanari M., (2005). Storia Medievale, Bari, La terza Editori.

Pezzi G, Ferrari C. (2005) - Cambiamenti a breve-medio termine di un paesaggio culturale. *Estimo e Territorio*, LXVIII, 4, pp. 40-44.

Pognon E., (1998). La vita quotidiana nell'anno mille. Milano, Fabbri Editori.

Saltini A., Sframeli M. (1995). L'agricoltura e il paesaggio italiano nella pittura dal '300 all' '800, Firenze, Octavo Franco Cantini Editore.

Skånes H.M., Bunce R.G.H. (1997). Direction of landscape change (1743-1993) in Virestad, Sweden – characterised by multivariate analysis, *Landscape and Urban Planning*, 38: 61-75.

Vecchio B. (1992). Geografia degli abbandoni rurali, in *Storia dell'agricoltura italiana in età contemporanea*, vol. primo, a cura di Bevilacqua P., Venezia, Marsilio Editore.

3. LAND COVER E LAND USE CHANGE NELL'APPENNINO CENTRALE ITALIANO: COMPARAZIONE TRA DATI CENSUARI E CARTOGRAFICI

Sintesi dell'articolo inviato ad *Applied Geography*

"Land cover and land use change in the italian central Apennines: comparison among assessment methods"

di Pelorosso R. e Boccia L.

Abstract

Analyses of Land Use-Cover Changes (LUCC), fundamental for the understanding of social, economical and environmental problems, can be carried out quickly, whether using cartographic or census data. However, the trends of the two methods are different in direction and quantity.

For this study, a historical and a recent remote sensing derived map were homogenised to reduce misleading changes and assess the spatial aggregation errors, by means of a data integration procedure based on landscape metrics. This allowed cartographic and census trends to be compared, highlighting discrepancies between data, both in absolute surface value and in evolution.

The methodology presented, and the results obtained, can help to assess and improve LUCC analyses, based only on LU census data or LC cartographic data, aimed at assessing landscape identity. This would also benefit both biodiversity conservation and environmental planning on a large scale.

Keywords: *Land use-cover change; Landscape planning; Apennines; Census data; data integration; historical maps.*

3.1 Introduzione

Land-use e land-cover changes (LUCC) sono tra le più importanti alterazioni della superficie terrestre (Lambin et al., 2001). Dopo la seconda guerra mondiale le trasformazioni del paesaggio si sono accelerate (Antrop, 2005; Ewert, Rounsevell, Reginster, Metzger & Leemans, 2005) e la conoscenza e la predizione delle cause, dei processi e delle conseguenze del LUCC è diventata il più grande obiettivo dell'ecologia del paesaggio, della pianificazione regionale dell'uso del suolo e della conservazione della biodiversità (Etter, McAlpine, Pullar & Possingham 2006).

Mentre accurate metodologie di valutazione dei LUCC sono utilizzate e sviluppate dal mondo scientifico, spesso, le amministrazioni e gli enti locali basano la pianificazione territoriale su informazioni sull'uso e copertura del suolo senza conoscerne le loro caratteristiche intrinseche e la loro idoneità per l'analisi delle dinamiche territoriali.

Land use (LU) e Land Cover (LC) non sono identici (vedi anche Appendice I). In questo studio il LC è inteso come "la copertura (bio)fisica osservata sulla superficie terrestre" (Di Gregorio & Jansen, 2000) e il LU il modo in cui questo assetto biofisico è utilizzato dalla popolazione. Generalmente l'unica fonte di LU sono i censimenti, i quali non mostrano una

distribuzione spaziale del LC entro l'unità amministrativa (Cihlar & Jansen, 2001). Al contrario, poiché le mappe del LC sono più facili da preparare, il LC è un'informazione molto diffusa ed è fondamentale per molti progetti di ricerca in LUCC e pianificazioni del LU (Cihlar & Jansen, 2001) e studi (e.g. Lasanta-Martínez, Vicente-Serrano & Cuadrat-Prats 2005; Hietel, Waldhardt & Otte, 2004; Schneider & Pontius, 2001; Vasconcelos, Mussa' Biai, Araujo & Diniz 2002; Cousins 2001; Petit & Lambin 2002; Falcucci, Maiorano & Boitani, 2007). In questi studi le informazioni del LC provenienti da differenti dati, come le mappe storiche o le immagini remote sensing derived (generalmente foto aeree o satellite), sono comparate per analizzare il LC change in modo spaziale con il supporto dei Geographic Information Systems (GIS).

Quando c'è una carenza cartografica, o una scarsa conoscenza dei sistemi GIS, la maggior facilità di accesso e l'immediatezza del dato, può dar luogo ad interpretazioni delle dinamiche del territorio attraverso l'uso di censimenti. Le superfici riportate dai dati censuari però non coincidono con quelle cartografiche e i trend sono discordanti. Per esempio, una comparazione tra il CORINE CLC2000 e il CLC1990 (APAT, 2005) mostra a livello nazionale un incremento dei boschi del 1.07% e una diminuzione dei pascoli naturali e delle praterie del 2.07%. L'ISTAT indica, invece, per lo stesso periodo, una diminuzione dei boschi e dei pascoli rispettivamente del 16.9% e del 17.2%. Questa discrepanza è dovuta al differente scopo e metodologia di produzione delle due tipologie di dato (vedi per esempio Di Gennaro, Innamorato & Capone, 2005), ma, fino ad ora, un approfondito confronto tra questi informazioni non è stato effettuato ed è, quindi, difficile valutare criticamente analisi del LUCC basate solo sul LU censuario o sul LC cartografico.

La comparazione tra differenti tipologie di dati richiede una omogeneizzazione tra di essi. Poiché non è possibile modificare il dato censuario, perché raccolto in tempi passati tramite questionari e non mostra una distribuzione spaziale dell'informazione, l'unica opzione è quella di omogeneizzare le mappe di LC tra loro. La procedura che si utilizza è definita generalizzazione di mappa o di database (map generalization) (Weibel & Jones 1998).

Nel presente lavoro, è stata effettuata un'analisi e valutazione di tutte le mappe disponibili a livello regionale. Successivamente è stata realizzata una omogeneizzazione di una mappa storica e di una remote sensing derived attraverso l'analisi di indici di paesaggio (Petit and Lambin, 2001; 2002) e alcuni differenti trends di LC sono stati comparati con quelli censuari. I risultati hanno consentito di identificare le dinamiche evolutive del territorio Provinciale di Rieti evidenziando le divergenze tra dati censuari e cartografici. Di maggior interesse generale, i risultati e le metodologie esposte possono essere utilizzate per l'analisi e la

lettura di LUCC di area vasta, dalla metà del XX° secolo ai giorni nostri, uno dei scopi principali di molti processi pianificatori.

3.2 Materiale

Area di studio

La Provincia di Rieti (Regione Lazio, Italia centrale, Fig. 3.1) copre un'area di circa 275000 ha in una zona prevalentemente montuosa dell'Appennino. L'altitudine varia da 11 a 2454 metri s.l.m.. Le caratteristiche orografiche e fattori socio-economici di sviluppo (invecchiamento e diminuzione della popolazione, vedi tab. 3.1), hanno determinato un forte declino del settore agricolo che, nel 2002, contribuisce solamente al 4.9% del PIL provinciale (fig. 3.2).

I dati analizzati sono stati:

- a) Censimenti Generali dell'Agricoltura (General Agricultural Census, GAC) e l'Annuario di Statistiche Forestali (Forest Statistics Yearbooks, FSY) raccolti dal 1961 al 2000.
- b) Inventario Nazionale delle Foreste e dei serbatoi forestali di Carbonio (I.N.F.C.), attualmente non ancora completamente pubblicato.
- c) Carta dell'uso del suolo della Regione Lazio del 2000 (LUM 2000)
- d) Carta della utilizzazione del suolo d'Italia 1960 prodotta dal Centro per gli studi in Geografia Economica del CNR e dal Touring Club Italiano (vedere Appendice II per maggiori dettagli)

Nel linguaggio tecnico comune, le mappe italiane sono definite come mappe di uso del suolo, ma, di fatto, sono da intendersi come mappe di LC. Comunque, per non creare confusione, la denominazione originale è stata mantenuta.

La Carta della utilizzazione del suolo d'Italia 1960 (definita in seguito con la sigla TCI/CNR), consente un'analisi del LUCC per un arco temporale ampio e si riferisce al periodo immediatamente precedente la fase di intensa urbanizzazione e industrializzazione degli ultimi 40 anni. I fogli 13 e 14, relativi alla Provincia di Rieti, sono stati georeferenziati con Arcmap 9.0 sulla base della Carta Tecnica Regionale 1:100000 e il LC è stato digitalizzato in formato vettoriale.

La Carta dell'uso del suolo della Regione Lazio del 2000 (definita in seguito con la sigla LUM 2000) è stata prodotta interpretando le ortofoto digitali a colori in scala 1:10000 riferite agli anni '98 e '99 e le immagini satellitari Landsat 7 ETM. La dimensione minima per l'inserzione di elementi lineari è stata di 25m x 250m, mentre l'area minima è stata di 1 ha. Il

formato di questa mappa è vettoriale (Lazio Regional Administration, 2003). Il sistema di coordinate di tutte e due le mappe è stato UTM fuso 33 nord Datum ED50.

3.3 Metodi

Overview

Per incrementare la comparabilità tra mappe eterogenee è necessario equalizzare il loro livello tematico e il dettaglio spaziale. La procedura di integrazione di dati è stata divisa in tre fasi: 1) generalizzazione tematica 2) generalizzazione della risoluzione spaziale 3) selezione della mappa generalizzata più simile, in termini di dettaglio spaziale, con la mappa a risoluzione più grossolana (target map) (Petit and Lambin 2002). In un secondo momento il LC change è stato esaminato. Errori e risultati spuri, generati dall'aggregazione tematica e spaziale, sono stati calcolati per valutare l'attendibilità dell'analisi del cambiamento. Infine, i risultati sono stati comparati in termini di superficie con le relative classi di LU censuarie.

Data integration

Differenti opzioni di classificazione sono possibili per ottenere una generalizzazione tematica. Sulla base di un precedente lavoro (Falcucci, Maiorano & Boitani, 2007) e delle classi di LC delle due mappe, è stata realizzata una generalizzazione tematica in 7 sezioni al fine di comparare i cambiamenti con 7 LU censuari simili. Sono state definite sei alternative aggregazioni tematiche per la legenda della LUM 2000 (keys 1-6) e due per la TCI/CNR (keys A e B), per un totale di 8 mappe (Fig. 3.3).

Al fine di ottenere un'omogenea risoluzione spaziale tra le mappe, è stata applicata la metodologia elaborata da Petit e Lambin (2001; 2002) modificata introducendo la variabilità collegata all'aggregazione tematica.

Inizialmente, le 8 mappe tematicamente generalizzate sono state trasformate in un formato raster con risoluzione delle celle di 10x10m. Successivamente, su ciascuna delle sei aggregazioni tematiche della LUM 2000, partendo da 10 m e con passi di 100 m, sono state realizzate aggregazioni spaziali successive da 100 fino a 800m utilizzando una regola di aggregazione per maggioranza (majority rule). 48 nuove mappe generalizzate sono state quindi prodotte (6 differenti aggregazioni tematiche per 8 differenti aggregazioni spaziali).

La struttura spaziale di tutte le mappe (8 originali e 48 derivate) è stata analizzata attraverso il software FRAGSTAT 3.3. Cinque indici di paesaggio non ridondanti sono stati utilizzati: Landscape shape index (LSI), Shannon's diversity index (SHDI), Mean patch fractal dimension (MPFD), Total core area index (TCAI) e Total edge contrast index (TECI).

La distanza Euclidea normalizzata nello spazio degli indici di paesaggio è stata misurata per tutte le possibili combinazioni (48+6 mappe del 2000 per le 2 mappe del 1960) e un valore

medio è stato calcolato per ciascuna risoluzione. Questo valore medio è stato utilizzato per identificare la risoluzione a cui i livelli di generalizzazione della TCI/CNR e della LUM 2000 erano più simili possibile (usando un criterio di minima distanza) e, allo stesso tempo, poter condurre l'analisi del cambiamento alla risoluzione spaziale più alta possibile. La fig. 3.4 mostra lo schema di integrazione dei dati sviluppato.

Analisi del Land cover change

Dopo l'integrazione dei dati e conseguentemente la scelta della risoluzione ottimale, l'analisi del LC change è stata effettuata per ciascuna coppia di mappe per un totale di 12 combinazioni (2 mappe del 1960 per 6 mappe del 2000) (fig. 3.4). La funzione CROSSTAB di IDRISI 32 è stata utilizzata ed un cambiamento medio, con una relativa deviazione standard, è stato calcolato per ciascuna classe di copertura.

Errori associati all'integrazione dei dati

Diverse tipologie di errori sono generati dalla aggregazione tematica e spaziale (Moody & Woodcock, 1994). In questo studio, è stato calcolato l'errore dovuto alla conversione dal formato vettoriale al raster (nella risoluzione prescelta), misurando le differenze in superficie per ciascuna classe di LC (esprese in % rispetto alla superficie iniziale) ed, inoltre, è stata inclusa nell'analisi la variabilità del LC change (deviazione standard) collegata alle 12 possibili combinazioni tra le diverse keys di aggregazione tematica.

3.4 Risultati

Per quanto riguarda i Censimenti Generali dell'Agricoltura (CAG), essi hanno mostrato una diminuzione della SAT, SAU e del numero di aziende. Inoltre, sia dall'analisi dei dati relativi alle coperture che degli allevamenti è evidente uno squilibrio tra territori di montagna e di pianura (tabella 3.3 e 3.4). Gli Annuari di Statistica Forestale (FSY) mostrano un incremento dei boschi del 5.7% tra il 1961 e il 1990, al contrario del trend CAG per i quali questa copertura è in diminuzione.

La risoluzione di 200 metri è risultata il miglior livello di generalizzazione delle mappe a cui condurre l'analisi del LC change (Fig. 3.5). La tabella 3.5 mostra le transizioni medie (e relative deviazioni standard) che hanno preso luogo tra le 7 sezioni nel periodo 1960-2000 ottenute tra le 12 combinazioni di aggregazioni tematiche.

Gli errori associati con la conversione dal formato vettoriale a raster sono stati ridotti (<0.5%) per la TCI/CNR, mentre sono stati maggiori per la LUM 2000. In particolare l'urbano (-55.77%) e i corpi idrici (-24.47%) hanno mostrato le maggiori differenze, seguiti dai seminativi

irrigui (+8.33%), seminativi non irrigui (+6.49%), pascoli (+3.68%), boschi (-1.02%) e frutteti (-0.29%).

Per ciascuna sezione un confronto con i dati censuari è stato effettuato e i risultati sono mostrati nelle figure 3.6, 3.7, 3.8, 3.9, 3.10. La descrizione dei risultati relativi al confronto tra dati e le relative discussioni, non è riportata in questo capitolo ed è, quindi, rimandata all'articolo in via di pubblicazione.

3.5 Conclusioni

Le mappe storiche sono un'importante fonte di informazioni sul pattern del paesaggio passato e possono essere utilizzate nello studio del LC change. Le mappe del LC, derivate dal remote sensing o da fotointerpretazione, hanno molti vantaggi in termini di costo di produzione e mostrano una distribuzione spaziale dell'informazione variabile con la risoluzione del sensore. Il problema è che esiste una evidente difficoltà a estrarre l'effettivo uso delle terre dalle mappe del LC.

Attraverso una procedura di integrazione di dati, una mappa storica ed una mappa recente derivata da remote sensing sono state omogeneizzate per ridurre i cambiamenti erronei e valutare gli errori di aggregazione spaziale. Questo ha consentito di comparare trend cartografici e censuari evidenziando le discrepanze tra dati, sia in termini di valori assoluti di superficie che di evoluzione. La metodologia esposta e i risultati ottenuti potranno, quindi, aiutare a valutare e migliorare le analisi dei LUCC basate solo sul LU censuario o sul LC cartografico.

La Carta della Utilizzazione del Suolo d'Italia 1960, per risoluzione tematica e anno di produzione, può essere usata come valido supporto per i cambiamenti di medio-lungo periodo su ampi territori. Questa scala di analisi è, infatti, fondamentale per valutare l'identità del paesaggio ma anche per la conservazione del paesaggio e la pianificazione ambientale. Una nuova mappa dei boschi derivata da foto aree storiche (es. Volo GAI) è comunque auspicabile poiché questa copertura è sottostimata dalla TCI/CNR (vedi Appendice II).

La Provincia di Rieti è una valida area di studio, rappresentativa di tutti i territori dell'Appennino caratterizzati da un ridotto sviluppo economico, abbandono delle tradizionali pratiche agricole e un forte squilibrio tra aree di collina e di montagna. La costruzione di modelli di cambiamento nel territorio di Rieti potrà, quindi, contribuire a piani di sviluppo interregionali tesi alla riduzione del rischio di perdita di risorse naturali, alla conservazione del paesaggio e alla salvaguardia del patrimonio culturale delle popolazioni di montagna.

Lista delle abbreviazioni

LC Land Cover	CLC CORINE Land Cover
LU Land Use	LUCC Land Use-Cover Change
LUM 2000 Land Use Map of 2000	GAC General Agricultural Census
TCI/CNR Land Use Map of 1960	FSY Forest Statistics Yearbooks
ISTAT Italian National Statistics Institute	SAU Area Used for Agriculture
I.N.F.C. National Forest and Carbon Reserve Inventory	

3.6 Bibliografia

- Antrop M. (2005) – *Why landscape of the past are important for the future*. Landscape and Urban Planning, 70: 21-34.
- APAT Agenzia per la Protezione dell’Ambiente e per i servizi Tecnici (2005). *La realizzazione in Italia del progetto europeo CORINE Land Cover 2000*. Rapporti 36/2005.
- Cihlar J. & Jansen L. J. M. (2001). *From Land Cover to Land Use: A Metodology for Efficient Land Use Mapping over Large Areas*. Professional Geographer, 53(2), 275-289.
- Cousins S. A. O. (2001). *Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs*. Landscape Ecology 16: 41–54
- Defries R. S. & J. R. G. Townshend (1999). *Global land cover characterization from satellite data: from research to operational implementation?*. Global Ecology and Biogeography (1999) 8: 367–379.
- Di Gennaro A., Innamorato F. & Capone S. (2005). *La grande trasformazione: land cover e land use in Campania*. Estimo e Territorio, anno LXVIII n° 3: 25-39.
- Di Gregorio A. & Jansen, L. J. M., (2000). *Land-cover classification system (LCCS): classification concepts and user manual*. FAO/UNEP/Cooperazione italiana, Rome.
- Etter A., McAlpine C., Pullar D., Possingham H. (2006). Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns and rates. Journal of Environmental Management 79:74–87.
- Ewert F., Rounsevell M.D.A., Reginster I., Metzger M. & Leemans R. (2005). *Future scenarios of European agricultural land use. I. Estimating changes in crop productivity*. Agric. Ecosyst. Environ. 107, 101–116.
- Falcucci A., Maiorano L. & Boitani L. (2007). *Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation*. Landscape Ecology, 22:617–631.

- Hietel E., Waldhardt R. & Otte A. (2004). *Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany*. Landscape Ecology, 19, 473-489.
- Italian Forest Statistics Yearbooks (FSY), for the years 1961, 1970, 1982, and 1990.
- Italian General Agricultural Census (GAC) for the years 1961, 1970, 1982, 1990 and 2000.
- Istituto Guglielmo Tagliacarne (2003). *1928-2003 - 75 anni di crescita della Provincia di Rieti. Un'analisi territoriale dei principali indicatori di sviluppo*.
- Jansen L. J. M. (2005). *Harmonisation of land-use class sets to facilitate compatibility and comparability of data across space and time*. 11th CEReS International Symposium, 13-14 December 2005, Chiba, Japan.
- Lambin E.F., Turner II B.L., Geist H., Agbola S., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T., Vogel C. & Xu J. (2001). *The Causes of Land-Use and Land-Cover Change: Moving beyond the Myths*. Global Environmental Change. Vol. 11, no.4:5-13.
- Lambin E.F. & Geist H.J. (2001). *Global land-use/land-cover changes – What have we learned so far?* - IGBP Global Change Newsletter. No. 46, pp. 27-30.
- Lasanta-Martínez T., Vicente-Serrano S.M. & Cuadrat-Prats J.M. (2005). *Mountain Mediterranean landscape evolution caused by abandonment of traditional primary activities: a study of Spanish Central Pyrenees*. Applied Geography, 25, 47-65.
- Lazio Regional Administration (2003). Carta dell'Uso del Suolo scala 1:25.000 - Note illustrative. Ass. Urbanistica e Casa, Dip. Territorio.
- Metadata - working unit. CLC2000 Italy.
- Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Corpo Forestale dello Stato (2004). *INFC - Risultati della prima fase di campionamento*. (www.ifni.it).
- Moody A. & Woodcock C.E. (1994). *Scale-dependent errors in the estimation of land-cover proportions: implications for global land-cover datasets*. Photogrammetric Eng Remote Sens 60:585–594.
- Pelorosso R. (2008). *Land cover e land use change di medio-lungo periodo in provincia di rieti: analisi e modellizzazione delle dinamiche territoriali*. Phd thesis. University of Tuscia - Viterbo, Italy.
- Pelorosso R., Della Chiesa S., & Boccia L. (2007). *Lettura storica del cambiamento d'uso dei suoli*. Estimo e Territorio, 12:28-35.

- Petit C.C. & Lambin E.F. (2001). *Integration of multi-source remote sensing data for land cover change detection*. International Journal of Geographical Information Science 15: 785–803.
- Petit C.C. & Lambin E.F. (2002). *Impact of data integration technique on historical land-use/land-cover change: Comparing historical maps with remote sensing data in the Belgian Ardennes*. Landscape Ecology 17: 117–132.
- Pignatti S. (1998). *I boschi d'Italia - sinecologia e biodiversità*. Scienze Forestali e Ambientali. UTET.
- Piussi P. & Pettenella D. (2000). *Spontaneous Afforestation of Fallows in Italy*, in: Weber, N. (Ed.), 2000. NEWFOR – New Forests for Europe: Afforestation at the Turn of the Century. Proceedings of the Scientific Symposium, Freiburg, 16-17 February 2000: 151-163.
- Rocchini D., Perry G. L.W., Salerno M., Maccherini S. & Chiarucci A. (2006). *Landscape change and the dynamics of open formations in a natural reserve*. Landscape and Urban Planning, 77, 167–177.
- Rudel T. K., Coomes O. T., Moran E., Achard F., Angelsen A., Xu J. & Lambin E. (2005). *Forest transitions: towards a global understanding of land use change*. Global Environmental Change, 15, 23–31.
- Schneider L. C. & Pontius Jr. R.G. (2001). *Modelling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA*. Agric. Ecosyst. Environ. 85, 83-94.
- Weibel R. & Jones C. B. (1998). *Computational perspectives on map generalisation*. GeoInformatica, 2, 307–314.
- Vasconcelos M.J.P., Mussa' Biai J.C., Arau'jo A. & Diniz M.A. (2002). *Land cover change in two protected areas of Guinea-Bissau (1956–1998)*. Applied Geography 22, 139–156.
- Vitelli E. (2007). Una bella realizzazione cartografica da parte dell'Amministrazione del Catasto italiano negli anni '50 e '60: "La carta dell'utilizzazione del suolo". Rivista dell'Agenzia del Territorio, 2:11-15.

Figure

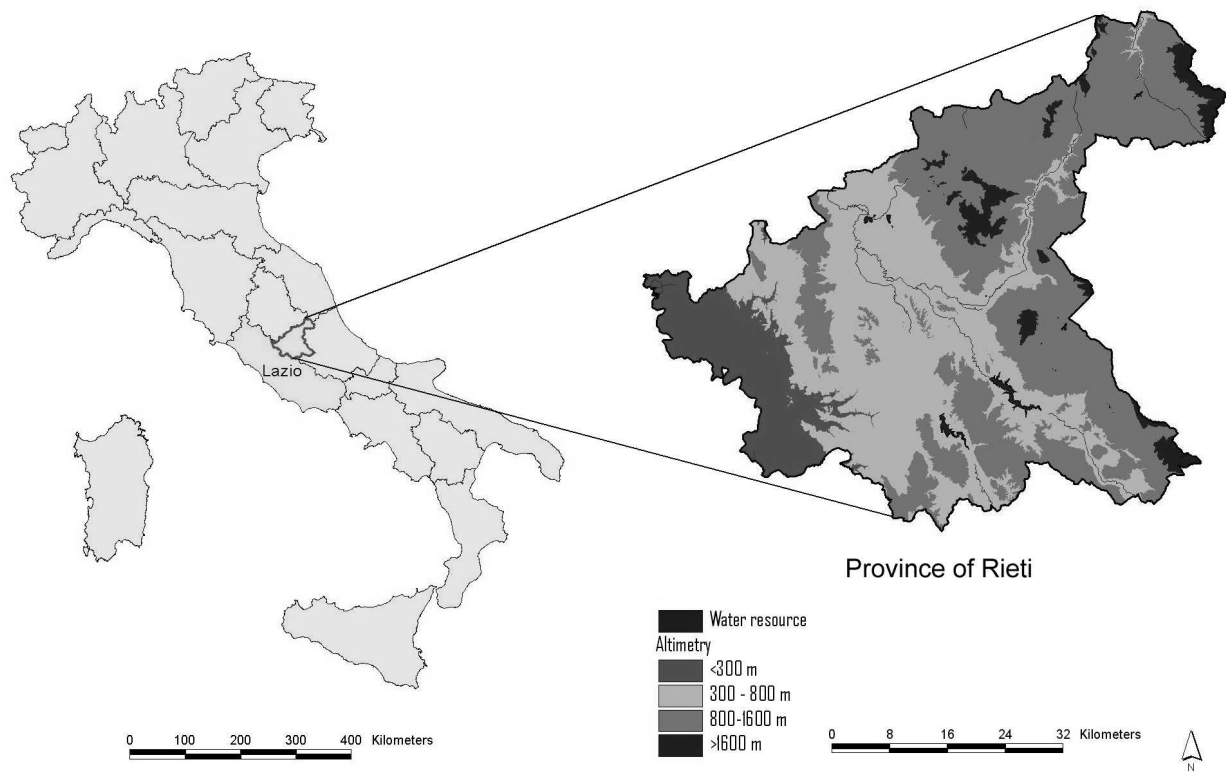


Fig. 3.1. Map of the study area showing average height a.s.l.

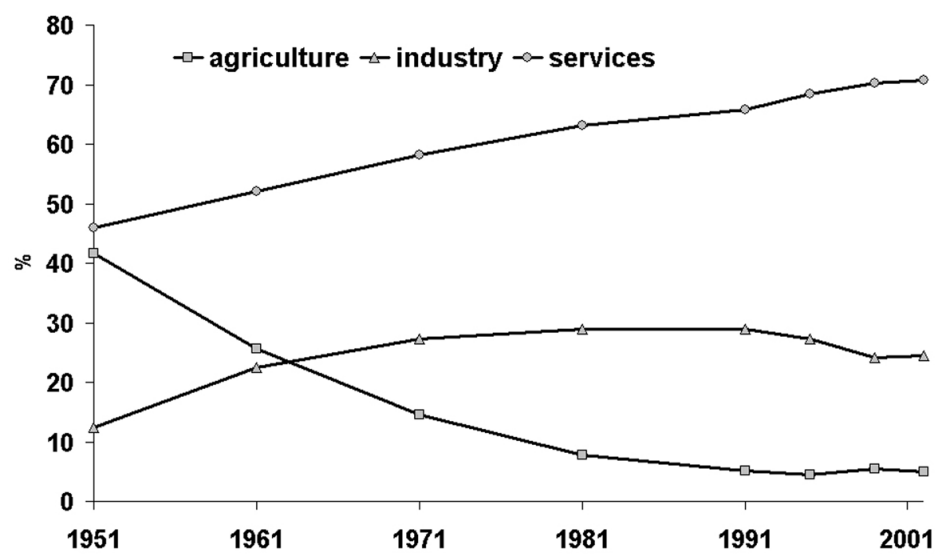


Fig. 3.2. Composition percentage of the Gross Domestic Product in Province of Rieti for each field of economic activity (1951-2002) - source Institute Guglielmo Tagliacarne (2003).

Sections	1960 TCI/CNR land-use classes	key A	key B	CORINE Code	2000 Lazio Region LUM land-use classes	key 1	key 2	key 3	key 4	key 5	key 6
1 woodlands	Coppice - High trunk wood	1	1	311	Broadleaf woodlands	1	1	1	1	1	1
2 meadowlands				312	Conifer woodlands						
3 non-irrigated annual crops				313	Mixed conifer and broadleaf woodlands						
4 orchards				3241	Natural recolonisation areas						
5 irrigated annual crops				3242	Artificial recolonisation areas						
6 urban areas	Pasture and uncultivated productive even if partially or temporarily used for arable crops Non-irrigated grasslands and grasslands associated with trees	2	2	321	Natural pasture and high altitude meadows	2	2	2	2	2	2
7 Water bodies				322	Scrub land and shrubs	2	1	2	2	1	1
				331	Beaches, dunes and sand	2	2	2	2	2	2
				332	Bare rock, cliffs, outcrops						
				333	Areas of sparse vegetation						
				3343	Areas degraded by fire or other events						
				231	Areas of dense grass cover						
				241	Temporary cultivation associated with permanent cultivation	2	2	3	4	3	4
				242	Complex particle and cultivation patterns						
				243	Areas mostly used for agriculture with important natural spaces						
				2111	Arable crops in non-irrigated land	3	3	3	3	3	3
				2113	Market gardening in non irrigated areas: in fields, green-houses, under protective plastic sheeting						
	Sweet chestnut groves - Olive groves - Vineyards - Vineyards mixed with olive groves	4	4	221	Vineyards	4	4	4	4	4	4
				222	Fruit trees and berry plantations						
				223	Olive groves						
				22411	Poplar stands, willow stands and other broadleaf trees						
				2242	Sweet chestnut groves						
	Irrigated annual crops	5	5	2121	Arable crops in irrigated land	5	5	5	5	5	5
				2122	Nurseries in irrigated land						
				2123	Market gardening in irrigated areas: in fields, green-houses, under protective plastic sheeting						
	Built up areas and other uses	6	6	11	Residential areas	6	6	6	6	6	6
				12	Productive built up areas, private and public services, transport networks and infrastructures						
				131	Mining areas						
				1321	Opencast and underground mining, industrial and public waste dumps and deposits						
				1322	Open air scrap heaps						
				1331	Building sites and excavations						
				1332	Artificial and reworked surfaces						
				141	Urban parks and gardens						
				1421	Campsites, holiday villages with bungalow type accommodation						
				1422	Sports facilities						
				1423	Theme parks						
				1424	Archeological sites						
				143	Cemeteries						
	Water bodies	7	7	411	Inland wetlands	7	7	7	7	7	7
				5111	Rivers, torrents and ditches						
				5121	Basins without obvious productive activities						
				5124	Aquaculture						

Fig. 3.3. Reclassification scheme of the original legend in 7 sections for historical land-use comparison.

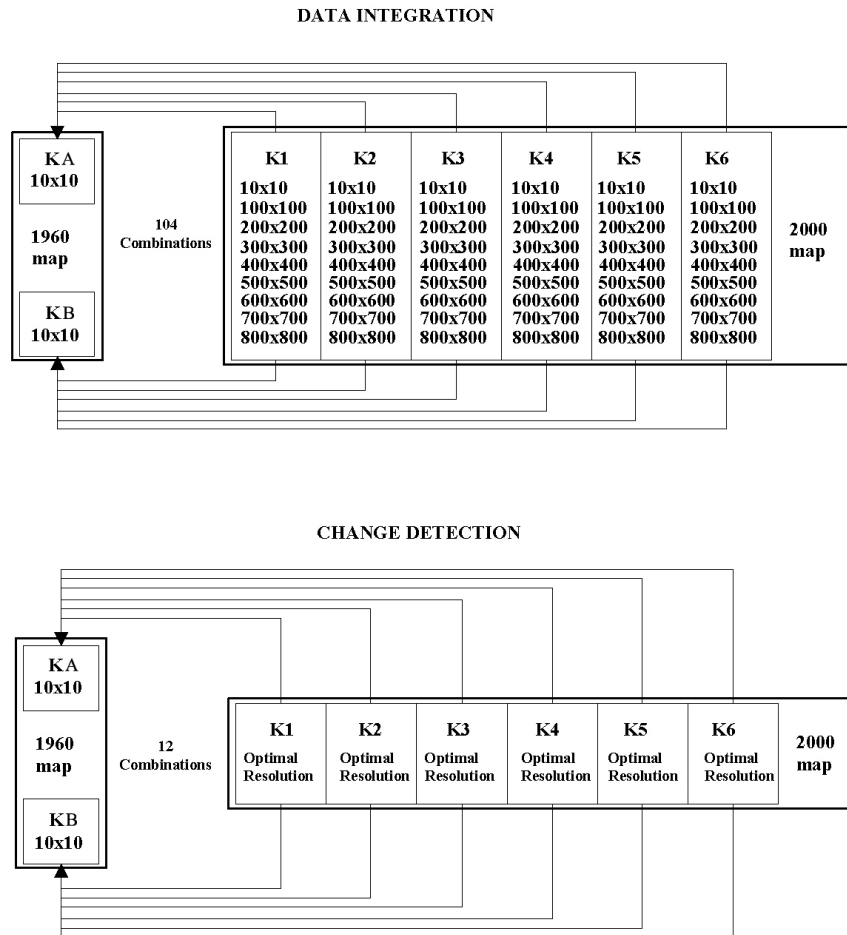


Fig. 3.4. Design of data integration and change detection methodologies. The letter K represent the Keys of thematic aggregation of figure 3.

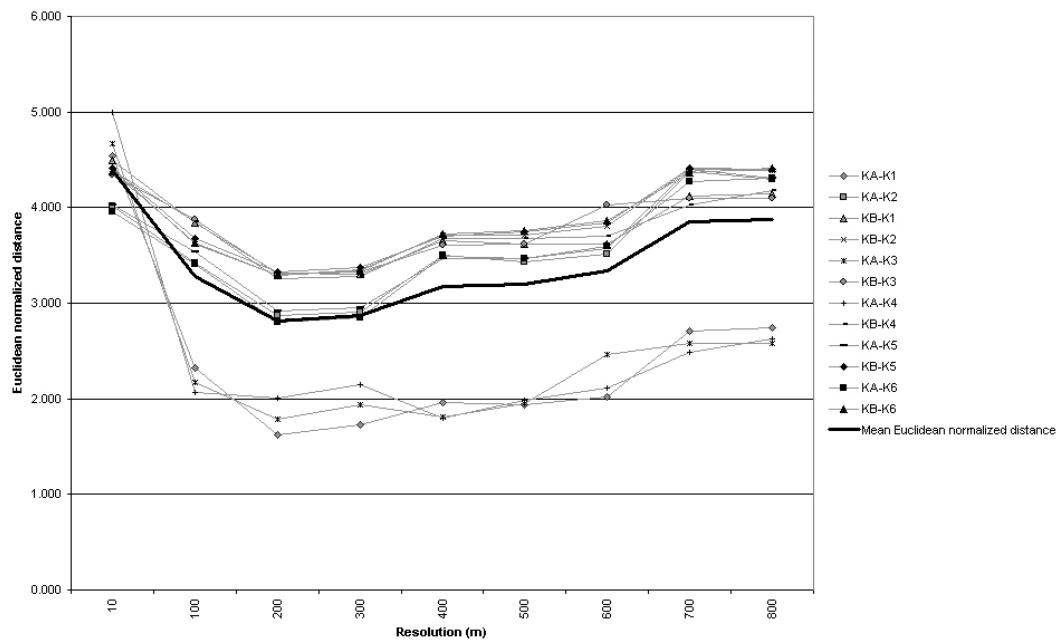


Fig. 3.5. Distance in the 5 dimensional space of the landscape metric between the different resolution of the generalized maps of 2000 and the target maps of 1960. 12 possible combinations among the keys (abr. K) of thematic aggregation were considered.

