

## NUOVI PARADIGMI PER LA PIANIFICAZIONE TERRITORIALE DEI PAESAGGI MONTANI IN TRASFORMAZIONE

Lorenzo Sallustio<sup>1</sup>, Caterina Palombo<sup>1</sup>, Roberto Tognetti<sup>1,2</sup>, Bruno Lasserre<sup>3</sup>, Marco Marchetti<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Global Ecology Lab, Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università del Molise, Pesche (IS);  
lorenzo.sallustio@studenti.unimol.it

<sup>2</sup>The EFI Project Centre on Mountain Forests (MOUNTFOR), Edmund Mach Foundation, San Michele all'Adige, Italy

<sup>3</sup>Natural Resources & Environmental Planning Lab., Dipartimento di Bioscienze e Territorio, Università del Molise, Pesche (IS)

I territori montani sono da sempre oggetto di un uso delle risorse in forma sistematica e integrata, scongiurando il rischio d'innescio di fenomeni di degrado. I cambiamenti d'uso del suolo che interessano i territori montani sono la conseguenza dell'estrema intensificazione dell'uso nelle zone di pianura, alla base del conflitto gestionale che ha portato alla marginalizzazione ed esclusione delle aree montane dai processi produttivi e dalla politica di gestione attiva del territorio, pregiudicando la sostenibilità degli equilibri tra montagna e pianura nel medio-lungo periodo. Oltre al significato che tali modificazioni rivestono dal punto di vista prettamente paesaggistico, è importante rilevare le possibili ripercussioni sul piano ecologico e quindi sulla capacità di fornire diversi servizi ecosistemici. Lo scopo del presente lavoro è di analizzare i cambiamenti d'uso del suolo occorsi nei territori montani della penisola dal 1990 al 2008. L'analisi è stata condotta grazie all'elaborazione di matrici di transizione costruite a partire dai dati dell'Inventario dell'Uso delle Terre in Italia (IUTI). L'utilizzo di diverse definizioni di montagna (statistica o giuridica) e la comparazione con i cambiamenti d'uso del suolo osservati nello stesso arco temporale su tutto il territorio nazionale o specificatamente all'interno dei Parchi Nazionali, hanno inoltre evidenziato l'importanza dell'adozione di una definizione chiara e univoca di montagna, imprescindibile anche in funzione di future scelte politiche e gestionali, ad esempio legate al prossimo periodo di programmazione della PAC.

*Parole chiave:* rewilding, paesaggio culturale, land sharing, land sparing, LULCC.

*Keywords:* rewilding, cultural landscape, land sharing, land sparing, LULCC.

<http://dx.doi.org/10.4129/2cis-ls-nuo>

### 1. Introduzione

In Europa, i paesaggi dell'Olocene pre-neolitico erano dominati da antiche foreste, arbusteti e praterie, una natura piuttosto selvaggia, gestita dal pascolo di grandi erbivori e dal fuoco (Svenning, 2002; Vera, 2000; Vera, 2009).

Successivamente, ma molto prima della comparsa della moderna agricoltura, gran parte dei terreni potenzialmente utilizzabili a scopi agricoli è stata completamente deforestata dalle popolazioni locali, per questo l'Europa è oggi il continente con la copertura forestale meno originaria (Kaplan *et al.*, 2009; Navarro e Pereira, 2012).

Per secoli molte aree collinari e di montagna sono state oggetto di deforestazione, con lo scopo di creare spazio per l'agricoltura e soprattutto per il pascolo. Solo dove era possibile ottenere prodotti legnosi e non legnosi, e dove era necessario prevenire l'erosione del suolo o le valanghe, la copertura forestale è stata mantenuta e gestita (Führer, 2000; Sitzia *et al.*, 2010).

Nonostante le avverse condizioni ambientali, la presenza dell'uomo sulle montagne del Mediterraneo ha una lunga storia: l'uso delle risorse naturali attraverso attività

agro-silvopastorali estensive ha rappresentato il fattore chiave che ha modellato la composizione, la struttura e il funzionamento del paesaggio (De Aranzabal *et al.*, 2008; Van Eetvelde e Antrop, 2004; Vicente-Serrano *et al.*, 2004), creando il cosiddetto "paesaggio culturale" (Antrop, 2005; Naveh e Lieberman, 1994).

Il paesaggio culturale all'interno del Bacino del Mediterraneo è il risultato di millenni d'integrazione tra uso del suolo e processi naturali (Agnolletti, 2010; Mazzoleni *et al.*, 2004). A causa della persistenza dell'attività antropica sull'eterogeneità del paesaggio naturale originale, gli effetti diretti e indiretti dei cambiamenti di uso e copertura del suolo (LULCC) sono particolarmente importanti, così come l'intenso cambiamento delle caratteristiche funzionali e strutturali per la maggior parte delle foreste (Marchetti *et al.*, 2010).

Durante l'ultimo secolo, gli ecosistemi montani Europei hanno sofferto non solo il riscaldamento globale, ma anche grandi cambiamenti demografici ed economici (Dirnböck *et al.*, 2003). Beniston (2003) suggerisce che, mentre le cause dei cambiamenti ambientali e climatici sono numerose e complesse, il crescente stress imposto dall'interferenza dell'uomo sugli ecosistemi naturali è

strettamente collegato a due fattori principali: crescita economica e demografica. Infatti, i processi d'industrializzazione che hanno coinvolto l'Europa nel corso dei secoli XIX e XX hanno innescato profondi cambiamenti socioeconomici, tra cui l'esodo rurale e il declino di pratiche tradizionali come l'agricoltura, la pastorizia e l'utilizzo delle risorse forestali.

Tali cambiamenti hanno coinvolto principalmente le aree marginali di montagna, dove le modificazioni della copertura del suolo, la cessazione del pascolo e il passaggio dall'utilizzo delle risorse forestali ad altri materiali da costruzione o tipo di carburante, hanno trasformato profondamente il paesaggio (Boden *et al.*, 2010).

Nelle zone montane d'Europa, l'esodo rurale segue un ipotetico "circolo del declino" in cui una densità bassa di popolazione limita la creazione di business, provocando una riduzione delle opportunità di lavoro e un aumento dell'emigrazione che, a loro volta, accentuano la riduzione della densità di popolazione (Navarro e Pereira, 2012). L'abbandono delle terre è quindi strettamente connesso alla globalizzazione dell'agricoltura e ai relativi processi demografici; il graduale abbandono ha coinvolto in particolare le piccole aziende tradizionali, le quali sono meno importanti dal punto di vista economico e produttivo ma cruciali nel momento in cui viene coinvolto il paesaggio (Agnoletti, 2014).

