



Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali

Ciclo XXII

Settore scientifico disciplinare AGR 02

SOSTENIBILITÀ DEGLI AGROECOSISTEMI

VALUTAZIONE TRAMITE INDICATORI

AZIENDALI E DI PAESAGGIO

dott. Vincenzo Di Felice
(candidato)

dott. Roberto Mancinelli
(tutor)

prof. Maurizio Petruccioli
(coordinatore)

2010

dott. Roberto Mancinelli, PhD

Ricercatore

Dipartimento di Produzione Vegetale

Facoltà di Agraria

Università degli Studi della Tuscia

via San Camillo de Lellis

01100 Viterbo - Italia

prof. Maurizio Petruccioli, PhD

Professore Ordinario di I^a Fascia

Dipartimento di Agrobiologia ed Agrochimica

Università degli Studi della Tuscia

via San Camillo de Lellis

01100 Viterbo - Italia

SOSTENIBILITÀ DEGLI AGROECOSISTEMI

VALUTAZIONE TRAMITE INDICATORI AZIENDALI E DI PAESAGGIO

Vincenzo Di Felice

Ringrazio, in particolar modo, il dott. Roberto Mancinelli per l'interesse suscitato nell'attività di ricerca, per il contributo scientifico, culturale e d'analisi fornito negli anni e per la fiducia che mi ha concesso.

Ringrazio i proff. Fabio Caporali ed Enio Campiglia per le collaborazioni nelle attività di ricerca e stesura degli elaborati, per le opportunità culturali fornite e per le dialettiche costruttive succedutesi negli anni poiché tramite il confronto si genera la conoscenza.

Ringrazio il prof. João Gilberto Batista e la dott.ssa Edite Romana Batista (University of Azores – Portogallo), il dott. Raphael Proulx (Max Plank Institute - Germania), la prof.ssa Lenore Fahrig (Carleton University - Canada), il prof. Andrej Udovc (University of Ljubljana – Slovenia), il dott. Bachisio Bosa (Dottore Forestale) e l'ISPRA (Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale) per le opportunità, le collaborazioni, i contributi tecnico-scientifici, il materiale messo a disposizione per la ricerca, la cordialità e la professionalità delle relazioni.

Ringrazio la mia famiglia per l'inesauribile e insostituibile supporto offerto.

Il Dottorato di Ricerca o Doctor of Philosophy

Dopo la Conferenza interministeriale di Berlino⁽¹⁾, il livello di dottorato viene incluso come terzo ciclo nel processo di Bologna sottolineando così l'importanza della ricerca, della formazione alla ricerca nel mantenimento e nello sviluppo della qualità, della competitività e dell'attrattiva dell'istruzione superiore europea. L'avanzamento del sapere attraverso uno studio di ricerca originale costituisce il cardine della formazione dottorale⁽²⁾. I corsi per il conseguimento del dottorato di ricerca forniscono le competenze necessarie per esercitare, presso università, enti pubblici o soggetti privati, attività di ricerca di alta qualificazione⁽³⁾.

⁽¹⁾ Realizzare lo spazio europeo dell'istruzione superiore. Comunicato della conferenza dei ministri europei dell'istruzione superiore. Berlino, 19 settembre 2003

⁽²⁾ Il processo di Bologna: principi chiave. Conferenza dei Rettori delle Università italiane, crui.it

⁽³⁾ Legge 3 luglio 1998, numero 210, articolo 4, comma 1

Ai miei cari

Di Felice V., 2010. Sostenibilità degli agroecosistemi: valutazione tramite indicatori aziendali e di paesaggio. Tesi di Dottorato, Università degli Studi della Tuscia, Viterbo, Italia, 156 pp., riassunti in italiano e inglese.

Riassunto

Sistemi agricoli ed ecologici sono intimamente connessi (l'agricoltura gioca un ruolo importante nei modelli ecosistemici) e l'attività agricola concreta in se concetti di gestione e cambiamento ambientale atti alla produzione di beni (*in primis* gli alimenti). Durante il secolo scorso, l'attività agricola si è intensificata caratterizzandosi sia nella crescente dipendenza da fattori esterni sia nella conversione delle coperture del suolo. Sebbene tale processo abbia incrementato la produttività, la sostenibilità di numerosi agroecosistemi è stata compromessa. Nei Paesi sviluppati la situazione è particolarmente critica e richiede una riorganizzazione del settore agricolo al fine di recuperare la sostenibilità venuta meno. Al fine di affrontare le questioni emergenti connesse con la crescita demografica mondiale e la veemenza tecnologica nella biosfera, assume una fondamentale importanza il quantificare la sostenibilità degli agroecosistemi. La sfida dei ricercatori è quindi quella di bilanciare le questioni bio-fisiche con quelle socio-economiche per promuovere lo sviluppo sostenibile dell'agricoltura. In Europa sono presenti modelli di sviluppo rurale sostenibile ed essi devono essere maggiormente compresi, esplorati e diffusi in quanto magnifici esempi di conoscenza acquisita tramite la tradizione e il sapiente uso del suolo.

Il principale obiettivo della presente ricerca è quello di produrre un'indagine ambientale ed economica finalizzata alla progettazione e gestione di agroecosistemi sostenibili. Al fine di perseguire tale obiettivo, è necessario adottare un approccio multidimensionale capace di associare le caratteristiche agroecosistemiche alla gestione sostenibile. Questa ricerca vuole contribuire alla costruzione di una Scienza della Sostenibilità tramite la definizione di soluzioni pratiche capaci di incrementare la sostenibilità agricola, con minime ripercussioni sui livelli produttivi. La ricerca (articolata in vari studi) ha riguardato la valutazione della sostenibilità di alcuni agroecosistemi, a livello gerarchico di paesaggio (Lazio meridionale) e aziendale (Lazio meridionale, Provincia di Viterbo e Isola di Terceira), tramite indicatori di diversità (paesaggio e azienda) e di input/output (azienda).

Gli studi condotti a livello di paesaggio hanno analizzato la sostenibilità ambientale in termini di metriche territoriali distinguendo l'ecoregione in base ad alcune caratteristiche (proprietà, altimetria e fitoclima). I risultati forniscono un profilo ecoregionale dell'Italia centrale dove i modelli storici di uso del suolo sono sopravvissuti a testimonianza della capacità umana di bilanciare il proprio sviluppo in base al contesto locale. Anche se i recenti cambiamenti sociali hanno portato a una maggior irruenza antropica e tecnologica sull'ambiente, la tradizione nei modelli d'uso del suolo (tramandata tra le generazioni mediante la cultura, l'educazione e le regolamentazioni locali) ha contribuito nel mitigare l'impatto umano ed ha agito da cuscinetto per la resilienza degli ecosistemi.

Gli studi condotti a livello aziendale hanno analizzato la sostenibilità ambientale ed economica, in termini di circolazione dei flussi di materia ed energia, confrontando alcuni regimi gestionali contrastanti (biologico e convenzionale, misto e non misto). In generale, i risultati mostrano migliori prestazioni delle aziende biologiche rispetto alle convenzionali in ragione dell'organizzazione aziendale maggiormente portata al reimpiego della energia-materia prodotta e alla minor richiesta di energie ausiliari esterne provenienti da fonti non rinnovabili. Gli studi confermano il ruolo fondamentale degli allevamenti in quanto componente essenziale a migliorare l'efficienza e la sostenibilità aziendale (tale ruolo non viene sempre riconosciuto in termini sociali ed economici). In situazioni di bassa diversificazione strutturale e forte ascendente politico sul processo decisionale aziendale (come ad esempio sull'isola di Terceira) i costi ambientali dell'agricoltura possono aumentare significativamente. Al fine di informare in maniera appropriata i soggetti (pubblici e privati) coinvolti nel processo decisionale, sono necessarie maggiori risorse di conoscenza e di finanziamenti per misurare e monitorare le condizioni di sostenibilità dell'agricoltura.

Di Felice V., 2010. Agroecosystem sustainability: assessment through farm and landscape indicators. PhD Thesis, University of Tuscia, Viterbo, Italy, 156 pp., Italian and English abstracts.

Abstract

Agricultural and ecological systems are directly connected (agriculture plays an important role in ecosystem patterns) and the agroecosystems convey a high sense of stewardship care and historicity as food providers. During the last century, agriculture activity has intensified worldwide, characterized by an increasing dependence on external inputs and on land cover conversion. Although agriculture intensification has increased productivity, the sustainability of many agroecosystems has been compromised. In developed Countries the situation is particularly critical and requires a reorganization of the agricultural sector which would recover the sustainability failed. The measurement of agroecosystems sustainability has become of supreme importance, now essential to address the obvious problems related to the large population growth and technological vehemence in the biosphere. Defining socio-economical and bio-physical balance is a fundamental challenge for researchers in order to promote the sustainable development in agriculture. In Europe examples of sustainable rural development should be better acknowledged, explored and disseminated as meaningful case studies of traditional knowledge and wise land use.

The main objective of the present research is to provide environmental-economic frameworks in order to design and evaluate agroecosystem sustainability. To achieve this objective, a multidimensional approach is needed that combines the feature of the agroecosystems with sustainable management. This research want to be a contribution in building a science of sustainability developing practical ways of improving sustainability in agriculture, with minimal impact to production. This research (containing various studies) has concerned the assessment of agroecosystem sustainability at landscape (Southern Lazio) and farming (Southern Lazio, Viterbo Province, Terceira Island) level based on the use of diversity (landscape and farming studies) and input/output (farming studies) indicators.

Landscape level studies have analyzed the environmental sustainability in terms of landscape metrics distinguishing the landscape according to some characteristics (ownership, elevation and phytoclimate). Results provided a profile of an ecoregion in Central Italy, where historical land-use patterns are still alive on the territory and testify the capacity of human beings to develop a balanced relationship with their context of life at local level. Even if recent changes in society trends bring about more demographic pressure and more environmentally-aggressive technological fixes, tradition in land use patterns transferred from generation to generation through culture, education, regulations and action at local level, can help mitigate human impact and operate as a cultural buffer for ecosystem resilience.

Farming level studies have analyzed the environmental and economical sustainability in terms of energy and material fluxes circulation comparing groups of farms in contrasting management regimes (organic vs. conventional; mixed vs. non-mixed). In general terms, results shows a diffuse better performance of organic farms respect to conventional ones because their organization was based on increased re-use of on-farm produced energy-matter flow and reduced demand of external inputs of non renewable energy-matter sources. The studies have confirmed the fundamental role of livestock as crucial agroecosystem component that improves the efficiency and sustainability of farms (this role is not yet acknowledged by society in economic terms). In situations of low structural diversification and strong policy ascendancy on farm decision making processes, the agricultural environmental costs may be enhanced significantly (eg.: Terceira Island).

More intellectual and financial resources for measuring and monitoring sustainability conditions in agriculture are necessary, in order to appropriately inform decision making processes at both institutional and individual level.

Indice dei contenuti

Indice dei contenuti	1
Prefazione.....	3
Capitolo 1. Introduzione.....	4
1.1 Scenario	5
1.2 Questioni emergenti.....	8
1.3 Obiettivi della ricerca.....	8
1.4 Organizzazione dell’elaborato	8
1.5 Bibliografia citata.....	9
Capitolo 2. Sostenibilità, agroecosistemi e indicatori	11
2.1 La sostenibilità a livello agrario.....	12
2.2 L’organizzazione degli agroecosistemi.....	13
2.3 La biodiversità come valore intrinseco e funzionale	15
2.4 Efficienza e autonomia dell’agroecosistema.....	17
2.5 Gli indicatori di sostenibilità.....	18
2.6 Bibliografia citata.....	20
Capitolo 3. Analisi a livello di paesaggio	22
3.1 Il paesaggio	23
3.1.1 L’ecologia del paesaggio	23
3.1.2 L’interpretazione del paesaggio	25
3.1.3 Le componenti del paesaggio costituenti l’agroecosistema	26
3.1.4 Bibliografia citata	27
3.2 Descrizione dell’ecoregione studiata (Lazio meridionale)	30
3.2.1 Bibliografia citata	35
3.3 Studio A: indicatori di biodiversità per la sostenibilità in agricoltura	36
3.3.1 Materiali e metodi	36
3.3.2 Risultati e discussioni.....	58
3.3.3 Considerazioni.....	63
3.3.4 Bibliografia citata	65
3.4 Studio B: valutazione della sostenibilità in termini di diversità	69
3.4.1 Materiali e metodi	69
3.4.2 Risultati e discussioni.....	70
3.4.3 Considerazioni.....	73
3.4.4 Bibliografia citata	74
3.5 Studio C: valutazione del consumo di naturalità e della biodiversità	75

3.5.1	Materiali e metodi	75
3.5.2	Risultati e discussioni.....	77
3.5.3	Considerazioni.....	80
3.5.4	Bibliografia citata	80
3.6	Studio D: valutazione della diversità di <i>patches</i> di <i>habitat</i> per la sostenibilità	82
3.6.1	Materiali e metodi	82
3.6.2	Risultati e discussioni.....	83
3.6.3	Considerazioni.....	91
3.6.4	Bibliografia citata	93
Capitolo 4.	Analisi a livello aziendale	95
4.1	L'agroecosistema aziendale	96
4.1.1	Bibliografia citata	98
4.2	Studio E: confronto tra aziende agricole (Lazio meridionale)	99
4.2.1	Materiali e metodi	99
4.2.2	Risultati e discussioni.....	102
4.2.3	Considerazioni.....	107
4.2.4	Bibliografia citata	107
4.3	F: confronto tra aziende biologiche e convenzionali (Provincia di Viterbo)	109
4.3.1	Materiali e metodi	109
4.3.2	Risultati e discussioni.....	110
4.3.3	Considerazioni.....	111
4.3.4	Bibliografia citata	111
4.4	Studio G: confronto tra aziende agricole (Provincia di Viterbo e isola di Terceira)	112
4.4.1	Materiali e metodi	112
4.4.2	Risultati e discussioni.....	122
4.4.3	Considerazioni.....	125
4.4.4	Bibliografia citata	126
Capitolo 5.	Considerazioni finali e conclusioni	127
	Appendice A.....	131
	Appendice B.....	138
	Appendice C.....	145

Prefazione

Il lavoro realizzato, redatto nelle pagine che seguono, rappresenta il prodotto di un'appassionante attività di approfondimento sull'ecologia e sulle sue applicazioni in campo agricolo, condotto considerando gli aspetti salienti (storici, scientifici e filosofici) che caratterizzano la materia. Nonostante le risorse e i tempi siano sempre insufficienti a soddisfare le questioni che, a partire dal quesito iniziale, emergono durante le suggestive attività di ricerca scientifica, nei tre anni è stato perseguito e probabilmente raggiunto l'obiettivo primario attinente l'interpretazione di alcune esternalizzazioni dell'agroambiente al fine di fornire informazioni utili per attuare gestioni sostenibili. L'attività di ricerca è stata condotta con approccio sistemico su livelli differenti di scala ecosistemica e ha cercato di estrapolare l'oggetto dell'analisi dal contesto locale consentendo confronti tra realtà differenti e distanti sotto l'aspetto spazio-temporale. Lo studio si è interessato dei livelli gerarchici di azienda e di paesaggio in quanto questi riconducono la sostenibilità alle scelte imprenditoriali e al governo del territorio, rispettivamente.

Nel particolare si è cercato di valutare, tramite l'ausilio di indicatori, in primo luogo, lo stato di biodiversità dell'agroecosistema nei livelli gerarchici di paesaggio e di azienda agricola e, in secondo luogo, le prestazioni agroambientali dei sistemi aziendali. L'attività condotta ha posto quindi l'accento sui temi della diversità biologica e dell'uso delle risorse, considerando insieme gli aspetti della sostenibilità bio-fisica con quelli della sostenibilità socio-economica dell'agricoltura. Inoltre, è stata posta attenzione, nella scelta degli strumenti d'indagine, su indicatori capaci di rispondere alle esigenze delle differenti figure decisionali rendendo così attuabile un percorso programmatico capace, da una parte, di offrire risultati utilizzabili su larga scala e, dall'altra, di instaurare una condizione di autocontrollo degli agroecosistemi tramite il monitoraggio delle condizioni di sostenibilità.

Durante l'attività di ricerca sono stati utilizzati diversi indicatori di sostenibilità, provenienti e non dalla letteratura scientifica, ritenuti maggiormente affini a interpretazioni agroecologiche dei sistemi in ragione dell'interazione tra le componenti.

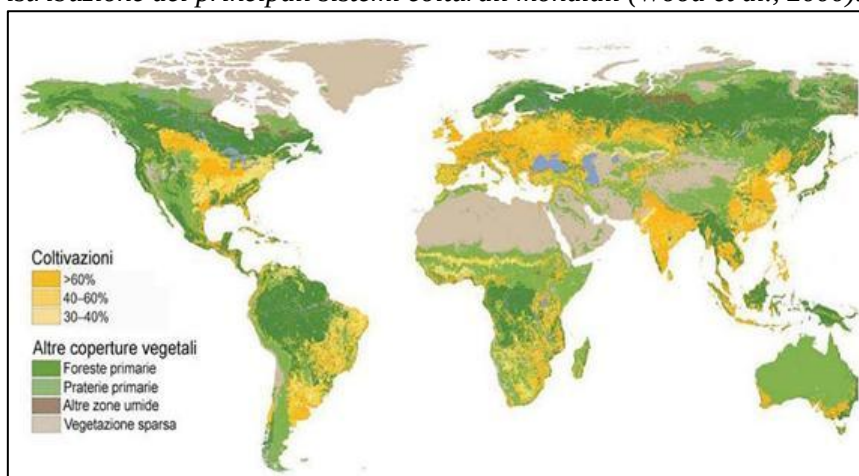
Data l'ampiezza, l'attualità, la complessità e la continua evoluzione (interpretativa e applicativa) dell'argomento trattato, durante il primo anno del corso di dottorato sono state in primis approfondite e ampliate le conoscenze sulla tematica di ricerca a cui ha avuto seguito una fase d'interazione con altri studiosi. In sincrono, è stata approfondita la conoscenza nell'utilizzo dei software considerati indispensabili alla fase di reperimento, catalogazione, estrapolazione ed elaborazione delle informazioni. Il primo effetto generato dalle suddette attività si è concretizzato nella proposta di alcuni approcci metodologici d'indagine atti a valutare la sostenibilità di agroecosistemi. In ragione delle competenze e conoscenze acquisite durante il primo anno di dottorato, il secondo anno di attività è stato pianificato con l'obiettivo di i) affinare i modelli d'analisi prodotti, ii) migliorarne le performances (in ragione dei nessi tra tempistiche e metodiche di produzione/elaborazione dei databases e sostanza dell'informazione prodotta) e iii) promuoverne l'utilizzo su agroecosistemi differenti (per estendere la casistica e sperimentare i modelli in contesti diversificati rispetto a quello originario) prestando particolare attenzione all'interazione con altre unità di ricerca interessate. Infine, durante l'ultimo anno l'attività di ricerca è stata concentrata sulla redazione di elaborati scientifici pubblicati o sottoposti all'attenzione di riviste internazionali.

Capitolo 1. **Introduzione**

1.1 Scenario

Durante gli ultimi tre secoli l'attività agricola è significativamente cresciuta in tutto il mondo (dal 1700 al 2000, +466% in termini di superficie) (Ramankutty *et al.*, 2002) arrivando a interessare circa un quarto delle terre emerse (figura 1) e durante il ventesimo secolo il suo sviluppo si è distinto per un'intensificazione caratterizzata dalla crescita nell'uso di risorse (antiparassitari, acqua, carburanti, ecc.). Su ampia scala, l'uso di queste risorse ha stimolato sia la conversione in coltivi di territori naturali e semi-naturali sia l'accorciamento dei cicli colturali (Tilman *et al.*, 2001; Haberl 2007; Lal 2007; Scanlon *et al.*, 2007; Zhang e Zhang, 2007). La trasformazione agricola dei terreni è stata accompagnata dalla bonifica delle aree palustri, dalla copertura dei corsi d'acqua, dalla conversione di foreste e pascoli in coltivazioni erbacee e arboree, dalla rimozione dei bordi campo (siepi, alberature, ecc.), dalla specializzazione delle produzioni e dall'omologazione dei prodotti. Inoltre, l'accorciamento dei cicli colturali ha comportato l'omissione dei periodi di riposo dei suoli e l'incremento della frequenza di pascolo (Stoate *et al.*, 2001; Robinson e Sutherland, 2002).

Figura 1. *Distribuzione dei principali sistemi colturali mondiali (Wood et al., 2000).*

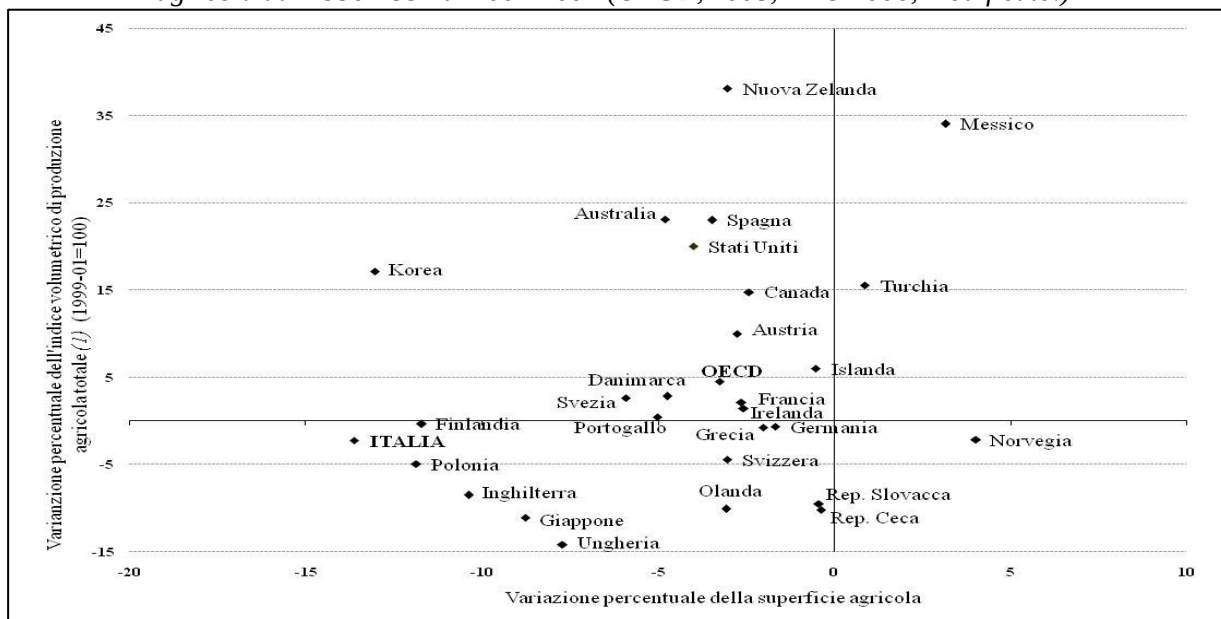


Nonostante questi mutamenti degli ecosistemi abbiano favorito apprezzabili incrementi delle produzioni agricole, orientate a soddisfare le crescenti necessità di derrate alimentari e di altri prodotti agricoli, spesso la loro sostenibilità è risultata discutibile in ragione della continua domanda di terreni agricoli causata dalla crescita demografica mondiale, dalla non rinnovabilità delle fonti energetiche fossili (essenziali per la produzione di fertilizzanti e antiparassitari, per l'irrigazione e per le operazioni colturali meccanizzate) e dai fenomeni di degrado agroambientale tra i quali la perdita di biodiversità (Matson *et al.*, 1997; Skinner *et al.*, 1997; Mander *et al.*, 1999; Allan, 2004; Bianchi *et al.*, 2006; Dasgupta *et al.*, 2007). Numerosi sono gli effetti negativi che la “moderna” agricoltura, non correttamente gestita, può generare all'interno e all'esterno dell'agroecosistema tra questi risulta utile citare: la riduzione di biodiversità animale e vegetale legata all'uso di antiparassitari (Holzschuh *et al.*, 2007); i fenomeni di eutrofizzazione (Jones *et al.*, 2001; Houlahan e Findlay, 2004) e la perdita di diversità vegetale (Houlahan *et al.*, 2006) associate all'uso di fertilizzanti minerali; il declino quali-

quantitativo delle essenze spontanee (Dorrough *et al.*, 2007) e dei microrganismi del suolo (Mills e Adl, 2006) provocato da eccessivi carichi di bestiame, errate turnazioni e utilizzo di fertilizzanti minerali; la perdita degli habitat degli animali selvatici determinata dalla rimozione di aree naturali e semi-naturali (Harvey, 1997; Tilman *et al.*, 2001; Steffan-Dewenter *et al.*, 2007); la diminuzione della biodiversità dovuta all'intensificazione, all'abbandono delle terre marginali e alle ampie scale produttive (Gaston *et al.*, 2003; Henle *et al.*, 2008).

Nei Paesi Sviluppati europei, asiatici e nord-americani, le criticità sono particolarmente evidenti e richiedono delle radicali riorganizzazioni del settore agricolo atte a recuperare la sostenibilità venuta meno. In questo contesto, l'attuale la situazione descritta dall'*Organisation for Economic Co-operation and Development* (OECD, 2008) evidenzia ulteriori argomentazioni degne di nota connesse alla diminuzione delle superfici agricole in numerosi Paesi (particolarmente evidente in Italia). Tale questione richiama l'attenzione sulla gestione delle aree non più dedite alle produzioni agricole, sulla loro "ri-naturalizzazione", sui loro processi omeostatici e sulle incognite legate a possibili utilizzazioni alternative (edilizia residenziale, attività industriale, attività estrattiva, ecc.). Analizzando la contrazione delle aree agricole di tali Paesi congiuntamente alle informazioni prodotte dalla *Food and Agriculture Organization* delle Nazioni Unite (FAO, 2006) relative alle produzioni agricole (figura 2) si evince come, in alcuni Paesi, a una riduzione delle superfici agricole corrisponda una riduzione delle produzioni (es.: Olanda, Inghilterra e Giappone) mentre, in altri Paesi, le produzioni restano pressoché simili (es.: Italia, Finlandia e Portogallo) o addirittura aumentano (es.: Korea, Australia, Stati Uniti, Spagna, Nuova Zelanda, Messico). Quest'ultime situazioni sono riconducibili a numerosi fattori tra i quali anche il maggior apporto di input energetici esterni spesso non rinnovabili.

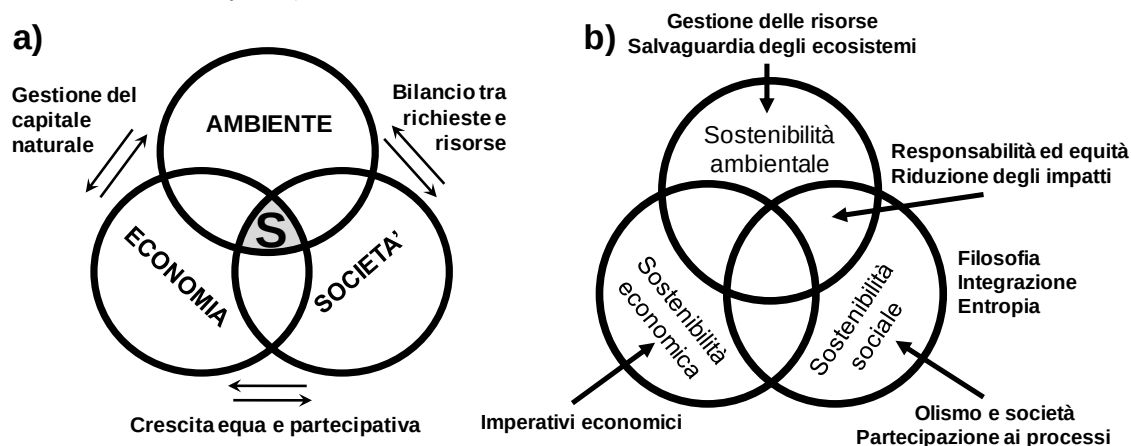
Figura 2. *Variazioni dell'indice volumetrico di produzione agricola totale e della superficie agricola dal 1990-1992 al 2002-2004 (OECD, 2008; FAO 2006; modificato.)*



(1) L'indice volumetrico di produzione agricola totale mostra il livello relativo al volume complessivo dei prodotti agricoli animali e vegetali prodotti ogni anno rispetto al periodo di riferimento 1999-2001.

Risulta quindi evidente la necessità di ricalibrare l'agricoltura verso modelli di gestione sostenibile che, nonostante l'assenza di un'univoca definizione del concetto di sostenibilità da parte del mondo scientifico, dovrebbero avere approcci di tipo olistico. Nonostante le numerose definizioni e i tentativi di frammentare il concetto di sostenibilità (Dobson, 1998), risulta ormai assodato che esso è subordinata a tre concetti tra loro interconnessi: ambiente, economia e società (figura 3) - l'ecologia compendia olisticamente i tre aspetti della sostenibilità esaltando sia l'approccio scientifico transdisciplinare (integrando le diverse aree della conoscenza) sia il ruolo dell'uomo quale principale attore della genesi e del governo dei sistemi (questioni significative).

Figura 3. *Sostenibilità subordinata a tre concetti: ambiente, economia e società (Carew e Mitchell, 2008 modificato). S = sostenibilità.*



Il termine sostenibilità può assumere diverse connotazioni in ragione delle interpretazioni maggiormente antropocentriche (es.: "lo sviluppo sostenibile è lo sviluppo che soddisfa i bisogni del presente senza compromettere la capacità delle generazioni future di soddisfare i propri bisogni"; WECD, 1987), ecologiche (es.: incontrare i bisogni umani senza compromettere la salute degli ecosistemi; Callicott e Mumford, 1997) o radicali (es.: mantenimento degli ecosistemi naturali e tutti i loro componenti a loro vantaggio, con possibilità di usi umani soltanto quando sono del tutto compatibili con la conservazione del biota nativo e dei processi naturali; Noss, 1995). Nell'attività di ricerca condotta, la sostenibilità viene considerata come una proprietà del sistema e non delle sue parti. Il concetto di sostenibilità è un prodotto della cultura ecologica che si fonda sul concetto di ecosistema. L'organizzazione della natura, che viene interpretata e spiegata attraverso il concetto di ecosistema, suggerisce che la sostenibilità - o capacità di durare - è la proprietà finale dei sistemi organizzati naturalmente (senza significativa interferenza umana) che, in virtù dell'armonica interazione tra componenti, funzioni e processi, rinnova continuamente le condizioni (abitabilità) e le espressioni di vita (biodiversità) sul pianeta. Nei giorni odierni, l'interferenza umana è divenuta tale - per densità di popolazione e per tasso tecnologico delle attività svolte - che la sostenibilità del capitale e dei servizi naturali (rinnovo delle risorse e dei processi naturali) rischia di essere compromessa per esaurimento degli stock di risorse non-rinnovabili e per l'inquinamento dei substrati di vita (aria, acqua, suolo). L'agricoltura, come sistema di attività umane, rischia di essere compromessa nella sua capacità di durare (essere sostenibile) per i rischi correlati all'erosione del suolo agrario e alla perdita della sua fertilità; all'inquinamento e all'eutrofizzazione delle acque; alla contaminazione delle catene alimentari e all'impatto sulla salute umana; alla perdita di biodiversità dovuta alla scomparsa di specie e di interi ecosistemi. Sorge la necessità sociale di formare cultura e professionalità per progettare e gestire sistemi agrari sostenibili, orientando tutto il sistema agricoltura ed i suoi componenti al raggiungimento di questo fine.

Questa necessità ha stimolato la comunità scientifica nella ricerca di strumenti capaci di quantificare numericamente questo concetto ed il misurare la sostenibilità degli ecosistemi è divenuto di fondamentale importanza per cercare di risolvere i problemi legati alla crescita demografica e alla veemenza della tecnologia nella biosfera.

1.2 Questioni emergenti

Il breve *background* evidenzia l'esistenza di problematiche relative all'azione negativa che l'agricoltura può avere sull'agroambiente. Tale fenomeno è stato negli anni parzialmente "metabolizzato" dai diversi Governi stimolando la definizione di strumenti atti a invertire su tale fenomeno. Tra questi, in Europa, i principali sono riconducibili alla Politica dei Mercati (Organizzazioni Comuni di Mercato) e allo Sviluppo Rurale (Piani Strategici Nazionali e Programmi di Sviluppo Rurale) della Politica Agricola Comune con strumenti quali a esempio il supporto all'agricoltura biologica (Regg. CE 34/2007, 889/2008 e 967/2008) e la condizionalità (Reg. CE 73/2009) (Di Felice *et al.*, 2008; Pacini, 1997). Capire l'efficienza e l'efficacia complessiva di tali strumenti nel modificare positivamente (in maniera sostenibile) l'agroambiente non è semplice soprattutto in ragione della definizione degli scopi da perseguire, della condivisione delle metodiche di valutazione e dell'unicità degli agroecosistemi. La principale problematica consiste quindi nella definizione di metodiche d'indagine che abbiano un approccio multi-obiettivo e siano capaci di fornire una visione olistica e condivisibile della sostenibilità del comparto agricolo.

1.3 Obiettivi della ricerca

L'attività di ricerca vuole contribuire alla costruzione di una "scienza della sostenibilità" sviluppando soluzioni pratiche per definire sistemi agricoli sostenibili che abbiano minime ripercussioni negative sui livelli produttivi aziendali. Tali obiettivi sono stati perseguiti cercando di quantificare empiricamente due fondamentali caratteristiche connesse con gli aspetti bio-fisici e socio-economiche della sostenibilità: la biodiversità e i flussi di energia e moneta.

Il lavoro condotto vuole definire e applicare metodiche d'indagine condivise dalla comunità scientifica e dalle figure decisionali coinvolte nella gestione degli agroecosistemi, facilmente utilizzabili e riproducibili nei vari contesti agricoli e utili a monitorare e confrontare lo *status* di sostenibilità in contesti paesistici e aziendali differenti.

1.4 Organizzazione dell'elaborato

Alla luce di quanto finora esposto, nel capitolo seguente (capitolo 2) verranno trattate e maggiormente approfondite le tematiche relative all'inquadramento della tematica di ricerca (es.: organizzazione e funzionamento degli agroecosistemi, sostenibilità dei sistemi agricoli, indicatori di sostenibilità in agricoltura). Nel capitolo 3 verranno illustrate le attività di ricerca condotte sul livello di paesaggio (tramite sistemi informativi territoriali) mentre nel capitolo 4 verranno illustrate e descritte le attività di ricerca condotte sul livello aziendale (analisi input/output e valutazione della biodiversità aziendale). Infine, nel capitolo 5 verranno sia discusse le metodiche di ricerca adottate sia illustrate le considerazioni finali. Nelle appendici verranno riportate informazioni utili all'interpretazione del paesaggio e al calcolo di indicatori e indici.

1.5 Bibliografia citata

- Allan J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, 257-284.
- Bianchi F.J.J.A., Booij C.J.H., Tscharntke T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London B – Biological Sciences* 273, 1715-1727.
- Callicott J.B., Mumford K., 1997. Ecological sustainability as a conservation concept. *Conservation Biology* 11, 32-40.
- Carew A.L., Mitchell C.A., 2008. Teaching sustainability as a contested concept: capitalizing on variation in engineering educators' conceptions of environmental, social and economic sustainability. *Journal of Cleaner Production* 16, 105-115.
- Dasgupta S., Meisner C., Wheeler D., 2007. Is environmentally friendly agriculture less profitable for farmers? Evidence on integrated pest management in Bangladesh. *Review of Agricultural Economics* 29, 103-118.
- Di Felice V., Mancinelli R., Caporali F., Campiglia E., 2008. Previsione degli effetti della politica agricola comune sugli scenari ecologici e di governance del paesaggio laziale. *Atti del congresso nazionale SIEP-IALE Bari*, 22 - 23 maggio.
- Dobson A., 1998. Justice and the environment. Conceptions of environmental sustainability and theories of distributive justice. Oxford University Press, Oxford.
- Dorrough J., Moll J., Crosthwaite J., 2007. Can intensification of temperate Australian livestock production systems save land for native biodiversity? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121, 222-232.
- FAO, 2006. FAOSTAT database. Food and Agriculture Organization Rome, Italy.
- Gaston K.J., Blackburn T.M., Klein Goldewijk K., 2003. Habitat conversion and global avian biodiversity loss. *Proceedings of the Royal Society of London B* 270, 1293-1300.
- Haberl, H., Erb K.H., Krausmann F., Gaube V., Bondeau A., Plutzer C., Gingrich S., Lucht W., Fischer-Kowalski M., 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 104, 12942-12945.
- Harvey G., 1997. The killing of the countryside. Jonathan Cape, London.
- Henle K., Alard D., Clitherow J., Cobb P., Kull L.F.T., McCracken D., Moritz R.F.A., Niemelä J., Rebane M., Wascher D., Watt A., Young J., 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe—A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124, 60-71.
- Holtschuh A., Steffan-Dewenter I., Kleijn D., Tscharntke T., 2007. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44, 41-49.
- Houlahan J.E., Findlay C.S., 2004. Estimating the 'critical' distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality. *Landscape Ecology* 19, 677-690.
- Houlahan J.E., Keddy P.A., Makkay K., Findlay C.S., 2006. The effects of adjacent land use on wetland species richness and community composition. *Wetlands* 26, 79-96.
- Jones K.B., Neale A.C., Nash M.S., Van Remortel R.D., Wickham J.D., Riitters K.H., O'Neill R.V., 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: a multiple-watershed study from the United States Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecology* 16, 301-312.
- Lal R. 2007. Anthropogenic influences on world soils and implications to global food security. *Advances in Agronomy* 93, 69-93.
- Mander Ü., Mikk M., Külvik M., 1999. Ecological and low intensity agriculture as contributors to landscape and biological diversity. *Landscape and Urban Planning* 46, 169-177.
- Matson P.A., Parton W.J., Power A.G., Swift M.J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277, 504-509.

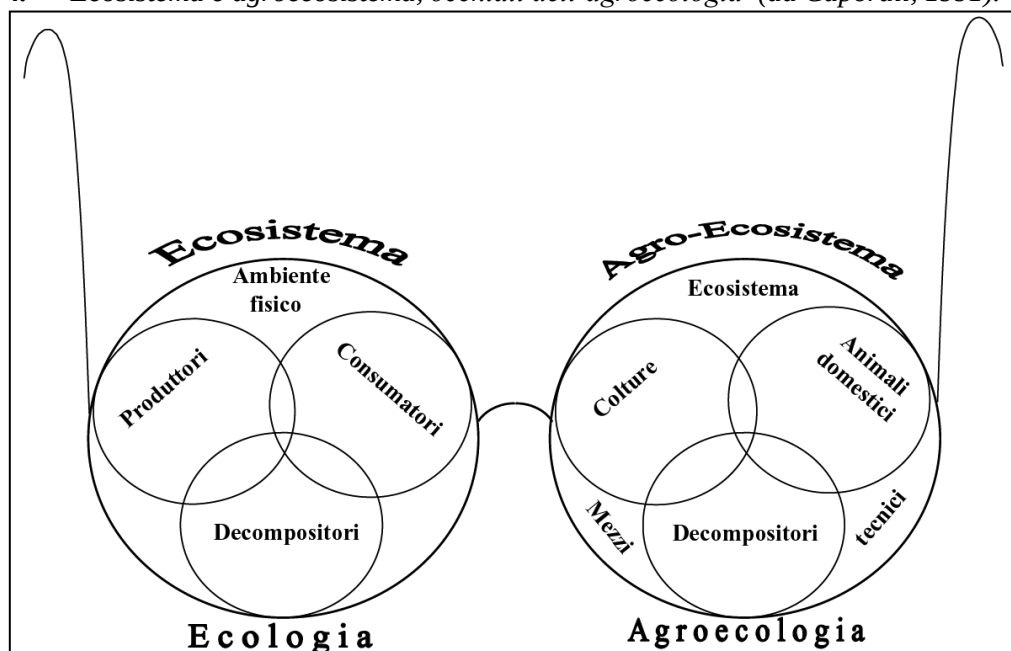
- Mills A.A., Adl M.S., 2006. The effects of land use intensification on soil biodiversity in the pasture. *Canadian Journal of Plant Science* 86, 1339-1343.
- Noss R.F., 1995. Maintaining ecological integrity in representative reserve networks. A World Wildlife Fund Canada/World Wildlife Fund USA discussion paper. World Wildlife Fund Canada, Toronto.
- OECD, 2008. Environmental Performance of Agriculture in OECD countries since 1990. Organisation for Economic Co-operation and Development Paris, France.
- Pacini G.C., 1997. An environmental-economic framework to support multi-objective policy-making: a farming system approach implemented for Tuscany. PhD Thesis Wageningen University, Wageningen, Netherlands, pp. 178.
- Ramankutty N., Foley J.A., Olejnickzak N.J., 2002. People on the land: changes in population and global croplands during the 20th century. *Ambio*, 31251-31257.
- Robinson R.A., Sutherland W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39, 157-176.
- Scanlon B.R., Jolly I., Sophocleous M., Zhang L., 2007. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: quantity versus quality. *Water Resources Research* 43, W03437.
- Skinner J.A., Lewis K.A., Bardon K.S., Tucker P., Catt J.A., Chambers B.J., 1997. An overview of the environmental impact of agriculture in the UK. *Journal of Environmental Management* 50, 111-28.
- Steffan-Dewenter, I., Kessler M., Barkmann J., Bos M.M., Buchori D., Erasmi S., Faust H., Gerold G., Glenk K., Gradstein S.R., Guhardja E., Harteveld M., Herteld D., Hohn P., Kappas M., Kohler S., Leuschner C., Maertens M., Marggraf R., Migge-Kleian S., Mogeia J., Pitopang R., Schaefer M., Schwarze S., Sporn S.G., Steingrebe A., Tjitrosoedirdjo S.S., Tjitrosoemito S., Twele A., Weber R., Woltmann L., Zeller M., Tschardtke T., 2007. Tradeoffs between income, biodiversity, and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 104, 4973-4978.
- Stoate C., Boatman N.D., Borralho R.J., Carvalho C.R., de Snoo G.R., Eden P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.
- Tilman D., Fargione J., Wolff B., D'Antonio C., Dobson A., Howarth R., Schindler D., Schlesinger W.H., Simberloff D., Swackhamer D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292, 281-284.
- Tilman D., Fargione J., Wolff B., D'Antonio C., Dobson A., Howarth R., Schindler D., Schlesinger W.H., Simberloff D., Swackhamer D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292, 281-284.
- WCED, 1987. Our common future. United Nations report. Oxford University Press, Oxford.
- Wood S., Sebastian K., Scherr S.J., 2000. Pilot analysis of global ecosystems (agroecosystems). International Food Policy Research Institute and World Resources Institute, Washington DC.
- Zhang W.J., Zhang X.Y., 2007. A forecast analysis on fertilizers consumption worldwide. *Environmental Monitoring and Assessment* 133, 427-434.

Capitolo 2. **Sostenibilità, agroecosistemi e indicatori**

2.1 La sostenibilità a livello agrario

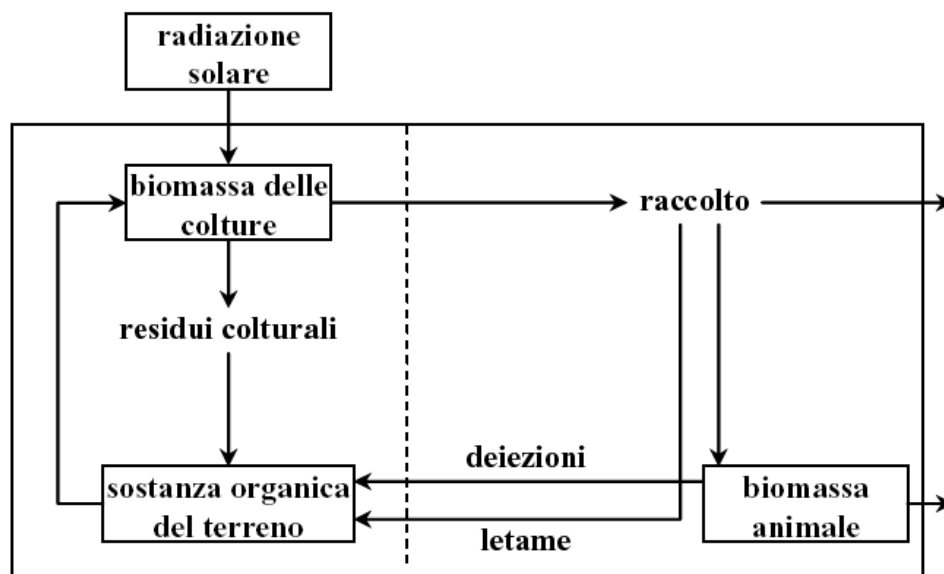
Secondo i principi dell'agroecologia (Caporali, 1991), la realtà agraria può essere interpretata e descritta attraverso una rappresentazione che utilizza il modello base di ecosistema (figura 4) in cui l'agroecosistema è un ecosistema utilizzato a scopo agrario. Concettualmente, tra le componenti biotiche, i produttori (le colture) e i consumatori (gli animali in allevamento) sono introdotti dall'agricoltore mentre i decompositori sono propri dell'ecosistema nativo. Colture e animali in allevamento sono componenti biotiche selezionate attraverso il miglioramento genetico e costituiscono elementi di biodiversità che derivano dalla coevoluzione di natura e cultura. I mezzi tecnici (macchine, fertilizzanti, irrigazione, ecc) e le risorse umane (lavoro, capitale, ecc.) impiegati in agricoltura rappresentano gli ulteriori elementi di realizzazione e gestione dell'agroecosistema. L'agricoltura risulta quindi costituita da un complesso sistema di organizzazione di risorse naturali e antropiche dove la sostenibilità dell'agroecosistema dipende da fattori di tipo bio-fisico e socio-economico. Indubbiamente, la funzione di produttività è espressione dei processi naturali che integrano in maniera duratura la catena di pascolo con quella di detrito, in modo tale che anabolismo e catabolismo dell'agroecosistema si completino in un metabolismo duraturo. Sulla base di questo principio ecologico, i fattori socio-economici dovrebbero favorire il mantenimento della funzione di produttività, ai fini della sostenibilità dell'agroecosistema, realizzando un'organizzazione che privilegia i processi naturali di trasformazione dell'energia solare, di riciclo della materia e di valorizzazione della biodiversità. Nel suo insieme, questa strategia di organizzazione può essere definita strategia di ecosviluppo.

Figura 4. *Ecosistema e agroecosistema, occhiali dell'agroecologia (da Caporali, 1991).*



Nel modello base di funzionamento dell'agroecosistema (figura 5), si evidenzia come tra produzione di biomassa da parte delle colture e fertilità del suolo – riconducibile alla sua caratteristica principale, la sostanza organica del terreno – esista un rapporto di retroazione positiva, che può essere ulteriormente potenziato con l'apporto di ulteriore sostanza organica (letame) derivato dall'allevamento animale, come si verifica in un'azienda mista. Questo tipo di modello organizzativo ha retto per secoli lo sviluppo dell'agricoltura in tutti i Paesi di antica tradizione agraria e pertanto può essere qualificato sostenibile sulla base dell'esperienza storica acquisita.

Figura 5. Schema del modello di funzionamento base dell'agroecosistema (da Caporali, 1991).



2.2 L'organizzazione degli agroecosistemi

Il modello di funzionamento base dell'agroecosistema, in cui il diagramma dei flussi di energia e biomassa palesa gli interpreti e schematizza le relazioni, ove l'energia solare viene inglobata nella biomassa e poi trasferita al suolo o asportata con le produzioni agrarie, pur possedendo la massima espressività a livello aziendale, grazie al suo carattere universale può essere applicato a tutte le unità della scala gerarchica dei sistemi agroecologici (figura 6).

Infatti, essendo l'approccio ecologico all'agricoltura di tipo sistemico, s'identifica nell'organizzazione umana (*incipit* della stessa attività agricola) il fattore determinante delle peculiarità agroecosistemiche. Tale fattore è maggiormente cosciente a livello di azienda agraria (es.: organizzazione dei campi coltivati per ospitare colture e, a volte, animali al pascolo) in ragione degli obiettivi dello stesso organizzatore – agricoltore che gestisce l'azienda – che a sua volta definisce il processo decisionale in base alle informazioni (legislazioni agricole, movimenti dei mercati di prodotti e fattori della produzione, disponibilità di tecnologie e informazioni scientifico-culturali) in suo possesso (figura 7). Diviene di conseguenza possibile inquadrare l'agroecosistema in contesti di sostenibilità locale.

L'organizzazione aziendale genera modificazioni spazio-temporali del territorio, apprezzabili a livelli inferiori (es.: sistema di campo) e superiori (es.: sistema regionale) della gerarchia agroecosistemica, in cui s'instaura un'interdipendenza (*bottom-up* e *top-down*) che facilita la comprensione dell'agricoltura come sistema antropico generato e organizzato in ragione dell'interazione fra esigenze dell'agricoltore e aspettative sociali.

Figura 6. Organizzazione gerarchica degli agroecosistemi (modificato da Mancinelli, 2000).

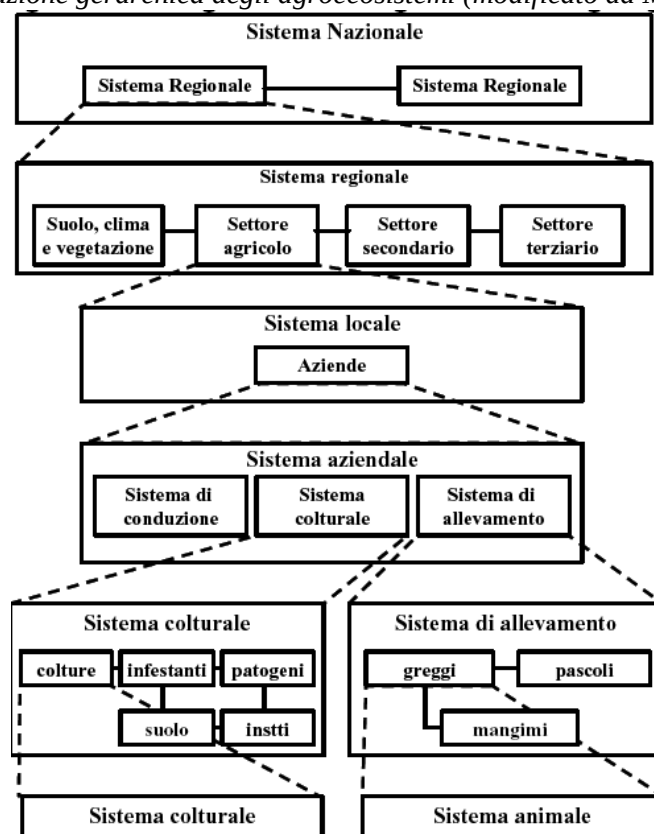
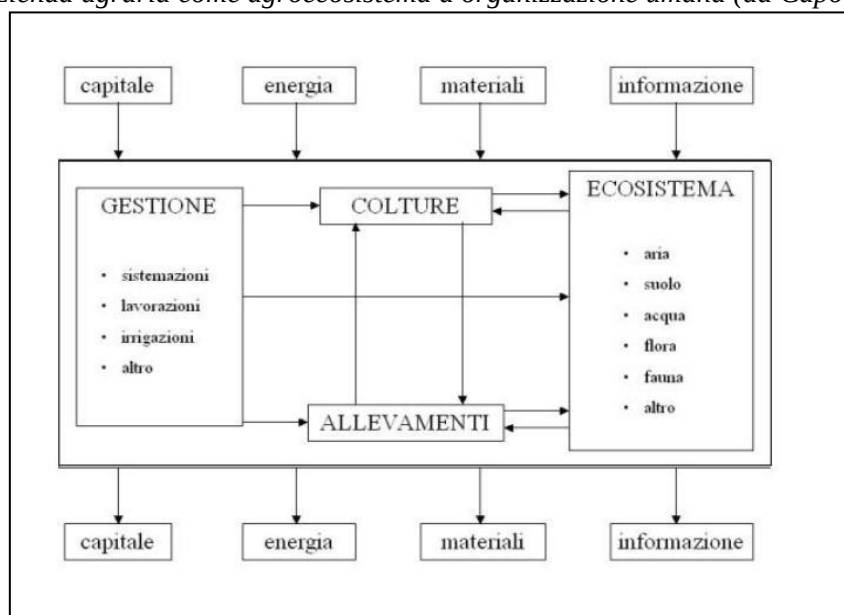


Figura 7. Azienda agraria come agroecosistema a organizzazione umana (da Caporali, 1987).



2.3 La biodiversità come valore intrinseco e funzionale

La biodiversità è definita come “la variabilità tra gli organismi viventi e i complessi ecologici dei quali sono parte (sistemi terrestri, marini e altri sistemi acquatici); annoverando la diversità delle specie, tra le specie e degli ecosistemi” (MEA, 2005). Tale definizione enfatizza le molteplici dimensioni della biodiversità. Essa riconosce esplicitamente che ogni biota può essere caratterizzato da diversità tassonomica, genetica ed ecologica e, implicitamente, che il modo in cui la diversità varia nello spazio e nel tempo (evoluzione della biodiversità) è determinante ai fini della sostenibilità ambientale. Pertanto, solo una valutazione multidimensionale della biodiversità può fornire informazioni su struttura e funzionamento degli ecosistemi e servizi elargiti in termini di sostenibilità.

La biodiversità ha valore intrinseco, cioè è un bene di per sé indipendentemente dalla fruizione umana, ossia dall'uso strumentale che ne viene fatto per i bisogni umani.

Il processo di evoluzione biologica testimonia che la creatività è una proprietà stessa del processo e l'uomo, l'ultima emergenza del processo, ne dimostra tutta la potenzialità. Ciò che definiamo con biodiversità nella scienza, viene qualificato come “creazione” nella religione. L'attenzione per la biodiversità e attenzione al creato.

La biodiversità rappresenta la base operativa del funzionamento degli ecosistemi e quindi ne garantisce i servizi.

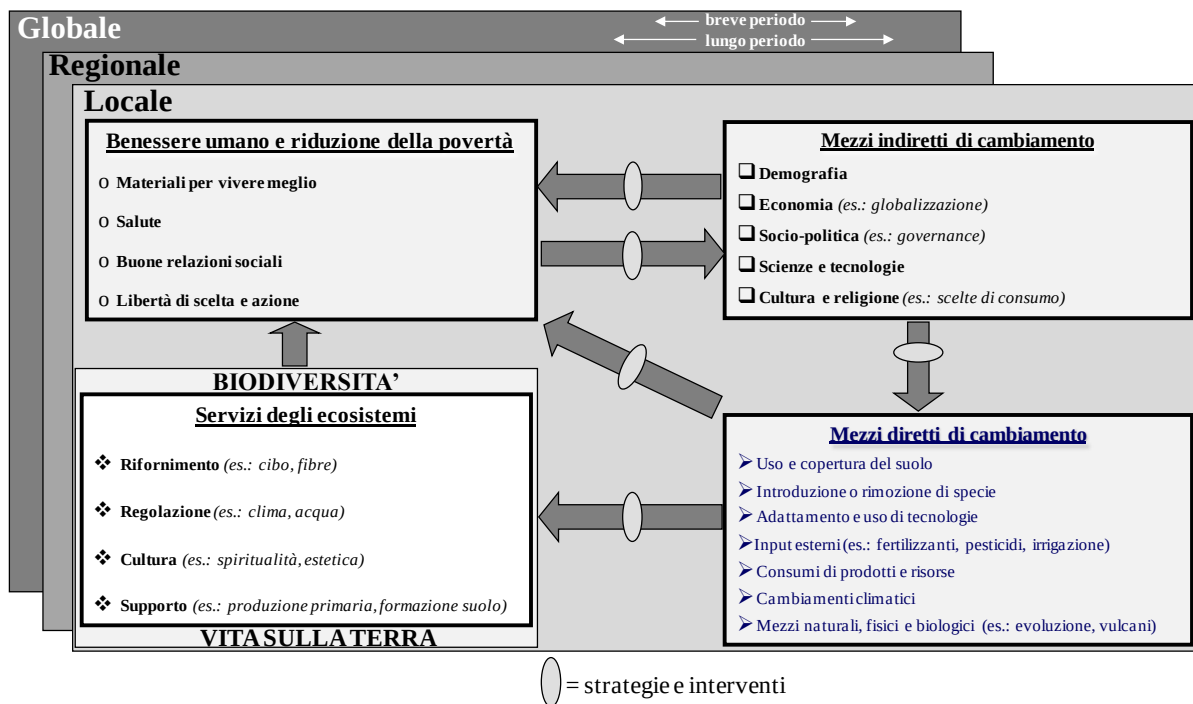
I servizi degli ecosistemi (figure 8a e 8b) consistono in: servizi di supporto alla vita come il ciclo dei nutrienti, la formazione del suolo e la fotosintesi; servizi di approvvigionamento di risorse naturali, quali aria, acqua e biomassa; servizi di regolazione, come il clima e la qualità dell'aria e dell'acqua; servizi culturali come la ricreazione, il godimento estetico e spirituale. Si evince quindi che il benessere umano è il risultato di molti fattori, direttamente o indirettamente connessi alla biodiversità e ai servizi forniti dagli ecosistemi. Il Rapporto del *Millenium Ecosystem Assessment* (figure 8a e 8b) sostiene che il benessere umano è costituito da cinque componenti principali: il materiale di base per le esigenze della vita, la salute, la sicurezza, i buoni rapporti sociali e la libertà di scelta e di azione.

Dato che gli agroecosistemi (aree coltivate) ora rappresentano oltre il 24% della superficie terrestre (MEA, 2005), è fondamentale che qualsiasi decisione in materia di biodiversità o di servizi degli ecosistemi sia indirizzata anche al mantenimento della biodiversità in questi sistemi antropizzati.