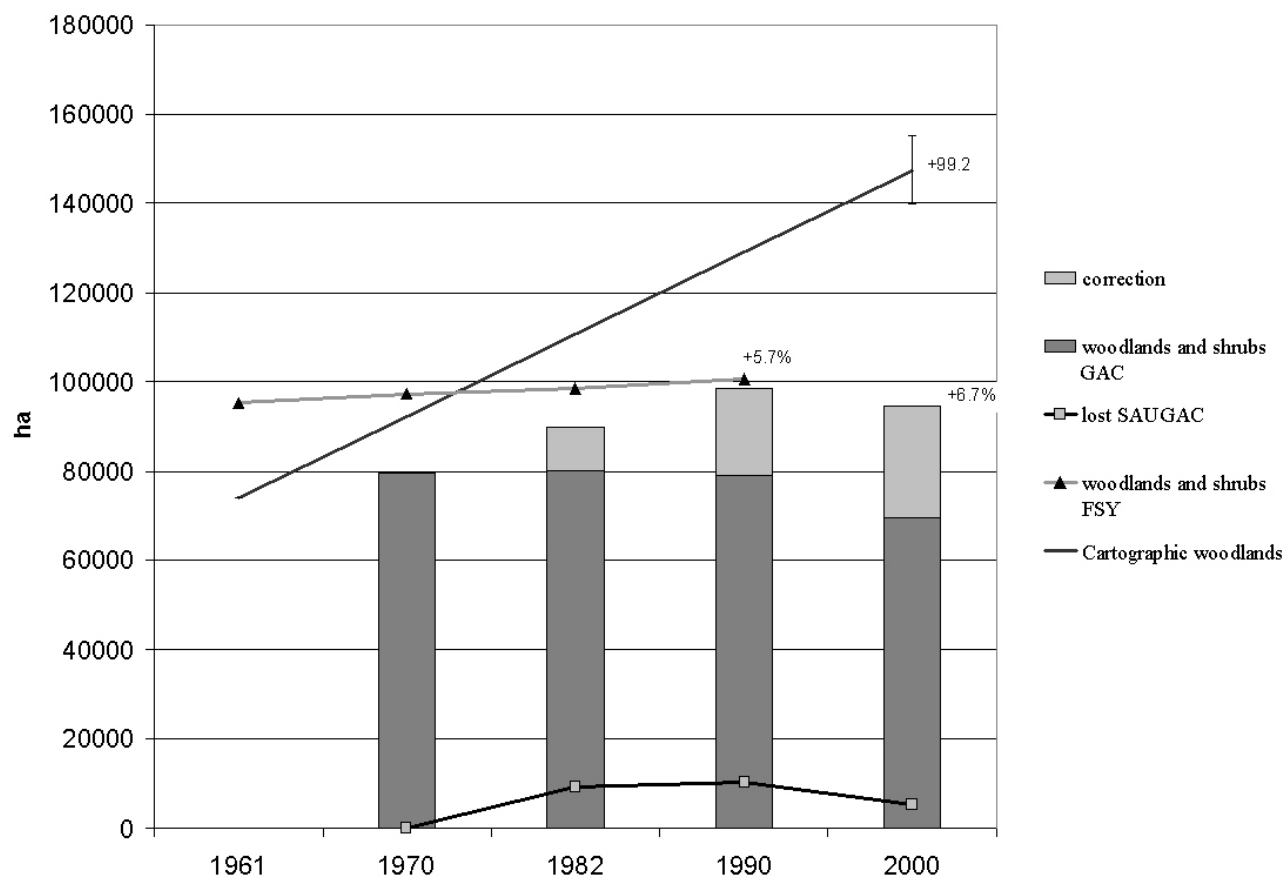


Fig. 3.6. Trends of woodlands and shrubs, lost SAU (Surface Used for Agriculture) GAC and correction of GAC data.

Lazio Region

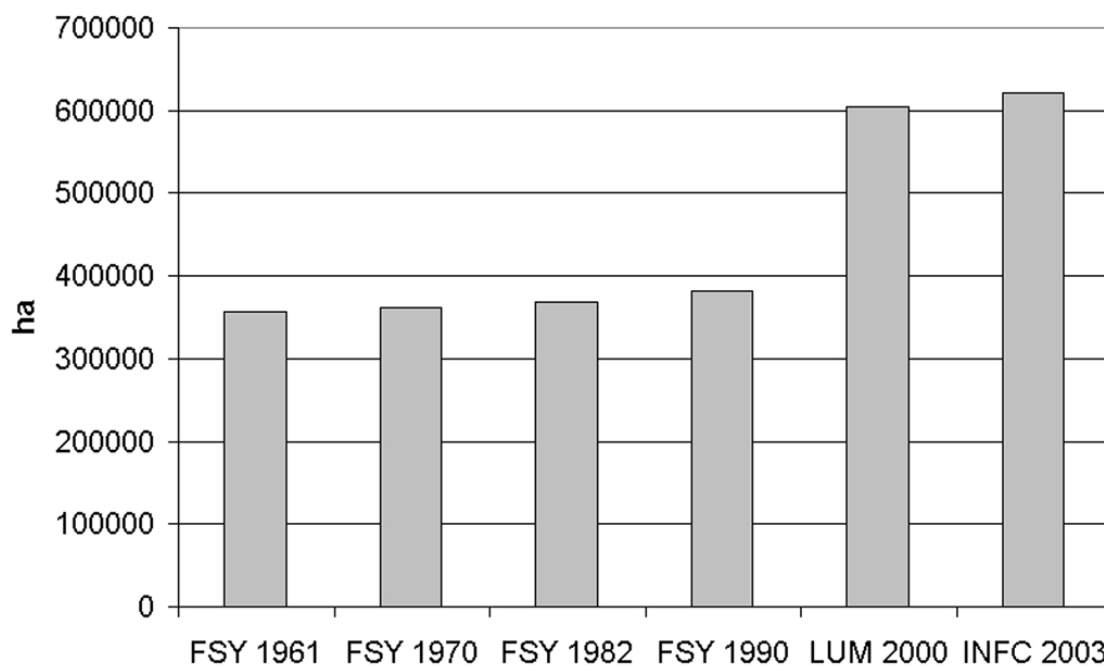


Fig. 3.7. Regional woodland and shrub trends according to the FSY, LUM 2000 and INFC 2003 (Provisional).

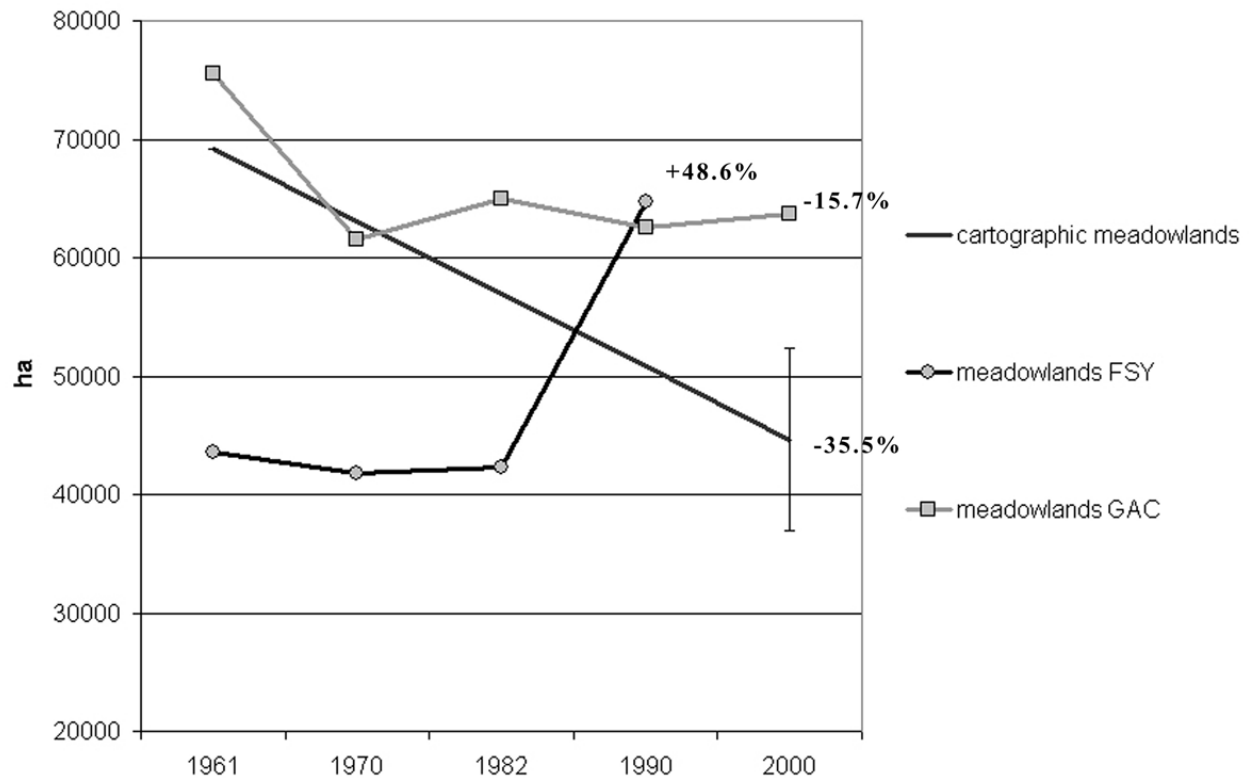


Fig. 3.8. Trend of meadowlands in the Province of Rieti – GAC, FSY and cartographic data.

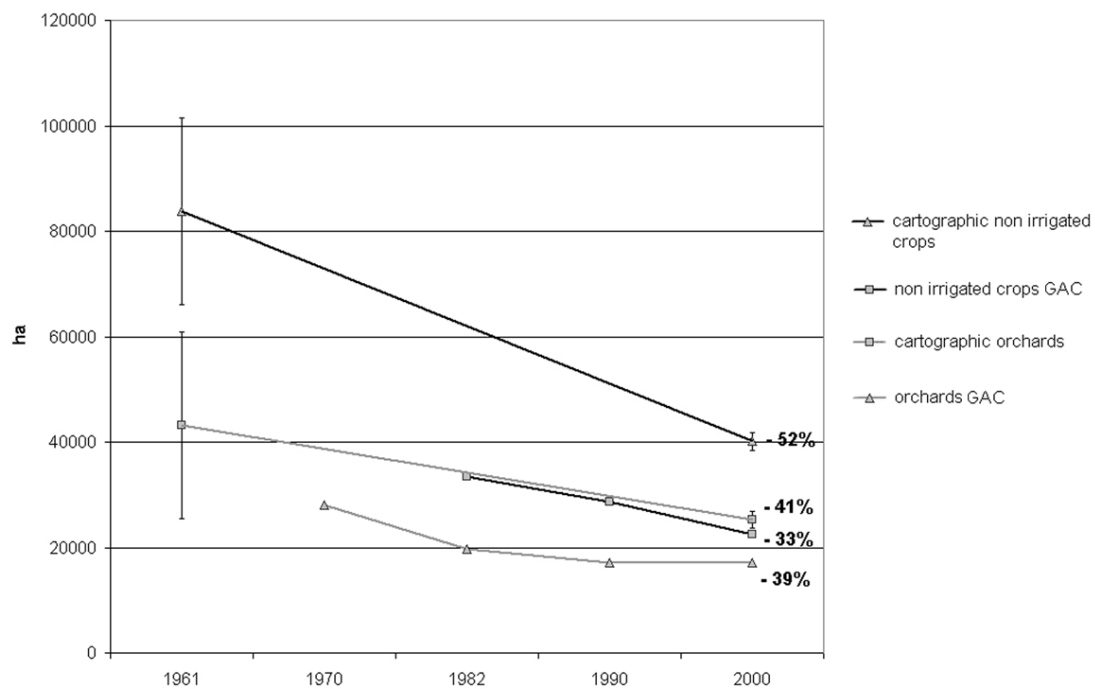


Fig. 3.9. Trends between 1961-2000 of non-irrigated crops and orchards – GAC and cartographic data.

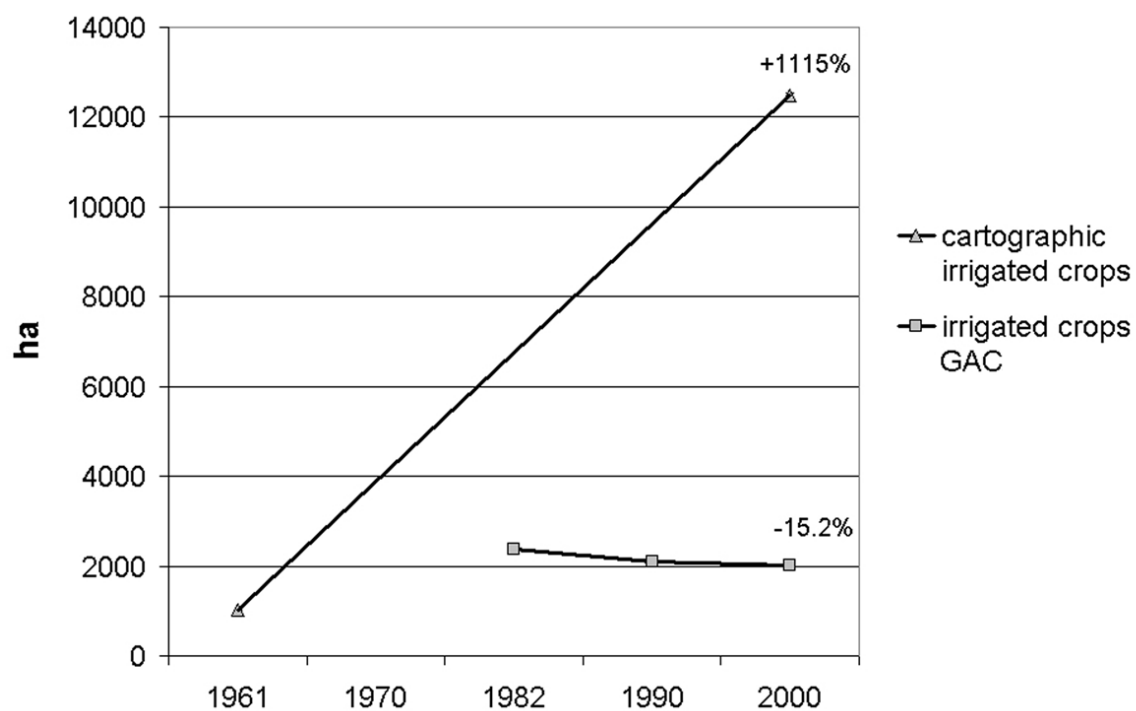


Fig. 3.10. Trend of irrigated crops in the Province of Rieti between 1961-2000 – GAC and cartographic

Tabelle

Table 3.1
Variation in population between 1951 and 2001

	Years			61/01		51/01	
	1951	1961	2001	Variation	Var. %	Variation	Var. %
Province of Rieti	179157	162405	147410	-14995	-9.2	-31747	-17.7
Rieti (Capital of Province)	33241	35441	43785	8344	23.5	10544	31.7
Fara Sabina	6203	6838	10801	3963	58.0	4598	74.1
Cittaducale	5301	4887	6542	1655	33.9	1241	23.4
Other communities	145916	126964	103625	-23339	-18.4	-42291	-29.0

Table 3.2
Land-cover maps available and main characteristics

Map	Metadata and year of reference	Scale and detail	Source
Land-use Map of Italy (TCI/CNR)	Cartographic data 1960	Scale 1:200.000 Key 21 items (+ 6 sub-items for nut or pod orchard and industrial cultivation)	Centre for Studies in Economic Geography of the National Research Council / Italian Touring Club
CORINE Land-cover 1996 3 rd level	Landsat 5 images 1988-1993	Minimum unit interpreted 25 ha - Scale 1:100.000 Key 44 items	Lazio Regional Environmental Information System (S.I.R.A.)
CORINE Land-cover CLC1990 3 rd level (Reviewed interpreting the Landsat 5 images again)	Landsat 5 images 1988-1993	Minimum unit interpreted 25 ha - Scale 1:100.000 Key 44 items	APAT CORINE Land cover project I & CLC2000
CORINE Land-cover CLC2000 3 rd level	Landsat 7 images year 2002 / aerial photographs year 2000	Minimum unit interpreted 25 ha - Scale 1:100.000 Key 44 items	APAT CORINE Land cover project I & CLC2000
ISTAT 1990 Lazio Region	Landsat 5 images 1988-1993	Minimum unit interpreted 1 ha - Scale 1:25.000 Key 6 items	Lazio Regional Environmental Information System (S.I.R.A.)
Land-use map (LUM) Lazio Region	Digital colour vegetation photographs years 1998-1999 / Landsat 7 images years 1999-2000	Minimum unit interpreted 1 ha - Scale 1:25.000 Key 72 items	Lazio Region – Territorial Office, Urban Planning and Housing Department

Table 3.3
variation in some LU and farm characteristics in the GAC data

	Variation (ha)			Variation (%)		
	Mountain	Hill	Tot	Mountain	Hill	Tot
Woodland and shrubs ²	- 8145.10	-1589.49	-9734.59	-11.92	-13.63	-12.27
Meadowlands ¹	-11073.16	-757.54	-11830.70	-16.21	-10.47	-15.66
Meadowlands ²	3535.31	-1370.79	2164.52	6.6	-17.5	3.5
Irrigated and non irrigated Crops ²	-15595.65	-339.22	-15934.87	-52.40	-3.09	-39.11
Irrigated crops ³	-	-	-432.17	-	-	-15.7
Orchards	-5368.17	-5672.18	-11040.35	-55.47	-30.77	-39.28
SAU ² (Surface Used for Agriculture)	-17428.51	-7382.19	-24810.70	-18.71	-19.81	-19.03
SAU not used ³	-4054.19	-1420.35	-5474.54	-49.98	-51.85	-50.45
Other surface ²	-13126.59	-1637.28	-14763.87	-83.77	-56.88	-79.60
SAT ¹ (Total Agricultural Surface)	-55758.25	-11213.91	-66972.16	-28.22	-20.87	-26.65
Number of farms ¹	-10321	1255	-9066	-50.40	12.90	-30.00
SAT/farm ¹	4.31	-1.65	0,40	44.67	-29.99	4.80
SAU/farm ²	0.05	0.00	0.05	1.44	0.07	1.05

¹Variation 2000/1962

²Variation 2000/1970

³Variation 2000/1982

Table 3.4
Trend of livestock between 1961-2000 (n° of animals and variation percentage), GAC data.

	1961			2000			Variation %		
	Mountain	Hill	Tot	Mountain	Hill	Tot	Mountain	Hill	Tot
cattle and buffalos	27441	16351	43792	19119	13172	32291	-30.3	-19.4	-26.3
sheep and goats	85633	14574	100207	57766	32046	89812	-32.5	119.9	-10.4
TOT	113074	30925	143999	76885	45218	122103	-32.0	46.2	-15.2

Table 3.5
 LC change for the time step 1960-2000 in the Province of Rieti. The bold number is a mean surface (measured in hectares) while the small closer one is the standard deviation obtained with 12 combinations of thematic aggregation among 1960 TCI/CNR and 2000 LUM maps at the optimal resolution pointed out after data integration.

TCI/CNR 1960							
	Woodlands	Meadowlands	Non irrigated crops	Orchards	Irrigated crops	Urban	Water
LUM 2000							
Woodlands	62993 1126	43554 3403	27435 5391	12720 4738	276 19	149 5	313 11
Meadowlands	6536 1114	21748 3373	12939 3191	3178 1786	59 23	116 19	41 11
Non irrigated crops	2026 133	2691 123	26668 5601	8132 5510	403 12	106 18	78 4
Orchards	1765 115	818 110	6613 3111	16006 2974	42 9	72 15	15 1
Irrigated crops	629 6	325 1	8627 2310	2374 2310	189 0	39 3	310 1
Urban	50 2	32 2	1219 640	810 640	58 0	274 4	3 2
Water	14 0	52 1	231 28	35 28	0 0	14 0	1048 1

4. APPLICAZIONE GIS-INTEGRATA PER LO STUDIO DEI CAMBIAMENTI DI MEDIO-LUNGO PERIODO DELLE COPERTURE DELLE TERRE MEDIANTE FOTO AEREE STORICHE

Lavoro pubblicato su *Estimo e Territorio* n.12/2007

“Lettura storica del cambiamento d’uso dei suoli”

di Pelorosso R., Della Chiesa S. e Boccia L.

Abstract

Aerial photographs provide an important support to detect land-cover changes, over a medium-long time (10-50 years). Due to realistic and precise multi-temporal landscape study these maps require an identical resolution. The historical photographs often present poor quality and any calibration certificate, requiring in consequence, geometric correction.

In this paper, we examine temporal land-cover change between 1954 and 1999 in the Apennine mountains (central Italy). Aerial photograph taken in 1954, missing in calibration certificate and several fiducial marks were orthorectified. Across the superimposition and classification of a vector format grid, have been produced two homogenous land-cover maps with identical minimum map unit (MMU). Considerable was the land forest cover (+23.89% woodland) and the on going loss of landscapes and environments with high naturalistic value (-29.89% open areas) were pointed out between 1954 and 1999. Spread urbanization increased with roads and buildings respectively of 153.78% and of 106.49%.

These results prove the landscape dynamics in the central Apennine in the latest 50 years and are the basis to evaluate the impacts occurred on the natural and anthropic ecosystems (for example: ecological connectivity and biodiversity, export of chemicals, surface imperviousness and related hydrological effects, etc). A consequence of this work is the pointing out of guidelines for the land-cover changes analysis over a medium-long time. The collected data will allow further studies detecting the driving factors of the land-cover change and development of prediction models of future scenarios.

Key words: *Central Apennine, GIS, Historic aerial photos, Landscape dynamics, Land-cover change, Orthorectification.*

4.1. Introduzione

I cambiamenti di uso e copertura delle terre (Land-use and Land-cover change, LUCC) sono le alterazioni più importanti della superficie terrestre causate dall’uomo (Lambin et al. 2001). Conoscere e predire le cause, i processi e le conseguenze del cambiamento dell’uso e copertura delle terre è la maggiore sfida dell’ecologia del paesaggio, della pianificazione regionale dell’uso del suolo e della conservazione della biodiversità (Etter et al. 2006).

L’evoluzione del territorio è definita tramite il confronto di almeno due informazioni sull’uso o copertura del suolo riferite a periodi differenti. Se le informazioni non sono omogenee frequentemente le interpretazioni delle evoluzioni del territorio risultano errate. Infatti, strutture e funzioni (pattern) di un paesaggio possono essere persi o non rappresentati in funzione di scelte concernenti la scala, l’estensione e la risoluzione delle mappe di copertura delle terre (Lesschen et al. 2005).

Attraverso un confronto condotto a livello provinciale tra differenti fonti cartografiche e censuarie esistenti, Pelorosso e Boccia (2007) hanno dimostrato che per gli ambienti naturali e seminaturali (bosco, cespuglieti e pascoli) sussistono forti discordanze tra dati e l'unico modo per verificare la corretta evoluzione di queste coperture è l'utilizzo di informazioni telerilevate (Remote Sensing Derived, RSD).

Nel caso di analisi del cambiamento delle coperture delle terre, su ampia scala temporale, la foto aerea è l'unica fonte d'informazione RSD utilizzabile relativa a periodi ante 1972 (Defries e Townshend, 1999). Le foto aeree dovranno necessariamente passare attraverso un processo di ortorettificazione per definire una quanto più corretta evoluzione del territorio (Rocchini e Di Rita, 2005) ma non sempre tutti i certificati di calibrazione della camera da presa sono disponibili e i fotogrammi possono essere incompleti e parziali. Inoltre, la qualità e la risoluzione delle foto meno recenti sono spesso scarse e rendono difficoltoso il riconoscimento di verità a terra (Ground Control Point).

La produzione di mappe delle coperture delle terre da foto aeree può essere effettuata attraverso la digitalizzazione manuale di poligoni o attraverso la classificazione computerizzata (supervisionata o non supervisionata) di immagini digitali opportunamente processate al fine di ottenere radianze e firme spettrali omogenee per ciascuna classe di copertura (Carmel e Kadmon, 1998; Kadmon e Harari-Kremer, 1999; Peroni et al. 2000).

Il metodo computerizzato, anche se meno speditivo, permette di estrarre informazioni sulle coperture delle terre su vaste aree, in modo ripetibile e oggettivo, con una elevata risoluzione e accuratezza spaziale determinando pure l'accuratezza della classificazione ottenuta (Carmel and Kadmon, 1998). Inoltre, il formato raster (pixel oriented) prodotto, permette di applicare più correttamente indici per la descrizione della struttura e composizione del paesaggio e costruire modelli di cambiamento del territorio.

Il processamento digitale delle foto aeree può però essere lungo e complesso, soprattutto quando le caratteristiche di illuminazione e qualità dei fotogrammi differiscono tra loro, anche tra le strisciate, e l'orografia complessa accentua le distorsioni dello spettro.

Rocchini et al. (2006) hanno prodotto mappe di copertura delle terre classificando, mediante un'interpretazione visuale e un'analisi della radianza dei pixels, celle di un grigliato vettoriale sovrapposte alle ortofoto aeree. Il formato vettoriale è stato poi trasformato in raster. Questa metodologia, anche se più dispendiosa in termini di tempo rispetto alla digitalizzazione vettoriale, permette di ottenere i vantaggi del formato raster. Inoltre, la scelta della dimensione del grigliato consente di comparare differenti processi alla stessa risoluzione superando gli errori

di un eventuale confronto tra mappe delle coperture prodotte da ortofoto a differente scala ed errore di rettifica.

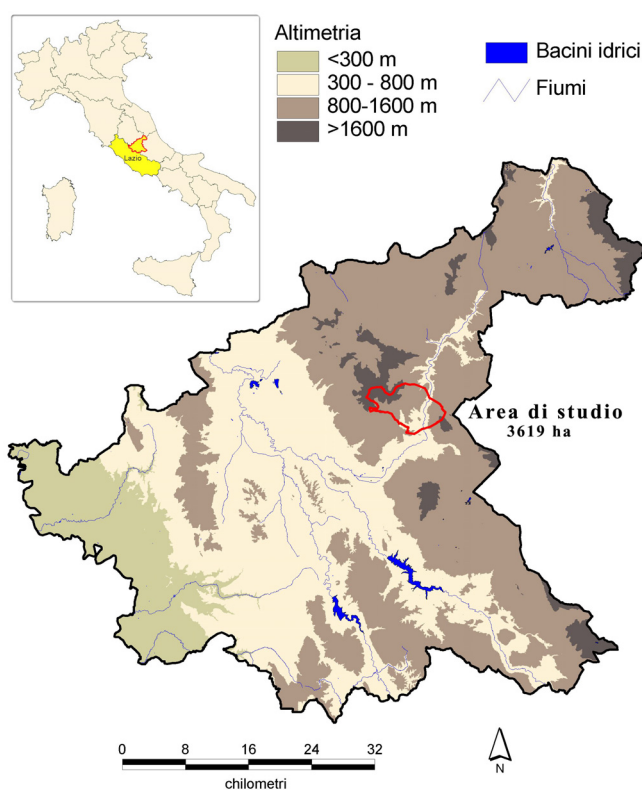
Per questo studio sono state ortorettificate delle foto aeree del 1954, per le quali molti parametri erano sconosciuti e/o mancanti. Successivamente, attraverso la classificazione manuale di un grigliato vettoriale e l'integrazione con alcuni strati informativi disponibili, è stata prodotta la copertura del suolo di un comune di montagna del centro Italia. Il confronto con una più recente copertura delle terre ottenuta con la stessa metodologia ha permesso di analizzare le effettive trasformazioni avvenute tra il 1954 e il 1999. La metodologia descritta in questo lavoro viene proposta come linea guida per lo studio dei cambiamenti del land-cover di medio-lungo periodo a elevato dettaglio.

4.2. Materiale e metodi

Area di studio

L'area di studio è il Comune di Micigliano in Provincia di Rieti, Italia (centro della scena x,y: 339496, 4701808, coordinate UTM fuso 33N datum ED50). Il comune ha una superficie di 3619 ha e si sviluppa in un territorio compreso tra il Monte Terminillo e il fiume Velino. Le quote sono comprese tra 490 m e i 2200 m s.l.m. e la pendenza media è del 57%. Il Censimento Generale dell'Agricoltura del 2000 riporta un'utilizzazione prevalente del territorio a pascolo (97.6% della Superficie Agricola Utilizzabile), i seminativi e i frutteti sono praticamente inesistenti. I boschi sono la copertura predominante.

Fig. 4.1 Area di studio e fasce altimetriche



Gli strati informativi utilizzati per l'ortorettifica e la produzione delle coperture delle terre sono stati:

1. Modello digitale del terreno (DEM) 40x40 m di risoluzione.
2. Foto Aeree del Volo GAI 1954 Istituto Geografico Militare IGM scansionate in formato TIFF ad una risoluzione di 600 Dpi (1 pixel = 1 metro).
3. Ortofoto digitali informato ECW a colori Volo Italia 1999, risoluzione del pixel 1 metro; n° 347120, 347160, 348090, 348100, 348130, 348140.
4. Carta Tecnica Regionale (CTR) 1:10000; n° 347120, 347160, 348090, 348100, 348130, 348140.
5. Tavole Istituzionali Istituto Geografico Militare (IGM) 1:25000 n° 139 III NO, 139 III NE, restituite sulla base dello stesso rilievo aereofotogrammetrico GAI 1954.

4.2.1 Ortorettifica foto aeree

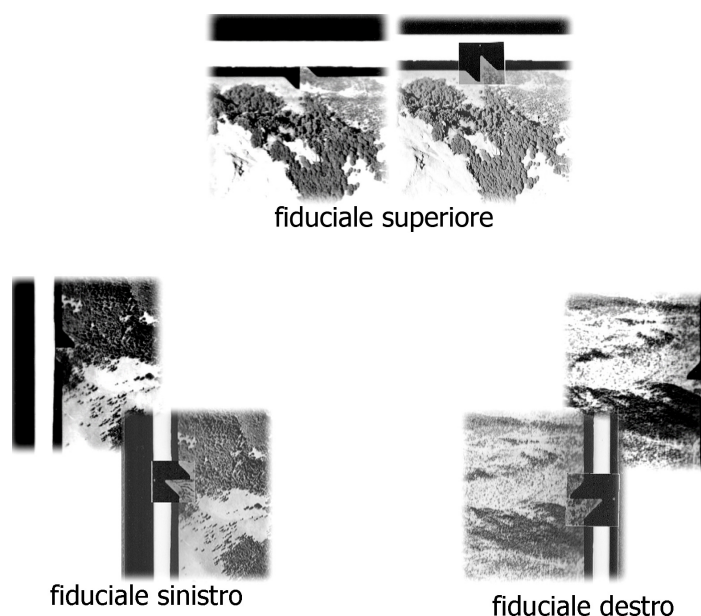
Al fine di migliorare il risultato finale dell'ortorettifica del volo 1954 sono state effettuate delle elaborazioni preliminari sul DEM e sulle foto aeree scansionate.

Per limitare eccessive distorsioni nel processo di ortorettifica dal DEM 40x40 si è derivato un DEM 10x10 attraverso le seguenti fasi:

- estrazione delle curve di livello con equidistanza di 10m dal DEM 40x40m;
- generazione del DEM 10x10m per interpolazione delle curve di livello;
- ricampionamento (nearest neighbor) del DEM 10x10 con risoluzione del pixel 1m;

A causa di un errato processo di copia dei negativi presso l'IGM, alcuni margini dei fotogrammi del volo 1954 sono risultati parzialmente visibili compromettendo il preciso orientamento interno della macchina da presa. Per ovviare a ciò i punti fiduciali mancanti sono stati ricostruiti mediante un software grafico per l'elaborazione delle immagini (Fig. 4.2).

Fig. 4.2 Ricostruzione grafica dei fiduciali mancanti



Il software utilizzato per ortorettificare le fotografie aeree del 1954 è stato ERDAS 8.1 (Leica Geosystems). Inizialmente sono stati determinati i parametri d'orientamento interni della macchina da presa. Del volo 1954 non è disponibile il certificato di calibrazione della macchina da presa pertanto gli unici dati disponibili riguardano la quota media di volo e la lunghezza focale della macchina da presa (tab. 1). Mancando le coordinate dei punti fiduciali e del Punto Principale (PP), si è quindi provveduto alla misura manuale delle coordinate immagine dei quattro punti fiduciali sui fotogrammi e sono state assunte pari a 0,0 mm le coordinate del punto principale. La distanza dei punti fiduciali riferite al punto principale e le coordinate del Punto principale (PP) sono illustrate in tab. 1. Per determinare i parametri di orientamento esterni della macchina da presa sono stati posizionati dei GCP (Ground Control Points) individuati nelle foto del volo 1954 e nelle ortofoto del Volo Italia 1999. I GCP sono generalmente riferiti ad elementi del territorio presenti e ancora riconoscibili, come edifici e incroci stradali (Campbell, 1996); nel presente lavoro considerando la scarsa urbanizzazione del territorio sono stati presi in considerazione anche giovani alberi isolati per ottenere un adeguato numero ed uniforme distribuzione dei GCP (Gibson e Power, 2000). Al fine di ottenere una buona accuratezza, per le coppie di fotogrammi di ogni strisciata sono stati individuati in media 21 GCP, 2 punti di connessione (Tie Points) e 2 punti di controllo (Check Points); quest'ultimi sono stati utilizzati per determinare l'accuratezza di posizionamento dei GCP. La definizione delle coordinate X,Y e Z dei GCP è stata fatta mediante le ortofoto 1999 e il DEM 40x40 riferite al Datum ED 50 e alla proiezione UTM. Gli altri parametri della camera da presa, che definiscono la rotazione della macchina da presa e le coordinate del centro di prospettiva, sono stati inizialmente impostati come "sconosciuti" e successivamente calcolati attraverso la triangolazione aerea. La triangolazione è stata eseguita usando la tecnica del "bundle block adjustment" la quale permette di elaborare le coppie di fotogrammi di ogni strisciata come un unico blocco e di stabilire la relazioni matematiche esistenti tra le coppie di fotogrammi, la macchina da presa e il terreno. Con questa tecnica è possibile fare una autocalibrazione dei fotogrammi, determinando, quindi, i parametri di orientamento esterno di ogni singolo fotogramma. Per la modellazione e compensazione degli inevitabili errori (quali distorsione delle lenti, della pellicola, rifrazione dell'atmosfera, errori introdotti dal processo di scansione, ecc.) si è utilizzato il modello fisico di D.C. Brown a 14 parametri incogniti. L'ortorettifica dei fotogrammi è stata quindi performata usando come superficie di elevazione di riferimento il DEM 10x10m derivato e, come algoritmo di ricampionamento, il nearest neighbour e la risoluzione del pixel di 1m che è quella delle ortofoto 1999. Infine mediante Mosaic tool di ERDAS, si è creato un unico mosaico di fotogrammi ortorettificati, cercando, dove possibile, di unire le immagini lungo linee

d'interruzione, come strade o fiumi o altri elementi territoriali per celare eventuali zone di cucitura.

Tabella 4.1 Caratteristiche dei fotogrammi del Volo GAI 1954

Caratteristiche e parametri disponibili				
Foglio	139			
Superficie coperta dai fotogrammi	12000 ha			
Strisciata	39	40	41	42
ID fotogrammi	1202-1203	1254-1255	1592-1593	1533-1534
Macchina da presa	Fairchild KF 246	Fairchild XF 551	Fairchild XF 551	Fairchild XF 551
Focale	152.04 mm	153.78 mm	153.78 mm	153.78 mm
Pellicola	230x230 mm	230x230 mm	230x230 mm	230x230 mm
Quota media di volo 6000 m	6000 m	6000 m	6000 m	6000 m
Scala Immagine (SI) = focale/quota media di volo rispetto al suolo	1:30000			
Caratteristiche e parametri determinati				
Datum e proiezione adottata	European Datum 1950 (ED50) - Proiezione Universal Trasverse Mercator (UTM)			
Coordinate del Punto Principale (PP)	Xo = 0 mm Yo = 0 mm	Xo = 0 mm Yo = 0 mm	Xo = 0 mm Yo = 0 mm	Xo = 0 mm Yo = 0 mm
Distanza dei fiduciali dal PP	116.8 mm	117.25 mm	117.25 mm	117.25 mm
RMSE di posizionamento dei fiduciali	0.03 pixels	0.03 pixels	0.03 pixels	0.04 pixels
Numero medio di GCP per ogni coppia di fotogrammi	21			

4.2.2 Produzione delle coperture del suolo

La Minima Unità di Mappa scelta per la produzione della copertura delle terre dell'area di studio è stata fissata attraverso la sovrapposizione di una griglia in formato vettoriale con una dimensione della cella di 10 m x 10 m per un totale di 361929 celle. Al fine di valutare la metodologia di classificazione del grigliato e ottenere una rapida e corretta copertura del suolo si è deciso di utilizzare due software di differente concezione: il GIS ArcMap 9.1 (ESRI) per le ortofoto del 1954 e AutoCAD Map 2004 (Autodesk) per le ortofoto del 1999. Le tipologie di copertura rilevate sono state: copertura arborea, arbusteti, aree aperte, edificato e strade rotabili (ad eccezione delle carrarecce). La distinzione tra vegetazione arborea e arbustiva è basata sull'altezza di vegetazione (Tomaselli, 1977) rilevata mediante confronto visivo delle ombre proiettate a terra e radianza dei pixel. Al fine di non inficiare l'accuratezza dell'evoluzione delle

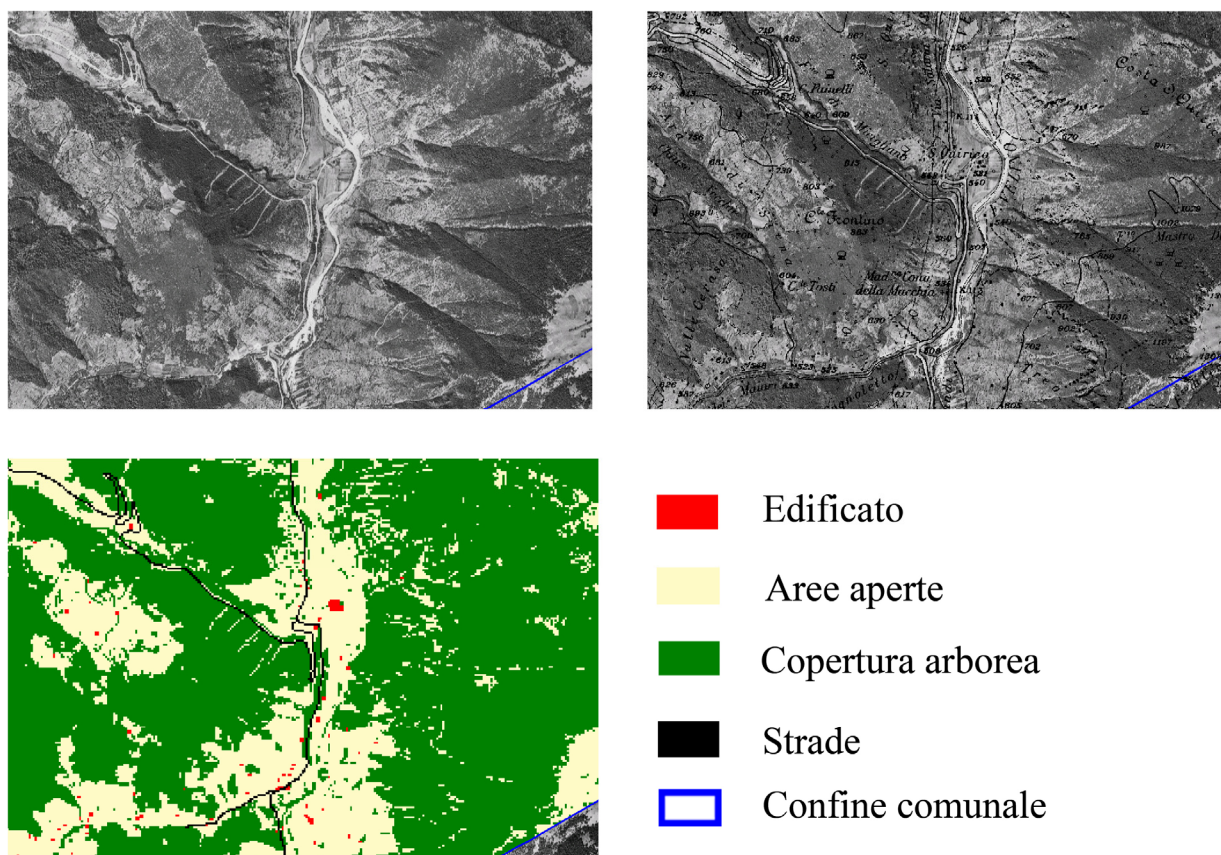
coperture, si è scelto di inserire le terre coltivate, i frutteti, i pascoli e gli incolti non arbustivi nell'unica classe "aree aperte". Le coperture come i seminativi e i frutteti, infatti, pur se facilmente individuabili nelle ortofoto del 1999, sono difficilmente distinguibili dai pascoli e dalle aree aperte non coltivate nelle ortofoto del 1954. Le aree aperte dunque comprendono tutta la vegetazione erbacea, le rocce nude e i frutteti. Le tavolette IGM 1:25.000, restituite sulla base dello stesso rilievo aereofotogrammetrico GAI del 1954, sono state utilizzate per la definizione dell'edificato e delle strade presenti nel 1954, mentre per l'anno 1999 queste strutture sono state individuate dalle ortofoto a colori e dalle CTR 1:10000. Rilievi in campo sono stati effettuati per la conferma delle coperture delle terre dell'anno 1999. La verifica della classificazione del territorio per l'anno 1954 è stata effettuata con il supporto delle tavolette IGM.