Comprendere i processi che regolano i LULCC negli ecosistemi di montagna risulta, quindi, di fondamentale importanza, essendo questi anche responsabili di una grande varietà di conseguenze ecologiche e culturali (Gellrich *et al.*, 2007). Dal punto di vista ecologico, infatti, è stato ampiamente dimostrato che i cambiamenti climatici e di uso del suolo rappresentano i fattori principali che influenzano l'evoluzione degli ecosistemi montani, in particolare ad alta quota (Körner e Paulsen, 2004; Resco de Dios *et al.*, 2007; Gehrig-Fasel *et al.*, 2007; Chauchard *et al.*, 2007, 2010; Améztegui *et al.*, 2010; Ruiz-Labourdette *et al.*, 2012). Laddove l'azione antropica ha alterato fortemente il paesaggio, il recente abbandono delle aree montane e marginali rappresenta il fattore chiave che comporta modificazioni sia a livello di paesaggio che di comunità vegetali. Uno degli effetti più immediati è l'espansione di arbusteti e boschi, come è stato già osservato negli ecosistemi montani del Mediterraneo (Brachetti *et al.*, 2012; Palombo *et al.*, 2013). La diminuzione dell'intensità delle utilizzazioni, incluso l'abbandono come ultima scelta, è, a scala locale, spiegata da una combinazione di fattori socio-ecologici (MacDonald *et al.*, 2000; Rey Benayas *et al.*, 2007) quali la bassa produttività e l'invecchiamento della popolazione. Questi fattori interagiscono tra loro e con le dinamiche ecologiche di successione, creando un continuo feedback, che accresce l'irreversibilità dell'abbandono dei pascoli in aree marginali (Navarro e Pereira, 2012; Figueiredo e Pereira, 2011; Gellrich *et al.*, 2007).

In un contesto fortemente dinamico, ma anche fragile e peculiare da un punto di vista ecologico quale quello montano, risulta sempre maggiore la necessità di implementare strumenti di monitoraggio in grado di fornire un supporto puntuale e scientificamente valido alle Istituzioni

che a scale diverse e con diversi strumenti si occupano di pianificazione e politica territoriale.

Lo scopo del presente lavoro è stato di analizzare i LULCC avvenuti nei territori montani della Penisola nell'arco temporale 1990 - 2008, utilizzando i dati dell'Inventario dell'Uso delle Terre in Italia (IUTI), opportunamente aggregati in funzione dello scopo del lavoro. Un ruolo fondamentale è, infatti, legato all'ambito territoriale di analisi, che, in questo caso, è stato connesso alla definizione di montagna. Nonostante la Costituzione italiana sia una delle poche a fare riferimento esplicito alla montagna (art. 44), prevedendo la possibilità da parte del Parlamento di emanare leggi speciali in suo favore, la sua definizione, già presente nella legge 991/1953, è andata notevolmente modificandosi nel tempo in risposta a molteplici vicissitudini, in primis di tipo socio-economico, legate alle politiche nazionali e comunitarie. Tali esigenze hanno portato alla creazione di diverse definizioni di montagna in relazione al contesto d'analisi e alle finalità (economiche, amministrative, giuridiche, statistiche ecc.). Tale variabilità è di notevole importanza considerando che al dicembre 1971 il territorio montano risultava costituito da circa 5,3 milioni di ha, mentre al dicembre 2004 si era giunti a 16,3 milioni, quindi circa il 54% della superficie nazionale (De Vecchis, 1996). A titolo esemplificativo, allo scopo di cogliere l'importanza di una definizione largamente condivisa e comprensiva delle varie dimensioni facenti riferimento ai contesti montani, sono state messe a confronto le analisi delle dinamiche dei LULCC dal 1990 al 2008 condotte sulla base di due diverse definizioni di montagna: giuridica e statistica.

## 2. Materiali e Metodi

L'analisi dei LULCC è stata condotta utilizzando i dati dall'Inventario dell'Uso delle Terre d'Italia (IUTI), promosso dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare a supporto del Registro Nazionale dei serbatoi di carbonio agroforestali e nell'ambito del Piano straordinario di telerilevamento ambientale.

Il sistema di classificazione gerarchico utilizzato in IUTI ha come base le 6 categorie d'uso delle terre definite per GPG- LULUCF (Good practice guidance for land use, land-use change and forestry), ciascuna integrata con sottocategorie di secondo e terzo livello, per un totale di 9 classi (Tab. 1). Per la descrizione dettagliata della classificazione e degli aspetti metodologici di IUTI, si rimanda a Marchetti *et al.* (2012) e Corona *et al.* (2012). Le analisi dei LULCC sono state condotte aggregando i punti IUTI in funzione della loro appartenenza a una delle due tra le possibili diverse definizioni di montagna:

- a) "legale" (ML): si considerano montani i territori rientranti all'interno delle 218 Comunità Montane (CM), così come definite dalle singole Regioni ai sensi della legge n. 142/1990 e successivo Dlgs. 267/2000. Per l'ambito territoriale delle CM si è fatto riferimento all'atlante di geografia statistica e amministrativa (ISTAT, 2009);
- b) "statistica" (MS): si considerano montani i territori che rientrano all'interno dei parametri altimetrici definiti dall'ISTAT.

([http://www3.istat.it/cgi-bin/glossario/voce.pl-?Zonaal\\_2](http://www3.istat.it/cgi-bin/glossario/voce.pl-?Zonaal_2) ). A tal fine i punti IUTI sono stati riclassificati sulla base del DEM nazionale con risoluzione spaziale di 75 m. Un ulteriore approfondimento dell'analisi è stato possibile osservando il grado di sovrapposizione tra la geografia della montagna e quella dei Parchi Nazionali (PN), riconducibili ad una gestione del territorio prevalentemente mirata ad aspetti di tipo conservazionistico. È, infatti, significativo ricordare che la geografia delle aree protette (AP) del nostro paese è tipicamente montana e forestale così come è importante notare che la stessa geografia, negli anni precedenti il boom economico di fine secolo XX, era una geografia della fame e della miseria.

### 3. Risultati

I risultati dell'analisi condotta sui punti IUTI hanno evidenziato che, a seconda della definizione adottata, la superficie ascrivibile a territori montani risulta assai diversa. La ML si estende su circa 17,726,500 ha, mentre adottando il criterio altimetrico tale superficie scende a circa 8,385,295 ha (rispettivamente il 58.8% e 27.8% della superficie nazionale) (Tab. 2 e 3, rispettivamente). Il 14.5% della superficie della MS ricade all'interno dell'Elenco Ufficiale delle Aree Protette (EUAP - ai sensi della Legge Quadro 394/1991) il 24% se si considera la ML.