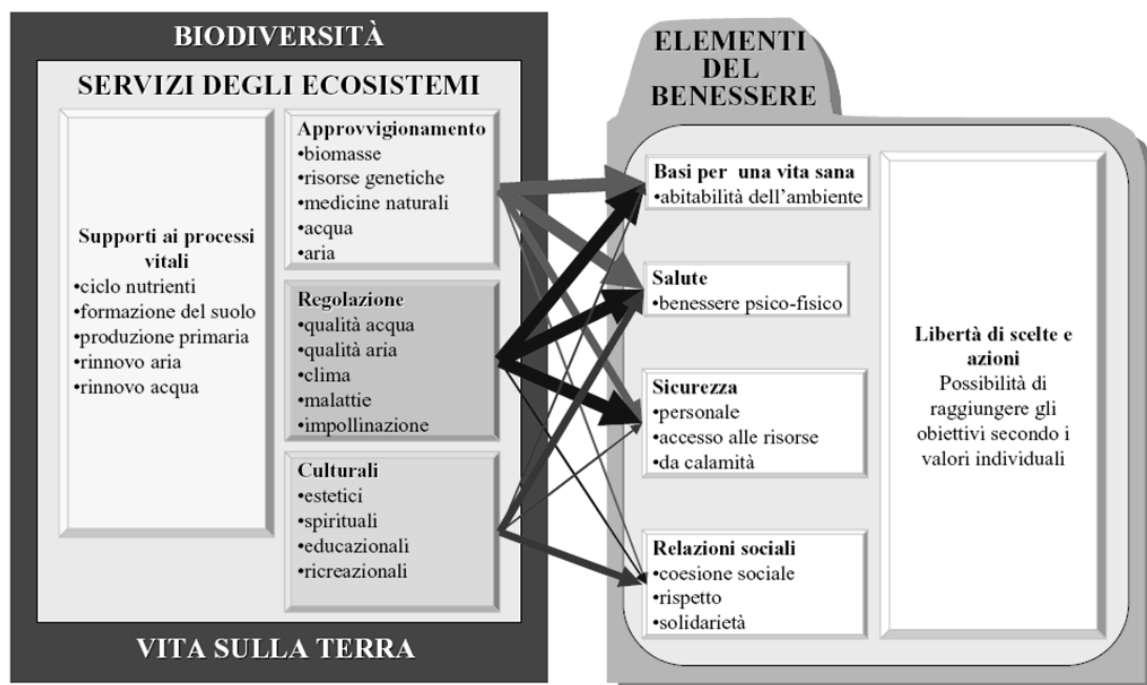
La gestione sostenibile degli agroecosistemi pone tra i suoi obiettivi principali anche il mantenimento della biodiversità tramite la realizzazione e gestione di ambienti eterogenei sia dentro che fuori i campi coltivati.

Tale architettura fa leva sugli aspetti strutturali dell'agroecosistema (campi, colture, specie animali allevate, infrastrutture vegetali, etc.) che producono interazioni funzionali sinergiche. La sinergia tra i componenti è indispensabile ai fini di una maggiore autonomia dell'agroecosistema e, di conseguenza, ai fini di una minor dipendenza da input energetici ausiliari (Caporali, 2003).

Figura 8. Schema concettuale delle interazioni tra biodiversità, servizi ecosistemici, benessere umano e forze guida (a) e schema dei rapporti tra servizi degli ecosistemi ed elementi del benessere (b) (da MEA, 2005).



(a)



(b)

2.4 Efficienza e autonomia dell'agroecosistema

L'attualità del dibattito attinente l'efficienza dei sistemi produttivi agricoli interessa sempre più la discussione scientifica. Le questioni relative ai crescenti costi delle energie fossili associate ai cambiamenti climatici potrebbero avere drammatiche risonanze sugli agroecosistemi in ragione di possibili problematiche come quelle della riduzione delle disponibilità idriche e della diminuzione della fertilità del suolo. La futura agricoltura deve quindi tendere a soddisfare le esigenze alimentari umane preservando la fertilità dei suoli e svincolando le produzioni dalla dipendenza da fattori produttivi derivanti da energie non rinnovabili sia direttamente (es.: carburanti) sia indirettamente (es.: concimi); l'azienda agricola è l'unità agricola in cui tale processo di recupero di sostenibilità deve realizzarsi.

L'agricoltura ecologica condensa i principi in base ai quali progettare e gestire sistemi agricoli sostenibili e, tramite la regolamentazione di sistemi di gestione a essa ispirata come l'Agricoltura Biologica, tale valenza può essere facilmente associata al sistema aziendale rendendolo chiaramente riconoscibile e suscettibile di confronto. Gomiero *et al.* (2008) riassumono i dati relativi a studi, condotti negli ultimi 20 anni, che hanno confrontato le prestazioni energetiche tra diversi sistemi colturali (frumento vernino, patate, agrumi, olive, mele, latte) gestiti in regime di agricoltura biologica e regime di agricoltura convenzionale. Da tali studi si evince che le aziende biologiche, rispetto alle convenzionali, hanno dei consumi energetici inferiori (-41% in GJ/ha – superficie - e -17% in GJ/t – produzione -, mediamente) e delle efficienze maggiori in termini di capacità d'uso degli input (+23%, mediamente); l'altra faccia della medaglia di tali virtuosi risultati è però riferibile a fenomeni quali le possibili maggiori emissioni di gas serra in atmosfera in riferimento alle produzioni (anche +50% in chilogrammi di CO₂ per tonnellata di prodotto – la gestione biologica spesso comporta minori produzioni per unità di superficie) (Gomiero *et al.*, 2008) e alla respirazione del suolo (Mancinelli *et al.*, 2008).

Il solo incremento dell'efficienza dei sistemi agricoli non è sufficiente a garantirne l'autonomia e la sostenibilità ambientale. Condizione essenziale al raggiungimento di tali obiettivi è legata anche al mantenimento della fertilità del suolo tramite l'integrazione della catena di detrito con quella di pascolo realizzabile solo grazie al completamento del sistema colturale con quello di allevamento animale (interno o esterno all'azienda). La presenza della grande circolazione (colture-allevamenti-suolo; Draghetti, 1948) chiude il ciclo della materia e dell'energia all'interno dell'agroecosistema enfatizzandone la sostenibilità tramite il reimpiego delle biomasse residue al fine di favorire la fertilità del suolo. Gli agroecosistemi maggiormente efficienti e autonomi, richiedendo minor apporti di energie ausiliari esterne e generano minori impatti negativi sull'ambiente (Wagstaff, 1987; Webster, 1997). Emerge quindi la necessità di individuare le principali caratteristiche aziendali che influenzano l'efficienza e l'autonomia del processo produttivo, al fine di promuovere la realizzazione di modelli

gestionali sostenibili che interpretino gli ecosistemi più come *community* che come *commodity* (Caporali *et al.*, 2009).

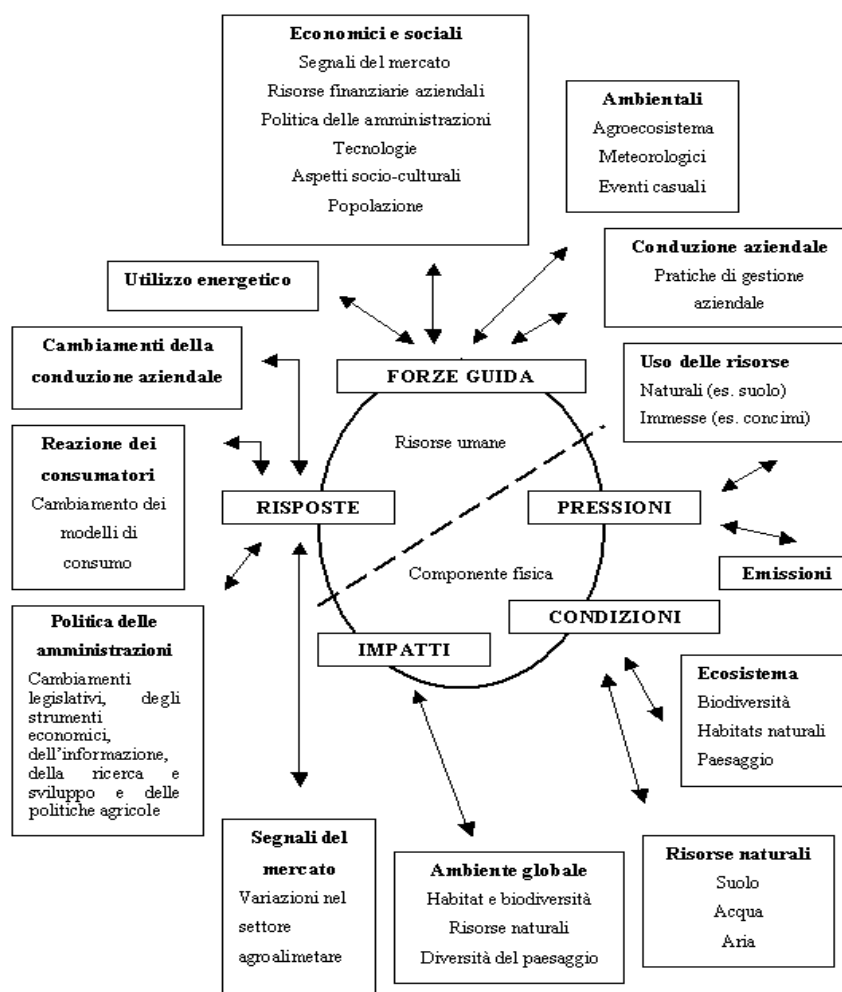
2.5 Gli indicatori di sostenibilità

La valutazione ambientale ha un ruolo chiave nei processi di progettazione, amministrazione e risoluzione delle problematiche territoriali (De Groot, 1992; Costanza *et al.*, 1997) e a questo proposito l'uso di indicatori di sostenibilità appare efficace per descrivere la sostenibilità del sistema agricolo fornendo inoltre informazioni statistiche (Greco, 2002). Gli indicatori di sostenibilità considerano le dimensioni spazio-temporali, sociali, economiche, ambientali, istituzionali e le loro relazioni. La stessa Commissione Europea suggerisce l'adozione di indicatori di sostenibilità in agricoltura al fine di migliorare le statistiche agricole sia per valutare il risultato delle azioni attuate sia per redigere il piano d'azione per il futuro (CE, 2003). Essa, pur evidenziando la necessità di riferimenti soprattutto contabili, mostra interesse anche per l'introduzione d'indicatori paesaggistici (es.: lunghezza delle siepi e superfici non agricole) e aziendali (caratteristiche strutturali del funzionamento dove anche gli esercizi extra-produttivi si riferiscono alle sostenibilità dell'agroecosistema). Gli indicatori allo stesso tempo devono tradurre i rapporti tra le attività umane e l'ambiente in maniera quantificabile (*Conference of European Statisticians*, 2001; Tellarini e Caporali, 2000) per cui l'OECD (1999a, 1999b, 2001) ha messo a punto un quadro di riferimento internazionale per l'elaborazione di indicatori di sostenibilità denominato DPSIR (*Driving force – Pressure – State – Impact – Response*) (figura 9).

Questo approccio d'indagine distingue, nella struttura del sistema agricoltura, una componente fisica (*Pressure – State – Impact*) ed una componente risorse umane (*Driving force – Response*). La prima definisce i limiti del sistema mentre la seconda descrive il processo decisionale delle figure del settore agricolo ivi comprese la politica, la finanza e il mercato. Tutto ciò descrive in modo corretto anche la dinamica del settore agricolo in quanto le componenti del sistema sono tra loro strettamente collegate. Nella *Conference of European Statisticians* (2001) si ricorda che la stessa Agenda 21 (UN, 1992) sottolinea “l'importanza dell'approccio olistico ... per incrementare la sostenibilità ambientale delle risorse territoriali”. La metodica DPSIR evidenzia l'importanza di incrementare l'efficienza delle azioni istituzionali in materia ambientale, di perfezionare i monitoraggi ambientali, di sviluppare e diffondere le tecnologie sostenibili anche per mezzo di incentivi, di includere nel prezzo eventuali effetti ambientali negativi, di incrementare l'interesse pubblico verso le alternative sostenibili anche etichettando i prodotti per le condizioni sociali ed ambientali. Tellarini e Caporali (2000) attribuiscono al mercato un ruolo guida per “indurre” la sostenibilità.

Come indicatore di sostenibilità, si ritiene utile citare anche la percentuale di aree protette sul totale dell'area amministrativa quale riferimento dell'uso sostenibile del territorio nel contesto EPE – *European Partners for the Environment* - (Berrini, 2005).

Figura 9. Quadro di riferimento DPSIR per la definizione e comprensione degli indicatori di sostenibilità (da OECD, 1999b).



L'utilizzo di indicatori permette confronti tra sistemi (es.: campo, azienda e paesaggio) e valutazioni relative alla loro evoluzione se esistono i dati in sequenza temporale (Tischendorf, 2001).

In ogni caso, più ampio è l'insieme delle informazioni (indicatori) a disposizione della figura decisionale e maggiore è l'opportunità per interpretare il sistema e quindi individuare e risolvere i possibili problemi. L'approccio multicriteriale è quindi da preferire rispetto all'uso di singoli indicatori (Reganold *et al.*, 2001; Mäder *et al.*, 2002; Giampietro e Gomiero, 2005).

Spesso però ai fini della determinazione degli indicatori i tempi richiesti possono essere estesi e non coincidere con la rapidità di monitoraggio. Allo stesso tempo, in relazione all'immediatezza di comprensione del territorio richiesta da parte del legislatore, un esteso *core set* d'indicatori potrebbe rendere confuso il processo di valutazione di un territorio.

Nei rapporti internazionali sugli indicatori di sostenibilità, si sottolinea tuttavia come tuttora esista una manifesta carenza di indicatori utili per la valutazione della sostenibilità degli agroecosistemi (OECD, 2001).

2.6 Bibliografia citata

- Berrini M., 2005. Verso un profilo di sostenibilità locale: gli Indicatori Comuni Europei (ICE) come riferimento per lo sviluppo di indicatori locali di sostenibilità. Ambiente Italia, Istituto di ricerche, pp. 3.
- C.E., 2003. Regolamento (CE) 304/2003 - Piano d'azione tecnica 2003 per il miglioramento delle statistiche agricole.
- Caporali F., 1987. Agroecosistemi a compatibilità ambientale. Atti III Conv. Naz. S.It.E, Siena, 667-671.
- Caporali F., 1991. Ecologia per l'agricoltura: teoria e pratica. UTET-Libreria, Torino.
- Caporali F., Mancinelli R., Campiglia E., 2003. Indicators of cropping system diversity in organic and conventional farms in central Italy. International Journal of Agricultural Sustainability 1, 67-72.
- Caporali F., Mancinelli R., Campiglia E., Di Felice V., Vazzana C., Lazzerini G., Benedetti A., Mocali S., Calabrese J., 2009. Indicatori di sostenibilità in agricoltura: linee guida, strumenti e metodi per la valutazione della qualità degli agroecosistemi. ISPRA Manuali e linee guida 47/2008 (ISBN 978-88-448-0337-7) .
- Conference of European Statisticians, 2001. Joint ECE/Eurostat work session on methodological issues of environment statistics. Ottawa, Canada, 1-4 October 2001, pp.10.
- Costanza R., Darge R., Degroot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., Vandenbelt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387 (6630), 253-260.
- De Groot R.S., 1992. Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making. Wolters Noordhoff B.V., Groningen, the Netherlands, pp. 345.
- Draghetti, A., 1948. Principi di fisiologia dell'azienda agraria. Istituto Ed. Agricolo, Bologna, 354 p.
- Giampietro M., Gomiero, T., 2005. Rappresentazione Integrata Multi Obiettivo (RIMO) come modello di analisi integrata (multi-criteriale) dei sistemi di produzione agricola. Estimo e Territorio 3, 14-24.
- Gomiero T., Pimentel D., Paoletti M.G., 2008. Energy and environmental issue in organic and conventional agriculture. Critical Reviews in Plant Science 27, 239-254.
- Greco M., 2002. Sistema informativo agricolo, sviluppo sostenibile e benessere alimentare. Sesta conferenza nazionale di statistica, Roma 6-8 ottobre, pp. 25.
- Mäder P., Fließbach A., Dubois D., Gunst L., Fried P., Niggli U., 2002. Soil fertility and biodiversità in organic farming. Science 296, 1694-1697. et al., 2002;
- Mancinelli R., 2000. Indicatori di sostenibilità per i sistemi agricoli aziendali e colturali. Dottorato di ricerca in scienze ambientali XIII ciclo, Viterbo, pp. 158.
- Mancinelli R., Di Felice V., Di Tizio A., Lagomarsino A., 2008. Carbon dioxide emission in agricultural soils. In: Marinari S. and F. Caporali (Eds) soil carbon sequestration under organic farming in Mediterranean environment. Research Signpost, ISBN 978-81-7895-327-4.
- MEA, 2005. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. Millennium Ecosystem Assessment.
- OECD, 1999a. Environmental indicators for agriculture: concept and framework. Volume 1. OECD Publications Service, Paris.
- OECD, 1999b. Environmental indicators for agriculture: issue and design. Volume 2. OECD Publications Service, Paris.
- OECD, 2001. Environmental indicators for agriculture: methods and results. Volume 3. OECD Publications Service, Paris.
- Reganold J., Glover J., Andrews P., Hinman H., 2001. Sustainability of three apple production systems. Nature 410, 926-929.
- Tellarini V., Caporali F., 2000. An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: an application of indicators to farm in central Italy. Agriculture, ecosystems and environment, 77, 111-123.

- Tischendorf L., 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16, 235-254.
- UN, 1992. Agenda 21: Program for action for sustainable development. United Nations, New York.
- Wagstaff, H., 1987. Husbandry methods and farm systems in industrialized countries which use lower levels of external inputs: a review. *Agriculture Ecosystem Environment* 19, 1–27.
- Webster, J.P.G., 1997. Assessing the economic consequences of sustainability in agriculture. *Agriculture, Ecosystem, Environment* 64, 95–102.

Capitolo 3. **Analisi a livello di paesaggio**

3.1 Il paesaggio

La parola paesaggio deriva dalla parola paese che a sua volta trova le sue origini dalla parola latina *pagus* ossia pietra di confine (pangere, conficcare) (territorio naturale pertinente al *pagus*, cioè la parte di territorio che l'uomo riconosce come suo) ossia frazione di territorio naturale segnato e quindi antropizzato. L'attuale paesaggio è quindi il prodotto della sovrapposizione spaziale e temporale della natura e dell'attività antropica, esso è la “forma che l'uomo... coscientemente e sistematicamente imprime al paesaggio naturale” (Sereni, 1972).

Da quanto detto, si evince che (soprattutto in realtà territoriali quali quelle italiane dove è difficile trovare superfici prive di interferenza umana) per valutare la sostenibilità degli agroecosistemi occorre avere la capacità di individuare i segni e interpretare i messaggi che l'attività umana ha lasciato sul territorio. Il termine paesaggio richiama pertanto una duplice presenza dell'uomo sul territorio: in quanto antropizzatore della Natura e in quanto osservatore della Natura. Natura vista attraverso la cultura, questo è il paesaggio: non c'è definizione più sintetica, più chiara e, come vedremo, più utile ai fini operativi.

Quindi, seppur l'interpretazione puramente visiva (estetica) della parola paesaggio possieda un'estrema importanza in relazione alla funzione sociale, artistica ed estetica, il suo significato profondo va dunque oltre il più neutrale termine di veduta. Il paesaggio è quindi il prodotto delle modificazioni territoriali attuate dall'uomo e valutato come risultato della sua attività.

Il paesaggio è il territorio dove la storia degli uomini si è esplicata e ha lasciato le sue tracce, perciò può essere definito come un territorio cui è stato aggiunto, direttamente o indirettamente, lavoro umano che ne ha determinato un nuovo assetto, diverso da quello originario. In questo quadro l'agricoltura (cura dell'*agrum*, cioè del territorio non abitato) può essere considerata come l'attività paesaggistica per eccellenza.

3.1.1 L'ecologia del paesaggio

Lo zoologo tedesco Haeckel (1868), nell'ambito dei suoi studi sui modelli di relazione organismo-ambiente, coniò il termine ecologia (*oikos* casa e *logos* studio), condensando in esso la necessità di acquisire criteri più ampi per osservare la struttura della vita sulla terra. Ad oggi, l'ecologia (essendosi ampiamente diffusa e avendo consolidato la sua ragion d'essere su basi olistiche, sistemiche e transdisciplinari) descrive quale proprio paradigma l'interpretazione della realtà in chiave scientifica e filosofica estendendosi oltre la dimensione del biota.

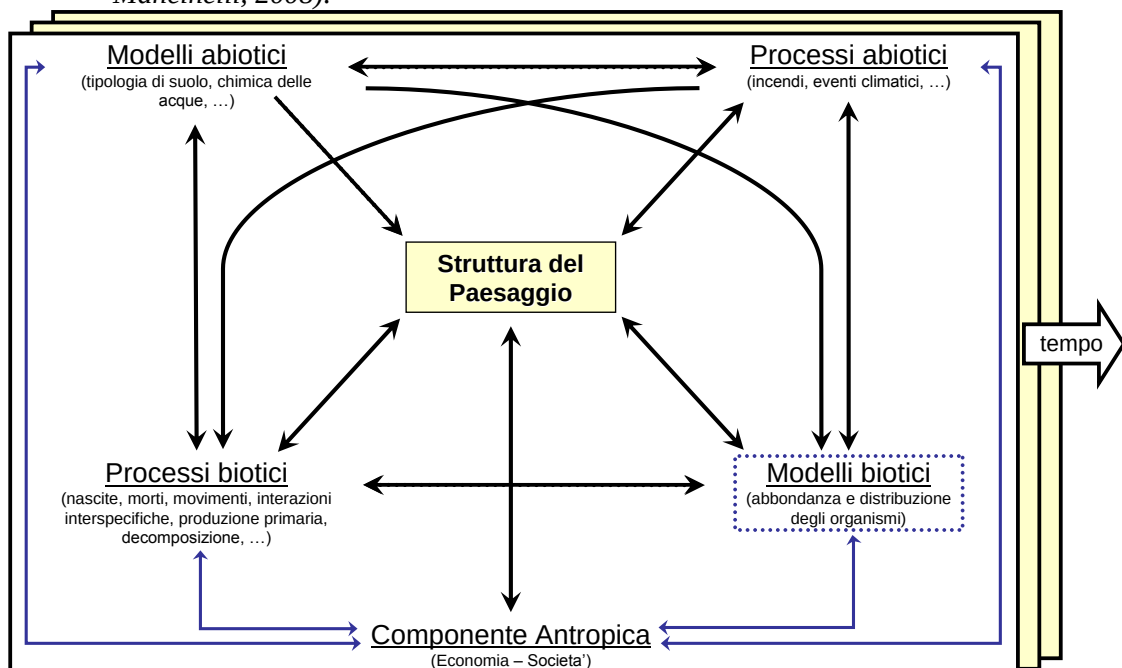
In virtù del concetto di organizzazione gerarchica degli ecosistemi proprio dell'Ecologia, nel secolo scorso si è affermata una disciplina ecologica atta ad acquisire conoscenze sulle relazioni organismo-ambiente a scale gerarchiche superiori (paesaggio). Il paesaggio, in ottica di visione sistemica, è un ecosistema (eco-mosaico) composto da unità territoriali omogenee (ecotopi) dove le componenti

(biotiche e abiotiche) tendono a portare il sistema all'omeostasi tramite meccanismi di autoregolazione.

La disciplina, definita da Troll (1939) *landscape ecology* (ecologia del paesaggio), è esponenzialmente maturata soprattutto in ragione del diffondersi dello studio dell'ecologia in ambito accademico e del perfezionarsi di tecniche e tecnologie di *remote sensing*. I principi su cui essa si basa possono essere elencati come: eterogeneità e disturbo, struttura e funzione, stabilità e cambiamento, allocazione delle risorse, organizzazione gerarchica (Risser, 1987); struttura e funzione del paesaggio, biodiversità, dinamica delle specie, distribuzione delle risorse, flusso di energia, cambiamento e stabilità del paesaggio (Forman e Godron, 1986); integrazione di diverse aree della conoscenza, definizione di questioni significative, estensione dell'applicabilità in considerazione di possibili eccezioni, attitudine ad avere capacità predittive, riferimento a teorie comprovate, acquisizione di numerosi elementi di prova (Forman, 1995).

Dato che sia la composizione delle comunità ecologiche sia i comportamenti della componente antropica causano e subiscono le modificazioni del paesaggio (Cumming, 2007; MEA, 2005), l'Ecologia del paesaggio cerca di comprendere come i modelli e i processi biotici e abiotici si relazionino con la struttura e la dinamica del paesaggio stesso al fine di garantirne l'esistenza (figura 10). Tali informazioni hanno un ruolo importante soprattutto nella gestione degli agroecosistemi ossia estesi territori (41% della superficie dell'Europa a 25; EU, 2008) in cui i processi omeostatici subiscono frequenti e intense alterazioni antropiche (Gottschalk *et al.*, 2007; Foley *et al.*, 2005) che spesso ne compromettono la sostenibilità.

Figura 10. Schema concettuale della formazione e della struttura del paesaggio (Di Felice e Mancinelli, 2008).

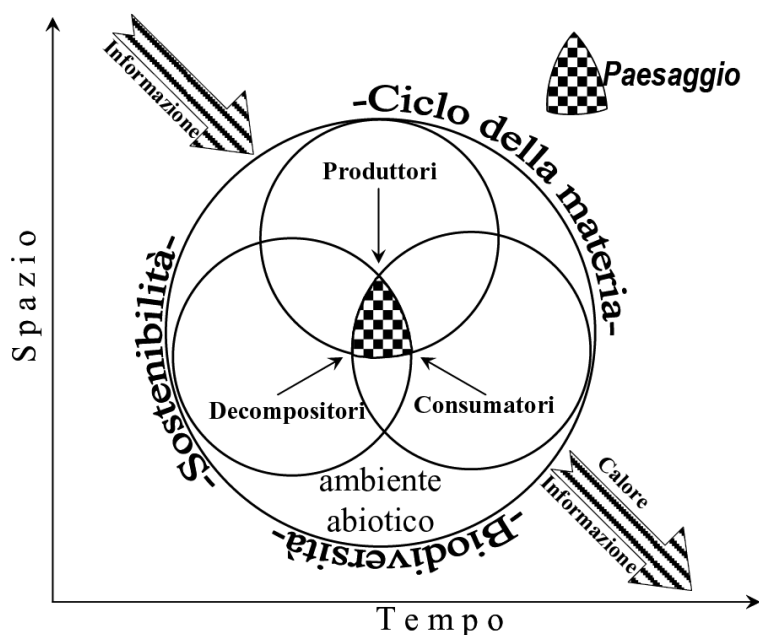


Negli ultimi decenni, a causa di numerose gestioni territoriali realizzate considerando esclusivamente gli aspetti socio-economici, sono avvenute variazioni di uso/copertura del suolo che hanno spesso condotto gli ecosistemi oltre il *plateau* omeostatico (tramite l'immissione di input di energia-materia e informazione) innescando meccanismi non più prevedibili di assestamento (Farina, 2005; Giacomini e Romani, 2005) soprattutto in ambito agricolo. Considerando la componente bio-fisica della sostenibilità, si può affermare che i principi agroecologici rappresentano oggi una conoscenza di base utile a promuovere una conversione dell'agricoltura verso una maggiore sostenibilità e compatibilità ambientale (Caporali, 2004). Il concetto stesso di ecosistema mette in luce il ruolo che la biodiversità esercita nell'ambito della strategia creativa della natura, come elemento ontologico che attualizza la sostenibilità stessa degli ecosistemi. Quindi il meccanismo della biodiversità si presenta in natura come elemento di attuazione della sostenibilità e il legame biodiversità-sostenibilità appare come la chiave interpretativa e risolutiva dell'attuale crisi della gestione umana degli agroecosistemi (Caporali, 2009).

3.1.2 L'interpretazione del paesaggio

Secondo la Convenzione Europea del Paesaggio (Firenze, 20/10/2000), il paesaggio viene definito, in rapporto alla percezione umana, come un'area le cui caratteristiche sono il risultato dell'azione e dell'interazione di fattori naturali e umani. Si riconosce che il paesaggio ha un ruolo determinante nel contribuire a formare la cultura e che pertanto costituisce una risorsa da proteggere, gestire e pianificare, nel quadro complessivo degli interessi sociali, economici e ambientali. Il fatto che sia premesso alla definizione di paesaggio l'aspetto fondamentale della percezione umana, evidenzia il riconoscimento del ruolo chiave che i metodi di conoscenza hanno al fine di determinare la percezione del paesaggio. La "questione epistemologica" precede dunque la questione oggettiva della definizione del paesaggio. Poiché l'epistemologia è un sapere acquisto a carattere transdisciplinare tra scienza e filosofia, è opportuno indicare uno strumento epistemologico utile a interpretare correttamente il paesaggio, quale il concetto di ecosistema (Caporali, 2007). Applicando il modello logico di ecosistema all'individuazione del paesaggio (figura 11), esso si identifica nell'area centrale di intersezione tra tutti i componenti e processi ambientali, e pertanto concretizza, nella scala spazio-temporale di sviluppo, il divenire dell'ecosistema. Componenti e processi naturali (bio-fisici) e componenti e processi antropici (socio-economici) interagiscono nel determinare le differenti tipologie di paesaggio e il paesaggio, a propria volta, è fonte di informazione per il processo conoscitivo umano e ne determina, consapevolmente o meno, la capacità complessiva di percezione e comprensione. I segni del paesaggio, una volta identificati e misurati, possono divenire importanti indicatori per esprimere giudizi sull'attuale stato di gestione e per ispirare criteri di progettazione e pianificazione del territorio.

Figura 11. Il paesaggio come risultato del divenire dell'ecosistema (da Caporali, 2009).



3.1.3 Le componenti del paesaggio costituenti l'agroecosistema

Lo sviluppo sostenibile comprende la necessità per l'umanità di procurarsi il cibo attraverso l'agricoltura, nonché di mantenere gli ambienti naturali per tutti i servizi ecologici diversi da quelli alimentari (Daily, 1997). La ricerca di un equilibrio tra produzione e tutela del territorio è dunque una sfida importante per il futuro della società a livello sia locale sia globale. Per raggiungere questo obiettivo, vi è la necessità di stabilire una cultura della sostenibilità e gli scienziati dovrebbero aiutare molto in questo processo.

Nuovi strumenti scientifici, come quelli offerti dall'ecologia del paesaggio, hanno il potenziale per facilitare la comprensione della struttura del territorio e per orientarne la gestione verso la sostenibilità. L'ecologia del paesaggio è stata motivata dalla nuova prospettiva offerta dalla fotografia aerea (Turner, 2003). Con questo strumento, un paesaggio può essere descritto e studiato come un mosaico di tessere distinte (ecotipi o *habitat*) (Wiens *et al.*, 1993; Forman e Godron, 1986), ciascuna con una zona di transizione (ecotono) con quella/e adiacente/i. (Gustafson, 1998; Pickett e Cadenasso, 1995). I sistemi ecologici spazialmente eterogenei possono essere rappresentati mediante mappe categoriche per quantificare la variabilità delle tessere componenti (Gustafson, 1998). Sulla base di questo principio di *landscape ecology*, si assume che il paesaggio venga rappresentato da un mosaico di ecosistemi più o meno antropizzati (agroecosistema), la cui unità fondamentale o "cellula del paesaggio" è l'ecotipo (*patch*), che è considerato come la più piccola unità spaziale omogenea individuabile tramite la fotografia aerea (Naveh e Lieberman, 1994).

Gli ecotopi sono il risultato della coevoluzione tra comunità biotica e risorse ambientali (comunità *climax*) o derivano dall'interferenza causata da disturbi naturali o antropici che cambiano la direzione della successione ecologica. L'evoluzione della tipologia degli ecotoni e della loro distribuzione territoriale costituisce la dinamica degli ecotopi (Pickett e Cadenasso, 1995); inoltre, l'ecologia del paesaggio si occupa principalmente delle relazioni tra dinamica degli ecotopi e processi ecologici (Hargis *et al.*, 1998; Li e Wu, 2004; Turner, 2003).

Nel paesaggio dominato dall'uomo interviene il processo di frammentazione degli *habitat* (Fahrig, 2003), per cui una grande distesa originale di *habitat* naturale è trasformato in una serie di ecotopi, isolati gli uni dagli altri in una matrice di *habitat* differente dall'originale. Questo processo coinvolge la perdita dell'*habitat* originale, nonché la creazione di nuovi tipi di *habitat*. Quantificare il grado di frammentazione degli *habitat* e le sue implicazioni ecologiche è il compito principale dell'ecologia del paesaggio.

Se si consuma con l'agricoltura l'*habitat* originale si producono altri tipi di ambienti seminaturali dove i nuovi *habitat* frammentati influenzano la biodiversità dell'intero ecosistema, il flusso di energia-materia e la sostenibilità dell'ecosistema stesso (Duelli, 1997; Ries *et al.*, 2004; Ryszkowski *et al.*, 1999; Tschardtke *et al.*, 2002). In alcuni casi, di particolare significato, in questo processo di frammentazione, è la creazione di maggiori aree di contatto tra ecotopi differenti, per cui si creano brusche aree di passaggio, o interfacce, definite "ecotoni", dove l'eterogeneità della condizione fisica crea i presupposti per un accrescimento di biodiversità.

In generale, i tipi tradizionali di agricoltura, più adattati ai vincoli ambientali e alle esigenze della popolazione locale, soddisfano i principi di sostenibilità più della moderna agricoltura convenzionale (Caporali, 1991; Caporali, 2004), dove l'uniformità e l'omogeneità dei grandi campi di monoculture sono incompatibili con la qualità ambientale e la conservazione delle risorse biologiche. Nel bacino del Mediterraneo, lo sviluppo degli ecosistemi è stato intimamente connesso con i sistemi sociali umani per così tanto tempo che la situazione attuale, come indicato dai segni del paesaggio, in molti casi riflette l'organizzazione imposta da comunità rurali più o meno autonome. Nella storia, la popolazione locale ha costituito agroecomosaici ben bilanciati, con grande varietà di ecotopi ed ecotoni, in modo tale che diversità biologica e qualità paesaggistica si sono mutuamente consolidate (Blondel e Aronson, 1995). Il riconoscimento del buon uso del territorio dovrebbe essere di aiuto nel processo decisionale politico per favorire gli investimenti pubblici per l'accrescimento delle capacità locali verso lo sviluppo sostenibile, come previsto sia dai processi partecipativi di Agenda 21 (UN, 1992) sia dalla Convenzione Europea del Paesaggio recentemente approvata.

3.1.4 Bibliografia citata

Blondel J, Aronson J (1995) Biodiversity and Ecosystem Function in the Mediterranean Basin: Human and Non-Human Determinants. In: Davis G.W, Richardson DM, (eds) Mediterranean-Type Ecosystems: The Function of Biodiversity. Springer-Verlag, Berlin, pp 43- 119.

- Caporali F., 1991. *Ecologia per l'agricoltura teoria e pratica*. UTET-Libreria, Torino.
- Caporali F., 2004. *Agriculture and Health. The Challenge of Organic Farming*. Editeam, Cento (FE), Italy.
- Caporali F., 2004. *Agriculture and health: the challenge of organic farming*. Editeam, Cento (FE).
- Caporali F., 2007. Agroecology as a science of integration for sustainability in agriculture. *Italian Journal of Agronomy* 2, 73-82.
- Caporali F., 2009. Aspetti generali sulla sostenibilità. In: *Indicatori di Biodiversità per la Sostenibilità in Agricoltura: Linee guida, strumenti e metodi per la valutazione della qualità degli agroecosistemi*. ISPRA, Manuali e linee guida.
- Cumming G. S., 2007. Global biodiversity scenarios and landscape ecology. *Landscape Ecology* 22, 671-685.
- Daily G.C., 1997. *Nature' Services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington.
- Di Felice V., Mancinelli R., 2008. Principi e applicazioni nell'ecologia del paesaggio. Atti del XIII Convegno Internazionale Interdisciplinare IPSAPA/ISPALEM "Unicità, Uniformità e Universalità nella identificazione del mosaico paesistico-culturale", Aquileia 18-19 settembre. *Architettura del Paesaggio*, 18.
- Duelli P., 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62:81-91.
- EU, 2008. *Agriculture in the European Union: statistical and economic information 2007*.
- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487-515
- Farina A., 2005. Complexity theory and landscape ontogenesis: an epistemological approach. *International Journal of Risk Assessment and Management* 5, 159-166.
- Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice I.C., Ramankutty N., Snyder P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570-574.
- Forman R.T.T., 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10, 133-142.
- Forman, R.T.T., Godron, M. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Giacomini V. e Romani V., 2002. *Uomini e parchi*. Edizioni Franco Angeli.
- Gottschalk T.K., Diekötter T., Ekschmitt K., Weinmann B., Kuhlmann F., Purtauf T., Dauber J. e Wolters V., 2007. Impact of agricultural subsidies on biodiversity at the landscape level. *Landscape Ecology* 22, 643-656.
- Gustafson E.J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems* 1:143-156
- Haeckel E., 1868. *The History of Creation*.
- Hargis C.D., Bissonette J.A., David J.L. 1998. The behaviour of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13:167-186
- Li H., Wu J., 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19, 389-399.
- MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment.
- Naveh Z. e Lieberman A. S., 1994. *Landscape Ecology – Theory and Applications*, Second Edition. Springer-Verlag, New York.
- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., 1995. Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems. *Science* 269, 331-334.
- Ries L., Fletcher R.J., Battin J., Sisk T.D., 2004. Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:491-522
- Risser P.G., 1987. Landscape ecology: state-of-the-art. In *Landscape Heterogeneity and Disturbance*. M.G. Turner (Ed.). Springer-Verlag, New York.

- Ryszkowski L., Bartoszewicz A., Kedziora A., 1999. Management of matter fluxes by biogeochemical barriers at the agricultural landscape level. *Landscape Ecology* 14:479-492.
- Sereni E., 1972. *Storia del paesaggio agrario italiano*, Bari, Laterza.
- Troll C., 1939. Luftbildplan and ökologische bodenforschung. *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde* zu.
- Turner M.C., 2003. Landscape ecology: what is the state of science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36, 319-344.
- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., van Horne, B., Ims, R.A., 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66, 369-380.
- Tscharntke T. ; Steffan-Deventer I., Kruess, A., Thies C., 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12, 354-363.

3.2 Descrizione dell'ecoregione studiata (Lazio meridionale)

Al fine di valutare gli aspetti salienti della sostenibilità del paesaggio, è stato ritenuto utile scegliere un territorio sufficientemente ampio che suggerisse la presenza di alcune significative differenze sia dal punto di vista ambientale sia dal punto di vista dell'influenza antropica sull'ecosistema. Lo studio ha riguardato un'ecoregione rappresentativa della realtà rurale del Lazio meridionale tra il Mar Tirreno e l'Appennino centrale. Essa include parte della Pianura Pontina e dei Monti Lepini (41°28'38"-41°39'16"N/12°55'00"-13°09'51"E) e si estende per oltre 160 km² dei quali circa un quarto in pianura (0-200 m s.l.m.), circa un quarto in collina (200-600 m s.l.m.) e circa la metà in montagna (oltre 600 m s.l.m.), con un *range* altimetrico dai 10 ai 1500 m s.l.m. (su base C.T.R. in scala 1:10.000). I confini ecoregionali coincidono con quelli amministrativi dei Comuni di Carpineto Romano (RM), Sermoneta (LT) e Bassiano (LT) che hanno una popolazione totale di circa 13.000 abitanti e sono un esempio degli insediamenti rurali riconducibili al medioevo. Pur con le limitazioni derivanti da tale definizione dei limiti fisici del sistema (spesso non coincidente con i limiti spaziali degli ecotopi) essa, oltre ad essere di facile applicazione, agevola l'identificazione spaziale del sistema e l'attuazione di politiche gestionali che appaiono sempre più demandate agli Enti locali. I tre comuni confinano a nord nord-ovest con Gorga, Montelanico, Norma e Cisterna di Latina, a sud con Latina, Sezze, Roccagorga e Maenza ed ad est con Supino. Nel complesso, le superfici gestite da enti pubblici interessano circa il 40% del totale (l'Ente gestionale maggiormente rappresentativo è l'Amministrazione Comunale nei comuni di Bassiano e Carpineto Romano, mentre nel comune di Sermoneta è Università Agraria "Umberto I" a curare circa l'89% delle aree pubbliche).

Al fine di migliorare la conoscenza territoriale (Pacini *et al.*, 2003) e capire meglio le interazioni tra i caratteri territoriali e l'attività umana (Patil *et al.*, 2004), è comunque opportuno approfondire la conoscenza di alcuni caratteri ecoregionali. Il clima, agente primario della differenziazione della vegetazione in fasce altitudinali, combinato con la litologia costituisce uno dei principali fattori della pedogenesi (AA.VV., 2005)¹. Le caratteristiche climatiche del comprensorio oggetto di studio sono quelle tipiche della fascia compresa tra l'Appennino centrale e la litoranea tirrenica. Le temperature² annue medie variano dai 9,3 °C (media delle minime) ai 16,7 °C (media delle massime). Le precipitazioni annue medie sono pari a circa 1.100 mm (830-1.530 mm) prevalentemente nella stagione autunno-vernina (spesso sottoforma nevosa in quota). Risulta inoltre utile sottolineare la frequente presenza di venti estivi provenienti dalla fascia costiera (Libeccio e Scirocco) che alimentano in non rari incendi della stagione calda, soprattutto sui versanti più esposti (zona sud sud-ovest di Sermoneta e Bassiano).

¹ L'analisi climatica di una determinata regione è essenziale sia in senso statico, per meglio comprendere il significato ecologico della presenza attuale di determinate formazioni vegetali in una data stazione, sia in senso dinamico, per elaborare previsioni sulla loro evoluzione (AA.VV., 2005).

² Non essendo possibile reperire dati meteorologici direttamente riferiti al comprensorio in quanto non esistono stazioni termo-pluviometriche nei comuni in esame, si fa riferimento alle stazioni di Segni (a nord e verso l'interno), di Frosinone (ad est) e di Latina (a sud e sulla costa).

La valutazione dei caratteri fitoclimatici mostra delle discrete eterogeneità con un graduale passaggio, da occidente verso oriente, da unità fitoclimatiche della Regione Mediterranea a fitoclimi tipici delle zone montane dell'Appennino (figura 12). Le unità fitoclimatiche (tabella 1) prevalenti sono la 12 e la 10, sulle aree pianeggianti e collinari, e la 2 e la 4, sui rilievi. L'unità fitoclimatica 5 descrive i caratteri delle zone pedemontane del versante orientale. Risulta infine utile evidenziare due aspetti emersi dalla valutazione comparata tra i grafici ombro-termici delle stazioni e le caratteristiche fitoclimatiche. In prima analisi, si evince l'azione del mare nel versante occidentale (comuni di Sermoneta e Bassiano) palesata dal limitato periodo sub-arido estivo che rende possibile ascrivere parte del comprensorio clima marittimo (le zone prevalentemente montane possono essere ascritte al clima temperato). In seconda analisi, risulta utile evidenziare la differente entità e tipologia degli eventi meteorici. Questi sono più abbondanti durante il periodo invernale sulle zone montane (non prontamente disponibili per l'agricoltura sia per la fase fisiologica delle colture sia per la forma nevosa) e fungono da fondaci primaverili.

I caratteri geologici dell'ecoregione possono essere ricondotti alla presenza prevalente di calcari affioranti in collina e montagna mentre le aree pianeggianti sono riferibili a depositi di varia natura. I calcari in questione, originatisi nel Cretacico (superiore e inferiore), sono organogeni, biodentrici neritici e di piattaforma nel comprensorio montuoso orientale e occidentale. Nell'area collinare questi calcari si alternano a volte a dolomie riferibili al Giurassico; inoltre si evidenzia, nella zona est del Comune di Bassiano, la presenza di froiditi e tefriti poggiate sullo strato calcareo e riconducibili a lave piroclastiche ed ignimbriti di origine vulcaniche (ciclo quaternario). Queste formazioni, grazie al continuo abbassamento e alla contemporanea sedimentazione cui fu soggetta la piattaforma stessa dal Mesozoico al Terziario, possono raggiungere i 3.000 - 4.000 m di spessore (AA.VV., 2005). Al di sotto dei 200 m s.l.m., la geologia è riconducibile a detriti e depositi (alluvionali, fluviolacustri e fluvioglaciali) del Pleistocene e Olocene. Questi raggiungono i 10 m di profondità e si presentano di colore bruno con forti alterazioni dovute agli agenti atmosferici. I caratteri litologici confermano la realtà geologica attribuendo origini arenacee alla zona collinare del comune di Carpineto R. e sottolineano l'influenza del mare sulla pianura evidenziando la presenza di calcari superficiali di origine marittima. L'idrogeologia del comprensorio, riferita alla carta del vincolo idrogeologico delle Province di Latina e Roma, conferisce a circa 12.000 ha di territorio (74% del totale) i rischi annessi alle caratteristiche geologiche dei terreni. Le zone a rischio sono quasi esclusivamente riconducibili alle aree montane e collinari e la loro identificazione risulta essere importante per essere utilizzata quale indicatore dello stato del suolo (Crimella *et al.*, 2001).

I caratteri pedologici del comprensorio, in base all'analisi dei dati diffusi dall'ENEA³, evidenziano una discreta variabilità riconducibile anche alla roccia madre.

³ L'ecoregione è stata oggetto di un approfondito studio pedologico, effettuato per conto dell'ENEA da Sevink, Rammelzwaal e Spaargaren (1984, rilievi del 1974-1976), con metodo di classificazione FAO-Unesco.

Figura 12. Ripartizione dell'ecoregione in base ai caratteri fitoclimatici presenti (da Blasi, 1994).

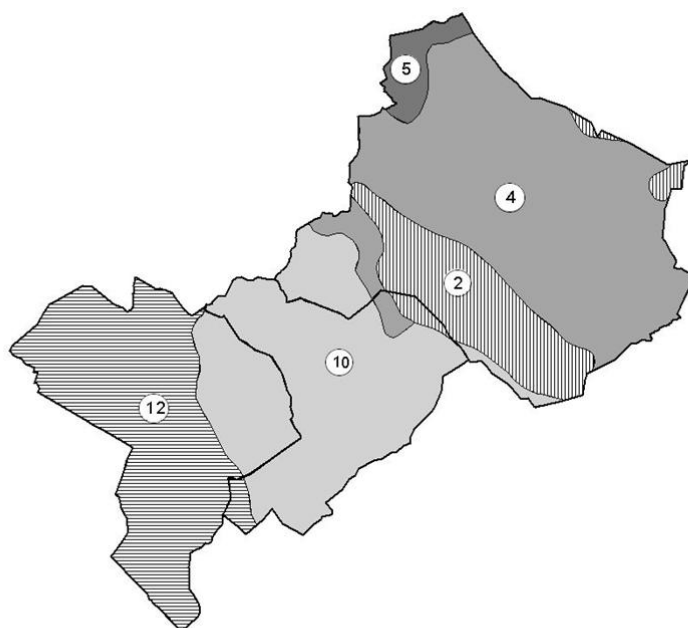


Tabella 1. Descrizione delle unità fitoclimatiche dell'ecoregione (da Blasi, 1994).

Unità fitoclimatica 2 Rientra nella Regione temperata e comprende le vette dei rilievi calcarei dei Lepini. E' caratterizzata da un termotipo montano inferiore e da un ombrotipo compreso tra umido superiore ed iperumido inferiore. Le precipitazioni annue sono abbondanti e variano all'interno dell'unità da 1.247 a 1.558 mm, con precipitazioni estive oscillanti tra 160 e 205 mm con assenza di aridità estiva (possibile periodo di subaridità a luglio ed agosto). Freddo in inverno che si prolunga da ottobre a maggio. Media delle minime del mese più freddo sempre al di sotto dello zero (-2,1 °C).
Unità fitoclimatica 4 E' contenuta nella Regione temperata, che sui Monti Lepini è rappresentata dai settori pedemontani, e si caratterizza per un termotipo collinare superiore (submontano) ed un ombrotipo iperumido inferiore. Le precipitazioni sono molto elevate e variano all'interno dell'unità da 1.430 e 1.600 mm con frequenti episodi estivi (173-200 mm) e quindi assenza d'aridità estiva. Temperatura media compresa tra 12 e 13,6 °C con freddo intenso anche d'inverno ma con media delle minime del mese più freddo superiore a 0 °C.
Unità fitoclimatica 5 Appartiene alla regione mesaxerica con termotipo collinare inferiore/superiore ed ombrotipo umido superiore/iperumido inferiore. Le piogge sono abbondanti nell'ordine di 1243-1463 mm (123-160 mm nei periodi estivi). Le temperature medie sono comprese tra 12,5 e 14,2°C. Si verifica una debole aridità (YDS pari a 12 e SDS pari a 31). Presente stress da freddo tra novembre ed aprile (YCS 249-290 e WCS 161-177).
Unità fitoclimatica 10 appartiene alla Regione Mediterranea di Transizione, ed è caratterizzata da un termotipo mesomediterraneo inferiore o termocollinare e da un ombrotipo umido inferiore. Le precipitazioni annue sono abbondanti e variano all'interno della zona da 1.132 a 1.519 mm, con precipitazioni estive scarse ma comunque presenti comprese tra 96 e 130 mm e debole aridità concentrata nei mesi di Luglio ed Agosto. Dal punto di vista fitoclimatico, essa presenta un valore dell'indice dello stress da aridità annuale (YDS) e da aridità estiva (SDS) pari a 58, ed uno stress da freddo che va da novembre a marzo con episodi nel mese d'aprile.
Unità fitoclimatica 12 è contrassegnata da un termotipo mesomediterraneo inferiore ed un ombrotipo subumido superiore. La regione di appartenenza è quella xeroterica (sottoregione mesomediterranea), con precipitazioni variabili da 842 a 966 mm; temperatura media da 14,5 a 16,1 °C. L'aridità varia da maggio ad agosto con valori elevati nei soli mesi estivi, con stress da freddo non intenso da novembre a aprile.

Nel comprensorio, sono presenti suoli appartenenti alle categorie C, E, M, R, D e L rispettivamente suddivisi nelle sub-categorie C1l, C1m, C1e, C1k, E1b, E1f, E1a, E1d, E1h, M1a, M1b, M1c, M1f, M1m, M3b, M1h, M3c, M3e, M3g, R1a, D4l, L1a e L2b (si riporta la descrizione delle sole categorie in figura 13 e tabella 2).

La categoria C, riconducibile ad aree coperte da ghiaie e sassi, è costituita in prevalenza da materiali misti originatisi da rocce in epoca recente (4,5% del comprensorio). Alla categoria E appartengono suoli misti riferibili alle zone di compluvio e differenziati in base alla mescolanza di materiale vulcanico e non vulcanico (25,2% del comprensorio).

La categoria M comprende suoli di origine calcarea posti in aree declivi soggette ad azione erosiva (67,5% del comprensorio). Alla categoria R appartengono suoli posti in genere a copertura di sottili strati di tufo lungo i declivi (1,9% del comprensorio).

La categoria D è costituita da materiale colluviale relativamente giovane e generalmente posto in prossimità dei corsi d'acqua (0,6% del comprensorio). I suoli di categoria L (0,3% del comprensorio), pur presenti, sono poco rappresentativi del territorio. Si può quindi affermare che le categorie caratterizzanti il comprensorio sono la M e la E, dove la prima interessa principalmente i comuni di Bassiano e Carpineto R. e la seconda il comune di Sermoneta e i principali avvallamenti degli altri due comuni. Gli interventi di bonifica, effettuati a partire dagli anni '30 (1929-1935), hanno consentito una rapida espansione dell'attività agricola nelle aree pianeggianti. La tipologia di suolo così distribuita indica la presenza di suoli più profondi e dotati di maggiori riserve idriche e di nutrienti nelle aree basse con condizioni più vantaggiose per le colture.

Nelle aree declivi risulta invece evidente la presenza di terreni poco profondi, generalmente ghiaiosi e sassosi (diffuse in queste zone sono le operazioni di spietatura) e dotati di matrice calcarea a elevata porosità. Questi caratteri, associati ai fenomeni erosivi di allontanamento del terreno, scoraggiano le produzioni agricole quantitativamente elevate, ma non impediscono (anzi incoraggiano) l'incremento qualitativo delle stesse.

In ragione delle azioni atte alla protezione del territorio, l'ecoregione include aree SIC (sito d'interesse comunitario), SIN (sito d'interesse nazionale) e ZPS (zona di protezione speciale) gestite secondo le indicazioni della Direttiva 79/409/CEE, della Direttiva 92/43/CEE, della Direttiva 97/62/CEE, del Decreto del Presidente della Repubblica 357/97, del Documento "La gestione dei siti della rete natura 2000 - guida all'interpretazione dell'art. 6 della direttiva Habitat", del DGR-Lazio del 1103/2003, del Decreto Ministro dell'Ambiente e Tutela del territorio 3 settembre 2002, del Decreto Presidente della Repubblica 120/2003. Tali aree ammontano a circa 4000 ha (24 % del totale) (figura 14).

Figura 13. Ripartizione dell'ecoregione in base alle categorie di suolo presenti (Sevink et al., 1984).

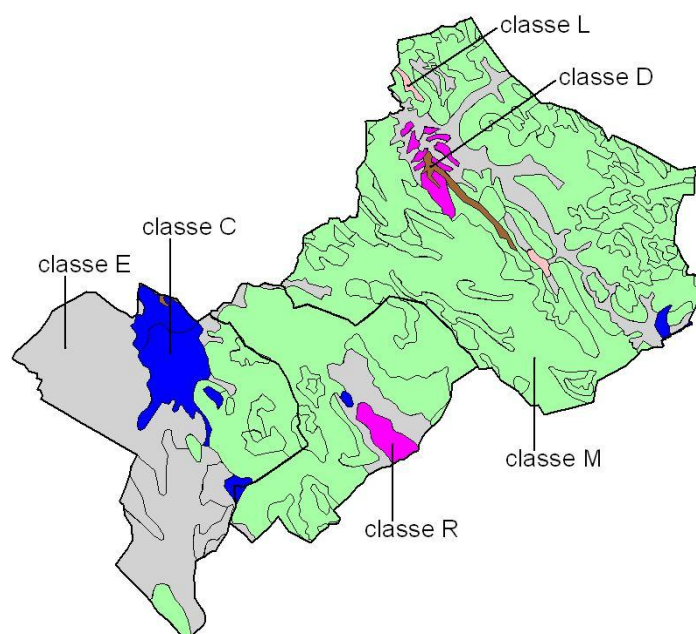
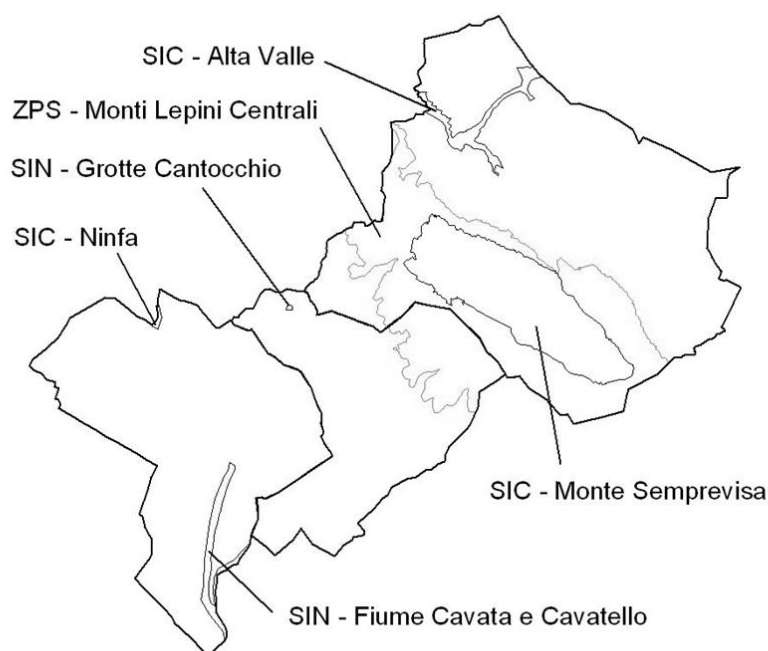


Tabella 2. Descrizione delle categorie di suolo dell'ecoregione (Sevink et al., 1984).

Categoria	Descrizione
C	Sono suoli su rocce relativamente recenti (Olocene) abbastanza diffuse nel basso Lazio e rappresentante, sebbene scarsamente, anche nella zona in studio. Il materiale più fine che riempie gli interstizi fra ghiaie e ciottoli è composto prevalentemente da prodotti dell'erosione di suoli su calcari e tufi e trasportati sui con di deiezione dai torrenti in piena. La maggioranza di questi suoli è quindi costituita da un miscuglio di materiali sciolti trasportati dalle acque, terra rossa e suoli vulcanici, con proporzioni alquanto variabili. Ne consegue un'alternanza di strati fini e sciolti, i primi soprattutto negli strati superficiali (argillosi e franco-argillosi). L'orizzonte B, ben distinto da quello A, è più rossiccio e, con il tempo, tende a ridursi di spessore; se si forma terra rossa, si hanno più spiccate proprietà vertiche ed orizzonti B meno distinti. Dominano in ogni modo i materiali misti, classificabili come Luvisuoli, semplici o associati, tipici della zona.
E	Si tratta di suoli di composizione ed età estremamente variabile che, nel territorio in esame, sono ubicati in maniera sparsa, solitamente nei compluvi della rete idrografica principale. Sono poco evoluti, di tessitura fine, con attività vertica, quando c'è, frutto della mescolanza di materiale tufaceo e derivati dalla terra rossa con altri depositi di più complessa composizione. La loro formazione dipende fortemente dall'età e dal rapporto fra materiale vulcanico e non vulcanico. Il deposito immediatamente sottostante (di spessore circa 1 m) può essere classificato come colluvio-argilloso calcareo, di maggiore contenuto in materiale vulcanico e minore materiale sciolto calcareo; il paleo-suolo è classificabile come un Luvisuolo Vertico.
M	Includono i suoli su calcari in aree declivi che, sulla base delle vicende erosive subite, possono essere classificati come composti di Litosuoli e Rendzina, di tessitura fine. Sono costituiti da un orizzonte A scuro, spesso direttamente poggiante sulla roccia o, più raramente, su un modesto orizzonte C, costituito da ghiaie o sassi. Gli orizzonti B sono molto rari e, quando presenti, sono di tipo cambico, giallastri, fortemente ghiaiosi e/o sassosi. Lo spessore dell'orizzonte A dei Litosuoli va da 0 a 10 cm, mentre negli altri casi è compreso all'incirca fra 10 e 40 cm. Il colore va da nero abbrunito a marrone molto scuro. La matrice è calcarea, la struttura granulare o subangolare a blocchi, con elevata porosità. La transizione sulla roccia calcarea è repentina (assenza di orizzonte B) e, solitamente, all'interfaccia si trova una pellicola calcarea biancastra di carbonato di calcio secondario.
R	Si tratta di Luvisuoli cromici, da moderatamente a fortemente evoluti, su tufi di grana fine, generalmente di colore bruno o bruno rossastro, con paleosuoli intercalati. Frequente è la copertura di un sottile strato di tufo marrone sulla parte superiore, meno declive, del pendio; mentre al piede delle scarpate, più ripido, c'è materiale colluviale, nel qual caso i suoli hanno un orizzonte A di tessitura fine, sovrapposto ad un B cambico, ghiaioso e pietroso.
D	Elemento comune di questi suoli è lo scarso grado di evoluzione, essendo relativamente giovani i depositi su cui si formano. Spesso riguardano sottili strisce lungo i corsi d'acqua. Il territorio interessato nella zona in esame è limitato alle valli nel territorio di Carpineto R., con la subcategoria D4l. Il drenaggio è buono e la falda superficiale. Le proprietà dipendono fortemente dalla provenienza del materiale colluviale, nel caso in esame si tratta di Luvisuoli di tessitura fine.