La classificazione del grigliato è stata effettuata sulla base della copertura che caratterizza per almeno il 50% la Minima Unità di Mappa; ciascuna cella è stata quindi analizzata singolarmente e classificata definendo un differente attributo (nel caso di ArcMap) o layer (in AutoCAD Map).

In fig. 4.3 è riportata la classificazione delle coperture delle terre di una porzione del territorio effettuata mediante ortofoto del 1954 e tavoletta IGM.

Al termine di questa classificazione i files sono stati uniformati e importati nel formato raster del GIS IDRISI 32 per l'analisi del landcover change mediante il modulo CROSSTAB.

Fig. 4.3 Classificazione delle celle del grigliato in ArcMap 9.1- ortofoto 1954.



4.3. Risultati

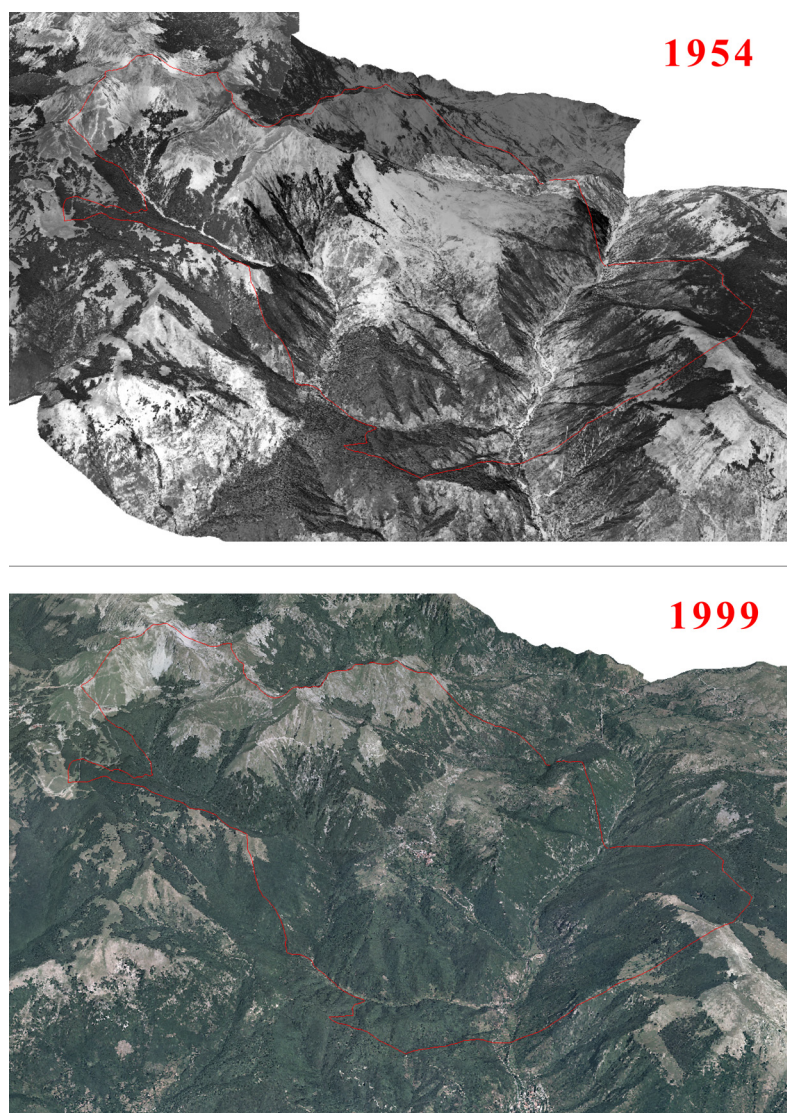
4.3.1 Ortorettifica del Volo 1954

L'accuratezza della triangolazione di ogni coppia di fotogrammi risultante dal processo di ortorettifica è risultata sempre inferiore a 1.25 m, mentre, L'RMSE totale di posizionamento dei GCP è stato sempre inferiore ai 3 metri. In Tabella 4.2 sono riportati parametri di accuratezza dell'ortorettifica del Volo 1954. Il mosaico finale delle ortofoto 3D del 1954 è mostrato in Fig. 4.4 a confronto con quello a colori delle ortofoto 1999.

Tabella 4.2 Parametri di accuratezza dell'ortorettifica del Volo 1954

Strisciata	39	40	41	42
ID fotogrammi	1202-1203	1254-1255	1592-1593	1533-1534
Total Unit-Weight RMSE della triangolazione di ogni coppia di fotogrammi	1.25 m	0.78 m	1.02 m	0.82 m
Total RMSE di posizionamento dei GCP	<3 m	<2 m	<3 m	<3 m

Fig. 4.4 Mosaico 3D ortofoto 1954 e 1999. Elaborazione con ArcScene 9.1. In rosso il limite comunale di Micigliano.



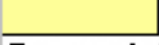
4.3.2 Evoluzione delle coperture delle terre

Attraverso la matrice di Fig. 4.5, è possibile individuare le transizioni avvenute nel periodo 1954-1999. L'ordinamento delle classi di coperture, dalla copertura arborea all'edificato, esprime un gradiente di pressione d'uso delle risorse a intensità crescente. Le celle di colore verde scuro lungo la diagonale della matrice, indicano le persistenze di copertura del suolo. La legenda di Fig. 4.6 riporta la classificazione dei processi verificatisi nel comune di Micigliano. In Tab. 4.3 è riportata una sintesi delle superfici interessate dalle differenti tipologie di transizione e persistenza e la percentuale sul territorio comunale. Lo schema di Fig. 4.7 rappresenta le principali transizioni avvenute tra le 5 coperture osservate nel periodo 1954-1999. All'interno di ciascun riquadro è indicata, la superficie in ettari del 1954, il grado di persistenza e la variazione percentuale subita dalla classe di copertura nel periodo considerato. Lo spessore di ciascuna freccia è in proporzione con gli ettari di superficie interessata dalla conversione, mentre le percentuali sopra ad esse riportate esprimono l'entità del cambiamento in rapporto alla superficie della classe di copertura di partenza. I diversi colori delle frecce indicano i processi di transizione rilevati per il Comune di Micigliano di figura 4.6.

Fig. 4.5 Matrice di transizione delle coperture delle terre, periodo 1954-1999, Comune di Micigliano, ettari di superficie

Aumento della Pressione d'uso delle risorse ↓	1954 1999	Copertura arborea	Arbusteti	Aree aperte	Strade	Edificato	Totale 1999
	Copertura arborea	1836.39	82.4	458.59	1.18	0.84	2379.4
	Arbusteti	10.91	15.62	66.76	0	0.02	93.31
	Aree Aperte	67.66	12.9	1017.18	0.66	0.49	1098.89
	Strade	4.96	0	15.33	9.71	0.2	30.2
	Edificato	0.63	0	9.59	0.35	6.92	17.49
	Totale 1954	1920.55	110.92	1567.45	11.9	8.47	3619.29

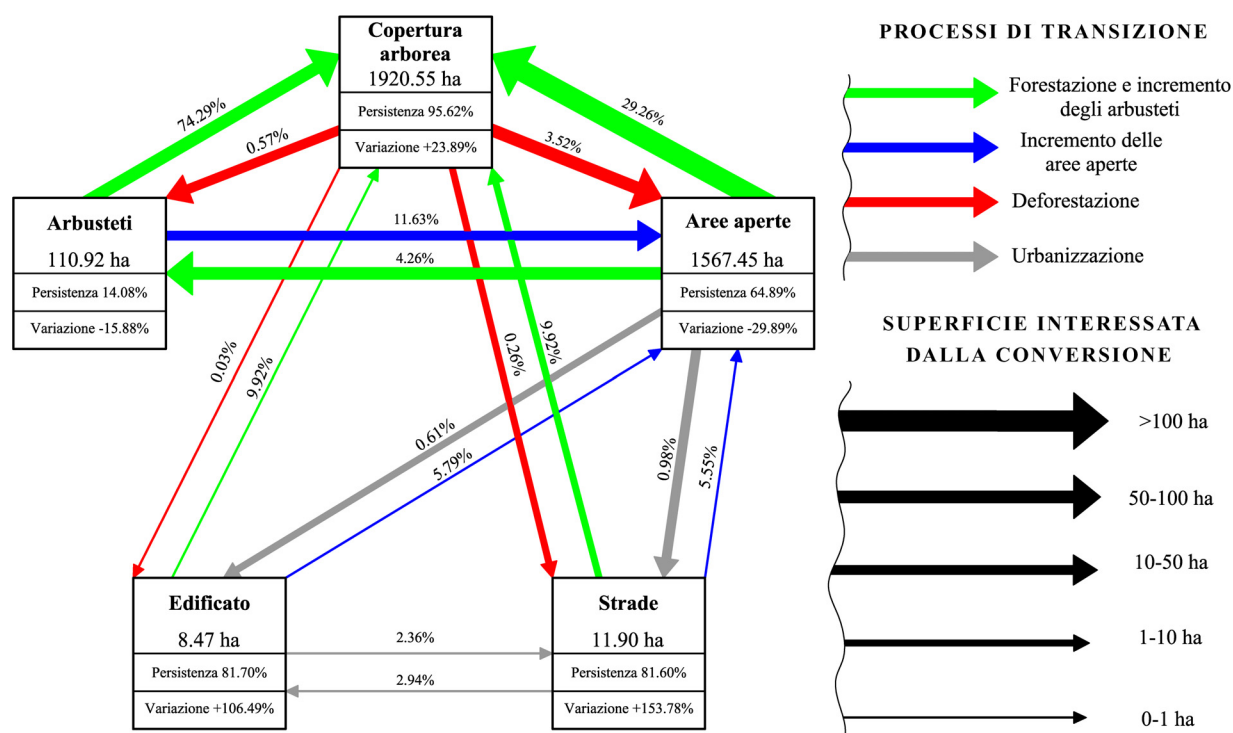
Fig. 4.6 Classificazione dei processi verificatisi nel Comune di Micigliano, periodo 1954-1999.

Legenda	
Processi stazionari	
	persistenza
Processi di forestazione e incremento degli arbusteti	
	forestazione degli arbusteti
	forestazione delle aree aperte
	trasformazione in arbusteti delle aree aperte
	trasformazione in arbusteti delle infrastrutture e dell'edificato
	forestazione delle infrastrutture e dell'edificato
Processi di incremento delle aree aperte	
	trasformazione dell'edificato ed infrastrutture in aree aperte
	trasformazione vegetazionale in aree aperte
Processi di deforestazione	
	deforestazione e trasformazione urbana e infrastrutture
	deforestazione e trasformazione in arbusteti
	deforestazione e trasformazione in aree aperte
Processi di urbanizzazione	
	trasformazione urbana

Tab. 4.3 Sintesi delle superfici interessate dalle differenti persistenze e tipologie di transizione e ripartizione percentuale sul territorio comunale, periodo 1954-1999

Persistenze e transizioni	ha	%
Persistenza forestale e arbustiva	1852.01	51.17
Persistenza aree aperte	1017.18	28.10
Persistenza antropica	16.63	0.46
Forestazione	543.01	15.00
Incremento arbusteti	77.69	2.15
Incremento aree aperte	81.71	2.26
Urbanizzazione	31.06	0.86
Totale superficie Micigliano	3619.29	100

Fig. 4.7 Transizioni avvenute tra le 5 coperture osservate nel periodo 1954-1999



4.4. Discussione

4.4.1 Ortorettifica volo 1954

L'assenza del certificato di calibrazione e di alcuni punti fiduciali nei fotogrammi del volo GAI, hanno reso necessari alcuni accorgimenti e operazioni grafiche che non hanno però inficiato il risultato finale (Tab. 4.2 e Fig. 4.4).

La derivazione speditiva del DEM 10x10 dal DEM 40x40, ha permesso di ottenere nella fase di ricampionamento delle foto aeree, un buon risultato grafico senza apprezzabili distorsioni delle immagini. L'alternativa elaborazione di un nuovo DEM a maggior dettaglio derivato dalle curve di livello della CTR è dispendiosa in termini di tempo e le prove di ortorettifica non hanno mostrato significativi miglioramenti sul risultato finale, sia in termini grafici sia di RMS finale.

La misura manuale delle coordinate immagine dei punti fiduciali ha inevitabilmente influenzato l'accuratezza finale dell'ortorettifica, considerando che è stato introdotto un errore sistematico (stimato in circa 0.2mm) contro la precisione al micron nel caso fosse stato disponibile il certificato di calibrazione; nonostante ciò, l'accuratezza di posizionamento dei fiduciali in ogni singolo fotogramma è stata sempre inferiore ai 0.33 pixels indicato da ERDAS (2002).

L'individuazione dei GCP è stata un'operazione di non facile esecuzione, a causa della copertura nevosa delle zone montuose nei fotogrammi del 1954, delle modifiche del paesaggio e

delle difficoltà di collimazione sui fotogrammi in Bianco e Nero con una piccola scala immagine dei fotogrammi. L'uso di un numero appropriato di GCP ha permesso di ottenere un basso RMSE totale di posizionamento.

La triangolazione eseguita con il *bundle block adjustment* ha permesso di minimizzare e distribuire l'errore su tutto il blocco d'immagini.

4.4.2 Produzione delle mappe di copertura delle terre

La classificazione delle celle del grigliato vettoriale è un processo lungo, ma ha permesso di ottenere due uniformi coperture dei suoli di periodi temporalmente distanti. L'uso di due differenti software, ArcMap 9.1 e AutoCAD Map 2004, per questa operazione ha permesso di valutare i vantaggi di entrambi.

Le ortofoto in bianco e nero del 1954 per la loro scarsa risoluzione, l'illuminazione variabile dei fotogrammi, l'orografia frastagliata e l'abbondante copertura nevosa dell'area di studio, rendono difficile la distinzione e l'individuazione di alcune coperture. In particolare, risultano difficilmente distinguibili le superfici boscate aperte a bassa densità, come i cedui appena tagliati, dagli arbusteti e frutteti e sono praticamente invisibili gran parte degli edifici.

Il software GIS della ESRI gestisce files *.img* di ERDAS e permette di visualizzare contemporaneamente più layers (CTR, ortofoto del 1954 e 2000, tavolette IGM, confini vettoriali, modelli digitali del terreno) modificandone le caratteristiche di visualizzazione (molteplici retinature e livelli di trasparenza) e radianza dei pixel.

Queste caratteristiche si sono mostrate particolarmente utili per le ortofoto del 1954, dove non erano disponibili verità a terra sulle coperture del suolo e l'operazione di classificazione ha richiesto, quindi, una maggiore attenzione. In particolare, è da mettere in luce il notevole supporto alla classificazione fornito dalle tavolette IGM 1:25000 che, restituite sulla base dello stesso rilievo aereofotogrammetrico, rappresentano la situazione dell'uso delle terre del 1954. Da esse perciò si è potuto avere la conferma della presenza di boschi cedui, della viabilità e degli edificati (vedi Fig. 4.3). Inoltre, in versanti montuosi con un'eccessiva illuminazione o scarso dettaglio, la corretta classificazione è stata ottenuta variando la radianza dei pixel o indagando la stessa superficie su altre ortofoto. Infatti, i fotogrammi si sovrappongono per circa il 60% in ogni strisciata e per circa il 20% tra le strisciate.

Le classi di copertura del suolo sono maggiormente distinguibili sulle ortofoto del 1999, rispetto a quelle del 1954, per il maggior dettaglio e i livelli di colore.

La copertura delle terre del 1999 è stata quindi prodotta mediante AutoCAD Map 2004, che, grazie ai più agevoli *tools* di selezione, di *zoom* e di *pan*, ha permesso una più rapida classificazione del Comune di Micigliano.

La mancanza di verità a terra di maggiore dettaglio del 1954 ha impedito una verifica oggettiva della bontà di classificazione soprattutto per gli arbusteti. Si ritengono, comunque, le cartografie prodotte molto attinenti alla reale copertura delle terre del periodo di riferimento sia per la risoluzione 10m x 10m impiegata, in grado di neutralizzare gli errori dovuti alle differenti risoluzioni e ortorettifica delle foto aeree, sia per il notevole sforzo prodotto per la definizione delle coperture, ottenute considerando tutte le informazioni disponibili quali ortofoto adiacenti, tavole IGM e radianze dei pixel.

Ultimamente sono stati sviluppati metodi *object oriented* per la produzione di cartografie vettoriali attraverso l'analisi dell'informazione spettrale e dell'arrangiamento spaziale (dimensione, forma, texture, pattern, associazione con oggetti vicini) utili a definire ripetibili e oggettive classificazioni del territorio (vedi software e-cognition, www.definiens.com). Queste metodologie, applicate anche in studi di LUC di ampia estensione temporale (Laliberte et al., 2003), possono essere un'alternativa da valutare per la produzione di mappe delle coperture delle terre da foto aeree.

4.4.3 Evoluzione del territorio

L'aumento delle superfici boscate rilevato nel Comune di Micigliano è dovuto sia al rimboschimento artificiale (riscontrato su ampie superfici, mediante indagini sul campo) sia a successioni secondarie che hanno interessato i terreni abbandonati. La chiusura di spazi aperti, l'incremento della densità, l'avanzamento del margine del bosco verso i terreni non più coltivati o pascolati e la diminuzione della SAU (rilevata dai Censimenti Generali dell'Agricoltura) comprovano la presenza e la rilevanza delle successioni secondarie che, come mostrato da alcuni studi (Peroni et al., 2000; Rudel et al., 2005; Rocchini et al., 2006; Pelorosso e Boccia, 2007), rappresentano il più importante cambiamento del paesaggio sull'arco appenninico italiano. Un'analisi di questo fenomeno, e, più in generale, della struttura e funzione del paesaggio e dei processi ecologici che lo hanno generato è senz'altro interessante. Grazie alle caratteristiche di omogeneità delle coperture delle terre ottenute con la metodologia presentata, attraverso l'applicazione di indici di forma, di dimensione e di arrangiamento spaziale delle patches di vegetazione, questi aspetti potranno essere correttamente studiati.

L'abbandono dei terreni meno redditizi e delle tradizionali pratiche colturali possono essere causa di un incremento del rischio incendi e di dissesti idrogeologici. La diminuzione di quasi il 30% delle aree aperte, oltre ad aver ridotto l'areale di specie vegetali e animali che in esse trovano l'habitat ideale (Pelorosso et al. 2007), ha incrementato questi rischi. L'individuazione, la conservazione e la corretta gestione di questi territori è, quindi, uno scopo

da perseguire al fine di proteggere le popolazioni, sia le residenti, sia quelle a valle, creando le condizioni per uno sviluppo sostenibile basato sulla salvaguardia delle risorse naturali.

Pur se l'incremento dell'urbanizzato rappresenta la transizione minore a livello comunale (vedi Tab. 4.3), lo sviluppo dell'edificato e della viabilità non è da sottovalutare. Infatti, come mostrato in Fig. 4.3, queste coperture sono più che raddoppiate nella seconda metà del secolo scorso. Viste le caratteristiche di naturalità del territorio, la distribuzione di queste nuove costruzioni e gli impatti che essi possono avere sull'ambiente potrebbero necessitare ulteriori studi, valutando, ad esempio, gli effetti che essi hanno avuto sulla frammentazione del paesaggio e la connettività ecologica (Ripa et al. 2007; Pelorosso et. al. 2007a).

4.5 Conclusioni

Le dinamiche delle coperture rilevate nell'area di studio sono un utile indicatore dell'evoluzione del paesaggio appenninico. I dati presentati in questo lavoro confermano la grande riforestazione dei terreni agricoli e dei pascoli abbandonati, avvenuta dal dopo guerra ad oggi. La perdita di paesaggi culturali e di ambienti di alto valore naturalistico è, quindi, un fenomeno di grande dimensione, con diversificati impatti sugli ecosistemi naturali e i sistemi antropici. Lo studio multidisciplinare delle conseguenze del cambiamento delle coperture di questi territori è quindi necessario.

Le foto aeree storiche in bianco e nero, pur con i loro limiti, sono un'importante fonte di informazioni sulle coperture delle terre per l'ampia copertura temporale e l'elevata risoluzione ed estensione spaziale. Le foto aeree del Volo Italia GAI sono le prime riprese omogenee del territorio italiano effettuate prima dello sviluppo economico degli anni '60. Rappresentano, pertanto, un punto di riferimento fondamentale per qualunque analisi dell'evoluzione di ambiente e territorio. Di qui l'importanza della corretta ortorettifica ed estrazione delle informazioni in esse contenute.

Il presente lavoro mostra come sia possibile superare le difficoltà di ortorettifica di alcune di queste foto aeree mancanti sia del certificato di calibrazione sia di alcuni punti fiduciali. Le mappe di copertura delle terre realizzate conservano un'elevata risoluzione spaziale e precisione metrica, pur essendo ottenute in modo relativamente speditivo su un ampio territorio montuoso a superficie irregolare.

Le procedure di ortorettifica e produzione delle mappe di copertura proposte rappresentano, quindi, una valida metodologia GIS-integrata per la realizzazione di cartografie ad elevato dettaglio.

Attraverso il confronto di due o più mappe delle coperture delle terre prodotte con questa metodologia per differenti periodi di tempo, sarà possibile analizzare le relazioni tra il land-cover e le variabili socio-economiche e biofisiche che agiscono da forze generatrici del cambiamento (quali ad esempio i fattori demografici, economici, tecnologici, istituzionali, climatici, culturali, l'idoneità del terreno e l'accessibilità) e, nei limiti della qualità delle informazioni disponibili, costruire modelli predittivi più o meno complessi per la definizione di futuri scenari del territorio utili a programmare sostenibili ed efficaci interventi per la conservazione del paesaggio, la connettività ecologica e la biodiversità.

4.6 Bibliografia

- Bernstein R. (1983). Image geometry and rectification. In R. N. Colwell (Ed.), *Manual of remote sensing*. Falls Church, VA: American Society of Photogrammetry.
- Campbell J. B. (1996). *Introduction to remote sensing*. New York: The Guilford Press.
- Censimento Generale dell'Agricoltura, anni 1970-1982-1990-2000. ISTAT.
- Carmel Y. e Kadmon R. (1998). Computerized classification of Mediterranean vegetation using panchromatic aerial photographs. *Journal of Vegetation Science* 9: 445-454.
- Cihlar J. e Jansen L. J. M. (2001). From Land Cover to Land Use: A Metodology for Efficient Land Use Mapping over Large Areas. *Professional Geographer*, 53(2), 275-289.
- Defries R. S. e Townshend J. R. G. (1999). Global land cover characterization from satellite data: from research to operational implementation. *Global Ecology and Biogeography* (1999) 8: 367–379.
- Di Gregorio A. e Jansen L. J. M. (2000). Land-cover classification system (LCCS): classification concepts and user manual. FAO/UNEP/Cooperazione italiana, Rome.
- ERDAS (2002). *IMAGINE 8.6 OrthoBASE Users's Guide*.
- Etter A., McAlpine C., Pullar D., Possingham H. (2006). Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns and rates. *Journal of Environmental Management* 79:74–87.
- Gibson P. J. e Power C. H. (2000). *Introductory remote sensing. Digital image processing and applications*. London: Routledge.
- Kadmon R. e Harari-Kremer R. (1999). Studying Long-Term Vegetation Dynamics Using Digital Processing of Historical Aerial Photographs. *Remote Sens. Environ.* 68:164–176.
- Jansen L. J. M. (2005). Harmonisation of land-use class sets to facilitate compatibility and comparability of data across space and time. 11th CEReS International Symposium, 13-14 December 2005, Chiba, Japan.

Laliberte A.S., Rango A., Havstad K. M., Paris J. F., Beck R. F., McNeely R., Gonzalez A.L. (2003). Object-oriented image analysis for mapping shrub encroachment from 1937 to 2003 in southern New Mexico. *Remote Sensing of Environment*, 93:198-210.

Lambin E.F., Turner II B.L., Geist H., Agbola S., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T., Vogel C., Xu J. (2001). The Causes of Land-Use and Land-Cover Change: Moving beyond the Myths. *Global Environmental Change*. Vol. 11, 4:5-13.

Lesschen J. P., Verburg P. H., Staal S. J. (2005). Statistical methods for analysing the spatial dimension of changes in land use and farming systems. *LUCC Report Series No. 7*, LUCC Focus 3 Office and ILRI.

Pelorosso R., Amici A., Boccia L., Serrani F. (2007). Dinamiche territoriali e mutamenti degli habitat faunistici. *Estimo e Territorio* - anno LXX – n°7-8.

Pelorosso R., Boccia L., Amici A. (2007a). Bio-permeability of the territory and spread of brown hare (*Lepus europaeus*): a multicriterial approach for wildlife management and hunting planning of wide area. Submitted to *Journal of Animal Production*.

Pelorosso R. e Boccia L. (2007). Land cover and land use change in the italian central apennines: comparison among assessment methods. Submitted to *Applied Geography*.

Peroni P., Ferri F., Avena G. C. (2000). Temporal and spatial changes in a mountainous area of central Italy. *Journal of Vegetation Science* 11:505-514.

Ripa M. N., Recanatesi F., Pelorosso R., Boccia L., Amici A. (2007). Analisi multicriteriale nella progettazione a supporto della gestione faunistica. *Estimo e Territorio* - anno LXX – n°6.

Rocchini D. e Di Rita A. (2005). Relief effects on aerial photos geometric correction. *Applied Geography*, 25, 159–168.

Rocchini D, Perry G. L.W., Salerno M., Maccherini S., Chiarucci A. (2006). Landscape change and the dynamics of open formations in a natural reserve. *Landscape and Urban Planning*, 77, 167–177.

Rudel T. K., Coomes O. T., Moran E., Achard F., Angelsen A., Xu J., Lambin E. (2005). Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change*, 15, 23–31.

Tomaselli R. (1977). The degradation of the mediterranean maquis. *Ambio*, 6:356-362.

5. DINAMICHE TERRITORIALI E MUTAMENTI DEGLI HABITAT FAUNISTICI

Lavoro pubblicato su *Estimo e Territorio* n.7-8/2007

“Dinamiche territoriali e mutamenti degli habitat faunistici”

di Pelorosso R., Amici A., Boccia L. e Serrani F.

Abstract

Land use and land cover transition of Rieti Province (central Italian Apennine) have been investigated through cartographic methods and analysis of census data of years 1960 and 2000. The scenarios have been interpreted by the habitat suitability models of two species with different ambient requirements, rock partridge (*Alectoris graeca*) and wild boar (*Sus scrofa*). The intense reforestation of pasture and altitude meadows negatively affected the habitat for the rock partridge, and probably induced the disappearances of the species in some areas. The increase of woodlands and the consequent reduction of complex agroforestry systems can explain the wide spread of wild boar.

Key words: *land cover change, habitat suitability models, rock partridge, wild boar.*

5.1. Introduzione

I cambiamenti di Land-use and Land-cover sono le alterazioni più importanti della superficie terrestre causate dall'uomo (Lambin *et al.*, 2001). In Europa, dalla seconda metà del secolo scorso, il paesaggio agricolo ha avuto rapidi cambiamenti. I fattori socio-economici di sviluppo e l'innovazione tecnologica, hanno generato processi di specializzazione e intensificazione nei territori altamente produttivi, e l'abbandono delle aree agricole meno redditizie di collina e montagna (Ewert *et al.*, 2005; Rounsevell *et al.*, 2005).

Una corretta pianificazione del territorio necessita di prendere in considerazione non solo lo stato attuale del sistema analizzato, ma anche le cause e le dinamiche che lo hanno generato. Lo studio dell'evoluzione dell'uso e copertura del suolo può quindi fornire un ulteriore supporto e criterio di giudizio al decision-making ambientale e socio-economico, per il raggiungimento di un governo del territorio ampio e sostenibile.

Le variazioni della copertura del suolo e delle utilizzazioni delle terre ed i mutamenti ambientali derivanti, hanno indiscutibilmente effetti sulle specie animali che li abitano. Nei futuri scenari di cambiamento della biodiversità, per gli ecosistemi terrestri, il cambiamento dell'uso del suolo avrà probabilmente il più grande effetto (Sala *et al.*, 2000).

I modelli di idoneità ambientale permettono di integrare e sintetizzare le relazioni specie-ambiente e rappresentano un valido strumento di supporto alle indagini conoscitive e ai progetti relativi alla conservazione e al monitoraggio ambientale (Vietti *et al.*, 2004). Il confronto tra modelli di idoneità ambientale può, quindi, aiutare a definire gli effetti che i cambiamenti degli usi dei suoli hanno sulle popolazioni di selvatici.

I modelli di idoneità si distinguono in due importanti gruppi: deterministici e stocastici.

I modelli “deterministici” presuppongono, sulla base di conoscenze “a priori” di un gruppo di esperti, i livelli di idoneità per i vari fattori biotici e abiotici che influenzano il selvatico. Attraverso la somma di punteggi ed una opportuna riclassificazione in categorie, si definisce poi la carta finale d’idoneità faunistica di un territorio per una data specie (Boccia *et al.*, 2003). L’affidabilità di tali modelli deve tuttavia essere verificata sulla scorta di dati di campo il più possibile numerosi e recenti (Guisan e Zimmermann, 2000).

Ai modelli deterministici è possibile e opportuno affiancare, come ulteriore livello di approfondimento, modelli statistici multivariati (stocastici). Tali modelli, si basano su set di dati raccolti in campo e sulla successiva applicazione di opportune tecniche statistiche multivariate in grado di far emergere e di quantificare pattern tipici delle relazioni tra la presenza e/o l’abbondanza della specie e le caratteristiche ambientali di un opportuno insieme di aree campione. Tali modelli richiedono assunti precisi dal punto di vista metodologico, in particolare per quanto riguarda le metodologie di campionamento e di censimento; tra questi, l’utilizzo di tecniche di randomizzazione per la scelta delle aree campione, l’utilizzo di metodologie standardizzate e ripetibili per i rilevamenti faunistici, una adeguata numerosità del campione, ed il calcolo di un elevato set di variabili ambientali.

La scarsità di risorse e mezzi e la semplicità dei modelli deterministici ha comportato il loro uso su vasta scala sia per la pianificazione faunistica, come nel caso delle Rete Ecologica Nazionale (Boitani *et al.*, 2002; Amici *et al.*, 2004a), sia per quella faunistico-venatoria (Amici *et al.*, 2004b).

In questo articolo sono stati analizzati gli usi del suolo cartografici disponibili, e ne è stata valutata l’abilità per la descrizione delle dinamiche di transizione delle terre, in quanto l’efficienza della gestione ambientale è altamente dipendente dalla qualità dell’uso del suolo utilizzato. Successivamente, attraverso la lettura di modelli deterministici d’idoneità ambientale, si è esaminato l’effetto che le dinamiche evolutive del territorio avvenute in circa mezzo secolo hanno avuto sull’habitat di due specie con esigenze completamente diverse. E’ da sottolineare che tale interpretazione rappresenta una simulazione, in mancanza di dati puntali sulle specie.

5.1.1 Le specie

Le specie selvatiche analizzate in questo studio sono la coturnice e il cinghiale, poiché su di esse esiste un notevole interesse conservazionistico e venatorio pur presentando dinamiche popolazionali opposte, almeno in base ai dati disponibili (De Franceschi, 1988)

La coturnice, considerata vulnerabile in tutta l’Europa, è minacciata soprattutto dalla distruzione degli habitat e dalla caccia (Tucker e Heath, 1994). La coturnice è inclusa

nell'Allegato I della Direttiva Uccelli 79/409/CEE, nell'allegato III della Convenzione di Berna e nella categoria SPEC 2 di BirdLife International; malgrado sia considerata vulnerabile, anche in Italia è inclusa tra le specie cacciabili dalla legislazione nazionale.

La Coturnice appenninica (*A. g. orlandoi*, Priolo, 1984) è stata identificata come sottospecie geneticamente distinta dalle altre presenti in Italia da almeno 10.000 anni (Randi *et al.*, 2003). Nella provincia di Rieti la Coturnice era largamente presente a metà del XX° secolo (Rossi, 1947; Di Carlo, 1958; Rossi e Di Carlo, 1948), ma la sua presenza risultava ridotta alla fine del secolo (Calò, 1983; Petretti, 1985; AA.VV., 1982). La Coturnice è una specie per la quale l'elevata qualità dell'ambiente è un elemento essenziale per assicurare la presenza stabile e l'abbondanza degli individui; la degradazione del territorio è una delle principali cause del declino subito da questa specie negli anni passati. Le trasformazioni ambientali, conseguenti all'abbandono delle attività zootecniche ed il conseguente rimboschimento delle aree in cui la coturnice aveva il suo ambiente ideale (prati e pascoli, aree con vegetazione sparsa e roccia nuda), hanno notevolmente contribuito alla riduzione degli areali per questa specie (Amici *et al.*, 2004a; Amici *et al.*, 2006; Laiolo *et al.*, 2004). Il territorio della Provincia di Rieti (fig.1) è un'ottima area di studio per la coturnice, con 229 km² di superficie vocata (Amici *et al.*, 2004a). La densità, espressa in relazione all'habitat idoneo alla nidificazione della coturnice (Serrani *et al.*, 2005), risulta attualmente compresa tra 0.50 e 0.12 coppie per km² (Amici *et al.*, 2006).

Il cinghiale (*Sus scrofa*) appartiene alla famiglia dei suidi e si caratterizza per un'alta capacità di adattamento ad ambienti diversi. Il Cinghiale, scomparso da gran parte del territorio nazionale nella prima metà del secolo XVII, in coincidenza con il massimo popolamento dei comuni dell'area rurale collinare e montana (Marsan, 2000), ha fatto registrare una vasta ricolonizzazione a partire dagli anni '50 (Tosi e Toso, 1992) quintuplicando l'areale di distribuzione. Il cinghiale è una specie ubiquitaria in grado di adattarsi ai cambiamenti degli habitat (Virgos, 2002). La diffusione del cinghiale è stata favorita da vari fattori quali l'immissione, a scopo di ripopolamento per uso venatorio (Randi *et al.*, 1989), l'incrocio con razze suine moderne dal notevole sviluppo corporeo e prolificità (Vernes *et al.*, 2003), l'espansione delle aree boscate, lo spopolamento delle aree rurali, e la ridotta utilizzazione del territorio agro-forestale (Amici *et al.*, 2004b; Amici *et al.*, 2004c).