Relativamente ai soli PN, circa il 71.4% della loro superficie è classificabile come montana (sensu ISTAT) e ben il 93.2% prendendo in considerazione la ML.

In entrambe le accezioni di montagna, appare evidente la sempre più forte connotazione forestale di questi ambienti, con una superficie boscata che al 2008 per la MS è pari al 59.8% e, al 49% considerando la ML (Fig. 1). Tali valori risultano ben al di sopra della media nazionale (32%, Marchetti *et al.*, 2012), ma in linea col dato relativo ai PN (52.3%, Marchetti *et al.*, 2013). È inoltre possibile osservare come anche le altre classi d'uso del suolo siano ripartite in maniera molto simile per i PN e la MS, con una bassa incidenza dei seminativi e delle aree urbane a fronte della maggior presenza di prati e pascoli e zone improduttive. I seminativi rappresentano la seconda classe d'uso del suolo nella MS; essi ricoprono una superficie relativa inferiore rispetto sia ai prati e pascoli che alle altre terre boscate nella MS. Addirittura il loro contributo relativo, in quest'ultimo caso, risulta di poco maggiore rispetto a quello delle zone improduttive. I LULCC osservati dal 1990 al 2008 per entrambe le definizioni di montagna considerate, sono in linea con i trend di variazione nazionali e quelli osservati nei PN, seppur con alcune distinzioni di tipo quantitativo (Tab. 4). Le dinamiche più evidenti sono quelle che interessano a) l'espansione della superficie forestale, più accentuata nella MS nonostante il dato di copertura relativo risultasse più alto già nel 1990; b) la riduzione dei seminativi (soprattutto nella ML) e dei prati e pascoli (soprattutto nella MS); c) l'incremento della superficie urbana, con valori molto simili a quello dei nuovi impianti di arboricoltura da frutto. Analogamente a quanto analizzato per la ripartizione in usi del suolo al 2008, la MS presenta trend di variazione molto

simili a quelli dei PN, mentre quelli nella ML risultano maggiormente in linea con i valori riscontrati a livello nazionale. Analizzando le matrici di transizione (Pontius *et al.*, 2004) (Tab. 2 e 3) è possibile caratterizzare i flussi di LULCC da una classe verso le altre. In particolare, osservando le classi più rappresentative, è possibile notare che l'espansione del bosco, seppur sempre prevalentemente a carico delle altre terre boscate, nel caso della MS si concentra maggiormente su prati e pascoli (78,772 ha) che su terreni seminativi (47,709 ha), mentre un andamento opposto è riscontrabile nella ML (110,650 e 130,000 ha rispettivamente). Per quanto riguarda la riduzione dei terreni seminativi, le matrici evidenziano come essa avvenga maggiormente a causa di processi di ricolonizzazione nella MS (47,709 ha), e di creazione di impianti di arboricoltura da frutto e vivai nella ML (196,375 ha). Il consumo di suolo, inteso come aumento della superficie urbanizzata, seppur di modesta entità soprattutto nella MS, interessa principalmente i terreni a seminativo, senza però sottovalutare un certo impatto anche sulle superfici forestali.

### 4. Discussione e conclusioni

I risultati emersi confermano le dinamiche evidenziate in altri studi condotti a scala nazionale o di maggior dettaglio. Esse riguardano principalmente il consumo di suolo (Romano e Zullo, 2012; Munafò *et al.*, 2013; Marchetti e Sallustio, 2012), la riduzione delle aree agricole (Marchetti *et al.* 2013), intese come seminativi e prati e pascoli, e l'espansione della superficie forestale (Corona *et al.*, 2012; Corona *et al.*, 2008). L'analisi comparativa delle due definizioni di montagna prese in esame, ha evidenziato e in parte confermato alcuni aspetti peculiari dei LULCC occorsi in Italia negli ultimi decenni. I risultati mostrano una forte sovrapposizione della geografia della montagna con quella delle AP. A livello nazionale, infatti, il sistema delle AP comprese nell'EUAP rappresenta la rete fondamentale su cui si basa la politica di tutela e difesa della natura – rivolta specificamente a specie, ecosistemi e habitat, meno al paesaggio, coprendo il 10.7 % dell'intero territorio (Mae-sano *et al.*, 2011). Tale incidenza è elevata nella ML (14.5%), aumentando nella MS, che risulta protetta per circa un quarto della sua estensione (24%); il livello di protezione è ancor più evidente se si pensa che alla rete EUAP si sovrappongono solamente per circa il 50% i Siti d'Interesse Comunitario della Rete Natura 2000 (Cullotta *et al.*, 2005). L'altra importante intersezione è quella che riguarda i territori montani e la superficie forestale: circa il 56% della superficie forestale nazionale attuale (bosco e altre terre boscate) ricade nella MS, giungendo quasi al 75% se invece si considera la ML.

Tali dati risultano estremamente importanti in un'ottica di gestione, pianificazione e politica del territorio, che va ben oltre il solo comparto forestale, interessando le strategie connesse alla pianificazione della maggior parte del nostro territorio e alla relativa tutela del paesaggio, alla conservazione della natura, alla politica agricola comunitaria, alla politica di sostegno economico per le zone svantaggiate e marginali, cioè senza dimenticare gli aspetti collegati al mantenimento di tutti i servizi

ambientali erogati dagli ecosistemi naturali e seminaturali, in primis la difesa del suolo e dell'acqua (il sempre poco propriamente definito "assetto idrogeologico"). Tutti caratteri riconducibili alla notevole capacità degli ambienti montani di fornire un'ampia gamma di servizi ecosistemici (Monteiro *et al.*, 2011) i cui effetti positivi vanno ben oltre i confini amministrativi, geografici e statistici della montagna stessa. Ciò è ben evidenziato da processi internazionali, quali la Convenzione delle Alpi (Angelini, 2014) e l'estensione del suo modello su scala continentale e globale (Price *et al.*, 2013). L'incremento della copertura forestale, con arbusti e alberi, sta rapidamente seguendo il trend di abbandono delle terre, anch'esso destinato ad aumentare ulteriormente nei prossimi decenni (van Vuuren *et al.*, 2006). In particolare, alla riduzione e all'abbandono della pratica del pascolo corrisponde la ricolonizzazione da parte della vegetazione arbustiva e arborea, la cui capacità di insediarsi in aree aperte rappresenta certamente una minaccia al paesaggio tradizionale della montagna italiana, altrettanto evidente anche in relazione ai cambiamenti della copertura delle nevi perenni e dei ghiacciai, e a danno di utilizzazioni e conoscenze tradizionali ultrasecolari, ma soprattutto del rilevante valore ecologico ed economico dei pascoli stessi (Ceballos *et al.*, 2010).