Figura 14. Individuazione delle superfici protette di tipo SIC (Sito d'interesse comunitario), SIN (Sito d'interesse nazionale) e ZPS (Zona a protezione speciale) nell'ecoregione.



3.2.1 Bibliografia citata

- AA.VV., 2005. Piano di gestione e assestamento forestale dei monti Lepini e Ausoni, periodo di validità 2004 – 2013, Comune di Sermoneta.
- Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. Università degli Studi “La Sapienza”, Regione Lazio.
- Crimella A., Pareglio S., Valentinelli A. e Venuta M.L., 2001. Agenda 21 – Indicatori di sostenibilità locale. Fondazione Lombardia per l’Ambiente. Milano, pp.11.
- Patil G.P., Balbus J., Biging G., Jaja J., Myers W.L. e Taille C., 2004. Multiscale advanced raster map analysis system: Definition, design and development. *Environmental and Ecological statistics* 11, 113-138.
- Pacini C., Wossik A., Giesen G., Vazzana C. e Huirne R., 2003. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture, ecosystems and environment* 95, 273-288.
- Sevink J., Remmelzwaal A. e Spaargaren O.C., 1984. The soil of souther Lazio and adjacent Campania. *Publicatie van het Fysisch Geografisch en Bodenkundig Laboratorium van de Universiteit van Amsterdam*, nr 38.

3.3 Studio A: indicatori di biodiversità per la sostenibilità in agricoltura

linee guida, strumenti e metodi per la valutazione della qualità degli agroecosistemi

Gruppo di lavoro: DI FELICE V., MANCINELLI R., CAMPIGLIA E., CAPORALI F.

Enti di ricerca: Dipartimento di Produzione Vegetale - Università degli Studi della Tuscia,
Via San Camillo De Lellis – VITERBO

Riferimento: ISPRA - Manuali e linee guida 47/2008 (ISBN 978-88-448-0337-7)

3.3.1 Materiali e metodi

Il risultato di un'indagine dipende in primo luogo dalle fonti di informazione disponibili, che rappresentano gli input necessari per avviare il processo conoscitivo. A livello territoriale, la disponibilità delle foto aeree e dei relativi strumenti di lettura (*Geographical Information Systems* - GIS), consentono di effettuare una rappresentazione del paesaggio che può essere interpretata ai fini della valutazione della sostenibilità d'uso del territorio. In questo caso, una visione allargata del territorio, permette una lettura a livello di dettaglio inferiore secondo una procedura “*top-down*” di definizione. Al contrario, le analisi territoriali condotte a livello di intervista individuale - come nel caso dei censimenti agrari - producono una serie di informazioni di dettaglio a livello aziendale, che possono essere aggregate a livello superiore, secondo una procedura “*bottom-up*” di definizione.

In questo elaborato vengono descritte entrambe le tipologie di indagine. La disponibilità di una serie di informazioni e di dati nel tempo consente di definire anche l'evoluzione dell'uso del territorio.

La prima condizione di sostenibilità per l'esercizio dell'agricoltura è il mantenimento del suolo e delle sue caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche. Il mantenimento del suolo dipende dal ciclo idrologico, in particolare dal tipo di impatto che le precipitazioni (entità annua, distribuzione stagionale, intensità) esercitano sull'ecosistema in atto. Se il suolo è difeso da appropriata copertura vegetale, i rischi di perdita di suolo e di deterioramento delle sue qualità sono minori e la sostenibilità dell'agricoltura è maggiore.

Come approccio metodologico assumiamo che i primi indicatori di sostenibilità riguardano l'uso del territorio in rapporto ai vari tipi di ecosistemi presenti. Poiché la funzione principale degli agroecosistemi è quella di procurare cibo e materie prime per i bisogni umani e la funzione principale degli ecosistemi naturali è quella di promuovere la continuità dei servizi ecologici che forniscono le condizioni di abitabilità del pianeta, è ragionevole assumere che, in termini di sostenibilità dell'intero sistema socio-ecologico, un pari peso sia attribuito tanto alla presenza di ecosistemi ad alto disturbo antropico (agroecosistemi ed insediamenti umani) quanto alla presenza di ecosistemi a basso disturbo antropico (boschi, praterie e successioni vegetali). A livello territoriale, pertanto, una situazione di equilibrio sostenibile tra Ecosistemi fortemente antropizzati (Efa) ed Ecosistemi lievemente

antropizzati (Ela) può essere individuata con un indicatore di Sostenibilità di Uso del Suolo (SUS), dato dal rapporto tra le ripartizioni superficiali di Efa e Ela. Inoltre, poiché le aree più fragili a livello territoriale - per gli effetti collegati al ciclo idrologico, nelle fasi di scorrimento superficiale, trasporto solido ed erosione - sono quelle a maggiore pendenza (montagna $\geq$ collina $\geq$ pianura), è ragionevole bilanciare il rapporto tra le due tipologie di ecosistemi anche in relazione alla condizione altimetrica. Poiché le zone di montagna richiedono più protezione offerta da una copertura vegetale stabile, mentre quelle di pianura richiedono una minore protezione, una conveniente modulazione dell'indicatore di sostenibilità dell'uso del suolo è riportata nella tabella 3.

Tabella 3. Modulazione dell'indicatore di sostenibilità d'uso del suolo in rapporto alle fasce altimetriche.

	Ela (%)	Efa (%)	SUS (Ela/Efa)	Range ottimale di SUS
Montagna	75	25	3,00	$\geq 3,00$
Collina	50	50	1,00	$\geq 1,00$
Pianura	25	75	0,33	$\geq 0,33$

Questo indicatore, specialmente se utilizzato a livello di bacino idrografico per le tre fasce altimetriche, è in grado di esprimere una misura dello stato del territorio in relazione agli elementi essenziali di biodiversità ecologica che influenzano la sostenibilità bio-fisica ambientale.

La seconda condizione di sostenibilità bio-fisica riguarda la struttura degli agroecosistemi, ossia il tipo di organizzazione delle colture nello spazio (monocolture o colture consociate) e nel tempo (monosuccessioni o rotazioni). La struttura degli agroecosistemi determina sia l'agricoltura nel paesaggio, tramite l'aspetto corologico, sia il paesaggio nell'agricoltura, tramite l'aspetto topologico. E' dal tipo di composizione e di organizzazione dei sistemi colturali che dipende il grado di protezione nei confronti del danno da scorrimento dell'acqua, da erosione e da perdita di fertilità dei suoli. Le lavorazioni del suolo, per la preparazione del letto di semina o comunque per l'esecuzione di cure colturali, implicano comunque un disturbo che produce in generale vantaggi a breve termine e svantaggi a lungo termine. In relazione alla difesa del suolo, migliori condizioni di sostenibilità sono offerte dai sistemi colturali che garantiscono un minor disturbo del suolo attraverso le lavorazioni. Pertanto, indicatori di biodiversità adatti a rilevare i sistemi colturali con minor incidenza delle lavorazioni sono i più appropriati per valutare migliori situazioni di sostenibilità. A questo riguardo, un indicatore estremamente significativo per la sostenibilità ambientale è il rapporto dell'area occupata dalle coltivazioni erbacee poliennali rispetto a quella occupata dalle coltivazioni erbacee annuali (Caporali *et al.*, 1984; Caporali, 1991). Questo tipo di indicatore non può essere ricavato da indagine di fotointerpretazione poiché il livello di risoluzione non consente di rilevare il dettaglio delle colture in atto. Tuttavia si può ricavare partendo da analisi di sistemi colturali a livello aziendale effettuate tramite intervista, con successive aggregazioni dei dati aziendali a livello territoriale più ampio.

Per avere indicazioni concernenti lo stato di autonomia nutrizionale dei sistemi colturali è ugualmente necessario partire da situazioni di rilievo aziendale da estendere poi a livello territoriale più ampio. Ad esempio, per il bilancio relativo all'azoto - il più importante elemento per la nutrizione delle piante e per la produttività agraria - è molto significativo in termini di sostenibilità valutare l'incidenza delle leguminose foraggere nei sistemi colturali.

3.3.1.1 Metodo d'analisi "remote sensing"

Nella metodologia per l'analisi del paesaggio denominata *remote sensing* si rilevano le diverse tipologie, l'estensione, il perimetro e la disposizione nello spazio delle componenti strutturali del paesaggio (ecotopo o *patch*) per rilevare l'uso del suolo e determinare la complessità paesaggistica (secondo una procedura "top-down" di definizione). Questa metodologia prevede la foto-interpretazione per rilevare le classi di ecotopo costituenti il paesaggio, del quale si valuta la qualità con appositi indicatori di biodiversità e sostenibilità. La metodologia di analisi *remote sensing* prevede uno sviluppo del lavoro secondo le fasi riportate in figura 15.

Figura 15. Fasi dello studio con metodo "remote sensing".



La prima tappa del lavoro riguarda la definizione dell'ecoregione da analizzare e studiare (descritta in precedenza). L'ecoregione (o regione ecologica), talvolta chiamata anche bioregione, è una zona o unità territoriale ecologicamente e geograficamente distinta. Gli elementi di distinzione riguardano caratteristiche di omogeneità bio-fisica e/o socio-economica. Pertanto, l'ecoregione è un'area relativamente ampia ed omogenea per topografia, vegetazione naturale e potenziale, peculiarità di tipo e uso del suolo, economia e cultura derivata dalla tradizione. Il termine ecoregione è utilizzato dai ricercatori, analisti e responsabili delle risorse per lo sviluppo logistico e delle strategie regionali per

l'acquisizione delle informazioni e la gestione del territorio. Le indagini a livello di ecoregione sono favorite dal crescente interesse per lo studio degli ecosistemi in rapporto all'utilizzazione umana. Gli ecosistemi locali tra loro collegati concorrono a formare un insieme integrato caratterizzato da multifunzionalità territoriale. In tal senso sono molti i ricercatori, che si occupano di agroecologia e ambiente e che utilizzano l'ecoregione come unità di analisi negli studi a livello territoriale o di paesaggio. Una volta definita l'ecoregione, l'area da sottoporre ad analisi è virtualmente circoscritta in limiti geografici all'interno di una mappa territoriale.

L'acquisizione delle informazioni (Balram *et al.*, 2004) relative all'ecoregione è effettuata tramite software GIS (tabella 4) che consente di visualizzare, esplorare, interrogare ed analizzare geograficamente il paesaggio ed i suoi componenti (Herzog e Lausch, 2001; Papadimitriou, 2002; Langanke *et al.*, 2005; Backhaus *et al.*, 2002). Le analisi territoriali possibili con queste tipologie di software sono numerose.

Tabella 4. Alcuni software GIS e case produttrici più comuni

Alcuni software GIS "open source"
GRASS –GIS completo originariamente sviluppato da U.S. Army Corps of Engineers
MapServer – Web-based mapping server sviluppato da University of Minnesota
Alcune altre applicazioni GIS "open source"
gvSIG 1.0 Chameleon – per la costruzione di applicazioni con MapServer
JUMP GIS – Unified Mapping Platform in Java
MapWindow GIS – applicazione e componenti di programmazione GIS desktop
PostGIS – Estensione spaziale per PostgreSQL database
Quantum GIS – GIS semplice per sistemi Linux, Unix, Mac OSX, Windows
TerraView – GIS desktop che gestisce dati vettoriali e raster
ILWIS – (Integrated Land and Water Information System) integra dati immagine, vettoriali e tematici
Alcune applicazioni e fornitori di software GIS più diffusi
Autodesk – MapGuide e altri prodotti che interfacciano con il software AutoCAD package
ERDAS IMAGINE – Software GIS, Remote Sensing e Photogrammetry - Leica GeosystemsGeospatial Imaging
ESRI – ArcView, ArcGIS, ArcSDE, ArcIMS e ArcWeb services
IDRISI – Prodotto GIS sviluppato da Clark Labs
Intergraph – GeoMedia, GeoMedia Profesional, GeoMedia WebMap e prodotti per fotogrammetria
MapInfo – MapInfo Professional e MapXtreme
MapPoint – Prodotto GIS sviluppato da Microsoft
Caliper – Maptitude, TransCAD e TransModeler
Altre applicazioni e fornitori di software GIS
CARIS – (Computer Aided Resource Information System) sistema GIS per idrografia e sistemi catastali
DeLorme – XMap e altri prodotti GIS
Manifold System – Pacchetto economico di software GIS
TatukGIS – GIS toolkit, Internet Map Server, GIS Editor, GIS Viewer, Aerial Imagery Corrector

Le informazioni cartografiche e fotografiche permettono di monitorare, per mezzo di interpretazione, comparazione e misurazione, gli elementi del paesaggio (ecotopi e componenti lineari del paesaggio, come fiumi, strade, ecc.) in relazione a quantità, estensione, distribuzione e forma. Queste misure

costituiscono la base per ricavare gli indicatori, ossia il rapporto tra gli elementi del paesaggio che hanno significato per dare giudizi su biodiversità e sostenibilità dell'ecoregione in studio.

Questa tecnica costituisce un processo di valutazione di biodiversità basata sugli elementi del paesaggio (Duelli, 1997; Duhme e Pauleit, 1998; Roy e Tomar, 2000; Wagner *et al.*, 2000; Hoffmann e Greef, 2003; Gillison e Liswanti, 2004; Roy *et al.*, 2005) in base al concetto di mosaico (Duelli, 1997; Nagaike e Kamitani, 1999; McAlpine e Eyre, 2002; Purtauf *et al.*, 2005; Burel e Baudry, 2005), secondo il quale la ricchezza di specie, in una data area, aumenta in relazione alla variabilità ed all'eterogeneità degli habitat (Duelli, 1997; Bartel, 2000; Wagner *et al.*, 2000; Piorr, 2003; Hoffmann e Greef, 2003; Purtauf *et al.*, 2005; Burel e Baudry, 2005; Fédoroff *et al.*, 2005). I dati rilevati sono catalogati, con l'ausilio dello stesso programma GIS utilizzato, in *databases* specifici per ogni carattere e poi esportati su foglio di calcolo per le successive operazioni di calcolo ed elaborazione. Tramite questa procedura risulta possibile palesare schemi "comportamentali" del territorio, rapporti geografici e ambientali prima nascosti (ESRI, 1996).

Per rilevare i dati territoriali utili all'analisi del paesaggio si utilizzano i materiali riportati in tabella 5 che possono essere analizzati singolarmente e opportunamente accostati fra loro.

Tabella 5. Materiale cartografico utilizzato nell'analisi territoriale.

Descrizione
1. Ortofoto a colori.
2. CTR scala 1:10.000.
3. Cartografia catastale
4. Carta Geologica d'Italia
5. Carta Litologica Laziale-Abruzzese
6. Carta Pedologica del Lazio Meridionale e della Campania adiacente
7. Carta della Copertura del Suolo
8. Carta uso del suolo del Lazio
9. Carta delle Unità Fisiografiche di Paesaggio
10. Cartografia SIC e ZPS
11. Fitoclimatologia del Lazio
12. Carta del vincolo idrogeologico della Provincia di Latina
13. Carta regionale delle Comunità Montane

L'analisi territoriale mira a classificare il paesaggio in base a classi d'uso del suolo sulla base di zone omogenee di copertura o ecotopi.

Pertanto, dato che la biodiversità a carattere corologico è data da parametri strutturali, di diversità dell'*habitat* e eterogeneità di paesaggio, l'utilizzo di indicatori che facciano riferimento alla categoria tipo di copertura risulta ottimale per la valutazione della biodiversità territoriale. L'eterogeneità del paesaggio risulta espressa da indicatori quali numero e area occupata dai differenti ecotopi (eterogeneità compositiva) e la loro reciproca distribuzione sul territorio (eterogeneità configurazionale). In effetti, ogni tipo di misura che quantifica l'eterogeneità paesaggistica misura la biodiversità tra ecosistemi (ecotopi) a diverso disturbo antropico. Al fine di rispettare e comprendere meglio le caratteristiche di tutte le tipologie di copertura presenti sul territorio in esame, vengono definite le classi d'uso o "*landscape complexes*" (LCs) (Osinski, 2003) seguendo le linee guida dettate

dal primo livello di classificazione (5 voci generali che abbracciano le maggiori categorie di copertura sul pianeta) dettate dal programma europeo CORINE. (*COOrdination de l'INformation sur l'Environnement*). Questo programma è stato varato dal Consiglio delle Comunità Europee nel 1985, con lo scopo primario di verificare dinamicamente lo stato dell'ambiente nell'area comunitaria, al fine di orientare le politiche comuni, controllarne gli effetti e proporre eventuali correttivi. All'interno del programma CORINE, il progetto CORINE-Land Cover è specificamente destinato al rilevamento e al monitoraggio, ad una scala compatibile con le necessità comunitarie, delle caratteristiche del territorio, con particolare attenzione alle esigenze di tutela. Al fine di agevolare il lavoro e ridurre gli errori di interpretazione cartografica dovuti alla risoluzione fotografica è indicato e consono adottare una classificazione basata sulle seguenti classi di copertura (tabella 6): coltivazioni arboree (CA), coltivazioni erbacee (CE), erbacee naturali (EN), erbaceo-arbustive naturali (EA), boschi (B), siepi (S), acque (A), manufatti (M), strade (St).

In relazione alla presenza di ecotopi appartenenti alla classe definita “erbaceo-arbustive naturali”, risulta utile evidenziare la loro rilevanza in termini di biodiversità in quanto queste sono le aree in cui si verificano i processi noti come successioni ecologiche dove “i meccanismi naturali tendono a realizzare comunità vegetali ed animali intimamente connesse ed interdipendenti che si auto mantengono” ed è proprio in base allo studio del loro funzionamento che è stata individuata l'importanza della diversità negli agroecosistemi (Caporali *et al.*, 2003).

Nello studio del territorio si rilevano le aree di ogni ecotopo e i loro perimetri che costituiscono gli ecotoni: questi ultimi *habitat* rivestono un'importanza fondamentale per il mantenimento della biodiversità in quanto sedi di graduale passaggio fra le specie caratteristiche di una biocenosi e le specie caratteristiche dell'altra. L'importanza di queste zone è legata alla maggiore biodiversità presente rispetto alle biocenosi che separa. Lo studio degli ecotoni risulta quindi utile alla valutazione della biodiversità (Ward e Stanford, 1995; Burgio *et al.*, 1997; Gobbi *et al.*, 2004) e il loro ruolo funzionale risulta più evidente se si considera la loro lunghezza piuttosto che la loro area (Duelli, 1997; Hietala-Koivu, 1999; Wagner *et al.*, 2000).

Rispetto alla classica CORINE-Land Cover, l'estrapolare la presenza di aree come le siepi ai bordi dei campi coltivati, le vegetazioni erbacee incluse nei boschi, i giardini annessi alle abitazioni e altri particolari di dettaglio, consente uno studio maggiormente mirato alla valutazione della biodiversità.

I bacini idrici vengono classificati ed associati ai corsi d'acqua nell'interfaccia di analisi terra-acqua. Nell'analisi della copertura del suolo le strade vengono classificate e analizzate in riferimento alla loro lunghezza.

Tabella 6. Classi di copertura del suolo utilizzate nello studio e relativa associazione con la classificazione CORINE. Coltivazioni arboree (CA), coltivazioni erbacee (CE), erbacee naturali (EN), erbaceo-arbustive naturali (EA), boschi (B), siepi (S), acque (A), manufatti (M), strade (St).^(*)

Classificazione CORINE (**)						Classificazione CORINE (**)						Classificazione CORINE (**)					
I	II	III	IV	V		I	II	III	IV	V		I	II	III	IV	V	
1	1.1	1.1.1			M	2	2.2	2.2.3	2.2.3.1		CA	3	3.1	3.1.2	3.1.1.2	3.1.2.2.4	B/S
		1.1.2	1.1.2.1		M				2.2.3.2		CA				3.1.2.3	3.1.2.3.1	B/S
			1.1.2.2		M			2.2.4	2.2.4.1		B/S					3.1.2.3.2	B/S
			1.1.2.3		M				2.2.4.2		B/S				3.1.2.4		B/S
	1.2	1.2.1			M				2.2.4.3		B/S				3.1.2.5	3.1.2.5.1	B/S
		1.2.2	1.2.2.1	1.2.2.1.1	St		2.3	2.3.1			CE					3.1.2.5.2	B/S
				1.2.2.1.2	St		2.4	2.4.1			CE					3.1.2.5.3	B/S
				1.2.2.1.3	St			2.4.2			CE			3.1.3			B/S
				1.2.2.1.4	M			2.4.3			CE	3.2	3.2.1	3.2.1.1			EN
		1.2.2.2	1.2.2.2.1		St			2.4.4			CE				3.2.1.2		EN
			1.2.2.2.2		St	3	3.1	3.1.1	3.1.1.1	3.1.1.1.1	B/S				3.2.1.3		EN
			1.2.2.2.3		St					3.1.1.1.2	B/S				3.2.1.4		EN
			1.2.2.2.4		St				3.1.1.2	3.1.1.2.1	B/S		3.2.2	3.2.2.1	3.2.2.1.1		EN
			1.2.2.2.5		St					3.1.1.2.2	B/S					3.2.2.1.2	EN
		1.2.2.3	1.2.2.3.1		St					3.1.1.2.3	B/S				3.2.2.2	3.2.2.2.1	EN
			1.2.2.3.2		St					3.1.1.2.4	B/S					3.2.2.2.2	EN
			1.2.2.3.3		St					3.1.1.2.5	B/S				3.2.2.3	3.2.2.3.1	EN
		1.2.2.4			St					3.1.1.2.6	B/S	3.2.3	3.2.3.1	3.2.3.1.1			B/S
		1.2.2.5			St			3.1.1.3	3.1.1.3.1		B/S					3.2.3.1.2	B/S
		1.2.3			M					3.1.1.3.2	B/S					3.2.3.1.3	B/S
		1.2.4			M					3.1.1.3.3	B/S					3.2.3.1.4	B/S
	1.3	1.3.1			M					3.1.1.3.4	B/S			3.2.3.2	3.2.3.2.1		EA
		1.3.2			M					3.1.1.3.5	B/S					3.2.3.2.2	EA
		1.3.3			M					3.1.1.3.6	B/S					3.2.3.2.3	EA
	1.4	1.4.1			M			3.1.1.4	3.1.1.4.1		B/S			3.2.4			EA
		1.4.2			M				3.1.1.4.2		B/S	3.3	3.3.1	3.3.1.1			EN
	1.5	1.5.1			M				3.1.1.4.3		B/S			3.3.2			EN
		1.5.2			M			3.1.1.5	3.1.1.5.1		B/S			3.3.3	3.3.3.1		EN
2	2.1	2.1.1	2.1.1.1	2.1.1.1.1	CE					3.1.1.5.2	B/S			3.3.4			EN
				2.1.1.1.2	CE					3.1.1.5.3	B/S			3.3.5			EN
				2.1.1.1.3	CE					3.1.1.5.4	B/S	4	4.1	4.1.1			EN
				2.1.1.1.4	CE					3.1.1.5.5	B/S			4.1.2	4.1.2.1		EN
		2.1.1.2	2.1.1.2.1		CE			3.1.1.6	3.1.1.6.1		B/S	4.2	4.2.1	4.2.1.1			EN
			2.1.1.2.2		CE				3.1.1.6.2		B/S			4.2.2			A
	2.1.2	2.1.2.1	2.1.2.1.1		CE				3.1.1.6.3		B/S			4.2.3			A
			2.1.2.1.2		CE				3.1.1.6.4		B/S	5	5.1	5.1.1	5.1.1.1		A
			2.1.2.1.3		CE				3.1.1.6.5		B/S				5.1.1.2		A
			2.1.2.1.4		CE			3.1.1.7	3.1.1.7.1		B/S				5.1.1.3		A
		2.1.2.2	2.1.2.2.1		CE	3.1.2	3.1.2.1	3.1.2.1.1			B/S			5.1.2	5.1.2.1		A
			2.1.2.2.2		CE				3.1.2.1.2		B/S				5.1.2.2		A
		2.1.3			CE				3.1.2.1.3		B/S	5.2	5.2.1				A
	2.2	2.2.1	2.2.1.1		CA			3.1.2.2	3.1.2.2.1		B/S				5.2.2		A
			2.2.1.2		CA				3.1.2.2.2		B/S				5.2.3		A
		2.2.2			CA				3.1.2.2.3		B/S						

(*) I numeri romani in tabella indicano il livello di dettaglio adottato nella classificazione CORINE riportata in appendice A.

(**) Classificazione adottata nella ricerca.

3.3.1.2 Costruire l'agroecosomaico

Nella costruzione dell'agroecosomaico, attraverso l'uso di un software GIS, è assolutamente necessario avere ben chiaro quali sono e come individuare le classi di copertura del suolo (ecotopi) sull'aerofotogrammetria.

Inoltre, è fondamentale conoscere perfettamente la procedura e i punti di posizionamento dei poligoni nella delimitazione delle aree differenti per tipologica di copertura.

3.3.1.3 Le classi di copertura del suolo (ecotopi)

Ecotopo "coltivazioni arboree"

Le superfici interessate alla coltivazione di colture permanenti (arboree) in regime di agricoltura intensiva ed estensiva sono classificate come ecotopo "coltivazioni arboree". Tale classe include le colture dedite alle produzioni alimentari (vigneti, oliveti, frutteti, ecc.) e le colture finalizzate all'arboricoltura da legno (noceti, pioppeti, ecc.). In genere il carattere distintivo di questa classe di copertura è riconducibile al sesto di impianto regolare dato alle colture in sede di trapianto. I limiti spaziali degli ecotopi delle coltivazioni arboree coincidono con quelli dei campi coltivati e includono le superfici accessorie quali le capezzagne, piccole strade accessorie temporanee, strutture secondarie di sistemazione idraulica dei terreni (scoline, fossi, ecc.) e altre superfici minori accluse che hanno un'estensione molto ridotta e non sono significativamente influenti sulla definizione e valutazione del territorio.

Nella caratterizzazione territoriale di questa classe di copertura bisogna prestare particolare attenzione all'esclusione della rete viaria, delle siepi, delle strutture principali di sistemazione idraulica del terreno (canali) e delle ampie (superiori a 10 m di larghezza e superiori alla superficie minima valutabile) fasce ecotonali che separano la classe di copertura in questione da quelle limitrofe.

Ecotopo "coltivazioni erbacee"

Le superfici interessate alla coltivazione di seminativi semplici e arborati di colture annuali e poliennali, intensivi ed estensivi, in aree irrigue e non irrigue, comprese le risaie, sono classificate come ecotopo "coltivazioni erbacee". I limiti spaziali dell'ecotopo coltivazione erbacea coincidono con quelli dei campi coltivati e includono le superfici accessorie quali le capezzagne, piccole strade accessorie e temporanee, strutture secondarie di sistemazione idraulica dei terreni (scoline, fossi, ecc.) e altre superfici minori accluse che hanno un'estensione ridotta e non sono significativamente influenti sulla definizione e valutazione del territorio. Nella caratterizzazione territoriale di questa classe di copertura bisogna prestare particolare attenzione all'esclusione della rete viaria, delle siepi, delle strutture principali di sistemazione idraulica del terreno come i canali e delle ampie fasce ecotonali (superiori a 10 m di larghezza e superiori alla superficie minima valutabile) che separano la classe di copertura in questione da quelle limitrofe.

Ecotopo “erbacee naturali”

Le superfici interessate da aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota, brughiere e cespuglietti, spiagge, dune, sabbie (più larghe di 100 m), rocce nude, falesie, rupi, affioramenti, aree con vegetazione rada, aree percorse da incendi, ghiacciai e nevi perenni, paludi interne e quelle salmastre e le torbiere sono classificate come ecotopo “erbacee naturali”. Nella caratterizzazione territoriale di questa classe di copertura bisogna prestare particolare attenzione all'esclusione delle aree con assenza di vegetazione significativamente rilevante (soprattutto in quota – es. pietraie) e della variabilità temporale dell'interfaccia terra-acqua (nelle zone umide).

Ecotopo “erbaceo-arbustive naturali”

Le superfici interessate da essenze spontanee, pascoli, dune, ecc., sono classificate come ecotopo “erbaceo-arbustive naturali”. Nello specifico sono considerate appartenenti a questa classe i prati-pascoli naturali e praterie, le brughiere e i cespuglietti, le garighe e le zone aperte con vegetazione rada o assente.

Ecotopo “bosco”

Le aree già boscate, nelle quali l'assenza del soprassuolo arboreo o una sua copertura inferiore al venti per cento abbiano carattere temporaneo e siano ascrivibili ad interventi selvicolturali o d'utilizzazione oppure a danni per eventi naturali, accidentali o per incendio sono classificate come ecotopo “bosco”. Ai sensi del Decreto Legislativo n. 227 del 18 maggio 2001 bosco è definito come qualsiasi area, di estensione non inferiore a 2000 m² di larghezza maggiore di 20 m, misurata al piede delle piante di confine, coperta da vegetazione arborea forestale spontanea o d'origine artificiale, in qualsiasi stadio di sviluppo, che abbia una densità non inferiore a 500 piante ha⁻¹ oppure tale da determinare, con la proiezione orizzontale delle chiome, una copertura del suolo pari ad almeno il 20%. Costituiscono altresì il bosco i castagneti e i sughereti. Sulla determinazione dell'estensione e della larghezza minime non influiscono i confini delle singole proprietà. La continuità della vegetazione forestale non è considerata interrotta dalla presenza di infrastrutture o aree di qualsiasi uso e natura che ricadano all'interno del bosco o che lo attraversino e che abbiano ampiezza inferiore a 2000 m² e larghezza mediamente inferiore a 20 m. Non sono considerati boschi: i parchi urbani, i giardini, gli orti botanici e i vivai; gli impianti per arboricoltura da legno, i noceti, noccioleti specializzati e le altre colture specializzate realizzate con alberi ed arbusti forestali e soggette a pratiche agronomiche; le formazioni arbustive ed arboree insediate nei terreni già destinati a colture agrarie e a pascolo, abbandonate per un periodo inferiore a quindici anni.

Ecotopo “siepe”

L'ecotopo “siepe” non è considerato nella classificazione CORINE come copertura del suolo in quanto la scala alla quale il progetto CORINE fa riferimento è generalmente ampia (LANDSAT 30x30 m). Tuttavia, l'ecotopo “siepe” riveste un'importanza fondamentale sulla sostenibilità degli

agroecosistemi in termini di biodiversità in quanto svolge fondamentali ruoli “statici” (ricovero di animali durante le lavorazioni dei campi, ecc.) e “dinamici” (corridoi ecologici). Alla classe di copertura siepe appartengono le superfici interessate da vegetazione arborea e/o arbustiva, non coltivate e non rientranti nelle precedenti classi di copertura elencate e di larghezza inferiore a 20 m. Quindi, la siepe è intesa come una fascia di vegetazione, di lunghezza variabile e larghezza di pochi metri, costituita da varie specie vegetali (alberi, arbusti ed erbacee perenni e annuali), corredata spesso da elementi quali sassi, muretti a secco, staccionate di legno ed altro. Nel complesso essa svolge funzione di riparo per l'insieme di animali vertebrati ed invertebrati, di vari microrganismi, assicurando nel contempo la fonte trofica. Essendo costituita da varie specie arboree, arbustive ed erbacee, rappresenta una sorta di corridoio naturale, in grado di assicurare, in un ambiente omogeneo ed uniforme, quale può essere quello agrario, una rete di collegamento tra ambienti diversi e le varie colture, che altrimenti rimarrebbero isolati. In questo modo garantisce ad insetti ed animali la possibilità di spostarsi, colonizzare nuove aree e moltiplicarsi.

Se le siepi sono disposte parallelamente alle curve di livello nei terreni in pendio, tendono ad intercettare l'acqua di scorrimento e il materiale solido trasportato. In questa maniera contribuiscono a regolare il ciclo idrologico (minore scorrimento e maggiore infiltrazione), producendo anche un favorevole effetto di terrazzamento (Caporali, 1991). Se le siepi sono disposte al confine tra campo e fosso di raccolta delle acque, esercitano con gli apparati radicali delle piante un'efficace trattenuta delle acque ed elementi nutritivi disciolti. Si comportano cioè come un filtro biologico e prevengono l'eutrofizzazione. In una matrice territoriale omogenea prevalentemente costituita da campi coltivati, la presenza della siepe complica la struttura dell'agroecosistema e quindi favorisce la sua sostenibilità.

Ecotopo “acque”

Alla classe di copertura delle acque sono accluse le superfici interessate da laghi naturali e artificiali, fiumi, bacini idrici, lagune, saline, estuari e mari. Esse rappresentano importanti strutture atte favorire la biodiversità e quindi la sostenibilità degli agroecosistemi. La presenza di strutture idriche dinamiche favorisce fenomeni di frammentazione territoriale positiva. La risorsa idrica, riferita in particolar modo alle acque dolci, svolge funzioni di approvvigionamento idrico finalizzato all'ottimizzazione della produzione agricola principale e secondaria. Essa riveste una fondamentale importanza in ragione dell'azione miglioratrice che esercita sulla diversità biologica delle specie animali e vegetali. La stessa concezione di Rasman sulla conservazione gestione sostenibile delle “zone umide” evidenzia l'importanza che questi siti hanno in una visione globale di conservazione diffusa dei sistemi ecologici naturali.

Ecotopo “manufatti o fabbricati”

Le superfici interessate da artefatti non naturali come aree urbanizzate con tessuto continuo e discontinuo (case sparse, borghi e villaggi, aziende agricole e annessi, casali e cascine e masserie),

zone industriali, commerciali ed infrastrutturali, aree di servizi pubblici e privati, infrastrutture tecniche, aree portuali, aeroporti, zone estrattive, discariche, cantieri, siti di interesse culturale sono classificate come “manufatti o fabbricati”.

Esse, pur percentualmente limitate in termini di superficie, rappresentano il massimo grado di antropizzazione del territorio con conseguente grande “consumo di naturalità”.

Ecotopo “strade e ferrovie”

Le superfici interessate da reti stradali (a qualsiasi livello di importanza) e da linee ferroviarie sono classificate come “strade e ferrovie”.

3.3.1.4 Le componenti lineari

In questo caso si identificano i parametri lineari associati ad alcune delle classi di copertura sopra descritte, con particolare riguardo alla rete viaria e ferroviaria, ai corsi d’acqua e alle siepi. Queste componenti sono in intima relazione con la frammentazione del territorio e al contempo con la connessione tra ecotopi. Nello specifico si fa riferimento alla loro misurazione lineare.

La presenza di queste componenti nell’agroecosistema incrementa la dinamicità del sistema ma la frammentazione da essa indotta può essere migliorativa o peggiorativa in termini di biodiversità.

3.3.1.5 Le componenti puntuali

Spesso, all’interno di un’agroecosistema si trovano componenti importantissimi per la definizione dello stato di biodiversità locale ma esse risultano difficilmente identificabili con la fotointerpretazione. La definizione di queste componenti deve quindi essere realizzata attraverso la conoscenza del territorio in maniera differente dalla fotointerpretazione e quindi tramite la ricerca di documentazione utile e il lavoro di campo.

La biodiversità formalistica riveste quindi fondamentale importanza e deve essere necessariamente considerata in uno studio oggettivo della biodiversità agroecosistemica. Componenti particolari quali i “siti d’interesse per la biodiversità” (oasi, ecc.), “individui vegetali d’interesse per la biodiversità”, (piante arboree secolari, ecc), strutture dedite alla conservazione della biodiversità (edifici dediti alla conservazione del germoplasma, orti botanici).

3.3.1.6 Validazione dei dati derivanti da fotointerpretazione e punti non classificati

Lo strato informativo di *Uso del Suolo* realizzato mediante fotointerpretazione a video delle ortofoto necessita di verifica della qualità dei dati, per la quale si può far riferimento alle procedure già adottate ufficialmente da diversi Enti pubblici in indagini simili (INFC, 2003).

Affinché siano utilizzabili e scientificamente credibili, i dati devono essere di qualità nota, in altre parole devono essere: *i)* acquisiti seguendo procedure accettate e documentate; *ii)* descritte e documentate le condizioni e le circostanze associate al momento dell’acquisizione e loro manipolazione; *iii)* disponibili ed accessibili. Predisporre dati di qualità nota comporta che i dati

ottenuti con determinati metodi validati siano supportati da un adeguato numero di campioni di controllo che diano evidenza della precisione fornendo, quindi, valenza scientifica. Pertanto, la garanzia di dati scientificamente validi è fornita dal fatto che sia stato eseguito un adeguato numero di controlli e che ne sia data evidenza della conformità.

I controlli possono essere eseguiti in due tempi: in corso d'opera; a posteriori. I controlli in corso d'opera sono svolti in differenti zone delle aree studiate e in momenti diversi, così da monitorare l'evoluzione del lavoro. Durante la fase del lavoro di fotointerpretazione con cadenza temporale costante (ogni giorno) è estratta casualmente un determinato numero di punti tra quelli classificati e di seguito riclassificati da altri fotointerpreti senza che essi hanno preso visione della classificazione già effettuata, al fine di confrontare le due serie di classificazioni e verificarne la conformità a livelli desiderati.

I controlli a posteriori forniscono la valutazione formale dei livelli di qualità dei dati e le basi per le statistiche di classificazione. I controlli a posteriori sono basati su una selezione di punti eseguita sull'area oggetto di studio e successiva verifica in campo delle informazioni acquisite a video. Si può fare ricorso ad una verifica parametrica di ipotesi nulla. Una selezione tramite un grigliato regolare dei poligoni da sottoporre a controllo garantisce una distribuzione spaziale uniforme in presenza di autocorrelazione spaziale positiva. Tuttavia, la selezione tramite un grigliato regolare dei poligoni da sottoporre a controllo garantisce una distribuzione spaziale uniforme ma non consente di predeterminare il numero di poligoni da estrarre per ciascuna classe della legenda, al fine di fornire una valutazione della discriminabilità delle diverse classi della legenda. Pertanto, in uno studio di analisi territoriale, in cui la valutazione della legenda adottata è un aspetto molto importante, si può far ricorso anche a una selezione casuale dei punti utilizzando come variabili: la classe, la superficie dei poligoni e il fotointerprete. La selezione implica i controlli in misura proporzionale agli operatori e alle classi di uso del suolo. Si prevedono controlli sul 4% dei punti con una soglia minima di 100 punti.

Contemporaneamente al controllo dei dati fotointerpretati, si procede anche alla definizione dei punti “non classificabili” e dei punti “da rivedere”. I punti non classificabili sono quelli relativi alle aree in cui non è possibile attribuire con certezza una determinata classe di uso del suolo a causa della cattiva qualità della foto o presenza di nuvole e ombre. Tali punti devono necessariamente essere soggetti a identificazione diretta in campo e successivo riporto a video dell'informazione, in modo da ottenere la mappatura anche delle superfici non definite.

3.3.1.7 Indicatori di biodiversità a livello di paesaggio

In riferimento al problema della biodiversità e sostenibilità di un habitat frammentato - quale risulta dalla pressione sul territorio esercitata dalle attività umane ed in particolare dall'agricoltura - suggeriamo la seguente categorizzazione di indicatori di biodiversità a livello gerarchico di paesaggio:

indicatori di composizione, indicatori di frammentazione, indicatori di connessione e di indicatori di protezione, come riportato in tabella 7. Al contempo proponiamo una suddivisione in indicatori ed indici di biodiversità con i primi ricavati da semplici rapporti numerici tra dimensioni degli elementi del paesaggio ed i secondi ricavati da più complessi algoritmi matematici. Indicatori e indici sono numerati con progressione successiva da 1 a 12 per la categoria composizione; da 13 a 18 per la categoria frammentazione; da 19 a 23 per la categoria connessione; da 24 a 26 per la categoria protezione.

Tabella 7. Indicatori e indici di biodiversità a livello gerarchico di paesaggio.

	Num.	Indicatore [e simbolo]	Num.	Indice [e simbolo]
Composizione	1	Frequenza degli ecotopi (numero) [Fn]	5	Logaritmo seriale α [α]
	2	Frequenza degli ecotopi (superficie) [Fs]	6	Margalef [D_{Mg}]
	3	Sostenibilità d'uso del suolo [SUS]	7	Berger-Parker [d']
	4	Composizione ecotopica agraria [CEpA]	8	Diversità di Shannon [H']
			9	Uguaglianza di Shannon [E]
			10	Diversità di Simpson [D']
			11	Uguaglianza di Simpson [S]
			12	Ricchezza degli ecotopi [IRE]
Frammentazione	13	Superficie media degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per le singole classi) [SEp]	18	Complessità (per l'intera ecoregione e per le singole classi) [IC]
	14	Densità degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per le singole classi) [DEp]		
	15	Sostenibilità del sistema ecotonale [SEtS]		
	16	Composizione ecotonica agraria [CEtA]		
	17	Densità stradale [DSt]		
Connessione	19	Densità delle siepi [DS]	23	Connettività [RSi]
	20	Densità dei corsi idrici [DCI]		
	21	Lunghezza media degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per le singole classi) [LEt]		
	22	Intensità degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per le singole classi) [IEt]		
Protezione	24	Incidenza aree protette [AP]		
	25	Superficie a rischio idrogeologico [RI]		
	26	Naturalità espressa unitaria [NEU]		

Gli indicatori e indici suggeriti propongono una misura della biodiversità a livello ecotopico o di comunità vegetale. A questa serie numerica di informazioni si deve accompagnare una non meno importante descrizione grafica dell'ecoregione in termini di collocazione spaziale degli ecotopi, delle strutture lineari e delle strutture puntuali. L'utilizzo della cartografia prodotta in sede d'indagine facilita enormemente il lavoro in fase di progettazione e programmazione territoriale.

La relazione tra consumo di *habitat* nativo e diversità biologica si esprime con il concetto di "frammentazione del paesaggio". Allo stesso modo la frammentazione, come indicatore inverso della connettività del paesaggio, offre preziose informazioni per il processo decisionale e la conservazione ambientale della biodiversità (Bennet, 1998). Molteplici sono stati gli studi condotti sul paesaggio

considerando la sua frammentazione in diverse prospettive e livelli: l'analisi del modello di paesaggio attraverso l'applicazione di diverse teorie (es.: teoria frattale) e fattori (es.: eterogeneità, connettività e frammentazione) (vedi recensioni sul tema in Burel e Baudry, 2002) e il rapporto tra frammentazione e diversità biologica (Atauri e De Lucio, 2001). Gli studi scientifici hanno contribuito ad ampliare la conoscenza sulla frammentazione del paesaggio per le previsioni ambientali, economiche e sociali e gli effetti correlati a queste problematiche (Romero-Calcerrada e Perry, 2004; Brabec e Smith, 2002; Münier *et al.*, 2004; Schmitz *et al.*, 2003).

Gli indicatori e indici suggeriti si propongono di valutare la struttura del paesaggio e il loro rapporto con le funzioni ecologiche e agroecologiche spesso legate a misure dirette della frammentazione (Tischendorf, 2001; Janerette e Wo, 2001; Jaeger, 2000; Bogaert *et al.*, 2002; Bèlanger e Grenier, 2002), intesa come processo dinamico di riduzione della superficie di habitat originario in diversi frammenti (Burel e Baudry, 2002; McGarigal e McComb, 1995).

La connettività spaziale e funzionale è valutata attraverso i modelli interpretativi della distribuzione degli elementi del paesaggio e attraverso la contiguità di *habitat* simili (Forman, 1995; Young e Jarvis, 2001; Schmucki *et al.*, 2002). Lo sviluppo o uso di indicatori di biodiversità è influenzato da obiettivi personali o professionali indirizzati a misurare o monitorare la biodiversità al fine di affrontare i diversi aspetti ad essa connessa. In un contesto agricolo e in una Comunità industrializzata come l'Europa, le più importanti motivazioni per valutare la biodiversità possono riguardare aspetti ad essa connessi come la conservazione delle specie, la resilienza ecologica, il controllo biologico degli organismi, e naturalmente altri aspetti strettamente ad essi correlati come la sostenibilità, la tutela del paesaggio, il patrimonio culturale, ecc. (Duelli e Obrist, 2003).

Resilienza Ecologica, definita da Holling nel 1973 come “la capacità dei sistemi naturali di assorbire gli shock mantenendo le proprie funzioni, capacità che viene misurata dal grado di disturbo che un sistema naturale può assorbire prima che il sistema stesso cambi la sua struttura, mutando variabili e processi che ne controllano il comportamento”.

Poiché la biodiversità è multifunzionale e gerarchica non è sufficiente un singolo indicatore per misurare la biodiversità nel suo complesso; non esiste una specifica procedura sul modo di utilizzare gli indicatori; ogni aspetto della biodiversità richiede di un indicatore specifico con caratteristiche ben definite e conformità su come implementarlo (Büchs *et al.*, 2003). Per tali ragioni l'approccio più consona è quello di sviluppare un *set* di indicatori che, nel loro insieme, permettano il monitoraggio e valutazione della biodiversità anche ai fini di valutare la sostenibilità.

Indicatori e indici di Composizione

Nella scelta del *core set* di indicatori di composizione è stata considerata la diffusione dell'indicatore in altri lavori di ricerca, la facilità di calcolo e soprattutto l'attinenza del dato ricavato con il quesito preposto ovvero quantificare correttamente la diversità del paesaggio in relazione agli aspetti di

sostenibilità. Per quanto concerne gli indici, nella letteratura scientifica sono numerosi quelli atti a valutare la diversità di un campione. Anche se l'obiettivo di questo lavoro non è quello di redigere un elenco e descrivere le peculiarità degli indici statistici, resta lo stesso indispensabile perseguire l'obiettivo di eleggere alcuni indici a strumenti fondamentali d'indagine. Gli indicatori ed indici proposti fanno riferimento principalmente a due caratteri: ricchezza e uguaglianza. Nel caso specifico si tratta quindi di applicazioni riguardanti ricchezza e uguaglianza di ecotopi. La ricchezza si riferisce al numero di classi di copertura del suolo presenti e l'uguaglianza si riferisce alla loro relativa distribuzione spaziale, che configura situazioni di aggregazione o di isolamento. La necessità di utilizzare più indici per valutare la diversità deriva dal fatto che alcuni di essi sono più sensibili alla ricchezza e altri all'uguaglianza.

Indicatori

Frequenza degli ecotopi (numero) [Fn]

Numero progressivo: 1

L'indicatore di frequenza degli ecotopi (Turner *et al.*, 2001) misura la diversità ecotopica attraverso la frequenza (%) di ogni classe di ecotopo rispetto al numero totale di ecotopi. Esso quantifica la diversità descrivendo la ripartizione numerica degli ecotopi all'interno dell'ecoregione studiata in termini percentuali. Questo indicatore è particolarmente utile nelle comparazioni territoriali attraverso il tempo.

Frequenza degli ecotopi (superficie) [Fs]

Numero progressivo: 2

L'indicatore di frequenza degli ecotopi (Turner *et al.*, 2001) misura la diversità ecotopica attraverso la frequenza (%) di ogni classe di ecotopo rispetto alla superficie totale degli ecotopi. Esso quantifica la diversità descrivendo la ripartizione della superficie degli ecotopi all'interno dell'ecoregione studiata in termini percentuali. Questo indicatore è particolarmente utile nelle comparazioni territoriali attraverso il tempo.

Sostenibilità d'uso del suolo [SUS]

Numero progressivo: 3

L'indicatore di sostenibilità d'uso del suolo esprime il rapporto percentuale tra l'area degli ecosistemi a minor grado di antropizzazione (Ela) e l'area delle superfici coltivate più i manufatti (Efa).

Composizione ecotopica agraria [CEpA]

Numero progressivo: 4

L'indicatore di composizione ecotopica agraria esprime il rapporto tra la superficie di ecotopi con specie agrarie arboree e la superficie di ecotopi con specie agrarie erbacee, che misura la prevalenza dell'una (arborea) o dell'altra (erbacea) componente eco sistemica.

Indici

Logaritmo seriale α [α]

Numero progressivo: 5

L'indice Logaritmo seriale α (Fischer *et al.*, 1943; Pielou, 1975; Taylor, 1978; Magurran, 1988) misura la diversità della copertura del suolo in termini di ricchezza degli ecotopi vegetati. E' uno dei più popolari indici parametrici. E' poco influenzato dalla dimensione del campione e possiede buona abilità discriminante. Considera bene le classi di copertura con minori frequenze.

Indice di Margalef [D_{Mg}]

Numero progressivo: 6

L'indice di Margalef (Pielou, 1975; Clifford e Stephenson, 1975; Legendre e Legendre, 1983; Magurran, 1988) misura la diversità in termini di ricchezza della copertura vegetata, è molto influenzato dalla dimensione del campione e possiede buona abilità discriminante. Questo indice rapporta la varietà degli ecotopi con il loro numero complessivo e quindi valuta la prevalenza o meno delle tipologie di ecotopi.

Indice complementare di Berger-Parker [d']

Numero progressivo: 7

L'indice complementare di Berger Parker (Berger e Parker, 1970; Magurran, 1988; Turner *et al.*, 1989, 2001) è l'abbondanza relativa dell'elemento più abbondante nel sistema e misura la diversità in termini di dominanza, è poco influenzato dalla dimensione del campione e ha una bassa abilità discriminante. Maggiore è il valore e maggiore è il grado di diversità.

Indice di diversità di Shannon [H']

Numero progressivo: 8

L'indice di diversità di Shannon (Shannon e Weaver, 1949; Pielou, 1975; Magurran, 1988; McCarigal e Marks 1995; Turner *et al.*, 1989, 2001) misura la diversità in termini di ricchezza, presenta una moderata abilità discriminante e dipendenza dalle dimensioni del campione. Molto diffuso in letteratura. Maggiore è il valore e maggiore è il grado di diversità.

Indice di uguaglianza di Shannon [E]

Numero progressivo: 9

L'indice di uguaglianza di Shannon (Pielou, 1975; Magurran, 1988; McCarigal e Marks, 1995) misura la diversità in termini di uguaglianza, è moderatamente influenzato dalla dimensione del campione e ha bassa abilità discriminante. Maggiore è il valore assunto dall'indice e maggiore è l'equipartizione (uniformità di estensione) delle classi di ecotopo. Maggiore è il valore e maggiore è il grado di diversità.

Indice di diversità di Simpson [D']

Numero progressivo: 10

L'indice di dominanza di Simpson (Simpson, 1949; Pielou, 1975; Magurran, 1988;) misura la diversità in termini di dominanza, è poco influenzato dalla dimensione del campione e con moderata abilità discriminante. Maggiore è il valore e maggiore è il grado di diversità.

Indice di uguaglianza di Simpson [S]

Numero progressivo: 11

L'indice di uguaglianza di Simpson (McCarigal e Marks, 1995) misura la diversità in termini di ricchezza, è poco influenzato dalla dimensione del campione. Il valore di questo indice è pari a 0 quando nell'area analizzata è presente una sola classe di ecotopo, mentre è pari a 1 quando la distribuzione degli ecotopi in termini di superficie è perfettamente omogenea.

Indice di ricchezza degli ecotopi [IRE]

Numero progressivo: 12

L'indice di ricchezza degli ecotopi (McCarigal e Marks 1995) consente di avere un rapido parametro di confronto fra analisi condotte in due differenti ecoregioni o aree in base alla dimensione del campione preso in esame.

Indicatori e indici di Frammentazione

La frammentazione è il risultato del processo che induce la modifica strutturale e funzionale degli habitat. Questo fenomeno ha un'intima e centenaria relazione con l'agricoltura avendo essa generato le principali modificazioni del paesaggio. La modifica degli habitat nativi ha generato la perdita della primordiale composizione del paesaggio e la creazione di una nuova organizzazione territoriale gestita dall'uomo (storicamente esaltata in epoca romana dalla creazione della proprietà privata).

La frammentazione del paesaggio e la conseguente nascita del mosaico paesistico (agroecomosaico) non deve essere considerata solo come alterazione degli equilibri naturali, ma anche come edificazione di un nuovo equilibrio tra l'intrinseca sostenibilità dei sistemi naturali e l'indotta sostenibilità dei sistemi antropizzati (principalmente agricoli).

Gli indicatori scelti per valutare lo stato di frammentazione del paesaggio hanno quindi il compito di rilevare gli aspetti positivi e negativi che la frammentazione genera sulla sostenibilità attraverso la variazione della diversità della copertura del suolo.

Indicatori

Superficie media degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per singole classi) [SEp]

Numero progressivo: 13

L'indicatore superficie media degli ecotopi [DMA] (Elkie *et al.*, 1999; Saura e Martinez-Millan, 2001; McCarigal *et al.*, 2002; Caporali *et al.*, 2003; Rutledge, 2003) rappresenta la grandezza media degli ecotopi ed esprime la composizione granulometrica del paesaggio.

Densità degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per singole classi) [DEp]

Numero progressivo: 14

L'indicatore di densità degli ecotopi [DA] (McCarigal e Marks 1995; Saura e Martinez-Millan, 2001; Caporali *et al.*, 2003; Rutledge, 2003) esprime il grado di frammentazione dell'agroecosistema ed è complementare al precedente per esprimere la composizione granulometrica del paesaggio.

Sostenibilità del sistema ecotonale [SEtS]

Numero progressivo: 15

L'indicatore di sostenibilità del sistema ecotonale evidenzia l'intensità di pressione esercitata dalla lavorazione dei terreni sui bordi dei campi o ecotoni. Il suo valore incrementa al decrescere delle superfici agricole coltivate.

Composizione ecotonica agraria [CEtA]

Numero progressivo: 16

L'indicatore di composizione ecotonica agraria si riferisce al rapporto tra ecotoni delle colture agrarie arboree ed erbacee ed esprime il bilancio tra componente arborea ed erbacea nell'ambiente agrario più disturbato.

Densità stradale [DSt]

Numero progressivo: 17

L'indicatore di densità stradale (BEF, 2000) esprime in grado di frammentazione dell'agroecosistema dovuto alla rete stradale. L'eccessiva frammentazione territoriale causata dalla rete stradale è da ritenersi quasi sempre negativa per la sostenibilità in termini di biodiversità.

Indici

Indice di complessità per l'intera ecoregione e per singole classi [IC]

Numero progressivo: 18

L'indice di complessità (Turner *et al.*, 1989; Baker e Cai, 1992; European Commission, 2005) quantifica la complessità della copertura del suolo considerando nell'intero territorio in esame la dimensione degli ecotopi in termini di rapporto tra perimetro e superficie come espressione dell'eterogeneità dell'agroecosistema. Esso varia in funzione delle dimensioni e della forma degli ecotopi (granulometria).

Indicatori e indici di Connessione

La connettività (o connessione) fa riferimento al grado in cui un paesaggio facilita o impedisce i flussi ecologici (ad esempio, il movimento di organismi tra ecotopi). Un brusco cambiamento nella connessione degli elementi del paesaggio, dovuta alla perdita di habitat e alla frammentazione e dispersione, può portare alla riduzione e isolamento delle popolazioni.

Sebbene la connessione sia un “elemento essenziale della struttura del paesaggio” (Taylor *et al.*, 1993) non vi è una chiara definizione e quindi risulta difficile quantificarla concretamente. In parte ciò è dovuto a differenze fra la "connessione strutturale" tra gli elementi del paesaggio (ecotopi) e la "connessione funzionale" del paesaggio come percepito da un organismo o in rapporto allo svolgimento di processi ecologici. La connessione strutturale si riferisce alla continuità fisica di una classe di ecotopo (o di un habitat) in tutto il paesaggio. La connessione strutturale può essere valutata mediante una combinazione di varie misure delle caratteristiche costitutive del paesaggio. Invece, ciò che costituisce la "connessione funzionale" tra ecotopi dipende dagli organismi o da processi ecologici. La connessione funzionale, quindi, riguarda l'interazione dei flussi ecologici (compresi gli organismi) con la struttura del paesaggio.

Indicatori

Densità delle siepi [DS]

Numero progressivo: 19

L'indicatore di densità delle siepi (Caporali *et al.*, 1984) permette di quantificare la presenza delle siepi nel paesaggio considerando come funzione di corridoio ecologico, filtro biologico e serbatoio biologico che esse svolgono. Si considera quindi la proprietà dinamica delle siepi piuttosto che quella statica di rifugio.