Notevoli sono le ripercussioni di questo fenomeno sull'ambiente e sull'attività agricola (Amici *et al.*, 2004b; Amici *et al.*, 2004c). Nella Provincia di Rieti, anno 2003, il 65% dei danni da fauna selvatica alle attività agricole sono stati causati dal cinghiale (Amici *et al.*, 2004c).

Queste variazioni delle popolazioni di coturnice e cinghiale non possono essere correlate al solo prelievo venatorio, in quanto la riduzione della presenza della coturnice e l'aumento della

popolazione dei cinghiali si presentano a fronte di una riduzione del numero dei cacciatori e di una crescente pressione venatoria sul cinghiale.

L'opposta dinamica della popolazione delle due specie nella provincia di Rieti non è immediatamente interpretabile in base alle evoluzioni del territorio nell'ultimo cinquantennio, anche perché la lettura dell'uso del suolo non è univoca ed i dati appaiono discordanti.

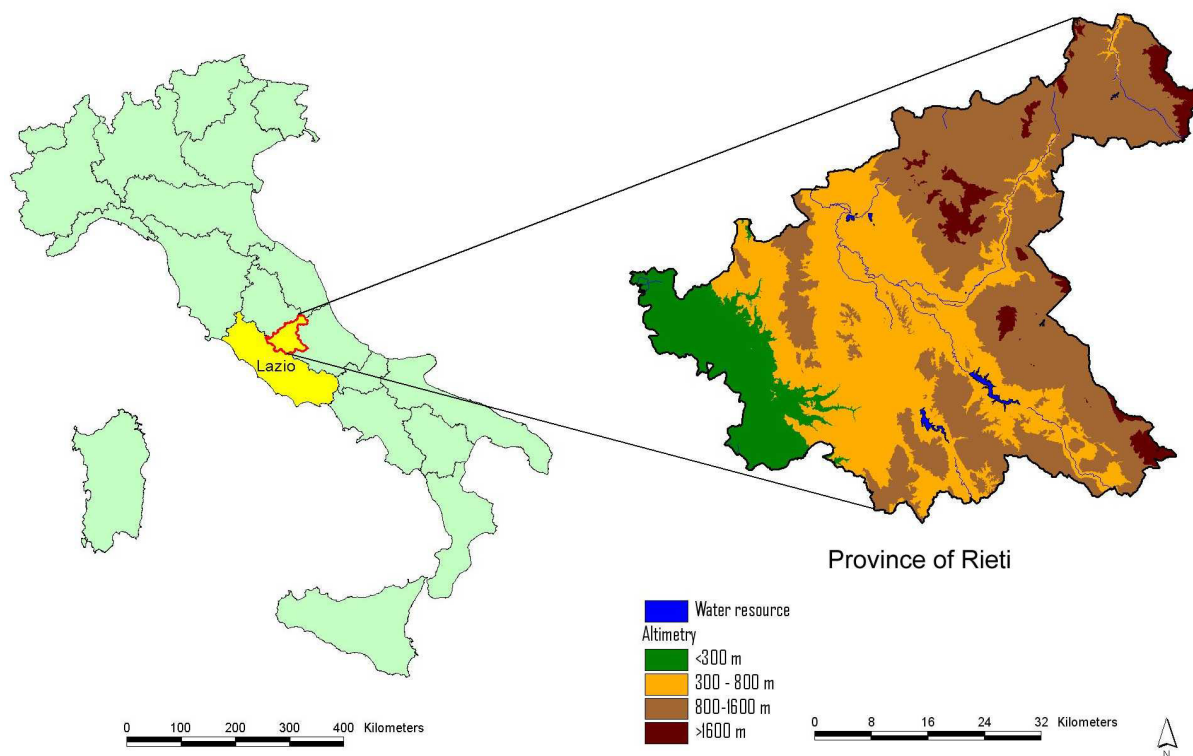


Fig. 5.1 Inquadramento territoriale dell'area di studio con fasce altimetriche

5.1.2 Lo studio dell'evoluzione dell'uso e copertura del suolo

Lo studio delle transizioni degli usi del suolo su vasta scala, necessario per comprendere le dinamiche popolazionali, può essere effettuato speditivamente sia su base censuaria (dati principalmente raccolti dall'ISTAT), che cartografica attraverso il confronto di dati prodotti in epoche differenti. La maggior disponibilità e l'immediatezza d'uso dei dati censuari ha tradizionalmente comportato la lettura del territorio sui dati ISTAT; la stessa redazione dei Piani Faunistici Venatori, in Italia, è stata effettuata fino agli anni '90 con l'impiego di dati censuari.

I dati ISTAT del censimento generale dell'agricoltura indicano a livello nazionale, considerando solamente gli ultimi 10 anni (1990-2000), una notevole diminuzione della superficie boscata (-16,9%) e delle praterie (-17,2%); nella Provincia di Rieti, se consideriamo il

periodo tra il 1970 e il 2000, la superficie boscata è risultata diminuire del 12.3% mentre le praterie hanno riportato un lieve incremento del 3,5%.

Queste dinamiche (aumento delle praterie e riduzione delle aree boscate) appaiono tuttavia in palese contrasto con le osservazioni sul territorio della Provincia di Rieti.

Come dimostrano alcuni studi (Di Gennaro *et al.*, 2005; Bagnaresi *et al.*, 2000) questa dinamica di transizione delle coperture è spiegabile con la dismissione di aziende agro-forestali più deboli che, non più censite dall'ISTAT, hanno determinato una diminuzione della superficie boscata censuaria. Mentre la riconversione in prati-pascoli delle terre meno produttive potrebbe essere una delle cause dell'incremento di questa copertura del suolo.

Le moderne tecniche d'analisi spaziale e di telerilevamento costituiscono uno strumento importante e potente, a supporto delle valutazioni ambientali su vasta scala geografica (APAT, 2005; Defries *et al.*, 1999). Tra le informazioni disponibili si ha l'iniziativa Image & Corine Land Cover 2000 (I&CLC2000) che nasce proprio con l'obiettivo di individuare le principali dinamiche di cambiamento di copertura e uso del suolo tra il 1990 e il 2000.

Una ulteriore informazione per la definizione dell'attuale utilizzazione delle terre, è l'Inventario Nazionale delle Foreste e di Serbatoi del Carbonio (I.N.F.C.). L'I.N.F.C. è un'indagine realizzata per conoscere l'entità e la qualità delle risorse forestali, attraverso il censimento e la classificazione degli alberi e delle foreste. L'I.N.F.C. utilizza un sistema di classificazione CORINE Land Cover, armonizzato con le definizioni della FAO FRA 2000. Il rilievo delle coperture è stato conseguito mediante foto-interpretazione di ortofoto digitali, attraverso una metodologia di validazione elaborata in stretta collaborazione tra il Corpo Forestale dello Stato (C.F.S.), l'Istituto sperimentale per l'Assestamento Forestale e per l'Alpicoltura (I.S.A.F.A.) e l'I.S.T.A.T. Al momento attuale non sono disponibili dati a livello Provinciale.

La scarsa disponibilità di usi del suolo di epoche antecedenti al progetto CLC, rilevati omogeneamente su territori vasti determina la necessità di definire una corretta valutazione delle dinamiche di transizione delle terre di lungo periodo attraverso altri supporti cartografici. Questo è necessario soprattutto quando le analisi riguardano ambienti naturali non interessati dall'attività delle aziende agro-forestali e dove, quindi, le informazioni censuarie sono carenti.

5.2. Materiale e metodi

5.2.1 Database cartografico

Le principali caratteristiche degli usi del suolo analizzati sono riportate in tabella 5.1. Al fine di valutare l'idoneità degli usi del suolo disponibili, è stata eseguita una conversione dei

files vettoriali (shape) nel sistema di coordinate riferimento della zona di studio. È stata rilevata la presenza di Gap e Overlay dei poligoni mediante l'estensione Africover di Arcview 3.1 (Weepener, 2002), e la differenza (Δ Superficie) tra l'area interessata dall'uso del suolo in questione e la superficie provinciale effettiva. Nel caso dell'uso del suolo ISTAT (1990) si è effettuata una correzione dello shape file attraverso un'operazione di merge con i poligoni delle altre Province Laziali¹. In tabella 5.2 si riportano i Δ Superficie (Δ S), i Gap e gli Overlay rilevati.

In base alle analisi effettuate, si è scelto di effettuare il confronto storico tra la cartografia la carta TCI/CNR del 1960 e la cartografia più aggiornata della Regione Lazio.

Tra le carte delle coperture delle terre recentemente prodotte è risultata migliore in termini di accuratezza e dettaglio, quella prodotta dalla Regione Lazio nel 2000 (CUS 2000). La cartografia è stata realizzata tramite interpretazione di ortofoto digitali a colori in scala 1:10.000 riferite agli anni 98 e 99; le immagini Landsat 7 ETM+, invece, sono state utilizzate per il riconoscimento delle classi relative alle superfici boscate e coltivate, il rilievo di zone militari mascherate sulle ortofoto, la determinazione del tipo di terreno (irriguo e non) e le modifiche evidenti del territorio avvenute dopo la data di ripresa delle foto aeree. Per assicurare la correttezza dell'interpretazione sono stati effettuati più di 300 controlli in campo. Le dimensioni minime per l'inserimento nella cartografia di elementi lineari sono state di 25m x 250m, mentre per gli elementi areali di 1 ha. Il trascurabile Δ S rilevato, è attribuibile ad una piccola differenza tra il confine provinciale e il limite amministrativo regionale, impiegato per la definizione del territorio Laziale della Carta CUS.

¹ Questa operazione si è resa necessaria per l'errato confine provinciale impiegato per la redazione dell'uso del suolo.

Tab.5.1 carte degli usi del suolo e caratteristiche principali			
Cartografia	Metadata e anno di riferimento	Scala e dettaglio	Fonte di provenienza
Carta dell'utilizzazione del suolo d'Italia (TCI/CNR)	Rilievo cartografico 1960	Scala 1:200.000 Legenda 21 voci (+ 6 sottovoci per frutteto a guscio duro o baccello e colture industriali)	Centro Studi di Geografia Economica del Consiglio Nazionale delle Ricerche – Touring Club Italiano
CORINE Land-cover 1996 3°livello	Immagini Landsat 5 1988-1993	Unità minima interpretata 25 ha Scala 1:100.000 Legenda 44 voci	Regione Lazio – Sistema Informativo Regionale per l'Ambiente (S.I.R.A.)
CORINE Land-cover CLC1990 3°livello (Rivisitato interpretando nuovamente le immagini Landsat 5)	Immagini Landsat 5 1988-1993	Unità minima interpretata 25 ha Scala 1:100.000 Legenda 44 voci	APAT Progetto CORINE Land cover I&CLC2000
CORINE Land-cover CLC2000 3°livello	Immagini Landsat 7 anno 2002 - Foto aeree anno 2000	Unità minima interpretata 25 ha Scala 1:100.000 Legenda 44 voci	APAT Progetto CORINE Land cover I&CLC2000
ISTAT 1990 Regione Lazio	Immagini Landsat 5 1988-1993	Unità minima interpretata 1 ha Scala 1:25.000 Legenda 6 voci	Regione Lazio – Sistema Informativo Regionale per l'Ambiente (S.I.R.A.)
Carta dell'Uso del Suolo (CUS) Regione Lazio	Ortofoto digitali a colori anni 1998-1999 - Immagini Landsat 7 anni 1999-2000	Unità minima interpretata 1 ha Scala 1:25.000 Legenda 72 voci	Regione Lazio – Ass. Urbanistica e Casa, Dip. Territorio

La Carta dell'utilizzazione del suolo d'Italia riferita all'anno 1960, pur avendo caratteristiche molto diverse in termini di accuratezza e metodo di rilevamento, è risultata l'unica fonte cartografica in grado di supportare l'analisi delle transizioni delle terre per un periodo storico sufficientemente ampio. Questa, infatti, costituisce l'unico documento prodotto a livello nazionale sull'uso del suolo, utilizzando rilievi cartografici. Inoltre, il periodo al quale la cartografia si riferisce è quello immediatamente precedente la fase di intensa urbanizzazione e industrializzazione che ha contraddistinto l'ultimo quarantennio.

I fogli 13 e 14 della Carta dell'utilizzazione del suolo d'Italia, relativi alla Provincia di Rieti, sono stati acquisiti mediante scanner e georeferenziati con il software Arcmap 9.0 sulla base della Carta tecnica Regionale 1:100.000. Il risultato ottenuto è stato poi digitalizzato restituendo 13 classi di copertura del suolo per la Provincia di Rieti.

Il software utilizzato per l'analisi delle transizioni è stato Arcview. 3.1 Per poter procedere col raffronto storico degli usi del suolo, è stata definita una chiave di conversione delle legende. Si è ritenuto opportuno riclassificare gli usi del suolo presenti sulle cartografie, in 7

comparti al fine di definire le transizioni avvenute a carico delle diverse coperture agricole in regime arativo (Tab.5.3).

Il secondo comparto comprende alcune coperture con simili utilizzazioni e significati (e.g. pascoli, prati, prati-pascoli). Al fine di facilitare la lettura, le terre coperte da vegetazione erbacea adatta al nutrimento e pascolo di animali, in futuro saranno denominate praterie.

Cespuglieti ed arbusteti non sono presenti nella carta TCI/CNR. Questo potrebbe essere dovuto a un maggior utilizzo del territorio in passato, ad opera delle aziende agro-forestali, che sfruttavano a pascolo o coltivi gran parte delle superfici oggi coperte da cespugli o dovuto a una mancata identificazione delle terre cespugliate conseguente alla piccola scala di rilievo e rappresentazione. Con lo scopo di ridurre una soprastima della forestazione, si è inserita la classe 3.2.2 del CUS nel comparto 2 praterie, ipotizzando un possibile pascolo di questa copertura delle terre.

Alcune coperture come sabbie, dune, rocce nude e superfici a copertura erbacea densa sono state incluse nel secondo comparto poiché classificate come pascolo ed incolto produttivo nella carta TCI/CNR.

Tab.5.2 ΔSuperficie (ΔS), Gap e Overlay rilevati negli usi del suolo analizzati					
Superficie totale Provincia di Rieti 274.989,493 ha (Fonte SIRA)					
Uso del Suolo	copertura ha	ΔS ha	%	GAP	OVERLAY
Carta TCI/CNR 1960	274.989,370	-	-	-	-
CUS REGIONE LAZIO 2000	274.989,439	-0,054	trascurabile	-	-
ISTAT 1990 Corretto	274.155,709	-833,784	-0,30 %	0,122 ha	0,002 ha
CORINE CLC2000	274.989,493	-	-	-	-
CORINE CLC1990	274.989,493	-	-	-	-
CORINE Regione Lazio 1996	273.504,737	-1.484,756	-0,54 %	-	-

Tab. 5.3 schema di conversione delle legende per il confronto storico			
Legenda 7 comparti	Classe di uso del suolo 1960	Codice CORINE	Classe di uso del suolo 2000
1 Boschi	Bosco ceduo Bosco d'alto fusto	311 312 313 3241 3242	Boschi di latifoglie Boschi di conifere Boschi misti di conifere e latifoglie Aree a ricolonizzazione naturale Aree a ricolonizzazione artificiale
2 Praterie	Pascolo ed incolto produttivo anche se utilizzato parzialmente o temporaneamente a seminativo Prato e prato-arborato (asciutti)	321 322 331 332 333 3343 231	Aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota Cespuglieti ed arbusteti Spiagge, dune e sabbie Rocce nude, falesie, affioramenti Aree con vegetazione rada Aree degradate per altri eventi Superfici a copertura erbacea densa
3 Sistemi agricoli ed agroforestali complessi	Seminativo arborato (asciutto)	241 242 243	Colture temporanee associate a colture permanenti Sistemi colturali e particellari complessi Aree prevalentemente occupate da coltura agraria con presenza di spazi naturali importanti
4 Seminativi asciutti	Seminativo asciutto	2111 2113	Seminativi semplici in aree non irrigue Colture orticole in pieno campo, in serra e sotto plastica in aree non irrigue
5 Arboreti	Castagneto da frutto Uliveto Vigneto Vigneto-uliveto	221 222 223 22411 2242	Vigneti Frutteti e frutti minori Oliveti Pioppeti, saliceti, altre latifoglie Castagneti da frutto
6 Seminativi irrigui	Seminativo irriguo	2121 2122 2123	Seminativi semplici in aree irrigue Vivai in aree irrigue Colture orticole in pieno campo, in serra e sotto plastica in aree irrigue
7 Aree urbane	Insedimenti ed altre forme di utilizzazione	11 12 131 1321 1322 1331 1332 141 1421 1422 1423 1424 143	Insedimento residenziale Insedimento produttivo, dei servizi generali pubblici e privati, delle reti e delle infrastrutture Aree estrattive Discariche e depositi di cave, miniere, industrie e collettività pubbliche Depositi di rottami a cielo aperto, cimiteri di autoveicoli Cantieri e spazi in costruzione e scavi Suoli rimaneggiati ed artefatti Aree verdi urbane Campeggi, strutture ricettive a bungalows o simili Aree sportive Parchi di divertimento Aree archeologiche Cimiteri
Corpi idrici	Corpi idrici	411 5111 5121 5124	Paludi interne Fiumi, torrenti e fossi Bacini senza manifeste utilizzazioni produttive Acquaculture

Gli strati informativi utilizzati per la realizzazione dei modelli di idoneità sono stati gli stessi impiegati nel Piano Faunistico Venatorio di Rieti quali il Modello Digitale del Terreno a 40 metri di risoluzione, la viabilità principale e i fiumi e corpi idrici a carattere non stagionale. La carta delle coperture delle terre TCI/CNR è stata utilizzata per i modelli d'idoneità del 1960 mentre la CUS della Regione Lazio per i modelli del 2000. Il software GIS utilizzato è stato Arcview 3.1².

² Per una più approfondita descrizione dei modelli utilizzati si rimanda a Amici et al. 2004a, Amici et al. 2006.

5.3. Risultati

5.3.1 Analisi dei dati cartografici

Attraverso la matrice di fig. 5.2, è possibile individuare le transizioni avvenute nel periodo in questione. L'ordinamento delle classi di coperture, dai boschi alle aree urbane, esprime un gradiente di specializzazione e intensità crescente. Le celle di colore verde scuro lungo la diagonale della matrice, indicano le persistenze di copertura del suolo. La legenda di fig. 5.3 riporta la classificazione delle principali transizioni verificatesi nella Provincia di Rieti. In tab. 5.4 è riportata una sintesi delle superfici interessate dalle differenti tipologie di transizione e persistenza e la % sul territorio provinciale. Non sono state considerate le trasformazioni dell'urbano né dei corpi idrici³, che sono riassunte con la voce "altro".

Lo schema di fig. 5.4 rappresenta le principali transizioni avvenute tra i sette comparti osservate nel periodo 1960-2000. All'interno di ciascun riquadro è indicata, la superficie in ettari del 1960, il grado di persistenza⁴ e la variazione percentuale subita dalla classe di copertura, nel periodo considerato. Lo spessore di ciascuna freccia è in proporzione con la percentuale della classe di copertura di partenza che ha subito quel tipo di transizione.

Le principali dinamiche di transizione rilevate per la Provincia di Rieti sono quindi:

1. dinamiche di forestazione (freccia verde);
2. dinamiche di disboscamento (freccia rossa);
3. dinamiche di estensivizzazione pascolativa (freccia viola);
4. dinamiche di estensivizzazione agricola (freccia celeste);
5. dinamiche di intensificazione agricola (freccia arancione);
6. dinamiche di intensificazione irrigua (freccia blu);
7. dinamiche di trasformazione urbana (freccia grigia).

³ La carta TCI/CNR 1960, infatti, essendo a scala notevolmente piccola, riporta solamente le aree urbane continue aventi dimensioni cartografabili alla scala 1:200.000. Le dinamiche di conversione da urbanizzato ad altro, sono quindi da intendersi come errori di rappresentazione della carta TCI/CNR. Le variazioni a carico dei corpi idrici non sono state considerate, poiché ritenute sostanzialmente stabili e le eventuali transizioni a loro carico sono ascrivibili al medesimo errore precedentemente esposto.

⁴ Le aree urbane riportano un grado di persistenza del 43% ma, viste le considerazioni della precedente nota, questo valore è da ritenersi errato e pari a 100%.

aumento della pressione d'uso delle risorse ↓	2000	Boschi	Praterie	Sistemi agricoli ed agroforestali complessi	Seminativi asciutti	Arboreti	Seminativi irrigui	Aree urbane	Corpi idrici	Totale 1960
	1960									
	Boschi	60602	8661	367	1954	1894	628	258	26	74389
	Praterie	39858	25136	358	2661	858	328	261	73	69533
	Sistemi agr. ed agroforestali complessi	9832	2090	1348	8923	5505	4026	2125	176	34025
	Seminativi asciutti	22645	11355	1657	19565	3551	6146	1719	414	67052
	Arboreti	8713	1583	256	2753	12252	24	759	13	26354
	Seminativi irrigui	248	61	29	389	28	187	90	3	1036
	Aree urbane	142	84	35	87	56	25	330	12	770
	Corpi idrici	288	64	14	65	4	266	2	1128	1831
	Totale 2000	142327	49034	4064	36396	24147	11630	5545	1846	274989

Fig. 5.2 Matrice di transizione delle coperture delle terre, periodo 1960-2000, Provincia di Rieti, ettari di superficie interessata.

Legenda		TIPO DI TRANSIZIONE
	persistenza	persistenza
Processi di forestazione ed estensivizzazione agricola		
	forestazione dei pascoli	forestazione
	forestazione agricola	
	estensivazione pascolativa	estensivazione pascolativa
	differenziazione agricola	estensivazione agricola
	estensivazione agricola	
Processi di aumento della pressione d'uso delle risorse		
	disboscamento per messa al pascolo	disboscamento
	disboscamento agricolo	
	disboscamento irriguo	
	trasformazione urbana	trasformazione urbana
	dissodamento agricolo	intensificazione agricola
	semplificazione agricola	
	intensificazione agricola	
	dissodamento irriguo	intensificazione irrigua
	semplificazione irrigua	
	intensificazione irrigua	

Fig. 5.3 Tipologie di transizione verificatesi nella Provincia di Rieti nel periodo 1960-2000

Tab. 5.4 Sintesi delle superfici interessate dalle differenti tipologie di transizione e persistenze e ripartizione % sul territorio provinciale		
Persistenza	ha	%
naturale	60602	22,0
agricola	58301	21,2
irrigua	187	0,1
urbana	330	0,1
Tipo di transizione	ha	%
forestazione	81296	29,6
estensivazione pascolativa	15089	5,5
estensivazione agricola	5112	1,9
disboscamento	13503	4,9
intensificazione agricola	21856	7,9
intensificazione irrigua	10524	3,8
trasformazione urbana	5213	1,9
altro	2977	1,1
Totale	274989	100,0

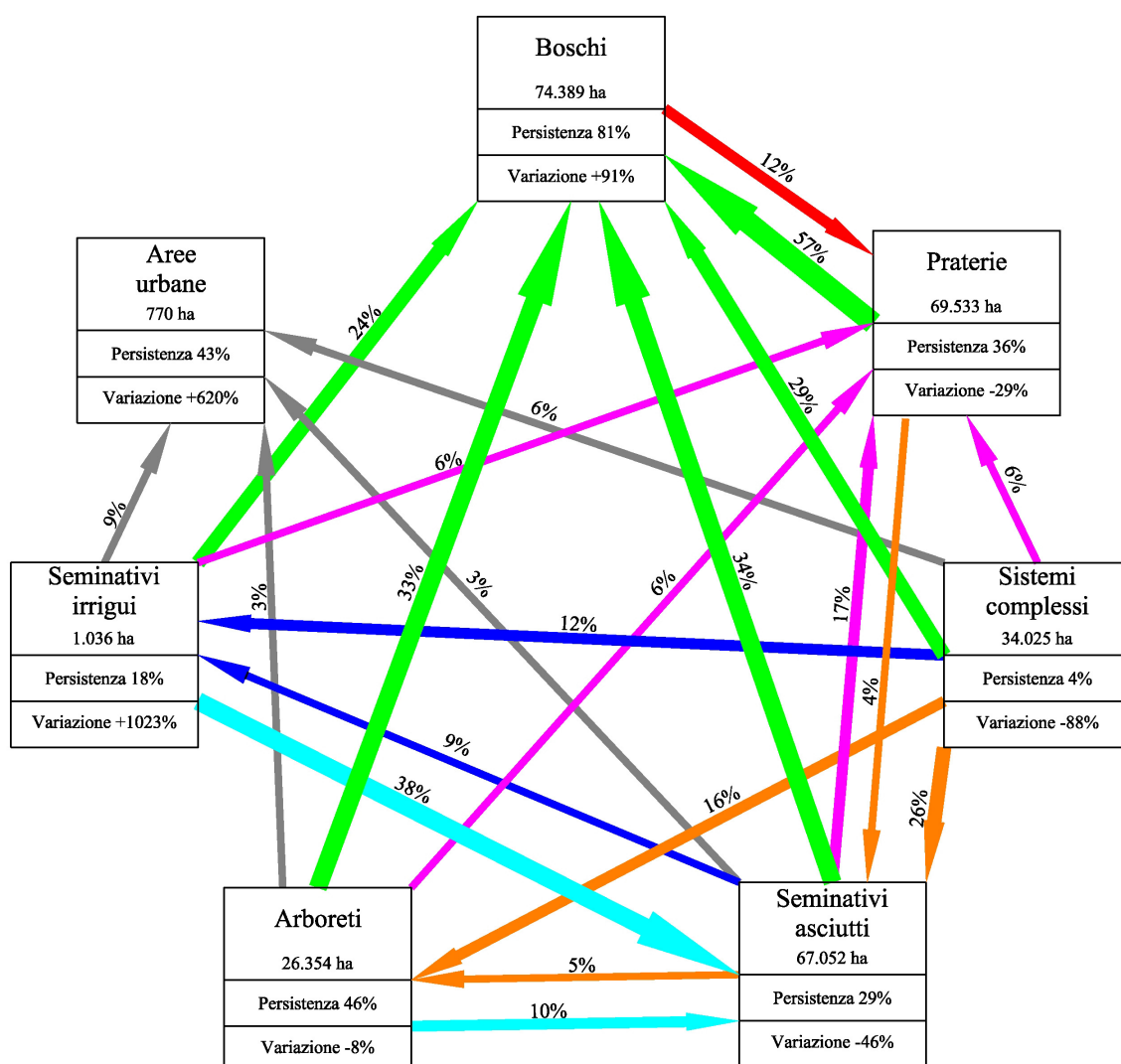


Fig. 5.4 Principali transizioni avvenute tra i sette compartimenti osservate nel periodo 1960-2000

Per meglio comprendere i dati delle figure 5.2 e 5.4, si riporta a titolo di esempio una breve descrizione delle transizioni avvenute a carico dei comparti bosco e prateria.

Il principale contributo all'incremento dei boschi (+91%), è dovuto alla conversione (forestazione) delle praterie (39858 ha), seguite dalla conversione dei seminativi non irrigui (22645 ha), dei sistemi complessi (9832 ha) e dagli arboreti (8713 ha).

Le praterie hanno avuto un importante decremento, circa -29% (20499 ha). Le praterie del 2000, sono il risultato di vari processi di transizione. Solo il 36% delle praterie originarie è rimasto inalterato (persistenza). Il processo di transizione che ha avuto il più ampio effetto sulla riduzione delle praterie è stata la forestazione, circa -57%, mentre la estensivizzazione pascolativa è stata di circa 15089 ha, e la conversione di boschi in praterie (deforestazione) di circa 8.661 ha, pari al 12% delle aree boscate originali. Comunque, il principale contributo alla formazione di nuove praterie è dovuto alla conversione dei seminativi non irrigui, circa 11355 ha, pari al 17% della superficie del 1960.

5.3.2 Confronto temporale tra modelli di idoneità faunistica

Il confronto tra il modello di idoneità ambientale della coturnice realizzato sulla base del CUS 2000 e lo stesso modello basato sul uso del suolo 1960, ha evidenziato una diminuzione della superficie vocata provinciale del 2% (da 53510 ha a 52440 ha). Tale diminuzione non risulta di particolare rilievo, infatti nel modello ha una notevole importanza il fattore quota, importante sia sulle Alpi che sull'Appennino. La classe d'idoneità molto buona si è notevolmente ridotta passando da 18.323 ha a 8783 ha (-52%) (Fig. 5.5 e 5.6). Inoltre non è più vocata l'area di Monte Calvo.

È possibile che le differenti condizioni ambientali del 1960 possano determinare una differente valutazione dei fattori da esaminare. In particolare, la maggior diffusione di ambienti idonei (prati-pascoli) e la minore pressione antropica, potrebbe aver permesso una nidificazione delle coppie a quote più basse (Amici et al., 2005) e un conseguente ampliamento delle superfici vocate, non quantificabile con le attuali conoscenze faunistiche. È tuttavia da sottolineare come ad una quota superiore ai 1500 metri, le dinamiche di maggiore rilevanza siano a carico delle praterie di quota che vengono gradualmente sostituite da cespuglieti ed arbusteti e, quindi, da una ricolonizzazione da parte del bosco.

Diverso trend mostra invece l'idoneità ambientale per il cinghiale. Il confronto tra modelli mostra un incremento della superficie con classi d'idoneità buona e molto buona 2000 pari a 65940 ha rispetto all'anno 1960, con un incremento percentuale del 105% (Fig. 5.7 e 5.8).

I cambiamenti delle coperture delle terre conseguenti all'intensivizzazione delle colture, all'abbandono delle aree meno produttive, alla riduzione della pastorizia e allo spopolamento

delle campagne hanno favorito l'estensione dell'ambiente idoneo per il cinghiale (Abaigar *et al.*, 1994), costituendo una situazione attuale molto più confacente al fabbisogno del cinghiale orientato ad un comportamento a fini alimentari e antipredatori (Meriggi e Sacchi, 2001; Virgos, 2002).

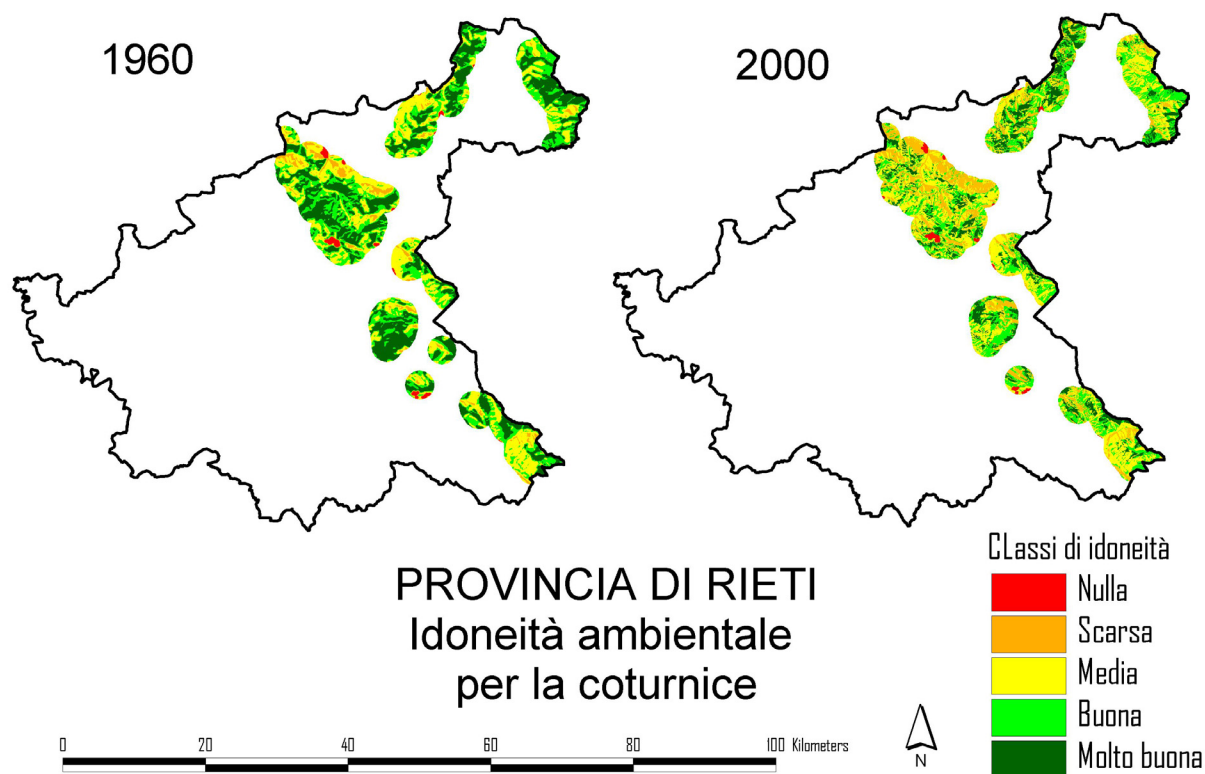


Fig. 5.5 Confronto modelli d'idoneità della coturnice tra il 1960 e il 2000

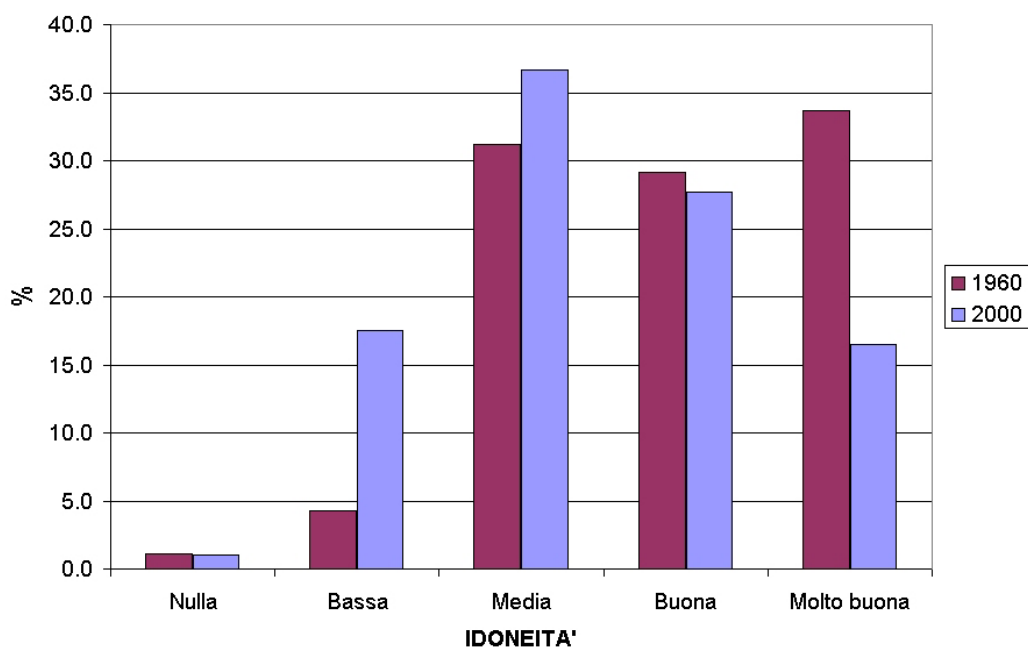


Fig. 5.6 Classi d' idoneità coturnice a confronto - % rispetto alla superficie totale vocata

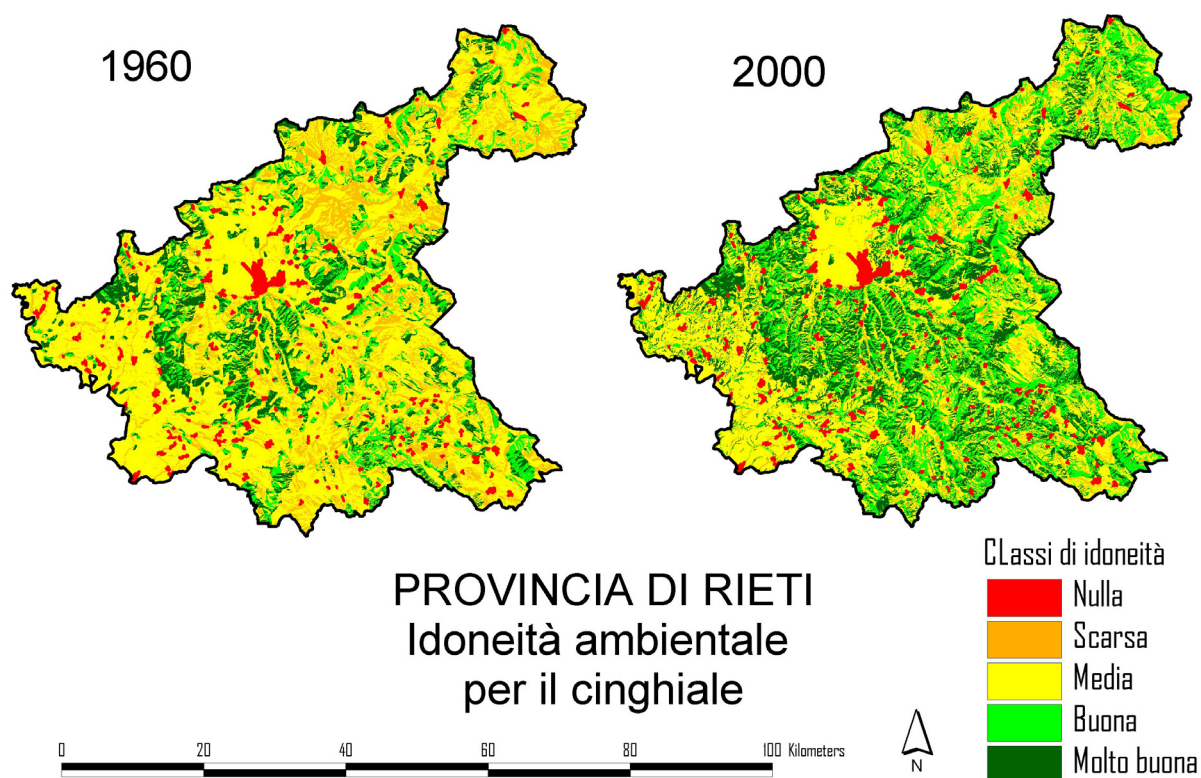


Fig. 5.7 Confronto modelli d'idoneità del cinghiale tra il 1960 e il 2000

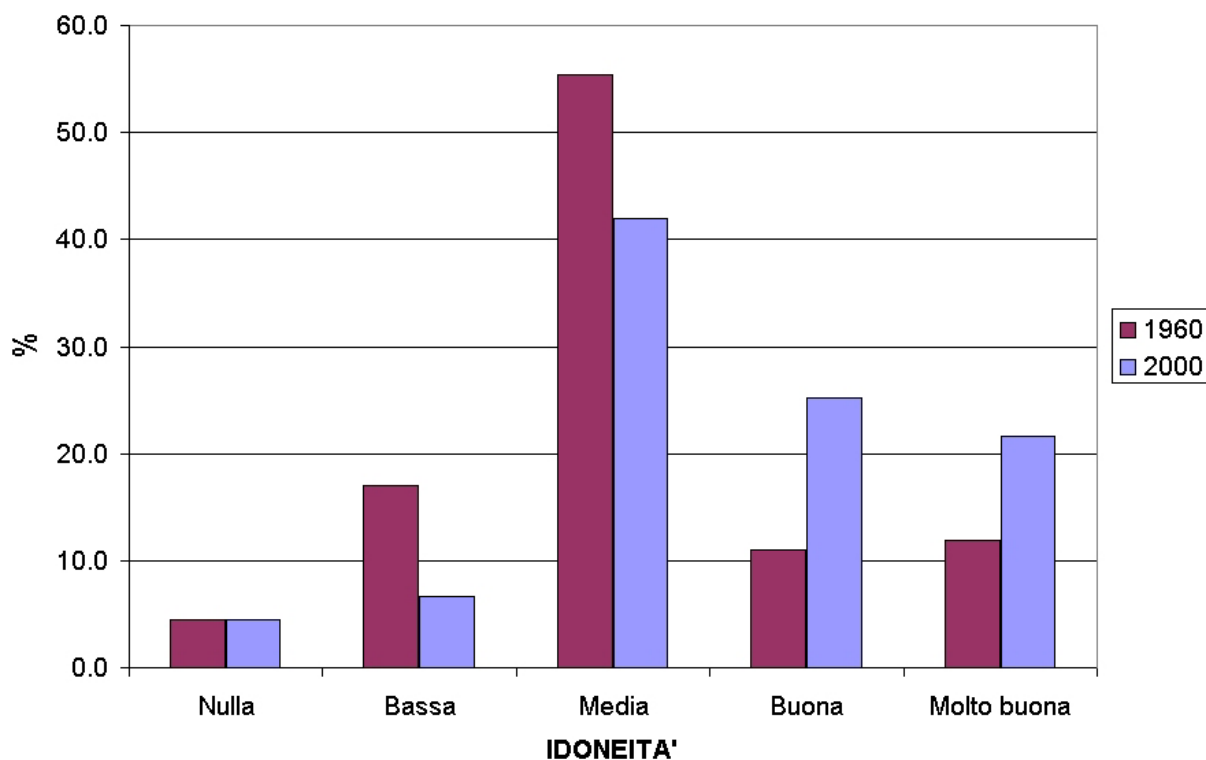


Fig. 5.8 Classi d' idoneità cinghiale a confronto – % rispetto alla superficie totale provinciale

5.4. Conclusioni

L'incremento delle superfici boscate nelle diverse fasce altitudinali ha sicuramente ampliato l'areale di distribuzione del cinghiale, contribuendo al notevole sviluppo della popolazione e, conseguentemente, ai danni alle produzioni agricole. La mancanza di una gestione selvicolturale dei nuovi boschi, inoltre, può aver contribuito alla riduzione della produzione di ghianda, che è alla base dell'alimentazione del cinghiale, il quale ha trovato soprattutto nei cereali una risorsa alimentare di facile reperimento.