Monteiro *et al.* (2011) ritengono che le dinamiche responsabili della riduzione delle praterie sono principalmente tre: i) abbandono e/o estensivizzazione delle terre in zone di montagna; ii) intensificazione delle coltivazioni in pianura; iii) aumento della pressione antropica e dell'urbanizzazione a carico dei suoli agricoli.

Il "paesaggio culturale" nelle regioni montane è stato modellato da secoli di attività agro-silvo-pastorali, che hanno originato nel nostro paese un mosaico paesaggistico di elevata eterogeneità ambientale composto da terreni coltivati, prati e pascoli naturali, boschi e foreste (Fischer *et al.*, 2008). Proprio i primi erano considerati in passato esclusivamente come unità produttive, mentre di recente si è iniziato a considerarli anche per la loro capacità di fornire una vasta gamma di servizi ecosistemici (Geneletti, 2007). È il caso, ad esempio, della crescente domanda di servizi ricreativi forniti specialmente dagli ecosistemi di montagna, che hanno permesso la valorizzazione del paesaggio agrario in chiave turistica (Schirpke *et al.*, 2013). A tal proposito, Tasser *et al.* (2012) sottolineano l'importanza delle aziende agricole di montagna nella conservazione del paesaggio culturale delle destinazioni turistiche e propongono, come possibile soluzione all'abbandono delle terre coltivate, una remunerazione proporzionale a questa loro capacità di conservazione. A tal proposito, è interessante notare come anche nella nuova programmazione 2020, la PAC finalmente preveda l'utilizzo di sostegni finanziari legati ai servizi ecosistemici offerti dalle aziende (Commissione Europea, 2010).

Dal punto di vista gestionale, gli approcci emergenti, e per alcuni versi antitetici, sono quelli riconducibili alla conservazione del paesaggio rurale e quindi culturale (Agnoletti, 2014; Sitzia *et al.*, 2010), e quello legato alla pratica del "rewilding", ovvero la gestione passiva delle successioni ecologiche, allo scopo di riprodurre i processi degli ecosistemi naturali riducendo il controllo antropico

sul paesaggio (Navarro e Pereira, 2012; Gillson *et al.*, 2011). Va da sé che sarà necessario prendere delle decisioni gestionali sui boschi di neof ormazione che si sviluppano rapidamente in seguito alla rinaturalizzazione degli spazi rurali, in linea con le tendenze che si vanno definendo a livello internazionale su questo tipo di "novel ecosystems", frutto sempre delle dinamiche socio-economiche dell'Antropocene caratterizzato da un crescente urbanesimo sia nei paesi ricchi che in quelli poveri (Hobbs *et al.*, 2013). Preservare il paesaggio agricolo, mantenendo il ruolo storico delle pratiche agricole, selvicolturali e zootecniche nei processi locali di biodiversificazione, permette di mobilitare un pool di risorse ancora più vasto di paesaggi rurali di interesse storico che potrebbe costituire una risorsa potenziale per la fornitura di nuovi servizi in termini di biodiversità (Cevasco e Moreno, 2012).

In condizioni adeguate di efficienza, infatti, i paesaggi agro-pastorali possono svolgere un ruolo diretto nella conservazione della "biodiversità agricola" (Wagner *et al.*, 2000). In linea con quanto già detto, in Italia, gran parte dei migliori e più rinomati paesaggi rurali sono inclusi in siti protetti della rete Natura 2000, dove la valutazione della vulnerabilità del paesaggio storico ha rivelato che le minacce più importanti non sono l'urbanizzazione o l'agricoltura industriale, ma piuttosto l'abbandono seguito dalla ricolonizzazione da parte del bosco (Agnoletti, 2012).

Tuttavia il concetto di biodiversità deve essere adattato alla natura culturale del paesaggio rurale, riducendo l'importanza attribuita all'approccio habitat/specie e considerando approcci più innovativi quale la "diversità bio-culturale".

Questa riduzione, che è legata al diverso uso del suolo e al numero e dimensioni e forma delle *patches* del paesaggio, è rappresentativa della ridotta diversità biologica poiché paesaggi diversi sono più ricchi di specie rispetto agli habitat individuali (Sitzia *et al.*, 2010). Il *rewilding* invece è spesso criticato perché responsabile della perdita del tradizionale paesaggio agricolo e dell'impatto negativo sulla biodiversità (e.g., Conti e Fagarazzi, 2005). Ciò ha portato alla formulazione di due criteri: i paesi in via di sviluppo sono invitati a fermare la deforestazione, mentre alcuni paesi sviluppati stanno combattendo attivamente la diffusione delle foreste sulle proprie terre (Meijaard e Sheil, 2011). La sfida attuale è quella di raggiungere ecosistemi resilienti in grado di autosostenersi e con autonome capacità di autoregolazione e funzionamento, che proteggano la biodiversità originale ed i processi ecologici naturali e al contempo forniscano una vasta gamma di servizi ecosistemici (Cramer *et al.*, 2008), in linea con quanto proposto dalla scuola forestale italiana almeno nell'ultimo ventennio (Ciancio, 2014).

Sebbene questi "nuovi" ecosistemi possano essere progettati per essere il più possibile simili a quelli passati, spesso è necessaria l'introduzione di nuovi elementi biotici (Hobbs *et al.*, 2009). In tale ottica, emblematici sono gli approcci gestionali legati al "land sharing" ed al "land sparing", identificabili quali strumenti atti a ricongiungere la produzione di cibo con la tutela della biodiversità (Phalan *et al.*, 2011). Nel *land sharing*, gli obiettivi di conservazione della biodiversità e produzione di cibo

convivono nello stesso territorio, mediante tecniche agricole rispettose della biodiversità e agricoltura estensiva. Nel *land sparing* i terreni sono divisi in aree destinate all'agricoltura intensiva e aree in cui l'agricoltura è esclusa. In alcuni recenti lavori (Navarro e Pereira, 2012) permane il dubbio su quale sia la pratica migliore, dal momento che le specie rispondono in maniera differente alle alterazioni dei loro habitat (Phalan *et al.*, 2011).

Di fatto, entrambi gli approcci risultano necessari al fine di mantenere aperta la possibilità del *rewilding*: da un lato il *land sharing* è essenziale per limitare il degrado del suolo e conservare una quantità di semi adeguata per una rivegetazione passiva; dall'altro, il *land sparing* consentirebbe la conservazione di specie che sono attualmente in conflitto con le attività umane. Il *rewilding* quindi, e non il semplice abbandono, può rappresentare un'importante opzione da considerare in questa fase storica di transizione, con importanti benefici per la biodiversità e per i servizi ecosistemici. La sua applicazione è inoltre estendibile a terreni e contesti non agricoli, come ad esempio le foreste in precedenza gestite per la produzione di legname, aumentando così il livello di eterogeneità del paesaggio. Dal punto di vista della conservazione, la scelta tra *rewilding* e gestione attiva dipenderà dagli obiettivi e dal contesto locale.