Densità dei corpi idrici [DCI]

Numero progressivo: 20

L'indicatore di densità dei corpi idrici (UNEP, 2001) mette in rilievo il grado di rottura della continuità del sistema suolo riconducibile ad acque di scorrimento superficiale che percorrono il territorio all'interno di alvei fluviali e fossi (naturali e artificiali). La presenza di tali strutture lineari, pur incrementando la frammentazione territoriale, svolge funzioni dinamiche (es.: riduzione dei fenomeni erosivi del suolo; trasporto dei concimi lisciviati verso valle) e statiche (es.: abbeveraggio per gli animali; riserva per l'irrigazione dei campi) di notevole importanza per i processi ecologici. Alti valori dell'indicatore corrispondono ad elevata presenza di corpi idrici.

Lunghezza media degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per singole classi) [LEt]

Numero progressivo: 21

L'indicatore di dimensione media degli ecotoni (Ritters *et al.*, 1995; Corona *et al.*, 2004) è un importante strumento d'indagine capace di descrivere la disponibilità quantitativa di realtà ambientali con un elevato livello di diversità. Gli ecotoni rappresentano fasce di transizione tra due differenti biocenosi che generalmente esprimono un grado di biodiversità maggiore delle rispettive aree adiacenti.

Intensità degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per singole classi) [IEt]

Numero progressivo: 22

L'indicatore di intensità degli ecotoni quantifica il numero di ecotoni prodotti da 100 km di perimetro degli ecotopi. Tale entità descrive il grado di diversificazione quantitativa delle fasce ecotonali e la connessione tra ecotopi differenti (maggiore è il valore dell'indicatore, maggiore è il numero di ecotoni contenuti in 100 km, maggiore è la diversità della copertura). In questo caso si preferisce parlare di intensità degli ecotoni piuttosto che di densità degli ecotoni in quanto utilizzando quest'ultimo termine si corre il rischio di confondere l'indicatore in questione con l'indice di complessità.

Indici

Connettività [RSi]

Numero progressivo: 23

L'indice di connettività (Turner *et al.*, 1989, 2001) è riferito ad ogni classe di ecotopo. Se gli ecotopi della stessa classe sono dispersi l'indice tende allo zero. Se la classe è interessata da un solo appezzamento l'indice è pari a 1.

Indicatori e indici di Protezione

In questo gruppo sono inclusi gli indicatori che testimoniano l'impegno sociale a difesa della sostenibilità tramite il mantenimento della biodiversità. E' importante notare che la protezione del territorio è generalmente legata ad aspetti legislativi corroborati da forti basi scientifiche che spesso vengono applicati al territorio in maniera *top down*.

Indicatori

Incidenza aree protette [AP]

Numero progressivo: 24

L'indice di incidenza aree protette (BEF, 2000) descrive la presenza di aree soggette a protezione ambientale nell'area oggetto di studio. Esso riporta in termini percentuali l'estensione di tali aree e può quindi assumere valori compresi fra 0 e 100. Da quanto detto si evince che a maggiore valore dell'indicatore dovrebbe corrispondere un maggior grado di biodiversità prodotto dalle azioni generate dai piani di gestione di tali aree.

Superficie a rischio idrogeologico [RI]

Numero progressivo: 25

L'indice di Superficie a rischio idrogeologico (Crimella *et al.*, 2001) descrive la presenza di aree soggette a vincoli legati alla protezione idrogeologica dei suoli nell'area oggetto di studio. Esso riporta in termini percentuali l'estensione di tali aree e può quindi assumere valori compresi fra 0 e 100. A

maggior valore dell'indicatore dovrebbe corrispondere un maggior grado di sostenibilità territoriale dovuta appunto alla riduzione delle possibili frane o smottamenti. Tale condizione favorisce la biodiversità in quanto riduce i possibili impatti negativi che potrebbero alterare gli equilibri degli habitat.

Naturalità espressa unitaria [NEU]

Numero progressivo: 26

L'indicatore di naturalità espressa unitaria (Berthoud *et al.*, 1989) esprime il grado di naturalità di un'ecoregione. La principale problematica nella sua determinazione risiede nella definizione degli indici di naturalità delle classi di ecotopo. Essi, infatti, sono suscettibili di variazione dovuta allo stato degli ecosistemi presenti nell'ecoregione in esame. L'indicatore di naturalità espressa unitaria descrive il grado di naturalità che un ettaro di territorio possiede al netto della naturalità consumata dalle attività antropiche. Ad un gruppo selezionato di agroecologi viene affidato il compito di definire (tramite una semplice matrice) l'indice di naturalità (NI) da assegnare ad ogni classe di copertura del suolo. Il valore di NI normalizzato può assumere valori compresi tra 0 (minima naturalità) a 1 (massima naturalità). L'uso combinato delle informazioni territoriali (estensione delle classi di copertura) e dell'indice di naturalità permette di definire il valore della naturalità espressa dall'intera ecoregione. La differenza tra la naturalità potenziale dell'ecoregione (1 moltiplicato per l'area totale dell'ecoregione) e la naturalità espressa consente di quantificare il consumo di naturalità. Il rapporto fra la naturalità espressa e l'area dell'ecoregione definisce la naturalità espressa unitaria che può assumere valori compresi tra 0 e 1.

3.3.1.8 Metodo di analisi “nearby observing”

Intendiamo per analisi “nearby observing” una metodologia che ricorre a fonti di informazione ricavate direttamente in azienda attraverso interviste all'agricoltore, sopralluoghi mirati ai siti, ecc. Riguardo a questa metodologia di analisi le usuali fonti di informazione sono i dati dei censimenti dell'agricoltura dell'ISTAT che vengono rilevati ogni decennio o altri dati disponibili presso Istituzioni nazionali, regionali o locali. Un'altra fonte di informazione è l'azienda attraverso l'acquisizione dalla banca dati delle associazioni di produttori (Coldiretti, ecc.).

Indicatori e indici degli agroecosistemi

Attraverso l'organizzazione dell'azienda agraria si concretizza sul territorio una situazione di maggior o minor diversità biologica che comporta importanti effetti funzionali sulla sostenibilità degli agroecosistemi. Alcuni esempi delle risorse aziendali implicate nella sostenibilità sono: i) le strutture ai margini dei campi per favorire il controllo degli insetti; ii) le rotazioni colturali, le consociazioni e le colture di copertura per l'incremento del livello di fertilità del suolo; iii) la disponibilità di letame, dei residui colturali e dei sovesci per l'incremento del livello di fertilità del

suolo; iv) l'azoto fissato biologicamente attraverso l'uso di leguminose; v) la disponibilità di acqua per le colture dovuta all'incremento di umidità nel suolo (Taylor *et al.*, 1993b; Caporali *et al.*, 2003). Al fine di esprimere numericamente queste attitudini aziendali sono stati elaborati appositi indicatori derivanti da fonti ufficiali di rilevazione statistica e dei dati (ISTAT, Regioni, Province, ecc.).

Indicatore rapporto SAU/Totale [SAUT]

Numero progressivo: 27

Le superfici agricole rappresentano aree di organizzazione antropica che riducono la biodiversità naturale, ma aumentano la disponibilità di cibo. La loro incidenza percentuale sulla superficie dell'intera azienda quantifica il bilancio tra aree produttive agrarie e aree a maggiore naturalità.

Indicatore rapporto Boschi/Totale [BT]

Numero progressivo: 28

La presenza boschi indica la forma di colonizzazione biologica più prossima alla comunità climax. La crescente incidenza percentuale di boschi sul totale della superficie aziendale è un indicatore di maggiore naturalità e minore impatto ambientale.

Indicatore rapporto Prati e Pascoli/Totale [PPT]

Numero progressivo: 29

Nell'ambito dei sistemi colturali, quelli soggetti a minore disturbo sono i prati permanenti e i pascoli. La loro crescente incidenza percentuale, rispetto al totale della superficie aziendale, è un indicatore di maggiore naturalità e minore impatto ambientale.

Indicatore rapporto Seminativi/SAU [SSAU]

Numero progressivo: 30

Nell'ambito di sistemi colturali, quelli soggetti a frequenti lavorazioni sono i seminativi. Il disturbo antropico è causa di declino di biodiversità. La loro crescente incidenza percentuale, rispetto all'area soggetta a coltivazione (SAU), è quindi un indicatore di crescente grado di disturbo antropico per la biodiversità.

Indicatore rapporto Consociazioni/SAU [CSAU]

Numero progressivo: 31

La presenza di coltivazioni consociate comporta generalmente una copertura del suolo più continua durante il corso dell'anno, con ridotti o nulli interventi di lavorazione del suolo. La loro crescente incidenza percentuale, rispetto all'area soggetta a coltivazione (SAU), è quindi un indicatore del decrescente grado di disturbo antropico per la biodiversità e del crescente uso delle risorse naturali ambientali (radiazione solare, acqua di precipitazione, azoto atmosferico, ecc.).

Indicatore rapporto Erbacee Poliennali/Annuali [PA]

Numero progressivo: 32

La presenza delle colture poliennali foraggere nella rotazione determina numerosi benefici agroecologici. L'aumento della loro incidenza percentuale rispetto alle colture annuali è un indicatore di aumento di biodiversità e di sostenibilità degli agroecosistemi.

Indicatore rapporto Medica/Seminativi [MS]

Numero progressivo: 33

La presenza di erba medica (leguminosa foraggiera poliennale più diffusa in Italia) è importante per la diversità biologica e per la sostenibilità degli agroecosistemi; infatti, da esse dipende la presenza dell'allevamento animale nel sistema aziendale e l'approvvigionamento di azoto fissato biologicamente a vantaggio delle colture in successione (Caporali e Onnis, 1992).

3.3.2 Risultati e discussioni

3.3.2.1 Analisi “remote sensing” (Comuni di Sermoneta, Bassiano e Carpineto Romano)

Nelle tabelle 8 e 9 vengono riportate le informazioni di base estrapolate dall'attività di fotointerpretazione mentre il prodotto cartografico viene illustrato in figura 16. In appendice B vengono riportati gli esempi di calcolo per facilitare la comprensione dei risultati.

I risultati relativi all'analisi della composizione nell'ecoregione in studio sono riportati in tabella 10.

La frequenza degli ecotopi in termini di superficie utilizzata risulta molto differenziata in rapporto alla situazione altimetrica, con un gradiente di disturbo antropico crescente dalla montagna alla pianura. L'indicatore SUS rivela elevata sostenibilità d'uso del suolo in montagna e in collina, mentre in pianura la sostenibilità d'uso del suolo risulta sotto la soglia indicata come favorevole. Gli indici di diversità ecotopica rivelano una ripartizione più bilanciata in collina rispetto a pianura e montagna dove dominano, rispettivamente, ecotopi a forte disturbo antropico ed ecotopi lievemente disturbati.

I risultati relativi all'analisi della frammentazione nell'ecoregione in studio sono riportati in tabella 11.

La granulometria del paesaggio risulta molto differenziata per fasce altimetriche. In montagna e in collina predominano relativamente grandi ecotopi, soprattutto costituiti da vegetazione a basso disturbo antropico. In pianura, invece la granulometria del paesaggio si presenta costituita da ecotopi più piccoli, fatta eccezione per quelli a superficie agraria, specialmente a colture erbacee.

La stabilità del sistema ecotonale cresce con l'altitudine e la diversità ecotonica agraria risulta a favore delle colture arboree, specialmente in collina. In pianura, gli ecotopi a minore disturbo antropico assumono dimensioni meno compatte rispetto a collina e montagna, denotando un maggior grado di frammentazione paesaggistica e minore attitudine a sostenere la biodiversità tipica degli habitat estesi. Questa configurazione paesaggistica è tipica degli ambienti di bonifica in Italia centrale dove i campi per le colture agrarie erbacee hanno dimensioni dove la lunghezza domina marcatamente sulla larghezza.

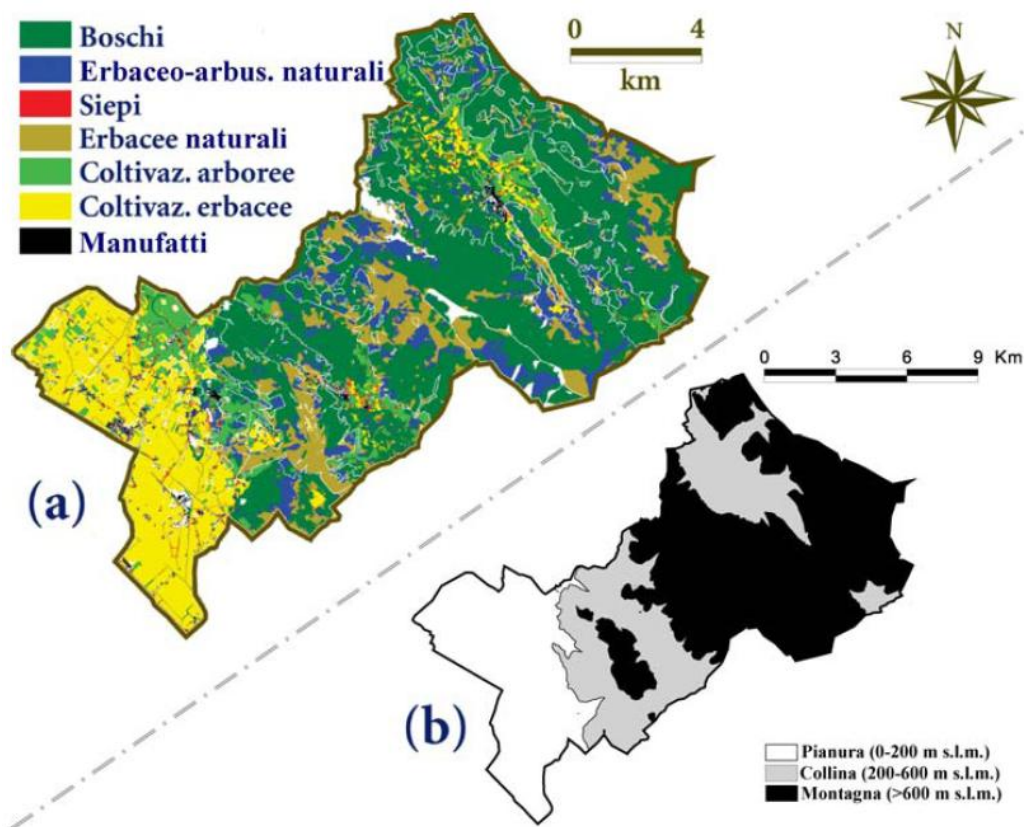
Tabella 8. Informazioni di base dell'ecoregione estrapolate dalla fotointerpretazione.

	Ecotopi (n.)	Superficie (ha)	Perimetro (km)	Lunghezza (km)
Coltivazioni erbacee	845	2890	663	
Coltivazioni arboree	606	1194	403	
Boschi	678	7035	1278	
Siepi	804	116	183	
Erbacee naturali	716	2234	739	
Erbaceo-arbustive naturali	735	1776	599	
Totale aree vegetate	4384	15245	3865	
Totale ecoregione		16166		
Siepi				83
Strade				298
Corsi idrici				90
Superficie protetta		4110		
Superficie rischio idrogeologico		11823		

Tabella 9. Informazioni di base dell'ecoregione studiata distinte per altimetria.

	Pianura	Collina	Montagna
<i>Patch</i>	<i>numero</i>		
Coltivazioni Erbacee	397	403	45
Coltivazioni Arboree	272	317	17
Boschi	77	306	295
Siepi	360	330	114
Erbacee Naturali	168	211	337
erbaceo-arbustive naturali	122	256	357
Manufatti	1556	706	104
Totale	2952	2529	1269
<i>Patch</i>	<i>ettari</i>		
Coltivazioni Erbacee	2467	364	59
Coltivazioni Arboree	483	694	17
Boschi	116	2484	4435
Siepi	44	49	23
Erbacee Naturali	139	398	1697
erbaceo-arbustive naturali	85	487	1205
Manufatti	76	50	3
Totale	3411	4525	7439
<i>Ecotoni</i>	<i>chilometri</i>		
Coltivazioni Erbacee	442	194	27
Coltivazioni Arboree	164	231	8
Boschi	91	559	628
Siepi	80	72	31
Erbacee Naturali	165	151	424
erbaceo-arbustive naturali	64	176	359
Totale	1006	1383	1476
<i>Elementi lineari</i>	<i>chilometri</i>		
Strade	120	124	54
Corsi idrici	42	35	13
Siepi	36	33	14
<i>Aree specifiche</i>	<i>ettari</i>		
Superfici protette	131	146	3832
Superfici a rischio idrogeologico	418	3564	7841

Figura 16. Risultato della fotointerpretazione (a) e distinzione delle aree di pianura, collina e montagna (b) sull'ecoregione (Comuni di Sermoneta, Bassiano e Carpineto Romano). Le aree bianche rappresentano la viabilità e le superfici non vegetate (cave, pietraie, ecc.)



I risultati relativi all'analisi della connessione nell'ecoregione in studio sono riportati in tabella 12.

L'entità degli elementi lineari di connessione, come le siepi, risulta differente per fascia altimetrica, con maggiore estensione in montagna e minore in pianura, sia come densità (m/ha) che per dimensione unitaria dell'ecotono (m). Il grado di dispersione delle colture erbacee aumenta in rapporto al crescere dell'altitudine, mentre il grado di dispersione dei boschi aumenta al decrescere dell'altitudine. Le siepi risultano ugualmente disperse in tutte le fasce altimetriche.

I risultati relativi all'analisi del grado di protezione ambientale nell'ecoregione in studio sono riportati in tabella 13 dalla quale si evince che l'incidenza delle aree protette è maggiore in montagna dove il rischio idrologico è più elevato. La naturalità espressa unitaria è ugualmente maggiore in montagna.

Tabella 10. Indicatori e indici di composizione nell'analisi dell'ecoregione.

Codice	Simbolo	Unità di misura	Pianura	Collina	Montagna
1	Fn _(CE)	%	28,44	22,11	3,86
“	Fn _(CA)	“	19,48	17,39	1,46
“	Fn _(B)	“	5,52	16,79	25,32
“	Fn _(S)	“	25,79	18,10	9,79
“	Fn _(EN)	“	12,03	11,57	28,93
“	Fn _(SE)	“	8,74	14,04	30,64
2	Fs _(CE)	%	74,00	8,13	0,79
“	Fs _(CA)	“	14,49	15,50	0,23
“	Fs _(B)	“	3,48	55,50	59,64
“	Fs _(S)	“	1,32	1,09	0,31
“	Fs _(EN)	“	4,17	8,89	22,82
“	Fs _(SE)	“	2,55	10,88	16,20
3	SUS	-	0,13	3,08	93,16
7	d'	-	0,260	0,445	0,403
8	H'	-	0,903	1,326	1,010
9	E	-	0,504	0,740	0,564
10	D'	-	0,428	0,641	0,566

Tabella 11. Indicatori e indici di frammentazione nell'analisi dell'ecoregione.

Codice	Simbolo	Unità di misura	Pianura	Collina	Montagna
13	SEp _(CE)	ha	6,22	0,90	1,30
“	SEp _(CA)	“	1,78	2,19	1,00
“	SEp _(B)	“	1,51	8,12	15,04
“	SEp _(S)	“	0,12	0,15	0,20
“	SEp _(EN)	“	0,83	1,89	5,04
“	SEp _(SE)	“	0,70	1,90	3,37
“	SEp _(TOT)	“	2,39	2,45	6,37
14	DEp _(CE)	n·100 ha ⁻¹	11,90	9,00	0,61
“	DEp _(CA)	“	8,16	7,08	0,23
“	DEp _(B)	“	2,31	6,84	3,97
“	DEp _(S)	“	10,79	7,37	1,53
“	DEp _(EN)	“	5,04	4,71	4,53
“	DEp _(SE)	“	3,66	5,72	4,80
“	DEp _(TOT)	“	41,86	40,73	15,67
15	SEtS	-	0,66	2,25	41,20
16	CEtA	-	0,57	2,20	1,34
17	DSt	km·100 ha ⁻¹	3,52	2,73	0,73
18	IC _(CE)	km·100 ha ⁻¹	17,92	53,29	45,13
“	IC _(CA)	“	33,87	33,34	49,06
“	IC _(B)	“	78,73	22,52	14,15
“	IC _(S)	“	181,34	147,37	133,80
“	IC _(EN)	“	118,65	37,89	24,96
“	IC _(SE)	“	75,52	36,04	29,82
“	IC _(TOT)	“	30,17	30,90	19,85

Tabella 12. Indicatori e indici di connessione nell'analisi dell'ecoregione presa in esame come caso studio.

Codice	Simbolo	Unità di misura	Pianura	Collina	Montagna
19	DS	m·ha ⁻¹	12,30	31,01	188,21
20	DCI	km·100 ha ⁻¹	1,24	0,77	0,17
21	LEt _(CE)	m	1114	481	592
“	LEt _(CA)	“	601	730	491
“	LEt _(B)	“	1186	1828	2128
“	LEt _(S)	“	222	219	270
“	LEt _(EN)	“	982	715	1257
“	LEt _(SE)	“	526	686	1007
“	LEt _(TOT)	“	721	759	1266
22	IEt _(CE)	n·100 km ⁻¹	39,5	29,1	3,0
“	IEt _(CA)	“	27,0	22,9	1,2
“	IEt _(B)	“	7,7	22,1	20,0
“	IEt _(S)	“	35,8	23,9	7,7
“	IEt _(EN)	“	16,7	15,3	22,8
“	IEt _(SE)	“	12,1	18,5	24,2
“	IEt _(TOT)	“	138,8	131,8	78,9
23	RSi _(CE)	-	0,740	0,081	0,008
“	RSi _(CA)	-	0,145	0,155	0,003
“	RSi _(B)	-	0,035	0,555	0,596
“	RSi _(S)	-	0,013	0,011	0,003
“	RSi _(EN)	-	0,041	0,089	0,228
“	RSi _(SE)	-	0,025	0,109	0,162

Tabella 13. Indicatori e indici e di protezione nell'analisi dell'ecoregione presa in esame come caso studio.

Codice	Simbolo	Unità di misura	Pianura	Collina	Montagna
24	AP	%	3,4	3,3	48,4
25	RI	%	10,8	81,6	99,1
26	NEU	-	0,301	0,578	0,647

3.3.2.2 Risultati dell'analisi “nearby observing” (Provincia di Viterbo).

Sulla base dei dati degli indicatori sull'uso del suolo, riportati in tabella 14, si può ricavare un indicatore analogo al SUS (sostenibilità d'uso del suolo) dal rapporto tra la somma degli indicatori numero 28 e 29 (Ela) ed il loro complemento a 100 (Efa). Per l'intera Provincia, definibile come ecoregione collinare, questo indicatore ammonta a 0,33, denotando una situazione piuttosto lontana da quella indicata (>1) come più favorevole per la sostenibilità biofisica. Tuttavia, i dati di uno dei comuni più interni come Acquapendente, situato in alta collina, danno luogo ad un SUS pari a 1,08, che si colloca sui valori indicati come ottimali.

In merito alla situazione dei sistemi colturali, rileviamo la scarsa presenza di consociazioni (indicatore n. 31) in quasi tutti i comuni e pertanto l'intera provincia è qualificabile come area agricola a colture specializzate, con minima biodiversità colturale.

La situazione delle colture erbacee, come espressa dall'indicatore n. 32, manifesta lo scarso peso delle colture poliennali rispetto alle annuali e pertanto denota una condizione lontana da quella favorevole per la biodiversità e la sostenibilità biofisica dei suoli coltivati. Teoricamente, la situazione ottimale dovrebbe essere espressa da un rapporto erbacee poliennali/annuali intorno a 1 (100%) (Caporali *et al.*, 1984).

Infine, l'incidenza della medica sui seminativi (indicatore n. 33) raggiunge una soglia importante (>20%) solo in 7 comuni su 60, denotando una scarsa autonomia di approvvigionamento azotato nei sistemi colturali. Analisi condotte a livello aziendale dovrebbero accertare se altre leguminose foraggere – anche annuali come il trifoglio incarnato che è tipico dei terreni acidi come quelli della provincia di Viterbo - contribuiscono a surrogare le funzioni dell'erba medica nei sistemi colturali.

3.3.3 Considerazioni

Gli indicatori che descrivono la copertura del suolo segnalano che le componenti tipiche dell'interferenza antropica sull'ambiente interessano principalmente le aree di pianura e collina mentre le componenti più “naturali” si collocano nella porzione di territorio con prevalenza in montagna e collina. I corsi d'acqua, che risultano più diffusi nelle aree di pianura a scopo irriguo, contribuiscono a favorire la frammentazione del territorio. La frammentazione prodotta dalla rete stradale ha luogo principalmente in pianura e contribuisce probabilmente a generare impatti ambientali negativi. Gli indicatori e indici di frammentazione denotano un incremento di densità degli ecotopi passando dalla montagna verso la pianura. Segnalano, inoltre, la maggiore presenza di siepi nelle aree meno antropizzate. I risultati dell'indagine evidenziano l'importanza del grado di antropizzazione del territorio in rapporto all'altimetria con conseguenti modificazioni del paesaggio. La maggior frammentazione del territorio si rileva specialmente in pianura, dove le coltivazioni agrarie sono maggiormente presenti. L'ecoregione nel suo complesso denota una forte complementarità funzionale tra uso del territorio a diversi livelli di altitudine. In particolare nei sistemi montani si rileva una maggior presenza di forme di copertura permanenti che sono bene adatte a svolgere il ruolo conservativo e protettivo. Nelle aree di pianura invece la situazione è nettamente sbilanciata a favore delle coltivazioni agrarie, in particolare quelle erbacee, e gli elementi di naturalità manifestano i più bassi valori riscontrati nell'ecoregione, denotando una precaria condizione di sostenibilità biofisica.

In riferimento all'analisi “*nearby observing*”, è importante considerare, con le dovute accortezze d'interpretazione e d'utilizzo dei dati forniti dalle fonti, il suo interesse applicativo in ragione della comodità di reperimento delle informazioni, della semplicità di calcolo degli indicatori e della facilità d'interpretazione degli stessi dalle figure coinvolte nel processo decisionale.

Tabella 14. Indicatori riferiti ai comuni in provincia di Viterbo (dati acquisiti dal censimento agricoltura dell'anno 2000 dell'ISTAT). Tutti i dati in tabella sono percentuali. (*)

Progressivo indicatori =>	27	28	29	30	31	32	33
Comune	SAU / Totale	Boschi / Totale	Prati Pasc. / Totale	Seminativi / SAU	Consociat. / SAU	Erbacee Pol. / Ann.	Medica / Seminativi
Acquapendente	47,5	46,7	5,2	84,8	0,6	35,1	22,3
Arlena di Castro	77,5	11,1	9,1	78,3	49,2	21,3	5,4
Bagnoregio	71,7	19,5	10,5	76,3	2,1	53,6	31,6
Barbarano Romano	68,1	25,9	36,9	25,3	0	1,4	1,4
Bassano in Teverina	63	26,1	5,1	35	1,6	73,7	27
Bassano Romano	70,4	24,5	38,7	19,2	0	9,3	5,3
Blera	61,7	34,2	15,6	61	0,3	11,8	4,2
Bolsena	63,9	24,5	3,1	65,9	10,3	19,3	14,7
Bomarzo	55,4	38,3	5,9	63,3	1,6	2,5	2,4
Calcata	74,1	3,5	4,2	0,2	0	0	0
Canepina	63,2	32,9	0,3	1,6	28	5,3	5,1
Canino	74,8	21,9	5,4	71,9	6,9	20	8,4
Capodimonte	87,3	11,3	9,9	85,1	0,9	5,1	3,6
Capranica	74	21,6	4,3	12,3	0	2,7	2,6
Caprarola	69,9	28	5	10,5	2	3	0
Carbognano	91,5	5,8	0	0	1,7	0	0
Castel Sant'Elia	67,4	18	3,9	78,9	0	6,5	5,9
Castiglione in Teverina	73,5	11,8	9,3	66,6	13,3	13,5	7,6
Celleno	81,4	14,4	10,6	79,6	15,8	23,8	19,1
Cellere	81,3	16,2	3,1	84,4	3	9,6	7,6
Civita Castellana	80,5	13,1	4,2	87,5	0,6	32	18,2
Civitella d'Agliano	71,4	19,4	10,8	58,2	2,8	17,9	13,3
Corchiano	88,4	6	10,4	7,6	15,9	10	9,1
Fabrica di Roma	76,5	19,7	5,7	25,4	0	4,7	2,7
Faleria	47,9	41,3	6	7,6	40,5	16,3	14
Farnese	57	36,8	5,8	76,8	1,3	9,8	8,1
Gallese	70,7	23,5	6	56,2	5,8	36,9	27
Gradoli	62,1	21,3	8,6	51,9	0,2	5,4	2,3
Graffignano	85,3	10	5,8	78,9	25,7	24,3	19,5
Grotte di Castro	75	11,2	2,9	81,6	0,9	8,7	5,9
Ischia di Castro	68,2	28,5	4,4	87,2	2,5	12,3	10
Latera	61,6	30,3	10,1	71,9	2,3	2,9	2,8
Lubriano	69,8	10,3	9,5	77,9	5,9	59,9	22,6
Marta	88,4	3,3	14,3	64,7	12,1	12,1	5,6
Montalto di Castro	92,9	3,3	2,4	94,9	0,1	6,6	5,6
Montefiascone	83,6	9,6	5,5	69,4	1,3	26,2	16,9
Monte Romano	60,1	34,7	5,4	89,3	0	0,2	0
Monterosi	85,5	9,6	42,5	47,1	0	0,8	0,6
Nepi	78,3	15,6	9,4	79,4	0,1	10,3	7,7
Onano	70	27,1	8	86,2	0	5,1	3,3
Oriolo Romano	48,6	40,1	34,4	21,3	0,1	40	28,6
Orte	73,3	19,6	1,8	87	1,4	37,4	25,4
Piansano	88,5	8,5	1,7	94,6	0,3	2,9	2,8
Proceno	83,7	8,8	4,6	92,6	0	11,6	9,1
Ronciiglione	81,9	13,9	4	22,7	2,8	47,1	29,5
San Lorenzo Nuovo	81,5	10	10,1	74,6	6,3	15,1	10,4
Soriano nel Cimino	67,9	27,8	5,3	28,7	0,5	68,9	30,4
Sutri	71,7	24,9	19,1	38	0,1	23,7	17,6
Tarquinia	85,6	10,7	4,4	92,2	11,4	4	1,5
Tessennano	79	17,7	0,5	81,7	11,9	8,6	5,6
Tuscania	84,4	13,1	3,9	91,2	0,5	20,5	5,8
Valentano	70	26	2,5	92,1	0,3	15,5	12,9
Vallerano	94,9	2,1	0,3	0,5	5,5	0	0
Vasanello	62,6	33,2	2,8	26,4	9,1	9,3	8,5
Vejano	69	25,2	60,1	9	0	5	4,7
Vetralla	61,4	34	11,4	47,8	2	14,7	7,7
Vignanello	91,9	4,1	0,4	0	13,6	0	0
Villa S. Giovanni in Tu.	76,3	15,5	11,6	38	2,7	79,2	9,7
<u>Viterbo</u>	<u>78,8</u>	<u>14,6</u>	<u>7,4</u>	<u>72,5</u>	<u>3,4</u>	<u>25,5</u>	<u>12,9</u>
Vitorchiano	66,6	24,1	10,5	52,5	0,3	37,6	16,2
Totale provincia VT	74,8	19,8	7,5	69,7	4,1	15,8	9,5

(*) i comuni di Montalto di Castro e Tarquinia sono considerati da ISTAT comuni di pianura, mentre tutti gli altri sono considerati comuni di collina.

3.3.4 Bibliografia citata

- Atauri J.A., de Lucio J.V., 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscape. *Landscape Ecology* 16, 147-159.
- BEF, 2000. 2nd Baltic State of the Environment Report. Baltic Environmental Forum, <http://www.bef.lv>.
- Backhaus R., Bock M., Weiers S., 2002. The spatial dimension of Landscape sustainability. *Environment, Development and Sustainability* 4, 237-251.
- Baker W. L., Cai, Y., 1992. The rule programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology* 7, 291-302.
- Balram S., Dragicevic S., Meredith T., 2004. A collaborative G.I.S. method for integrating local and technical knowledge in establishing biodiversity conservation priorities. *Biodiversity and Conservation* 13, 1195-1208.
- Bartel A., 2000. Analysis of landscape pattern: towards a 'top down' indicator for evaluation of landuse. *Ecological Modeling* 130, 87-94.
- Bélanger L., Grenier M., 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence Valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology* 17: 495-507.
- Bennet A.F., 1998. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Berger, W.H., Parker, F.L., 1970. Diversity of planctonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science* 168, 1345-1347.
- Berthoud G., Duelli P., Burnand, J.D., 1989. Méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux. Programme national SOL, Liebefeld.
- Bogaert J., Van Hecke P. e Ceulemans R., 2002. The Euler Number as an Index of Spatial Integrity of Landscapes: Evaluation and Proposed Improvement. *Environmental Management* 29, 673-682.
- Brabec E., Smith C., 2002. Agricultural land fragmentation: the spatial effects of three land protection strategies in the eastern United States. *Landscape and Urban Planning* 58, 255-268.
- Büchs W., Harenberg A., Zimmermann J., Weiß B., 2003. Biodiversity, the ultimate agri-environmental indicator? Potential and limits for the application of faunistic elements as gradual indicators in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 99-123.
- Burel F., Baudry J., 2002. *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Ediciones Mundiprensa. Madrid, Barcelona, México.
- Burel F., Baudry J., 2005. Habitat quality and connectivity in agricultural landscapes: The role of land use systems at various scales in time. *Ecological Indicators* 5, 305-313.
- Burgio G., Ferrari R., Boriani L., 1997. Il ruolo delle siepi nell'ecologia del campo coltivato: analisi della comunità dei Ditteri Sirfidi in aziende della Provincia di Bologna. *Boll. Ist. Ent. "G. Grandi" Univ. Bologna*, 51, 69- 77.
- Caporali F., Onnis A., 1992. Validity of rotation as an effective agroecological principle for a sustainable agriculture. *Agr., Ecosyst. and Environm.* 41, 101-113.
- Caporali F., 1991. *Ecologia per l'agricoltura teoria e pratica*. UTET-Libreria, Torino.
- Caporali F., Mancinelli R., Campiglia E., 2003. Indicators of cropping system diversity in organic and conventional farms in central Italy. *International journal of agricultural sustainability*, 1, 67-72.
- Caporali F., Santini L., Tomei P.E., Pinzauti M., 1984. Rapporto sull'agroecosistema cerealicolo del territorio comunale di Rosignano Marittimo (LI). Comune di Rosignano Marittimo. 80 pp.
- Clifford, H.T., Stephenson, W., 1975. *Introduction to numerical classification*. Academic Press, London.
- Corona, P., Chirici, G., Travaglino, D., 2004. Forest ecotone survey by line intersect sampling. *Canadian Journal of Forest Research* Vol. 34, 1776-1783.
- Crimella A., Pareglio S., Valentinelli A., Venuta M.L., 2001. Agenda 21 – Indicatori di sostenibilità locale. Fondazione Lombardia per l'Ambiente. Milano, pp.11.

- Duelli P., Obrist M.K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 87–98.
- Duelli P., 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62, 81–91.
- Duhme F., Pauleit F., 1998. Some examples of different landscape systems and their biodiversity potential. *Landscape and Urban Planning* (41) 249–261.
- ESRI, 1996. *Uso di ArcView®GIS*. Environmental Systems Research Institute Inc., pp.363.
- Elkie, P., Rempel, R., Carr, A., 1999. *Patch Analyst User's Manual*. Ontario Ministry Natural Resources, Northwest Science and Technology, Thunder Bay.
- European Commission, 2005. Trends of some agri-environmental indicators in the European Union: report EUR 21565 EN. European commission, Joint Research Centre, Bruxelles.
- Fédoroff E., Ponge J.F., Dubs F., González F.F., Lavelle P., 2005. Small-scale response of plant species to land-use intensification. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105, 283–290.
- Fisher, R.A., Corbet, A.S., Williams, C.B., 1943. The relation between the number of species and number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12, 42–58.
- Forman R.T.T., 1995. *Land mosaic: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Gillison A.N., Liswanti N., 2004. Assessing biodiversity at landscape level in Northern Thailand and Sumatra (Indonesia): the importance of environmental context. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 75–86.
- Gobbi M., Fontaneto D., Groppali R., Guidali F., 2004. I carabidi per la valorizzazione dell'agroecosistema. Convegno internazionale: il sistema rurale una sfida per la progettazione tra salvaguardia, sostenibilità e governo delle trasformazioni 13–14 ottobre. Milano, pp.7.
- Herzog F. e Lausch A., 2001. Supplementing land-use statistics with landscape Metrics: some methodological considerations. *Environmental Monitoring and Assessment* 72, 37–50.
- Hietala-Koivu, 1999. Agricultural landscape change: a case study in Ylä-Ene, southwest Finland. *Landscape and Urban Planning* 46, 103–108.
- Hoffmann J., Greef J.M., 2003. Mosaic indicators—theoretical approach for the development of indicators for species diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 387–394.
- INFC, 2003. Procedure di controllo di qualità dei dati di prima fase. Autori: Cozzi A., Ferretti M. - *Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio*. MiPAF – Direzione Generale per le Risorse Forestali Montane e Idriche, Corpo Forestale dello Stato, CRA-ISAFA, Trento.
- Jaeger J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15, 115–130.
- Janerette G.D., Wo J., 2001. Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona-Phoenix Region, USA. *Landscape Ecology* 16, 611–626.
- Langanke T., Rossner G., Vrsćaj B., Lang S., Mitchley J., 2005. Selection and application of spatial indicators for nature conservation at different institutional levels. *Journal for Nature Conservation* 13, 101–114.
- Legendre, L., Legendre, P., 1983. *Numerical ecology: Developments in environmental modelling*, 3. Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- McAlpine C.A., Eyre T. J., 2002. Testing landscape metrics as indicators of habitat loss and fragmentation in continuous eucalypt forests (Queensland, Australia). *Landscape Ecology* 17, 711–728.
- McCarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E., 2002. *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps*, version 3.0. University of Massachusetts, Amherst.
- McCarigal, K., Marks, B.J., 1995. *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Coastal Oregon Productivity Enhancement Program, Portland.

- McGarigal K., McComb W.C., 1995. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Forest Service General Technical Report PNW: 351. Portland, OR. USA.
- Münier B., Birr-Pedersen K., Schou J.S., 2004. Combined ecological and economic modelling in agricultural land use scenarios. *Ecological Modelling* 174, 5-18.
- Nagaike T., Kamitani T., 1999. Factors affecting changes in landscape diversity in rural areas of the *Fagus crenata* forest region of central Japan. *Landscape and Urban Planning*, (43) 209-216.
- Osinski E., 2003. Operationalisation of a landscape-oriented indicator. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 371-386.
- Papadimitriou F., 2002. Modelling indicators and indices of landscape complexity: an approach using G.I.S. *Ecological Indicators*, 2, 17-25.
- Pielou, E.C., 1975. *Ecological Diversity*. Wiley, New York.
- Pierr H.P., 2003. Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 17-33.
- Purtauf T., Thies C., Ekschmitt K., Wolters V. e Dauber J., 2005. Scaling properties of multivariate landscape structure. *Ecological Indicators*, 5, 295-304.
- Riitters, K.H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Wickam, J.D., Yankee, D.H., Timmins, S.P., Jones, K.B., Jackson, B.L., 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10, 23-29.
- Romero-Calcerrada R., Perry G.L.X., 2004. The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA "Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999". *Landscape and Urban Planning* 66, 217-232.
- Roy P.S., Tomar S., 2000. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial modelling technique. *Biological Conservation* 95, 95-109.
- Roy P.S., Padalia H., Chauhan N., Porwal M.C., Gupta S., Biswas S., Jagdale R., 2005. Validation of Geospatial model for Biodiversity Characterization at Landscape Level - a study in Andaman & Nicobar Islands, India. *Ecological Modelling* 185, 349-369.
- Rutledge, D., 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?. Department of Conservation, Science Internal Series 98, Wellington.
- Saura S., Martinez-Millan, J., 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67, 1027-1036.
- Schmitz M.F., de Aranzabal I., Aguilera P., Rescia A. e Pineda F.D., 2003. Relationship between landscape typology and socioeconomic structure Scenarios of change in Spanish cultural landscapes. *Ecological Modelling*, 168, 343-356.
- Schmucki R., De Blois S., Bouchard A., 2002. Spatial and temporal dynamics of hedgerows in Three agricultural landscapes in Southern Quebec, Canada. *Environmental Management* 30, 651-664.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana-Champaign.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- Taylor D.C., Mohamed Z.A., Shamsudin M.D. Mohaydin M.G., Chiew F.C., 1993b. Creating a farmer sustainability index: a Malaysian case study. *Am. J. Alt. Agric.* 8, 175-184.
- Taylor L.R., 1978. Bates, Williams, Hutchinson – a variety of diversities. In: Mound, L.A., Warloff, N. (Eds.), *Diversity of insect fauna: 9th symposium of the Royal Entomological Society*. Blackwell, Oxford, pp. 1-18.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K., e Merriam G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 73, 43-48.
- Tischendorf L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16, 235-254.
- Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V., 2001. *Landscape ecology in theory and practice*. Springer-Verlag, New York.
- Turner, M.G., O'Neill, R.V., Gardner, R.H., Milne, B.T., 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3, 153-162.

- UNEP, 2001. Indicators and environmental impact assessment: Designing national-level monitoring and indicator programmes, (United Nations Environment Programme) UNEP/CBD/SBSTTA/7/12, Subsidiary body on scientific, technical and technological advice (<http://www.biodiv.org/>).
- 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.
- Ward J.V., Stanford J.A., 1995. Biodiversity of flood-palms river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regul. River* 11, 105–119.
- Young C.H., Jarvis P.J., 2001. Measuring urban habitat fragmentation: an example from the Black Country, UK. *Landscape Ecology*, 16, 643-658.

3.4 Studio B: valutazione della sostenibilità in termini di diversità

Gruppo di lavoro:	DI FELICE V., MANCINELLI R., CAMPIGLIA E., CAPORALI F.
Enti di ricerca:	Dipartimento di Produzione Vegetale - Università degli Studi della Tuscia, Via San Camillo De Lellis – VITERBO
Riferimento:	Atti della 10 ^a Conferenza Nazionale ASITA (Federazione delle Associazioni Scientifiche per le Informazioni Territoriali e Ambientali)

3.4.1 Materiali e metodi

L'attività di ricerca ha riguardato la caratterizzazione della copertura dell'ecoregione tramite l'applicazione di metodiche di telerilevamento e fotointerpretazione su ortofoto (1 m pixel). Attraverso l'uso di tecnologie GIS, coadiuvate da controlli in campo, è stata generata la ripartizione del territorio in zone omogenee di copertura (ZOC o *patches* o ecotopi), successivamente raggruppate nelle seguenti classi: colture arboree (CA); colture erbacee (CE); boschi (B); siepi (S); erbacee naturali (EN); vegetazione arbustivo-arborea in evoluzione (AA); costruzioni e immobili urbani (I). Inoltre, sono stati individuati i principali elementi lineari quali strade e corsi idrici poiché importanti per definire la frammentazione e l'antropizzazione dell'ecomosaico (UNEP, 2001). La risultante espressione grafica, definita ecomosaico (Forman, 1995 a, b), ha consentito la realizzazione di un *database* (Balram *et al.*, 2004) idoneo a descrivere l'organizzazione spaziale del paesaggio (Purtauf *et al.*, 2005). Lo studio del paesaggio in termini di biodiversità è stato effettuato attraverso l'analisi dell'ecomosaico (Turner *et al.*, 2001; Odum, 1998; Magurran, 1988), e descritto tramite semplici parametri quali il numero delle *patches*, l'area delle classi d'uso e l'estensione degli elementi lineari (ecotoni). Questi ultimi rivestono un aspetto rilevante per la stretta relazione che hanno nell'incrementare il grado di biodiversità nell'ambiente. Al fine di ottenere indicatori di sostenibilità, i dati ottenuti sono stati opportunamente normalizzati in termini percentuali e riferiti ai livelli di altitudine (pianura - collina - montagna) e di proprietà (pubblico - privato). Per descrivere e approfondire lo studio sul grado di biodiversità del paesaggio sono stati utilizzati ulteriori indici (tabella 15): (i) densità delle *patches* (PD) (Rutledge, 2003; Saura e Martinez-Millan, 2001); (ii) intensità degli ecotoni (EI); (iii) diversità degli ecotopi (*d*) (Yue *et al.* 1998); (iv) indice di conservazione del paesaggio (ILC) (Pizzolotto e Brandmayr, 1996; 2005). Il grado di impatto dell'uomo sull'ambiente è stato valutato attraverso l'indice di impatto umano (HU) facendo riferimento alle classi di copertura del suolo sopra descritte. Ad ogni classe è stato attribuito un diverso peso di impatto (B = 0,2; AA = 0,3; S = 0,4; EN = 0,5; CA = 0,6; CE = 0,7; U = 0,9) che combinato con le superfici delle classi ha permesso di calcolare l'indice di impatto umano (Yue *et al.*, 2004).

Tabella 15. Principali indici e indicatori (n = numero di *patch*; a = area della *patch*; e = lunghezza ecotono; p = incidenza percentuale di superficie; s = numero delle classi; n = numero di *patches*; $\mathcal{E}$ = [area sistema + 2,72]; A = [sommatoria incidenze percentuali classi - 100]; $A_{\max}$ = 100·[s - 1]; h = impatto umano).

Indici	Simboli	Formule
Densità delle <i>patches</i>	PD	$= n_j / \left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_{ij} \right)$
Intensità degli ecotoni	EI	$= n_j / \left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n e_{ij} \right)$
Diversità degli ecotopi	d	$= \ln \left(\sum_{j=1}^s (p_j)^{\frac{1}{2}} \right)^2 / \ln(\mathcal{E})$
Conservazione del paesaggio	ILC	$= 1 - (A / A_{\max})$
Impatto umano	HU	$= \sum_{i=1}^m p_i \cdot h_i$

3.4.2 Risultati e discussioni

Dalle attività di fotointerpretazione dell'ecoregione, si evidenzia una maggiore presenza di proprietà privata in pianura e collina, mentre in montagna prevale la proprietà pubblica con classi di copertura del suolo quasi esclusivamente composte da quelle con maggiori caratteristiche di naturalità (B, AA ed EN) (figura 17). In generale, la capacità delle classi di copertura vegetate a generare ecotoni risulta meno favorita dal bosco e colture erbacee (figura 18) rispetto alle altre classi, a causa di una conformazione delle *patches* prevalentemente estesa e regolare. Le siepi risultano avere una migliore attitudine a generare ecotoni e quindi interfacce per la biodiversità mentre le CA incrementano la diversificazione del paesaggio rurale in senso topologico (Zonneveld, 1994). Gli indicatori che descrivono la copertura del suolo (tabella 16) segnalano che le componenti tipiche dell'interferenza antropica sull'ambiente (CE, CA, U e strade) interessano principalmente la frazione privata in pianura e collina mentre le componenti più "naturali" (B, EN e AA) si collocano nella porzione di territorio di proprietà pubblica, con prevalenza in montana e collina.

Figura 17. Caratterizzazione dell'ecoregione in termini di proprietà privata (a) e pubblica (b). In basso la descrizione altimetrica delle aree (c).

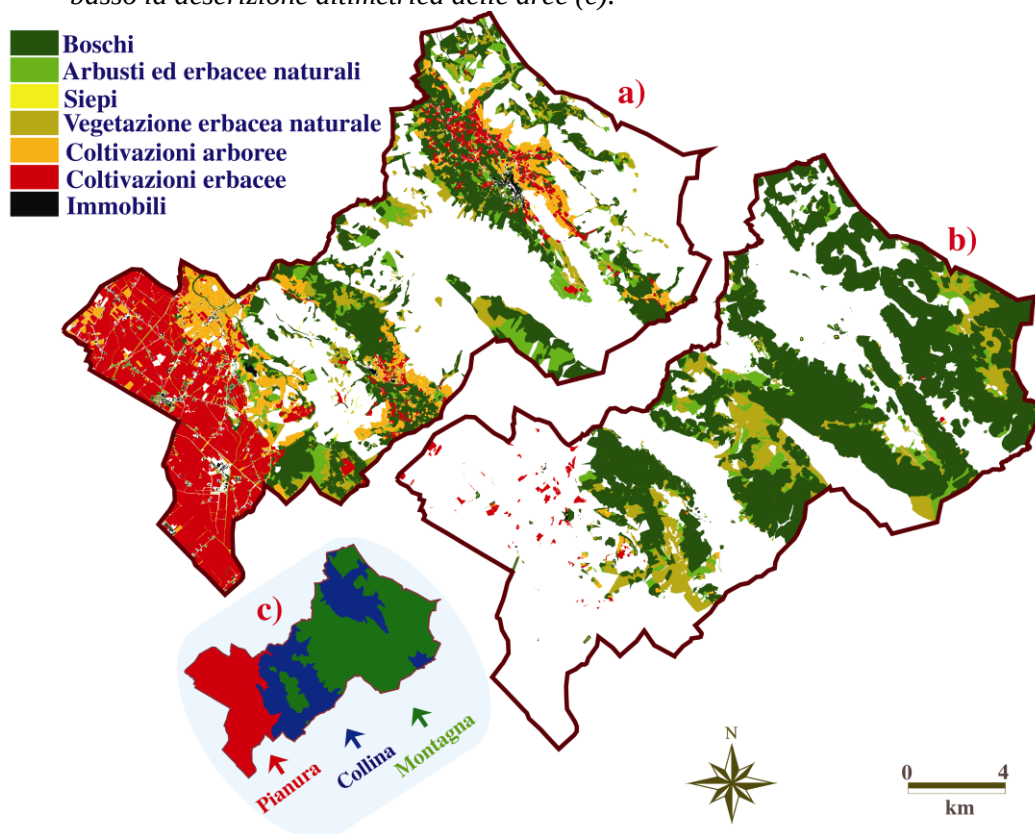


Figura 18. Tendenza delle classi di copertura a generare ecotoni.

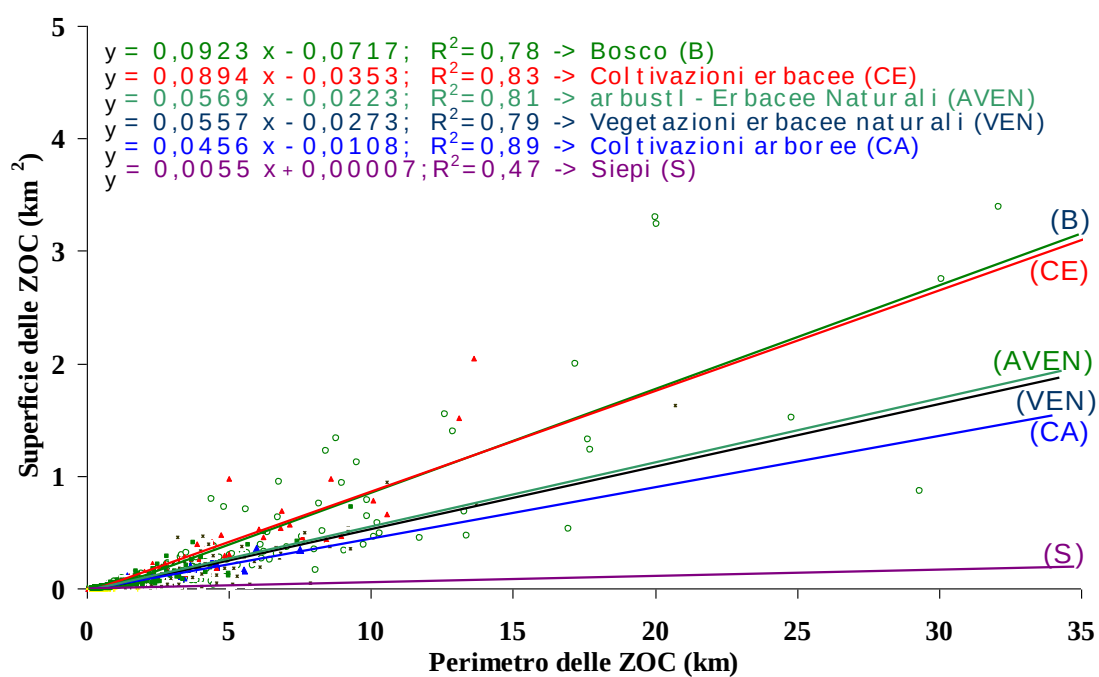


Tabella 16. Incidenza percentuale di patches (numero e area sul totale dell'ecoregione) e di elementi lineari (estensione) per classi di altimetria e di proprietà (Pu = proprietà pubblica; Pr = proprietà privata).

Indicatori	Pianura			Collina			Montagna			Ecoregione
	Pu	Pr	Totale	Pu	Pr	Totale	Pu	Pr	Totale	
Numero Patches										
CE	5,4	41,5	47,0	1,2	46,5	47,7	0,2	5,1	5,3	100,0
CA	2,6	42,2	44,9	5,0	47,4	52,3	0,7	2,1	2,8	100,0
B	1,2	10,2	11,4	10,8	34,4	45,1	20,9	22,6	43,5	100,0
S	3,4	41,4	44,8	9,6	31,5	41,0	5,6	8,6	14,2	100,0
EN	0,3	23,2	23,5	5,4	24,0	29,5	24,7	22,3	47,1	100,0
AA	1,1	15,5	16,6	12,2	22,6	34,8	29,7	18,9	48,6	100,0
I	1,1	64,7	65,8	2,1	27,8	29,8	0,4	4,0	4,4	100,0
Totale vegetate	2,4	29,4	31,8	7,3	34,3	41,6	13,4	13,2	26,6	100,0
Totale	2,0	41,8	43,7	5,5	32,0	37,5	8,9	9,9	18,8	100,0
Area Patches										
CE	0,7	84,6	85,4	0,2	12,4	12,6	0,1	1,9	2,0	100,0
CA	0,7	39,7	40,5	2,3	55,8	58,1	0,2	1,2	1,4	100,0
B	0,2	1,5	1,7	11,9	23,4	35,3	48,5	14,6	63,0	100,0
S	3,0	35,0	37,9	8,0	34,2	42,2	7,2	12,7	19,9	100,0
EN	0,2	6,0	6,2	8,9	8,9	17,8	51,0	24,9	76,0	100,0
AA	0,3	4,5	4,8	11,5	15,9	27,4	39,3	28,5	67,8	100,0
I	2,7	56,3	59,0	1,4	37,0	38,5	0,1	2,4	2,5	100,0
Totale vegetate	0,4	21,5	21,9	8,4	21,0	29,4	34,5	14,3	48,8	100,0
Totale	0,4	21,8	22,2	8,3	21,1	29,4	34,2	14,2	48,4	100,0
Elementi lineari										
Strade	0,2	40,0	40,2	3,0	38,5	41,5	5,7	12,6	18,3	100,0
Corsi d'acqua	0,7	46,3	47,0	6,0	32,6	38,6	9,3	5,1	14,4	100,0

I corsi d'acqua, che risultano più diffusi nelle aree rurali di proprietà privata, contribuiscono a favorire la frammentazione del territorio con benefici per la biodiversità. Invece, la frammentazione prodotta dalla rete stradale, di cui il 46,3 % si colloca nella proprietà privata di pianura contribuisce a generare impatti ambientali negativi (BEF, 2000). Gli indici PD ed EI (tabella 17) denotano un incremento del grado di frammentazione passando dalla montagna verso la pianura e dalla proprietà pubblica a quella privata. Segnalano, inoltre, la maggiore presenza che le siepi svolgono nelle aree più antropizzate (PD=10,8 e 7,4; EI=35,8 e 23,9 rispettivamente in pianura e collina). L'indice di impatto umano (HU) (tabella 18) risulta sempre maggiore nella proprietà privata ed è inversamente connesso con l'altimetria. Al contrario, l'indice di conservazione del paesaggio (ILC) aumenta al crescere dell'altimetria, anche se in montagna la differenza tra pubblico e privato si riduce, con valori rispettivamente pari a 0,47 e 0,53. L'indice di diversità, che indica la regolarità di dispersione delle patches nel territorio, evidenzia piccole differenze nella proprietà privata mentre in quella pubblica l'indice diminuisce passando dalla pianura alla montagna (0,44 - 0,18 e 0,13 rispettivamente in pianura - collina e montagna).

Tabella 17. Densità delle patches (PD) e intensità degli ecotoni (EI) per classi altimetriche e di proprietà (Pu = proprietà pubblica; Pr = proprietà privata).

Indicatori	Pianura			Collina			Montagna			Ecoregione
	Pu	Pr	Totale	Pu	Pr	Totale	Pu	Pr	Totale	
PD	n 100 ha ⁻¹									
CE	76,6	10,7	11,9	0,8	12,3	9,0	0,0	2,0	0,6	5,5
CA	26,6	7,8	8,2	2,3	9,0	7,1	0,1	0,6	0,2	4,0
B	13,3	2,1	2,3	5,7	7,3	6,8	2,7	7,0	4,0	4,4
S	45,0	10,2	10,8	6,0	7,9	7,4	0,9	3,2	1,5	5,3
EN	3,3	5,1	5,0	3,0	5,4	4,7	3,4	7,4	4,5	4,7
AA	13,3	3,5	3,7	7,0	5,2	5,7	4,1	6,4	4,8	4,8
I	41,6	46,7	46,7	3,8	20,6	15,8	0,2	4,3	1,4	15,5
<u>Totale</u>	219,8	86,0	88,5	28,7	67,6	56,5	11,4	30,9	17,1	44,3
EI	n 100 km ⁻¹									
CE	118,7	36,3	39,5	3,7	35,3	29,1	0,2	7,2	3,0	21,9
CA	41,3	26,5	27,0	11,1	25,8	22,9	0,5	2,2	1,2	15,7
B	20,6	7,1	7,7	26,9	21,0	22,1	16,2	25,5	20,0	17,5
S	69,7	34,4	35,8	28,4	22,7	23,9	5,1	11,5	7,7	20,8
EN	5,2	17,2	16,7	14,4	15,5	15,3	20,2	26,7	22,8	18,5
AA	20,6	11,8	12,1	33,2	14,9	18,5	24,9	23,2	24,2	19,0
<u>Totale</u>	276,2	133,3	138,8	117,7	135,2	131,8	67,1	96,2	78,9	113,4

Tabella 18. Valori degli indici di impatto umano (HU), diversità ecotopica (d) e conservazione del paesaggio (ILC) per classe altimetrica e di proprietà (Pu = proprietà pubblica; Pr = proprietà privata).