Una importante riduzione dei prati-pascoli di quota, ha determinato una forte diminuzione dell'habitat della coturnice. Questo contribuirebbe a spiegare la rarefazione della specie, e la riduzione del suo areale. La gestione della coturnice prevede infatti interventi per la conservazione e il ripristino degli habitat soggetti a rinaturalizzazione e la prosecuzione di attività tradizionali quali la pastorizia.

I processi di abbandono delle terre poco produttive (Furlani, 2006) e la mancata applicazione di politiche agricole tese al mantenimento delle attività zootecniche estensive, sono presupposti idonei ad un ulteriore incremento delle superfici boscate a danno dei pascoli. E' quindi necessario prendere in maggiore considerazione le modificazioni del paesaggio agro-silvo-pastorale al fine di limitare l'incremento di fenomeni di squilibrio ecologico nelle popolazioni di selvatici e preservare le aree rurali a potenziale High Nature Value (HNV farmland, EEA 2004).

Il confronto tra carte dell'idoneità ambientale del 1960 e del 2000, ha permesso una preliminare indagine sulla variazione degli areali delle due specie. Alcune aree critiche per la scomparsa di vocazionalità per la coturnice sono state individuate sul Monte Calvo e meriterebbero ulteriori studi.

Per migliorare l'effettiva conoscenza dei cambiamenti della copertura del suolo di lungo periodo di vasti territori, necessariamente dovranno essere impiegate maggiori risorse per la produzione di cartografie basate su foto aeree storiche. Un ulteriore passo in avanti potrà essere fatto utilizzando modelli stocastici per aggiungere una maggiore oggettività scientifica allo studio delle dinamiche di popolazione dei selvatici.

5.5. Bibliografia

AA.VV., 1982. Parco Naturale Regionale Dei Monti Della Laga, Nuria e Nurietta: indagine preliminare sulla fauna. Lynx, Roma: 1-111.

Abaigar T. Del Barrio G., Vericad J. R., 1994. Habitat preference of wild boar (*Sus scrofa* L., 1758) in a mediterranean environment. Indirect evaluation by signs. Mammalia vol. 58, n°2, pp. 201-210.

Amici A., Serrani F., Calò C. M., Boccia L., Pelorosso R., Adriani S., Ronchi B., 2004a. Modello di valutazione della idoneità ambientale per la coturnice (*Alectoris graeca orlandoi*) in Provincia di Rieti. DIPAN – Univ. della Tuscia – IPSAA Rieti C. Parisani Strampelli: 1-32.

Amici A., Leone A., Ronchi B., Boccia L., Zangara V., Calò C.M., Serrani F., Del Zoppo A., Adriani S., Sabatini A., Pelorosso R., Ricci V., Ripa M. N., Ferretti M., 2004b – Pianificazione Faunistico-Venatoria della Provincia di Rieti Amministrazione Provinciale di Rieti.

Amici A., Serrani F. 2004c. Linee guida per la gestione del cinghiale (*Sus scrofa*) nella Provincia di Viterbo. Università della Tuscia, Dipartimento di Produzioni Animali - Provincia di Viterbo, Assessorato Agricoltura, Caccia e Pesca.

Amici A., Boccia L., Serrani F., Pelorosso R., Ronchi B., 2005. A GIS based model to identify nesting areas for rock partridge (*Alectoris graeca orlandoi*) in central Apennine, Italy: preliminary results. Milan Trávniček e Alica Kočišová (eds) IV International Symposium on Wild Fauna, Tatranská Lomnica, Slovakia 4-9 september 2005: 105.

Amici A., Serrani F., Adriani S., Primi R., Pelorosso R., Boccia L., Ronchi B. 2006. La coturnice (*Alectoris graeca orlandoi*) nella Provincia di Rieti. Status e conservazione. Assessorato alle Politiche Ambientali - Caccia e Pesca - Protezione Civile, Amministrazione Provinciale di Rieti.

APAT Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici, 2005. La realizzazione in Italia del progetto europeo CORINE Land Cover 2000 – Rapporti 36/2005.

Bagnaresi U., Ciancio O., Pettenella D., 2000. Il settore forestale italiano. Linee guida e strumenti di politica forestale. Consiglio Nazionale dell'Economia e del Lavoro, Roma.

Boccia L., Leone A., Pelorosso R., Ripa N., 2003. La vocazione faunistica del territorio: Tecnologie avanzate e speditive per la pianificazione di interventi di miglioramento ambientale. Rivista di Ingegneria Agraria anno XXXIV – n°2.

Boitani L., Corsi F., Falcucci A., Marzetti I., Masi M., Montemaggiori A., Ottavini D., Reggiani G. & C. Rondinini. 2002. Rete Ecologica Nazionale. Un approccio alla

Conservazione dei Vertebrati Italiani. Relazione Finale. Ministero dell'Ambiente e del Territorio.

Calò C.M., 1983 – La situazione ambientale nei Monti della Duchessa. Natura e Montagna, 1, Bologna: 39-54.

Carta dell'Uso del Suolo scala 1:25.000, 2003. Note illustrative. Regione Lazio Ass.Urbanistica e Casa, Dip. Territorio..

CORINE Land Cover. Technical Guide. European Commission Directorate General JRC – European Environment Agency.

De Franceschi P., 1988. La situazione attuale dei galliformi in Italia. Ricerche recenti e ancora in corso. Problemi di gestione e prospettive per il futuro. Atti I° Conv. Naz. Biol. Selvag., Ric. Biol. Selvaggina XIX: 165:180.

Defries R. S., Townshend J. R. G., 1999. Global land cover characterization from satellite data: from research to operational implementation?. Global Ecology and Biogeography (1999) 8, 367–379.

Di Carlo E.A., 1958. Risultati di ricerche ornitologiche sulle Montagne d'Abruzzo – Parte III – Gruppo Monte Terminillo – Altopiano della Leonessa – Anni 1948-1957. Riv. Ital. Ornit., 28: 145-217.

Di Gennaro A., Innamorato F., Capone S. 2005. La grande trasformazione: land cover e land use in Campania – Estimo e Territorio, anno LXVIII n° 3: 25-39.

EEA report n.1, 2004. High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges. European Environment Agency, Copenhagen.

Ewert, F., Rounsevell M.D.A., Reginster, I., Metzger, M., Leemans, R., 2005. Future scenarios of European agricultural land use. I. Estimating changes in crop productivity. Agric. Ecosyst. Environ. 107, 101–116.

Franco S., Ferrucci D., Busatto M., 1999. Applicazione di un GIS per il confronto e l'integrazione di cartografie di uso del suolo. Genio Rurale - Estimo e Territorio, (1999) n.5: 55-63.

Furlani A., 2006. Trasformazione del territorio rurale: una lettura attraverso i dati censuari. Analisi dei cambiamenti strutturali per il settore primario rilevati nella Provincia di Bologna tra il 1970 e il 2000: gli effetti territoriali e paesaggistici. Estimo e Territorio, anno LXIX n.4: 57-62.

Laiolo P., Dondero F., Ciliento E., Rolando A. 2004. Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. Journal of Applied Ecology 41 (2), 294–304.

Lambin E.F., Turner II B.L., Geist H., Agbola S., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T., Vogel C., Xu J., 2001. The Causes of Land-Use and -Cover Change: Moving beyond the Myths. *Global Environmental Change*. Vol. 11, no. 4, pp.5-13.

Marsan A., 2000. Cinghiale in Principi e tecniche di gestione faunistico-venatoria – Greentime.

Meriggi A., Sacchi O., 2001. Habitat requirements of wild boars in the northern Apennines (N Italy): a multi-level approach. *Italian Journal of Zoology [Ital. J. Zool.]*. Vol. 68, no. 1, pp. 47-55.

Metadata - working unit. CLC2000 Italy.

Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Corpo Forestale dello Stato, 2004. INFC - Risultati della prima fase di campionamento

Petretti F., 1985. La Coturnice negli Appennini. *World Wildlife Fund - Italia, Serie Atti e Studi*, 4, Roma: 1-24.

Pignatti S., 1998. I boschi d'Italia - sinecologia e biodiversità. *Scienze Forestali e Ambientali* – UTET.

Randi, E., Apollonio, M., and Toso, S., 1989. The systematics of some Italian populations of wild boar (*Sus scrofa* L.): a craniometric and electrophoretic analysis. *Z.Säugetierkunde*, 54, 40-56.

Rossi D., 1947 – Risultati di ricerche ornitologiche sulle montagne d'Abruzzo. *I Gruppi Monti Sirente-Velino*, anno 1945-46. *Riv. Ital. Ornit.*, XVII, s. II, Milano: 87-128.

Rossi D., Di Carlo E.A., 1948 – Risultati di ricerche ornitologiche sulle Montagne d'Abruzzo – Parte II – Monti della Laga, Altipiano di Campotosto, Conca di Amatrice – Anni 1940-1947. *Riv. Ital. Ornit.*, 18: 149-186.

Rounsevell M.D.A., Ewert F., Reginster I., Leemans R., Carter T.R., 2005. Future scenarios of European agricultural land use. II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107, 117–135.

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M., Wall D.H., 2000. Biodiversity: global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.

Serrani F., Del Zoppo A., Ricci V., Adriani S., Sabatini A., Amici A. 2005b. Preliminary results on rock partridge (*Alectoris graeca orlandoi*) playback census in Rieti

province, central Apennine, Italy. Milan Trávniček e Alica Kočišová (eds) IV International Symposium on Wild Fauna, Tatranská Lomnica, Slovakia 4-9 september 2005: 153.

Tosi G., Toso T., 1992 – Indicazioni generale per la gestione degli Ungulati - Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, documenti tecnici: 11.

Tucker G.M., Heath M., 1994 – Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, BirdLife Conservation Series, 3, Cambridge.

Vernesi C., Crestanello B., Pecchioli E., Tartari D., Caramelli D., Hauffe H., Bertorelle G. 2003. The genetic impact of demographic decline and reintroduction in the wild boar (*Sus scrofa*): A microsatellite analysis. *Molecular Ecology* 12 (3):585-595.

Vietti D., Maffiotti A., Badino G., 2004. Applicazione su scala regionale di un modello di idoneità ambientale per i vertebrati. Un esempio: il lupo. In: Casagrandi, R. & Melià, P. (Eds.) *Ecologia. Atti del XIII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia* (Como, 8-10 settembre 2003). Aracne, Roma.

Virgos E., 2002 - Factors affecting wild boar (*Sus scrofa*) occurrence in highly fragmented Mediterranean landscapes, *Canadian Journal of Zoology* 80(3): 430–435.

Weepener H., 2002. The Africover extension(Arcview) GCP/RAF/287/ITA. FAO - <http://www.africover.org/download/manuals/AAWExtManual.pdf>.

6. ANALISI SPAZIALE DEL CAMBIAMENTO DELLE COPERTURE

Di seguito si riportano alcuni concetti utili alla conoscenza e allo studio dell'analisi spaziale dei LUCC. I paragrafi 6.1, 6.2 e 6.3 relativi alle driving forces, la storia e i pattern e la scala di analisi dei LUCC sono, dove non altrimenti specificato, una sintesi del lavoro pubblicato da Lesschen et al. (2005). Il quarto paragrafo è invece prevalentemente estratto dal lavoro di Etter et al. (2006). Il quinto paragrafo, riguardante l'autocorrelazione spaziale dei dati, è stato estratto dal lavoro di Claessens et al. (2006). L'ultimo paragrafo riporta invece una breve rassegna dei principali metodi statistici per l'analisi spaziale dei LUCC ed è tratto prevalentemente dal lavoro di Lesschen et al. (2005).

6.1 Driving forces del LUCC

La ricerca in LUCC è indirizzata ad analizzare le relazioni tra LU e variabili socio-economiche e bio-fisiche che agiscono come forze moventi (driving forces) del LUC. Le driving forces sono generalmente suddivise in due gruppi: cause prossime (proximate causes) e cause di fondo (underlying causes).

Le proximate causes sono le attività e le azioni che direttamente influenzano il LU, es. il taglio dei boschi o la costruzione di strade. Le underlying causes sono le forze fondamentali (fundamental forces) che sostengono le proximate causes, come il fattore demografico, economico, tecnologico, istituzionale e culturale. In molti casi, fattori come l'idoneità del terreno, la densità di popolazione, la piovosità e l'accessibilità sono utilizzati per rappresentare le underlying causes.

Questi fattori a sua volta possono essere distinti in "driving forces" che si aspettano di cambiare nel tempo, come la densità di popolazione e le condizioni di mercato, e "conditioning factors" che sono relativamente stabili nel tempo ma possono essere differenziati spazialmente, come clima e il contesto culturale.

Dove i driving e conditioning factors esibiscono un alto grado di variazione spaziale, come nel caso delle condizioni del suolo e dell'accesso ai mercati, questa variazione spaziale incrementa la differente struttura spaziale dell'uso del suolo relativamente ai cambiamenti del contesto sociale, economico e ambientale. Vista l'importanza della variazione spaziale, la ricerca in LUCC usa frequentemente tecniche che analizzano le relazioni tra uso del suolo e i suoi driving e conditioning factors basandosi sui dati differenziati spazialmente. Tecniche empiriche sono usate per verificare ipotesi di driving factors e quantificare le relazioni tra essi, i decision maker e l'uso del suolo.

Le attuali tecniche empiriche differiscono a seconda dello scopo: i sociologi spesso hanno come primo interesse la spiegazione dei LUC, mentre gli ecologisti si concentrano sulla predizione. Considerando che l'uso di analisi spaziali per la spiegazione aumenta la conoscenza dei processi sottostanti i LUCC, la predizione temporale aiuta a esplorare la passata e futura importanza dei driving factors e modellare le future dinamiche del LU. Quindi, l'analisi spaziale esplicita è sempre più usata per predire il cambiamento del paesaggio ed è spesso valutata sia in termini di inferenza convenzionale sui coefficienti della variabile e qualità della misura (goodness of fit), sia rispetto all'abilità di predire l'attuale cambiamento del paesaggio.

6.2 Storia dell'analisi spaziale dei LUCC

Tra i primi studiosi delle variazioni del land use vi è Von Thünen (1966). Nel suo lavoro si è analizzata la localizzazione degli usi agricoli (grano e ortaggi) come funzione della distanza dai mercati e del costo dei trasporti. Il modello proposto (fig. 6.1) presuppone che il prezzo degli ortaggi (a) è più alto di quello del grano (b) nel centro di mercato, ma gli ortaggi sono più cari da trasportare. Il prezzo degli ortaggi, dunque, decrementa molto più rapidamente di quello del grano con l'allontanarsi dell'azienda dal centro di mercato. Oltre il punto (c) il prezzo del grano è maggiore di quello degli ortaggi e l'uso del terreno prevalente sarà quello del grano (indicato con l'anello concentrico esterno più chiaro). Superato il punto (d) nessuna coltura è redditizia e il terreno è lasciato allo stato naturale. L'assunzione di un comportamento economico razionale sulle decisioni dell'agricoltore è centrale in questo modello.

Anche se le caratteristiche produttive delle aziende sono considerate identiche, l'effetto del costo dei trasporti sugli incentivi e le scelte alle aziende causa un decremento degli affitti delle terre con l'aumentare della distanza dal centro di mercato.

Il modello di Von Thünen è una semplificata rappresentazione della localizzazione delle decisioni, che hanno definito le diverse composizioni del land use sulla superficie terrestre.

Negli anni successivi, differenti studi sono stati elaborati sul modello di Von Thünen ampliando le condizioni e le variabili indagate, mettendo alla luce che non esiste una singola teoria in grado di spiegare la varietà del pattern del land use. Quindi, modelli empirici sono stati sviluppati per esplorare LUC data e trovare evidenze di proximate causes del LUC e la sua localizzazione.

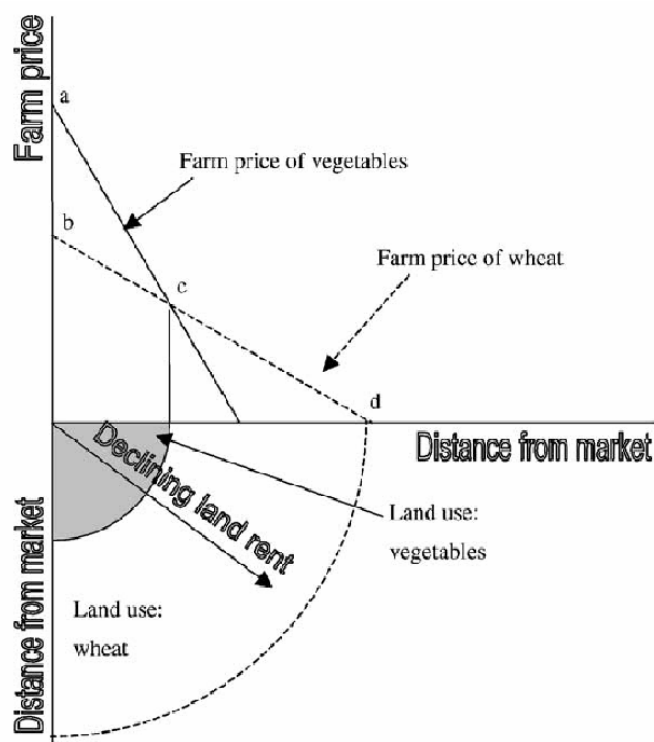


Fig. 6.1 Modello di Von Thünen del prezzo della terra, dell'uso del suolo e degli affitti delle terre (Lesschen et al. 2005).

6.3 Pattern e scala di analisi dei LUCC

Essenziale alla discussione sui dati spaziali è il concetto di pattern e di scala.

Il pattern di un paesaggio, in analogia con le teorie utilizzate in landscape ecology, può essere descritto con da una sua struttura, funzione e cambiamento (Verburg et al., 1999). La struttura è riferita alle relazioni spaziali tra le componenti del paesaggio createsi per azione di fattori umani (es: popolazione, tecnologia e condizioni economiche) e costrizioni bio-fisiche (es: suolo, clima e topografia). La funzione di un paesaggio è riferita alle interazioni tra elementi spaziali come i flussi di energia, di materiali e organismi fra i componenti del paesaggio; tra le iterazioni si possono includere anche la competizione tra differenti tipi di land use. Il cambiamento è l'alterazione della struttura e funzione del mosaico del land use nel tempo causato da cambiamenti della distribuzione della popolazione (es: urbanizzazione) e delle condizioni bio-fisiche (es: climate change e degradazione dei suoli).

Poiché i paesaggi sono aree spazialmente eterogenee, la struttura, funzione e cambiamento dei paesaggi sono loro stessi scala dipendenti.

La scala è la dimensione spaziale, temporale, quantitativa o analitica utilizzata per misurare e studiare un fenomeno.

Scelte concernenti la scala, l'estensione e la risoluzione possono interessare criticamente il tipo di pattern che sarà osservato, perché pattern che appaiono a un livello di risoluzione o

estensione possono essere persi a livelli più bassi o più alti. La scala è quindi fondamentale ed è necessario effettuare operazioni di upscaling o downscaling nel caso si voglia generalizzare le spiegazioni di un fenomeno da un livello all'altro.

A causa dei molti processi d'interazione, i sistemi di land use raramente o mai producono una singola scala che può essere vista come ottimale o corretta per la misura e predizione. Anche se per un insieme di dati specifico una scala ottimale di analisi potrebbe esistere dove la prevedibilità è più alta, purtroppo questa non è costante durante le analisi. Di conseguenza, potrebbe essere meglio non usare una scala d'osservazione a priori, ma piuttosto estrarre le scale d'osservazione da un'analisi attenta dei dati.

Definizione e termini chiave relativi ai concetti di scala sono riportati in tabella 6.1.

Termine	Definizione
Scala	Dimensione spaziale, temporale, quantitativa o analitica utilizzata per misurare e studiare un fenomeno
Estensione	La dimensione spaziale, temporale, quantitative o analitica di una scala.
Risoluzione (grana)	La precisione usata nella misura.
Gerarchia	Sistema concettualmente o casualmente collegato di raggruppamenti di oggetti o dei processi lungo una scala analitica.
Livelli	Le unità di analisi che sono posizionate alla stessa posizione su una scala. Molte scale concettuali contengono i livelli che sono ordinati gerarchicamente, ma non tutti i livelli sono collegati ad uno un altro in un sistema gerarchico.
Scala assoluta	La distanza, il tempo o la quantità misurate con un dispositivo di misura calibrato obiettivamente.
Scala relativa	Una trasformazione di una scala assoluta ad una che descrive il rapporto funzionale tra un oggetto o processo e un altro (per esempio la distanza relativa fra due posizioni basate sul tempo richiesto da un organismo per muoversi fra loro).

Tab 6.1. Definizione e termini chiave relativi ai concetti di scala (Lesschen et al. 2005).

Esiste una fondamentale differenza tra livelli funzionali es: famiglia (azienda agricola) o appezzamento (parcella) di terreno e unità spaziali come poligoni o pixel. I livelli funzionali possono non sempre essere direttamente collegati a unità spaziali di analisi. Possono avere differente gerarchia es: una famiglia agricola ha un'influenza a livello di particella, campo e

azienda e qualche volta a livello di bacino idrografico. La scala è perciò un continuum perché si muove tra discreti, e spesso sconosciuti o non riconosciuti, livelli di organizzazione.

6.4 Problemi relativi alla interazione di scala spaziale, temporale e dipendenza gerarchica.

Il LCC può quindi essere definito come un processo multi-scalare, variabile spazialmente e temporalmente con il contesto biofisico e socio-economico.

Ad esempio la ricrescita associata all'abbandono dei pascoli che si converte in foresta è trattata da alcuni autori come un processo ad una via, ma spesso le sequenze del LCC sono complesse e dovute a interazioni di processi di deforestazione e processi di forestazione. I tempi del cambiamento possono essere talmente brevi da catturare pattern di rigenerazione forestale di medio termine e al massimo solo spiegare trend di breve termine.

Il monitoraggio e la presentazione del LCC a scala nazionale e regionale (es. progetto CORINE Land-cover) sono molto importanti per incrementare l'attenzione politicamente, ma non permettono di informare riguardo la complessità spaziale e temporale delle dinamiche di LC a scala locale.

Molti studi in LUCC optano per analizzare un solo livello di analisi. Spesso la scelta è basata su ragioni soggettive e arbitrarie o sul background disciplinare dei ricercatori. I ricercatori in scienze sociali hanno una lunga tradizione di studi del comportamento individuale nell'interfaccia uomo-ambiente, determinando nell'individuo il livello di analisi. L'analisi delle scienze sociali è quindi quasi esclusivamente a micro scala. I ricercatori in scienze naturali, geografi e ecologi, invece, hanno focalizzato gli studi in LC e LU a meso e macro scala, spiegando la spazialità attraverso il remote sensing e il GIS, e usando proprietà dell'organizzazione sociale e dell'ambiente al fine di identificare i fattori connessi al pattern di land use osservato (Lesschen et al., 2005).

Idealmente, la teoria dovrebbe essere una guida per interpretare i fattori e i processi che guidano i processi multilivello. Comunque, alla data attuale, non c'è un test o serie di tests per distinguere come e perché gli effetti di scala si presentano in un determinato dataset; è rimasto un argomento empirico. I ricercatori dovrebbero fare attenzione a rilevare questi processi e cercare di determinare i loro effetti qualitativi sui risultati del modello (Munroe and Muller, 2007).

La teoria attuale sui LUCC riconosce alcuni principi generali derivati principalmente dall'ecologia del paesaggio e dalla geografia umana. Questi principi focalizzano sugli effetti a scala temporale e spaziale su modelli e processi e sulla necessità di un approccio interdisciplinare che comprende la complessità multi-tematica del LCC. Anche se molti modelli

empirici misurano ragionevolmente bene i LCC, i risultati di questi studi sono considerati semplicistici perché non sono spazialmente espliciti e incapaci di spiegare e catturare importanti processi dell'uso del suolo. Altri autori hanno mostrato che semplici modelli basati su singole o poche variabili possono spesso predire forestazione con ragionevole accuratezza. I modelli complessi intrinsecamente hanno lo svantaggio di alti requisiti di dati (insiemi di dati multipli, omogeneità della scala, repliche temporali), che nella maggior parte dei casi non saranno disponibili. L'inabilità a modellare esattamente e sistematicamente i cambiamenti delle coperture delle terre, rimane uno degli impedimenti allo studio sulle interazioni uomo-paesaggio.

La conoscenza e predizione delle cause di fondo del LCC è composta dalla complessità di queste interazioni dovuto a: la natura a più variabili dei fattori biofisici e socio-economici che influenzano i cambiamenti futuri; le proprietà multi-scala di queste interazioni, per cui molti dei fattori moventi (driving factors) operano a scale spaziali e temporali multiple; la loro natura dinamica, ciclica o direzionale, che genera collettivamente modelli complicati del cambiamento delle coperture delle terre.

La relativa importanza di LCC drivers può variare con la scala di analisi. Alcuni fattori sono più rilevanti a scala ampia (es: esportazioni, geopolitiche, economia globale), mentre altri occorrono prevalentemente a scala ridotta o locale (es: topografia, fertilità del suolo, la proprietà, le pratiche di gestione).

Il peso relativo dei drivers è supposto a variare nel tempo con l'avanzamento del processo di trasformazione e il cambiamento delle strutture del paesaggio.

Sulla base delle teorie precedenti, un set di premesse sui modelli e i processi dei LUCC sono state fatte:

- 1) i drivers del LU includono variabili multiple di origine umana e bio-fisica che operano a differenti scale spaziali;
- 2) l'azione e la significatività di queste variabili può cambiare nel tempo;
- 3) LCC includono tipicamente processi interattivi multi-direzionali, come deforestazione e forestazione.

Un modello concettuale generale derivato dalla letteratura mostrante le relazioni tra LU drivers e struttura spaziale e temporale del LCC è presentato in fig. 6.2a e 6.2b. La fig. 6.2a mostra i LU drivers raggruppati in 4 scale spaziali: suolo, topografia, LU e clima a scala di sito (10 ha); LC neighbourhood (vicine) e proprietà delle terre nel paesaggio circostante (100-1000 ha); accessibilità ai servizi e ai mercati a scala regionale (10000 km²); incremento di popolazione, politiche e cambiamenti tecnologici a scala nazionale (1000000 km²).

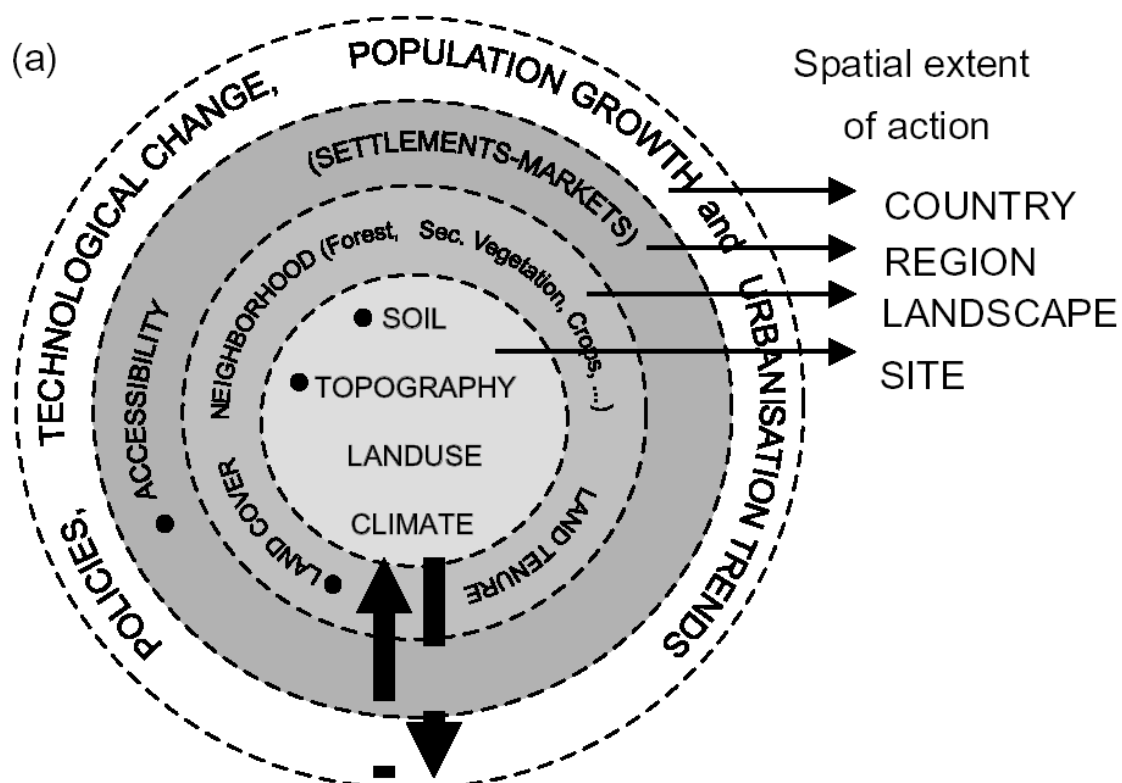


Fig. 6.2a LCC drivers nello spazio e nel tempo: gerarchia spaziale (Etter et al., 2006).

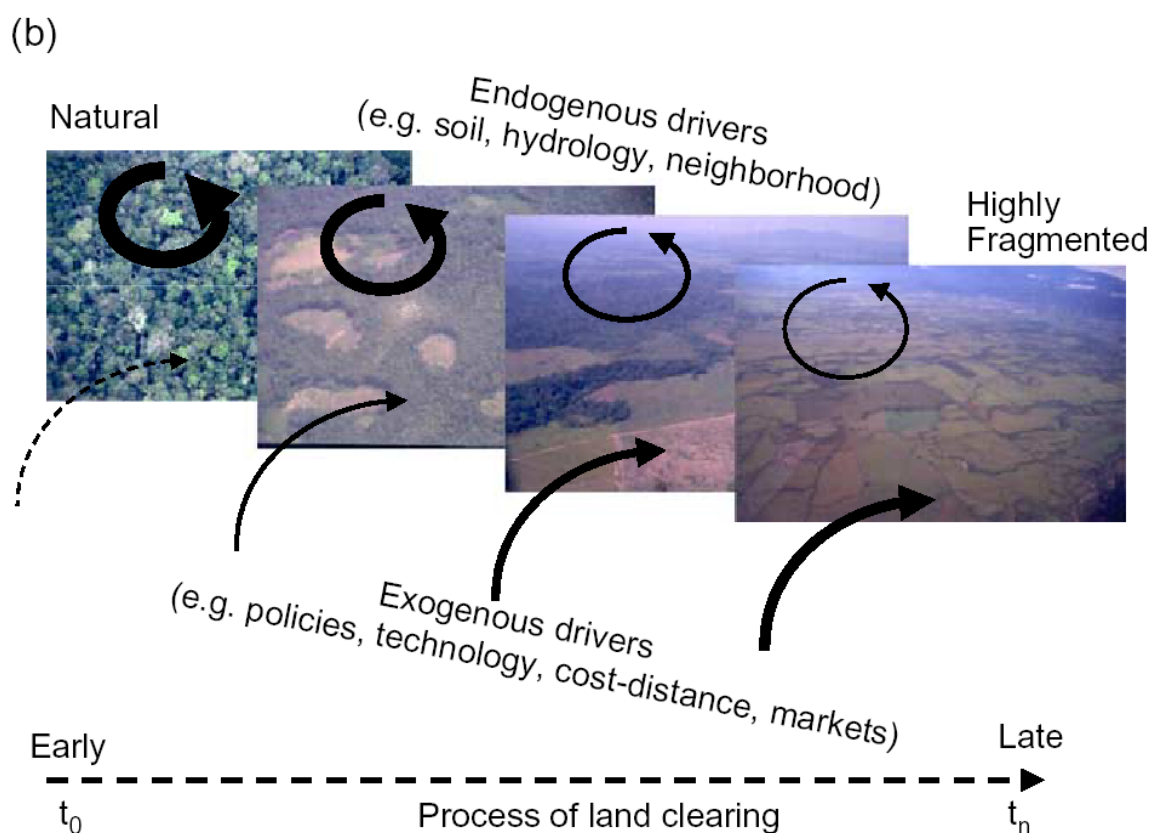


Fig. 6.2b LCC drivers nello spazio e nel tempo: trend temporale durante il processo di deforestazione. Lo spessore delle frecce indica la predetta relativa importanza dei drivers endogeni (freccie circolari nelle foto) e dei drivers esogeni (provenienti dall'esterno) (Etter et al., 2006).

Poiché il LUC è dinamico, il ruolo e il significato dei drivers cambia nel tempo durante il processo di trasformazione (Fig. 2b). Il modello indica che variabili operanti a scala locale come la fertilità del suolo diminuiranno di importanza con l'avanzamento del processo di trasformazione a causa dell'accessibilità migliorata, della diminuzione di suoli fertili, dell'uso di fertilizzanti e delle tecnologie agricole nelle aree meno fertili. Al contrario, i drivers esogeni regionali e nazionali incrementeranno d'importanza durante il processo di trasformazione, quando ad esempio l'economia locale incomincia ad essere interconnessa con l'economia regionale e nazionale e l'incremento dei prezzi dei terreni migliora le opportunità di accesso al credito.