La gestione attiva è preferibile quando esistono obiettivi specifici, quali quello di ripristinare determinate specie o conservare gli habitat associati alle attività umane. D'altra parte, sfruttare i processi ecologici dinamici su schemi statici di presenza di specie o habitat può essere più sostenibile a lungo termine o su larga scala. La scelta dipende dalla sostenibilità dell'opzione gestionale e dai conseguenti obiettivi fissati a livello politico e di pianificazione, laddove esistano decisori consapevoli.

Al centro delle sfide che caratterizzeranno il futuro dei paesaggi di montagna, condizionandone le loro peculiarità da un punto di vista ecologico-paesaggistico, ma anche socio-culturale, c'è il ruolo della politica. Memori delle criticità riscontrate durante lo scorso periodo di programmazione della PAC, che hanno spesso portato a effetti lontani da quelli originariamente attesi (Agnoletti, 2014; Romano e Cozzi, 2007), il ruolo degli amministratori dovrà infatti essere quello di individuare le traiettorie future e le possibili soluzioni legate ai diversi territori, impiegando risorse ed energie in maniera efficace ed efficiente e scegliendo tra i diversi approcci

gestionali quelli che risultano più aderenti alle specificità riscontrate in loco. Sulla base di quanto emerso dal presente lavoro, risulta quindi quanto mai importante la precisa definizione dei contesti di intervento e, di riflesso, la opportuna assegnazione di risorse economiche e priorità di intervento che rispecchino le effettive esigenze e necessità dei diversi contesti territoriali. Come dimostrato anche da Pisanelli *et al.* (2012), in un'ottica di gestione puntuale e sostenibile del territorio, non va però certamente sottovalutato, come purtroppo spesso accaduto in passato, il ruolo delle Comunità e dei diversi *stakeholders* locali, che con le proprie attività rappresentano lo strumento attuativo delle politiche e quindi, in ultima analisi, i veri fautori della riuscita o del fallimento delle stesse. Il monitoraggio dei LULCC e la valutazione e previsione dei loro impatti a carico dei servizi ecosistemici risultano uno strumento fondamentale di supporto alla pianificazione, ma al tempo stesso di controllo e valutazione dell'effettiva ricaduta sul territorio delle diverse azioni gestionali poste in essere. Tale constatazione si apre in prospettiva alla creazione di un'ampia casistica ed esperienze in chiave di pianificazione, che, opportunamente messe a sistema e condivise, potrebbero offrire elementi innovativi di primo interesse sia dal punto di vista scientifico che politico-gestionale.

Lo scopo del presente contributo è stato di fornire una fotografia oggettiva dei LULCC in atto nella montagna italiana e, tramite la comparazione di due approcci gestionali molto differenti, fornire degli spunti di riflessione e discussione. Possiamo concludere che, a differenza di quanto spesso avvenuto in passato, quando idee e concetti legati alla gestione territoriale sono stati permutati su ampia scala in contesti anche molto diversi tra di loro, le future politiche e gli strumenti di gestione dovrebbero prendere in considerazione tutte le alternative possibili e, di volta in volta, in base alle esigenze specifiche e peculiari, stabilire in maniera quanto più oggettiva ed analitica quale sia effettivamente l'idea di sviluppo sostenibile, ed effettivamente perseguibile, per quel dato contesto territoriale. La montagna è per il nostro Paese una delle linee tematiche più importanti nelle scelte di riconversione ecologica necessarie ed urgenti. Va finalmente riscritto un Patto tra il paese e la montagna, che rappresenti un grandissimo serbatoio di natura, paesaggio e cultura, tale che consenta di ritrovare una montagna abitabile, consapevolmente e responsabilmente.

Tabella 1. Sistema di classificazione delle terre secondo IUTI.  
 Table 1. IUTI land use classification system.

<i>Categorie GPG- LULUCF</i>	<i>Categorie e sottocategorie IUTI</i>	<i>Codice IUTI</i>	
Forest land	Bosco	1	
Cropland	Seminativi e altre colture erbacee	2.1	
	Colture arboree	Arboricoltura da frutto e vivai	2.2.1
		Arboricoltura da legno	2.2.2
Grassland	Praterie, pascolo ed incolti erbacei	3.1	
	Altre terre boscate	3.2	
Wetlands	Zone umide e acque	4	
Settlements	Urbano	5	
Other lands	Zone improduttive o con vegetazione rada o assente	6	

Tabella 2. Matrice di transizione dei cambiamenti avvenuti nell'uso delle terre nella montagna giuridica dal 1990 al 2008 (valori in ettari).

Table 2. Transition matrix of the land use changes occurred from 1990 to 2008 in the juridical mountain (values in hectares).

		2008										
1990	IUTI	1	2.1	2.2.1	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6	Totale	
		1	7,576,950	21,000	7,575	175	10,225	28,175	5,825	12,900	700	7,663,525
		2.1	130,000	3,360,100	196,375	12,700	59,025	89,150	4,000	92,150	100	3,943,600
		2.2.1	20,750	61,175	791,050	50	4,100	9,450	125	18,450	0	905,150
		2.2.2	475	3,125	250	6,900	375	450	50	500	0	12,125
		3.1	110,650	30,475	9,050	1,550	1,164,950	200,000	2,575	8,500	250	1,528,000
		3.2	198,150	35,850	9,775	375	6,600	1,173,350	3,725	6,550	375	1,434,750
		4	7,850	625	175	25	975	6,550	169,800	300	25	186,325
		5	2,825	1,200	250	50	2,100	1,750	500	439,375	25	448,075
		6	675	75	25	0	2,000	700	675	250	600,550	604,950
	Totale	8,048,325	3,513,625	1,014,525	21,825	1,250,350	1,509,575	187,275	578,975	602,025	16,726,500	

Tabella 3. Matrice di transizione dei cambiamenti avvenuti nell'uso delle terre nella montagna statistica dal 1990 al 2008 (valori in ettari).

Table 3. Transition matrix of the land use changes occurred from 1990 to 2008 in the statistical mountain (values in hectares).