Indici	Pianura			Collina			Montagna			Ecoregione
	Pu	Pr	Totale	Pu	Pr	Totale	Pu	Pr	Totale	
HU	0,52	0,65	0,65	0,28	0,38	0,35	0,28	0,32	0,29	0,39
d	0,44	0,17	0,17	0,18	0,20	0,19	0,13	0,19	0,14	0,17
ILC	0,31	0,11	0,11	0,46	0,34	0,37	0,47	0,53	0,49	0,37

3.4.3 Considerazioni

Lo studio ha messo in evidenza che sia l'altimetria sia il tipo di proprietà inducono una diversa antropizzazione del territorio e conseguentemente anche modificazioni del paesaggio. La gestione privata rispetto a quella pubblica determina una maggior frammentazione del territorio e un incremento degli ecotoni specialmente in pianura e in collina, dove le coltivazioni agrarie sono maggiormente presenti. L'ecoregione denota anche una forte complementarità funzionale tra proprietà privata e pubblica, che dovrebbe essere conservata. La proprietà pubblica, presente soprattutto nei sistemi montani, prevede forme di copertura permanenti e ben adatte a svolgere il ruolo conservativo e protettivo. La proprietà privata compensa la perdita di sostenibilità propria degli ecosistemi nativi, dovuta all'elevata interferenza antropica, con la condizione di maggiore biodiversità indotta dalla generazione di ecotoni. Pertanto, in ambito ecoregionale, sussiste il problema di mantenere la coesistenza delle azioni di protezione - derivante da radicate e millenarie esperienze di interazione uomo-ambiente - con quelle di produzione dettate dalla pressione antropica e dalla spinta dell'agricoltura moderna.

3.4.4 Bibliografia citata

- Balram S., Dragicevic S., Meredith T., 2004. A collaborative G.I.S. method for integrating local and technical knowledge in establishing biodiversity conservation priorities. *Biodiversity and Conservation*, (13), 1195–1208.
- BEF, 2000. 2nd Baltic State of the Environment Report. Baltic Environmental Forum, <http://www.bef.lv>.
- Forman R.T.T., 1995a. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10, 133-142.
- Forman R.T.T., 1995b. *Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Magurran A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- Odum E., 1998. *Ecological vignettes: ecological approaches to dealing with human predicaments*. Harwood Academic Publishers, Amsterdam.
- Pizzolotto R. e Brandmayr P., 2005. I Coleotteri Caribidi per la valutazione ambientale e la conservazione della biodiversità. APAT, Manuali e Linee guida, 34/2005.
- Purtauf T., Thies C., Ekschmitt K., Wolters V. and Dauber J., 2005. Scaling properties of multivariate landscape structure. *Ecological Indicators*, (5) 295–304.
- Rutledge D., 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?. Department of Conservation, Science Internal Series 98, Wellington.
- Saura S., Martinez-Millan J., 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67, 1027-1036.
- Turner M. G., Gardner R. H. and O'Neill. R. V., 2001. *Landscape ecology in theory and practice*. Springer-Verlag, New York.
- UNEP, 1992. *The Convention Biological Diversity*. United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro.
- Yue T.X., Xu B., Liu J.Y., 2004. A patch connectivity index and its change in relation to new wetland at the Yellow River Delta. *International Journal of Remote Sensing* 25, 4617-4628.
- Zonneveld I., 1994. Landscape Ecology and Ecological Networks. In Cook, E.A., van Lier H.N., (Eds.), *Landscape planning and ecological networks*, ELSEVIER, 13-34.

3.5 Studio C: valutazione del consumo di naturalità e della biodiversità

Gruppo di lavoro:	DI FELICE V., MANCINELLI R., CAMPIGLIA E., CAPORALI F.
Enti di ricerca:	Dipartimento di Produzione Vegetale - Università degli Studi della Tuscia, Via San Camillo De Lellis – VITERBO
Riferimento:	Italian Journal of Agronomy (2007) 2, 99-104.
Lingua originale:	Inglese - <i>Naturalness consumption and biodiversity in an Ecoregion of Central Italy</i>

3.5.1 Materiali e metodi

L'analisi è stata condotta tramite fotointerpretazione di immagini aeree ad alta risoluzione (pixel 1 m) con ausilio coadiuvata da validazioni di campo. Sono state usate tutte le informazioni a disposizione per classificare il territorio in zone omogenee di copertura (*patches*) riferite alla classificazione europea di copertura del suolo CORINE *land cover*.

Facendo riferimento ai concetti di ecotopo (più piccola unità ecologica di territorio caratterizzata dall'omogeneità di almeno un attributo di geosfera-atmosfera, vegetazione, suolo, roccia, acqua, ecc. e con limitate variazioni di altri attributi) (Tansley, 1939; Naveh e Lieberman 1994; Troll, 1950) e di organizzazione gerarchica degli ecosistemi (Doing, 1997; Caporali, 2004) le classi di copertura individuate sono state raggruppate *ad hoc* nelle seguenti classi di ecotopo (Et): boschi (W - *woods*), arbustivo-erbacee (ST - *shrub-tree evolution*), erbacee naturali (NH - *natural herbaceous*), siepi (H - *hedges*), colture erbacee (HC - *herbaceous crops*), colture arboree (TC - *tree crops*) e aree non vegetate (NV - *no vegetated*) (figura 19a) (Mancinelli *et al.*, 2006).

L'area studiata è stata suddivisa territorialmente in 5 unità fitoclimatiche (P-c) definite da Blasi (1994): fitoclima 2 (tre piante di riferimento: *Fagus sylvatica* L., *Ostrya carpinifolia* Scop. e *Laburnum anagyroides* Med.), 4 (tre piante di riferimento: *Ostrya carpinifolia* Scop., *Fagus sylvatica* L. e *Cornus mas* L.), 5 (tre piante di riferimento: *Fagus sylvatica* L., *Ostrya carpinifolia* Scop. e *Cistus incanus* L.), 10 (tre piante di riferimento: *Quercus pubescens* Willd., *Quercus ilex* L. e *Cistus incanus* L.) e 12 (tre piante di riferimento: *Quercus cerris* L., *Quercus frainetto* Ten. e *Cistus salvifolius* L.) (figura 19b). Dato che l'analisi del paesaggio può essere usata come riferimento per la valutazione della biodiversità (Turner, 1989; Turner *et al.*, 2001), la biodiversità del paesaggio è stata valutata usando metriche territoriali riferite al numero, all'area e al perimetro (ecotono) degli ecotopi (database fornito da software GIS - *geographical information system*) (Forman, 1995) e calcolando indici e gli indicatori selezionati in base alle linee guida dei principali Enti internazionali che operano in campo ambientale (*European Environmental Agency, Organisation for Economic Co-operation and Development, United Nations Environment Programme*, ecc.) e della letteratura scientifica (tabella 19).

Figura 19. Mappa della copertura del suolo (a) e unità fitoclimatiche (Blasi, 1994) (b).

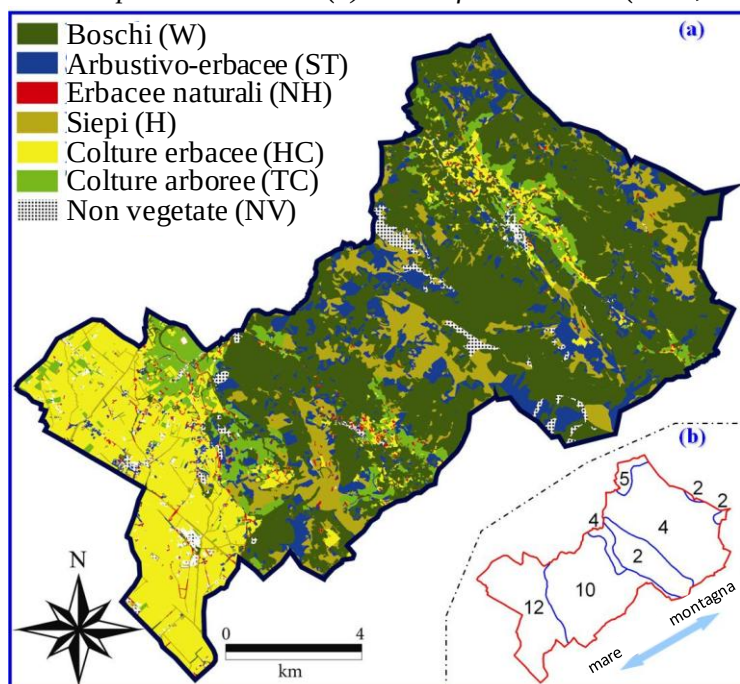


Tabella 19. Indici e indicatori di naturalità e biodiversità del paesaggio (s = numero dei macrogruppi di ecotopi; n = numero di ecotopi; a = area degli ecotopi; $C = 1$; p_j = incidenza percentuale degli ecotopi in termini di area; * = complementare).

Simbolo	Nome	Formula
NI	Indice di naturalità	(Berthoud <i>et al.</i> , 1989)
EN	Naturalità espressa	$= \sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_{ij} \cdot NI_j$
PN	Naturalità potenziale	$= \sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_{ij} \cdot 1$
CN	Naturalità consumata	$= PN - EN$
ENU	EN per unità di area	$= EN / \left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_{ij} \right)$
MPS	Area media patches	$= \left(\sum_{i=1}^{n_j} a_{ij} \right) / n_j$
MEL	Ecotono medio patches	$= \left(\sum_{i=1}^{n_j} e_{ij} \right) / n_j$
PD	Densità patches	$= n_j / \left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_{ij} \right)$
EI	Intensità ecotoni	$= n_j / \left(\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n e_{ij} \right)$
H'	Shannon-Wievers	$= -C \cdot \sum_{j=1}^s p_j \ln p_j$
BP*	Berger-Parker*	$= 1 - (p_{\max} (\forall : p_{\max} \geq p_j))$

Un gruppo di agroecologi ha definito l'indice di naturalità (NI), per classe di ecotopo e in unità fitoclimatica, nel *range* da 0 (minima naturalità) a 1 (massima naturalità) (Berthoud *et al.*, 1989; OCS, 2002). Con l'uso combinato di informazioni territoriali e indici di naturalità, i valori di “naturalità espressa” (EN) sono stati calcolati moltiplicando la superficie interessata per i rispettivi indici di naturalità. La differenza tra la “naturalità potenziale” (PN) (area della classe di ecotopo moltiplicato 1 - valore di massima naturalità -) e la “naturalità espressa” (EN) definisce il “consumo di naturalità” (CN).

3.5.2 Risultati e discussioni

Il più alto valore di naturalità è stato registrato nel fitoclima 4 (EN = 4515) mentre il più basso nel fitoclima 5 (EN = 342) (tabella 20). Il fitoclima 12 è l'unico che esprime la sua naturalità principalmente con le aree coltivate (il 79,5% dell'area produce il 78,6% della naturalità totale). A livello di ecoregione in consumo di naturalità (CN) (tabella 21) è pari al 33% e il valore maggiore (69%) si osserva nel fitoclima 12, dove le aree non vegetate sono maggiormente presenti (411 ha).

I risultati del fitoclima 5 mostrano il miglior risultato in termini di naturalità per unità di superficie (ENU = 0,862) ma tale fitoclima rappresenta solo il 2,5% dell'area totale ed esprime solo il 3,1% della naturalità totale (tabella 22). Il principale contributo alla naturalità viene garantito dai fitoclimi 4 e 10 (41,5% e 31,7% di EN rispettivamente). Il peggior fitoclima, in termini di naturalità, è il 12 che pur interessando il 22,2% dell'area eco regionale produce solo il 10,3% di naturalità (ENU = 0,673).

Le misure della biodiversità di paesaggio (tabella 23) mostrano che il fitoclima 4 ($H' = 1,56$; $BP^* = 0,66$) e 10 ($H' = 1,58$; $BP^* = 0,63$) hanno i maggiori valori di diversità, al contrario il fitoclima 2 – dove l'ecotopo dominante è il bosco (con $MPS = 35,75$) – e il fitoclima 12 – dove l'ecotopo dominante è la coltivazione erbacea (con $MPS = 7,10$) – hanno i più bassi valori di diversità. I primi fitoclimi hanno le condizioni ambientali atte a promuovere la diversità del paesaggio in quanto l'equilibrio tra strutture maggiormente artificiali e strutture maggiormente naturali supporta la sostenibilità del sistema (Lamb, 1996). Nel fitoclima 12, quello con la più alta influenza umana, la presenza di siepi ($MEL = 0,24$) e boschi frammentati ($MPS = 2,17$; $MEL = 1,23$) contribuisce ad incrementare la PD totale (37,00) e la EI (131,10). Questo livello di frammentazione caratterizza l'agricoltura dell'Italia centrale composta da numerose piccole aziende agricole.

La presenza di queste infrastrutture agroecologiche accresce il livello di sostenibilità soprattutto negli ecosistemi antropizzati con aree coltivate in quanto l'eterogeneità degli ecosistemi, a livello di ecotopo, e la composizione del paesaggio circostante favorisce sia la crescita di biodiversità (Haber, 1990; Kuiper, 2000; Thies e Tschardtke, 1999) sia la salvaguardia della stessa biodiversità (Caporali, 2004).

Tabella 20. Area delle classi di ecotopo, indici di naturalità (NI) e naturalità espressa (EN) per classe di ecotopo e per classe di fitoclima.

	Et	Area		NI	EN	
		ha	%		totale	%
Fitoclima 2	NV	240	12,9	0.00	0	0,0
	TC	0	0,0	0.17	0	0,0
	HC	0	0,0	0.33	0	0,0
	NE	309	16,6	0.50	155	10,7
	H	2	0,1	0.67	1	0,1
	ST	171	9,2	0.83	143	9,9
	W	1144	61,3	1.00	1144	79,3
	totale	1867	100,0		1442	100,0
Fitoclima 4	NV	181	3,2	0.00	0	0,0
	TC	325	5,7	0.17	54	1,2
	HC	273	4,8	0.33	91	2,0
	NE	887	15,5	0.50	444	9,8
	H	30	0,5	0.67	20	0,4
	ST	761	13,3	0.83	634	14,0
	W	3272	57,1	1.00	3272	72,5
	totale	5730	100,0		4515	100,0
Fitoclima 5	NV	9	2,2	0.00	0	0,0
	TC	22	5,6	0.17	4	1,1
	HC	9	2,3	0.33	3	0,9
	NE	29	7,3	0.50	15	4,2
	H	2	0,4	0.67	1	0,3
	ST	38	9,6	0.83	32	9,3
	W	288	72,5	1.00	288	84,1
	totale	397	100,0		342	100,0
Fitoclima 10	NV	62	1,4	0.00	0	0,0
	TC	430	9,4	0.17	71	2,1
	HC	173	3,8	0.33	58	1,7
	NE	874	19,1	0.50	437	12,7
	H	50	1,1	0.67	33	1,0
	ST	766	16,8	0.83	638	18,5
	W	2211	48,4	1.00	2211	64,1
	totale	4566	100,0		3448	100,0
Fitoclima 12	NV	411	11,4	0.00	0	0,0
	TC	421	11,7	0.17	70	6,2
	HC	2436	67,8	0.33	811	72,4
	NE	133	3,7	0.50	66	5,9
	H	32	0,9	0.83	27	2,4
	ST	40	1,1	0.67	27	2,4
	W	119	3,3	1.00	119	10,7
	totale	3592	100,0		1120	100,0

Tabella 21. Naturalità potenziale (PN), naturalità espressa (EN) e naturalità consumata (CN) per classe di fitoclima e totale.

Fitoclima	PN		EN		CN	
	totale	%	totale	%	totale	%
2	1867	100	1442	77	424	23
4	5730	100	4515	79	1215	21
5	397	100	342	86	55	14
10	4566	100	3448	76	1117	24
12	3592	100	1120	31	2472	69
total	16152	100	10868	67	5284	33

Tabella 22. Naturalità espressa per unità di superficie (ENU), area della classe di fitoclima e naturalità espressa (EN).

Fitoclima	ENU $EN \cdot ha^{-1}$	Area %	EN %
2	0,773	11,6	13,3
4	0,788	35,5	41,5
5	0,862	2,5	3,1
10	0,755	28,3	31,7
12	0,312	22,2	10,3
totale	0,673	100,0	100,0

Tabella 23. Indicatori e indici di biodiversità del paesaggio per classe di ecotopo e per classe di fitoclima (tra parentesi l'errore standard).

Fitoclima	MPS ha	MEL km	PD $n \cdot 100 \text{ ha}^{-1}$	EI $n \cdot 100 \text{ km}^{-1}$	H'	BP*
Fitoclima 2	TC	-	-	-		
	HC	-	-	-		
	NE	6,58 ($\pm 1,83$)	1,36 ($\pm 0,23$)	2,89		
	H	0,19 ($\pm 0,04$)	0,28 ($\pm 0,03$)	0,68		
	ST	4,28 ($\pm 1,23$)	1,23 ($\pm 0,20$)	2,46		
	W	35,75 ($\pm 14,83$)	3,21 ($\pm 0,91$)	1,97		
	totale	12,51 ($\pm 3,87$)	1,69 ($\pm 0,26$)	7,99	0,95	0,33
Fitoclima 4	TC	2,15 ($\pm 0,36$)	0,71 ($\pm 0,07$)	2,72		
	HC	0,96 ($\pm 0,07$)	0,49 ($\pm 0,02$)	5,10		
	NE	3,74 ($\pm 0,84$)	1,08 ($\pm 0,13$)	4,27		
	H	0,21 ($\pm 0,01$)	0,28 ($\pm 0,01$)	2,67		
	ST	2,48 ($\pm 0,23$)	0,86 ($\pm 0,04$)	5,53		
	W	11,25 ($\pm 2,37$)	1,94 ($\pm 0,21$)	5,24		
	totale	3,92 ($\pm 0,52$)	0,97 ($\pm 0,05$)	25,54	1,56	0,66
Fitoclima 5	TC	1,49 ($\pm 0,59$)	0,64 ($\pm 0,20$)	3,86		
	HC	0,48 ($\pm 0,10$)	0,34 ($\pm 0,06$)	4,89		
	NE	1,26 ($\pm 0,40$)	0,66 ($\pm 0,12$)	5,92		
	H	0,13 ($\pm 0,02$)	0,27 ($\pm 0,06$)	3,60		
	ST	1,37 ($\pm 0,24$)	0,63 ($\pm 0,07$)	7,21		
	W	9,00 ($\pm 2,70$)	2,14 ($\pm 0,56$)	8,24		
	totale	2,97 ($\pm 0,73$)	0,93 ($\pm 0,15$)	33,71	1,12	0,36
Fitoclima 10	TC	2,12 ($\pm 0,28$)	0,72 ($\pm 0,06$)	4,51		
	HC	0,86 ($\pm 0,12$)	0,44 ($\pm 0,03$)	4,46		
	NE	3,67 ($\pm 0,61$)	1,06 ($\pm 0,10$)	5,28		
	H	0,15 ($\pm 0,01$)	0,25 ($\pm 0,01$)	7,35		
	ST	2,87 ($\pm 0,41$)	0,86 ($\pm 0,06$)	5,93		
	W	8,25 ($\pm 1,57$)	1,82 ($\pm 0,22$)	5,95		
	totale	2,99 ($\pm 0,31$)	0,85 ($\pm 0,05$)	33,49	1,58	0,63
Fitoclima 12	TC	1,76 ($\pm 0,21$)	0,61 ($\pm 0,05$)	7,51		
	HC	7,10 ($\pm 1,02$)	1,22 ($\pm 0,10$)	10,78		
	NE	0,90 ($\pm 0,09$)	1,03 ($\pm 0,09$)	4,65		
	H	0,11 ($\pm 0,01$)	0,24 ($\pm 0,01$)	9,40		
	ST	0,43 ($\pm 0,03$)	0,45 ($\pm 0,02$)	2,92		
	W	2,17 ($\pm 1,04$)	1,23 ($\pm 0,20$)	1,73		
	totale	2,70 ($\pm 0,32$)	0,76 ($\pm 0,04$)	37,00	0,96	0,29

3.5.3 Considerazioni

Nell'ecoregione, il consumo di naturalità cresce al crescere del grado di antropizzazione del paesaggio. I maggiori valori degli indicatori di biodiversità sono stati registrati dove il paesaggio ha un'equilibrata presenza di strutture artificiali e naturali (aree di collina).

In queste zone l'equilibrio nei modelli di utilizzo del suolo sono il patrimonio delle tradizioni agricole passate. Nelle aree di pianura, soggette a una recente intensiva colonizzazione, la biodiversità promossa dalla presenza di siepi e dalla frammentazione degli ecotopi riesce solo parzialmente a compensare la perdita di naturalità. La corretta gestione della biodiversità, specialmente dove le attività umane generano alti consumi di naturalità, è un aspetto di fondamentale importanza per un approccio olistico all'analisi della sostenibilità.

Aree che possono essere definite completamente "naturali" (prive di interferenze umane) nella sostanza non esistono più in Italia centrale e la sostenibilità dell'ecoregione viene garantita dalle storiche e solide relazioni che l'attività umana ha definito con l'ambiente tramite la corretta gestione del paesaggio. In accordo con Cooper (2000), l'ecoregione è un "luogo di compagnia" in quanto è un esempio di sostenibilità che integra le attività umane con il mantenimento della biodiversità e la possibilità di conoscere i processi naturali della vita.

3.5.4 Bibliografia citata

- Berthoud G., Duelli P., Burnand, J.D., 1989. Méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux. Programme national SOL, Liebefeld.
- Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. Università degli Studi "La Sapienza", Regione Lazio.
- Caporali F., 2004. Agriculture and Health. The challenge of organic farming. EDITEAM, Cento.
- Cooper N., 2000. How natural is a nature reserve?: an ideological study of British nature conservation landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1131-1152.
- Doing H., 1997. The landscape as an ecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63, 221-225.
- Forman R.T.T., 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10:133-42.
- Haber W., 1990. Basic concepts of landscape ecology and their application in land management. *Physiology and Ecology Japan*, (special number) 27:131-146.
- Kuiper J., 2000. A checklist approach to evaluate the contribution of organic farms to landscape quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 77:143-156.
- Mancinelli R., Di Felice V., Caporali F., Campiglia E., 2006. Valutazione della sostenibilità in termini di diversità ed impatto umano in un'ecoregione del Lazio meridionale. 10ª Conferenza Nazionale ASITA, 14 - 17 novembre 2006, Fiera di Bolzano, Bolzano. Atti, 1371-1366.
- Naveh Z. and Lieberman A.S., 1994. *Landscape ecology: theory and application*. Springer-Verlag, New York.
- OCS (Osservatorio Città Sostenibili), 2002. *Indice del grado di naturalità del territorio*. Dipartimento Interateneo Territorio del Politecnico e dell'Università di Torino.
- Tansley A.G., 1939. *The British Islands and their vegetation*, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Thies C. and Tscharntke T., 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, 285: 893-895.
- Troll C., 1950. Die geographische landschaft und ihre erforschung. Pages 163-181. *Studium Generale* 3. Springer, Heidelberg, German Democratic Republic

- Turner M. G., Gardner R. H. and O'Neill. R. V., 2001. Landscape ecology in theory and practice. Springer-Verlag, New York.
- Turner M.G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. Annual Review of Ecology and Systematics, 20:171-197.

3.6 Studio D: valutazione della diversità di *patches di habitat* per la sostenibilità

Gruppo di lavoro:	DI FELICE V., MANCINELLI R., CAMPIGLIA E., CAPORALI F.
Enti di ricerca:	Dipartimento di Produzione Vegetale - Università degli Studi della Tuscia, Via San Camillo De Lellis – VITERBO
Lingua originale:	Inglese - <i>Habitat patch diversity evaluation for sustainability: a case study of a rural area in Central Italy</i>

3.6.1 Materiali e metodi

La metodologia applicata è basata sulla combinazione di fotointerpretazione di immagini ad alta risoluzione (pixel 1 m) con *overlay* cartografici e ispezioni di campo. La struttura del paesaggio è stata valutata analizzando l'ecomosaico territoriale composto da elementi unitari comunemente definite *patches* (Forman e Godron, 1986; Forman 1995) che, in accordo con le linee guida europee di analisi del paesaggio del CORINE land cover (*COoRdination de l'INformation sur l'Environnement program*), sono stati successivamente raggruppati nelle seguenti classi di uso del suolo: colture erbacee (HC - *herbaceous crops*), colture arboree (TC - *tree crops*), boschi (W - *woods*), siepi (H - *hedges*), erbacee naturali (G - *grassland*), arbustivo-erbacee (SG - *shrubs and grasslands*), edifici (B - *buildings*), strade (RL - *roads*) e corsi d'acqua (SW - *sliding waters*). Poiché il potenziale uso del suolo è strettamente correlato con la tipologia di proprietà delle terre (Brown *et al.*, 2000), il sistema ecoregionale è stato classificato considerando la presenza di due sub-sistemi in esso gerarchicamente annidati (proprietà privata e proprietà pubblica); inoltre sono stati definiti altri tre sub-sistemi riferiti all'altimetria – pianura 0-200 m s.l.m., collina 200-600 m s.l.m. e montagna oltre 600 m s.l.m.. Tutte le informazioni territoriali estratte dall'analisi hanno prodotto un cospicuo database (numero, area e perimetro delle *patches* e lunghezza degli elementi lineari) dal quale è stato possibile calcolare gli indicatori e indici di biodiversità e sostenibilità (tabella 24).

Analisi statistica

Sono stati calcolati gli errori standard per gli indicatori MPS e MPE di tutte le classi di uso del suolo. Al fine di validare la differenza tra proprietà pubblica e proprietà privata, l'analisi della varianza è stata applicata all'indicatore che descrive la diversità in termini di abbondanza (H') con la metodica di calcolo indicata da Magurran (1988).

Tabella 24. Lista degli indici e indicatori adottati nello studio.

Oggetto	Nome	Abb.	Formula	Riferimento
Diversità	Shannon-Wiever	H'	$H' = -C \sum_{j=1}^s p_j \ln p_j$	[4][6][9] [25][12]
Uguaglianza	Shannon-Wiever	SHE	$SHE = H' / \ln(s)$	[6][19]
Dimensione	Area media patches	MPS	$MPS_j = \left(\sum_{i=1}^{n_j} a_{i_j} \right) / n_j$	[2][3] [7][10]
Densità	Lunghezza media ecotoni	MEL	$MEL_j = \left(\sum_{i=1}^{n_j} e_{i_j} \right) / n_j$	[3]
Densità	Densità corsi d'acqua	SWD	$SWD = SW / A$	[13]
Densità	Densità della <i>patches</i>	PD	$PD_j = n_j / \left(\sum_{i=1}^{n_j} a_i \right)$	[2][15] [10][11]
Densità	Densità delle strade	RD	$RD = RL / A$	[1][8]
Intensità	Intensità degli ecotoni	EL _j	$EI_j = n_j / \left(\sum_{i=1}^{n_j} e_i \cdot 10^{-3} \right)$	[5]

Legenda: A = area totale; a = area delle patches; e = perimetro delle patches; i = singola patch; j = classe di uso del suolo ; n = numero delle patches; p = percentuale della classe d'uso sul totale; SW = lunghezza totale dei corsi d'acqua in metri; RL = lunghezza totale delle strade in metri; s = numero delle classi d'uso del suolo; $\varepsilon = 1/(e+b)$ [dove e = 2,71828; b = area studiata in ettari]

Riferimenti: [1] BEF 2000; [2] Caporali *et al.*, 2003; [3] Elkie *et al.*, 1999; [4] European Commission 2005; [5] Forman 1995b; [6] Magurran 1988; [7] McCargal *et al.*, 2002; [8] OECD 2001; [9] Pielou 1975; [10] Rutledge 2003; [11] Saura e Martinez-Millan 2001; [12] Shannon e Weaver 1949; [13] UNEP 2001

3.6.2 Risultati e discussioni

3.6.2.1 Frammentazione territoriale

La frammentazione degli habitat può essere ricondotta sia alla perdita di *habitat* sia all'arrangiamento spaziale dei frammenti residui (Fahrig, 1997; Fahrig, 2003). Le metriche di base (numero, area e lunghezza) riferite alle tipologie di patches e agli elementi lineari dell'ecoregione vengono riportate nella tabella 25. Un significativo indicatore della frammentazione territoriale è il rapporto tra la superficie totale delle *patches* e il loro numero (dimensione media delle *patches*) (tabella 26). La frammentazione si differenzia molto in ragione dell'altimetria e della proprietà. Più precisamente, il

grado di frammentazione generalmente diminuisce al crescere dell'altimetria e questo è più marcato nella proprietà pubblica, come mostrato dai valori di MPS che sono 0,53 ha (pianura), 4,01 ha (collina) e 8,96 ha (montagna) nel pubblico e 2,54 ha (pianura), 2,12 ha (collina) e 3,76 ha (montagna) nel privato.

Tabella 25. Metriche di base (numero, area e lunghezza) delle patches e degli elementi lineari dell'ecoregione per classe di altimetria e di proprietà (pu = proprietà pubbliche; pr = proprietà private; TV = totale aree vegetate).

	Pianura			Collina			Montagna			Ecoregione
	pu	pr	totale	pu	pr	totale	pu	pr	totale	
	numero									
HC	46	351	397	10	393	403	2	43	45	845
TC	16	256	272	30	287	317	4	13	17	606
W	8	69	77	73	233	306	142	153	295	678
H	27	333	360	77	253	330	45	69	114	804
G	2	166	168	39	172	211	177	160	337	716
SG	8	114	122	90	166	256	218	139	357	735
B	25	1531	1556	49	657	706	10	94	104	2366
TV	107	1289	1396	319	1504	1823	588	577	1165	4384
Totale	132	2820	2952	368	2161	2529	598	671	1269	6750
ettari										
HC	21	2446	2467	5	359	364	3	56	59	2890
TC	9	474	483	28	666	694	2	15	17	1194
W	13	103	116	837	1646	2484	3410	1026	4435	7035
H	3	41	44	9	40	49	8	15	23	116
G	5	134	139	199	200	398	1140	557	1697	2234
SG	5	80	85	203	283	487	698	506	1205	1776
B	3	73	76	2	48	50	0	3	3	129
TV	57	3278	3335	1281	3195	4475	5262	2174	7436	15246
Totale	60	3351	3411	1282	3243	4525	5262	2177	7439	15376
chilometri										
RL	1	119	120	9	115	124	17	37	54	298
SW	1	42	42	5	30	35	8	5	13	90

Questo indica come alcuni biotopi nativi (come ad esempio i boschi) vengono maggiormente preservati nelle aree pubbliche di montagna e meno nelle aree private di pianura. I valori medi di conservazione, espressi come percentuale di patches boschive sull'area totale delle *patches* e distinti per classe altimetrica, sono pari a 59,6, 54,9 e 3,4 in montagna, collina e pianura, rispettivamente (tabella 25). In montagna, il rapporto fra boschi pubblici e privati è 3,3 e la MPS dei boschi è 24,01 e 6,70 ha nel pubblico e nel privato, rispettivamente (tabella 26). Questa situazione può essere considerata come il patrimonio del modello storico di utilizzo del territorio che corrisponde all'antico sistema romano *ager-saltus-silva* o “campo-pascolo-bosco”, dove l'agricoltura, la silvicoltura e la zootecnia vengono generalmente praticate senza sovrapposizioni territoriali (Blondel e Aronson, 1995) all'interno di un gradiente di altitudine. Le condizioni climatiche locali, caratterizzate da periodi estivi

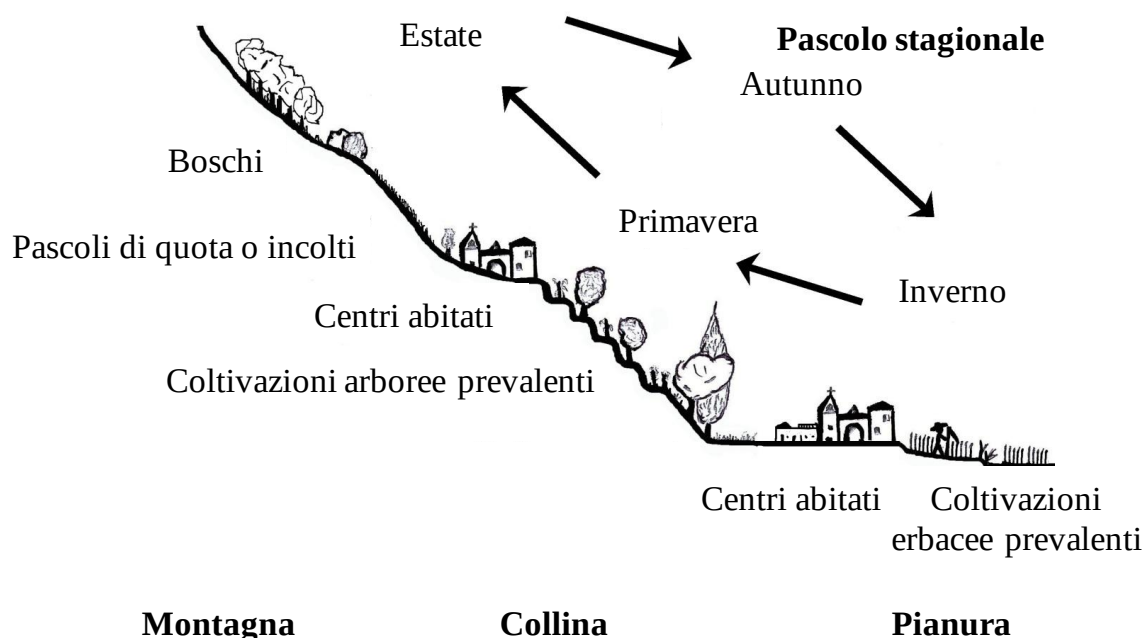
siccitosi mitigati dall'altitudine, hanno promosso una sorta di compensazione nell'utilizzo del territorio tramite l'utilizzo pascolivo stagionale dei boschi e dei pascoli d'altura (transumanza) (Hobbs *et al.*, 1995). Questo fenomeno di cambiamento nell'uso del suolo ha comportato l'instaurarsi di un paesaggio agro-pastorale tuttora esistente (figura 20). Infatti, il secondo elemento del paesaggio più diffuso nella zona di montagna è essenzialmente quello del pascolo, che interessa rispettivamente il 22,8%, l'8,8% e il 4,0% in montagna, collina e pianura (tabella 25). In montagna il rapporto tra le erbacee naturali pubbliche e quelle private è pari a 2,0 e la MPS delle erbacee naturali è pari a 6,44 e 3,48 ha nel pubblico e nel privato rispettivamente (tabella 26).

Se si considera il quantitativo delle superfici coltivate come sommatoria di HC e TC, si rileva che una situazione inversa rispetto a quella dei boschi e dei pascoli. La presenza principale di aree coltivate (86,5%) si trova in pianura, mentre si nota una diminuzione (23,4 e 1,0% in collina e montagna, rispettivamente) al crescere dell'altimetria (tabella 25). Le aree coltivate sono praticamente un'esclusiva della proprietà privata e, sia in pianura sia in collina, rappresentano oltre il 96,0% della superficie. La MPS di HC e TC differiscono molto al variare dell'altimetria e della proprietà, ma i valori maggiori si registrano nel privato (6,96 ha per HC in pianura e 2,32 ha per TC in collina).

L'elemento di paesaggio SG può essere considerato come un indicatore dello stato di recente abbandono dell'attività agro-forestale. Esso è la terza classe d'uso del suolo più diffusa in montagna, con una percentuale pari al 16,2% della superficie, che decresce a 10,8 e 2,5% in collina e pianura, rispettivamente (tabella 25). La sua MPS è circa pari a 3,0 ha in montagna e 2,0 ha in collina, sia nel privato sia nel pubblico (tabella 26). L'elemento di paesaggio B (edifici), denota l'intensità degli insediamenti umani. Gli edifici gravano quasi esclusivamente sulle proprietà private ma la loro incidenza percentuale in termini di superficie è comunque trascurabile nelle tre fasce altimetriche (2,2; 1,1 e 0,04 % in pianura, collina e montagna, rispettivamente). E' invece molto più coerente in termini di numero di patches (52,7; 27,9 e 8,2 % pianura, collina e montagna, rispettivamente) (tabella 25). Le numerose e piccole patches sono relativamente diffuse soprattutto in pianura e nelle zone collinari, come mostrato dai valori di densità patch B pari a 46,7, 15,8 e 1,4 edifici in 100 ha in pianura, collina e montagna, rispettivamente. Le strade, come elementi lineari che incrementano la frammentazione,

hanno generalmente un impatto negativo sulla biodiversità ma al tempo stesso consentono la gestione e il controllo del territorio facilitando anche i flussi di energia e materia. LE strade intersecano principalmente le aree private di pianura e collina nelle private (tabella 25) e la loro densità (RD) decresce con l'altimetria (3,518, 2,734 e 0,732 km/ha in pianura, collina e montagna, rispettivamente). La lunghezza totale dei corsi d'acqua (SW) è pari a circa 90 km prevalentemente presenti in pianura - SWD è 1,245, 0,772 e 0,175 in pianura, collina e montagna, rispettivamente – dove le intense attività di bonifica hanno avuto luogo 70 anni fa.

Figura 20. *Descrizione grafica del modello di pascolo stagionale, diffuso nel centro Italia, protagonista nelle scelte di uso del suolo.*



Il quadro che si evince dalla situazione descritta sul tema della frammentazione, aiuta a fare considerazioni sulle relazioni che intercorrono fra la sostenibilità e i numerosi stimoli dei recenti cambiamenti d'uso del suolo. All'interno del contesto locale, come quello studiato, le caratteristiche topografiche risultano essere la principale determinante nel sistema delle attività umane. La concentrazione della popolazione umana e le attività a essa connesse, come l'agricoltura, interessano principalmente le aree di pianura dove è relativamente più facile promuovere la movimentazione e le risorse naturali (in termini di suoli fertili e profondi, disponibilità di acqua e produzione di biomassa – anche in funzione dei minori disagi fisici quali ad esempio le elevate temperature estive) sono maggiormente concentrate.

Risulta quindi una frammentazione del territorio maggiormente pronunciata alle basse altimetrie mentre habitat naturali e integrità ecologica sono più evidenti in quota. Preservare in quota un uso del suolo maggiormente “naturale” - come i boschi - ha un fondamentale significato ecologico poiché promuove la regolarità dei cicli idrologici, minori fenomeni di ruscellamento ed erosione del suolo a vantaggio di una miglior infiltrazione e produttività delle piante nei pendii. Il corretto ciclo delle acque è la prima ed essenziale condizione per la sostenibilità dei suoli a livello di idrografico. In questo caso studio, la tipologia di proprietà (pubblica) appare come la principale caratteristica atta a garantire il mantenimento degli habitat originari, come i boschi, nelle zone fragili come quelle montane. Fin dal medioevo, nel centro Italia vennero definite delle istituzioni locali chiamate Università Agrarie che avevano, tra gli altri, anche lo scopo di regolare l'utilizzo delle risorse boschive tramite limitazioni nelle tempistiche e metodiche di taglio e raccolta dei legnami.

Nei decenni passati, la pressione antropica ha portato alla trasformazione di alcuni territori boschivi in pascoli per l'alpeggio stagionale degli ovini o in terreni coltivati. Infatti, si nota, sommando le altre classi di uso del suolo, che una crescita del 40% dei territori boschivi potrebbe essere ipotizzata. Ad oggi, considerando che circa il 60% è rappresentato dal bosco e circa il 30% è rappresentato da coperture vegetali permanenti (erbacee naturali e arbustivo erbacee), circa il 90% del fragile sistema montano possiede sia ruoli produttivi sia ruoli conservativi in modo tale da bilanciare l'integrità ecologica ed esigenze umane.

Invece, l'habitat naturale del bosco è stato consumato in misura maggiore nelle zone collinari e soprattutto di pianura. In tali condizioni estreme, dove la naturalità (o integrità ecologica) del biotopo originale è stata consumata per fornire cibo e spazio ad una componente dell'ecosistema più competitiva (come quella umana), la sfida per la sostenibilità riguarda in particolare la capacità degli esseri umani nel mantenere il nuovo agro-ecosistema paesistico in condizioni di equilibrio ecologico, in modo tale che gli effetti tollerabili o positivi siano generati all'interno del contesto ambientale. In questa cornice, l'agrobiodiversità degli ecosistemi e le pratiche agricole rispettose dell'ambiente dovrebbero cercare di compensare i problemi connessi alla perdita di habitat o al consumo di naturalità.

3.6.2.2 Biodiversità e sostenibilità agroecosistemica

Alcune inferenze relative alla biodiversità e la sostenibilità possono essere tratte sia dall'analisi delle patches precedentemente espresso sia dalla valutazione di altre metriche di paesaggio come ad esempio l'uniformità e la densità degli ecotoni. L'area collinare risulta essere la classe altimetrica con la minor uniformità delle patches, come descritto dal maggior valore dell'indice di Shannon-Wiener (tabella 27), a dimostrazione del miglior bilanciamento delle diverse classi d'uso del suolo rispetto alla pianura e alla montagna. Questo bilanciamento in termini di patches o habitat è sia un indicatore di giustizia ecologica sia un indicatore di equilibrio estetico. L'apprezzamento nei confronti degli ecosistemi mediterranei, in termini di biodiversità e sostenibilità, fa essenzialmente riferimento alla mescolanza di sistemi agro-silvo-pastorali che le popolazioni locali, in diverse zone del bacino Mediterraneo, hanno storicamente scelto e applicato dal medioevo alla metà del ventesimo secolo (Blondel e Aronson, 1995; Naveh, 1998).

In pianura il più alto valore (6,97 ha) di HC in termini di MPS si registra nel sistema privato (tabella 26) e questo, nell'attuale contesto del paesaggio agricolo, è un chiaro segno di intensificazione agricola nell'uso del suolo, palesata dalla presenza di ampi campi che agevolano la meccanizzazione e le pratiche correlate (monocoltura, fertilizzazione, irrigazione, trattamenti chimici, ecc.). Infatti, negli ultimi 50 anni si è verificato un cambiamento umano globalizzato nell'uso dei terreni agricoli in risposta alle tendenze di industrializzazione; il segno più evidente sta nel cambiamento a livello di paesaggio nella riorganizzazione dei tradizionali piccoli coltivi, sia in termini strutturali sia in riferimento alle tempistiche dei modelli colturali (consociazioni e rotazioni colturali), a vantaggio di ampi campi e monoculture. Inoltre, anche importanti infrastrutture ecologiche temporanee e permanenti – come i fossi, i filari di alberi e le siepi – si sono largamente ridotte o sono addirittura scomparse determinando un deterioramento sia ambientale in termini di qualità delle risorse - come l'acqua e il suolo - sia della biodiversità totale e funzionale.

Un buon indicatore indiretto della biodiversità, che può emergere dall'analisi del paesaggio, è l'intensità degli ecotoni (tabella 28). La diversità negli ecosistemi può essere osservata e misurata non solo in termini di composizione (ricchezza e distribuzione delle specie) ma anche in termini di

variazione strutturale (crescita delle forme) e funzionale (fluttuazioni relative ai processi nei sistemi della scala gerarchica) (Noss, 1990). La struttura degli ecotoni include complesse associazioni di piante, come nel caso delle siepi, ed è ricca degli altri elementi di biodiversità appena menzionati. Le siepi sono strutture vegetali che possono essere considerate come i più simili frammenti del biotopo bosco originario. Il loro valore, inteso come elemento paesistico di grande diversificazione, è largamente riconosciuto (Russell, 1989; Marshall e Moonen, 2002). Nel caso studio, la lunghezza media degli ecotopi delle siepi (H) non differisce molto nelle diverse classi altimetriche, cade sempre nel *range* 218-291 m (tabella 26). Invece, l'intensità degli ecotoni di H è molto più alta in pianura (PD = 10,8; EI = 35,8) (tabella 28). Il rapporto tra l'intensità degli ecotoni di H tra pianura e le altre classi altimetriche è 1,5 e 4,6 per collina e montagna, rispettivamente. In questo caso, la maggior presenza di ecotoni di H è un fattore che compensa, in pianura, la perdita di habitat dei biotopi nativi. È interessante notare che lo stesso trend di decrescita dell'intensità degli ecotoni, dalla pianura alla montagna, si riscontra anche per le altre due componenti agricole (HC e TC). Questo fenomeno getta luce sulla probabile origine comune di questi elementi di paesaggio, poiché alcuni resti del biotopo nativo sono stati lasciati a svolgere il ruolo di confine naturale nei processi di definizione dei coltivi. In termini di sostenibilità agricola, la persistenza delle siepi accanto alle colture è recentemente vista come un elemento importante della biodiversità, del controllo biologico di parassiti- malattie delle colture e della barriera biologiche contro l'eutrofizzazione delle acque e l'inquinamento atmosferico (Russell, 1989; Thies e Tschardtke, 1999).

Tabella 26. Area media (MPS) e lunghezza media degli ecotoni (MPE) delle *patches* per le classi d'uso, altimetria e proprietà (pu = proprietà pubbliche; pr = proprietà private; TV = totale aree vegetate) (gli errori standard sono riportati tra parentesi).

	Pianura			Collina			Montagna			Ecoregione
	pu	pr	totale	pu	pr	totale	pu	pr	totale	
MPS	ettari									
HC	0,46(±0,11)	6,97(±1,04)	6,22(±0,92)	0,45(±0,28)	0,91(±0,07)	0,90(±0,07)	1,35(±0,57)	1,30(±0,22)	1,30(±0,21)	3,42(±0,44)
TC	0,55(±0,17)	1,85(±0,22)	1,78(±0,21)	0,92(±0,23)	2,32(±0,26)	2,19(±0,24)	0,60(±0,02)	1,12(±0,31)	1,00(±0,24)	1,97(±0,16)
W	1,68(±0,56)	1,49(±0,22)	1,51(±0,21)	11,47(±3,46)	7,07(±1,66)	8,12(±1,51)	24,01(±6,15)	6,70(±1,23)	15,04(±3,06)	10,38(±1,51)
H	0,13(±0,02)	0,12(±0,01)	0,12(±0,01)	0,12(±0,01)	0,16(±0,01)	0,15(±0,01)	0,19(±0,02)	0,21(±0,02)	0,20(±0,01)	0,14(±0,01)
G	2,49(±0,45)	0,81(±0,09)	0,83(±0,09)	5,09(±1,73)	1,16(±0,16)	1,89(±0,36)	6,44(±1,51)	3,48(±0,53)	5,04(±0,84)	3,12(±0,41)
SG	0,59(±0,16)	0,70(±0,10)	0,70(±0,10)	2,26(±0,41)	1,71(±0,34)	1,90(±0,27)	3,20(±0,39)	3,64(±0,71)	3,37(±0,36)	2,42(±0,20)
TV	0,53(±0,08)	2,54(±0,30)	2,39(±1,04)	4,01(±0,57)	2,12(±0,40)	2,45(±0,23)	8,95(±0,43)	3,76(±0,48)	6,37(±0,83)	3,48(±0,26)
MEL	metri									
HC	295(±33)	1221(±102)	1114(±92)	238(±64)	488(±21)	481(±21)	689(±174)	587(±62)	592(±60)	784(±46)
TC	326(±53)	619(±45)	601(±43)	431(±62)	761(±53)	730(±49)	370(±37)	528(±105)	491(±82)	666(±32)
W	1131(±403)	1192(±116)	1186(±111)	1757(±368)	1850(±260)	1828(±216)	2710(±452)	1586(±186)	2128(±240)	1885(±144)
H	218(±34)	222(±10)	222(±9)	188(±12)	228(±8)	219(±7)	237(±20)	291(±19)	270(±14)	227(±5)
G	724(±53)	985(±96)	982(±95)	1129(±278)	621(±47)	715(±65)	1416(±215)	1080(±99)	1257(±123)	1033(±65)
SG	449(±58)	532(±32)	526(±30)	766(±76)	642(±52)	686(±43)	1043(±78)	949(±81)	1007(±57)	815(±33)
TV	362(±41)	750(±34)	721(±87)	850(±67)	739(±45)	759(±35)	1491(±71)	1037(±72)	1266(±74)	881(±28)

Tabella 27. Indici di diversità (H') e uguaglianza (SHE) del paesaggio riferito alle aree vegetate e distinto per classe altimetrica e proprietà.

	Pianura			Collina			Montagna			Ecoregione
	pu	pr	totale	pu	pr	totale	pu	pr	totale	
H'	1,589	0,883	0,903	0,998	1,357	1,326	0,898	1,204	1,010	1,441
varianza	0,0057	0,0004	0,0004	0,0006	0,0002	0,0002	0,0001	0,0002	0,0001	
	***			***			***			
SHE	0,887	0,493	0,504	0,557	0,757	0,740	0,501	0,672	0,564	0,804

*** = significativo per $P \leq 0,001$

Tabella 28. Densità delle patch (PD) e intensità degli ecotoni (EI) dell'ecoregione per classe d'uso del suolo; pu = proprietà pubbliche; pr = proprietà private; TV = totale aree vegetate.

	Pianura			Collina			Montagna			Ecoregione
	pu	pr	totale	pu	pr	totale	pu	pr	totale	
PD	numero / ettaro									
HC	76,6	10,7	11,9	0,8	12,3	9,0	0,0	2,0	0,6	5,5
TC	26,6	7,8	8,2	2,3	9,0	7,1	0,1	0,6	0,2	4,0
W	13,3	2,1	2,3	5,7	7,3	6,8	2,7	7,0	4,0	4,4
H	45,0	10,2	10,8	6,0	7,9	7,4	0,9	3,2	1,5	5,3
G	3,3	5,1	5,0	3,0	5,4	4,7	3,4	7,4	4,5	4,7
SG	13,3	3,5	3,7	7,0	5,2	5,7	4,1	6,4	4,8	4,8
B	41,6	46,7	46,7	3,8	20,6	15,8	0,2	4,3	1,4	15,5
TV	178,1	39,3	41,9	24,9	47,1	40,7	11,2	26,5	15,7	28,8
Total	219,8	86,0	88,5	28,7	67,6	56,5	11,4	30,9	17,1	44,3
EI	numero / chilometro									
HC	118,7	36,3	39,5	3,7	35,3	29,1	0,2	7,2	3,0	21,9
TC	41,3	26,5	27,0	11,1	25,8	22,9	0,5	2,2	1,2	15,7
W	20,6	7,1	7,7	26,9	21,0	22,1	16,2	25,5	20,0	17,5
H	69,7	34,4	35,8	28,4	22,7	23,9	5,1	11,5	7,7	20,8
G	5,2	17,2	16,7	14,4	15,5	15,3	20,2	26,7	22,8	18,5
SG	20,6	11,8	12,1	33,2	14,9	18,5	24,9	23,2	24,2	19,0
TV	276,2	133,3	138,8	117,7	135,2	131,8	67,1	96,2	78,9	113,4

3.6.3 Considerazioni

L'utilizzo di approcci ecologici nello studio del paesaggio può migliorare la capacità umana di monitorare e valutare i modelli d'uso incrementando la sostenibilità degli ecosistemi antropizzati. In questo caso di studio, l'uso di metriche di paesaggio basate sulla diversità degli *habitat* forniscono un profilo tipico di un'ecoregione del centro Italia, dove i modelli storici di uso del suolo sono sopravvissuti a testimonianza della capacità degli esseri umani nello sviluppare un equilibrato rapporto con contesto ambientale locale. Anche se le recenti modifiche nelle tendenze sociali hanno indotto a maggiori e tecnologicamente irruenti azioni antropiche sull'ambiente, la tradizione nei modelli di utilizzo del territorio trasferito di generazione in generazione

(attraverso la cultura, l'istruzione, i regolamenti e le azioni a livello locale) può contribuire a mitigare l'impatto umano e operare da tampone culturale per la resilienza degli ecosistemi. In generale, si può affermare che la nuova scienza della sostenibilità deve sempre più contare sull'ottenimento delle conoscenze direttamente dalle soluzioni locali di organizzazione del territorio, in termini di uso del suolo, definite in ragione dalla saggezza intergenerazionale.

In un'ecoregione come quello oggetto di studio, in cui quasi il 50% del territorio è montano, circa il 27% è collinare e solo circa il 24% si trova al di sotto dei 200 m s.l.m., la prima condizione atta a garantire la sostenibilità nell'uso del suolo è legata alla protezione dello stesso dai fenomeni erosivi possibili solo con la captazione dell'acqua da parte dei terreni, attraverso pratiche agro-forestali, al fine di promuovere l'accumulo e l'utilizzo di biomasse. Circa il 90% del territorio montano è risulta coperto da vegetazione naturale permanente - foreste, arbusti e praterie – e ciò garantisce sia una protezione contro il deflusso sia un adeguato stoccaggio delle precipitazioni utili per la produttività degli ecosistemi e per i servizi a livello locale e regionale. Questa situazione è il risultato evidente di uno storico sistema di gestione territoriale basato sulla proprietà pubblica - attualmente oltre il 70% - dei terreni di montagna. Nella zona collinare, dove i terreni di proprietà pubblica sono pari a circa il 28% del totale, una maggiore diversità delle patches dovuta anche alla presenza di terreni coltivati che sostituiscono, in una proporzione equilibrata, boschi e praterie. In questa zona, i valori più alti della diversità sono una conseguenza di un secolare uso misto (agro-silvo-pastorale) delle terre a testimonianza della coevoluzione tra le richieste provenienti dagli insediamenti umani e la fornitura dei servizi ecologici da parte dei componenti e dei processi degli ecosistemi naturali.

In pianura la pressione antropica è maggiore e la proprietà privata domina. I terreni agricoli hanno praticamente interessato la quasi totalità dell'ecoregione con ampi campi di colture erbacee (la dimensione media delle patches dei terreni privati è 6,97 ha) lasciando ai boschi solo il 3% della superficie. Il consumo di naturalità in pianura è massimo, così come è la produttività agricola che è favorita dalle migliori condizioni ambientali. Il mantenimento della sostenibilità degli agroecosistemi di pianura è dipendente dalle condizioni di agrobiodiversità esterna e interna ai campi coltivati. L'analisi del paesaggio è in grado di fornire significative

informazioni per la prima condizione, come dimostrato in questo studio, condotto utilizzando indicatori come la densità delle siepi. Per la seconda condizione risulta necessario attuare un'indagine più adeguata, incardinando la ricerca sui livelli gerarchici aziendali e di campo, al fine di accertare se le organizzazioni e le gestioni degli agroecosistemi risultano idonee al mantenimento della fertilità dei suoli e della qualità delle risorse naturali (biotiche e abiotiche) che sono la base produzione agricola e della vita in generale.

3.6.4 Bibliografia citata

- BEF, 2000. 2nd Baltic State of the Environment Report. Baltic Environmental Forum, "Gandrs" Ltd., Latvia, <http://www.bef.lv> (accessed July 2008).
- Blondel J., Aronson J. 1995. Biodiversity and Ecosystem Function in the Mediterranean Basin: Human and Non-Human Determinants. In: Davis G.W., Richardson D.M., (eds): Mediterranean-Type Ecosystems: The Function of Biodiversity. Springer-Verlag, Berlin, 43- 119.
- Brown D.G., Pijanowski B.C., Duh J.D. 2000. Modelling the relationships between land-use and land-cover on private lands in the Upper Midwest, USA. *Journal of Environmental Management*, 59: 247-263.
- Caporali F., Mancinelli R., Campiglia E. 2003. Indicators of cropping system diversity in organic and conventional farms in Central Italy. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 1: 67-72.
- Elkie P., Rempel R., Carr A. 1999. Patch Analyst User's Manual. Ontario Ministry Natural Resources, Northwest Science and Technology, Thunder Bay.
- European Commission 2005. Trends of some agri-environmental indicators in the European Union: report EUR 21565 EN. European commission, Joint Research Centre, Bruxelles.
- Fahrig L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *J. Wildl. Manage.*, 61:603-610.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487-515.
- Forman R.T.T. 1995b. Land Mosaics. *The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman R.T.T., 1995. Land mosaic: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Forman, R.T.T., Godron, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Hobbs R.J., Richardson D.M., Davis G.W. 1995. Mediterranean-type ecosystems: opportunities and constraints for studying the function of biodiversity. In: Davis G.W., Richardson D.M. (eds): Mediterranean-type ecosystems: The function of biodiversity. Springer-Verlag, Berlin, 1-42.
- Magurran A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton.
- Magurran A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton.
- McCarigal K., Cushman S.A., Neel M.C., Ene E. 2002. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps, version 3.0. University of Massachusetts, Amherst.
- OECD 2001. Valuation of Biodiversity benefits: selected studies. Organization for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Pielou E.C. 1975. Ecological Diversity. Wiley, New York.
- Rutledge D. 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?. Department of Conservation, Science Internal Series 98, Wellington.
- Saura S., Martinez-Millan J. 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 67: 1027-1036.

- Shannon C. E., Weaver W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana-Champaign.
- UNEP 2001. Indicators and environmental impact assessment: Designing national-level monitoring and indicator programmes, (United Nations Environment Programme) UNEP/CBD/SBSTTA/7/12, Subsidiary body on scientific, technical and technological advice, www.biodiv.org (accessed July 2008).

Capitolo 4. **Analisi a livello aziendale**

4.1 L'agroecosistema aziendale

Recentemente sono state condotte interessanti attività di ricerca finalizzate alla quantificazione del concetto di sostenibilità degli agroecosistemi (Binder *et al.*, 2009; Gómez-Limón e Riesgo, 2009; Sydorovych e Wossink, 2008) ma non è ancora chiaro come l'organizzazione strutturale di un'azienda agricola (es.: numero di colture, superfici coltivate, presenza di allevamenti) influenzi i suoi risultati economici. Da una parte, gli agricoltori devono prendere decisioni strategiche atte a mantenere un'adeguata produttività dei terreni agricoli a fronte della volatilità dei prezzi di mercato; dall'altra, essi devono perseguire l'obiettivo della sostenibilità duratura in ragione del contesto delle politiche di settore e della gestione del paesaggio. In Europa, le politiche agricole tendono gradualmente a collocare l'agricoltura nel libero e competitivo mercato (es.: disaccoppiamento dei pagamenti dalle produzioni; Acs *et al.*, 2010; Breen *et al.*, 2005) e il concetto di sostenibilità degli agroecosistemi viene supportato sia nelle politiche dei mercati (es.: condizionalità) sia in quelle di sviluppo rurale (es.: agricoltura biologica e misure agroambientali).