6.5 Autocorrelazione spaziale

L' autocorrelazione spaziale si riferisce alla mancanza di indipendenza che è spesso presente tra osservazioni in insiemi di dati incrociati o in dati geografici dove località vicine sono più strettamente correlate dei luoghi distanti.

In generale, l'autocorrelazione spaziale risulta come stime inefficienti dei parametri e inesatte misure della significatività statistica.

Non sono disponibili metodi per individuare l' autocorrelazione spaziale in modelli logistici. I metodi per testare e controllare gli effetti spaziali sono stati sviluppati principalmente in casi di regressione lineare e l'applicabilità nella regressione logistica costituisce un settore di ricerca in via di sviluppo.

Fino ad ora, l'influenza dell'autocorrelazione spaziale sui risultati della regressione logistica è stata spesso ridotta utilizzando un campione invece che l'intero insieme di dati. Metodi di campionamento includono campionamenti distribuiti casualmente (randomly), applicando una distanza di campionamento determinata empiricamente con un semivariogramma o un metodo di campionamento leave-one-out o Jackknife.

La presenza di autocorrelazione spaziale può essere testata con indici statistici come Moran's I. Per individuare esplicitamente l'argomento dell'autocorrelazione spaziale, le caratteristiche di vicinato che presentano interazioni potrebbero essere incluse nel modello.

Utilizzando un campionamento casuale (es. 50 % dell'insieme dei dati), la dipendenza spaziale non è pienamente contabilizzata in ed i coefficiente di regressione stimati possono essere in parte viziati. Comunque, prendendo un piccolo campione, potrebbe anche ridursi drasticamente il numero di osservazioni e il livello di significatività dell'analisi.

6.6 Metodi statistici per l'analisi spaziale delle coperture

In questo paragrafo si riportano le principali tecniche multivariate che sono utilizzate nella ricerca dei LUCC (vedi fig. 6.3). La prima sezione riporta quattro metodi per l'esplorazione spaziale dei dati, la seconda sezione i differenti metodi di analisi di regressione, mentre, le ultime due sezioni descrivono le statistiche Bayesiane e le reti neurali artificiali.

In questa sede non si vogliono approfondire tutte queste tipologie di analisi ma solo presentare i più diffusi metodi impiegabili nella ricerca dei LUCC o che possono avere un potenziale valore in alcune applicazioni.

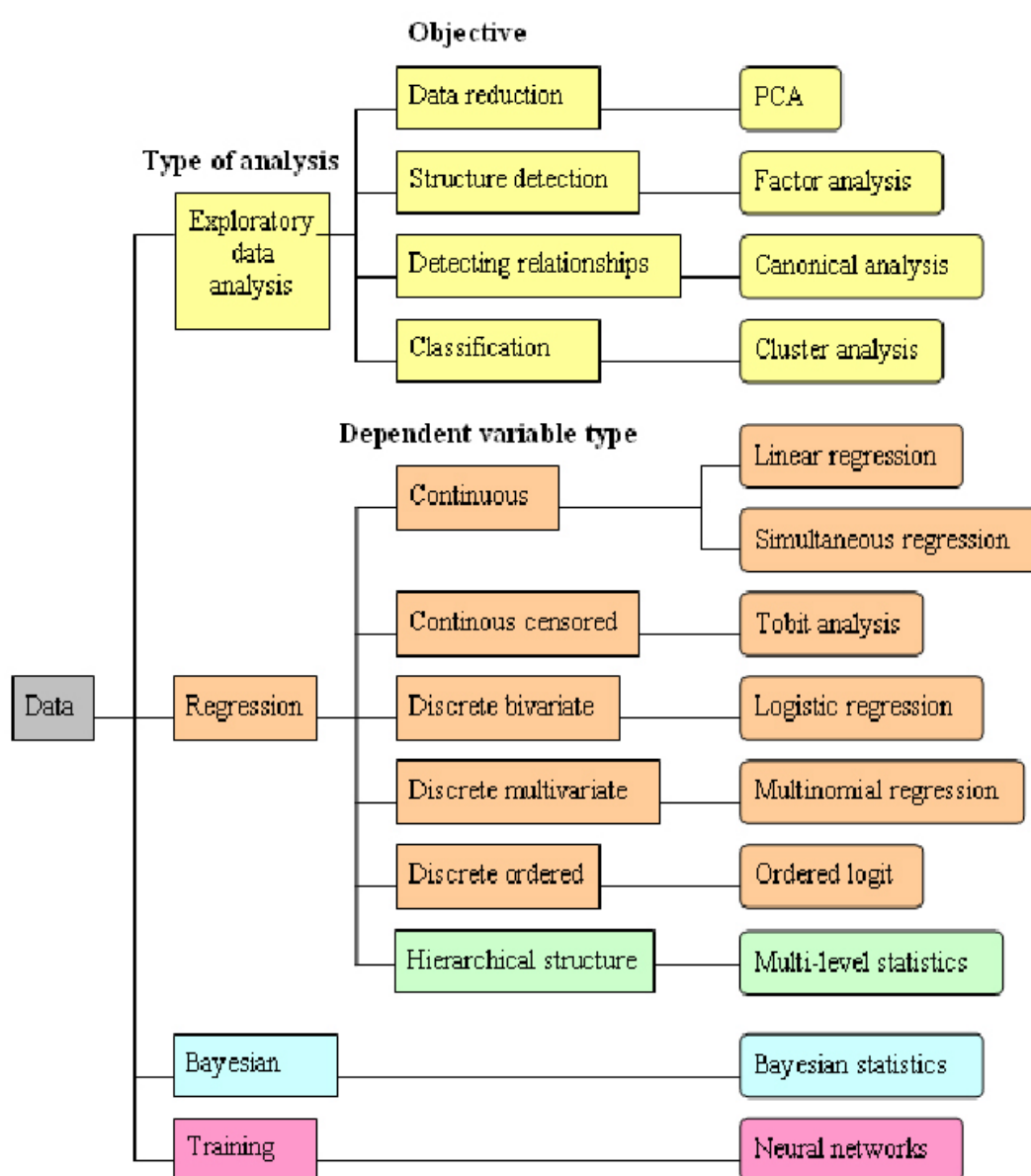


Fig. 6.3 Classificazione delle tecniche di analisi empiriche per LUCC basate sull'obiettivo e la struttura dei dati (Lesschen et al. 2005).

6.6.1 Tecniche per l'analisi esplorativa dei dati

Gli usi principali delle tecniche per l'analisi esplorativa dei dati sono relativi alla riduzione dei dati e rilevazione della struttura. Questi metodi permettono di:

1. ridurre il numero di variabili;
2. descrivere la struttura di fondo tra le variabili nei dati;
3. classificare le variabili in gruppi.

Tra le più diffuse nel campo degli studi sui LUCC abbiamo l'analisi fattoriale e l'analisi delle componenti principali.

L'**analisi fattoriale** (factor analysis, **FA**) è utilizzata per identificare le variabili fondamentali (underlying variables) che spiegano il pattern o la correlazione entro un set di variabili osservate. L'analisi fattoriale è spesso usata nella riduzione dei dati per identificare un piccolo numero di fattori che spiegano la maggior parte della varianza osservata in un molto più grande numero di variabili manifeste. L'analisi fattoriale può anche essere usata per generare ipotesi riguardo a meccanismi o per selezionare variabili per analisi successive (es: regressioni lineari).

L'**analisi delle componenti principali** (principal components analysis, **PCA**) riduce le dimensioni di un singolo gruppo di dati producendo un piccolo numero di variabili astratte. Dopo che il primo fattore è stato estratto si definiscono altri fattori che massimizzano la rimanente variabilità. Poiché ciascun fattore consecutivo è definito per massimizzare la variabilità che non è stata catturata dal fattore precedente, i fattori estratti sono indipendenti (o non correlati) l'uno dall'altro. La PCA è comunemente usata per rilevare la struttura dei dati che descrive i fattori generatrici (driving factors) del LUCC. Inoltre, è anche utilizzata nell'interpretazione e classificazione delle immagini multispettrali o multitemporali satellitari.

Alcune similarità possono creare confusione nella distinzione tra FA e PCA. La differenza fondamentale è che nella PCA si assume che tutta la variabilità in una variabile dovrebbe essere usata nell'analisi mentre nella FA è usata solo la variabilità di una variabile che è in comune con le altre variabili. Comunque, la PCA è spesso preferita come metodo per ridurre i dati mentre la FA è spesso preferita quando lo scopo dell'analisi è di rilevare la struttura.

La **correlazione canonica** è una tecnica multivariata che ha le stesse basi computazionali dell'analisi fattoriale, ma i suoi concetti e obiettivi sono strettamente legati alla regressione multipla. Questo metodo statistico è particolarmente adatto quando le variabili dipendenti sono esse stesse correlate vicenda. Questa tecnica è poco diffusa nell'analisi dei LUCC.

L'**analisi dei cluster** è usata per classificare osservazioni attraverso il calcolo della similarità di ogni coppia di osservazioni mediante coefficienti di distanza. Nella ricerca dei

LUCC la cluster analysis è utilizzata per raggruppare land use o sistemi agricoli simili, con lo scopo di una riduzione dei codici categoria utile a successive analisi.

6.6.2 Analisi di regressione

Le analisi di regressione sono usate per investigare l'associazione di una variabile dipendente con una o più variabili indipendenti. I metodi di regressione possono essere distinti per tipologia di variabile dipendente e struttura dei dati. La tabella 6.2 mostra la classificazione dei metodi di regressione basata sulle caratteristiche della variabile dipendente.

Tab. 6.2 Sommario dei metodi di regressione (Lesschen et al. 2005).

Metodi di regressione	Tipo di variabile dipendente o struttura dei dati
Regressione lineare	Continua
Regressione logistica	Discreta bivariata
Regressione multinomiale	Discreta multivariata
Regressione ordinata logit/probit	Discreta ordinata
Analisi Tobit	Continua censurata
Regressione Simultanea	Relazioni interdipendenti/simultanee
Modelli multilivello	Dati organizzati gerarchicamente

La **regressione lineare** è un metodo che stima i coefficienti di un'equazione lineare, coinvolgenti uno o più variabili indipendenti, che meglio predicono il valore della variabile dipendente. Nell'analisi di regressione lineare, è possibile esaminare se due variabili sono riferite linearmente e calcolare la forza del rapporto lineare se il rapporto fra le variabili può essere descritto da un'equazione della forma:

$$Y = \alpha + \beta X \quad (1)$$

Dove: Y è la variabile da predire (la variabile dipendente, di verifica, il risultato o la variabile endogena), X è una variabile di cui i valori si stanno usando per predire Y (la variabile indipendente, esogena o predicante) e α e β sono parametri della popolazione da valutare.

Il parametro α , detto l'intercetta, rappresenta il valore di Y quando $X = 0$. Il parametro β rappresenta il cambiamento in Y associato con un aumento di una unità nella X o la pendenza della linea che fornisce la valutazione lineare migliore di Y dalla X.

Nella regressione multipla, ci sono molte variabili predittive. Se K denota il numero di variabili indipendenti, l'equazione diventa:

$$Y = \alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_k X_k \quad (2)$$

Dove $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_k$ sono denominati coefficienti parziali di pendenza, poiché ognuna delle K variabili predittive $X_1, X_2, \dots, X_k$ fornisce soltanto una spiegazione o una previsione parziale del valore di Y.

La regressione lineare è una tecnica frequentemente usata per le variabili dipendenti continue; nei modelli del LUCC questa regressione è meno popolare perché il land cover o land use è espresso normalmente come una variabile discreta. Un'eccezione è l'NDVI, che varia fra -1 e 1 ed appartiene quindi a dati continui. La regressione lineare può anche essere usata per derivare i dati di input, per esempio trend di sviluppo della popolazione dei dati censuali, o per la convalida.

La **regressione logistica** è ampiamente applicata in studi di LUCC. Essa è utilizzata in quelle situazioni dove la variabile dipendente ha un output binario come ad esempio la presenza o assenza di una caratteristica o un risultato. Il metodo è utilizzato per predire la probabilità che un caso sia classificato in uno o l'altro di due categorie della variabile dipendente. Le variabili indipendenti possono essere categoriche, ordinali o continue.

Se la variabile da predire fosse una variabile continua l'equazione sarebbe stata la seguente:

$$Z = \alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_k X_k \quad (3)$$

Poiché però la probabilità è compresa in un intervallo che vada 0 a 1, si effettua la cosiddetta trasformazione logistica in modo tale che l'espressione precedente si distribuisca in maniera graduale tra 0 e 1. La probabilità che l'*evento* si verifichi per un certo valore Z della regressione (3) è perciò:

$$Y = \Pr(\text{evento}/Z) = \frac{1}{1 + e^{-Z}} \quad (4)$$

Ciò significa che quando:

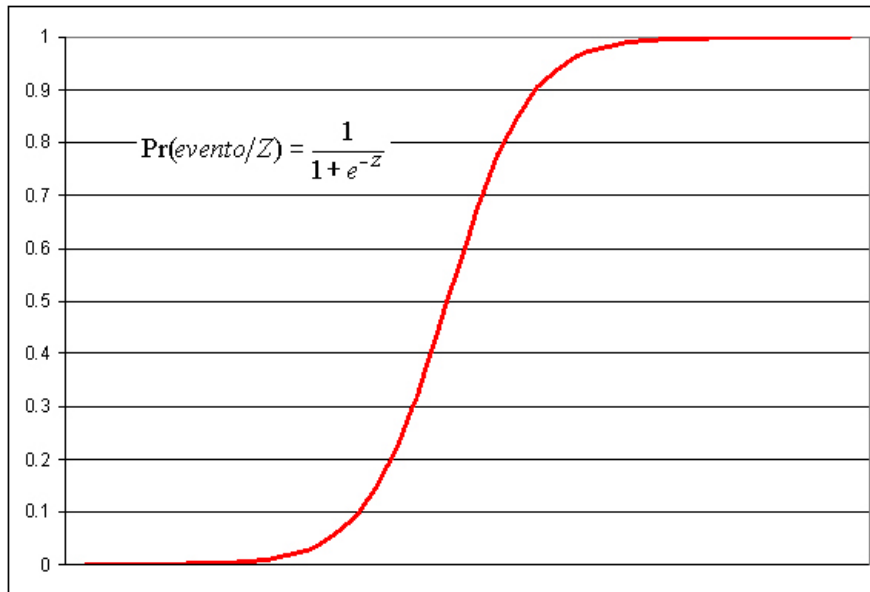
$$Z = 0 \rightarrow \Pr(\text{evento}/Z) \text{ è pari a } 0.5$$

$$Z = \infty \rightarrow \Pr(\text{evento}/Z) \text{ è pari a } 1$$

$$Z = -\infty \rightarrow \Pr(\text{evento}/Z) \text{ è pari a } 0$$

Il grafico di Fig. 6.4 mostra l'andamento della funzione logistica.

Fig. 6.4 Funzione logistica



Molte trasformazioni sono fatte per occuparsi adeguatamente della struttura binaria della variabile dipendente.

L'equazione (4) può essere scritta anche nel modo seguente:

$$\frac{(1-Y)}{Y} = e^{-(\alpha + \beta_1 \chi_1 + \beta_2 \chi_2 + \dots + \beta_k \chi_k)} \quad (5)$$

e poi attraverso il logaritmo:

$$\ln \left[\frac{Y}{(1-Y)} \right] = \alpha + \beta_1 \chi_1 + \beta_2 \chi_2 + \dots + \beta_k \chi_k \quad (6)$$

Nella teoria delle probabilità e nelle statistiche gli odds per un evento o una proposta sono la quantità $p/(1 - p)$, dove la p è la probabilità dell'evento o della proposta. Le odds sono state lo standard per rappresentare la probabilità usato dai bookmakers. Prendendo un evento con un 1 probabilità su 5 di avvenimento (cioè 0.2 o 20%), allora le odds sono $0.2/(1 - 0.2) = 0.2/0.8 = 0.25$. Oppure rigirando il tutto, le odds che l'evento non si verifichi sono $0.8/(1-0.8) = 0.8/0.2 = 4$, cioè l'evento sarebbe pagato in una scommessa 4 a 1.

La probabilità che l'evento si verifichi al 100 %, $\Pr(Y=1)$, può essere scritta anche $P(Y=1)$. Le odds che $Y=1$, scritto $\text{odds}(Y=1)$, è il rapporto della probabilità che $Y=1$ con la probabilità che $Y \neq 1$, ossia l'odds che $Y=1$ è uguale a $P(Y=1)/[1 - P(Y=1)]$. Diversamente dalla

$P(Y=1)$, l'odds non ha un valore massimo fisso, ma come la probabilità, ha a un valore minimo di 0.

L'equazione (6) perciò è un logaritmo delle odds. Il logaritmo delle odds è anche definito logit della probabilità scritto $\text{logit}(Y)$.

$$\text{logit}(Y) = \alpha + \beta_1 \chi_1 + \beta_2 \chi_2 + \dots + \beta_k \chi_k \quad (7)$$

L'equazione (6) può essere convertita anche in probabilità che $Y=1$ (evento verificato):

$$P(Y=1) = \frac{e^{\alpha + \beta_1 \chi_1 + \beta_2 \chi_2 + \dots + \beta_k \chi_k}}{1 + e^{\alpha + \beta_1 \chi_1 + \beta_2 \chi_2 + \dots + \beta_k \chi_k}} \quad (8)$$

Gli odds, il logit e la probabilità sono tre differenti misure che esprimono comunque la stessa cosa. La probabilità è probabilmente più facile da capire, matematicamente comunque la logit form della probabilità è quella che meglio aiuta ad analizzare le variabili dicotomiche dipendenti; infatti, è possibile individuare facilmente quali variabili indipendenti influenzino maggiormente il valore della variabile indipendente.

Quando le variabili indipendenti sono misurate in unità differenti, il rapporto fra la variabile dipendente e le variabili indipendenti non può essere giudicato direttamente confrontando i coefficienti di regressione, i rapporti di odds o le probabilità. Per valutare il contributo relativo delle variabili differenti all'interno di un modello logistico di regressione, possono essere usati i coefficienti logistici standardizzati di regressione. I coefficienti standardizzati indicano quanti scarti quadratici medi (dev.standard) di cambiamento in una variabile dipendente sono associati con un aumento di scarto quadratico medio (dev.standard) della variabile indipendente. I coefficienti logistici standardizzati di regressione possono essere valutati come:

$$b_{YX}^* = (b_{YX})(S_X) / \sqrt{\frac{S_{\text{logit}(\hat{Y})}^2}{R^2}} = \frac{b_{YX} S_X R}{S_{\text{logit}(\hat{Y})}} \quad (9)$$

dove b_{YX}^* è il coefficiente logistico standardizzato di regressione, b_{YX} è il coefficiente logistici non standardizzato di regressione, S_X è la deviazione standard della variabile indipendente X, $S_{\text{logit}(\hat{Y})}^2$ è la varianza e $S_{\text{logit}(\hat{Y})}$ è la deviazione standard di $\text{logit}(\hat{Y})$ ($\text{logit}(\hat{Y})$)

è il valore stimato di $\text{logit}(Y)$ predetto dall'equazione di regressione) e R^2 è il coefficiente di determinazione (Claessens et al., 2006).

Le *variabili indipendenti categoriche*, per esempio il tipo del terreno o l'esposizione, dovrebbero essere fittizie (dummy) o codificate come indicatore. Dummy significa che una colonna (o cartografia) indicante la presenza (1) o l'assenza (0) di quella variabile deve essere generata per ogni valore della variabile indipendente (è il caso del GIS IDRISI). Nel caso di una mappa dei suoli con cinque terreni differenti, una mappa per ogni tipo di terreno dovrebbe essere fatta, indicando la presenza o assenza di quella variabile indipendente. La maggior parte dei programmi statistici hanno opzioni per specificare le opzioni di come la procedura logistica di regressione maneggerà le variabili categoriche. Nei software di statistica più diffusi (SPSS, Systat, STATISTICA ecc.) non è necessario creare una colonna per ogni valore della variabile categorica. Usata frequentemente nella modellistica di LUCC è l'opzione "semplice", che significa che ogni categoria della variabile predittiva (tranne la categoria di riferimento) è confrontata alla categoria di riferimento. Questo è a buon metodo per includere le variabili categoriche quale l'idoneità del terreno, che è divisa spesso in classi come molto buona, buona, moderata, scarsa e nulla.

I **modelli logit multinomiali** sono usati quando la variabile dipendente ha più di due categorie (es: conversione di un territorio in diverse tipologie di copertura). **Ordered logit models** possono essere applicati quando la variabile dipendente presenta categorie ordinabili (es: grado di coltivazione basso, medio e alto), ma non è ancora ben conosciuta in studi di LUCC.

La **Tobit analysis** è usata quando la variabile dipendente presenta dei valori mancanti o censurati; la **regressione simultanea** non è stata ancora applicata in studi di LUCC. La **statistica multilivello** è utilizzata quando si vuole analizzare la struttura gerarchica dei dati perché sono possibili dipendenze tra coefficienti di regressione e, quindi, sono possibili perdite di informazioni e errati risultati di regressione.

La **statistica Bayesiana** è scarsamente utilizzata in studi di LUCC.

6.6.3 Reti neurali artificiali e analisi multicriteriale

Le reti neurali artificiali sono strumenti potenti che usano un metodo apprendimento della macchina per quantificare e modellare il comportamento di modelli complessi e i patterns. Sono usati per riconoscimento di strutture, previsione e classificazione in una varietà di discipline, quale economia, medicina, classificazione di paesaggio e telerilevamento. Non è una tecnica statistica, ma il suo funzionamento è collegato ai modelli di regressione. L'uso delle reti neurali è

aumentato sostanzialmente negli ultimi anni per gli avanzamenti nelle prestazioni di calcolo. Recentemente un certo numero di applicazioni nella ricerca dei LUCC sono stati pubblicati.

Schneider e Pontius (2001) hanno confrontato mappe di idoneità alla deforestazione prodotte utilizzando la regressione logistica e l'analisi multicriteriale mediante il GIS IDRISI. La migliore predizione del territorio deforestato è stata ottenuta utilizzando la mappa d'idoneità prodotta con l'analisi multicriteriale. Un approccio all'analisi dei LUCC con questa metodologia è quindi da considerarsi valido e alternativo ai modelli statistici.

6.7 Bibliografia

Claessens L., Verburg P. H., Schoorl J.M., Veldkamp A. (2006). Contribution of topographically based landslide hazard modelling to the analysis of the spatial distribution and ecology of kauri (*Agathis australis*). *Landscape Ecology* 21:63–76.

Etter A., McAlpine C., Pullar D., Possingham H., (2006). Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns and rates. *Journal of Environmental Management* 79:74–87.

Lesschen J. P., Verburg P. H., Staal S. J., (2005). Statistical methods for analysing the spatial dimension of changes in land use and farming systems. LUCC Report Series No. 7, LUCC Focus 3 Office and ILRI.

Munroe D. K., Muller D., (2007). Issues in spatially explicit statistical land-use/cover change (LUCC) models: Examples from western Honduras and the Central Highlands of Vietnam. *Land Use Policy*, 24:521–530

Norman G.R., Streiner D.L., (2000). *Biostatistica – Quello che avreste voluto sapere....* Ed. Ambrosiana. Milano.

Schneider L. C., e Pontius Jr. R.G., (2001). Modelling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agric. Ecosyst. Environ.* 85, 83-94.

Verburg P.H., de Koning G.H.J., Kok K., Veldkamp A., Bouma J., (1999). A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. *Ecological Modelling*, 116:45–61.

7. MODELLIZZAZIONE DEL LAND COVER CHANGE: LA SUCCESSIONE SECONDARIA DEI PASCOLI IN PROVINCIA DI RIETI

7.1 Introduzione

I cambiamenti del land use e land cover (LUCC) sono tra le più importanti alterazioni della superficie terrestre e le loro implicazioni sulla sostenibilità ambientale sono molteplici (es. cambiamento climatico, alterazione della struttura e funzionalità degli ecosistemi, erosione) (Lambin et al., 2001; Lambin et al., 2003). Durante la seconda metà del XX secolo, LUCC e trasformazioni del paesaggio si sono accelerate (Antrop, 2005) e la conoscenza e la predizione delle cause, dei processi e delle conseguenze del cambiamento sono divenute la maggiore sfida dell'ecologia del paesaggio, della pianificazione regionale dell'uso del suolo e della conservazione della biodiversità (Etter et al. 2006). I modelli spaziali dei LUCC possono aiutare a comprendere come e perché questi cambiamenti sono avvenuti, a costruire scenari futuri, e ad individuare i territori più a rischio sui quali predisporre interventi per la loro conservazione. Di conseguenza, la modellizzazione del cambiamento è divenuta un'importante oggetto di ricerca per un ampio numero di studiosi (Lambin et al., 2003; Verburg et al., 1999) e uno strumento fondamentale per la pianificazione sostenibile di medio-lungo periodo.

In Europa, in questi ultimi decenni, fattori socio-economici di sviluppo e l'innovazione tecnologica, hanno generato processi di specializzazione e intensificazione nei territori altamente produttivi, e l'abbandono delle aree agricole meno redditizie di collina e montagna (Antrop, 2005; Caporali, 1995; Ewert et al., 2005; Rounsevell et al., 2005). Le comunità di pascoli semi-naturali, in particolare, hanno subito forti contrazioni e, come mostrato da alcuni scenari di cambiamento futuro, saranno tra le coperture a più alto rischio di riduzione (Rounsevell et al., 2005). La naturale successione secondaria è la causa principale della riduzione di queste comunità vegetali di grande interesse per valore estetico paesaggistico, numero di specie rare e/o minacciate e elevata ricchezza di specie (Rocchini et al., 2006; EEA, 2004). Inoltre, esse sono habitat per specie animali a rischio di estinzione (Pelorosso et al., 2007).

La conversione delle superfici a pascolo in cespuglieti e in bosco è la più importante transizione delle terre della Provincia di Rieti avvenuta dal dopoguerra ad oggi e la conservazione delle superfici residue è, quindi, fondamentale (Pelorosso e Boccia, 2008). Questo fenomeno è diffuso in tutta la provincia e, per una corretta individuazione dei pascoli a rischio di scomparsa e pianificazione degli interventi di conservazione, è interessante analizzare il territorio nella sua totalità.

Il land-cover change è un processo multi-scalare, variabile spazialmente e temporalmente con il contesto biofisico e socio-economico (Etter et al., 2006). Generalmente in territori vasti come regioni e province, esiste un'elevata variabilità di tipologie di coperture delle terre, di drivers bio-fisici e socio-economici e di politiche gestionali. Scelte concernenti la scala, l'estensione e la risoluzione possono interessare criticamente il tipo di pattern che sarà osservato, perché pattern che appaiono a un livello di risoluzione o estensione possono essere persi a livelli più bassi o più alti (Serneels e Lambin, 2001). Alla data attuale, non c'è un test o serie di tests per distinguere come e perché gli effetti di scala si presentano in un determinato dataset (Munroe e Muller, 2007). Quindi, per poter conoscere esattamente un processo di cambiamento, sarebbe necessario segmentare il territorio in aree omogenee per processi di land-cover/use change e, per ogni area, calibrare un modello di cambiamento. Questa procedura, più dispendiosa in termini di tempo, però, non risponde alla domanda di generalità che risiede dietro ogni attività di modellazione (Serneels e Lambin, 2001). Il monitoraggio, la modellizzazione e la predizione del LUCC su vasta scala, oltre ad essere importanti per incrementare l'attenzione politica su aspetti fondamentali per la conservazione dell'ambiente, possono, quindi, evidenziare processi e dinamiche difficilmente osservabili a scala ridotta.

Le informazioni del land-cover su vasta scala, per periodi precedenti al lancio dei satelliti, sono però difficili da ottenere. Le foto aeree sono spesso l'unica fonte disponibile, ma, le difficoltà di ortorettifica e la scarsa qualità delle immagini riducono la possibilità di definire una corretta evoluzione del territorio (Rocchini e Di Rita, 2005; Pelorosso et al., 2007; Pelorosso et al., 2007b). La copertura fotografica, inoltre, è spesso limitata e impedisce l'analisi di vasti territori; è, infatti, difficile inferire le informazioni ai processi e alle dinamiche di un sistema più ampio (Serneels e Lambin, 2001). L'uso di mappe storiche, pur con i limiti derivanti dal confronto tra differenti strati informativi per qualità e dettaglio, può, quindi, essere considerato nella modellizzazione del cambiamento.

L'obiettivo di questo lavoro è stato quello di individuare le cause della riduzione dei pascoli nella Provincia di Rieti, per la valutazione delle scelte gestionali e la programmazione di interventi atti alla conservazione del paesaggio e della biodiversità. Attraverso l'uso di una mappa storica e una remote sensing derived, sono stati rilevati i LCC tra il 1960 e il 2000 e sono stati sviluppati: 1) un modello spaziale statistico della successione secondaria dei pascoli; 2) due mappe di previsione di una possibile futura riduzione dei pascoli al 2010 e al 2020.

Background

La modellizzazione della distribuzione spaziale delle diverse tipologie di cambiamento, può essere effettuata sulla base di un insieme di attributi culturali e naturali del paesaggio, che rappresentano le cause prossime del cambiamento (proximate causes). Le proximate causes sono le attività e le azioni che direttamente influenzano il LU, es. il taglio dei boschi o la costruzione di strade.; esse sono sostenute dalle cosiddette forze moventi di fondo del cambiamento (underlying driving forces) che sono, invece, variabili socio-economiche e bio-fisiche, a volte, distanti dai cambiamenti osservati, sia nello spazio che nel tempo, e, spesso, coinvolgono trasformazioni macro-economiche e cambiamenti politici difficili da valutare (Lesschen et al., 2005).

La regressione logistica è uno dei metodi più diffusi per definire le proximate causes e creare mappe di idoneità al cambiamento (Serneels e Lambin, 2001; Schneider e Pontius 2001; Geoghegan et al., 2001; Etter et al., 2006). Essa è utilizzata in quelle situazioni dove la variabile dipendente ha un output binario, come ad esempio la presenza o assenza di una copertura. Il metodo è utilizzato per predire la probabilità che un caso sia classificato in uno o l'altro di due categorie della variabile dipendente secondo la seguente formula:

$$P = \frac{e^{\alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_k x_k}}{1 + e^{\alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_k x_k}} \quad (1)$$

dove: P è la probabilità che il cambiamento della variabile dipendente si realizzi, α è la costante e $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_k$ sono i coefficienti parziali di pendenza, di ognuna delle K variabili indipendenti $X_1, X_2, \dots, X_k$.

Diversi studi, basati su modelli multivariati, hanno raggiunto una buona proiezione dei probabili patterns del land-use change. Si può, quindi, comprendere dal patterns del cambiamento (come osservato dal remote sensing e come descritto dalle correlazioni spaziali tra i cambiamenti in land-cover riscontrati e le proximate causes) come e perché i cambiamenti nel land-use stanno realizzandosi. La proiezione del livello futuro del cambiamento è, comunque, difficoltosa e richiede una buona conoscenza delle driving forces. Inoltre, la variabilità temporale del processo di land-cover change influenza la possibilità di utilizzare i modelli di regressione per ampie estrapolazioni (Serneels e Lambin, 2001)

I modelli di predizione dei futuri cambiamenti spesso sono connessi ad un raster-based GIS; essi predicono quali celle del raster avranno maggiori probabilità di subire un cambiamento di land-cover (Pontius e Schneider, 2001). Solitamente il modello di simulazione del LUCC

messo a punto per un dato periodo di tempo, è validato, con diversi metodi statistici, attraverso mappa di riferimento della reale copertura e uso del suolo del periodo successivo. Il modello elaborato esaminando il paesaggio tra il tempo t_0 e il tempo t_1 è utilizzato per predire il cambiamento delle coperture al tempo successivo t_2 ; la mappa dell'uso reale del suolo del t_2 è, quindi, utilizzata per validare il modello. Se la mappa di predizione del t_2 appare simile alla mappa di riferimento del t_2 , allora si può concludere che il modello di simulazione si adatta bene (Pontius et al., 2004). Le proximate causes e driving forces del cambiamento tra t_0 e t_1 possono perciò essere valutate anche per il periodo tra t_1 e t_2 . In mancanza di una mappa di riferimento del periodo futuro t_3 , sono possibili solo delle ipotesi di scenari che considerino la modifica, la scomparsa o l'insorgere di nuove driving forces. Poiché spesso queste forze non sono completamente comprese, è possibile ipotizzare scenari futuri considerando costanti sia le proximate causes che le driving forces. L'inferenza dei processi e delle dinamiche del sistema osservato ad un tempo t_2 ad un altro t_3 , può, quindi, essere utile a individuare le aree a più alto rischio di cambiamento, nell'ipotesi che le variabili socio-economiche e i fattori biofisici e culturali rimangano costanti nel tempo.

7.2 Materiale e metodi

7.2.1 Area di studio

La provincia di Rieti copre una area di circa 275000 ha in una zona prevalentemente montuosa dell'Appennino centrale Italiano. L'altitudine dell'area di studio è compresa tra 11 e 2454 m s.l.m.. Il pascolo, in particolare di ovini, ha una notevole importanza nel paesaggio Reatino; al 2000 i censimenti dell'agricoltura riportano una superficie a prato-pascolo di 63711.82 ha pari a circa il 60% della Superficie Agricola Utilizzabile provinciale.

7.2.2 La variabile dipendente e le variabili indipendenti

La variabile dipendente è la successione secondaria dei pascoli avvenuta nella Provincia di Rieti tra il 1960 e il 2000. La cartografia di riferimento per il 1960 è stata la TCI/CNR in scala 1:200000 (Pelorosso e Boccia, 2008; Pelorosso et al., 2007; Falcucci et al., 2007; Vitelli, 2007). La carta di riferimento per il 2000 è stata la Carta dell'uso del suolo della Regione Lazio a scala 1:25000 (Pelorosso e Boccia, 2008). La generalizzazione tematica adottata è stata quelle riportata da Pelorosso et al. (2007). Volendo modellare la riduzione delle superfici a pascolo, la conversione da pascolo a cespuglieti e da pascolo a bosco, sono state considerate come un unico processo di conversione del land-cover, definito ora in seguito di forestazione. Informazioni sulla distribuzione spaziale dei rimboschimenti a livello provinciale non sono disponibili; essi sono comunque percentualmente irrilevanti sul totale delle osservazioni. La conversione dei pascoli a

bosco è stata, quindi, intesa come prevalentemente realizzata per successione secondaria. I territori rimboschiti sarebbero potuti andare, comunque, incontro ad un processo di abbandono o riduzione della pressione di pascolo. Infatti, la scelta di convertire un pascolo a bosco, è dettata da una convenienza economica al non mantenere più questa utilizzazione del territorio. Si è presupposto, quindi, che pascoli convertiti a bosco per rimboschimento o per successioni secondarie possano aver avuto le stesse cause moventi di fondo. Questa semplificazione è stata ritenuta accettabile per gli scopi di modellizzazione di area vasta.

Le variabili indipendenti (altrimenti dette esplicative o predittive) che influenzano la forestazione dei pascoli, disponibili in modo omogeneo sul territorio provinciale, sono state individuate (vedi tab. 7.1). In Fig. 7.1 sono riportate le variabili pedologia e fitoclima. Le variabili provenienti dal database censuario sono riferite al livello comunale. Una descrizione più dettagliata delle variabili esplicative è riportata nei risultati del modello.

7.2.3 Il modello di cambiamento e la futura riduzione dei pascoli

I modelli di cambiamento di uso del territorio hanno in genere tre componenti: (1) le mappe di copertura del territorio di più di un periodo nel tempo, (2) una funzione di cambiamento che modifica i valori e l'arrangiamento spaziale della prima mappa di copertura, (3) la conseguente mappa di previsione di cambiamento futura. Il modello discusso in questo capitolo ha queste tre componenti e ricalca la metodologia proposta dal lavoro di Schneider e Pontius (2001). Secondo questo approccio, la predizione del futuro scenario di cambiamento del land-use/land-cover, è ottenuta attraverso due fasi sequenziali: l'analisi della localizzazione e l'analisi della quantità del cambiamento. Il primo passo è stato quello di creare la mappa di idoneità alla successione secondaria dei pascoli attraverso una regressione logistica. Dopodiché, attraverso estrapolazioni lineari sono state definite le probabili quantità di perdita di pascoli futura. Infine, ipotizzando le driving force del cambiamento costanti nel tempo, le quantità predette sono state associate alla posizione (mappe di previsione della futura riduzione dei pascoli).

Localizzazione del cambiamento

Tutte le variabili sono state importate sotto forma di mappe raster in IDRISI 32 (Clarke University), con risoluzione delle celle di 40x40 m. La variabile dipendente è stata trasformata in variabile booleana, con valore 1 dove il pascolo del 1960 è divenuto bosco o cespuglieti nel 2000, e 0 per il restante territorio provinciale. Successivamente, mediante il tools “*statidrisi*”, le variabili sono state esportate in un database. L'unità statistica rilevata è quindi la porzione di territorio 40x40m che era pascolo nel 1960. Il software utilizzato per l'esplorazione dei dati e la regressione logistica è stato SPSS ver.13.0.