		2008										
1990	IUTI	1	2.1	2.2.1	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6	Totale	
		1	4,789,406	5,898	975		6,472	11,046	1,174	4,248	875	4,820,093
		2.1	47,709	747,935	18,498	1,625	17,770	23,771	100	14,544	25	871,976
		2.2.1	2,300	2,274	38,140		375	675		650		44,413
		2.2.2	50	125		625	25	25				850
		3.1	78,772	10,022	1,400	925	1,103,082	122,726	400	2,749	200	1,320,275
		3.2	90,949	5,699	1,225	50	2,999	495,505	800	1,150	275	598,651
		4	1,050	75			275	525	23,184	50	25	25,183
		5	750	175	25		575	325	75	89,737	25	91,686
		6	575				1,998	525	75	50	608,246	611,468
	Totale	5,011,559	772,202	60,263	3,224	1,133,571	655,122	25,807	113,177	609,670	8,385,295	

Tabella 4. Cambiamenti d'uso del suolo dal 1990 al 2008 riscontrati nell'intero territorio nazionale, nella montagna legale (ML), nella montagna statistica (MS) e nei Parchi Nazionali (PN).

Table 4. Land use change occurred from 1990 and 2008 on the whole national territory, the juridical mountain (ML), the statistical mountain (MS) and the Nation Parks (PN).

	1	2.1	2.2.1	2.2.2	3.1	3.2	4	5	6
<i>Italia</i>	1.7%	-4.2%	1.4%	0.0%	-1.1%	0.4%	0.0%	1.6%	0.0%
<i>ML</i>	2.3%	-2.6%	0.7%	0.1%	-1.7%	0.4%	0.0%	0.8%	0.0%
<i>MS</i>	2.3%	-1.2%	0.2%	0.0%	-2.2%	0.7%	0.0%	0.3%	0.0%
<i>PN</i>	2.6%	-1.2%	0.2%	0.0%	-2.9%	1.1%	0.0%	0.2%	0.0%

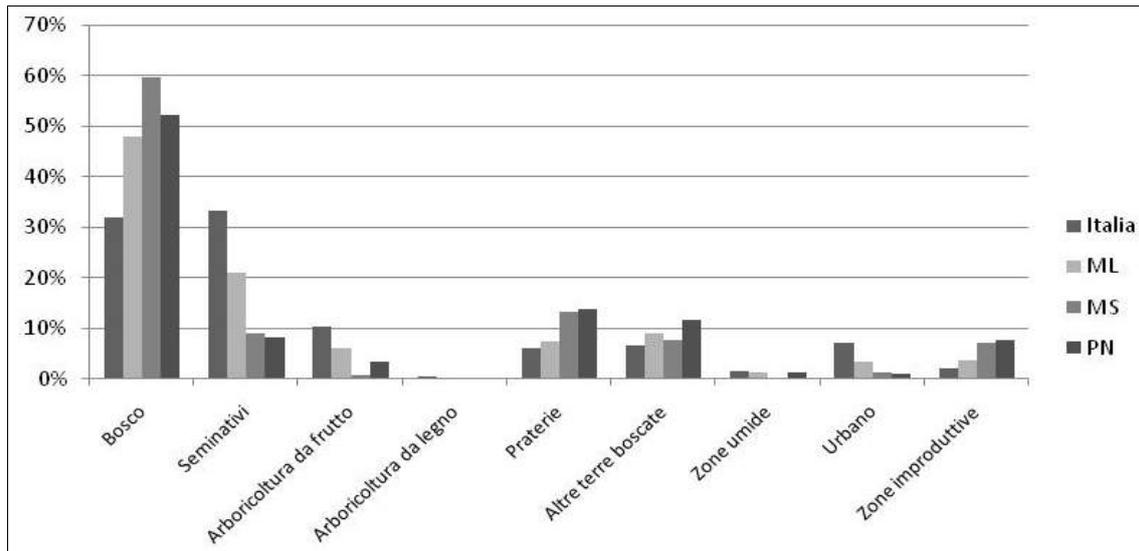


Figura 1. Ripartizione dell'uso del suolo al 2008 sul territorio nazionale, della montagna legale (ML), della montagna statistica (MS) e dei Parchi Nazionali (PN).

Figure 1. Repartition of the land use at 2008 for the whole national territory, the juridical mountain (ML), the statistical mountain (MS) and the National Parks (PN).

## SUMMARY

### New paradigms for land use planning in a changing mountain landscape

Mountain areas have historically been managed in a more sustainable way with respect to others, avoiding the risk of degradation. Land use changes in these contexts are the result of land use intensification in lowland, at the base of the management conflict leading to the marginalization and exclusion of mountain areas from productive processes and active management policies, undermining the sustainability of medium and long term spatial planning. In addition to the implications that these changes have on landscape, it is very important to assess their ecological impact and consequences on ecosystem services provision. The aim of this study is to analyze land use changes in mountain areas of the peninsula from 1990 to 2008. The analysis has been carried out using the transition matrices derived from the Italian Land Use Inventory (IUTI). Moreover, the comparison between two different definitions of mountain (statistical and juridical) and the land use changes occurred during the same time-span in the whole Italian territory and within the National Parks, highlighted the need of a clear and unambiguous definition of mountain. This turned out to be an essential need even for future policies and management strategies, such as those related to the oncoming Common Agricultural Policy.

## BIBLIOGRAFIA CITATA E DI RIFERIMENTO

Agnoletti M., 2014 – *Rural landscape, nature conservation and culture: Some notes on research trends and management approaches from a (southern) European*

*perspective*. Landscape and Urban Planning, 126: 66-73.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.012>

Agnoletti M., 2010 – *Paesaggi Rurali Storici. Per un catalogo nazionale*. Laterza ed. Bari.

Agnoletti M., 2012 – *The Italian historical rural landscape. Cultural values for the environment and rural development*. Dordrecht: Springer Verlag.

<http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-5354-9>

Améztegui A., Brotons L., Coll L., 2010 – *Land-use changes as major drivers of mountain pine (Pinus uncinata Ram.) expansion in the Pyrenees*. Global Ecology and Biogeography, 19: 632-641.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00550.x>

Angelini P., 2014 – *Comunicazione orale in occasione del Convegno Internazionale: La Convenzione delle Alpi e la Convenzione dei Carpazi: esperienze a confronto*. Gli Appennini, una catena montuosa europea, Sarnano (MC), 23-24 Aprile 2014.

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

<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.002>

Beniston M., 2003 – *Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts*. Climatic Change, 59: 5-31.

<http://dx.doi.org/10.1023/A:1024458411589>

Boden S., Pyttel P., Eastaugh C.S., 2010 – *Impacts of climate change on the establishment, distribution, growth and mortality of Swiss stone pine (Pinus cembra L.)*. iForest, 3: 82-85.