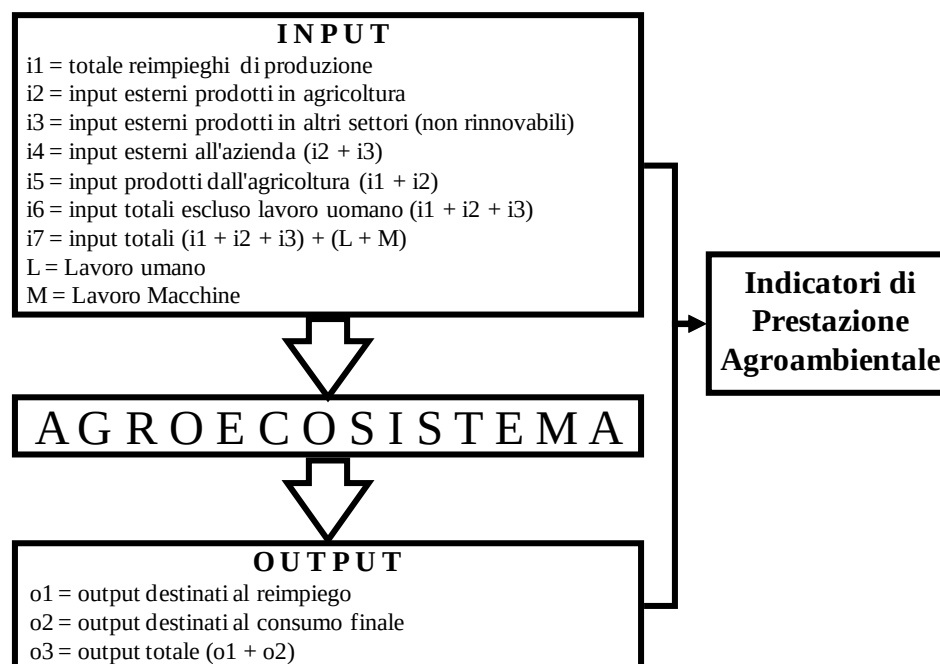
Le molte dimensioni della sostenibilità dell'agroecosistema (ambientali, economiche e sociali) devono essere contemporaneamente affrontate se si mira ad aumentare i servizi ambientali, forniti dalla diversità delle specie e degli *habitat*, senza ridurre la superficie dei terreni per la produzione agricola. A livello aziendale, l'obiettivo principale è quello di ottimizzare la circolazione dei flussi di energia e materia in modo tale da massimizzare le uscite (output) a partire da una riduzione degli ingressi (input) ausiliari. Tale obiettivo richiama l'importanza del ruolo degli allevamenti nelle aziende di tipo misto (colture e allevamenti) per la loro attitudine a ottimizzare la circolazione dei flussi di energia e materiali. Per raggiungere questo obiettivo si rende necessario adottare un approccio multidimensionale capace di combinare le pratiche agricole (es.: produzioni specializzate, gestione della fertilità del suolo, diversificazione delle colture, indipendenza da input ausiliari quali concimi di sintesi e altri prodotti chimici) con l'applicazione di modelli gestionali sostenibili (Frissel, 1977; MacKinnon, 1975).

In Europa, il 34% della superficie totale è usata per le coltivazioni e il 14% per il pascolo (Verburg *et al.*, 2006); l'agricoltura contribuirà a ridurre del 40% il potenziale di biodiversità entro il 2050 (EEA, 2009); la dipendenza dell'agricoltura dalle energie fossili continuerà a crescere (Conforti e Giampietro, 1997; Karkacier *et al.*, 2006; Pimentel *et al.*, 1973). Nonostante il rafforzamento dell'azione europea sulle politiche agroambientali (es.: Regg. CE 73/2009, 74/2009 e 484/2009) e di agricoltura biologica (e.g., Regg. CE 834/2007 e 967/2008), l'attività agricola continua a esercitare una forte pressione sull'ambiente. L'agricoltura biologica, al contrario di quella convenzionale o intensiva, viene spesso considerata come una soluzione per ridurre le interferenze antropiche sui servizi ecologici (Rigby e Cáceres, 2001). In Europa, Willer e Klicher (2009) stimano, per il 2007, 7,8 milioni di ettari interessati all'agricoltura biologica; ma sono ancora poche le ricerche scientifiche che esplorano i costi e i benefici di tali gestioni aziendali nella loro interezza.

Alcuni studi suggeriscono che le aziende con maggiori livelli di eterogeneità della copertura del suolo sono in grado di mantenere maggiori livelli di biodiversità e servizi ambientali (McCollin *et al.*, 2000; Robinson e Sutherland, 2002; Stoate *et al.*, 2001) in quanto, nonostante l'assenza di un'univoca definizione di eterogeneità, una superficie aziendale più eterogenea è generalmente composta anche da coperture di tipo semi-naturale che si configurano all'interno di una complessa matrice spaziale.

L'ipotesi relativa agli effetti dell'eterogeneità del paesaggio solleva possibili sovrapposizioni e confusioni sugli effetti positivi dell'agricoltura biologica nel fornire i servizi ambientali e l'organizzazione-composizione delle aziende agricole. Infatti, le caratteristiche strutturali delle aziende sono espressione delle dimensioni ambientali, economiche e sociali degli agroecosistemi (Ghersa e León, 1999; Hall *et al.*, 1992). Una valutazione critica della sostenibilità dell'agroecosistema richiede quindi un approccio multivariato al problema. In tal senso, le ricerche condotte hanno voluto definire e applicare metodiche d'indagine atte alla misurazione di caratteristiche aziendali strutturali e prestazioni agroambientali di vari sistemi di gestione aziendale considerando basilare il confronto tra: agricoltura biologica e convenzionale; agricoltura con allevamenti (mista) e senza allevamenti (non mista). Per l'analisi, sono stati scelti indicatori ritenuti capaci di esprimere, in sintesi, la diversità strutturale del sistema aziendale (descritti nei paragrafi seguenti) e le prestazioni agroambientali con approccio input/output – agroecosistema come processo (figura 21).

Figura 21. *Modello di sintesi della metodica di ricerca sulle prestazioni agroambientali dell'agroecosistema aziendale. I flussi di energia e materia, intesi come input e output, vengono individuati e quantificati in termini energetici e monetari.*



4.1.1 Bibliografia citata

- Acs S., Hanley N., Dallimer M., Gaston K.J., Robertson P., Wilson P., Armsworth P.R., 2010. The effect of decoupling on marginal agricultural systems: implications for farm incomes, land use and upland ecology. *Land Use Policy* 27, 550–563
- Binder, C.R., Feola, G., Steinberger, J.K., 2009. Considering the normative, systemic and procedural dimensions in indicator-based sustainability assessments in agriculture. *Environmental Impact Assessment Review*. Article in press.
- Breen J.P., Hennessy T.C., Thorne F.S., 2005. The effect of decoupling on the decision to produce: an Irish case study. *Food Policy* 30, 129–144.
- Gómez-Limón, J.A., Riesgo, L., 2009. Alternative approaches to the construction of a composite indicator of agricultural sustainability: An application to irrigated agriculture in the Duero basin in Spain. *Journal of Environmental Management*. 90, 3345–3362.
- Sydorovych, O., Wossink, A., 2008. The meaning of agricultural sustainability: Evidence from a conjoint choice survey. *Agricultural Systems*. 98, 10–20.
- MacKinnon, J.K., 1975. Design and management of farms and agricultural farming system. *Agroecosystems*. 2, 277–291.
- Frissel, M.J., 1977. Cycling of mineral nutrients in agricultural ecosystem. *Agroecosystems*. 4, 1–354.
- Conforti, P., Giampietro, M., 1997. Fossil energy use in agriculture: an international comparison. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 65, 231–243.
- Verburg, P.H., Schulp, N., Witte, N., Veldkamp, A., 2006. Landscape level impacts of change in European land use: high-resolution simulations with the CLUE model. *Agriculture Ecosystem Environment*. 114, 1–6.
- Pimentel, D., Hurd, L.E., Belotti, A.C., Forster, D.J., Oka, I.N., Sholes, O.D., Whitman, R.G., 1973. Food Production and the energy crisis. *Science* 182, 443–449.
- Karkacier, O., Goktolgab, Z.G., Cicek, A., 2006. A regression analysis of the effect of energy use in agriculture. *Energy Policy*. 34, 3796–3800.
- Rigby, D., Woodhouse, P., Young, T., Burton, M., 2001. Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice. *Ecological Economics*. 39, 463–478.
- Willer, H., Klicher, L., 2009. *The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2009*. IfOM, Bonn, FiBL, Frick, ITC, Geneva.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*. 63, 337–365.
- Robinson, R.A., Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*. 39, 157–176.
- McCollin, D., Jackson, J.I., Bunce, R.G.H., Barr, C.J., Stuart, R., 2000. Hedgerows as habitat for woodland plants. *Journal of Environmental Management*. 60, 77–90.
- Ghersa, C.M., Leòn, R.J., 1999. Landscape changes induced by human activities in the rolling pampas grassland. In: Eldridge, D., Freudenberger, D., (Eds.), *Proceedings of the 6th international rangelands congress*. 2, 624–629.
- Hall, A.J., Rebella, C.M., Ghersa, C.M., Culot, P.H., 1992. Crop systems of the Pampas. In: Pearson, C.J. (Ed.), *Ecosystems of the World*. Elsevier, Amsterdam, pp. 413–449.

4.2 Studio E: confronto tra aziende agricole (Lazio meridionale)

Gruppo di lavoro: DI FELICE V.¹, PROULX R.², MANCINELLI R.¹

Enti di ricerca: ¹Dipartimento di Produzione Vegetale - Università degli Studi della Tuscia, Via San Camillo De Lellis – VITERBO

²Max Planck Institute of Biogeochemistry, Organismic Biogeochemistry, Hans-Knöll-Str. 10, 07745, Jena, GERMANY

Lingua originale: Inglese - *Agroecosystems sustainability study at farming level in Central Italy: structural diversity and eco-performances*

4.2.1 Materiali e metodi

Nel 2005, sono state identificate 19 aziende agricole e intervistate (appendice C) ritenute rappresentative del contesto agricolo locale nell'Italia centrale in riferimento alle informazioni fornite nell'ultimo censimento agricolo nazionale ISTAT riferito all'anno 2000. Di queste aziende, 8 vengono gestite in regime di agricoltura biologica e 11 in regime di agricoltura convenzionale. Tra le aziende biologiche, 3 sono miste (coltivazioni e allevamenti) e 5 non sono miste (solo coltivazioni). Tra le aziende convenzionali, 5 sono miste e 6 non sono miste. Le aziende in esame si collocano spazialmente nei Comuni di Carpineto Romano, Sermoneta e Bassiano (territorio preso in esame nell'analisi del paesaggio territoriale precedentemente descritta). Le principali produzioni agricole vegetali sono sia arboree (olivo, vite, actinidia, ecc.) sia erbacee (foraggiere, mais, frumento e colture orticole, ecc.; Mancinelli *et al.*, 2007). Gli allevamenti maggiormente diffusi sono quello bovino, bufalino, ovino e suino.

4.2.1.1 Diversità strutturale delle aziende

Caporali *et al.* (2003) hanno sviluppato un set di indicatori di diversità dell'azienda agricola riconducibili ai caratteri strutturali (tabella 29). Essi sono conformi ai recenti protocolli di omologazione di studio degli agroecosistemi nei quali l'uso di indicatori di diversità viene ritenuto conforme all'analisi della sostenibilità aziendale. Nonostante la loro apparente semplicità, questi indicatori hanno la prestanza di essere facilmente interpretabili dall'agricoltore che gestisce l'azienda fungendo da ponte tra scienza e società. Segue una breve descrizione di questi indicatori di diversità aziendale. Il numero delle colture (NC) cattura la diversità del sistema colturale. Il numero di colture arboree (NTC) cattura la frazione di diversità di NC delle produzioni di lungo periodo (decadi). Il numero di colture erbacee (NHC) cattura la frazione di diversità di NC delle produzioni di breve periodo (2-5 anni). Il numero di appezzamenti boscati (NWP) descrive la frammentazione

della superficie aziendale riconducibile alla presenza di boschi. La superficie coltivata a leguminose (AAL) descrive la capacità aziendale di azotofissazione. La superficie coltivata a non leguminose (AANL) esprime il quantitativo di superfici dedite alle coltivazioni erbacee che necessitano di apporti azotati (da rotazioni colturali o fertilizzazioni). La superficie boscata totale (WA) quantifica la presenza di aree semi-naturali non coltivate. La superficie media dei boschi (WPS) fornisce informazioni in merito alla disponibilità e tipologia delle aree rifugio per la fauna selvatica. Assieme, la densità delle coltivazioni arboree (TCFD) ed erbacee (HCFD) forniscono ulteriori informazioni sulla diversità del sistema colturale. Il rapporto tra la superficie dei boschi e quella aziendale totale (WFR) descrive la frazione disponibile alla fauna selvatica utile a compensare i disturbi antropici. Infine, il rapporto tra la superficie aziendale totale e quella dei coltivi (FAR) esprime l'intensità agricola in termini utilizzazione agricola del suolo.

I 12 indicatori quantificano la diversità dei sistemi aziendali e colturali in termini di caratteristiche strutturali (organizzazione statica dell'azienda). Essi possono essere usati per confrontare sistemi aziendali spazialmente differenti e/o valutare l'evoluzione di una singola azienda nel tempo. Convenzionalmente (Caporali *et al.*, 2003), gli indicatori vengono normalizzati e ricondotti in un *range* da 0 a 10 e graficamente rappresentati sottoforma di poligono di diversità. Sommando i valori normalizzati degli indicatori si genera una valutazione globale della sostenibilità aziendale.

Tabella 29. Indicatori di diversità strutturale dell'azienda agricola (modificato da Caporali *et al.*, 2003).

	<u>Nome</u>	<u>Simbolo</u>	<u>Unità di misura</u>	<u>Breve descrizione</u>
1.	Numero di colture	[NC]	numero	Numero di specie vegetali coltivate
2.	Numero di colture arboree	[NTC]	numero	Numero di specie vegetali arboree coltivate
3.	Numero di colture erbacee	[NHC]	numero	Numero di specie vegetali erbacee coltivate
4.	Numero di boschi	[NWP]	numero	Numero di appezzamenti a bosco
5.	Area a leguminose	[AAL]	ettaro	Superficie dedita alla coltivazione di leguminose
6.	Area a non leguminose	[AANL]	ettaro	Superficie dedita alla coltivazione di non leguminose
7.	Area boscata	[WA]	ettaro	Totale della superficie boscata aziendale
8.	Dimensione media dei boschi	[WPS]	ettaro	Superficie media delle aree boscate
9.	Densità delle colt. arboree	[TCFD]	numero/ettaro	Numero di campi coltivati arborei per ettaro
10.	Densità delle colt. erbacee	[HCFD]	numero/ettaro	Numero di campi coltivati erbacei per ettaro
11.	Area boscata / area totale	[WFR]	percentuale	Percentuale della superficie boscata sul totale
12.	Area totale / area coltivata	[FAR]	-	Intensità delle coltivazioni

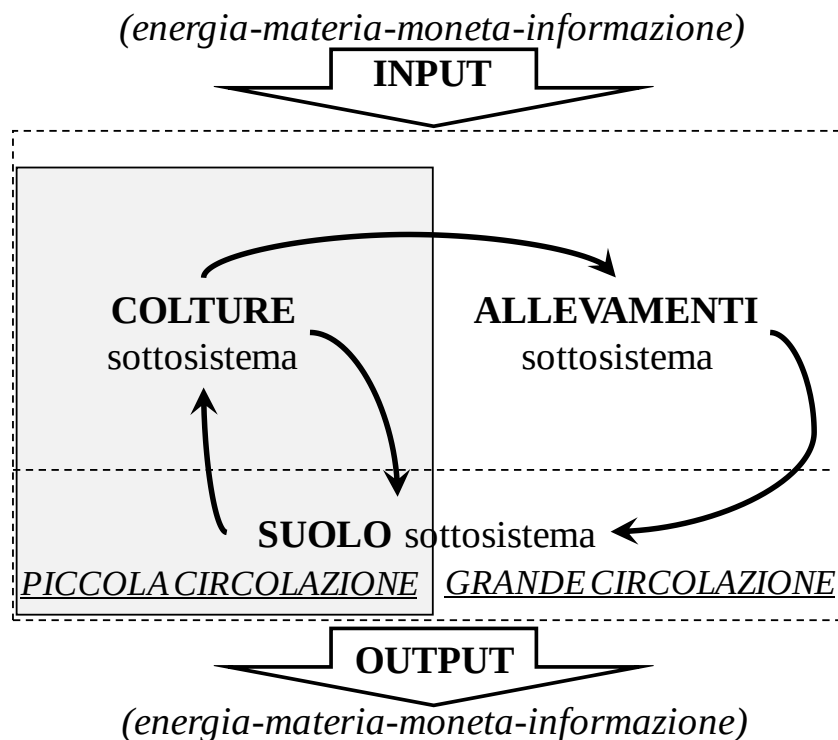
4.2.1.2 *Eco-prestazioni delle aziende*

Gli indicatori di prestazioni agroambientali (APIs) sono strumenti utili alla valutazione delle prestazioni ecologiche delle aziende agricole (Meul *et al.*, 2007; Tellarini e Caporali, 2000; Caporali *et al.*, 2007). Tutti i processi agricoli (coltivazioni e allevamenti) delle aziende esaminate sono stati esaminati e utilizzati per creare matrici di input (es.: fertilizzanti, antiparassitari, carburanti, sementi) e output (prodotti e sottoprodotti agricoli) (Tellarini e Caporali, 2000; Mancinelli *et al.*, 2007). Queste matrici, inizialmente definite in termini di materia (chilogrammi, litri, ecc.), sono state successivamente tradotte in termini equivalenti di energia (tramite indici di

conversione energetica delle singole componenti – l'attività umana non è stata considerata) e di moneta (tramite indici di conversione riferiti ai prezzi delle singole componenti nel periodo di riferimento dell'indagine – l'attività umana è stata considerata in riferimento al costo del lavoro). Tutti i valori i di input e di output sono stati riferiti a un ettaro.

In ragione dei flussi di energia e materia (figura 22) gli input sono stati raggruppati in 6 categorie (Tellarini e Caporali, 2000): input aziendali reimpiegati dai precedenti processi (i_1); input esterni di tipo agricolo (i_2 ; rinnovabili); input esterni di tipo extra-agricolo (i_3 ; non rinnovabili); input esterni totali ($i_4 = i_2 + i_3$); input rinnovabili totali ($i_5 = i_1 + i_2$); input totali ($i_6 = i_1 + i_2 + i_3$). Allo stesso modo, gli output sono stati raggruppati in 3 categorie: output reimpiegati nel sistema aziendale (o_1 ; trasferimenti interni); output rimossi dal sistema aziendale (o_2 ; trasferimenti esterni); totale output ($o_3 = o_1 + o_2$). In base al concetto di APIs (Tellarini e Caporali, 2000), sono stati calcolati i rapporti tra gli input e gli output al fine di descrivere le eco-prestazioni (energetiche e monetarie) dell'agroecosistema aziendale. I rapporti di input e output calcolati hanno permesso di generare 8 importanti indicatori capaci di descrivere aspetti legati alle prestazioni e alle efficienze degli agroecosistemi aziendali. I 4 indicatori di prestazione calcolati sono: dipendenza dagli input non rinnovabili (i_3/i_6); autonomia (i_1/i_6); sostenibilità (i_5/i_6); asportazione immediata (o_2/o_3). I 4 indicatori di efficienza calcolati sono: output totale su input totale (o_3/i_6); output totale su input reimpiegato (o_3/i_1); output totale su input esterno non rinnovabile (o_3/i_3); output totale su input esterno totale (o_3/i_4).

Figura 22. Schema dei flussi di energia e materia nella piccola (colture-suolo-culture) e nella grande (colture-allevamenti-suolo-culture) circolazione dell'agroecosistema (modificato da Caporali, 2004).



4.2.1.3 *Analisi statistica multivariata*

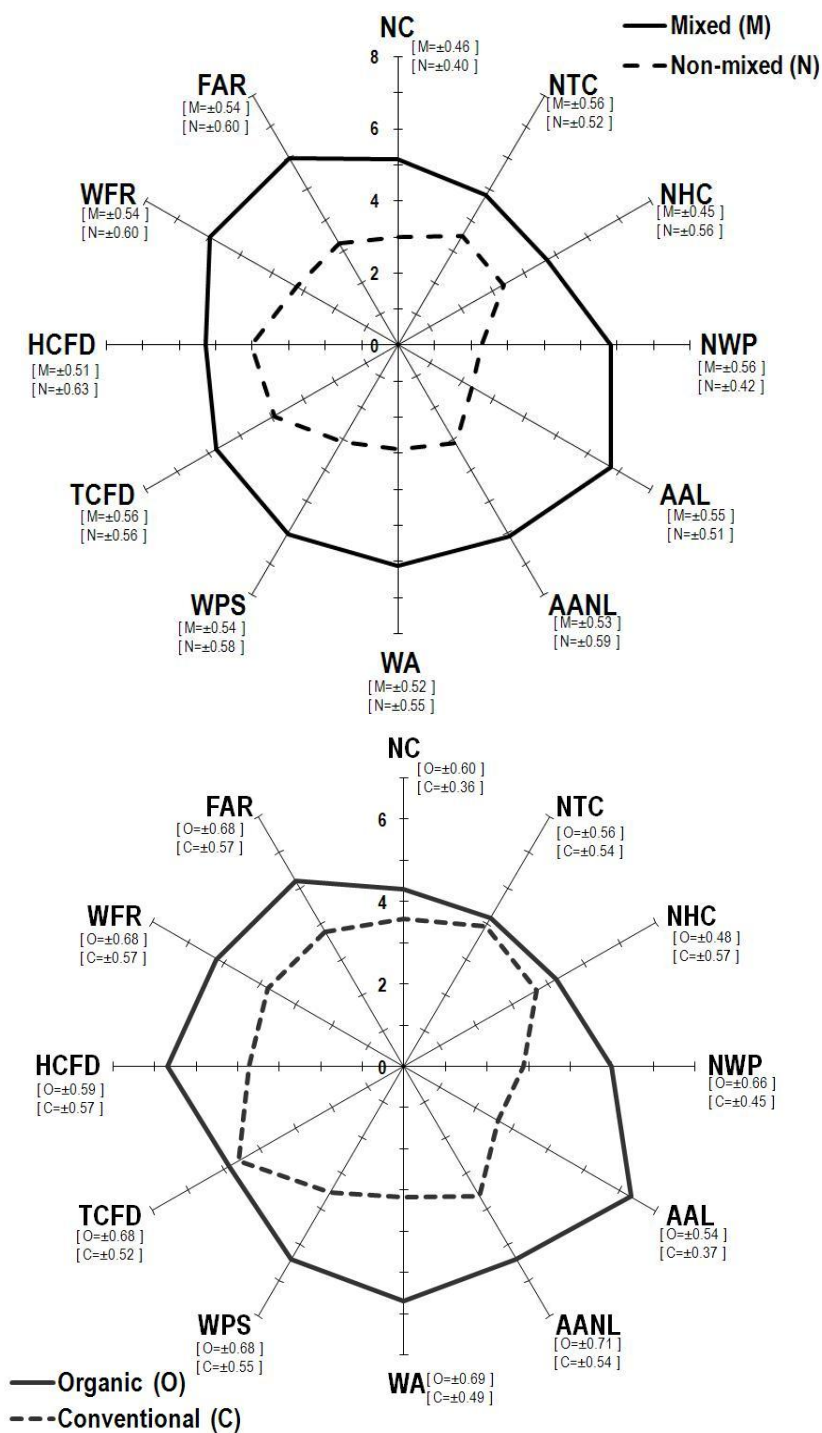
Investigare solo su come ciascun indicatore di sostenibilità dell'agroecosistema differisca in ragione dei sistemi di gestione (es.: biologico, convenzionale, misto, non misto) fornisce informazioni limitate per comprendere la correlazione tra gli stessi indicatori. Diversi indicatori strutturali aziendali possono, se considerati assieme, tradurre la pluralità delle informazioni prodotte in indicazioni maggiormente utili a riflettere sulle strategie gestionali. Nel lavoro viene adottato un approccio statistico multivariato di analisi canonica della ridondanza - *canonical redundancy analysis* - (RDA; Legendre e Legendre, 1998). In semplici termini, la RDA è simile a un'analisi di regressione lineare multivariata ma, invece di produrre una singola variabile di risposta, genera più variabili. Inoltre, per mettere in relazione gli indicatori di eco-prestazione (energetica e monetaria) con gli indicatori di diversità, viene utilizzata la funzione *rda* presente nella libreria *vegan* del software R versione 2.7 (www.r-project.org). Dato che la RDA prova ad utilizzare 12 indicatori di diversità e per analizzarle eco-prestazioni delle 19 aziende agricole, l'analisi è stressata da effetti di *over-fitting* (come ad esempio la mancanza di gradi di libertà). Per prevenire l'*over-fitting*, viene applicata un'analisi delle componenti principali (PCA, usando la funzione *rda* di *vegan*) che riduce la dimensione dei 12 indicatori in poche componenti. Nell'analisi viene utilizzato il criterio *broken-stick* (Legendre e Legendre, 1998) per determinare il numero di componenti da considerare (necessarie a spiegare una significativa percentuale della varianza nella matrice iniziale). L'aggregazione di queste componenti della diversità strutturale viene quindi utilizzata in veste di *predictor variables* nella RDA. Per testare la significatività del modello RDA viene attuata una procedura di permutazione (funzione *anova.cca* della libreria *vegan*). La procedura di permutazione ha il vantaggio di fornire un robusto test di significatività statistica anche quando la dimensione del campione è molto ridotta (Legendre e Legendre, 1998). Infine, viene analizzata l'interrelazione tra gli indicatori di diversità e quelli di eco-prestazioni dei diversi sistemi gestionali in un *triplot*. Il *triplot* descrive graficamente le informazioni generate dal modello RDA rendendole interpretabili.

4.2.2 **Risultati e discussioni**

4.2.2.1 *Diversità strutturale*

Le aziende agricole biologiche e convenzionali si differenziano principalmente per la presenza di boschi (figura 23). Gli indicatori NWP, WPS, WA, WFR e FAR suggeriscono che i sistemi di agricoltura biologica tendono a preservare gran parte delle superfici boscate. Considerando gli altri indicatori di diversità dei sistemi colturali, le gestioni biologiche e convenzionali presentano similitudini. Questo aspetto relativo alle superfici boscate delle gestioni biologiche e convenzionali è catturato dal primo asse (PC1) della PCA (tabella 31). La PC1 spiega il 32% della varianza totale tra le caratteristiche strutturali delle aziende ed è associata agli alti valori di WPS, WA, WFR e FAR (tabella 31).

Figura 23. Poligoni di diversità delle aziende miste (mixed), non miste (non-mixed), biologiche (organic) e convenzionali (conventional) (tra parentesi l'errore standard). Per ciascun indicatore la freccia ha un range compreso tra 0 e 10 (in tabella ulteriori informazioni). Numero di colture [NC], numero di colture arboree [NTC], numero di colture erbacee [NHC], numero di boschi [NWP], area a leguminose [AAL], area a non leguminose [AANL], area boscata [WA], dimensione media dei boschi [WPS], densità delle colture arboree [TCFD], densità delle colture erbacee [HCFD], area boscata / area totale [WFR], area totale / area coltivata [FAR].



La differenza tra aziende miste e non miste si evince in tutte gli indicatori strutturali (figura 23). In generale, le aziende miste mostrano una maggiore diversificazione dei sistemi colturali rispetto alle aziende non miste. Questo asse di diversità coltura delle aziende miste viene catturato dalla seconda e dalla terza componente principale della PCA (tabella 31). La PC2 e la PC3 spiegano, assieme, un altro 40% della varianza tra le caratteristiche strutturali aziendali. Le aziende con valori positivi della PC2 e della PC3 hanno un maggior numero di colture (NC) e di boschi (NWP), come anche maggiori aree a leguminose (AAL) e non leguminose (AANL). Questi indicatori mostrano importanti aspetti della sostenibilità degli agroecosistemi e di eterogeneità del paesaggio. Infine, la PC3 permette di distinguere le aziende che posseggono una relativamente maggiore presenza di colture erbacee (NHC) e minor presenza di colture arboree (NTC). Riassumendo in un unico indice i valori degli indicatori dei poligoni di diversità si ottiene un valore pari a 61,5 ($\pm 4,3$) per le aziende biologiche, 42,9 ($\pm 3,5$) per le aziende convenzionali, 68,4 ($\pm 3,2$) per le aziende miste e 37,9 ($\pm 3,3$) per le aziende non miste.

4.2.2.2 Eco-prestazioni

I risultati della ricerca, in termini energetici e monetari (APIs), sono riportati in tabella 30.

Tabella 30. Indicatori di prestazioni agroambientali (APIs) in energia (GJ/GJ) e moneta (€/€) per differenti sistemi gestionali: A) aziende biologiche verso aziende convenzionali, B) aziende miste verso aziende non miste. I valori riportati sono medie (tra parentesi l'errore standard).

a)	APIs	E N E R G I A		M O N E T A	
		Biologico	Convenzionale	Biologico	Convenzionale
Prestazione					
- dipendenza da input non rinnovabili (i_3/i_6)		0,64 ($\pm 0,06$)	0,58 ($\pm 0,07$)	0,45 ($\pm 0,06$)	0,50 ($\pm 0,06$)
- autonomia (i_1/i_6)		0,27 ($\pm 0,06$)	0,16 ($\pm 0,03$)	0,29 ($\pm 0,07$)	0,16 ($\pm 0,04$)
- sostenibilità (i_5/i_6)		0,36 ($\pm 0,06$)	0,42 ($\pm 0,07$)	0,55 ($\pm 0,06$)	0,50 ($\pm 0,06$)
- trasferimenti esterni (o_2/o_3)		0,94 ($\pm 0,02$)	0,96 ($\pm 0,01$)	0,96 ($\pm 0,01$)	0,96 ($\pm 0,01$)
Efficienza					
- output totale su input totale (o_3/i_6)		0,35 ($\pm 0,04$)	0,28 ($\pm 0,06$)	10,82 ($\pm 1,46$)	12,03 ($\pm 3,05$)
- output totale su input riutilizzato (o_3/i_1)		0,46 ($\pm 0,13$)	0,56 ($\pm 0,14$)	11,10 ($\pm 3,25$)	16,82 ($\pm 3,80$)
- output totale su input non rinnovabile (o_3/i_3)		0,72 ($\pm 0,10$)	1,82 ($\pm 0,46$)	32,18 ($\pm 4,32$)	86,00 ($\pm 21,33$)
- output totale su input esterno totale(o_3/i_4)		0,60 ($\pm 0,08$)	0,32 ($\pm 0,06$)	20,17 ($\pm 2,88$)	13,62 ($\pm 3,00$)

b)	APIs	E N E R G I A		M O N E T A	
		Misto	Non misto	Misto	Non misto
Prestazione					
- dipendenza da input non rinnovabili (i_3/i_6)		0,19 ($\pm 0,03$)	0,91 ($\pm 0,01$)	0,12 ($\pm 0,02$)	0,74 ($\pm 0,04$)
- autonomia (i_1/i_6)		0,47 ($\pm 0,05$)	0,02 ($\pm 0,01$)	0,49 ($\pm 0,05$)	0,02 ($\pm 0,01$)
- sostenibilità (i_5/i_6)		0,81 ($\pm 0,03$)	0,09 ($\pm 0,01$)	0,88 ($\pm 0,02$)	0,26 ($\pm 0,04$)
- trasferimenti esterni (o_2/o_3)		0,89 ($\pm 0,02$)	1,00 ($\pm 0,00$)	0,91 ($\pm 0,02$)	0,99 ($\pm 0,00$)
Efficienza					
- output totale su input totale (o_3/i_6)		0,21 ($\pm 0,03$)	0,38 ($\pm 0,06$)	5,69 ($\pm 0,80$)	15,76 ($\pm 3,00$)
- output totale su input riutilizzato (o_3/i_1)		0,63 ($\pm 0,10$)	0,43 ($\pm 0,15$)	18,13 ($\pm 2,63$)	11,71 ($\pm 4,03$)
- output totale su input non rinnovabile (o_3/i_3)		2,65 ($\pm 0,58$)	0,42 ($\pm 0,06$)	121,77 ($\pm 27,26$)	20,84 ($\pm 3,06$)
- output totale su input esterno totale(o_3/i_4)		0,50 ($\pm 0,08$)	0,39 ($\pm 0,06$)	16,89 ($\pm 3,03$)	16,00 ($\pm 3,00$)

Anche in questo caso, per le stesse ragioni citate in precedenza, non si evincono differenze statisticamente significative tra la gestione biologica e quella convenzionale (tabella 30a) (i valori di p sono maggiori di 0,05). Gli APIs, energetici e monetari, suggeriscono forti similitudini tra le due gestioni sia in termini di dipendenza da fonti energetiche non rinnovabili (i_3/i_6) sia in termini trasferimenti esterni dei prodotti (o_2/o_3).

Nella distinzione delle aziende in miste e non miste (tabella 30b) emergono differenze statisticamente rilevanti per alcuni gli APIs. Le analisi energetiche e monetarie attribuiscono migliori performances aziendali agli agroecosistemi misti in quanto caratterizzati da minor dipendenza dalle fonti non rinnovabili (i_3/i_6), da maggiore autonomia (i_1/i_6), maggiore sostenibilità (i_5/i_6) e maggior reimpiego delle produzioni (o_2/o_3) (le prime tre significative per $p < 0,001$ e la terza per $p < 0,01$). In riferimenti agli APIs di efficienza aziendale, solo l'indicatore o_3/i_3 mostra significatività statistica ($p < 0,05$) suggerendo una miglior capacità dei sistemi misti di utilizzare meglio le risorse non rinnovabili immesse nel sistema.

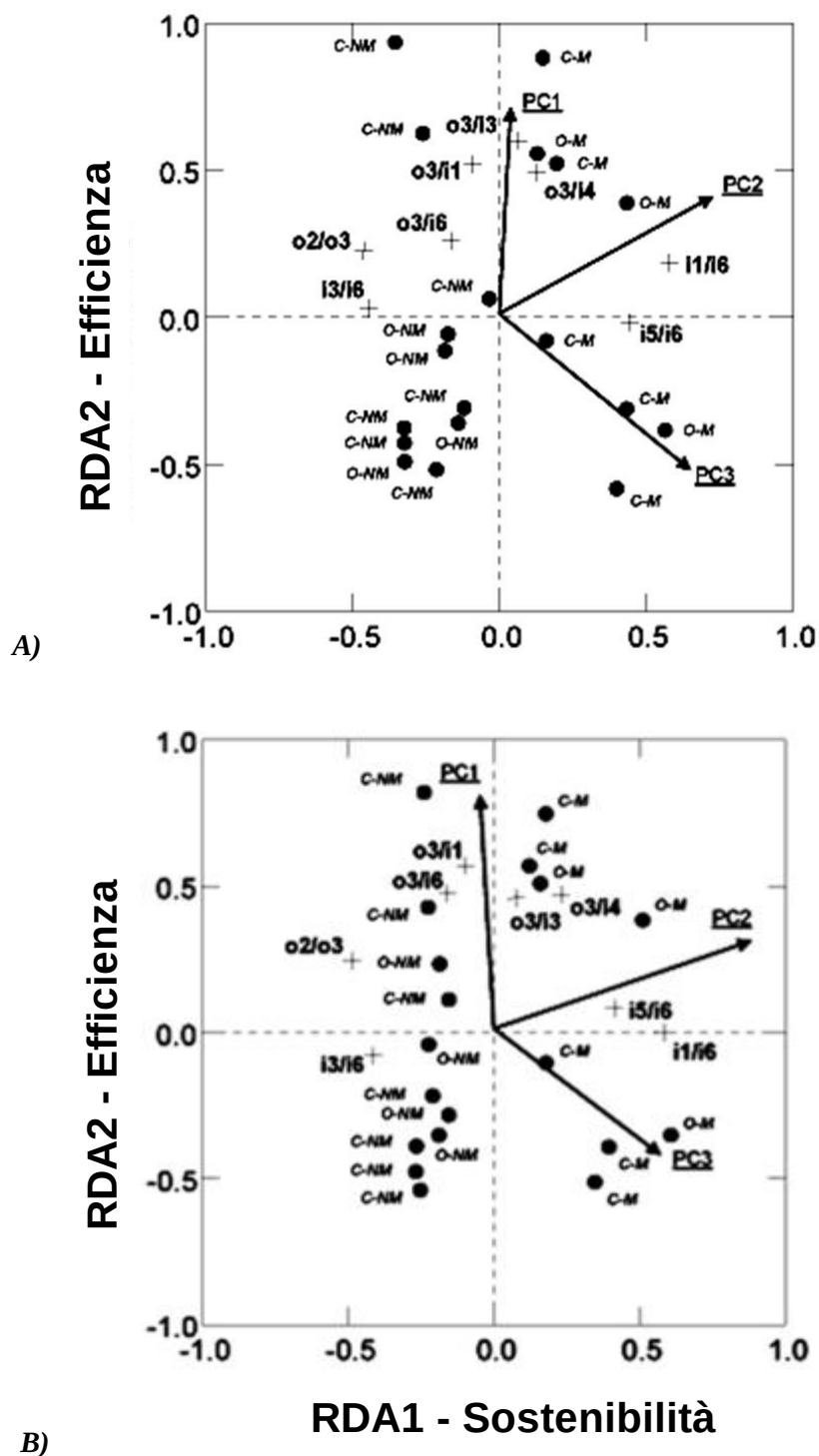
4.2.2.3 Relazioni tra diversità strutturali ed eco-prestazioni

In tabella 31 vengono riportati i valori delle componenti principali. Il risultato dell'analisi RDA mostra (figura 24) che il primo asse del modello RDA è significativo sia quando si valuta il sistema aziendale in termini energetici (RDA1: $F = 4,9$; $p = 0,017$) sia quando lo si valuta in termini monetari (RDA1: $F = 5,5$; $p = 0,014$). Il secondo asse del modello RDA non è significativo nessuno dei due approcci ($p > 0,05$).

Tabella 31. Valori delle componenti principali (PC) degli indicatori di diversità strutturale dei primi tre PC che spiegano il 72% della varianza totale (PC1, 32%; PC2, 21%; PC3, 19%). I punteggi sono scalati dai loro rispettivi autovalori e rappresentano la correlazione di ogni variabile con gli assi PC. I valori in grassetto indicano le caratteristiche strutturali dell'azienda che meglio si distinguono la PC1 dagli altri due assi.

Indicatori		Componenti principali		
		1	2	3
1.	Numero di colture	-0,0207	0,5039	0,4905
2.	Numero di colture arboree	0,1524	0,8118	-0,4550
3.	Numero di colture erbacee	-0,1804	-0,4171	0,9180
4.	Numero di boschi	0,1854	0,8754	0,3391
5.	Area a leguminose	-0,1489	0,7675	0,5693
6.	Area a non leguminose	-0,3968	0,2343	0,8372
7.	Area boscata	0,9753	0,0773	0,2311
8.	Dimensione media dei boschi	0,9631	-0,0958	0,2358
9.	Densità delle colt. arboree	0,0024	0,5695	-0,6022
10.	Densità delle colt. erbacee	0,3709	-0,4012	0,1934
11.	Area boscata / area totale	0,9819	0,0229	0,0166
12.	Area totale / area coltivata	0,9728	-0,0023	0,0395

Figura 24. Interrelazioni tra indicatori di diversità strutturale (PC1-3) e di eco-prestazioni delle aziende biologiche (O-), convenzionali (C-), miste (M) e non miste (NM). Triplot da modello RDA usando gli APIs A) energetici e B) monetari. Maggiore è la vicinanza di un'azienda (pallino) alla punta di una freccia (predittori PC1-3) o al centroide di gruppo di un API (croce), maggiore è la sua associazione con il gruppo di indicatori o l'indicatore in questione.



4.2.3 Considerazioni

L'approccio di ricerca adottato per lo studio della sostenibilità in agricoltura si basa su concetti legati i) alla sostituzione degli input esterni non rinnovabili (fertilizzanti chimici, antiparassitari, ecc.) con fattori e soluzioni produttive riconducibili all'autonomia aziendale e ii) a scelte gestionali (es.: rotazioni e diversificazioni colturali, presenza di siepi e aree naturali e seminaturali in prossimità dei coltivi, esistenza di allevamenti capaci di incrementare la fertilità dei suoli, presenza di colture azotofissatrici) finalizzate all'accrescimento delle risorse e servizi naturali su scala aziendale e di territorio. La moderna agricoltura tende, infatti, alla semplificazione e omologazione delle attività agricole rendendo il comparto sempre più legato alle economie di scale e al petrolio. In generale, dai risultati della ricerca si evince come le maggiori dimensioni aziendali (favorite dalla presenza di allevamenti) forniscano l'opportunità di realizzare maggiori accumuli di capitali (naturali ed economici) e di investire in rotazioni ampie con periodi (caratterizzati da minor uso di input esterni) di bassa produttività che consente il ristoro dei suoli (in accordo con Viglizzo e Roberto, 1998). Le aziende con superfici ridotte non hanno altra soluzione che quella di produrre ai massimi livelli ricorrendo all'elevato uso di input non rinnovabili (National Research Council, 1989; Ghersa *et al.*, 2002).

Il ruolo degli allevamenti gioca quindi un ruolo chiave nella definizione della sostenibilità degli agroecosistemi a tutti i livelli della scala gerarchica (paesaggio, azienda, campo, suolo). L'ampia fotografia scattata tramite l'analisi multivariata descrive chiaramente la possibilità di incrementare la sostenibilità e l'efficienza aziendale tramite scelte gestionali di organizzazione strutturale e funzionale dell'azienda. Tali scelte vengono attuate dall'agricoltore (organizzatore del sistema) in ragione della disponibilità e della fruibilità delle informazioni.

In conclusione è possibile affermare che, in base alle analisi condotte, nella realtà analizzata l'attuale condizione di sostenibilità degli agroecosistemi è fortemente influenzata dalla presenza di allevamenti (soprattutto di tipo estensivo) e l'esistenza di animali all'interno dell'organizzazione agricola è uno dei caratteri peculiari della tradizione rurale locale. Nel caso in cui si ampliassero le emergenti problematiche (es.: quote latte) del comparto zootecnico, la sostenibilità dell'agricoltura verrebbe fortemente stressata con diffuse e significative ripercussioni ambientali, economiche e sociali.

4.2.4 Bibliografia citata

- Caporali F., 2004. Agriculture and health - the challenge of organic farming. EDITEAM, Cento.
- Caporali F., Mancinelli, R., Campiglia, E., 2003. Indicators of cropping system diversity in organic and conventional farms in Central Italy. *International Journal of Agricultural Sustainability*. 1, 67-72.
- Ghersa C.M., Leòn, R.J., 1999. Landscape changes induced by human activities in the rolling pampas grassland. In: Eldridge, D., Freudenberger, D., (Eds.), *Proceedings of the 6th international rangelands congress*. 2, 624-629.
- Legendre P., Legendre L., 1998. Numerical ecology. Second edition. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

- Mancinelli R., Campiglia E., Di Felice V., Caporali F., 2007. Naturalness consumption and biodiversity in an ecoregion of Central Italy. *Italian Journal of Agronomy*. 2, 99-104.
- Meul M., Nevens F., Reheul D., Hofman G., 2007. Energy use efficiency of specialised dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119, 135-144.
- National Research Council, 1989. *Alternative Agriculture: committee on the role of alternative farming methods in modern production agriculture*. National Academy Press, Washington DC.
- Tellarini V., Caporali F., 2000. An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: an application of indicators to farms in central Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 77, 111–123.
- Viglizzo E.F., Roberto, Z.E., 1998. On trade-offs in low-input agroecosystems. *Agricultural Systems*. 56, 253–264.

4.3 F: confronto tra aziende biologiche e convenzionali (Provincia di Viterbo)

Gruppo di lavoro:	DI FELICE V. ¹ , MANCINELLI R. ¹ , CAPORALI F. ¹ , CAMPIGLIA E. ¹ , XIE Y.L. ²
Enti di ricerca:	¹ Dipartimento di Produzione Vegetale - Università degli Studi della Tuscia, Via San Camillo De Lellis – VITERBO ² Department of Ecology and Ecological Engineering, China Agricultural University, Beijing, P.R.CHINA
Riferimento	Farming Systems Design 2007, International Symposium on Methodologies on Integrated Analysis on Farm Production Systems, Catania, (ISBN 978- 88-7 83047 4-1)
Lingua originale:	Inglese - <i>Evaluation of organic and conventional farms through sustainability indicators</i>

4.3.1 Materiali e metodi

I sistemi agricoli sono direttamente connessi ai sistemi ecologici e la gestione aziendale gioca un importante ruolo nella sostenibilità degli agroecosistemi. In una prospettiva di integrazione livelli di organizzazione, il livello aziendale risulta essere il prodotto del processo decisionale dell'agricoltore riferito al bilanciamento tra utilizzazione delle risorse e le questioni bio-fisiche e socio economiche. Al fine di valutare la sostenibilità del sistema aziendale, può essere adottata una metodologia d'indagine di tipo input/output tramite indicatori di prestazioni agroambientali (APIs) (Tellarini e Caporali, 2000; Caporali *et al.*, 2003).

Nello studio, questa metodica viene utilizzata al fine di confrontare aziende gestite in regime di agricoltura biologica con aziende gestite in regime di agricoltura convenzionale (regimi contrastanti).

Lo studio è stato condotto in un comprensorio (Tuscia, Viterbo) dell'Italia centrale su di un gruppo composto da 33 (18 biologiche e 15 convenzionali, con superfici medie pari a 42 ha e 62 ha, rispettivamente). Inoltre, le aziende sono state distinte in sottogruppi e studiate considerando la presenza (aziende miste) (11 biologiche e 6 convenzionali) o l'assenza (aziende non miste) (7 biologiche e 9 convenzionali) di allevamenti.

Per ciascuna azienda è stata definita la provenienza degli input e la destinazione degli output. In riferimento agli input economici, sono stati considerati solo i costi variabili e il lavoro non è stato considerato. Ciascun input e ciascun output, definiti in termini quantitativi, è stato trasformato in termini energetici (tramite indici di conversione) e in termini monetari (tramite prezzi di mercato riferiti all'anno 2006) al fine di ottenere entrambe le analisi, energetica e monetaria.

A differenza degli altri settori produttivi, l'agricoltura genera risorse rinnovabili basate sull'accumulo e l'uso delle biomasse. In ragione di questo, nello studio gli input sono stati distinti in: i_1 = di reimpiego delle produzioni dell'anno; i_2 = esterni prodotti in agricoltura (prodotti rinnovabili che possono essere stati prodotti

anche con l'ausilio di prodotti non rinnovabili come i concimi chimici); i_3 = esterni prodotti da altri settori (non rinnovabili); i_4 = totali esterni ($i_2 + i_3$); i_5 = totali rinnovabili ($i_1 + i_2$); i_6 = totali ($i_1 + i_2 + i_3$).

Gli output sono stati distinti in: o_1 = destinati al reimpiego; o_2 = destinati alla vendita; o_3 = totali ($o_1 + o_2$). Gli APIs sono stati suddivisi in “strutturali” (capaci di descrivere le principali caratteristiche degli agroecosistemi e di confrontarli tra loro) e “funzionali” (capaci di descrivere l’efficienza dei sistemi).

4.3.2 Risultati e discussioni

I valori, energetici degli APIs sono riportati in tabella 32. Gli APIs strutturali mostrano che le aziende convenzionali analizzate sono maggiormente dipendenti dalle energie non rinnovabili (i_3/i_6) rispetto alle biologiche (0,64 e 0,41, rispettivamente). Questa dipendenza aumenta nelle aziende non miste e diminuisce in quelle miste in entrambi i regimi gestionali. La gestione biologica risulta maggiormente sostenibile della convenzionale, come mostrato dall’indicatore di sostenibilità globale (i_5/i_6) (0,67 e 0,41, rispettivamente). Nelle aziende biologiche con allevamenti il consumo di energia fossile è notevolmente contenuto e la sostenibilità globale registra il maggior valore (0,81). I valori degli APIs funzionali mostrano che l’efficienza totale degli input (o_3/i_6) è simile nei due regimi di gestione. Tra le aziende miste e non miste analizzate i valori più elevati sono stati osservati in quest’ultime. Nelle aziende non miste, il reimpiego all’interno del sistema è molto basso e concorda con i bassi valori di sostenibilità globale. Al contrario, la gestione biologica mostra risultati notevolmente maggiori della convenzionale in termini di reimpieghi (o_3/i_1) (3,05 e 1,83, rispettivamente) e di uso di input esterni non rinnovabili (o_3/i_3) (7,09 e 4,92, rispettivamente).

Tabella 32. Indicatori di prestazioni agroambientali energetici (GJ/GJ) delle aziende biologiche (Bio), convenzionali (Conv), non miste e miste (tra parentesi l’errore standard).

APIs	Aziende totali		Aziende non miste		Aziende miste	
	Bio	Conv	Bio	Conv	Bio	Conv
Prestazione						
- dipendenza da input non rinnovabili (i_3/i_6)	0,41(±0,08)	0,64(±0,09)	0,78(±0,08)	0,90(±0,03)	0,19(±0,04)	0,25(±0,07)
- autonomia (i_1/i_6)	0,60(±0,06)	0,61(±0,06)	0,16(±0,01)	0,00	0,64(±0,05)	0,61(±0,06)
- sostenibilità (i_5/i_6)	0,67(±0,06)	0,41(±0,10)	0,35(±0,08)	0,13(±0,03)	0,81(±0,04)	0,75(±0,07)
- trasferimenti esterni (o_2/o_3)	0,76(±0,06)	0,91(±0,04)	0,99(±0,01)	1,00	0,62(±0,06)	0,77(±0,05)
Efficienza						
- output totale su input totale (o_3/i_6)	2,52(±0,78)	2,54(±0,37)	4,47(±1,55)	3,52(±0,31)	1,17(±0,16)	1,07(±0,05)
- output totale su input riutilizzato (o_3/i_1)	3,05(±0,99)	1,83(±0,20)	11,00(±0,01)	0,00	2,32(±0,74)	1,83(±0,20)
- output totale su input non rinnovabile (o_3/i_3)	7,09(±1,21)	4,92(±0,77)	6,72(±2,52)	3,93(±0,35)	7,01(±0,98)	6,41(±1,78)
- output totale su input esterno totale (o_3/i_4)	4,04(±0,76)	3,43(±0,33)	4,47(±1,55)	3,52(±0,31)	3,66(±0,60)	3,30(±0,73)

I valori, monetari degli APIs sono riportati in tabella 33. Il costo delle energie non rinnovabili risulta praticamente doppio nella gestione convenzionale rispetto alla biologica, come mostrato dall’indicatore di dipendenza dalle fonti non rinnovabili (i_3/i_6) (0,54 e 0,28 nel convenzionale e nel biologico, rispettivamente). Nelle aziende biologiche, gran parte degli input provengono dall’agricoltura come mostrato dall’indice di

sostenibilità globale (0,81). L'indicatore di efficienza degli input (o_3/i_6) mostra i valori maggiori nei regimi biologici con il più ampio gap nelle aziende non miste. Questo è principalmente dovuto a sia ai più alti prezzi dei prodotti agricoli certificati biologici sia all'azione di supporto finanziario della Politica Agricola Comune (PAC). In aggiunta, risulta che l'efficienza degli input non rinnovabili (o_3/i_3) è notevolmente maggiore nell'agricoltura biologica.

Tabella 33. Indicatori di prestazioni agroambientali monetari (€/€) delle aziende biologiche (Bio), convenzionali (Conv), non miste e miste (tra parentesi l'errore standard).

APIs	Aziende totali		Aziende non miste		Aziende miste	
	Bio	Conv	Bio	Conv	Bio	Conv
Prestazione						
- dipendenza da input non rinnovabili (i_3/i_6)	0,28(±0,07)	0,54(±0,08)	0,50(±0,13)	0,76(±0,06)	0,13(±0,03)	0,20(±0,03)
- autonomia (i_1/i_6)	0,55(±0,06)	0,54(±0,04)	0,15(±0,01)	0,00	0,59(±0,05)	0,54(±0,04)
- sostenibilità (i_5/i_6)	0,81(±0,03)	0,53(±0,08)	0,69(±0,05)	0,31(±0,04)	0,87(±0,03)	0,80(±0,03)
- trasferimenti esterni (o_2/o_3)	0,90(±0,02)	0,94(±0,03)	0,99(±0,01)	1,00	0,84(±0,02)	0,85(±0,05)
Efficienza						
- output totale su input totale (o_3/i_6) ^a	5,82(±1,71)	5,00(±1,37)	11,05(±3,69)	6,93(±2,07)	2,50(±0,25)	2,09(±0,20)
- output totale su input riutilizzato (o_3/i_1) ^a	7,10(±2,27)	4,06(±0,64)	26,83(±0,01)	0,00	5,31(±1,53)	4,06(±0,64)
- output totale su input non rinnovabile (o_3/i_3) ^a	23,98(±3,96)	10,00(±1,62)	23,48(±6,86)	8,44(±1,90)	24,31(±5,05)	12,33(±2,79)
- output totale su input esterno totale (o_3/i_4) ^a	8,77(±1,63)	6,00(±1,25)	11,05(±3,69)	6,93(±2,07)	7,32(±1,30)	4,60(±0,30)
- output totale su input totale (o_3/i_6) ^b	4,28(±1,35)	4,22(±1,36)	7,87(±3,09)	5,81(±2,13)	1,99(±0,24)	1,83(±0,22)
- output totale su input riutilizzato (o_3/i_1) ^b	4,82(±1,34)	3,60(±0,67)	11,00(±0,01)	0,00	4,25(±1,33)	3,60(±0,67)
- output totale su input non rinnovabile (o_3/i_3) ^b	18,22(±3,41)	8,61(±1,66)	16,25(±5,79)	7,01(±2,01)	19,47(±4,38)	11,00(±2,76)
- output totale su input esterno totale (o_3/i_4) ^b	6,65(±1,35)	5,08(±1,28)	7,87(±3,09)	5,81(±2,13)	5,88(±1,12)	3,99(±0,30)

^a analisi condotta includendo i supporti europei all'agricoltura nel modello di calcolo; ^b analisi condotta escludendo i supporti europei all'agricoltura dal modello di calcolo

4.3.3 Considerazioni

Nel complesso, lo studio ha mostrato delle migliori prestazioni delle aziende biologiche rispetto alle convenzionali in ragione della loro organizzazione basata su: a) l'aumento dei reimpieghi aziendali nei cicli di energia e materia; b) la riduzione della domanda di input esterni non rinnovabili.

Lo studio ha confermato il fondamentale ruolo degli allevamenti come componente cruciale che aumenta l'efficienza e la sostenibilità dell'azienda in termini di non utilizzo delle risorse non rinnovabili. Questo ruolo non è sufficientemente riconosciuto dalla società in termini economici.

4.3.4 Bibliografia citata

Caporali F., Mancinelli R., Campiglia E., 2003. Indicators of cropping system diversity in organic and conventional farms in Central Italy. *International Journal of Agricultural Sustainability* 1, 67-72.
Tellarini V., Caporali F., 2000. An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: an application of indicators to farms in Central Italy. *Agr. Ecosys. Environ.* 77, 111-123.

4.4 Studio G: confronto tra aziende agricole (Provincia di Viterbo e isola di Terceira)

Gruppo di lavoro: DI FELICE V.¹, BATISTA J.G.F.², BATISTA E.R.J.S.B.², CAMPIGLIA E.¹, MANCINELLI R.¹, CAPORALI F.¹.

Enti di ricerca: ¹Dipartimento di Produzione Vegetale - Università degli Studi della Tuscia, Via San Camillo De Lellis – VITERBO

² Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores, Terra-Chã 9701-851, Angra do Heroísmo, PORTUGAL

Lingua originale: Inglese - *Evolution and performance of dairy farming systems in Central Italy and Terceira Island (Azores, Portugal).*

4.4.1 Materiali e metodi

4.4.1.1 Evoluzione storica dei sistemi agricoli delle Azzorre e del Centro Italia

Al fine di agevolare la comprensione delle differenze esistenti tra le due realtà agricole segue una loro breve descrizione. In figura 25 viene riportata la collocazione spaziale delle aree studiate.

Figura 25. Collocazione geografica delle aree geografiche in cui sono state selezionate le aziende prese in esame per la valutazione delle prestazioni.



Le Azzorre e l'isola di Terceira

Le Azzorre sono una Regione Autonoma della Repubblica del Portogallo costituita da un arcipelago formato da 9 isole principali (radunate in 3 gruppi) e alcuni isolotti minori. La superficie regionale totale (terre emerse) è pari a 2.332 km² rispettivamente corrispondenti al 2,5% e allo 0,06% della superficie del Portogallo e quella europea. Il censimento nazionale del 2001 rileva una popolazione di 241.763 abitanti (2,3% e 0,05% della popolazione portoghese e di quella europea, rispettivamente) con una densità media totale pari a 104 abitanti/km² che sale a 150 abitanti/km² nei villaggi (in cui risiede circa il 50% degli abitanti). Adottando la classificazione dell'OECD, le Azzorre vengono classificate come territorio NUTS III, prevalentemente rurale. Nel 2003, la produzione nazionale globale (GNP) pro capite rappresentava il 64% della media dell'EU25 e circa l'88% della media nazionale. Le caratteristiche pedoclimatiche delle isole offrono eccellenti condizioni per l'allevamento bovino e ciò ha determinato una dominanza dei pascoli nel paesaggio rurale. In termini economici e tecnici, le Azzorre si basano principalmente sulla produzione di latte bovino con allevamenti di tipo estensivo o semi-estensivo. In quest'ultimo il prodotto carne è divenuto significativo in alcune realtà come ad esempio l'isola di San Miguel.