Tab.7.1 Variabili indipendenti considerate nel modello

Variabili indipendenti	Tipo	Unità
<i>dal database GIS</i>		
Altitudine	categorico	100 metri
Pendenze	continuo	gradi
Esposizioni	categorico	1-5
Fitoclima	categorico	1-5
Pedologia	categorico	1-9
Aree protette	categorico	0-1
Distanza dalle strade 2000	continuo	metri
Distanza dai boschi 1960	continuo	metri
Distanza dalle aree residenziali 2000	continuo	metri
<i>dal database censuario</i>		
Var% popolazione 2000-1962	continuo	%
Densità di popolazione, 2000	continuo	persone/ha
Densità di popolazione, 1962	continuo	persone/ha
SAU 1982	continuo	ha
SAU 2000	continuo	ha
SAT 1962	continuo	ha
SAT 2000	continuo	ha
Var% SAU 2000-1982	continuo	%
Var% SAT 2000-1962	continuo	%
Superfici a Pascolo 2000	continuo	ha
Superfici a Pascolo 1962	continuo	ha
Numero di ovini-caprini 2000	continuo	N° capi
Numero di bovini-bufalini 2000	continuo	N° capi
Densità di capi 2000	continuo	capi/ha di pascolo
Numero di aziende 2000	continuo	N° aziende
Densità di aziende 2000	continuo	aziende/ha di territorio
Numero di aziende 1962	continuo	N° aziende
Densità di aziende 1962	continuo	aziende/ha di territorio
Var% aziende 2000-1962	continuo	%
Var% densità di aziende 2000-1962	continuo	%
Comuni di montagna e collina	categorico	1-2

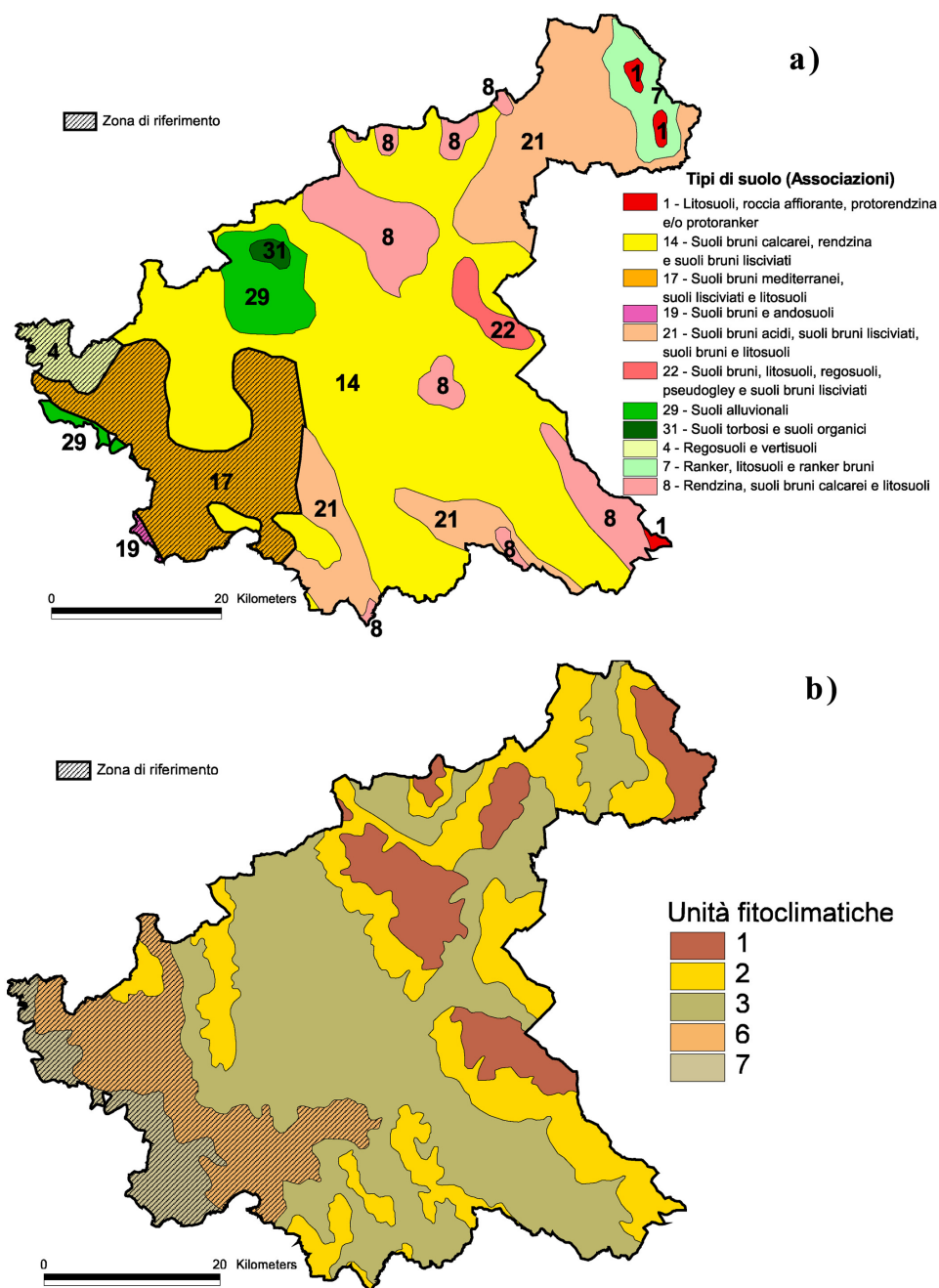


Fig. 7.1 Variabili indipendenti categoriche a) pedologia e b) fitoclima considerate nel modello

Prima di procedere con la regressione logistica, un campionamento random è stato effettuato per selezionare N osservazioni distribuite nell'area di studio (20% dell'intero set di dati). Questa procedura è stata utilizzata per ridurre l'eventuale autocorrelazione spaziale nei dati. L'autocorrelazione spaziale si riferisce alla mancanza di indipendenza che è spesso presente tra osservazioni in insiemi di dati incrociati o in dati geografici dove località vicine sono più

strettamente correlate dei luoghi distanti. In generale, l'autocorrelazione spaziale risulta come stime inefficienti dei parametri e inesatte misure della significatività statistica (Serneels e Lambin, 2001; Claessens et al., 2006).

La multicollinearità delle variabili indipendenti è stata analizzata. La linearità delle relazioni bivariate tra ciascuna delle variabili indipendenti con la variabile dipendente è stata testata (Hosmer e Lemeshow, 1989). Le variabili continue che non esibivano un comportamento lineare con la variabile dipendente, sono state trasformate nella forma logaritmica o quadrata. Le variabili indipendenti che presentavano un'alta multicollinearità tra loro e che non contribuivano significativamente alla spiegazione dei land cover change ($\text{sig} > 0.05$), sono state escluse dalla regressione.

Attraverso lo strumento “*image calculator*” di IDRISI 32, le K variabili predittive selezionate sono state moltiplicate per il relativo β_k per poi ottenere, attraverso la formula (1), la mappa dell'idoneità alla forestazione dei pascoli per la provincia di Rieti. È da chiarire che i valori di idoneità non sono vere e proprie probabilità. I valori di idoneità indicano solo la relativa priorità al cambiamento, non necessariamente l'assoluta vicinanza al cambiamento. Se la mappa dell'idoneità è perfetta, l'ordine dei valori di idoneità dovrebbe coincidere con l'ordine in cui il paesaggio cambia; i più alti valori di idoneità corrispondono ai territori cambiati per prima (Schneider e Pontius, 2001).

Quantificazione del cambiamento

Per predire la quantità di cambiamento in land-use/cover sono possibili vari metodi: regressioni multivariate, regressioni bivariate o estrapolazioni lineari nel tempo. Queste ultime, anche se più semplici, possono fornire i risultati migliori (Schneider e Pontius, 2001). In questo studio è stata usata una estrapolazione lineare. Le informazioni disponibili, utili alla previsione della quantità di forestazione dei pascoli, sono i trend rilevati dall'analisi delle informazioni cartografiche, le superfici boscate riportate negli Annuari di Statistiche Forestali e le superfici a prato-pascolo dei Censimenti Generali dell'Agricoltura.

La quantità di forestazione dei pascoli rilevata dal confronto delle cartografie TCI/CNR e della Regione Lazio, è stata utilizzata per valutare la capacità del modello nel prevedere la forestazione dei pascoli avvenuta tra il 1960 e il 2000.

La previsione della futura forestazione, invece, non è stata effettuata utilizzando i dati cartografici. Mancano, infatti, mappe delle coperture intermedie tra il 1960 e il 2000, utili a confermare la bontà del trend rilevato. Inoltre, l'incremento dei boschi cartografico del 91%, è da ritenersi sovrastimato per una probabile errata classificazione di questi territori nella carta TCI/CNR del 1960 (Pelorosso e Boccia, 2008). L'analisi del land-cover change condotta su un

territorio di 3619 ha mediante foto aeree (Pelorosso et al., 2007b), confermerebbe questa sovrastima, riportando, un incremento del 20% delle superfici boscate nel periodo 1954-1999. Si presuppone, inoltre, che uno sviluppo della forestazione dei pascoli così elevato come rilevato dall'analisi cartografica (39.858 ha), non sia ripetibile nel prossimo futuro. L'interpolazione dei dati TCI/CNR-LUM2000, per la previsione della futura forestazione dei pascoli, non è stata quindi effettuata.

La scelta è quindi ricaduta sull'unica altra fonte di informazione possibile: i dati censuari.

Il dato boschi dell'Annuario di Statistiche Forestali, anche se sottostimato, è stato scelto perché, rispetto al Censimento Generale dell'Agricoltura, è più in linea con le informazioni cartografiche. Con lo stesso criterio, la dinamica dei pascoli del Censimento Generale dell'Agricoltura è stata scelta rispetto al dato dell'Annuario di Statistiche Forestali (Pelorosso e Boccia, 2008). L'incremento dei boschi, riportato nei censimenti, è stato interpretato come un processo di cambiamento delle copertura delle terre realizzato, prevalentemente, per successioni secondarie di pascoli abbandonati. Questa semplificazione si è resa necessaria per utilità di calcolo e, comunque, tiene conto dell'importanza in termini di superficie, di questa dinamica di forestazione rispetto alle altre.

Infine la quantità stimata di incremento di superfici boscate è stata associata alle celle della mappa dell'idoneità alla forestazione con i più alti valori di probabilità, ottenendo 2 mappe di predizione della riduzione dei pascoli al 2010 e al 2020.

7.3 Risultati

7.3.1 Modello di idoneità per la forestazione dei pascoli (localizzazione)

Non sono stati riscontrate differenze sostanziali tra le stime dei parametri del modello effettuate sul campione e l'intero insieme di dati. Ciò fa presupporre una scarsa autocorrelazione spaziale nei dati (Claessens et al., 2006). I parametri stimati per le variabili considerate nel modello per la forestazione dei pascoli, derivanti dall'analisi dell'intero insieme di dati, sono riportati in tabella 7.2. I livelli di collinearità tra le variabili indipendenti selezionate sono bassi, infatti, il coefficiente di determinazione R^2 è stato sempre inferiore al valore critico di 0.8 (Menard, 1995).

Attraverso la formula (1) e l'eliminazione delle aree non a pascolo nel 1960 e 2000, in IDRISI sono state poi prodotte le mappe dell'idoneità alla forestazione dei pascoli rispettivamente del 1960 e 2000 della provincia di Rieti (Fig. 7.2).

Il modello per la forestazione dei pascoli presenta una buona potenza esplicativa. In tabella 7.3 e 7.4 sono riportati alcune misure del goodness-of-fit del modello, riferite rispettivamente al campione e al totale dei dati. I valori di R^2 nella regressione logistica sono

definiti come pseudo- R^2 . Valori di in pseudo- R^2 compresi tra 0.2 e 0.4, possono essere assunti per rappresentare un'ottima adattabilità del modello (Serneels e Lambin, 2001). L'indice ROC (Pontius e Schneider, 2001; Schneider e Pontius, 2001) permette di validare l'accuratezza delle mappe di idoneità indipendentemente dalla quantità del cambiamento. La mappa dell'idoneità alla forestazione dei pascoli del 1960 per la provincia di Rieti, presenta un valore di ROC di 0.8. Questo valore è ampiamente superiore a 0.5 che è il limite per definire una allocazione random dell'idoneità.

Tab. 7.2 Variabili nell'equazione e parametri stimati (full data set).

	β	E.S.	Wald	df	Sig.	β^*	Exp(β)
Densità popolazione 2000	.165	.013	153.059	1	.000	0.018	1.180
Capi/ha 2000	-.111	.004	893.628	1	.000	-0.036	.895
Aree protette	.130	.011	133.876	1	.000	0.015	1.138
Altitudine metri s.l.m.			23604.822	19	.000		
<100	9.633	.322	894.262	1	.000	12.288	15260.907
100 - 200	8.863	.258	1183.968	1	.000	11.306	7067.583
200 - 300	8.742	.246	1260.687	1	.000	11.152	6258.066
300 - 400	8.250	.235	1236.256	1	.000	10.524	3828.471
400 - 500	8.526	.233	1342.152	1	.000	10.876	5043.842
500 - 600	8.857	.232	1459.457	1	.000	11.298	7024.029
600 - 700	9.058	.231	1530.988	1	.000	11.555	8585.186
700 - 800	8.878	.231	1474.679	1	.000	11.325	7175.543
800 - 900	8.892	.231	1481.733	1	.000	11.343	7270.087
900 - 1000	8.888	.231	1482.671	1	.000	11.338	7247.888
1000 - 1100	8.835	.231	1466.909	1	.000	11.270	6873.574
1100 - 1200	8.462	.231	1347.401	1	.000	10.794	4729.883
1200 - 1300	8.038	.230	1217.073	1	.000	10.254	3097.329
1300 - 1400	8.124	.230	1243.311	1	.000	10.363	3374.338
1400 - 1500	7.816	.230	1150.754	1	.000	9.970	2479.999
1500 - 1600	7.760	.230	1133.957	1	.000	9.899	2344.726
1600 - 1700	7.224	.231	981.989	1	.000	9.215	1372.521
1700 - 1800	5.642	.231	596.825	1	.000	7.197	282.146
1800 - 1900	3.770	.235	258.097	1	.000	4.809	43.382
Esposizione			9146.712	4	.000		
Nord	2.138	.124	299.531	1	.000	0.619	8.484
Est	1.554	.124	158.282	1	.000	0.450	4.732
Sud	1.155	.124	87.384	1	.000	0.334	3.173
Ovest	1.758	.124	202.479	1	.000	0.509	5.800
Fitoclima			864.137	3	.000		
Unità fitoclimatica 1	.668	.034	384.840	1	.000	0.159	1.951
Unità fitoclimatica 2	.425	.032	175.438	1	.000	0.101	1.530
Unità fitoclimatica 3	.562	.029	375.183	1	.000	0.134	1.753
Logaritmo distanza boschi 1960	-.611	.009	5054.315	1	.000	-0.076	.543
Logaritmo distanza centri urbani	.651	.012	2920.111	1	.000	0.070	1.918
Logaritmo distanza strade	-.122	.009	199.705	1	.000	-0.017	.885

Prati-pascoli/sau 2000	-.587	.032	345.041	1	.000	-0.032	.556
Pendenza	.078	.000	34135.829	1	.000	0.203	1.081
Pedologia			4156.544	8	.000		
Tipo di suolo 1	-.536	.047	128.769	1	.000	-1.012	.585
Tipo di suolo 7	.218	.030	52.630	1	.000	0.411	1.244
Tipo di suolo 8	.339	.024	200.220	1	.000	0.640	1.404
Tipo di suolo 14	-.098	.021	21.000	1	.000	-0.185	.907
Tipo di suolo 21	-.435	.023	346.894	1	.000	-0.821	.647
Tipo di suolo 22	-.669	.044	228.556	1	.000	-1.263	.512
Tipo di suolo 29	.074	.039	3.664	1	.056	0.140	1.077
Tipo di suolo 31	-20.136	3925.962	.000	1	.996	-38.008	.000
Costante	-11.013	.273	1628.154	1	.000	-20.788	.000

Tab 7.3 Misure di goodness-of-fit del modello (campione del 20% delle osservazioni)

-2 log verosimiglianza	R-quadrato di Cox e Snell	R-quadrato di Nagelkerke	ROC Area sottostante la curva	Errore std	Sig. asintotica (b)	Intervallo di confidenza al 95% asintotico	
						Limite inferiore	Limite superiore
90969.15(a)	0,267	0,359	0,801	0,001	0,000	0,798	0,804

a. La stima è stata interrotta all'iterazione numero 20 perché stato raggiunto il numero massimo di iterazioni. Impossibile trovare la soluzione finale.

b. Ipotesi nulla: area reale = 0.5

Tab 7.4 Misure di goodness-of-fit del modello (full data)

-2 log verosimiglianza	R-quadrato di Cox e Snell	R-quadrato di Nagelkerke	ROC Area sottostante la curva	Errore std	Sig. asintotica (b)	Intervallo di confidenza al 95% asintotico	
						Limite inferiore	Limite superiore
457996.70 (a)	0.266	0,357	0,799	0,001	0,000	0,798	0,800

a. La stima è stata interrotta all'iterazione numero 20 perché stato raggiunto il numero massimo di iterazioni. Impossibile trovare la soluzione finale.

b. Ipotesi nulla: area reale = 0.5

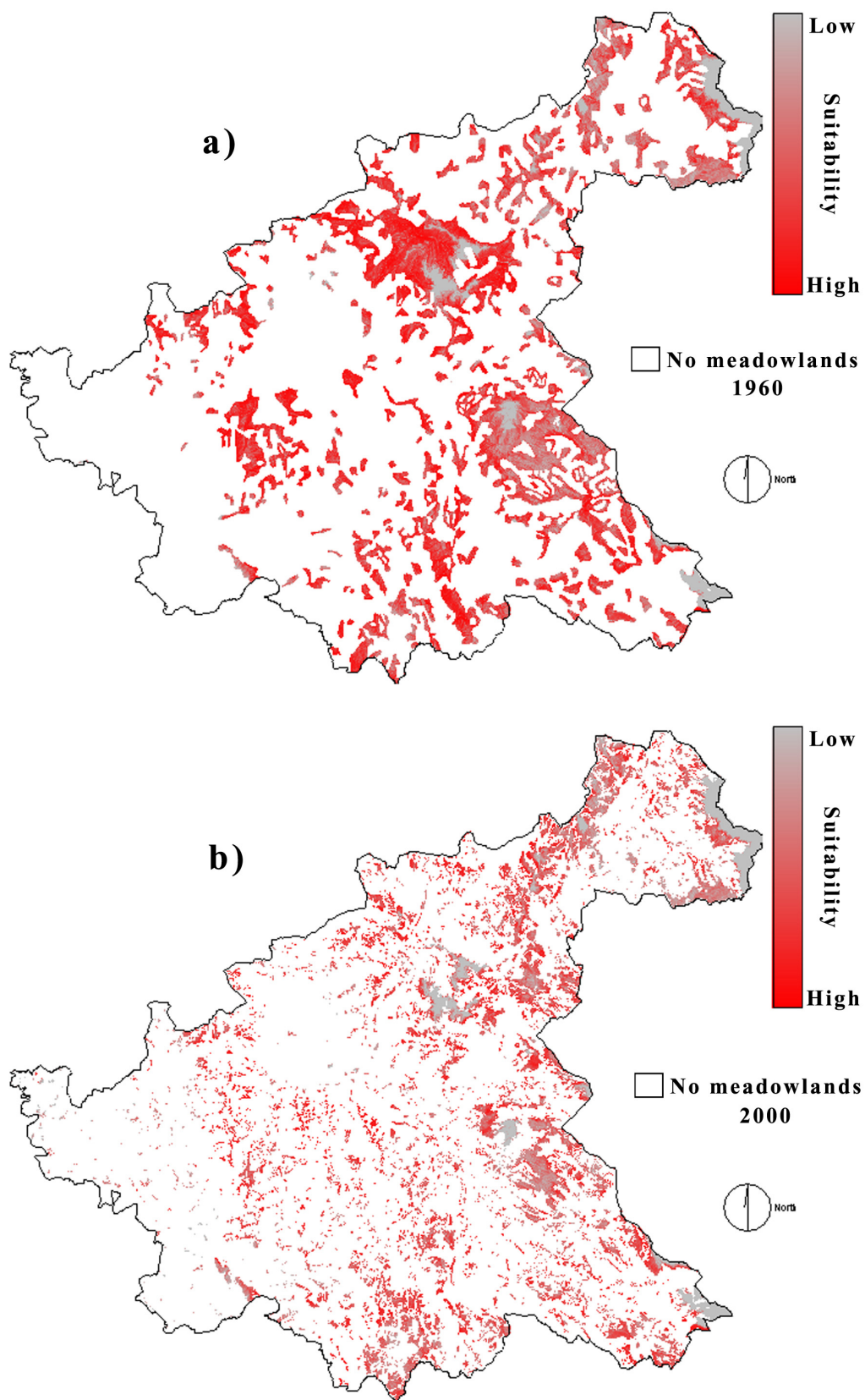


Fig. 7.2 Mappa dell'idoneità alla forestazione dei pascoli 1960 (a) e 2000 (b) della provincia di Rieti. Alti valori della scala indicano una maggiore probabilità alla forestazione.

Nel periodo 1960-2000 la forestazione dei pascoli, dunque, può essere spiegata mediante diverse variabili esplicative. La statistica di Wald indica il peso relativo di ciascuna variabile esplicativa nel modello e consente di valutare il ruolo di ciascuna variabile nella predizione dell'evento (Serneels e Lambin, 2001).

Nella teoria delle probabilità e nelle statistiche gli odds per un evento o una proposta sono la quantità $p/(1 - p)$, dove la p è la probabilità dell'evento o della proposta. In altre parole, mentre la probabilità è il numero degli eventi sul totale, l'odds è il numero di eventi favorevoli diviso il numero degli eventi sfavorevoli. Gli odds ratio ($\text{Exp}(\beta)$) esprimono il cambiamento in probabilità che l'evento si verifichi, per un incremento di un'unità del fattore di rischio, come nel caso di variabile esplicativa continua, o rispetto alla categoria di riferimento, come nel caso di una variabile esplicativa categorica.

I β^* sono i coefficienti logistici standardizzati di regressione. Essi si utilizzano quando le variabili indipendenti sono misurate in unità differenti, il rapporto fra la variabile dipendente e le variabili indipendenti non può essere giudicato direttamente confrontando i coefficienti di regressione o i rapporti di odds. I β^* indicano quante deviazioni standard di cambiamento in una variabile dipendente sono associati con un aumento di deviazione standard della variabile indipendente (Claessens et al., 2006). È, quindi, possibile definire l'importanza delle diverse variabili indipendenti nella predizione del processo di forestazione dei pascoli.

Tra le più importanti variabili esplicative della forestazione dei pascoli troviamo la pendenza. All'aumentare della pendenza la probabilità di trovare forestazione dei pascoli incrementa. Su terreni con 45 gradi di pendenza ad esempio l'odds è 33.45 ($e^{0.078 \cdot 45}$) volte maggiore che in pianura.

Il bosco non può espandersi sopra una certa quota, detta limite superiore della vegetazione arborea. Questo limite è variabile e dipende da molteplici fattori, quali il clima, l'esposizione, l'effetto vetta, il suolo e l'azione antropica. Nell'Appennino questo limite è 1700-1900 m (Pignatti, 1998). Per valutare l'effetto quota sulla vegetazione arborea, la variabile altitudine, è stata suddivisa in fasce di 100m. I pascoli oltre 1900 m s.l.m. sono stati presi come riferimento, poiché solo lo 0.1% di essi ha subito un processo di successione secondaria dal 1960 al 2000. Esaminando i valori di $\text{Exp}(\beta)$ (Fig. 7.3) si evince che le odds di osservare un processo di successione secondaria dei pascoli al di sotto dei 1700 m s.l.m. rispetto ai territori di riferimento, sono altamente superiori (1372.5) di quelle tra 1800 e i 1900 e tra 1700 e 1800 metri (rispettivamente 43.4 e 282.1). Si può quindi affermare che per la Provincia di Rieti i fenomeni di successione secondaria dei pascoli, sono influenzati fortemente dalla quota e trovano maggior facilità di realizzazione al di sotto dei 1700 m s.l.m.

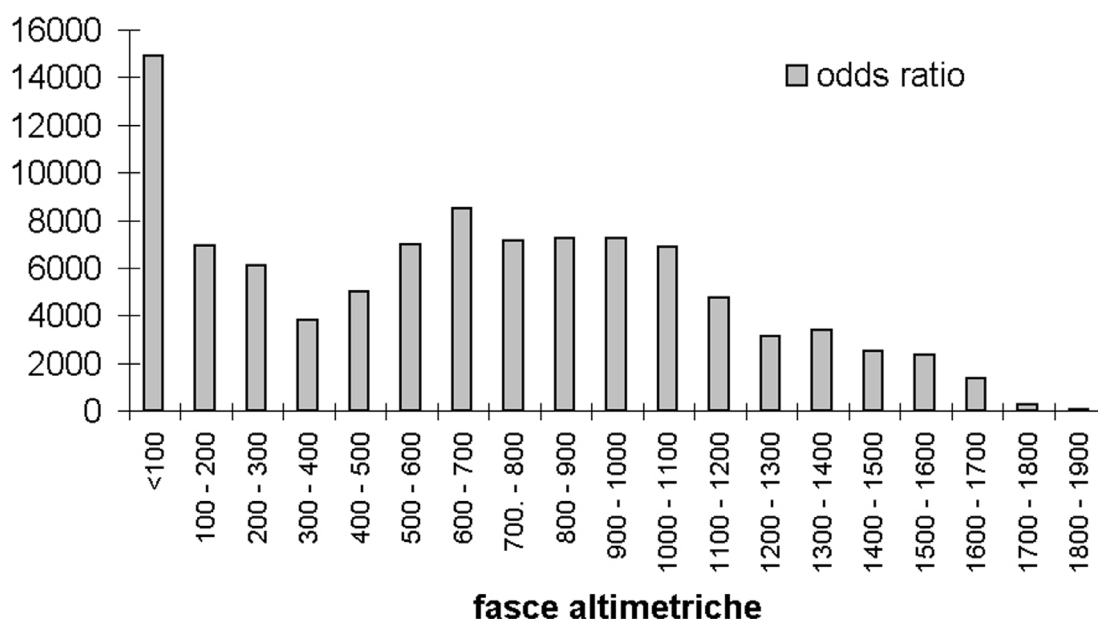


Fig. 7.3 Odds ratio di successione secondaria dei pascoli per fasce altimetriche

I pascoli esposti a nord hanno una maggior probabilità di essere abbandonati rispetto alle altre esposizioni. Le odds di successione secondaria dei pascoli a nord rispetto ai territori pianeggianti di riferimento sono infatti 8.45. I territori esposti a sud sembrano, invece, preservarsi meglio (odds = 3.2). Probabilmente il maggior soleggiamento, e la conseguente maggior produzione di biomassa vegetale, determina una migliore efficienza di pascolo che è positivamente valutata dagli allevatori. Essi, quindi, tendono a mantenere i pascoli più redditizi e conservare i territori meglio esposti.

La variabile pedologia utilizzata in questo lavoro è stata estratta dalla carta dei suoli di Italia 1:1000000 di F. Mancini (1960). I territori di riferimento sono le associazioni 4, 17 e 19 ricadenti nella zona sud-ovest della provincia (Fig. 7.1 a). I pascoli ricadenti in suoli poco evoluti e su substrati calcarei (tipo 7 e 8) sono più a rischio di successione secondaria, mentre le associazioni 1, 21 e 22 rappresentano un fattore inibente per il processo di conversione dei pascoli.

L'effetto della distanza dai boschi 1960 sulla realizzazione di successioni secondarie dei pascoli è importante. Le odds di trovare il fenomeno a 1 Km rispetto a 100 m sono 0.5, a 10 km sono 0.3 ($e^{-0.611 \cdot 2}$). Oppure, in altro modo, possiamo dire che, le odds di trovare successioni secondarie a 100 m dai boschi rispetto a 10 km dai boschi sono 3.4 ($e^{0.611 \cdot 2}$). La maggior probabilità di successioni secondarie dei pascoli in aree circostanti le zone boscate è spiegabile con la maggior facilità di diffusione dei boschi da una situazione stabile (es: cenosi) verso le aree aperte non più coltivate.

L'odds stimata di trovare forestazione dei pascoli cresce con la distanza dalle aree urbane. A 1 km dalle aree urbane l'odds è 1.9 volte maggiore che a 100 m dai centri urbani. A 10 Km è 3.7 volte maggiore che a 100 m dalle aree urbane.

L'odds stimata di trovare forestazione dei pascoli diminuisce con la distanza dalle strade. Le strade considerate in questa analisi sono le vie di comunicazione più importanti quali le statali, le provinciali e le autostrade. A 1 km dalle strade l'odds è 0.9 volte minore che a 100 m dalle strade. A 10 Km è 0.8 volte minore che a 100 m dalle strade ($e^{-0.122*2}$). Oppure che, le odds di trovare successioni secondarie a 100 m dalle strade rispetto a territori distanti 10 km dalle strade sono 1.3.

La pressione di pascolo è rappresentata dalla variabile n° capi/ha pascolo 2000 (dati Censimento Generale dell'Agricoltura). Per numero di capi si intendono il numero di ovini, caprini, bufalini e bovini di ciascun comune. Anche se, alla data attuale, il pascolo di bovini e bufalini non è molto diffuso, essi rappresentano solo 1/3 della consistenza animale provinciale e, perciò, sono stati considerati in questa variabile. La minore pressione di pascolo di alcuni comuni è un fattore di rischio per la perdita delle superfici a pascolo. Infatti, le odds di osservare una successione secondaria dei pascoli in comuni con una presenza di 1 capo/ha di pascolo, rispetto ad un altro comune con 10 capi/ha è 2.7.

Nel modello per la forestazione dei pascoli, il fitoclima è rappresentato dalle unità 1, 2 e 3. Le unità fitoclimatiche 6 e 7 (termotipi collinari inferiori) sono state prese come riferimento (Fig 7.1 b). L'odds di trovare forestazione dei pascoli nell'unità fitoclimatica 1 (termotipo subalpino inferiore) rispetto a quella di riferimento è 1.95, cioè la forestazione dei pascoli è quasi 2 volte più facile che sia trovata nell'unità fitoclimatica 1 che nelle unità 6 e 7 di riferimento. Mentre le odds per le unità fitoclimatiche 2 e 3 in relazione ai territori di riferimento sono rispettivamente del 1.5 e 1.75.

In comuni con maggior superfici a prato-pascolo/SAU del 2000 le probabilità che si verifichi una successione secondaria dei pascoli sono minori. Questo fa pensare che in territori con una agricoltura maggiormente caratterizzata da attività pastorali, il processo di abbandono dei pascoli sia stato rallentato o comunque sia stato di minor entità.

La densità di popolazione 2000 influenza positivamente la conversione dei pascoli a bosco, anche se in minima parte. Infatti, l'odds di trovare forestazione dei pascoli in un comune avente 2 ab/km² (valore massimo rilevato nella provincia) è 1.4 volte quella di comuni con 1 ab/km². Questo correlazione positiva è spiegabile con un sviluppo dei settori secondario e terziario, quali l'industria e i servizi, nei comuni più densamente abitati, accompagnato da una maggior attività agro-silvo-pastorale dei comuni meno abitati.

Le odds di forestazione di pascoli in aree protette sono 1.4 rispetto ai territori non protetti. Questo può essere dovuto ad una minor accessibilità e maggior difficoltà di gestione di questi territori ad alto valore naturalistico. Aspetti come la vincolistica ambientale e i danni da fauna selvatica, andrebbero indagati per valutare il loro impatto sull'attività agro-pastorale.

7.3.2 La quantità di forestazione dei pascoli

La quantità di pascolo persa per forestazione, rilevata mediante l'analisi cartografica (39858 ha), è stata associata alle celle con valori più elevati della mappa di idoneità alla forestazione dei pascoli 1960. La Fig. 7.4 mostra la risultante mappa della predizione della forestazione dei pascoli dal 1960 al 2000 (a), confrontata con la reale forestazione dei pascoli avvenuta nello stesso periodo (b).

Tramite il tool “*validate*” di IDRISI sono state determinate le misure di associazione denominate Kappa Index of Agreement (KIA) (tab.7.5). L'indice Kappa è il più diffuso indice di associazione. Quando Kappa è uguale a 1, l'associazione tra le due mappe è perfetta; quando Kappa è uguale a 0, l'associazione osservata è uguale all'associazione attesa dovuta al caso. Tre variazioni dello standard Kappa Index of Agreement sono state elaborate (Pontius, 2002): Kappa per nessuna informazione (Kno), Kappa per localizzazione (Klocation), e Kappa per quantità (Kquantity). Kno è un indice di associazione globale. Klocation è un indice che misura l'associazione in termini di localizzazione. Kquantity misura l'associazione in termini di quantità. I valori di tutti gli indici sono altamente soddisfacenti.

Tab. 7.5 Valori di KIA nella validazione della forestazione dei pascoli tra il 1960-2000 predetta e reale.

Kno	Klocation	Kquantity	Kstandard
0.9332	0.7401	1.000	0.7400

La stima della quantità futura di forestazione dei pascoli, condotta mediante regressione dei dati relativi alle superfici a pascolo riportate dai Censimenti Generali dell'Agricoltura, ha rilevato un R^2 di 0.384 e una significatività pari a 0.265. Tra il 1960 e il 2000 i Censimenti Generali dell'Agricoltura riportano, infatti, una evoluzione dei pascoli caratterizzata da un alternanza di incrementi e riduzioni delle superfici (Pelorosso e boccia, 2008). I dati del Censimenti Generali dell'Agricoltura non sono stati quindi impiegati.

La stima della quantità di futura forestazione dei pascoli, è stata invece effettuata mediante i dati dell'Annuario delle Statistiche Forestali. Il trend provinciale dell'Annuario delle Statistiche Forestali mostra un incremento delle superfici boscate del 5.7 % tra il 1961 e il 1990. In tabella 7.6 sono riportate le quantità di futuro incremento dei boschi estrapolate mediante regressione lineare (funzione “*curve estimation*” di SPSS). Il ridotto numero di dati e il

conseguente ampio intervallo di confidenza, evidenziano l'impossibilità di una stima accurata dell'incremento delle superfici boscate. Allo scopo di individuare le zone più a rischio e illustrare la metodologia per la produzione di carte predittive del futuro cambiamento, è stato ipotizzato un incremento costante della superficie boscata pari a 1767 ha ogni 10 anni (Fig. 7.5).

Associando alla mappa dell'idoneità di fig. 7.1b, gli ettari pascoli che si è stimato di perdere per forestazione, sono stati ottenuti le mappe di previsione della forestazione dei pascoli della provincia di Rieti, tra il 2000 e il 2010 e tra il 2000 e il 2020 (rispettivamente le Fig. 7.6a e Fig. 7.6b).

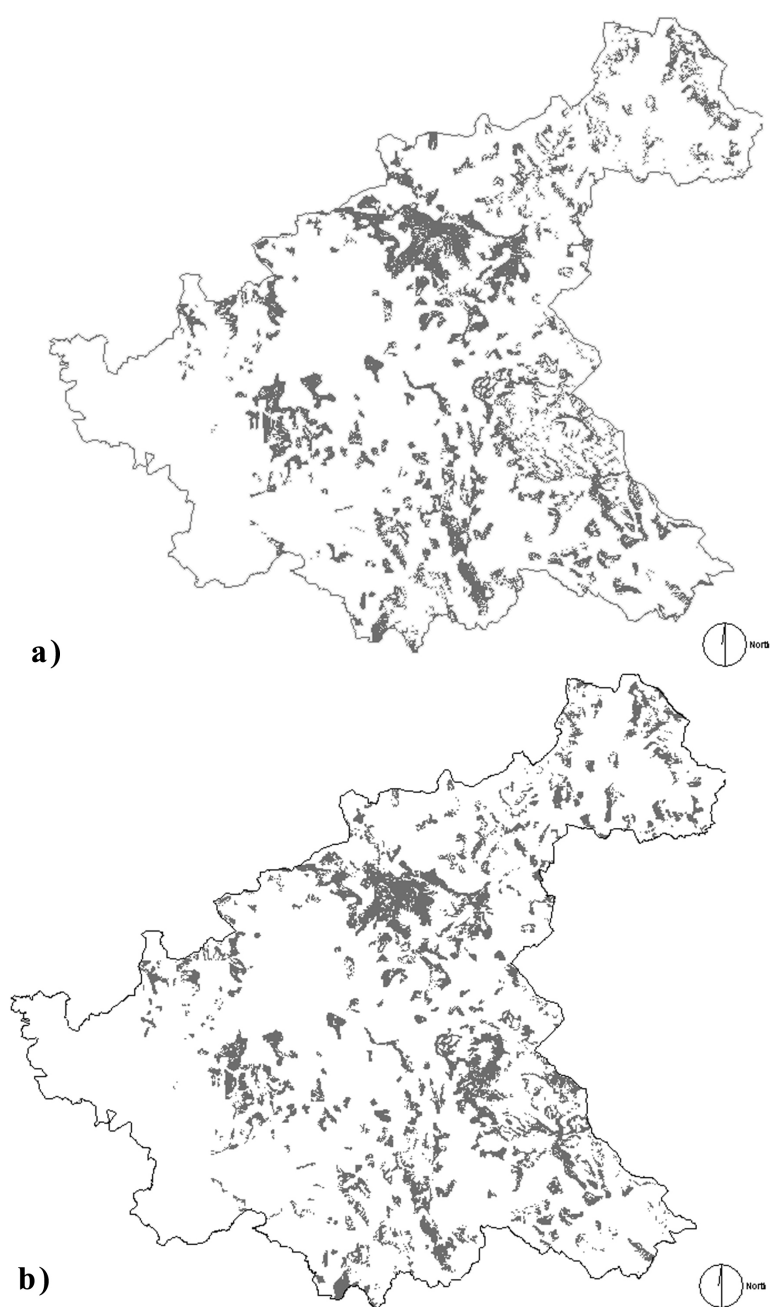


Fig.7.4 Mappa della predizione della forestazione dei pascoli dal 1960 al 2000 (a) e della reale forestazione dei pascoli avvenuta nello stesso periodo (b).