<http://dx.doi.org/10.3832/ifor0537-003>

Brachetti L., Carotenuto L., Catorci A., 2012 – *Land-cover changes in a remote area of central Apennines (Italy) and management directions*. Landscape and Urban Planning, 104: 157-170.

- <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.005>  
Ceballos G., Davidson A., List R., Pacheco J.s., Manzano-Fischer P., Santos-Barrera G., Cruzado J., 2010 – *Rapid decline of a grassland system and its ecological and conservation implications*. PLoS One, 5 (1), e8562.  
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0008562>.
- Cevasco R., Moreno D., 2012 – *The historical roots of biodiversity*. In: Historical rural landscapes. Cultural values for the environment and rural development, a cura di M. Agnoletti. Dordrecht: Springer Verlag.
- Chauchard S., Carcaillet C., Guibal F., 2007 – *Patterns of land-use abandonment control tree recruitment and forest dynamics in Mediterranean mountains*. Ecosystems, 10: 936-948.  
<http://dx.doi.org/10.1007/s10021-007-9065-4>
- Chauchard S., Beilhe F., Denis N., Carcaillet C., 2010 – *An increase in the upper tree-limit of silver fir (Abies alba Mill.) in the Alps since the mid-20th century: A land-use change phenomenon*. Forest Ecology and Management, 259: 1406-1415.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.009>
- Ciancio O., 2014 – *Storia del pensiero forestale*. Rubbettino editore, pp. 543.
- Conti G., Fagarazzi L., 2005 – *Forest expansion in mountain ecosystems: “environmentalist’s dream” or societal nightmare?* Planum, 11:1-20.
- Corona P., Calvani P., Mugnozza G.S., Pompei E., 2008 – *Modelling natural forest expansion on a landscape level by multinomial logistic regression*. Plant Biosystems, 142 (3): 509-517.  
<http://dx.doi.org/10.1080/11263500802410850>
- Corona P., Barbati A., Tomao A., Bertani R., Valentini R., Marchetti M., Fattorini L., Perugini L., 2012 – *Land use inventory as framework for environmental accounting: an application in Italy*. iForest, 5: 204-209.  
<http://dx.doi.org/10.3832/ifer0625-005>
- Cramer V.A., Hobbs R.J., Standish R.J., 2008 – *What’s new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly*. Trends Ecol Evol, 23:104-12.
- Cullotta S., Marchetti M., La Mantia T., Tosi V., 2005 – *Protected forest areas in Europe - analysis and harmonisation: country report Italy*. In: COST Action E27 (PROFOR) - Reports of signatory states (Latham J, Frank G, Fahy O, Kirby K, Miller H, Stiven R eds). Federal research and training centre for forests, natural hazards and landscape (BFW), Vienna, Austria, pp. 187-209.
- De Aranzabal I., Schmitz M.F., Aguilera P., Pineda P., 2008 – *Modelling of landscape changes derived from the dynamics of socio-ecological systems. A case of study in a semiarid Mediterranean landscape*. Ecological Indicators, 8: 672-685.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.11.003>
- De Vecchis G., 1996 – *Da problema a risorsa: sostenibilità della montagna italiana*. Kappa Editore, pp. 312.
- Dirnböck T., Dullinger S., Grabherr G., 2003 – *A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation*. Journal of Biogeography, 30: 401-417.  
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00839.x>
- Figueiredo J., Pereira H.M., 2011 – *Regime shifts in a socio-ecological model of farmland abandonment*. Landscape Ecology, 26 (5): 737-49.  
<http://dx.doi.org/10.1007/s10980-011-9605-3>
- Fischer M., Rudmann-Maurer K., Weyand A., Stöcklin J., 2008 – *Agricultural land use and biodiversity in the Alps*. Mountain Research and Development, 28: 148–155. <http://dx.doi.org/10.1659/mrd.0964>
- Führer E., 2000 – *Forest functions, ecosystem stability and management*. Forest Ecology and Management, 132: 29-38.  
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00377-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00377-7)
- Gehrig-Fasel J., Guisan A., Zimmermann N.E., 2007 – *Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change or land abandonment?* Journal of Vegetation Science, 18: 571-582.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02571.x>
- Gellrich M., Baur P., Koch B., Zimmermann N.E., 2007 – *Agricultural land abandonment and natural forest regrowth in the Swiss mountains: a spatially explicit economic analysis*. Agriculture Ecosystems and Environment, 118: 93-108.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.001>
- Geneletti D., 2007 – *An approach based on spatial multicriteria analysis to map the nature conservation value of agricultural land*. Journal of Environmental Management, 83: 228-235.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.03.002>
- Gillson L., Ladle R.J., Araújo M.B., 2011 – *Baselines, patterns and process*. In: Conservation biogeography, a cura di Ladle R.J. e Whittaker R.J. Oxford: Wiley-Blackwell, pp. 31-44.
- Hobbs R.J., Higgs E., Harris J.A., 2013 – *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*. Oxford: Wiley-Blackwell, pp. 380.
- Hobbs R.J., Higgs E., Harris J.A., 2009 – *Novel ecosystems: implications for conservation and restoration*. Trends in Ecology and Evolution, 24: 599-605.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>
- ISTAT, 2009 – *Atlante di geografia statistica e amministrativa*. URL:  
[http://www3.istat.it/dati/catalogo/20090728\\_00](http://www3.istat.it/dati/catalogo/20090728_00)
- Kaplan J.O., Krumhardt K.M., Zimmermann N., 2009 – *The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe*. Quaternary Science Reviews, 28: 3016–34.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.quascirev.2009.09.028>
- Körner C., Paulsen J., 2004 – *A world-wide study of high altitude treeline temperatures*. Journal of Biogeography, 31: 713-732.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2003.01043.x>
- MacDonald D., Crabtree J.R., Wiesinger G., Dax T., Stamou N., Fleury P., Lazpita J.G., Gibon A., 2000 – *Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response*. Journal of Environmental Management, 59: 47-69.  
<http://dx.doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
- Maesano M., Giongo Alves M.V., Ottaviano M., Marchetti M., 2011 – *Prima analisi a livello nazionale per l’identificazione delle High Conservation Value Forests (HCVFs)*. Forest@, 8: 22-34.