Le Azzorre si trovano in una zona sub-tropicale dell'emisfero settentrionale caratterizzata, nella parte più a nord (Azzorre alte), da alte pressioni atmosferiche che rappresentano la principale determinante delle condizioni atmosferiche dell'arcipelago. Il clima locale, spesso imprevedibile, può essere classificato come temperato-umido caratterizzato da intense precipitazioni in quota. La stagione delle piogge è compresa tra settembre e maggio (figura 26a) - le variazioni delle pressioni atmosferiche a livello del mare (tra la Depressione d'Islanda e le Azzorre alte) determina un fenomeno climatico chiamato Oscillazione Nord Atlantica responsabile della maggior parte della variabilità climatica di questa stagione soprattutto in termini di: direzione e intensità dei venti; cambiamenti delle temperature e dell'umidità atmosferica; intensità, numero e percorso delle tempeste. L'attività agricola è particolarmente sensibile alle tempeste soprattutto in ragione del sale trasportato sulla vegetazione. Inoltre, si registra un contenuto deficit idrico durante l'estate. Le precipitazioni (la media annuale supera i 1.000 mm) e l'umidità atmosferica (la media annuale è circa pari all'80%) aumenta spostandosi verso la parte occidentale dell'arcipelago, verso la parte settentrionale di ciascuna isola e, generalmente, elevandosi in quota. Temperatura e insolazione decrescono con il crescere delle altimetrie e, in ragione della presenza di rilievi montuosi, la presenza di micro-climi è variegata.

Le Azzorre, a causa della loro origine vulcanica, hanno in prevalenza suoli di tipo andisuolo. Questi andisuoli, molto permeabili, hanno un elevato contenuto di sostanza organica, una buona dotazione in potassio (la roccia basaltica è predominante) e azoto. Variando altitudine è possibile trovare incontrare anche suoli eutrici e vitrici. Circa il 65% dei suoli azzorreni è utilizzato per attività agricole mentre le superfici urbanizzate interessano solo

il 5% delle aree. Il rischio di erosione dei suoli è relativamente basso in ragione sia dell'alto contenuto in sostanza organica sia dell'elevata capacità di infiltrazione dell'acqua nei suoli.

Nelle Azzorre le superfici foraggere utilizzate per allevamento bovino da latte si collocano a differenti altitudini: al di sotto dei 400 m s.l.m. ("pascoli bassi") e tra i 400 e 600 m s.l.m. ("pascoli alti"). La produttività dei pascoli bassi decresce nella stagione estiva, tra giugno-luglio e ottobre. Durante questo periodo le mandrie si muovono nei freschi pascoli alti dove i suoli restano umidi. Al contrario, nella stagione fredda dell'anno (da ottobre a marzo-aprile) la produttività dei pascoli bassi diviene maggiore, a causa delle maggiori temperature presenti, e le mandrie scendono a valle (figura 26b).

I portoghesi hanno scoperto le Azzorre nel 1439 e da allora è iniziata la graduale colonizzazione di queste terre prive di popolazione che ha portato anche all'introduzione di specie domestiche (principalmente bovine e ovine) negli ecosistemi nativi al fine di soddisfare le esigenze umane in termini di cibo e di lavoro nei campi. La coltivazione di cereali, specialmente frumento, è stata la prima attività agricola a insediarsi ma, non adottando le corrette pratiche agricole (es.: rotazioni colturali e coltivazione di leguminose), ha indotto la diminuzione della fertilità dei suoli. Successivamente, in risposta agli stimoli economici e sociali, la coltivazione dei cereali è stata sostituita con altre essenze (con riuscite economiche più o meno vantaggiose) in ottica di monocoltura. Durante il XVI, XVII e XVIII secolo le produzioni zootecniche non si sono affermate. Nel 1843, sull'isola di San Miguel, è stata promossa un'iniziativa agricola finalizzata al miglioramento delle razze bovine locali e nel solo 1875, con l'introduzione di altre razze bovine provenienti dal continente, è iniziata l'attività domestica di produzione di burro e formaggi. L'anno seguente, sono sorte le prime aziende casearie sulle principali isole (San Miguel, Terceira e San Jorge) avviando un processo sviluppo del settore supportato dall'importazione di tecnologie e conoscenze. Tra il XIX e il XX secolo il settore ha avuto un primo momento di crisi che ha generato i primi (1928) interventi pubblici di sostegno alle imprese e la nascita di un'associazione dei produttori. Dopo alcuni decenni, l'industrializzazione del comparto ha trasformato l'attività lattiero-casearia nella principale economia dell'arcipelago e attualmente la sua rilevanza è significativamente maggiore rispetto alla media dei Paesi europei.

In generale, l'economia azzorrena presenta una tipica configurazione di una periferica regione insulare (una forte presenza del settore terziario, promosso dagli Enti pubblici, e una specializzazione delle produzioni). Nel 2005, la superficie agricola utile (UUA) delle Azzorre era pari allo 0,08% della superficie totale EU25 e al 3,30% e di quella nazionale; in termini di numero di aziende, era pari allo 0,15% e al 4,70%, rispettivamente. La dimensione media aziendale (circa 8 ha) risulta essere inferiore sia a quella europea (15,8 ha nel 2003) sia a quella portoghese (11,4 ha) e i pascoli e pascoli interessano circa il 95% della superficie agricola totale. D'intesa con i dati forniti dall'*Instituto Nacional de Estatística* nel 2001, nell'isola di Terceira sono presenti il 20% dell'UAA (mediamente 5,4 ha per azienda), il 23% delle aziende agricole e il 25% dei bovini (240.000 unità nel 1999 di cui 100.000 vacche da latte – tabella 34) delle Azzorre. Il numero medio di capi per ettaro è circa pari a 2,5

(superiore alla media azzorrena di 2,1 capi/ha). Nel 1999, la popolazione di Terceira era pari a circa 15.550 abitanti (22,8% della popolazione delle Azzorre).

L'Italia centrale e la Provincia di Viterbo

La Provincia di Viterbo (chiamata anche Tuscia), estesa per 3.612 km², si colloca nell'Italia centrale nella parte settentrionale della Regione Lazio (indicativamente 42°25' N e 12°06' E). Questo territorio (quasi il 70% in pendio) può essere grossomodo distinto in 4 regioni geografiche: pianura costiera, area collinare, area montana e pianura interna (valle del Tevere). In termini di produttività agricola, la produzione agricola totale per ettaro di UAA è pari a 3-4·10⁶ ITL/ha (in base alla classificazione europea NUTS III). In base al censimento del 2001, la popolazione residente consta di circa 290.000 abitanti pari allo 0,5% e allo 0,1% della popolazione italiana e dell'EU25, rispettivamente. Nel 2001, la densità media di popolazione era di 80 abitanti/km² (l'85% della popolazione risiede nelle città e il 15% nelle aree rurali) e l'attività agricola interessava il 7% degli abitanti totali (in Italia la media era del 2%).

Il clima del centro Italia può essere ricondotto a quello tipico mediterraneo con la presenza di microclimi diversificati principalmente correlati con l'altitudine e la distanza dal mare. In riferimento all'acqua, le precipitazioni si concentrano principalmente durante la stagione invernale (figura 26a) e in primavera e autunno la disponibilità idrica viene garantita dalle riserve invernali e da moderate e frequenti piogge; durante l'estate le condizioni climatiche, temperature elevate (sopra i 30°C) e piogge rare (spesso violente e associate a fenomeni di erosione del suolo), determinano fenomeni di deficit idrico nelle colture che spesso compromettono qualitativamente e quantitativamente i raccolti. La media delle precipitazioni annuali è compresa tra 700 e 800 mm, distribuite in 70-80 giornate piovose annue, e l'umidità atmosferica è del 65-70% circa.

Le caratteristiche climatiche descritte fanno concentrare la produzione di biomassa nel periodo primaverile (figura 26b) costringendo le aziende zootecniche bovine (o altri erbivori) a dotarsi riserve, foraggi e insilati, necessarie a soddisfare le esigenze durante la stagione secca.

Con approccio generale, è possibile affermare che i suoli della Provincia hanno origine vulcanica caratterizzata da elevato contenuto in fosforo, bassa ritenzione idrica, pH compreso tra 5,5-6,7 e sostanza organica pari all'1-2% (tabella 34).

In riferimento all'agricoltura, questo territorio è ricco di storia e di tradizioni già documentate da autori romani come Varrone, Colummella e Virgilio. Al fine di interpretare l'evoluzione storica dell'agricoltura locale è possibile riassumere il suo sviluppo, intimamente legato alla storia rurale e alle riflessioni metafisiche greco-romane sulle relazioni tra uomo e territorio, riferendolo al concetto di "pensiero agricolo" (meta agricoltura, meta agronomia o *agricolatio*) che considera al suo interno anche l'attività extra-agricola (Forni e Marcone, 2003). Durante l'età romana, l'originaria struttura agricola familiare venne parzialmente sostituita con modelli,

fondati sulla coltivazione di ampie superfici (con produzioni destinate ai mercati) di proprietà degli aristocratici che utilizzavano manodopera servile, frequentemente chiamati latifondi. Numerose aziende agricole di piccole e medie dimensioni sono “sopravvissute” consentendo la coesistenza di realtà produttive e gestionali diversificate (Hoyer, 2008). In gran parte dell'Italia centrale, l'attività agricola organizzata a livello familiare è rimasta valida anche durante il Medioevo (età dei Comuni) promuovendo attività sinergiche uomo-territorio, come risulta ben documentato anche dall'interpretazione delle opere d'arte dell'epoca (come ad esempio quelle contenute all'interno del Palazzo pubblico di Siena (es.: Ambrogio Lorenzetti, “Effetti del buono e del cattivo governo del territorio”) e Castello del Buon Consiglio di Torre Aquila (TN) (Venceslao, “Il ciclo dei mesi”) (Caporali e Francis, 2008). A seguire, durante il Rinascimento numerose e nuove colture vennero introdotte dal Nuovo Mondo e ampie superfici territoriali vennero convertite in coltivi anche tramite imponenti opere di bonifica.

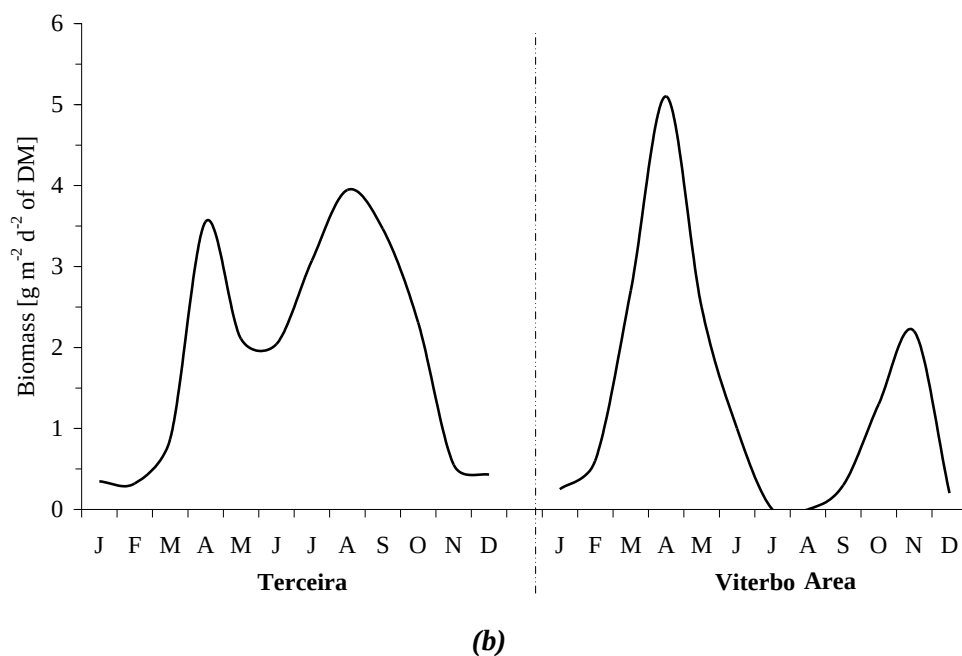
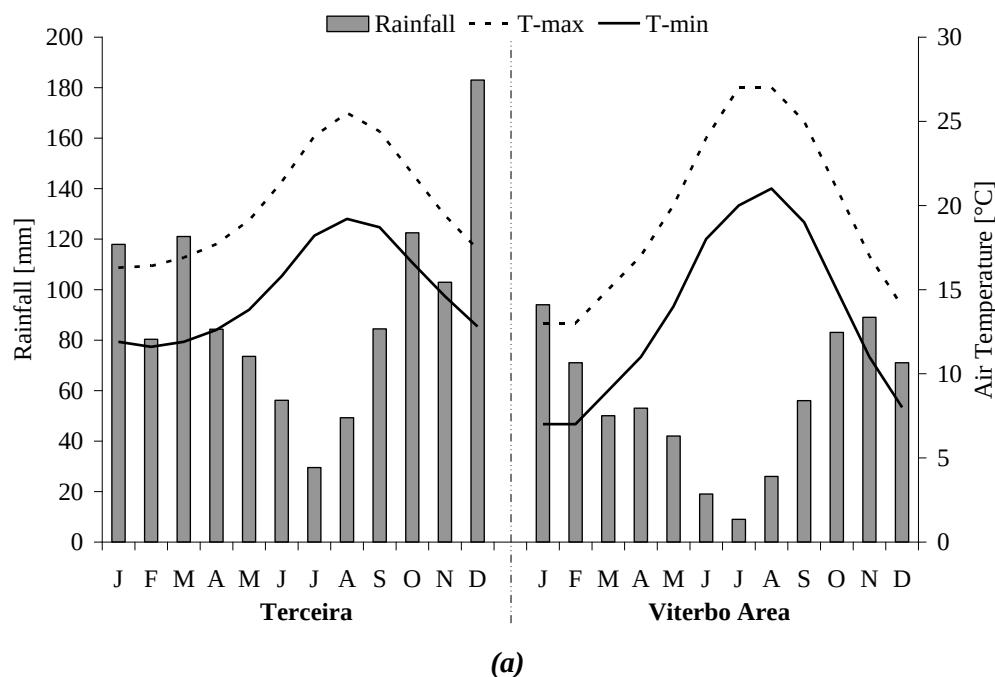
Tale tipologia di azienda può essere definita “promiscua” per l'intima e sostenibile connessione delle sue componenti (risorse umane e territorio), per l'uniforme distribuzione della popolazione e degli allevamenti sul territorio (aziende familiari), per l'integrazione della catena di pascolo (colture foraggere) con quella di detrito (ritorno delle deiezioni e dei residui colturali sottoforma di letame), per la presenza di alberature allineate lungo i margini dei campi e per l'armonica unione di alberi da frutto (es.: vite) e non (es.: olmo, acero, orniello). Riferendosi a questa tipologia di civilizzazione, la Provincia di Viterbo, come gran parte del centro Italia, vanta una longeva conoscenza delle pratiche di agricoltura sostenibile con la maggior parte degli agroecosistemi adattati alle contrastanti realtà bio-fisiche e socio-economiche locali. Il concetto di azienda agricola intesa come “sistema”, composto da differenti componenti organizzate in maniera sostenibile in funzione degli obiettivi socio-economici e ambientali, si affermò scientificamente già nel XIX secolo (Cuppari, 1862; Caporali e Francis, 2008) considerando anche l'integrazione fra colture e allevamenti (come componenti complementari delle catene di pascolo e detrito di un'azienda mista) come elemento essenziale per la sostenibilità. Draghetti (1948) fu il primo studente italiano del XX secolo a definire chiaramente il modello di circolazione dell'energia e della materia del sistema aziendale e a produrre le condurre le prime prove sperimentali finalizzate a quantificare i benefici dell'integrazione tra colture e allevamenti per la crescita della produttività e il mantenimento della fertilità del suolo (Caporali e Francis, 2008).

Solo durante la seconda metà del secolo scorso, l'agricoltura convenzionale basata su specializzazione e largo uso di input esterni ha insidiato la struttura e il funzionamento del modello di agroecosistema familiare sostituendo l'energia solare con l'immissione di energie fossili.

Attualmente, le tendenze industriali e chimiche spingono alla definizione sistemi aziendali (caratterizzati da: monocoltura, omogeneizzazione degli ambienti produttivi e crescente dipendenza da fertilizzanti chimici e antiparassitari) finalizzati a perseguire condizioni di produzione agricola di tipo industriale. Tale regime comporta sostanziali variazioni quali la separazione delle colture dagli allevamenti e la rinuncia alla coltivazione di colture foraggere poliennali nelle rotazioni, tra loro inestricabilmente connesse. Di conseguenza,

l'allevamento animale diviene sempre più fondato sull'acquisto di alimenti dal mercato e le coltivazioni necessitano di azoto, proveniente dall'industria, per compensare l'assenza delle colture azotofissatrici. Senza leguminose poliennali nelle rotazioni il controllo delle infestanti (e di altri fenomeni biologici) viene meno e i trattamenti chimici si rendono indispensabili.

Figura 26. Grafici termo pluviometrici (a) e di accumulo di biomassa vegetale in alcune colture foraggere monitorate (b) a Terceira e nell'area di Viterbo.



Ad oggi, le circa 38.000 aziende agricole della Provincia di Viterbo (delle quali il 2,5% con allevamenti bovini e lo 0,7% con l'allevamento di bovini da latte – con una decrescita del 39% dal 1990 al 2000) sono distribuite su una superficie di 280.000 ha (7,4 ha di media aziendale), gli agricoltori rappresentano circa il 7% della popolazione totale della Provincia e la superficie provinciale utilizzata a fini agricoli è compresa tra il 60 e il 70%. La superficie aziendale è mediamente gestita per il 52% con colture erbacee (delle quali 37% con frumento duro, 21% con foraggiere annuali – prevalentemente trifoglio, 14% con foraggiere poliennali – prevalentemente erba medica, 7% con colture industriali, 3% con mais e 18% con altre colture), per il 15% con colture arboree (42% con noccioli, 34% con oliveti, 12 % con vigneti, 7% con castagneti e 5% con altre colture), per il 7% con pascoli, per il 20% con boschi, per il 3% con altri usi e per il restante 3% non è utilizzata. Nella Provincia si contano più di 29.000 bovini da latte (12,9% in meno dal 1990 al 2000) con una media pari a circa 34 capi/azienda (ISTAT, 2002).

Recentemente, in risposta alle emergenti problematiche relative ai rischi umani e ambientali connessi con l'agricoltura di tipo convenzionale, la politica agricola europea ha promosso l'attuazione di nuovi modelli di agricoltura sostenibile, come l'agricoltura biologica, basandosi sui principi dell'agricoltura tradizionale e della moderna scienza dell'agroecologia (Caporali, 2004; Gliessman, 2007; Altieri, 2002). In termini di diffusione dell'agricoltura biologica, l'Italia è divenuta uno dei Paesi principalmente interessati all'attuazione tali modelli e nella Provincia di Viterbo il 17,3% delle superfici agricole è gestito in regime di agricoltura biologica (la media nazionale è pari al 7,4%).

Tabella 34. Alcune importanti caratteristiche agricole della Provincia di Viterbo dell'Isola di Terceira.

Caratteristica	Provincia di Viterbo	Isola di Terceira
Latitudine - longitudine	42° 25' N - 12° 06' E	38° 40' N - 27° 10' O
Area totale (km ²)	3.612	400
- agricoltura (% sul totale) ¹	57,9	20,0
Popolazione totale (migliaia)	289	55
- densità (abitanti/km ²)	79,5	138,5
- agricola (% sul totale)	14,4	28,0
Temperature (massima-minima-media)	23,8 – 6,0 – 13,8 ²	29,6 – 3,4 – 14,6 ²
Pioggie (mm/anno – giorni/anno)	766 – 76	1500 – 200
Insolazione (ore/anno)	2500	1200
Tipo di suolo	Franco sabbioso – Franco argilloso	Franco sabbioso – Franco argilloso
- pH	5,5 – 6,7	5,5 – 6,7
- sostanza organica (%)	1 – 2	5-20
- ritenzione idrica	bassa	alta
- contenuto di P	alta	alta
Bovini totali	75.000	240.000
- da latte (% sul totale)	38,7	41,6
Biomassa veg. (t/ha/anno di sostanza secca) ³	5,0 (<i>Lolium rigidum</i> L.)	10,0 (<i>Lolium perenne</i> L.)
Uso del suolo aziendale (% sul totale)		
- colture erbacee	52	27
- colture arboree	15	5
- pascoli	7	53
- boschi	20	9
- altri usi	6	6

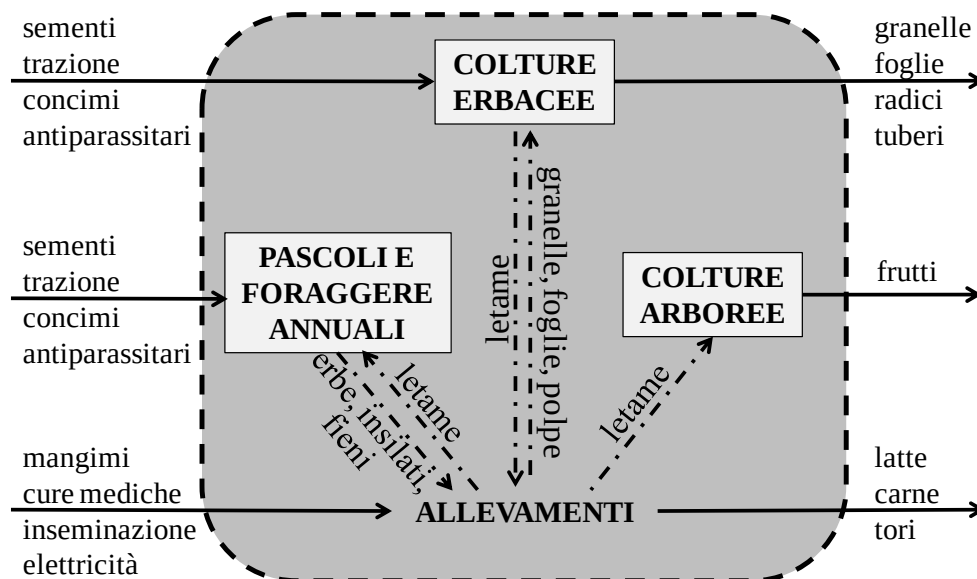
¹ Riferito alla UAA. ² Rispettivamente per prove sperimentali in zone di pianura-collina (0 – 600 m s.l.m.) e di collina (400 m s.l.m.). ³ Media tra rilievi in pianura e in quota.

4.4.1.2 Azienda come processo di tipo input/output

Nello studio è stato applicato un approccio di ricerca basata sul modello input/output di studio degli agroecosistemi simile a quello utilizzato in altre indagini (paragrafi precedenti; Tellarini e Caporali, 2000; Caporali *et al.*, 2003; Caporali *et al.*, 2007; Bechini *et al.*, 2001; Pacini *et al.*, 2003 e 2004). Analizzando il sistema aziendale come un processo che trasforma gli input (energia, moneta, materia e informazione) in output (energia, moneta, materia e informazione) è possibile calcolare indicatori di efficienza di trasformazione, esprimere giudizi riguardo al funzionamento degli agroecosistemi e suggerire soluzioni al fine di ottimizzare processi in maniera sostenibile. Tale metodologia consente di razionalizzare le scelte gestionali ponendo l'attenzione su tre componenti modificabili: qualità e quantità degli input; qualità e quantità degli output; organizzazione dei fattori della produzione.

In questa ricerca è stata, considerando l'organizzazione gerarchica degli agroecosistemi dove il sistema aziendale risulta composto da sottosistemi vegetali e animali, sono stati valutati gli input e gli output di ciascun sottosistema produttivo (figura 27).

Figura 27. Modello gerarchico adottato per l'analisi input/output delle aziende con bovini da latte.



Per valutare e confrontare le prestazioni agroambientali delle differenti tipologie gestionali è quindi essenziale definire la loro struttura (es.: uso del suolo, diversità colturale e degli allevamenti), la loro organizzazione (es.: uso prevalente di energia solare o energia ausiliaria) e il modo in cui esse trasformano i fattori della produzione in prodotti. In questa ricerca, al fine di descrivere queste caratteristiche, sono stati utilizzati alcuni indicatori ritenuti capaci di rendere comprensibile la complessità dei sistemi. Gli indicatori scelti sono stati distinti in strutturali (ASIs – *Agroecological Structural Indicators*) e funzionali (AFIs – *Agroecological Structural*

Indicators) (tabella 35). I primi descrittori possono essere riferiti ai caratteri di “composizione” e di “organizzazione” del sistema aziendale e sono inerenti alle risorse usate nei processi produttivi quali il suolo, le colture e gli allevamenti. I secondi descrittori possono essere riferiti all’efficienza dei sistemi e spiegano il modo in cui le risorse vengono impiegate (output/input o input/output).

Tabella 35. Elenco degli indicatori strutturali (ASIs) - di composizione e di organizzazione - e funzionali (AFIs) utilizzati nella ricerca.

Indicatore (simbolo)	Formula	Breve descrizione
ASIs		
<u><i>di Composizione</i></u>		
Area aziendale (FA)		espresso in ettari, descrive l’ammontare del territorio soggetto alle scelte dell’agricoltore;
Superficie agricola utile (UAA)	$= PL/FA$	espresso in termini percentuale della FA, descrive l’ammontare del territorio utilizzato per le attività agricole di coltivazione dei campi rispetto alla totalità aziendale;
Superficie foraggera (FO)	$= FFA/PL$	espresso in termini di percentuale dell’UAA, descrive l’ammontare della superficie destinata all’alimentazione degli allevamenti (comprende superfici interessate da colture foraggere annuali e poliennali, pascoli, ecc.);
Densità dei bovini (CD)	$= CW/FFA$	espresso in termini di bovini da latte per ettaro di superficie destinata all’alimentazione degli allevamenti, descrive l’intensità d’uso del suolo riferita agli allevamenti;
<u><i>di Organizzazione</i></u>		
Intensità energetica(EI)	$= TEI/PL$	espresso in termini di input totali per ettaro di superficie produttiva, descrive la quantità di energia esterna diretta (carburanti, elettricità e lubrificanti) e indiretta (fertilizzanti, erbicidi, antiparassitari, sementi e alimenti animali) annualmente usati in azienda;
Dipendenza dalle energie dirette (DED)	$= DE/TEI$	esprime percentualmente gli input diretti sul totale degli input;
Dipendenza dalle energie indirette (IED)	$= IE/TEI$	esprime percentualmente gli input indiretti sul totale degli input;
AFIs		
Produzione di latte (MP)	$= M/FFA$	espresso in migliaia di litri di latte per ettaro di superficie foraggera, definisce la relazione tra produzione e territorio utilizzato;
Produzione di proteine (PP)	$= pp/Mp$	espresso in termini di percentuale in peso, fornisce un’informazione utile a valutare la qualità del latte – importante nella caseificazione;
Efficienza degli input (IEff)	$= i/O$	descrive i rapporti tra un singolo input e la produzione finale (es.: euro di carburante spesi per ottenere un euro di prodotto).

PL – ettari di superficie agricola utile (colture e pascoli); FFA – ettari di territorio utilizzato per soddisfare le necessità degli allevamenti (colture foraggere e pascoli); CW – numero di bovini da latte (produttivi); TEI – input energetico totale annuale; DE - input energetico diretto annuale; IE - input energetico indiretto; M – migliaia di litri di latte prodotti in un anno; pp – migliaia di chilogrammi di proteine del latte prodotte in un anno; Mp - migliaia di chilogrammi di latte prodotti in un anno; i – quantità di input di un singolo fattore della produzione; O – quantità totale del prodotto finale (es.: latte, raccolto).

Entrambe le tipologie di descrittori (indicatori) sono stati misurati in termini monetari (€) ed energetici (J) considerando le principali entrate e uscite di materiali dall’azienda definite dall’agricoltore; l’azienda viene quindi analizzata in termini economici (valori socio-culturali) e termodinamici (entità bio-fisiche). Gli AFIs cercano di valutare la capacità delle varie organizzazioni aziendali di utilizzare le risorse native (radiazione solare, sostanza organica del terreno, azoto atmosferico, ecc.) invece di quelle non rinnovabili.

Al fine di confrontare le due realtà agricole, sono state selezionate alcune aziende agricole ritenute rappresentative di ciascuna ecoregione in base alle informazioni fornite dagli ultimi report statistici nazionali. In Provincia di Viterbo sono state selezionate 31 aziende, delle quali 16 miste – con allevamenti (delle quali 4 con

bovini da latte) – e 15 non miste – senza allevamenti mentre sull'isola di Terceira sono state selezionate 10 aziende, tutte con allevamento di bovini da latte. Generalmente, a Terceira il latte è l'unico output delle aziende mentre a Viterbo gli output sono rappresentati: dai raccolti nelle aziende non miste; da una combinazione di prodotti di origine animale e vegetale nelle aziende miste; dal latte nelle aziende miste con bovini da latte.

Le informazioni utilizzate per la ricerca sono state ottenute integrando i dati provenienti dalle associazioni di produttori con i dati provenienti dalle interviste dirette agli agricoltori. Il *database* considera 5 anni di attività agricola (1998-2002) in entrambe le ecoregioni. In termini economici, sono stati considerati solo gli input relativi ai costi variabili e il lavoro umano non è stato considerato. Ciascun input e ciascun output, definiti in termini di quantità di materia, è stato trasformato in valori energetici (usando fattori di conversione ottenuti integrando le informazioni provenienti dalla letteratura scientifica – es.: Meul *et al.*, 2007; Guzmán e Alonso, 2008) e in valori monetari (usando i prezzi di mercati riferiti all'anno 2000 nella Provincia di Viterbo e sull'isola di Terceira, distintamente) al fine di ottenere l'analisi energetica e quella monetaria. Nell'analisi della produzione del latte, è stato considerato come output esclusivamente il latte (la carne e gli altri sottoprodotti non sono stati considerati). In tabella 36 vengono riportati i valori dei principali fattori di conversione energetici e monetari adottati; molti valori sono stati convertiti in chilogrammi al fine di agevolare le operazioni di calcolo tra le analisi energetiche e quelle monetarie.

Tabella 36. Principali fattori di conversione energetici e monetari distinti in input diretti di energia, input indiretti di energia e output.

	Energia (J)	Moneta (€)	
		Viterbo ²	Terceira
<u>Input diretti di energia</u>			
Carburanti (diesel)	45,6 MJ/kg	0,87 €/kg	0,37 €/kg
Lubrificanti	4,0 MJ/kg	2,70 €/kg	3,22 €/kg
Elettricità	3,6 MJ/kWh	0,10 €/kWh	0,001 €/kWh
<u>Input indiretti di energia</u>			
Mangimi	13 MJ/kg	0,74 €/kg	0,19 €/kg
Sementi	10 MJ/kg	1,27€/kg	1,39 €/kg
Erbicidi ¹	135 MJ/kg	127,00 €/kg	40,0 €/kg
Antiparassitari ¹	220 MJ/kg	25,00 €/kg	9,0 €/kg
Concimi ¹			
Azoto (N)	65 MJ/kg	0,67 €/kg	1,3 €/kg
Fosforo (P ₂ O ₅)	15 MJ/kg	0,79 €/kg	0,82 €/kg
Potassio (K ₂ O)	10 MJ/kg	0,60 €/kg	0,35 €/kg
<u>Output</u>			
Latte	3,11 MJ/kg	0,37 €/kg	0,24 €/kg
Carne bovina	13,81 MJ/kg	2,66 €/kg	-
Carne suina	17,16 MJ/kg	1,30 €/kg	-
Castagne	14,61 MJ/kg	1,18 €/kg	-
Frutta	2,14 MJ/kg	0,99 €/kg	-
Nocciole	26,67 MJ/kg	0,56 €/kg	-
Olive	14,88 MJ/kg	0,98 €/kg	-
Uva	1,91 MJ/kg	0,35 €/kg	-
Cereali	14,70 MJ/kg	0,15 €/kg	-

¹ I valori sono riferiti a unità di principio attivo o di unità di fertilizzante. ² I prezzi sono prevalentemente riferiti a regimi di agricoltura convenzionale; alcune delle aziende italiane presenti nel campione d'analisi sono biologiche e solo per loro sono stati applicati specifici prezzi.

4.4.2 Risultati e discussioni

I due agroecosistemi ecoregionali, tranne per alcuni aspetti quali l'origine vulcanica dei suoli e l'organizzazione aziendale orientata al mercato, mostrano fondamentali differenze (tabella 37). Analizzando i valori dell'indicatore UAA si nota come le aziende viterbesi abbiano una superficie non coltivata compresa tra un decimo e un quinto del totale (essenzialmente riconducibile a boschi e siepi); le aziende azzorreni presentano un'equa ripartizione tra coltivi e aree non coltivate (essenzialmente riconducibili a pascoli e siepi – utilizzate per prevenire i danni dei forti venti). Tali superfici sono fondamentali in termini di conservazione e gestione della biodiversità (McCollin *et al.*, 2000). Nel viterbese le aziende dedite all'allevamento di bovini da latte interessano superfici maggiori praticamente quadruple rispetto alla realtà di Terceira (77,7 e 19,2 ha, rispettivamente). A Viterbo, la presenza di colture foraggere è massima nelle aziende con bovini da latte (73,3) ma anche le aziende prive di allevamenti includono le foraggere - leguminose - nelle rotazioni colturali (25,9%, riferibile a rotazioni quadriennali con un anno di foraggere). A Terceira, le colture foraggere dominano pesantemente il sistema colturale (92,0%). Nelle due realtà aziendali, il numero di bovini per ettaro di superficie foraggiera è simile mentre, dai dati a disposizione, la produzione di latte (riferita a ettaro di foraggere) risulta maggiore a Viterbo rispetto a Terceira (4,1 e 7,3, rispettivamente). Tale situazione è imputabile alle diverse caratteristiche climatiche e di gestione aziendale tra i due siti. Nei due sistemi di allevamento bovino la razza prevalentemente allevata è la Frisona e ciò giustifica l'identico contenuto proteico del latte descritto dall'indicatore PP.

Tabella 37. Valori di alcuni indicatori strutturali agroambientali (ASIs) di composizione e di organizzazione delle aziende della Provincia di Viterbo (non miste, miste e con solo bovini da latte) e dell'isola di Terceira (solo bovini da latte) (tra parentesi è riportato l'errore standard).

ASIs (unità di misura)	Viterbo			Terceira
	non miste	miste	bovini da latte	bovini da latte
FA (ha)	39,0 (±17,6)	88,7 (±16,1)	77,7 (±12,5)	19,2 (±5,9)
UAA (%)	88,0 (±3,9)	89,8 (±2,8)	83,8 (±3,3)	45,9 (±7,0)
FO (%)	25,9 (±7,3)	63,3 (±5,3)	73,3 (±6,9)	92,0 (±6,9)
CD (cows/ha)			1,2 (±0,2)	1,2 (±0,5)
MP (l 10 ³ /ha)			7,3 (±2,2)	4,1 (±1,6)
PP (%)			3,28 (±0,5)	3,20 (±0,6)

Analizzando i risultati degli ASIs (tabella 38) si nota come, a Viterbo, l'intensità energetica per ettaro aumenti (in termini di energia) con la presenza degli allevamenti in generale e con quella dei bovini da latte in particolare. A Viterbo, nelle aziende di bovini da latte i carburanti e i mangimi risultano essere le principali componenti della produzione (62% e 26%, rispettivamente). In termini di moneta, sempre nelle aziende viterbesi, EI aumenta con la presenza di allevamenti nell'azienda arrivando a triplicarsi nelle aziende con bovini da latte rispetto alle aziende senza allevamenti (1.651 e 597 euro, rispettivamente); inoltre, nelle aziende con bovini da latte i mangimi diventano la prima componente della produzione superando ai carburanti (80% e 9%, rispettivamente). In termini energetici, tra le aziende con allevamenti di bovini da latte di Terceira e Viterbo

l'intensità energetica risulta nel complesso sovrapponibile ma con sostanziali differenze nell'uso di concimi (notevolmente maggiore nelle prime) e dei carburanti (maggiore nelle seconde).

In termini monetari, l'intensità energetica delle aziende viterbesi è circa 2,7 volte maggiore rispetto a quella di Terceira.

Tabella 38. Indicatori strutturali agroambientali (ASIs) energetici (GJ) e monetari (€) (tra parentesi è riportato l'errore standard).

ASIs	Viterbo			Terceira
	<i>non miste</i>	<i>miste</i>	<i>bovini da latte</i>	<i>bovini da latte</i>
EI - (GJ)	16,07 ($\pm 3,69$)	27,06 ($\pm 6,09$)	39,44 ($\pm 11,73$)	45,62 ($\pm 8,78$)
- elettricità	0,45 ($\pm 0,25$)	1,88 ($\pm 0,84$)	3,86 ($\pm 1,68$)	0,35 ($\pm 0,08$)
- carburanti	8,83 ($\pm 2,79$)	7,83 ($\pm 1,19$)	10,13 ($\pm 2,44$)	10,66 ($\pm 4,75$)
- lubrificanti	0,010 ($\pm 0,003$)	0,010 ($\pm 0,002$)	0,013 ($\pm 0,005$)	0,07 ($\pm 0,02$)
- concimi ⁽¹⁾	3,77 ($\pm 0,94$)	3,40 ($\pm 1,58$)	0,20 ($\pm 0,10$)	11,38 ($\pm 6,99$)
- erbicidi e antiparassitari ⁽¹⁾	1,29 ($\pm 0,54$)	0,39 ($\pm 0,28$)	0,01 ($\pm 0,01$)	0,44 ($\pm 0,09$)
- sementi	1,72 ($\pm 0,92$)	0,62 ($\pm 0,13$)	0,64 ($\pm 0,32$)	0,23 ($\pm 0,15$)
- mangimi		12,93 ($\pm 5,64$)	24,59 ($\pm 9,65$)	22,49 ($\pm 12,89$)
EI - (€)	597 (± 144)	1.046 (± 320)	1.651 (± 582)	616 (± 117)
- elettricità	11 (± 6)	46 (± 20)	93 (± 41)	9 (± 4)
- carburanti	131 (± 41)	116 (± 18)	150 (± 36)	87 (± 36)
- lubrificanti	5 (± 1)	5 (± 1)	7 (± 3)	5 (± 2)
- concimi ⁽¹⁾	79 (± 15)	57 (± 23)	2 (± 1)	134 (± 30)
- erbicidi e antiparassitari ⁽¹⁾	171 (± 57)	60 (± 33)	12 (± 5)	20 (± 7)
- sementi	200 (± 106)	72 (± 15)	74 (± 37)	31 (± 13)
- mangimi		690 (± 301)	1.313 (± 516)	330 (± 194)

⁽¹⁾ Considerando la media annuale delle rotazioni.

Raggruppando gli input in diretti e indiretti (tabella 39) è possibile vedere che tra le aziende di Viterbo l'uso di energie dirette diminuisce con la presenza degli allevamenti ed è minima nelle aziende con bovini da latte (ruolo agroecologico degli allevamenti, Edwards *et al.*, 1993); invece, a Terceira l'uso delle energie dirette è praticamente la metà di quello delle aziende da latte viterbesi e ciò può essere imputato alla minor intensità del sistema gestionale.

Al contrario, l'uso di energie indirette risulta molto maggiore nelle aziende di Terceira rispetto a quelle di Viterbo (0,76 e 0,60, rispettivamente) e ciò è imputabile alla maggior necessità delle aziende isolate di supportare gli allevamenti e le coltivazioni con risorse energetiche esterne. Infatti, le semplificate rotazioni (quasi prive di leguminose) e la significativa presenza di specie aliene importate con mangimi e sementi rendono necessario utilizzare prodotti chimici e mangimi.

Valutando i risultati monetari, le differenze tra i due siti sono inconsistenti: la distribuzione tra input energetici diretti (0,19 e 0,17) e indiretti (0,81 e 0,83) risulta sovrapponibile. Tale situazione può essere principalmente riferita ai prezzi dei carburanti nelle due regioni (0,87 e 0,37 €/kg a Viterbo e Terceira, rispettivamente) significativamente differenti tra loro in ragione delle politiche portoghesi ed europee di supporto all'arcipelago.

Un differente peso economico della stessa fonte energetica comporta significative differenze agroecologiche tra i due sistemi di aziendali di produzione del latte.

Analizzando i risultati degli AFI (funzionamento del sistema) (tabella 40) si notano i differenti ruoli dei fattori della produzione in funzione delle tipologie gestionali e i pesi che delle diverse componenti energetiche assumono in termini monetari.

Tabella 39. Indicatori strutturali agroambientali (ASIs) degli input diretti (DED) e indiretti (IED) in termini energetici (J/J) e monetari (€/€) (tra parentesi è riportato l'errore standard).

ASIs	Viterbo			Terceira
	<i>non miste</i>	<i>miste</i>	<i>bovini da latte</i>	<i>bovini da latte</i>
DED - (J/J)	0,55 (±0,07)	0,46 (±0,06)	0,40 (±0,04)	0,24 (±0,06)
DED - (€/€)	0,32 (±0,06)	0,25 (±0,04)	0,19 (±0,03)	0,17 (±0,05)
IED - (J/J)	0,45 (±0,07)	0,54 (±0,06)	0,60 (±0,04)	0,76 (±0,06)
IED - (€/€)	0,68 (±0,06)	0,75 (±0,04)	0,81 (±0,03)	0,83 (±0,05)

Nelle aziende viterbesi non miste, in termini energetici, i principali fattori della produzione sono: carburanti, (0,92), concimi, (0,17) e sementi (0,15); in termini monetari, sementi (0,50), erbicidi e antiparassitari (0,23) e carburanti (0,15). Da tale confronto evidenzia la discrepanza che emerge dall'analisi energetica o monetaria nello studio dell'efficienza d'uso degli stessi fattori della produzione.

Tabella 40. Indicatori funzionali agroambientali (AFIs) in termini energetici (J/J) e monetari (€/€) (tra parentesi è riportato l'errore standard).

	Viterbo			Terceira
	<i>non miste</i>	<i>miste</i>	<i>bovini da latte</i>	<i>bovini da latte</i>
AFIs - (J/J)				
- elettricità	0,0493 (±0,0132)	0,0778 (±0,0214)	0,2417 (±0,0734)	0,0093 (±0,0135)
- carburanti	0,9244 (±0,5451)	0,4387 (±0,0661)	0,5767 (±0,0888)	0,4010 (±0,1813)
- lubrificanti	0,0015 (±0,0010)	0,0005 (±0,0001)	0,0006 (±0,0001)	0,0026 (±0,0022)
- concimi ⁽¹⁾	0,1733 (±0,0595)	0,1691 (±0,0907)	0,0138 (±0,0011)	0,4106 (±0,1806)
- erbicidi e antiparassitari ⁽¹⁾	0,1281 (±0,0700)	0,0171 (±0,0082)	0,0002 (±0,0001)	0,0150 (±0,0067)
- sementi	0,1401 (±0,0585)	0,0413 (±0,0081)	0,0304 (±0,0072)	0,0087 (±0,0051)
- mangimi		0,4754 (±0,1001)	1,0847 (±0,0675)	0,7717 (±0,2397)
AFIs - (€/€)				
- elettricità	0,0208 (±0,0033)	0,0302 (±0,0081)	0,0505 (±0,0153)	0,0100 (±0,0143)
- carburanti	0,1503 (±0,0349)	0,1141 (±0,0237)	0,0738 (±0,0114)	0,1287 (±0,0385)
- lubrificanti	0,0072 (±0,0017)	0,0049 (±0,0012)	0,0025 (±0,0002)	0,0099 (±0,0124)
- concimi ⁽¹⁾	0,1273 (±0,0449)	0,0543 (±0,0200)	0,0017 (±0,0004)	0,1836 (±0,0463)
- erbicidi e antiparassitari ⁽¹⁾	0,2341 (±0,0895)	0,0405 (±0,0102)	0,0019 (±0,0005)	0,0321 (±0,0170)
- sementi	0,5063 (±0,2018)	0,1124 (±0,0286)	0,0305 (±0,0073)	0,0429 (±0,0140)
- mangimi		0,3375 (±0,0568)	0,5006 (±0,0311)	0,4514 (±0,1593)

⁽¹⁾ Considerando la media annuale delle rotazioni.

In accordo con tali valori, per produrre 100 unità di output occorrono 92 unità di carburanti se si considera il *joule* (unità energetiche) e solo 12 unità se si considera l'euro (unità monetaria). Nelle aziende viterbesi miste le prime tre componenti della produzione sono, in termini energetici i mangimi (0,48), i carburanti (0,44) e i concimi (0,17) e in termini monetari i mangimi (0,34), i carburanti (0,11) e le sementi (0,11).

Nelle aziende di Viterbo con bovini da latte, le prime tre componenti della produzione sono, in termini energetici, i mangimi (1,09), i carburanti (0,58) e l'elettricità (0,24) e, in termini monetari, i mangimi (0,50), i

carburanti (0,07) ed elettricità (0,05). Nelle aziende di Terceira le prime tre componenti della produzione sono, in termini energetici, i mangimi (0,77), i concimi (0,41) e i carburanti (0,40) e, in termini monetari, i mangimi (0,45), i concimi (0,18) e i carburanti (0,13). L'analisi dell'efficienza energetica delle aziende da latte di Viterbo e di Terceira, si nota come in entrambe le ecoregioni i mangimi rappresentino la prima componente della produzione. Tale situazione è particolarmente evidente a Viterbo, in ragione del maggior approvvigionamento di tale componente produttiva dal mercato, evidenziando la presenza di un fenomeno di trasferimento dei costi ambientali di coltivazione delle granelle in altri territori agricoli (nazionali e internazionali). Al contrario, a Terceira il costo ambientale legato alla coltivazione di essenze dedicate all'alimentazione animale grava sull'isola stessa.

4.4.3 Considerazioni

L'isola di Terceira e la Provincia di Viterbo descrivono differenti ruralità prodotte dalle diverse evoluzioni storiche delle relazioni uomo-ambiente e sono entrambe coinvolte nelle questioni connesse alla globalizzazione come l'omologazione alimentare, la dipendenza dalle energie non rinnovabili e la sostenibilità ambientale. In questo contesto, le due differenti realtà agricole delineano la realizzazione di differenti soluzioni per rispondere alle richieste del mercato mondiale. Nella Provincia di Viterbo la gestione degli allevamenti associata alla diversificazione del sistema colturale risulta avere minori costi ambientali connessi all'attività agricola soprattutto in termini di uso delle energie indirette (concimi, erbicidi e antiparassitari). Viceversa, i sistemi agricoli in essere nell'isola di Terceira appaiono poco diversificati (in termini di tipologia di allevamenti e di coltivazioni) e fortemente suscettibili ai cambiamenti del mercato del latte.

Nel confronto attuato, i fattori che maggiormente limitano il miglioramento delle imprese agricole di Terceira, indipendentemente dai processi produttivi, sono da riferire ai bassi prezzi del latte praticati agli agricoltori, alle elevate responsabilità di conduzione dell'attività, alle ridotte dimensioni aziendali, alla bassa professionalizzazione dei lavoratori, alla parcellizzazione delle superfici aziendali e alle difficoltà di accorpamento delle stesse e alla mancanza di piani di sviluppo globali del comparto agricolo.

Gli incentivi europei agli investimenti stimolano la modernizzazione (in termini di sostituzione) e la produttività aziendale associata al reddito degli agricoltori. Tuttavia, la sola introduzione di capitali monetari, ha avuto degli effetti perversi sulle aziende azzorreni non rendendole più efficienti e competitive ma solo più specializzate a scapito della diversificazione, più soggette alle scelte politiche del settore agricolo locale. La combinazione di tali fenomeni ha portato a un iniquo e non sostenibile sviluppo dell'agricoltura dell'isola di Terceira rispetto alla situazione generale del centro Italia.

4.4.4 Bibliografia citata

- Altieri, M., 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 93, 1-24.
- Bechini, L., Bergamo, D., Biino, U., Silvestri, S., Zanichelli, I., Bocchi, S., Confalonieri, R., 2001. Using simulation models to set up agroecological indicators of farming system. In: European Society for Agronomy (Ed.), *Modelling cropping systems, Proceedings of 2nd Int. Symposium*. Firenze, July 16-18. pp. 101-102.
- Caporali, F., 2004. *Agriculture and Health. The Challenge of Organic Farming*. Editeam, Cento.
- Caporali, F., 2007. Agroecology as a Science of Integration for Sustainability in Agriculture. *Italian Journal of Agronomy*, 2, 73-82.
- Caporali, F., Francis, C., 2008. Scientific and philosophical foundation of agroecology and organic farming. In: Caporali, F., Lieblein, G., Von Fragstein, P., Francis, C. (Eds.), *Teaching and research in agroecology and organic farming: challenges and perspectives*. Agnesotti, Viterbo, pp. 17-27.
- Caporali, F., Mancinelli, R., Campiglia, E., 2003. Indicators of cropping system diversity in organic and conventional farms in Central Italy. *International Journal of Agricultural Sustainability*. 1, 67-72.
- Caporali, F., Mancinelli, R., Campiglia, E., Di Felice, V., Xie, Y., 2007. Evaluation of organic and conventional farms through sustainability indicators. In: Donatelli, M., Hatfield, J., Rizzoli, A. (Eds.), *Farming Systems Design 2007, Int. Symposium on Methodologies on Integrated Analysis on Farm Production Systems*, Catania, September 10-12. 2, pp. 145-146.
- Cuppari, P., 1862. *Saggio di ordinamento dell'azienda rurale*. Cellini, Firenze.
- Draghetti, A., 1948. *Principi di fisiologia dell'azienda agraria*. Istituto Ed. Agricolo, Bologna, 354 p.
- Edwards, C.A., Grove, T.L., Harwood, R.R., Pierce, Colfer, C.J., 1993. The role of agroecology and integrated farming systems in agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 46, 99-121.
- Forni, G., Marcone, A., 2003. *Storia dell'agricoltura italiana: l'età antica*. Rivista di storia dell'agricoltura. Firenze.
- Gliessman, S.R., 2007. *Agroecology: the ecology of sustainable food systems*, second edition. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Roca.
- Guzmán, G.I., Alonso, A.M., 2008. A comparison of energy use in conventional and organic olive oil production in Spain. *Agricultural Systems* 98, 167-176.
- Hoyer, 2008. An interdisciplinary approach to agriculture in Central and Southern Italy 202-103 BC. Master of Arts thesis. The University of British Columbia, Vancouver.
- ISTAT, 2002. *5° Censimento dell'agricoltura italiana: 2000*. Istituto Nazionale di Statistica, Roma.
- McCollin, D., Jackson, J.I., Bunce, R.G.H., Barr, C.J., Stuart, R., 2000. Hedgerows as habitat for woodland plants. *Journal of Environmental Management* 60, 77-90.
- Meul, M., Nevens, F., Reheul, D., Hofman, G., 2007. Energy use efficiency of specialised dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 119, 135-144.
- Pacini, C., Giesen, G., Wossink, A., Omodei-Zorini, L., Huirne, R., 2004. The EU's Agenda 2000 reform and the sustainability of organic farming in Tuscany: ecological-economic modeling at field and farm level. *Agr. Syst.* 80, 171-197.
- Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Vazzana, C., Huirne, R., 2003. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 95, 273-288.
- Tellarini, V., Caporali, F., 2000. An input/output methodology to evaluate farms as sustainable agroecosystems: an application of indicators to farms in central Italy. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 77, 111-123.

Capitolo 5. **Considerazioni finali e conclusioni**

Negli anni, un modello di sviluppo agricolo basato su criteri di carattere socio-economico ha trascurato, se non mortificato, l'aspetto del mantenimento e della valorizzazione della componente bio-fisica; inoltre, aggressività tecnologica e declino della biodiversità hanno creato criticità dei sistemi produttivi agricoli soprattutto nei Paesi sviluppati. Dato che le limitazioni alla realizzazione di uno sviluppo di tipo sostenibile sono riconducibili al contesto bio-fisico, che provvede al rinnovamento delle risorse naturali e alla fornitura dei servizi ecologici necessari alla vita, gli indicatori di sostenibilità sono indispensabili strumenti per il raggiungimento della conoscenza scientifica utile ad attuare un modello duraturo. In questo quadro, la progettazione e gestione di sistemi agricoli sostenibili sotto l'aspetto ambientale riveste una basilare importanza al fine di rispondere alle crescenti esigenze umane di alimenti e alla necessità di protezione degli ecosistemi.

La ricerca, condotta attraverso la definizione e l'applicazione di alcune metodologie d'indagine, ha cercato di misurare e combinare informazioni inerenti caratteristiche degli agroecosistemi nei livelli gerarchici di paesaggio e di azienda al fine di valutare la loro organizzazione, il loro funzionamento e le loro criticità tramite indicatori ritenuti capaci di cogliere in maniera olistica i vari aspetti della sostenibilità. Cercare di misurare la sostenibilità tramite indicatori riveste una fondamentale valenza operativa nel miglioramento dei processi decisionali in termini di conoscenze, monitoraggio e capacità predittive. Applicare lo studio a livelli gerarchici differenti della scala agroecosistemica consente di mettere a fuoco situazioni non chiaramente visibili a scale inferiori o superiori enfatizzando il concetto di integrazione tra i livelli.

Lo studio condotto nel Lazio Meridionale, ha consentito di fare una serie di considerazioni sull'attività agricola a livelli gerarchici elevati analizzando il paesaggio in base alla proprietà (pubblica o privata), all'altimetria (pianura, collina o montagna) e al fitoclima (di tipo 2, di tipo 4, di tipo 5, di tipo 10 o di tipo 12; in base alla classificazione di Blasi) in termini di gestione e protezione della biodiversità. In estrema sintesi, a livello di paesaggio, le ricerche condotte hanno evidenziato la sinergia e complementarietà d'azione delle componenti pubbliche (conservazione) e private (eterogeneità) nella gestione dell'agroambiente in quanto espressione dell'interazione tra componenti bio-fisiche (quali l'altimetria e il fitoclima) e componenti socio-economiche (quali la tradizione culturale e il mercato agricolo). L'estensione della proprietà pubblica aumenta al crescere della quota altimetrica e domina in montagna, dove il regime di utilizzazione prevede forme di copertura del suolo, che possono essere definite permanenti (bosco, pascolo e aree in successione intermedia), adatte a svolgere un ruolo conservativo sulla biodiversità e protettivo sulla regimazione idrologica dei bacini. Viceversa, l'estensione della proprietà privata aumenta col diminuire della quota altimetrica e domina in pianura, dove il regime di utilizzazione del suolo è prevalentemente agricolo (gestione della biodiversità), con maggiore presenza di colture erbacee. Il fenomeno della frammentazione, amplifica l'effetto di presenza di ecotoni sulla biodiversità tramite l'aumento qualitativo e quantitativo degli ecotoni associati alle classi di copertura vegetate. Gli ecotoni sono un'importante fonte di diversità biologica sia vegetale sia animale, che risultano essere presenti in modo maggiore nelle fasce altimetriche di pianura e collina; dove l'agricoltura (sotto forma di coltivazioni erbacee e

arboree) è presente in maniera più incisiva. Le considerazioni fatte in relazione ai risultati nello studio territoriale, consentono di affermare che la gestione privata, nelle aree in pianura e in collina, risulta essere uno strumento di primaria importanza per la gestione della biodiversità in quanto non solo aumenta la diversità del paesaggio con la presenza di ecotoni (quindi le forme di vita ad esse associate), ma migliora anche la qualità dell'intero ecosistema garantendo il continuo monitoraggio d'importanti parametri quali l'interfaccia acqua/terra e i caratteri idrogeologici. E' opportuno anche rilevare che una parte della frammentazione delle superfici si genera per azioni antropiche legate alla costruzione di infrastrutture stradali. Generalmente, tale fenomeno ha impatti negativi sulla biodiversità ed è maggiormente presente nella fascia altimetrica di pianura.

L'attività di ricerca sul paesaggio, pur essendo ritenuta metodologicamente valida, presenta criticità essenzialmente riconducibili a due aspetti. Il primo è relativo alla dimensione temporale dell'indagine (essa si limita a valutare lo stato del paesaggio in un determinato istante - fotografia) che dovrebbe essere estesa a un lasso di tempo maggiore (a esempio gli ultimi 50-60 anni) con monitoraggi costanti (a esempio decennali). Il secondo aspetto è relativo all'acquisizione di ulteriori informazioni sullo stato di biodiversità dei livelli gerarchici inferiori (diversità inter- e intra-specifica animale e vegetale, fertilità biologica dei suoli, ecc.).

Gli studi condotti al livello gerarchico di agroecosistema aziendale hanno consentito di analizzare il risultato delle scelte dell'agricoltore valutando la sua azione in qualità di figura decisionale di riferimento del comparto agricolo. Valutare e comparare le prestazioni agroecologiche degli agroecosistemi aziendali non è compito semplice soprattutto in ragione dei diversi sistemi di gestione (biologico, convenzionale, con allevamenti, senza allevamenti, ecc.) e della loro unicità (combinazione di irripetibili componenti umane e territoriali). La definizione e applicazione di corrette pratiche quali a esempio la rotazione colturale (necessaria al mantenimento della fertilità fisica, chimica e biologica del suolo che agisce sulla produttività globale) e la conservazione delle strutture ecologiche a minor grado di antropizzazione (boschi, siepi, bordi campo inerbiti, ecc.) in prossimità dei campi (essenziali a definire un adeguato livello di integrità biologica dell'agroecosistema) diviene condizione indispensabile a favorire la condizione di sostenibilità della moderna agricoltura. In ragione delle molteplici e complesse relazioni tra le componenti biotiche e abiotiche che costituiscono l'agroecosistema, è necessario adottare approcci d'indagine di tipo multicriteriale che analizzino il sistema produttivo tramite una pluralità di indicatori legati a più caratteristiche.