Tab. 7.6 Estrapolazione del futuro incremento delle superfici boscate - dati Annuario delle Statistiche Forestali – Provincia di Rieti

Anni	Boschi (ha)	Boschi previsione	Incremento previsto (ha)	Intervallo di confidenza (95%)	
				inferiore	superiore
1961	95163	95263	0	92953	97572
1970	97170	96853	1591	94816	98891
1982	98544	98974	2121	96927	101021
1990	100601	100388	1414	98099	102677
2000	.	102155	1767	99380	104931
2010	.	103922	1767	100539	107306
2020	.	105690	1767	101631	109748

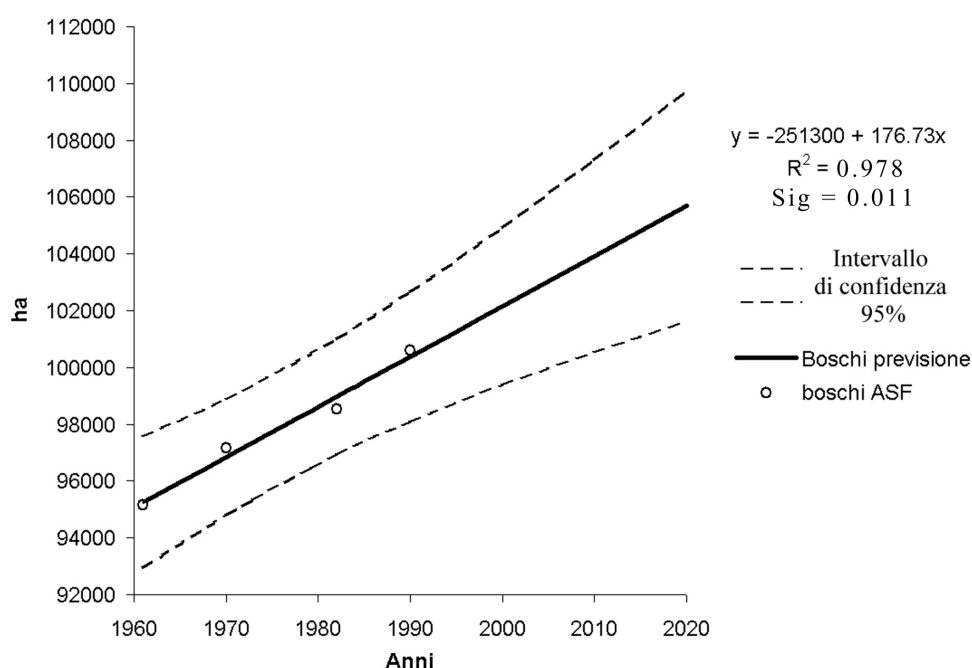


Fig. 7.5 Estrapolazione dell'incremento della superficie boscata in base ai dati del Annuario delle Statistiche Forestali - Provincia di Rieti.

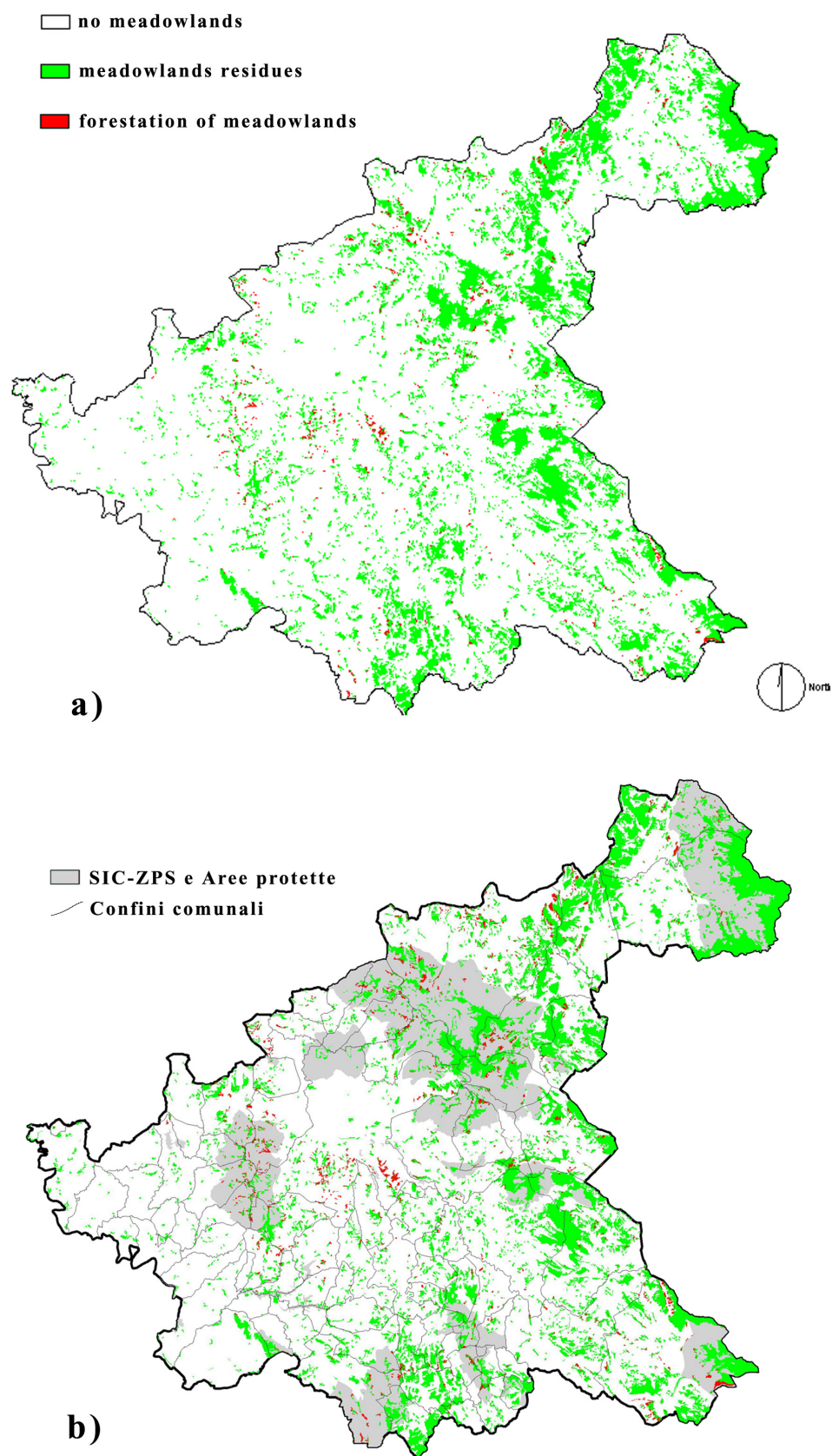


Fig.7.6 Mappe di previsione della forestazione dei pascoli tra il 2000 e il 2010 (a) e tra il 2000 e il 2020 (b) con confini comunali e aree protette, SIC e ZPS.

7.4 Discussioni

7.4.1. Driving forces del cambiamento e possibili interventi

Attraverso l'analisi statistica delle proximate causes del cambiamento dell'uso del suolo è possibile determinare le driving forces. La conoscenza delle driving forces è utile per indirizzare le politiche gestionali verso la conservazione del paesaggio.

Le variabili esplicative del modello suggeriscono la presenza di un modello simile al von Thünen (von Thünen, 1966); infatti, all'aumentare della distanza dal centro abitato, sede sia dei mercati sia, spesso, dell'abitazione degli agricoltori e dei pastori, aumenta la probabilità di abbandono dei pascoli. Apparentemente, all'aumentare della distanza dalle strade principali c'è, invece, una diminuzione di forestazione dei pascoli. L'effetto della viabilità, però, potrebbe necessitare ulteriori analisi, avendo preso in considerazione solo le strade principali, e non la gran parte della viabilità secondaria e rurale che interessa questi territori.

Il mantenimento del pascolo sembra, quindi, influenzato dalla facilità di raggiungere questi territori in tempi brevi, sia per una riduzione del costo del trasporto dei prodotti (prevalentemente latte e formaggio), sia per le difficoltà di controllo dei greggi. Probabilmente fattori socio-economici di sviluppo, come la riduzione dei redditi coinvolgenti il settore agricolo, hanno ridotto la manodopera disponibile a continuare l'attività pastorizia in territori più isolati e meno raggiungibili.

Inoltre, l'abbandono delle terre meno redditizie, è confermato dalla maggiore probabilità di forestazione dei pascoli rilevata in territori con caratteristiche pedo-climatiche più sfavorevoli, cioè in aree con pendenze maggiori, con clima più difficile (fitoclima 1) ed esposti a nord.

Ulteriori fondamentali driving forces della forestazione dei pascoli, come le politiche di finanziamento comunitario, le modalità di gestione dei territori e la proprietà delle terre, possono avere avuto un impatto sulla distribuzione del fenomeno. Ma la loro valutazione richiede una dettagliata analisi della loro dislocazione sul territorio e della loro evoluzione nel tempo. Queste informazioni sono di difficile reperimento e potrebbero essere raccolte mediante accurati censimenti per singoli particelle di terreno o a livello di comune.

Osservando la Fig. 7.6 possiamo individuare una probabile perdita dei pascoli entro il 2010 e 2020 distribuita in tutta la Provincia. I pascoli semi-naturali più a rischio, che ricadono in aree protette, Siti di Interesse Comunitario e Zone di Protezione Speciale richiedono un'ancora più attenta gestione per la conservazione delle specie animali e vegetali protette presenti. Infatti, quando su substrati calcarei, i pascoli sono classificati come habitat di "importanza comunitaria" nell'allegato I della Direttiva Habitat 92/43/ECC (Romão, 1996).

Alcune indicazioni utili al ripristino dei pascoli semi-naturali, sono riportate nello studio condotto da Rocchini et al. (2006) in un'area protetta del centro Italia. Gli autori raccomandano il recupero dei pascoli semi-naturali in aree invase da arbusti, su suoli calcarei, attraverso un'appropriata gestione (taglio, bruciatura o pascolo degli arbusteti); le stesse azioni sono consigliate per il mantenimento dei rimanenti pascoli semi-naturali. Il recupero degli ex-seminativi abbandonati, su argilla e arenaria, coperti da densi cespuglieti e dei pascoli, dopo la copertura di vegetazione arborea, sembra essere un processo lungo e difficile. Inoltre, gli arbusteti densi, dato il loro ridotto valore come habitat di specie rare e di interesse fitogeografico, possono essere lasciati al processo di successione naturale verso le cenosi di bosco. Gli autori, propongono alcuni interventi alternativi per la gestione delle aree aperte, come il mantenimento di filari di siepi, della vegetazione arborea ripariale, di castagneti, di boschetti di acero e la graduale sostituzione delle conifere esotiche con specie legnose native.

Interventi simili, appositamente studiati per la zona in esame in questo studio, dovrebbero essere finanziati e sostenuti, per il mantenimento della vegetazione naturale e del pattern del paesaggio, al fine di conservare un ecosistema altamente eterogeneo e, di conseguenza, un'alta diversità di specie.

La realizzazione di aree protette, anche se in minima parte, non sembra aver favorito la preservazione dell'attività pastorizia. Sarebbe quindi necessaria una gestione migliore di questi territori, che potrebbero impiegare le risorse finanziarie di cui già dispongono, per attuare quegli interventi atti a rendere questa istituzione una effettiva risorsa per le popolazioni rurali. La creazione di imprese agro-zootecniche multifunzionali (Potter e Burney, 2002), con più redditi indirizzi produttivi, e l'incentivazione del pascolo (aumento capi/ha) potrebbero garantire un maggior e duraturo impiego nel settore primario e, conseguentemente, la realizzazione degli interventi programmati. Il modello di cambiamento presentato potrebbe essere utilizzato come supporto alla definizione dei Piani di Sviluppo Regionali, per l'individuazione delle aree più a rischio, sulle quali indirizzare le risorse economiche.

7.4.2 Il modello di cambiamento

Il confronto tra carte delle coperture del suolo del 1960 e del 2000, ha permesso di analizzare processi di cambiamento delle coperture a livello Provinciale, in un periodo di grandi mutamenti. Lo scopo di questo lavoro è stato quello di modellare una di queste dinamiche a livello provinciale e l'analisi del territorio nella sua interezza ha permesso di raggiungere l'obiettivo prefissato. La possibilità di indagare tutto il fenomeno a livello provinciale, inoltre, ha consentito di utilizzare anche le informazioni derivanti dai censimenti dell'agricoltura e delle popolazioni, aventi come unità amministrativa di riferimento il comune.

Nonostante le numerose variabili considerate, la variabilità spaziale della forestazione dei pascoli, non ha consentito al modello di spiegare tutta la variabilità del fenomeno. Sarebbe opportuno considerare più nel dettaglio le caratteristiche pedologiche dei terreni della Provincia di Rieti. Questa informazione non è disponibile, ma alcuni studi (Sangchyoswat e Yost, 2002; Ziadat, 2005) hanno mostrato come derivarla dalla geologia e/o dalle caratteristiche del paesaggio. Queste metodologie potrebbero essere applicate per la produzione di nuove carte pedologiche.

L'analisi presentata, condotta nel solo ambiente GIS, permette, comunque, di ottenere mappe di idoneità al cambiamento attendibili in termini di goodness-of-fit. La possibilità di usare l'analisi multicriteriale (MCE) è da valutare (Schneider e Pontius 2001). Questo metodo infatti, permette di analizzare le variabili esplicative secondo una logica fuzzy (Gahler et al., 1998; Steinhardt, 1998), che meglio si potrebbe adattare alle dinamiche di forestazione dei pascoli in esame.

Poiché tutte le driving forces non sono state completamente comprese, sono stati ipotizzati scenari futuri considerando costanti sia le proximate causes che le driving forces. Quantità stimate di riduzione di pascoli sono state associate ai valori più alti di idoneità alla forestazione per determinare futuri scenari di paesaggio. La quantità stimata di cambiamento è però poco attendibile. Infatti, le quantità di bosco e pascolo riportate dai censimenti, sono errate e ampiamente discordanti da quanto rilevato dall'analisi cartografica (Pelorosso e boccia, 2008). Esse sono però l'unico trend disponibile per l'arco temporale studiato e sono state utilizzate allo scopo di dimostrare il metodo e individuare la distribuzione dei pascoli più a rischio di forestazione.

Il trend dei boschi degli Annuari di Statistica Forestale, pur se non direttamente collegato ad una riduzione dei pascoli, è risultato l'unico attendibile per stimare la quantità futura di forestazione dei pascoli. La possibilità di definire quantità di cambiamento a livello comunale potrebbe essere utile per migliorare la localizzazione della forestazione dei pascoli; ma, trend delle superfici degli annuali di Statistica Forestale, prodotti a livello comunale, non sono noti. Inoltre, le proiezioni di futuri incrementi di superfici boscate, necessitano maggiori informazioni su date intermedie per ridurre l'intervallo di confidenza delle stime ed, eventualmente, effettuare una maggior estrapolazione temporale.

Esiste, dunque, la necessità di acquisire mappe intermedie delle coperture delle terre (remote sensing derivated), omogenee per risoluzione e metodologia di produzione, per determinare i corretti trend delle superfici boscate e di riduzione dei pascoli e, quindi, migliorare sia modelli di idoneità che le mappe di previsione al cambiamento. La carta dell'uso dei suoli del

1960, infatti, sottostima le superfici boscate (vedi appendice II) e mostra un livello di generalizzazione tematica e spaziale molto più alti rispetto alla carta del 2000 (Pelorosso e Boccia, 2008)

7.5 Conclusioni

La modellizzazione provinciale della successione secondaria dei pascoli presentata ha consentito di individuare le cause prossime del cambiamento e alcune delle conseguenti driving forces. Un modello di cambiamento tipo von Thünen è stato individuato; il rischio di forestazione dei pascoli, infatti, incrementa all'aumentare della distanza dai centri abitati. Inoltre, i pascoli più a rischio sono quelli situati maggior pendenza, con esposizioni a nord, su suoli poco evoluti o su substrato calcareo, a quote inferiori a 1700 m s.l.m., situati a margini dei boschi e ricadenti nei territori a clima più rigido. I comuni con una maggiore pressione di pascolo e superficie a pascolo, inoltre, riescono a proteggere meglio questi territori dall'abbandono.

Alcune tipologie di interventi sono stati enunciate per il mantenimento della vegetazione naturale e del pattern del paesaggio. Esse richiedono, comunque, un attento studio per essere adattati all'area in esame. L'aumento della popolazione impiegata nelle attività agricole, è un obiettivo primario da perseguire al fine di realizzare il controllo dei territori e la realizzazione degli interventi programmati.

La carenza di informazioni sul land-cover omogenee, cioè comparabili tra loro per risoluzione e bontà di classificazione tra il 1960 e il 2000, limita le possibilità di definire corrette quantità di cambiamento futuro. Una loro produzione è senz'altro auspicabile per migliorare la comprensione del fenomeno sia in termini di dimensione temporale che spaziale.

Le mappe di predizione realizzate in questo lavoro, non hanno l'ambizione di definire con certezza la quantità dei cambiamenti futuri del land-cover, ma la localizzazione delle aree più a rischio di forestazione. Esse possono essere di supporto per la pianificazione di scelte gestionali e la programmazione di interventi atti alla conservazione del paesaggio e della biodiversità. La metodologia utilizzata per la realizzazione delle mappe di predizione è, comunque, applicabile per la creazione di più attendibili scenari futuri di cambiamento. La struttura del metodo è, infatti, flessibile e l'integrazione con dati e analisi spaziali più approfondite è possibile e auspicabile.

7.6 Bibliografia

Antrop M. (2005) – Why landscape of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning*, 70: 21-34.

Caporali F. (1995). *Agroecosistemi*, in *Ecologia forestale*. A cura di Pignatti, Torino, UTET.

Claessens L., Verburg P. H., Schoorl J.M., Veldkamp A. (2006). Contribution of topographically based landslide hazard modelling to the analysis of the spatial distribution and ecology of kauri (*Agathis australis*). *Landscape Ecology* 21:63–76.

EEA (2004). High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges. Report n.1. European Environment Agency, Copenhagen.

Etter A., McAlpine C., Pullar D., Possingham H., (2006). Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns and rates. *Journal of Environmental Management* 79:74–87.

Ewert, F., Rounsevell M.D.A., Reginster, I., Metzger, M., Leemans, R. (2005). Future scenarios of European agricultural land use. I. Estimating changes in crop productivity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107, 101–116.

Falcucci A., Maiorano L., Boitani L. (2007). Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecol* 22:617–631

Gahler, W., Bayoumi, F., Kandil, A., Nouh, A. (1998). The theory of global fuzzy neighborhood structures. Part I – The general case. *Fuzzy Sets and Systems* 97:225–254.

Geoghegan J., Villar S. C., Klepeis P., Mendoza P. M., Ogneva-Himmelberger Y., Chowdhury R. R., Turner II B.L., Vance C. (2001). Modeling tropical deforestation in the southern Yucatán peninsular region: comparing survey and satellite data. *Agric. Ecosyst. Environ.* 85, 25–46

Hosmer D.W., Lemeshow S. (1989). *Applied Regression Analysis*. Wiley, New York.

Lambin E.F., Turner II B.L., Geist H., Agbola S., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T., Vogel C. & Xu J. (2001). The Causes of Land-Use and Land-Cover Change: Moving beyond the Myths. *Global Environmental Change*. Vol. 11, no.4:5-13.

Lambin E. F., Geist H. J., Lepers E. (2003). Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28:205–41.

Lesschen J. P., Verburg P. H., Staal S. J., (2005). Statistical methods for analysing the spatial dimension of changes in land use and farming systems. LUCC Report Series No. 7, LUCC Focus 3 Office and ILRI.

Munroe D. K., Muller D., (2007). Issues in spatially explicit statistical land-use/cover change (LUCC) models: Examples from western Honduras and the Central Highlands of Vietnam. *Land Use Policy*, 24:521–530

Pelorosso R., Amici A., Boccia L., Serrani F. (2007). Dinamiche territoriali e mutamenti degli habitat faunistici. *Estimo e Territorio* - anno LXX – n°7-8.

Pelorosso R. e Boccia L. (2008). Land cover and land use change in the italian central apennines: comparison among assessment methods. Submitted to *Applied Geography*.

Pelorosso R., Della Chiesa S., Boccia L., (2007b). Lettura storica del cambiamento d'uso dei suoli. *Estimo e Territorio* - anno LXX – n°12.

Pignatti S. (1998). I boschi d'Italia - sinecologia e biodiversità. *Scienze Forestali e Ambientali*. UTET.

Pontius Jr. R. G. (2002). Statistical Methods to Partition Effects of Quantity and Location During Comparison of Categorical Maps at Multiple Resolutions. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. Vol. 68, No. 10 pp. 1041–1049.

Pontius Jr. R.G. e Schneider L. C. (2001). Land-cover change model validation by an ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agric. Ecosyst. Environ.* 85, 239–248.

Pontius Jr. R.G., Huffaker D., Denman K. (2004). Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecological Modelling* 179:445–461

Potter C. e Burney J. (2002). Agricultural multifunctionality in the WTO-legitimate non-trade concern or disguised protectionism?. *Journal of Rural Studies* 18:35–47.

Rocchini D, Perry G. L.W., Salerno M., Maccherini S., Chiarucci A. (2006). Landscape change and the dynamics of open formations in a natural reserve. *Landscape and Urban Planning*, 77:167–177.

Romão, C. (1996). Interpretation manual of European Union habitats (Version EUR 15)—Edit. Directorate General XI “Environment, Nuclear Safety and Civil Protection” of the European Commission, Bruxelles.

Rounsevell M.D.A., Ewert F., Reginster I., Leemans R., Carter T.R. (2005). Future scenarios of European agricultural land use. II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107:117–135.

Sangchyoswat C. e Yost R.S. (2002). Predicting soil properties from landscape attributes with a Geographic Information System. *CMU Journal* vol.1(3):257-272.

Schneider L. C. e Pontius Jr. R.G. (2001). Modelling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agric. Ecosyst. Environ.* 85:83-94.

Serneels S. e Lambin E.F. (2001). Proximate causes of land-use change in Narok District, Kenya: a spatial statistical model. *Agric. Ecosyst. Environ.* 85:65-81.

Steinhardt, U. (1998). Applying the fuzzy set theory for medium and small scale landscape assessment. *Landscape and Urban Planning* 41:203–208.

Verburg P. H., de Koning G. H. J., Kok K., Veldkamp A. e Bouma J. (1999). A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. *Ecological Modelling*, 116: 45-61

Vitelli E.(2007). Una bella realizzazione cartografica da parte dell'Amministrazione del Catasto italiano negli anni '50 e '60: "la carta dell'utilizzazione del suolo". *Rivista dell'agenzia del territorio* n.2:11-15.

Ziadat F. M. (2005). Analyzing Digital Terrain Attributes to Predict Soil Attributes for a Relatively Large Area. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:1590–1599.

8. CONCLUSIONI GENERALI

La Provincia di Rieti è una valida area di studio, rappresentativa di tutti i territori dell'Appennino caratterizzati da un ridotto sviluppo economico, abbandono delle tradizionali pratiche agricole e un forte squilibrio tra aree di collina e di montagna.

La procedura di integrazione di dati ha consentito di comparare trend cartografici e censuari evidenziando le discrepanze tra dati, sia in termini di valori assoluti di superficie che di evoluzione. La metodologia esposta e i risultati ottenuti potranno, quindi, aiutare a valutare e migliorare le analisi del LUCC basate solo sul LU censuario o sul LC cartografico. La stessa procedura di integrazione di dati potrà essere utilizzata per omogeneizzare le più diversificate basi cartografiche, storiche e non, qualora si intenda effettuare in modo corretto un'analisi del LC change e valutare gli errori di aggregazione spaziale e tematica.

Il metodo elaborato per l'ortorettifica delle foto aeree storiche e la creazione di mappe di coperture delle terre, potrà essere utilizzato per studi di land cover change di ampio arco temporale anche su territori con orografia complessa.

La modellizzazione del LUCC e i risultati ottenuti, se inseriti in un processo di decision-making ambientale e socio-economico, potranno contribuire a piani interregionali di sviluppo per la conservazione del paesaggio, delle risorse naturali, delle tradizioni culturali e della biodiversità.

La Carta della Utilizzazione del Suolo d'Italia 1960, per risoluzione tematica e anno di produzione, può essere usata come valido supporto per i cambiamenti di medio-lungo periodo su ampi territori. Questa scala di analisi è, infatti, fondamentale per valutare l'identità del paesaggio ma anche per la conservazione del paesaggio e la pianificazione ambientale. La procedura di integrazione dei dati messa a punto è però una premessa essenziale. Una nuova mappa dei boschi derivata da foto aree storiche (es. Volo GAI) è comunque auspicabile poiché questa copertura è sottostimata dalla TCI/CNR.

Analisi più approfondite del processo di successione secondaria, e ulteriori modellizzazioni del cambiamento (es: sviluppo urbano) a scala diversa e per diversificati periodi temporali, rappresentano il successivo obiettivo di ricerca. La produzione di nuove mappe delle coperture omogenee per risoluzione e bontà di classificazione dovranno però essere prodotte. Quest'ultime potranno essere di supporto anche allo studio della fisionomia e del pattern della vegetazione per poter, quindi, analizzare processi ecologici quali la frammentazione del paesaggio o la riduzione della biodiversità.

Appendice I

“Land-cover” e “Land-use”: problematiche e definizioni

La necessità di distinguere chiaramente i differenti significati di uso (Land Use, LU) e copertura del suolo (Land Cover, LC) è dovuta alla frequente impropria applicazione dei termini nelle cartografie italiane.

Ci sono molte definizioni di LU (Jansen, 2005) e LC. Secondo Di Gregorio e Jansen (2000) si intende per “land-cover” (copertura delle terre) “la copertura (bio)fisica osservata sulla superficie terrestre”. Il LU invece si riferisce al modo in cui questo assetto biofisico è utilizzato dalla popolazione (Cihlar & Jansen, 2001).

Perciò la carta delle coperture delle terre descrive l’insieme degli attributi rilevabili sulla superficie terrestre, relativi a tutti gli aspetti fisionomici e strutturali quali comunità vegetali naturali, colture agrarie, superfici rocciose nude, corpi idrici e presenza di aree urbanizzate (Di Gennaro et al. 2005).

Per quanto riguarda il LU, inoltre, si possono distinguere due approcci per definirlo (Duhamel, 1998): il primo di tipo funzionale che prevede la “descrizione delle terre in base alla loro destinazione socio-economica (agricola, forestale residenziale, ecc.)” e il secondo approccio di tipo sequenziale in base al quale l’uso delle terre viene descritto come “la sequenza di operazioni condotte sulle terre dagli uomini, con l’obiettivo di ottenere prodotti o benefici mediante l’uso delle risorse collegate alle terre”.

Secondo il primo approccio funzionale quindi, “il legame tra coperture delle terre e il loro uso in termini funzionali è in molti casi, ma non sempre, possibile per inferenza: una copertura osservabile di alberi da frutto è, dal punto di vista dell’uso quasi certamente un’area agricola; una copertura a prateria, invece, potrebbe essere utilizzata per scopi molto differenti: pascolo, ricreazione, habitat naturale, ecc.” (Di Gennaro et al. 2005).

Una definizione di tipo sequenziale è data da Vink (1975), secondo il quale l’uso delle terre può essere definito come “l’arrangiamento, le attività e gli input che le persone applicano a certi tipi di coperture delle terre per modificarle o per mantenerle. In tale accezione, la definizione d’uso delle terre stabilisce una relazione diretta tra le coperture e le azioni che le persone compiono nel proprio ambiente di vita”. Ed ancora, l’uso delle terre è “l’applicazione del controllo umano, in modo relativamente sistematico, sugli elementi chiave esistenti all’interno delle terre, al fine di derivarne benefici” (Di Gennaro et al. 2005).

In base a ciò, una carta dell’uso delle terre avrà un contenuto informativo più ampio rispetto ad una carta delle coperture, in quanto deve includere oltre alla descrizione degli aspetti

strutturali direttamente osservabili, indicazioni circa il tipo di gestione che l'uomo impiega al fine di conseguire determinati obiettivi. Quindi, se da una lato ci sono le terre, con le loro caratteristiche bio-fisiche osservabili relative alle coperture, dall'altro ci sono gli utilizzatori, tra i quali le aziende agricole, che agiscono sulle terre applicando input di materia ed energia al fine di ottenere benefici (beni e servizi) (Di Gennaro et al., 2005).

È quindi possibile, che un certo uso possa modificare, o mantenere, gli attributi osservabili delle terre e quindi la copertura delle stesse (Turner et al., 1993). Nel caso di ambienti agro-forestali, in assenza di fenomeni naturali, una variazione di copertura delle terre è, quindi, sempre preceduta da un cambiamento dell'uso delle terre da parte dell'utilizzatore.

Bibliografia

- Cihlar J., Jansen L. J. M., 2001. From Land Cover to Land Use: A Metodology for Efficient Land Use Mapping over Large Areas. *Professional Geographer*, 53(2), 275-289.
- Di Gennaro A., Innamorato F. & Capone S., 2005. La grande trasformazione: land cover e land use in Campania. *Estimo e Territorio*, anno LXVIII n° 3:25-39.
- Di Gregorio A., Jansen, L. J. M., 2000. Land-cover classification system (LCCS): classification concepts and user manual. FAO/UNEP/Cooperazione italiana, Rome.
- Duhamel C., 1998. First approximation of a reference land use classification. Report to the FAO. FAO, Land Use Programme.
- Jansen L. J. M., 2005. Harmonisation of land-use class sets to facilitate compatibility and comparability of data across space and time. 11th CEReS International Symposium, 13-14 December 2005, Chiba, Japan.
- Turner B.L., Moss R.H., a cura di Skole D.L., 1993. Relating land use and global land-cover change: A proposal for an IGBP-HDP core project, Report from the IGBP-HDP Working Group on Land-Use/Land-Cover Change, Joint publication of the International Geosphere-Biosphere Programme (Report No. 24) and the Human Dimensions of Global Environmental Change Programme (Report No. 5), Stockholm: Royal Swedish Academy of Sciences.
- Vink A.P.A., 1975. Land use in advancing agriculture. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, New York.

Appendice II

La Carta della Utilizzazione del Suolo d'Italia 1960

La Carta della Utilizzazione del Suolo d'Italia è stata prodotta mediante una operazione di generalizzazione cartografica (Weibel & Jones, 1998; Petit & Lambin 2001). La fonte di informazione delle coperture è il cosiddetto mappino di classamento in scala 1:100000-1:25000, derivato a sua volta, dall'unione di più fogli di mappa (generalmente in scala 1:2000 o 1:1000-1:500 per terreni fortemente frazionati). I fogli di mappa riportano le qualità delle particelle di terreno, secondo le differenti specie di colture praticate o il diverso prodotto spontaneo prodotto rilevate tramite appositi sopralluoghi.

La procedura per la produzione di ciascun foglio della mappa è stata la seguente. L'Amministrazione del Catasto da ogni mappino di classamento produsse una copia su carta lucida eliminando i confini delle particelle e lasciando la classificazione delle colture. Successivamente si ridusse la scala a 1:200000 e si colorarono in modo simbolico le varie coperture. Il CNR e il TCI provvederono poi a introdurre nella cartografia automobilistica (in scala 1:200000) del TCI i mappini scalati. La quantità dei toponimi e alcuni simboli grafici della cartografia automobilistica del TCI furono alleggeriti per migliorare la lettura della carta finale. Inoltre, fu stabilito che, la dimensione superficiale minima delle colture da rappresentare fosse di 4mm x 4mm corrispondenti a 64 ha.

Nei primi mesi del 1952 fu realizzato il primo foglio della mappa; sul finire degli anni 50 furono prodotti 18 dei 26 fogli, mentre nel corso degli anni sessanta fu terminato il lavoro con la pubblicazione di tutti e 26 i fogli. È da chiarire che ciascun foglio, prima della sua pubblicazione, fu opportunamente collaudato da parte di professori universitari dopo approfonditi sopralluoghi nelle zone di propria competenza.

Questa cartografia sottostima i boschi. Infatti, mediante un confronto visivo con le ortofoto del 1954, è possibile notare che alcune superfici (per lo più pascoli di alta quota) siano

in realtà formazioni boschive già ben sviluppate (Fig. A.1). Presupponendo come assolutamente incontestabile la copertura rilevata dalla fotografia aerea, è da presupporre che, almeno per i territori più impervi, sia mancato il cosiddetto collaudo da parte dei professori universitari...

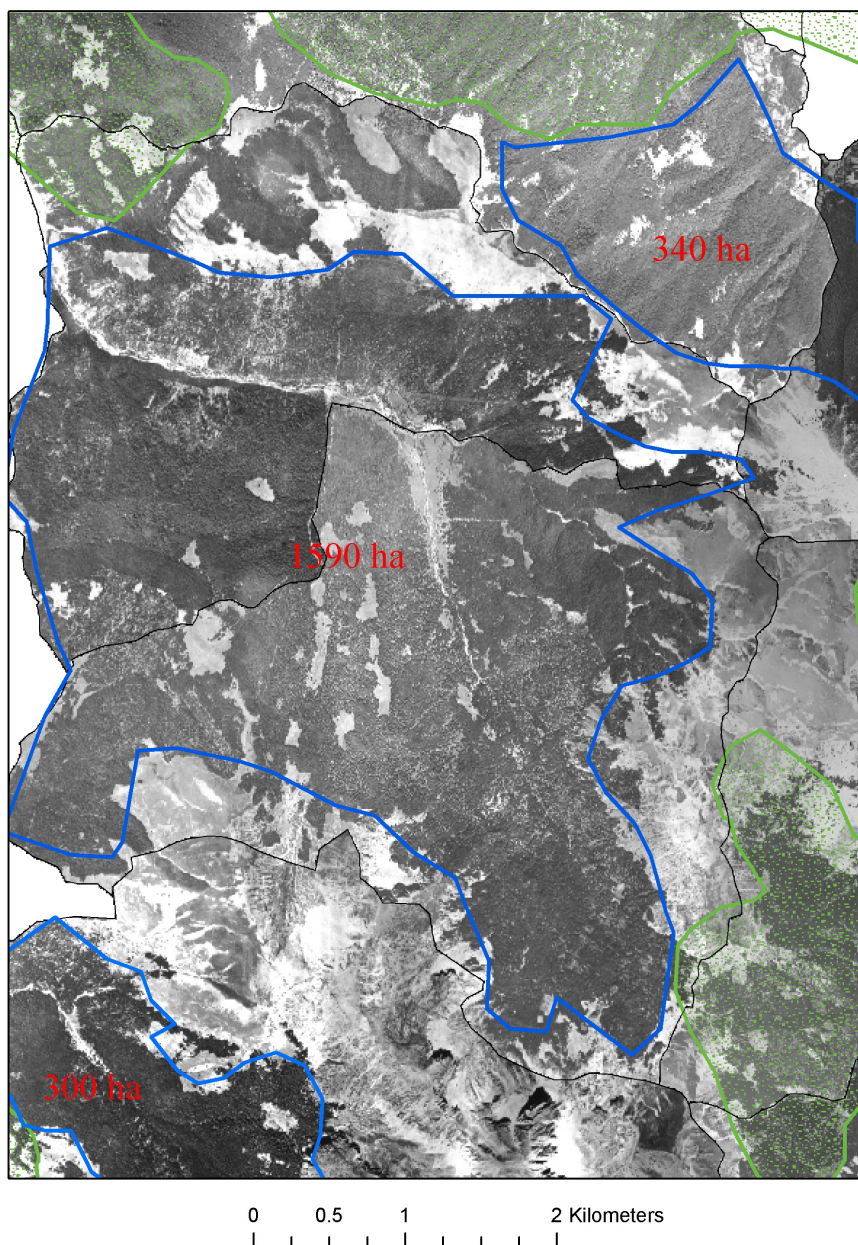


Fig. A.1 Zone non classificate come bosco dalla carta del 1960. Area del Terminillo

Bibliografia

Vitelli E. (2007). Una bella realizzazione cartografica da parte dell'Amministrazione del Catasto italiano negli anni '50 e '60: "La carta dell'utilizzazione del suolo". Rivista dell'Agenzia del Territorio, 2:11-15.