- Marchetti M., Tognetti R., Lombardi F., Chiavetta U., Palumbo G., Sellitto M., Colombo C., Iovieno P., Alfani A., Baldantoni D., Barbati A., Ferrari B., Bonacquisti S., Capotorti G., Copiz R., Blasi C., 2010 – *Ecological portrayal of old-growth forests and persistent woodlands in the Cilento and Vallo di Diano National Park (southern Italy)*. *Plant Biosystems*, 144: 130-147.  
<http://dx.doi.org/10.1080/11263500903560470>
- Marchetti M., Bertani R., Corona P., Valentini R., 2012 – *Cambiamenti di copertura forestale e dell'uso del suolo nell'inventario dell'uso delle terre in Italia*. *Forest@*, 9 (1): 170-184.
- Marchetti M., Lasserre B., Pazzagli R., Sallustio L., 2014 – *Rural areas and urbanization: analysis of a change*. *Scienze del Territorio*, 2: 239-258.
- Marchetti M., Ottaviano M., Pazzagli R., Sallustio L., 2013 – *Consumo di suolo e analisi dei cambiamenti del paesaggio nei Parchi Nazionali d'Italia*. *Territorio*, 66: 121-131.
- Marchetti M., Sallustio L., 2012 – *Dalla città compatta all'urbano diffuso: ripercussioni ecologiche dei cambiamenti d'uso del suolo*. In: *Il progetto di paesaggio come strumento di ricostruzione dei conflitti*, a cura di A.M. Ippolito. Franco Angeli Editore, pp.165-173.
- Mazzoleni S., di Martino P., Strumia S., Buonanno M., Bellelli M., 2004 – *Recent changes of coastal and sub-mountain vegetation landscape in Campania and Molise Regions in Southern Italy*. In: *Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape*. A cura di Mazzoleni S., di Pasquale G., Mulligan M., di Martino P., Rego F. John Wiley & Sons., pp. 145-155.
- Meijaard E., Sheil D., 2011 – *A modest proposal for wealthy countries to reforest their land for the common good*. *Biotropica*, 43 (5): 524-528.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00802.x>
- Monteiro A.T., Fava F., Hiltbrunner E., Della Mariana G., Bocchi S., 2001 – *Assessment of land cover changes and spatial drivers behind loss of permanent meadows in the lowlands of Italian Alps*. *Landscape and urban planning*, 100: 287-294.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.015>
- Munafò M., Salvati L., Zitti M., 2013 – *Estimating soil sealing rate at national level- Italy as a case study*. *Ecological Indicators*, 26: 137-140.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.11.001>
- Navarro L.M., Pereira H.M., 2012 – *Rewilding Abandoned Landscapes in Europe*. *Ecosystems*, 15: 900-912.  
<http://dx.doi.org/10.1007/s10021-012-9558-7>
- Naveh Z., Lieberman A., 1994 – *Landscape ecology, theory and application*. New York: Springer- Verlag.
- Palombo C., Chirici G., Tognetti R., Marchetti M., 2013 – *Is land abandonment affecting forest dynamics at high elevation in Mediterranean mountains more than climate change?* *Plant Biosystems*, 147 (1):1-11.  
<http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2013.772081>
- Phalan B., Onial M., Balmford A., Green R.E., 2011 – *Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared*. *Science*, 333(6047): 1289-91.  
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1208742>
- Pisanelli A., Chiocchini F., Cherubini L., Lauteri M., 2012 – *Combining demographic and land-use dynamics with local communities perceptions for analyzing socio-ecological systems: a case study in a mountain area of Italy*. *iForest*, 5: 163-170.  
<http://dx.doi.org/10.3832/ifor0615-005>
- Pontius R.G., Shusas E., McEachern M., 2004 – *Detecting important categorical land changes while accounting for persistence*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101(2-3): 251-268.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>
- Price M.F., Byers A.C., Friend D.A., Kohler T., Price L.W., 2013 – *Mountain Geography: Physical and Human Dimensions*. Berkeley and Los Angeles, California: University of California Press., pp. 367.
- Resco de Dios V., Fischer C., Colinas C., 2007 – *Climate Change Effects on Mediterranean Forests and Preventive Measures*. *New Forests*, 33: 29-40.  
<http://dx.doi.org/10.1007/s11056-006-9011-x>
- Rey Benayas J., Martins A., Nicolau J., Schulz J., 2007 – *Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences*. *CAB Reviews*, 2: 1-14.  
<http://dx.doi.org/10.1079/pavsnr20072057>
- Romano B., Zullo F., 2012 – *Land Urbanization in Central Italy 50 years of evolution*. *Journal of Land Use Science*,  
<http://dx.doi.org/10.1080/1747423X.2012.754963>
- Romano S., Cozzi M., 2007 – *Cambiamenti nell'uso del suolo: analisi e comparazione di mappe storiche e recenti. Il caso della Valle dell'Agri, Basilicata, Italia*. *Aestimium*, 51: 63-89.
- Ruiz-Labourdette D., Nogués-Bravo D., Ollero H.S., Schmitz M.F., Pineda F.D., 2012 – *Forest composition in Mediterranean mountains is projected to shift along the entire elevational gradient under climate change*. *Journal of Biogeography*, 39: 162-176.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02592.x>
- Schirpke U., Leitinger G., Tasser E., Schermer M., Steinbacher M., Tappeiner U., 2013 – *Multiple ecosystem services of a changing Alpine landscape: past, present and future*. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 9 (2): 123-135.
- Sitzia T., Semenzato P., Trentanovi G., 2010 – *Natural reforestation is changing spatial patterns of rural mountain and hill landscapes: A global overview*. *Forest Ecology and Management*, 259: 1354-1362.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.048>
- Svenning J.C., 2002 – *A review of natural vegetation openness in North-western Europe*. *Biological Conservation*, 104 (2): 133-48.
- Tasser E., Schermer M., Siegl G., Tappeiner U., 2012 – *Noi artefici del paesaggio - Essenza ed evoluzione del paesaggio culturale in Alto Adige, Tirolo del Nord e Orientale*. Athesia, Bolzano.
- Van Eetvelde V., Antrop M., 2004 – *Analyzing structural and functional changes of traditional landscapes-two examples from Southern France*. *Landscape and Urban Planning*, 67: 79-95.  
[http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00030-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00030-6)

Van Vuuren D.P., Sala O.E., Pereira H.M., 2006 – *The future of vascular plant diversity under four global scenarios*. Ecology and Society, 11 (2): 25.

Vera F.W.M., 2000 – *Grazing ecology and forest history*. New York: CABI, pp. 527.

Vera F.W.M., 2009 – *Large-scale nature development - the Oostvaardersplassen*. Br Wildl, 20 (5): 28-36.

Vicente-Serrano S.M., Lasanta T., Romo A., 2004 – *Analysis of spatial and temporal evolution of vegetation*

*cover in the Spanish central Pyrenees: Role of human management*. Environmental Management, 34 (6): 802-818.

<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-0022-5>

Wagner H.H., Wildi O., Ewald K.C., 2000 – *Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape*. Landscape Ecology, 15: 219-227.

<http://dx.doi.org/10.1023/A:1008114117913>