Le indagini condotte presentano, volutamente, alcune caratteristiche (es.: lo studio considera solo l'azienda e solo i suoi principali flussi di materia ignorando i fenomeni a monte - produzione delle componenti produttive - e a valle - trasformazione e commercializzazione dei prodotti finali) che potrebbero essere considerate come limitazioni all'analisi (es.: la contabilizzazione ambientale, economica e sociale dell'intero processo produttivo). Tali caratteristiche sono tuttavia scientificamente corrette in quanto basate sui principi dell'ecologia in generale e dell'agroecologia in particolare. Infatti, la definizione dei limiti spaziali (superfici aziendali) e temporali (uno o più anni) agevola concettualmente e tecnicamente l'indagine considerando l'agroecosistema aziendale come un

processo termodinamico monitorabile in cui le prestazioni vengono definite dalle interazioni socio-economiche e bio-fisiche. Al contempo, non vi è dubbio che l'estensione temporale delle indagini (soprattutto quella condotta nelle Province del Lazio meridionale) possa aver colto alterazioni relative al momentaneo stato dei sistemi agricoli e delle condizioni dei mercati dei prodotti e dei fattori della produzione. Al fine di compensare tali fenomeni, bisognerebbe estendere l'intervallo temporale dell'analisi a lassi di tempo più ampi (almeno 10 anni), anche al fine di considerare gli effetti di pratiche agricole di lungo respiro quali ad esempio le rotazioni colturali (particolarmente rilevanti nelle gestioni biologiche e nelle aziende zootecniche con erbivori in quanto generalmente caratterizzate da maggior complessità e durata del sistema colturale) che rivestono un ruolo cardine nel preservare la fertilità del suolo e diminuire la dipendenza dalle fonti non rinnovabili.

Nel terzo millennio, in risposta alla crescente richiesta di sostenibilità, l'agricoltura può e deve avere un ruolo cardine nella definizione dei paradigmi di sviluppo. Al fine di raggiungere tale obiettivo occorre incrementare la conoscenza per progettare e gestire i futuri agroecosistemi. La sostenibilità in agricoltura assume quindi il significato epistemologico di Scienza che, tramite l'acquisizione sistematica delle conoscenze, studia la realtà e le leggi che la regolano. Il lavoro condotto durante il Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali ha voluto essere un contributo alla Scienza della Sostenibilità che considera l'essenzialità dell'agricoltura nei futuri modelli di sviluppo sulla terra.

Appendice A

Legenda CORINE LAND-COVER

Legenda delle classi di copertura CORINE LAND-COVER distinte nei vari livelli. Scheda 1.

LIVELLI					DESCRIZIONE
I	II	III	IV	V	
1	1.01	1.01.01			zone residenziali a tessuto continuo
		1.01.02	1.1.2.1		case sparse
			1.1.2.2		borghi e villaggi
	1.02		1.1.2.3		aziende agricole e annessi, casali, cascine e masserie
		1.02.01			aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati
		1.02.02	1.2.2.1	1.2.2.1.1	ferrovie ad un binario
				1.2.2.1.2	ferrovie a due binari
				1.2.2.1.3	caselli ferroviari
				1.2.2.1.4	stazioni ferroviarie
			1.2.2.2	1.2.2.2.1	autostrade, caselli e raccordi autostradali
				1.2.2.2.2	strade statali
				1.2.2.2.3	altre strade asfaltate
				1.2.2.2.4	altre strade a fondo sterrato
				1.2.2.2.5	stazioni di servizio, piazzole, imposti
			1.2.2.3	1.2.2.3.1	ponti, viadotti
				1.2.2.3.2	gallerie
				1.2.2.3.3	cavalcavia, svincoli
			1.2.2.4		acquedotti, elettrodotti, oleodotti e metanodotti sopraelevati
			1.2.2.5		dighe, chiuse, centrali
		1.02.03			aree portuali
		1.02.04			aeroporti
	1.03	1.03.01			aree estrattive
		1.03.02			discariche
		1.03.03			cantieri
	1.04	1.04.01			aree verdi urbane
		1.04.02			aree ricreative e sportive
	1.05	1.05.01			siti archeologici
		1.05.02			monumenti e rovine
2	2.01	2.01.01	2.1.1.1	2.1.1.1.1	seminativi semplici - terreni soggetti alla coltivazione erbacea intensiva di cereali, leguminose e colture orticole in campo
				2.1.1.1.2	seminativi arborati - terreni aventi le stesse caratteristiche dei seminativi semplici, ma caratterizzati dalla presenza di piante arboree destinate ad una produzione agraria accessoria rispetto alle colture erbacee
				2.1.1.1.3	colture orto-floro-vivaistiche
			2.1.1.1.4		colture industriali
			2.1.1.2	2.1.1.2.1	seminativi semplici - terreni soggetti alla coltivazione erbacea estensiva di cereali, leguminose e colture orticole in campo
				2.1.1.2.2	seminativi arborati - terreni aventi le stesse caratteristiche dei seminativi semplici, ma caratterizzati dalla presenza di piante arboree destinate ad una produzione agraria accessoria rispetto alle colture erbacee
				2.1.1.2.2	seminativi arborati - terreni, irrigati stabilmente e periodicamente attraverso infrastrutture permanenti, soggetti alla coltivazione erbacea intensiva di cereali, leguminose e colture orticole in campo
		2.01.02	2.1.2.1	2.1.2.1.1	seminativi semplici - terreni, irrigati stabilmente e periodicamente attraverso infrastrutture permanenti, soggetti alla coltivazione erbacea intensiva di cereali, leguminose e colture orticole in campo
				2.1.2.1.2	seminativi arborati
				2.1.2.1.3	colture orto-floro-vivaistiche
				2.1.2.1.4	colture industriali
			2.1.2.2	2.1.2.2.1	seminativi semplici - terreni, irrigati stabilmente e periodicamente attraverso infrastrutture permanenti, soggetti alla coltivazione erbacea estensiva di cereali, leguminose e colture orticole in campo
				2.1.2.2.2	seminativi arborati - terreni, irrigati stabilmente e periodicamente attraverso infrastrutture permanenti, soggetti alla coltivazione erbacea estensiva di cereali, leguminose e colture orticole in campo e caratterizzati dalla presenza di piante arboree destinate ad una produzione agraria accessoria rispetto alle colture erbacee
		2.01.03			risaie
2	2.02	2.02.01	2.2.1.1		vigneti e colture permanenti miste con leggera prevalenza di vigneti
			2.2.1.2		altri vigneti
		2.02.02			frutteti

Legenda delle classi di copertura CORINE LAND-COVER distinte nei vari livelli. Scheda 2.

LIVELLI					DESCRIZIONE
I	II	III	IV	V	
	2.02	2.02.03	2.2.3.1 2.2.3.2		oliveti e colture permanenti miste con prevalenza di oliveti altri oliveti
		2.02.04	2.2.4.1 2.2.4.2 2.2.4.3		impianti di arboricoltura da legno a pioppo ibrido (<i>Populus x euroamericana</i>) arboricoltura da legno a noce comune (<i>Juglans regia</i> L.) e noce nero (<i>Juglans nigra</i> L.) impianti di eucalitti (<i>Eucalyptus</i> sp.pl.) a uso produttivo e per alberature
	2.03	2.03.01			prati e prati-pascoli avvicendati - comprendono colture foraggere (prati artificiali) avvicendate o non, sottoposte a sfalci e a pratiche agronomiche di diverso tipo e con composizione floristica varia. possono essere anche pascolate ma più spesso il foraggio è raccolto meccanicamente
	2.04	2.04.01			colture temporanee associate a colture permanenti - queste ultime coprenti meno del 25% della superficie totale
		2.04.02			sistemi colturali e particellari complessi - mosaico di appezzamenti singolarmente non cartografabili con varie colture temporanee, prati stabili e colture permanenti, occupanti ciascuna meno del 75% della superficie totale
		2.04.03			aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti aree in cui le colture agrarie, che occupano più del 25% e meno del 75% della superficie totale, sono affiancate da spazi naturali importanti
		2.04.04			aree agroforestali - colture temporanee o pascoli sotto copertura arborea di specie forestali inferiore al 10%
3	3.01	3.01.01	3.1.1.1	3.1.1.1.1	leccete a viburno - leccete termofila delle zone costiere occidentali in cui il leccio (<i>Quercus ilex</i> L.) predomina. Presenza nello strato arbustivo di viburno (<i>Viburnum tinus</i> L.), fillirea (<i>Phillyrea latifolia</i> L. e <i>P. angustifolia</i> L.) e lentisco (<i>Pistacia lentiscus</i> L.). <i>Viburno-Quercetum ilicis</i> (Br.-Bl. 1936) Rivas-Martínez 1975
				3.1.1.1.2	leccete a orniello - boschi di sclerofille sempreverdi con presenza di latifoglie decidue, corrispondenti all' <i>Orno-Quercetum ilicis</i> (Horvatic 1958). La specie arborea dominante è il leccio (<i>Quercus ilex</i> L.), associata a numerose specie di caducifoglie, quali soprattutto l'orniello (<i>Fraxinus ornus</i> L.) e la carpinella (<i>Carpinus orientalis</i> Miller.), ma anche la roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.) e il fragno (<i>Quercus troyana</i> Webb.) (area delle Gravine). Nello strato arbustivo superiore prevalgono la fillirea (<i>Phillyrea latifolia</i> L.), in quello inferiore il pungitopo (<i>Ruscus aculeatus</i> L.), la smilace (<i>Smilax aspera</i> L.), la rosa sempreverde (<i>Rosa sempervirens</i> L.), il caprifoglio (<i>Lonicera implexa</i> Ait.)
			3.1.1.2	3.1.1.2.1	boschi di fragno - boschi di specie quercine semipersistenti, corrispondenti all' <i>Euphorbio apii-Quercetum troyanae</i> Bianco, Brullo, Minissale, Signorello, Spampinato, 1997, tipici dei suoli calcarei delle Murge. La specie arborea dominante è il fragno (<i>Quercus troyana</i> Webb. o <i>Q. macedonica</i> DC.), associata alla roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.). Rari sono i casi di boschi puri di fragno. Talvolta a densità rada con sottobosco tipico della macchia a lentisco (<i>Oleo-Lentiscetum</i> Br-Bl. et R. Molinier., 1951), con presenza elettiva di pero mandorlino (<i>Pyrus amigdaliformis</i> Vill.), <i>Rhamnus saxatilis</i> subsp. <i>infectarius</i> (L.) P. Fourn. e <i>Arum lucanum</i> Cavara et Grande
				3.1.1.2.2	querceti di roverella - bosco termoeliofilo di roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.) con cerro (<i>Quercus cerris</i> L.) e leccio (<i>Quercus ilex</i> L.) con sottobosco ricco di specie mediterranee sempreverdi (<i>Roso sempervirentiquercetum pubescentis</i> Biondi 1982)
				3.1.1.2.3	boschi di rovere e roverella - bosco delle aree collinari prealpine più asciutte, spesso in esposizione sud, e con suoli acidi, superficiali a roccia affiorante. Le specie arboree dominanti sono rovere (<i>Quercus petraea</i> Liebl.) e roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.), associate a frassino maggiore (<i>Fraxinus excelsior</i> L.), acero campestre (<i>Acer campestre</i> L.) e, soprattutto sui suoli rocciosi, betulla (<i>Betula pendula</i> Roth.), robinia (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.) e bagolaro (<i>Celtis australis</i> L.). Nel sottobosco, prevale il brugo (<i>Calluna vulgaris</i> Hull.), associato a pungitopo (<i>Ruscus aculeatus</i> L.) e ad alloro (<i>Laurus nobilis</i> L.). Talora sporadico anche il leccio (<i>Quercus ilex</i> L.)
				3.1.1.2.4	cerrete termoigrofile mediterranee - cerreta polimorfa termoigrofila dei substrati freschi, a prevalenza di cerro (<i>Quercus cerris</i> L.) associato al Frassino meridionale (<i>Fraxinus oxycarpa</i> Bieb.), acero campestre (<i>Acer campestre</i> L.), carpino nero (<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.). Lo strato arbustivo è interessato dal biancospino (<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.), ligustro (<i>Ligustrum vulgare</i> L.), filliree (<i>Phillyrea</i> sp. pl.), ecc.. Può essere ascrivibile al <i>Fraxino oxycarpae-Quercetum cerridis</i> Foggi e Selvi 1997 o all' <i>Asparago tenuifolii-Quercetum cerridis</i> Scoppola e Filesi 1995

Legenda delle classi di copertura CORINE LAND-COVER distinte nei vari livelli. Scheda 3.

LIVELLI					DESCRIZIONE
I	II	III	IV	V	
				3.1.1.2.5	cerrete acidofile montane - bosco di cerro prevalente, spesso misto con carpino nero, talvolta con castagno, e a quote maggiori con il faggio, di fertilità discreta, diffuso su suoli silicei, comunque acidificati. Particolarmente diffuso sui versanti caldi
				3.1.1.2.6	cerrete dell'Italia meridionale - querceti a dominanza di cerro (<i>Quercus cerris</i> L.) con farnetto (<i>Quercus frainetto</i> Ten.) nello strato arboreo e di <i>Physospermum verticillatum</i> (W. et K.) Vis. e <i>Ptilostemon strictus</i> (Ten.) Greuter nel sottobosco. Tali formazioni sono riferibili alla sottoalleanza <i>Ptilostemono strictii-Quercenion cerridis</i> Bonin et Gamisans 1976
		3.1.1.3		3.1.1.3.1	boschi e boscaglie con acero campestre e acero trilobo - bosco xerofilo dei suoli calcarei prossimi alla costa tirrenica, a prevalenza di specie caducifoglie quali l'acero trilobo (<i>Acer monspessulanum</i> L.), l'Acero campestre (<i>Acer campestre</i> L.), il cerro (<i>Quercus cerris</i> L.) e albero di Giuda (<i>Cercis siliquastrum</i> L.) e roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.), nelle stazioni più calde tra le specie consociate è possibile trovare il biancospino (<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.), la carpinella (<i>Carpinus orientalis</i> Mill.), e nei fondovalle carpino bianco (<i>Carpinus betulus</i> L.)
				3.1.1.3.2	betuleti planiziali - boschi dei substrati alluvionali e morenici e delle aree pianeggianti, dominati dalla betulla (<i>Betula pendula</i> Roth.), pura o associata a pioppo tremolo (<i>Populus tremula</i> L.), farnia (<i>Quercus robur</i> L.) e castagno (<i>Castanea sativa</i> Mill.)
				3.1.1.3.3	ostrieti pionieri delle balze marnoso-arenacee appenniniche - cedui di discreta fertilità, spesso misti a cerro e a faggio, presenti in aree rupestri marnoso arenacee. Più rara la consociazione con sorbo montano (<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz), acero opalo (<i>Acer opalus</i> Auct.) acero di monte (<i>A. pseudoplatanus</i> L.), acero campestre (<i>A. campestre</i> L.), carpino bianco (<i>Carpinus betulus</i> L.) e orniello (<i>Fraxinus ornus</i> L.). Tali formazioni sono riferibili alla sottoalleanza <i>Laburno-Ostryenion carpinifoliae</i> (Ubaldi 1981) Poldini 1988
				3.1.1.3.4	boschi misti a dominanza di carpino nero - comprende boschi misti a dominanza di carpino nero (<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.) di ambienti in pendio con substrato calcareo relativi. A testimonianza del carattere polimorfo di tali formazioni, numerose risultano le specie mesofile presenti, quali l'acero campestre (<i>Acer campestre</i> L.), il ciavardello (<i>Sorbus torminalis</i> L.), il sorbo domestico (<i>Sorbus domestica</i> L.) e molte specie erbacee. Tali formazioni sono riferibili alla sottoalleanza <i>Laburno-Ostryenion carpinifoliae</i> (Ubaldi 1981) Poldini 1988
				3.1.1.3.5	frassineti d'invasione - formazioni pioniere dominate dal frassino maggiore (<i>Fraxinus excelsior</i> L.), puro o associato a robinia (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.)
				3.1.1.3.6	boschi di bagolaro - boschi d'invasione di terreni rocciosi o impoveriti a dominanza di bagolaro (<i>Celtis australis</i> L.). La specie con la quale si associa più frequentemente è la roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.), ma anche il pero canino (<i>Pyrus piraster</i> Burgsd.), il ciliegio canino (<i>Prunus mahaleb</i> L.), la rosa canina (<i>Rosa canina</i> L.), il corniolo (<i>Cornus mas</i> L.), il biancospino (<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.)
		3.1.1.4		3.1.1.4.1	castagneti con querce - boschi cedui di castagno (<i>Castanea sativa</i> Mill.) associato a rovere (<i>Quercus petraea</i> Liebl.), e/o roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.), con betulla (<i>Betula pendula</i> Roth.), bagolaro (<i>Celtis australis</i> L.) e robinia (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.), nelle zone più asciutte e rocciose, con pioppo nero (<i>Populus nigra</i> L.), frassino maggiore (<i>Fraxinus excelsior</i> L.), ciliegio (<i>Prunus avium</i> L.) negli ambienti più umidi a suoli profondi. Il sottobosco è per lo più dominato dal pungitopo (<i>Ruscus aculeatus</i> L.) e dal corniolo (<i>Cornus mas</i> L.), associati a seconda degli ambienti a brugo (<i>Calluna vulgaris</i> Hull.) o nocciolo (<i>Corylus avellana</i> L.)
				3.1.1.4.2	castagneti neutrofili su scisti marnosi - castagneti da frutto di modesta statura, con contemporanea presenza di polloni del ceduo, spesso circoscritti agli avvallamenti più freschi. Frequente l'invasione del carpino nero (<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.) e del cerro (<i>Quercus cerris</i> L.)
				3.1.1.4.3	castagneti dell'Italia meridionale - boschi a dominio del castagno (<i>Castanea sativa</i> , Mill.), subentrati in ambienti mesofili e in suoli acidi al <i>Physospermum verticillati-Quercetum cerridis</i> (Aita et al., 1977). La flora associata è scarsa e comunque tipica dell'associazione dei querceti a <i>Physospermum verticillatum</i> , con particolare presenza di esemplari di cerro (<i>Quercus cerris</i> L.) e roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.). Tali formazioni sono riferibili alla sottoalleanza <i>Ptilostemono strictii-Quercenion cerridis</i> Bonin et Gamisans 1976

Legenda delle classi di copertura CORINE LAND-COVER distinte nei vari livelli. Scheda 4.

LIVELLI					DESCRIZIONE
I	II	III	IV	V	
			3.1.1.5	3.1.1.5.1	faggeta mesofila a carice - faggeta delle zone meno fertili e più aride ove predomina <i>Carex alba</i> Scop.) e in misura minore <i>Carex montana</i> L. e <i>Carex digitata</i> L.) a formare uno strato erbaceo di solito ben sviluppato. Ricca presenza di arbusti, come ligustro (<i>Ligustrum vulgare</i> L.), viburno (<i>Viburnum lantana</i> L.) e pero corvino (<i>Amelanchier ovalis</i> Medicus).
				3.1.1.5.2	Faggete a dentaria a cinque foglie - faggeta delle zone più fertili, con copertura arborea più fitta che rende lo strato erbaceo e arbustivo più limitato. Si può rinvenire <i>Arum maculatum</i> L., <i>Cardamine heptaphyllos</i> (Vill.) Schulz var. <i>intermedia</i> Schulz, <i>Cardamine bulbifera</i> (L.) Crantz e <i>Cardamine enneaphyllos</i> (L.) Crantz
				3.1.1.5.3	faggete a sesleria - boschi di faggio di bassa quota, generalmente inferiore ai 1000 m s.l.m., di modesta fertilità e di statura media. Diffusi sui versanti ripidi e con prevalenza di affioramenti rocciosi, su substrati arenacei con intercalazioni di scisti argillosi. Sovente consociati con carpino nero (<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.), cerro (<i>Quercus cerris</i> L.), castagno (<i>Castanea sativa</i> Miller) e talvolta aceri (<i>Acer</i> sp.pl.). Queste faggete, spesso su suoli impoveriti per gli intensi sfruttamenti di ceduzione del passato, mostrano fenomeni di degradazione. Sono comprese anche le faggete a densità irregolare, di bassa statura e con polloni contorti, che si ritrovano alle quote maggiori dove la morfologia è più aspra, in un ambiente climatico limite per il faggio, soprattutto per l'azione vento
				3.1.1.5.4	Faggete ad agrifoglio - comprende l'associazione finale stabile, tipica di suoli calcarei, dell' <i>Aquifolio-Fagetum</i> Gentile 1969 a dominanza di faggio (<i>Fagus sylvatica</i> L.). Si tratta di boschi radi che consentono lo sviluppo di un vigoroso sottobosco, la cui specie caratteristica è l'agrifoglio (<i>Ilex aquifolium</i> L.), affiancata al tasso (<i>Taxus baccata</i> L.) e alla dafne laureola (<i>Daphne laureola</i> L.)
				3.1.1.5.5	faggete a campanula - comprende l'associazione finale stabile dell' <i>Asyneumati-Fagetum</i> Gentile, 1964 della fascia superiore dell'Appennino meridionale da 1500 a 1900 m s.l.m.. La specie arborea prevalente è il faggio (<i>Fagus sylvatica</i> , L.), associato ad un sottobosco a carattere prevalentemente erbaceo, le cui specie più significativa sono <i>Galium odoratum</i> (L) Scop. e <i>Campanula trachelium</i> L.
		3.1.1.6		3.1.1.6.1	pioppo-alneti planiziari - comprende pioppeti di pioppo ibrido (<i>Populus x euroamericana</i>) abbandonati e invasi da specie igrofile, tra le quali la prevalente è l'ontano nero (<i>Alnus glutinosa</i> L.)
				3.1.1.6.2	alneto-frassineti - bosco azonale delle aree planiziali umide contermini ai laghi, di ontano nero (<i>Alnus glutinosa</i> L.) e frassino maggiore (<i>Fraxinus excelsior</i> L.), a cui si associano farnia (<i>Quercus robur</i> L.), pioppo nero (<i>Populus nigra</i> L.), carpino bianco (<i>Carpinus betulus</i> L.), acero campestre (<i>Acer campestre</i> L.) e, talvolta, robinia (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.). Il sottobosco è dominato dal nocciolo (<i>Corylus avellana</i> L.)
				3.1.1.6.3	pioppo-olmeti ripariali - formazioni di pioppo bianco (<i>Populus alba</i> L.), pioppo nero (<i>Populus nigra</i> L.), con olmo campestre (<i>Ulmus campestris</i> Auct.), ontano nero (<i>Alnus glutinosa</i> L.) Gaertn.) e salici (<i>Salix</i> sp.pl.)
				3.1.1.6.4	pioppeti di pioppo nero - piccoli boschi azonali di pioppo nero (<i>Populus nigra</i> L.) delle stazioni depresse litoranee
				3.1.1.6.5	alneti ripariali - strisce di vegetazione che si insediano sugli alvei torrentizi in maniera discontinua. Frequente la consociazione fra nocciolo (<i>Corylus avellana</i> L.), ontano nero (<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertner) e pioppo bianco (<i>Populus alba</i> L.) e diverse specie di salice (<i>Salix</i> spp.)
		3.1.1.7		3.1.1.7.1	robinieti - boschi d'invasione a dominanza di robinia (<i>Robinia pseudoacacia</i> , L.). Le specie arboree e arbustive associate sono scarse, le più rappresentative sono il frassino maggiore (<i>Fraxinus excelsior</i> L.), la roverella (<i>Quercus pubescens</i> Willd.), e il sambuco (<i>Sambucus nigra</i> L.)
	3.01.02	3.1.2.1		3.1.2.1.1	boschi di pino d'Aleppo - pinete naturali o artificiali, per lo più pure, di pino d'Aleppo (<i>Pinus halepensis</i> Mill.), su suoli o affioramenti calcarei, corrispondenti al Pistacio-Pinetum halepensis De Marco et al., 1984. Dove la densità è minore il sottobosco è costituito da una macchia a lentisco (<i>Oleo-Lentiscetum</i> ; Br.-Bl. et Renè Mol., 1951)
				3.1.2.1.2	rimboschimenti di pino d'Aleppo - pinete artificiali a Pino d'Aleppo (<i>Pinus halepensis</i> Mill.) su dune consolidate

Legenda delle classi di copertura CORINE LAND-COVER distinte nei vari livelli. Scheda 5.

LIVELLI					DESCRIZIONE
I	II	III	IV	V	
				3.1.2.1.3	rimboschimenti di pino domestico - pinete artificiali a Pino domestico (<i>Pinus pinea</i> L.)
			3.1.2.2	3.1.2.2.1	rimboschimenti di pino nero - formazioni pure di pino nero (<i>Pinus nigra</i> Arn.), derivate da rimboschimenti su suoli degradati nella fascia dei boschi a latifoglie mesofite
				3.1.2.2.3	rimboschimenti di pino nero e pino silvestre - rimboschimenti di piccole entità a prevalenza di pino nero (<i>Pinus nigra</i> Arn.) e pino silvestre (<i>Pinus sylvestris</i> L.), associati a varie specie di cedri (<i>Cedrus</i> sp. pl.)
	3.01	3.01.02	3.1.1.2	3.1.2.2.4	pinete di pino laricio - boschi pionieri degli entisuoli e inceptisuoli silicei costituiti da fustaie di pino laricio (<i>Pinus laricio</i> L.), che, generalmente, vegeta in purezza. Sono riconducibili all'associazione <i>Hypochoeridi- Pinetum laricionis</i> Bonin, 1978. Nullo o scarso il sottobosco, costituito per lo più da specie adatte a substrati acidi (<i>Astragalus calabricus</i> Fischer, <i>Anthemis triumphettii</i> All., <i>Genista sagittalis</i> L.)
			3.1.2.3	3.1.2.3.1	rimboschimenti di abete bianco
				3.1.2.3.2	rimboschimenti di abete rosso
			3.1.2.4		boschi di larice e pino cembro
			3.1.2.5	3.1.2.5.1	rimboschimenti di pino strobo
				3.1.2.5.2	rimboschimenti di douglasia o cedri
				3.1.2.5.3	altri rimboschimenti di conifere - rimboschimenti di diverse specie ed età, generalmente puri, di pino insignie, cipressi americani, ecc.
		3.01.03			boschi misti di conifere e latifoglie
	3.02	3.02.01	3.2.1.1		praterie aride calcaree
			3.2.1.2		praterie aride silicicole
			3.2.1.3		praterie alpine e subalpine
			3.2.1.4		praterie mesofile
		3.02.02	3.2.2.1	3.2.2.1.1	arbusteti subalpini a rododendro e ontano verde - comprende cespuglieti a rododendro irsuto (<i>Rhododendron hirsutum</i> L.) sugli affioramenti di roccia calcarea, spesso accompagnato da erica (<i>Erica carnea</i> L.) nell'associazione <i>Rhododendretum hirsuti</i> Lüdi 1921e cespuglieti a rododendro (<i>Rhododendron ferrugineum</i> L.) su suoli più profondi e acidi, insieme a mirtillo nero (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.) e mirtillo rosso (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.) nell'associazione <i>Vaccinio- Rhododendretum ferruginei</i> Br.-Bl. 1927. Su suoli profondi freschi, piuttosto ricchi di azoto, è diffuso l'ontano verde (<i>Alnus viridis</i> L.) a formare popolamenti quasi chiusi
				3.2.2.1.2	arbusteti a Pino mugo (<i>Pinus mugo</i> Turra) dei substrati silicei e calcarei
			3.2.2.2	3.2.2.2.1	ginepreti a ginepro comune - arbusteti con cespugli di ginepro comune (<i>Juniperus communis</i> L.) con copertura maggiore del 20%, su praterie xeromorfe tenute a raso dal pascolamento ancora intenso. Frequente la consociazione con arbusti del pruneto e con la ginestra odorosa (<i>Spartium junceum</i> L.)
				3.2.2.2.2	pruneti - arbusteti decidui termofili con pruno (<i>Prunus spinosa</i> L.), biancospino (<i>Crataegus monogyna</i> Jacq), pero mandorlino (<i>Pyrus amygdaliformis</i> Vill.)
			3.2.2.3	3.2.2.3.1	ginestreti - arbusteti a netta prevalenza di ginestra odorosa (<i>Spartium junceum</i> L.) con altre specie dei pruneti
		3.02.03	3.2.3.1	3.2.3.1.1	macchia a fillirea e lentisco - macchia termofila di fillirea media (<i>Phyllirea media</i> L.), e lentisco (<i>Pistacia lentiscus</i> L.), con olivello selvatico (<i>Olea oleaster</i> Hoffm. et. Link.). Talora con ginestra spinosa (<i>Calicotome spinosa</i> Link)
				3.2.3.1.2	macchia a lentisco - macchia termofila, su entisuoli e inceptisuoli calcarei, a prevalenza di lentisco (<i>Pistacia lentiscus</i> L.), corrispondente all' <i>Oleo-Lentiscetum</i> (Br.-Bl. et R. Molinier, 1951). Raramente del tipo "macchia alta" con il lentisco arborescente, più frequentemente degradata al tipo "macchia bassa" con il lentisco ad ampi cuscini. In ambienti dove il suolo è più profondo, al lentisco si associano l'oleastro (<i>Olea europea</i> var. <i>oleaster</i> DC.), la fillirea (<i>Phillyrea latifolia</i> L.), la ginestra spinosa (<i>Calicotome spinosa</i> L.), l'alaterno (<i>Rhamnus alaternus</i> L.) e il biancospino (<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.); in ambienti rupestri e più caldi, al lentisco si associano il ginepro fenicio (<i>Juniperus phoenicea</i> L.) e l'euforbia arborescente (<i>Euphorbia dendroides</i> L.)
				3.2.3.1.3	macchia a lentisco e palma nana - macchia termofila litorale (<i>Pistacio-Chamaeropetum humilis</i> Brullo, Marcenò, 1984), su sedimenti, entisuoli e inceptisuoli sabbiosi, a prevalenza di lentisco (<i>Pistacia lentiscus</i> , L.), associato alla palma nana (<i>Chamaerops humilis</i> , L.), all'euforbia arborescente (<i>Euphorbia dendroides</i> L.), all'oleastro (<i>Olea europea</i> var. <i>oleaster</i> DC.)

Legenda delle classi di copertura CORINE LAND-COVER distinte nei vari livelli. Scheda 6.

LIVELLI					DESCRIZIONE
I	II	III	IV	V	
				3.2.3.1.4	macchia a leccio - macchia alta derivata dalla degradazione primaria o secondaria della lecceta. Caratterizzata dal leccio (<i>Quercus ilex</i> , L.) arborescente associato ad arbusti sclerofilli (<i>Pistacia lentiscus</i> L.; <i>Phillyrea latifolia</i> L.; <i>Ramnus alaternus</i> L.) <i>Viburno-Quercetum ilicis</i> (Br.-Bl. 1936) Rivas-Martínez 1975
			3.2.3.2	3.2.3.2.1	gariga a lentisco - gariga derivata dalla degradazione dell' <i>Oleo-Lentiscetum</i> (Br.-Bl. et R. Molinier, 1951), con presenza di notevoli spazi aperti (densità max del 40% di copertura) a terofite
				3.2.3.2.2	gariga a rosmarino e cisto - gariga su entisuoli e inceptisuoli calcareo-silicei, rocciosi o pietrosi, a prevalenza di cisto di Montpellier (<i>Cistus monspeliensis</i> L.) e rosmarino (<i>Rosmarinus officinalis</i> L.), associati al ginepro coccolone (<i>Juniperus oxycedrus</i> subsp. macrocarpa Sibth. e Sm.), al lentisco (<i>Pistacia lentiscus</i> L.) e alla fillirea (<i>Phillyrea latifolia</i> L.)
				3.2.3.2.3	gariga a lentisco e palma nana - gariga derivata dalla degradazione del <i>Pistacio-Chamaeropetum humilis</i> Brullo, Marcenò, 1984, con presenza di notevoli spazi aperti (densità max del 40% di copertura) a terofite
	3.03	3.03.01	3.3.1.1		vegetazione psammofila litorale - comprende le associazioni pioniere delle sabbie e dune marine. Dal mare verso l'interno: <i>Salsola kali-Cakiletum maritimae</i> Costa et Manz. 1981, corr Riv.-Mart. et al. 1992 caratterizzato dalla presenza di <i>Salsola kali</i> , L., <i>Euphorbia paralias</i> L. e <i>Cakile maritima</i> Scop.; <i>Echinophoro spinosae</i> - <i>Elymetum farcti</i> J. Géhu 1988 a prevalenza di <i>Elytrigia juncea</i> (L.) Nevski, associata a <i>Sporobolus pungens</i> Kunth. e ad <i>Otanthus maritimus</i> (L.) Hoffmanns. et Link su sabbie ricche di cloruro di sodio e sulle dune più vicine alla riva; <i>Echinophoro spinosae</i> - <i>Ammophiletum arundinaceae</i> (Br.-Bl. 1933) J.M. Géhu, Riv.-Mart. et R.Tx. 1972 in Géhu et al. 1984 a prevalenza di <i>Ammophila arenaria</i> (L.) Link, associato a <i>Medicago marina</i> L., <i>Echinophora spinosa</i> L., <i>Silene nicaeensis</i> All., sia su dune mobili sia su quelle più alte e consolidate
		3.03.02			rocce nude, falesie, rupi e affioramenti
		3.03.03	3.3.3.1		vegetazione rupicola a potentille - l'associazione rupicola maggiormente rappresentata è il <i>Potentilletum caulescentis</i> Aichinger 1933, diffuso soprattutto sulle rupi a microclima asciutto. Nelle rupi più assolate sono presenti specie più xerofile come <i>Saxifraga tombeanensis</i> Boiss., <i>Hieracium amplexicaule</i> L., <i>Leontodon incanus</i> Schrank e <i>Bupleurum petraeum</i> , mentre le esposizioni più ombrose ospitano specie più mesofile come <i>Physoplexis comosa</i> (L.) Schur.
		3.03.04			aree percorse da incendi
		3.03.05			ghiacciai e nevi perenni
4	4.01	4.01.01			zone umide interne
		4.01.02	4.1.2.1		canneti a fragmite - vegetazione degli ambienti umidi fluviali e lacustri, caratterizzata dalla dominanza della canna di palude (<i>Phragmites australis</i> Cav.) Trin.
	4.02	4.02.01	4.2.1.1		canneti a Imperata cilindrica - comprende l'associazione <i>Imperato-Juncetum tommasinii</i> Brullo, Furnari, 1976) tipica dei terreni salini e delle bassure retrodunali, caratterizzata dalla dominanza di <i>Imperata cylindrica</i> L. e <i>Juncus acutus</i> ssp. <i>tommasinii</i> Parl., associati a <i>Daucus carota</i> ssp. <i>maritimus</i> Lam., <i>Plantago crassifolia</i> Forsk., <i>Erianthus ravennae</i> (L.) Beauv., <i>Holoschoenus australis</i> (L.) Rchb.
		4.02.02			saline
		4.02.03			zone intertidiali
5	5.01	5.01.01	5.1.1.1		fiumi
			5.1.1.2		torrenti
			5.1.1.3		canali artificiali
		5.01.02	5.1.2.1		laghi naturali
			5.1.2.2		laghi artificiali
	5.02	5.02.01			lagune
		5.02.02			estuari
		5.02.03			mari

Appendice B

Descrizione ed esempi di calcolo degli indicatori e indici di paesaggio "remote sensing"

Descrizione ed esempi di calcolo di indicatori e indici per l'analisi del paesaggio.

Numero progressivo:	1
Nome:	Frequenza degli ecotopi (numero)
Caratteristica misurata:	Composizione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	F_n
Formula di calcolo:	$F_n = \frac{n_j}{\sum_{j=1}^s n_j} \cdot 100$
dove:	n_j = numero degli ecotopi della classe j ; N = numero totale degli ecotopi;
Esempio di calcolo:	$F_{n_{CE}} = 845 / 4384 \times 100 = 19,27$ $F_{n_{CA}} = 606 / 4384 \times 100 = 13,82$ $F_{n_B} = 678 / 4384 \times 100 = 15,47$ $F_{n_S} = 804 / 4384 \times 100 = 18,34$ $F_{n_{EN}} = 716 / 4384 \times 100 = 16,33$ $F_{n_{SE}} = 735 / 4384 \times 100 = 16,77$
Numero progressivo:	2
Nome:	Frequenza degli ecotopi (superficie)
Caratteristica misurata:	Composizione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	F_s
Formula di calcolo:	$F_s = \frac{a_j}{\sum_{j=1}^s a_j} \cdot 100$
dove:	a_j = superficie degli ecotopi della classe j ; A = superficie totale degli ecotopi
Esempio di calcolo:	$F_{s_{CE}} = 2890 / 15246 \times 100 = 18,96$ $F_{s_{CA}} = 1194 / 15246 \times 100 = 7,83$ $F_{s_B} = 7034 / 15246 \times 100 = 46,15$ $F_{s_S} = 116 / 15246 \times 100 = 0,76$ $F_{s_{EN}} = 2234 / 15246 \times 100 = 14,65$ $F_{s_{EA}} = 1776 / 15246 \times 100 = 11,65$
Numero progressivo:	3
Nome:	Sostenibilità d'uso del suolo
Caratteristica misurata:	Composizione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	SUS
Formula di calcolo:	$SUS = E_{la} / E_{fa}$
dove:	E_{la} = superfici vegetate con suolo non coltivato; E_{fa} = superfici vegetate con suolo coltivato e manufatti.
Esempio di calcolo:	$SUS = \frac{E_{la}}{E_{fa}} = \frac{E_{la_{B+S+EN+EA}}}{E_{fa_{CE+CA}}} = \frac{11161}{4084} = 2,7329$
Numero progressivo:	4
Nome:	Composizione ecotopica agraria
Caratteristica misurata:	Composizione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	$CEpA$
Formula di calcolo:	$CEpA = SA / SE$
dove:	SA = superficie delle classi di copertura arborea; SE = superficie delle classi di copertura erbacea.
Esempio di calcolo:	$CEpA = \frac{SA}{SE} = \frac{SA_{CA}}{SE_{CE}} = \frac{1194}{2890} = 0,413$
Numero progressivo:	5
Nome:	Logaritmo seriale α
Caratteristica misurata:	Composizione
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	α

Formula di calcolo:

$$\alpha = \frac{\left(\sum_{j=1}^s a_j \right) \cdot (1-x)}{x}$$

dove:

A = area complessiva degli ecotopi (ha);
x = variabile (vedi esempio).

Esempio di calcolo:

Il primo passo per il calcolo di questo indicatore di diversità è la determinazione della variabile x (> di 0,99 quando A / S > 20). Sapendo che S = 6 e che A = 15245, è vero che: S/A = [(1-x)/x] [-ln(1-x)] = 0,00039

dove: S = numero classi di copertura del suolo

a questo punto si procede per tentativi, sostituendo alla x valori crescenti:

si prova con x = 0,995

$$[(1-0,995)/0,995] [-\ln(1-0,995)] = 0,02662$$

il valore è alto quindi bisogna incrementare il valore di x:

si prova con x = 0,999

$$[(1-0,999)/0,999] [-\ln(1-0,999)] = 0,00691$$

è necessario incrementare ulteriormente il valore di x:

si prova con x = 0,9999

$$[(1-0,9999)/0,9999] [-\ln(1-0,9999)] = 0,00092$$

si prova con x=0,9999612

$$[(1-0,9999612)/0,9999612] [-\ln(1-0,9999612)] = 0,00039$$

il corretto valore di x è pari a 0,9999612, quindi α sarà:

$$\alpha = \frac{A \cdot (1-x)}{x} = \frac{15245 \cdot (1-0,9999612)}{0,9999612} = 0,5906$$

Numero progressivo:

6

Nome:

Indice di Margalef

Caratteristica misurata:

Composizione

Tipo di misura:

Indice

Simbolo:

D_{Mg}

Formula di calcolo:

$$D_{Mg} = (s-1)/\ln A$$

dove:

s = numero classi di copertura del suolo (o ecotopi);

a = area totale degli ecotopi (ettari).

Esempio di calcolo:

$$D_{Mg} = (6-1) / \ln 15246 = 0,519$$

Numero progressivo:

7

Nome:

Indice complementare di Berger-Parker

Caratteristica misurata:

Composizione

Tipo di misura:

Indice

Simbolo:

d'

Formula di calcolo:

$$d' = 1 - p_{\max}$$

dove:

p_{max} = tasso della classe con area maggiore

Esempio di calcolo:

essendo l'ecotopo bosco la classe più presente nell'ecoregione in esame avremo:

$$p_{\max} = F_{sB} / 100 = 46,15 / 100 = 0,4615$$

pertanto ne consegue che:

$$d' = 1 - p_{\max} = 1 - 0,4615 = 0,5385$$

Numero progressivo:

8

Nome:

Indice di diversità di Shannon

Caratteristica misurata:

Composizione

Tipo di misura:

Indice

Simbolo:

H'

Formula di calcolo:

$$H' = -C \cdot \sum_{j=1}^s p_j \cdot \ln p_j$$

dove:

C = 1

p_j = incidenza percentuale della superficie di ecotopi della classe j rispetto al totale;

s = numero classi di copertura del suolo (o ecotopi);

j = j-esima classe di copertura del suolo.

Esempio di calcolo:

$$H' = -C \sum_{j=1}^s p_j \ln p_j = -1 \cdot \left[\left(\frac{2890}{15245} \cdot \ln \frac{2890}{15245} \right) + \left(\frac{1194}{15245} \cdot \ln \frac{1194}{15245} \right) + \left(\frac{7035}{15245} \cdot \ln \frac{7035}{15245} \right) + \left(\frac{116}{15245} \cdot \ln \frac{116}{15245} \right) + \left(\frac{2234}{15245} \cdot \ln \frac{2234}{15245} \right) + \left(\frac{1776}{15245} \cdot \ln \frac{1776}{15245} \right) \right] = 1,44$$

Numero progressivo:	9
Nome:	Indice di uguaglianza di Shannon
Caratteristica misurata:	Composizione
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	E
Formula di calcolo:	$E = H' / \ln (s)$
dove:	$H' =$ indice di diversità di Shannon; $s =$ numero classi di copertura del suolo (o ecotopi).
Esempio di calcolo:	$E = H' / \ln (S) = 1,44 / \ln (6) = 0,80$

Numero progressivo:	10
Nome:	Indice di diversità di Simpson
Caratteristica misurata:	Composizione
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	D'
Formula di calcolo:	$D' = 1 - \left(\sum_{j=1}^s p_j^2 \right)$
dove:	$p_j =$ incidenza percentuale della superficie di ecotopi della classe j rispetto al totale; $s =$ numero classi di copertura del suolo (o ecotopi); $j =$ j-esima classe di copertura del suolo.
Esempio di calcolo:	$D' = 1 - \left(\sum_{j=1}^s p_j^2 \right) = \left[\left(\frac{2890}{15245} \right)^2 + \left(\frac{1194}{15245} \right)^2 + \left(\frac{7035}{15245} \right)^2 + \left(\frac{116}{15245} \right)^2 + \left(\frac{2234}{15245} \right)^2 + \left(\frac{1776}{15245} \right)^2 \right] = 1 - 0,29 = 0,71$

Numero progressivo:	11
Nome:	Indice di uguaglianza di Simpson
Caratteristica misurata:	Composizione
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	S
Formula di calcolo:	$S = 1 - \frac{\left(\sum_{j=1}^s p_j^2 \right)}{1 - (1/s)}$
dove:	$p_j =$ incidenza percentuale della superficie di ecotopi della classe j rispetto al totale; $s =$ numero classi di copertura del suolo (o ecotopi); $j =$ j-esima classe di copertura del suolo.
Esempio di calcolo:	$S = 1 - \frac{(0,29)}{1 - (1/6)} = \frac{0,71}{0,83} = 0,82$

Numero progressivo:	12
Nome:	Indice di ricchezza degli ecotopi
Caratteristica misurata:	Composizione
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	IRE
Formula di calcolo:	$IRE = s / A \times 10^3$
dove:	$s =$ numero di classi di copertura; $A =$ area totale degli ecotopi (ettari).
Esempio di calcolo:	$IRE = 6 / 15245 \times 10^3 = 0,39$

Numero progressivo:	13
Nome:	Superficie media degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per singole classi)
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	SEp
Formula di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $SEp_j = \left(\sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^n a_{ij} \right) / \sum_{j=1}^s n_j$ Per le singole classi di ecotopo: $SEp_j = \left(\sum_{i=1}^s a_j \right) / n_j$
dove:	$a =$ area; $n =$ numero
Esempio di calcolo:	Intera ecoregione: $SEp = 15245 / 4384 = 3,48$ Singole classi : $SEp_{CE}=3,42; SEp_{CA}=1,97; SEp_B=10,38; SEp_s=0,14; SEp_{EN}=3,12; SEp_{EA}=2,42$

Numero progressivo:	14
Nome:	Densità degli ecotopi (per l'intera ecoregione e per singole classi)
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	DEp
Formula di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $DEp = (\sum_{j=1}^s n_j / \sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_{ij}) \cdot 100$ Per le singole classi di ecotopo: $DEp = (n_j / \sum_{i=1}^n a_{ij}) \cdot 100$
dove:	n = numero di ecotopi; a = area dell'ecotopo; j = j-esima classe di copertura del suolo; i = i-esimo ecotopo.
Esempio di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $DEp = (4384/15245) \cdot 100 = 28,75$ Per le singole classi di ecotopo: $DEp_{CE} = 5,54$; $DEp_{CA} = 3,97$; $DEp_B = 4,45$; $DEp_s = 5,27$; $DEp_{EN} = 4,70$; $DEp_{EA} = 4,82$
Numero progressivo:	15
Nome:	Stabilità del sistema ecotonale
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	SEtS
Formula di calcolo:	$SEtS = LENC / LEC$
dove:	LENC = lunghezza ecotoni degli ecotopi con suolo non coltivato; LEC = lunghezza ecotoni degli ecotopi con suolo coltivato.
Esempio di calcolo:	$SEtS = \frac{LENC_{B+S+EN+EA}}{LEC_{CE+CA}} = \frac{2799}{1066} = 2,63$
Numero progressivo:	16
Nome:	Composizione ecotonica agraria
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	CEtA
Formula di calcolo:	$CEtA = LEA / LEE$
dove:	LEA = lunghezza degli ecotoni di ecotopi delle classi con copertura arborea; LEE = lunghezza degli ecotoni di ecotopi delle classi con copertura erbacea.
Esempio di calcolo:	$CEtA = \frac{LEA_{CA}}{LEE_{CE}} = \frac{403}{663} = 0,608$
Numero progressivo:	17
Nome:	Densità stradale
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	DSt
Formula di calcolo:	$DSt = St / A_t$
dove:	St = lunghezza strade; A_t = area dell'ecoregione
Esempio di calcolo:	$DSt = 296 \cdot 1000 / 16166 = 18,44$
Numero progressivo:	18
Nome:	Indice di complessità (per l'intera ecoregione e per singole classi)
Caratteristica misurata:	Frammentazione
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	IC
Formula di calcolo:	$IC = \sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n \frac{e_{ji}}{a_{ji}}$
dove:	e = lunghezza ecotono o perimetro ecotopo; a = area dell'ecotopo; j = j-esima classe di copertura del suolo; i = i-esimo ecotopo.
Esempio di calcolo:	Intera ecoregione: $IC = 13,29$ Singole classi: $IC_{CE} = 8,96$; $IC_{CA} = 8,51$; $IC_B = 5,89$; $IC_s = 22,36$; $IC_{EN} = 10,37$; $IC_{EA} = 12,70$

Numero progressivo:	19
Nome:	Densità delle siepi
Caratteristica misurata:	Connessione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	DS
Formula di calcolo:	$DS = Ls / SC$
dove:	Ls = lunghezza delle siepi (m); SC = superfici vegetate con suolo coltivato.
Esempio di calcolo:	$DS = Ls / SC_{CE+CA} = 83347 / (2890+1194) = 20,41$
Numero progressivo:	20
Nome:	Densità dei corpi idrici
Caratteristica misurata:	Connessione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	DCI
Formula di calcolo:	$DCI = Lci / A_t$
dove:	Lci = lunghezza dei corpi idrici (fiumi, canali, ecc.); A_t = area dell'ecoregione.
Esempio di calcolo:	$DCI = 90461 / 16166 = 5,6$
Numero progressivo:	21
Nome:	Lunghezza media degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per singole classi)
Caratteristica misurata:	Connessione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	LEt
Formula di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $LEt = (\sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n e_{ij}) / \sum_{j=1}^s n_j$ Per le singole classi di ecotopo: $LEt = (\sum_{j=1}^s e_j) / n_j$
dove:	e = lunghezza dell'ecotono; n = numero di ecotoni; j = j-esima classe di copertura del suolo; i = i-esimo ecotopo.
Esempio di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $LEt = 3865000 / 4384 = 882$ Per le singole classi: $LEt_{CE} = 663000 / 845 = 785$ $LEt_{CA} = 403000 / 606 = 665$ $LEt_B = 1278000 / 678 = 1885$ $LEt_S = 183000 / 804 = 228$ $LEt_{EN} = 739000 / 716 = 1032$ $LEt_{EA} = 599000 / 735 = 815$
Numero progressivo:	22
Nome:	Intensità degli ecotoni (per l'intera ecoregione e per singole classi)
Caratteristica misurata:	Connessione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	IEt
Formula di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $IEt = (\sum_{j=1}^s n_j / \sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n e_{ij}) \cdot 100$ Per le singole classi di ecotopo: $IEt = (n_j / \sum_{i=1}^n e_{ij}) \cdot 100$
dove:	e = lunghezza dell'ecotono; n = numero di ecotoni; j = j-esima classe di copertura del suolo; i = i-esimo ecotopo.
Esempio di calcolo:	Per l'intera ecoregione: $IEt = 4384 / 3865 \times 100 = 113,4$ Per le singole classi: $IEt_{(CE)} = 845 / 3865 \times 100 = 21,9$ $IEt_{(CA)} = 606 / 3865 \times 100 = 15,7$ $IEt_{(B)} = 678 / 3865 \times 100 = 17,5$ $IEt_{(S)} = 804 / 3865 \times 100 = 20,8$ $IEt_{(EN)} = 716 / 3865 \times 100 = 18,5$ $IEt_{(EA)} = 735 / 3865 \times 100 = 19,0$

Numero progressivo:	23
Nome:	Connettività
Caratteristica misurata:	Connessione
Tipo di misura:	Indice
Simbolo:	RSi
Formula di calcolo:	$RSi_j = LCI_j / (p_j \times A)$
dove:	LCI_j = superficie dell'appezzamento più grande della classe di copertura j; p_j = incidenza della classe di copertura j sulla superficie totale; A = superficie totale degli ecotopi.
Esempio di calcolo:	Per singole classi: $RSi_{CE} = 205 / (0,190 \times 15245) = 0,071$ $RSi_{CA} = 35,6 / (0,078 \times 15245) = 0,030$ $RSi_B = 510,4 / (0,461 \times 15245) = 0,073$ $RSi_S = 0,5 / (0,008 \times 15245) = 0,004$ $RSi_{EN} = 163,8 / (0,147 \times 15245) = 0,073$ $RSi_{EA} = 72,8 / (0,116 \times 15245) = 0,041$
Numero progressivo:	24
Nome:	Incidenza aree protette
Caratteristica misurata:	Protezione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	AP
Formula di calcolo:	$AP = (SP / A_t) \cdot 100$
dove:	SP = area interessata a Parchi, Riserve e Oasi; A_t = area dell'ecoregione.
Esempio di calcolo:	$AP = (4109 / 16166) \cdot 100 = 25,42$
Numero progressivo:	25
Nome:	Superficie a rischio idrogeologico
Caratteristica misurata:	Protezione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	RI
Formula di calcolo:	$RI = (SupRI / A_t) \cdot 100$
dove:	SupRI = area classificata a rischio idrogeologico. A_t = area dell'ecoregione.
Esempio di calcolo:	$RI = (11986 / 16166) \cdot 100 = 74,14$
Numero progressivo:	26
Nome:	Naturalità espressa unitaria
Caratteristica misurata:	Protezione
Tipo di misura:	Indicatore
Simbolo:	NEU
Formula di calcolo:	$NEU = NE / A_t$
dove:	NE = naturalità espressa (Berthoud <i>et al.</i> , 1989); A_t = area dell'ecoregione.
Esempio di calcolo:	$NEU = \sum_{j=1}^s \sum_{i=1}^n a_{ij} \cdot NI_j = 11221$ pertanto $NEU = 11221 / 16616 = 0,694$

Appendice C

Scheda di rilevamento delle informazioni aziendali

Farm Factsheet

Tuscia University & Ljubljana University: all data will be processed exclusively for scientific research

General		Cat.
Farm		
City		
Address		
Phone number		
e-mail		
Area		
Number of farm bodies		
Number of farm plots		
Total area	_____ ha	= management title => ☐ propriety ☐ rent ☐ coop./society ⁽¹⁾
Woods (A)	_____ ha	= management title => ☐ propriety ☐ rent ☐ coop./society ⁽¹⁾
Rangelands (B)	_____ ha	= management title => ☐ propriety ☐ rent ☐ coop./society ⁽¹⁾
Arable	_____ ha	= management title => ☐ propriety ☐ rent ☐ coop./society ⁽¹⁾
Herbaceous crops (C)	_____ ha	= management title => ☐ propriety ☐ rent ☐ coop./society ⁽¹⁾
Tree crops (D)	_____ ha	= management title => ☐ propriety ☐ rent ☐ coop./society ⁽¹⁾
⁽¹⁾ Type of participation: ☐ none		
Management type		
☐ mixed (with animals) (E)		
☐ no mixed (without animals)		
☐ Organic - CE support type: _____		
☐ Low impact - CE support type: _____		
☐ Conventional - CE support type: _____		

Structural informations						
woods (A)	description	n. of plots	area			
	1	_____	_____ ha			
	2	_____	_____ ha			
	3	_____	_____ ha			
	4	_____	_____ ha			
rangelands (B)	description	n. of plots	area		H*	
	1	_____	_____ ha		☐	
	2	_____	_____ ha		☐	
	3	_____	_____ ha		☐	
	4	_____	_____ ha		☐	
herbaceous crops (C)	description	n. of plots	area	intercropped	type of intercrop	H*
	1	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
	2	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
	3	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
	4	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
	5	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
	6	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
tree crops (D)	description	n. of plots	area	intercropped	type of intercrop	H*
	1	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
	2	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
	3	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
	4	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
	5	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
	6	_____	_____ ha	☐ no ☐ yes	_____	☐
animals (E)	description	number	stable/box	production	manure management	
	1	_____	☐ no ☐ yes	_____	_____	
	2	_____	☐ no ☐ yes	_____	_____	
	3	_____	☐ no ☐ yes	_____	_____	
	4	_____	☐ no ☐ yes	_____	_____	
	5	_____	☐ no ☐ yes	_____	_____	

H* = presence of hedges around the plots (1 = high presence; 2 = middle presence; 3 = low presence; 4 = no presence)

	description	number	age	hours	horse power	property
machinery	1					☐ no ☐ yes
	2					☐ no ☐ yes
	3					☐ no ☐ yes
	4					☐ no ☐ yes
	5					☐ no ☐ yes
	6					☐ no ☐ yes

	city	sheet	plot
cadastral references			

Farm production (output)

	description	sold (amount ~ unit)	farm reused (amount ~ unit)	S*
woods (A)	1			☐
	2			☐
	3			☐
	4			☐

	description	sold (amount ~ unit)	farm reused (amount ~ unit)	S*
rangelands (B)	1			☐
	2			☐
	3			☐
	4			☐

	description	sold (kg)	farm reused (kg)	S*
herbaceous crops (C)	1			☐
	2			☐
	3			☐
	4			☐
	5			☐
	6			☐

	description	sold (kg)	farm reused (kg)	S*
tree crops (D)	1			☐
	2			☐
	3			☐
	4			☐
	5			☐
	6			☐

	description	meat (kg)	milk (kg)	manure (t)
animals (E)	1			
	2			
	3			
	4			
	5			

S* = stubble / crop residual use (1 = burn; 2 = remove; 3 = compost; 4 = animals; 5 = nothing; 6 = other)

Farm request (input)

	desc.	machinery use (type/hours)					workers (hours)	
							specialized	no specialized
woods (A)	1	/	/	/	/	/		
	2	/	/	/	/	/		
	3	/	/	/	/	/		
	4	/	/	/	/	/		

rangelands (B)	desc.	machinery use (type/hours)					workers (hours)	
							specialized	no specialized
	1	/	/	/	/	/		
	2	/	/	/	/	/		
	3	/	/	/	/	/		
herbaceous crops (C)	desc.	machinery use (type/hours)					workers (hours)	
							specialized	no specialized
	1	/	/	/	/	/		
	2	/	/	/	/	/		
	3	/	/	/	/	/		
	4	/	/	/	/	/		
	seeds (kg)	N (kg)	P (kg)	K (kg)	oth. (kg)	irrigation (type / times)	herbicides (type / amount / times)	pesticide (type / amount / times)
	1					/		
	2					/		
	3					/		
	4					/		
	5					/		
tree crops (D)	desc.	machinery use (type/hours)					workers (hours)	
							specialized	no specialized
	1	/	/	/	/	/		
	2	/	/	/	/	/		
	3	/	/	/	/	/		
	4	/	/	/	/	/		
		N (kg)	P (kg)	K (kg)	oth. (kg)	irrigation (type / times)	herbicides (type / amount / times)	pesticide (type / amount / times)
	1					/		
	2					/		
	3					/		
	4					/		
	5					/		
animals (E)	desc.	machinery use (type/hours)					workers (hours)	
							specialized	no specialized
	1	/	/	/	/	/		
	2	/	/	/	/	/		
	3	/	/	/	/	/		
		feedstuffs				medicals		
		from market (type/kg)		from farm (type/kg)		(type / amount)		
	1							
	2							
	3							
machinery	gasoline (kg)	oil (kg)	lubricant (kg)	grease (kg)	electricity (kW h ⁻¹)			

Note : _____

