

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA

Facoltà di Agraria

Dipartimento di Scienze dell'Ambiente Forestale e delle sue Risorse

Tesi di Dottorato

**CORRIDOI RIPARIALI DEI CORSI D'ACQUA EFFIMERI MEDITERRANEI:
VALUTAZIONE DELLE FUNZIONI ECOLOGICHE NEL PAESAGGIO E
POTENZIALITÀ PER LA TUTELA AMBIENTALE
NELLA PIANIFICAZIONE TERRITORIALE
IL CASO DELLA LAMA SAN GIORGIO NELLA PUGLIA CENTRALE**

Tutori:

Chiar.mo Prof. G. SCARASCIA-MUGNOZZA

Chiar.mo Prof. A. SCOPPOLA

Candidata:

PAOLA MAIROTA

**Dottorato in Ecologia Forestale
ciclo XVII**

INDICE

Riassunto.....	6
CAPITOLO 1.....	11
Introduzione.....	11
1.1 Stato dell'arte.....	11
1.2 Problema scientifico e obiettivo della tesi.....	14
1.3 Rationale.....	15
1.4 <i>Layout</i> della tesi.....	18
1.5 Riferimenti bibliografici.....	19
CAPITOLO 2.....	23
Individuazione e descrizione del caso di studio, materiali, terminologia, scelta dei bioindicatori.....	23
2.1 Individuazione e descrizione del caso di studio.....	23
2.2 Materiali.....	27
2.3 Terminologia.....	30
2.3.1 <i>Vegetazione spontanea</i>	30
2.3.2 <i>Biodiversità</i>	32
2.3.3 <i>Paesaggio, ecologia del paesaggio, limiti della percezione</i>	33
2.4 Scelta dei bioindicatori.....	35
2.5 Riferimenti bibliografici.....	37
CAPITOLO 3.....	41
Organizzazione gerarchica del bacino idrografico e livelli interpretativi.....	41
3.1 Gerarchia del sistema idrografico.....	41
3.2 Il corridoio ripariale come livello gerarchico.....	44
3.3 Livelli interpretativi.....	45
3.4 Riferimenti bibliografici.....	46
CAPITOLO 4.....	49
Analisi della configurazione spaziale della naturalità.....	49
4.1 Valutazione di accuratezza tematica della carta della vegetazione reale.....	49
4.1.1 <i>Metodologia per la valutazione di accuratezza tematica</i>	49
4.1.2 <i>Risultati della valutazione di accuratezza tematica</i>	51
4.2 Descrizione della vegetazione spontanea.....	52
4.3 Analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo di sistema idrografico.....	57
4.3.1 <i>Metodologia per l'analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo di sistema idrografico</i>	57
4.3.2 <i>Risultati dell'analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo di sistema idrografico</i>	62
4.4 Analisi del corridoio ripariale.....	66
4.4.1 <i>Metodologia per la stratificazione del corridoio ripariale</i>	66
4.4.2 <i>Metodologia per la zonazione del corridoio ripariale</i>	68

4.4.2.1	Optimal limit analysis di un “line transect”	68
4.4.2.2	Analisi della configurazione della matrice paesistica.....	70
4.4.2.3	Studio dell’assetto spaziale delle vegetazioni spontanee del corridoio ripariale	70
4.4.3	<i>Risultati della stratificazione del corridoio ripariale</i>	71
4.4.4	<i>Risultati della zonazione del corridoio ripariale</i>	73
4.4.4.1	Optimal limit analysis di un “line transect”	73
4.4.4.2	Analisi della configurazione della matrice paesistica.....	76
4.4.4.3	Studio dell’assetto spaziale delle vegetazioni spontanee del corridoio ripariale	83
4.5	Analisi dei segmenti di corso d’acqua.....	85
4.5.1	<i>Metodologia per l’analisi al livello interpretativo di segmento di corso d’acqua</i>	85
4.5.2	<i>Risultati dell’analisi al livello interpretativo di segmento di corso d’acqua</i>	89
4.7	Riferimenti bibliografici.....	96
CAPITOLO 5		101
Studio dei bioindicatori		101
5.1	Bioindicatori	101
5.2	Analisi dei bioindicatori al livello interpretativo di sistema idrografico	106
5.2.1	<i>Metodologia per l’analisi dei bioindicatori al livello interpretativo di sistema idrografico</i>	106
5.2.2	<i>Risultati dell’ analisi del l’analisi dei bioindicatori al livello interpretativo di sistema idrografico</i>	107
5.3	Analisi dei bioindicatori alla livello interpretativo di corridoio ripariale.....	113
5.3.1	<i>Metodologia per l’analisi dei bioindicatori livello interpretativo di corridoio ripariale</i>	113
5.3.2	<i>Risultati dell’ analisi del l’analisi dei bioindicatori livello interpretativo di corridoio ripariale</i>	114
5.4	Analisi dei bioindicatori livello interpretativo di segmento di corso d’acqua	116
5.4.1	Metodologia per l’analisi dei bioindicatori livello interpretativo di segmento di corso d’acqua	116
5.4.2	<i>Risultati dell’ analisi dell’analisi dei bioindicatori livello interpretativo di segmento di corso d’acqua</i>	119
5.6	Riferimenti bibliografici.....	122
CAPITOLO 6		123
Valutazione del grado di qualità ambientale		123
6.1	Valutazione del grado di qualità ambientale	123
6.2	Metodologia per la valutazione del grado di qualità ambientale....	123
6.3	Risultati della valutazione del grado di qualità ambientale ai livelli interpretativo di sistema idrografico e corridoio ripariale.....	126
6.4	Risultati della valutazione del grado di qualità ambientale al livello interpretativo di segmento di corso d’acqua.....	132

6.5	Detrattori di qualità ambientale.....	139
6.6	Riferimenti bibliografici	141
CAPITOLO 7.....		143
Discussione		143
7.1	Riepilogo dei principali risultati conseguiti	143
7.2	Contributi alla discussione accademica	146
7.3	Elementi di innovazione, applicabilità e trasferibilità.....	147
7.4	Riferimenti bibliografici	155
Ringraziamenti		159

Riassunto

I corsi d'acqua effimeri sono tipici degli ambienti mediterranei. Il loro caratteristico regime di deflusso insieme alla pressione umana sul territorio all'interfaccia tra il corso d'acqua e il piano di campagna ne condizionano la struttura spaziale. Questa a sua volta influenza l'efficienza ecologica di questo complesso sottosistema paesistico lineare relativamente alle sue funzioni ecologiche. Queste comprendono il movimento (sia passivo, sia attivo) dell'energia, dei materiali e degli organismi lungo e attraverso il corridoio.

Questo lavoro focalizza l'attenzione sulla verifica della sussistenza della fusione ecologica di habitat nel caso del corridoio ripariale di un corso d'acqua effimero, rappresentativo della tipologia dei bacini carsici della Puglia centrale. La funzione di habitat è rilevante rispetto ai temi cogenti della ricerca ecologica quali quelli della connettività della dispersione di organismi vegetali e delle dinamiche delle metapopolazioni animali. La comprensione di questi processi è cruciale perché su di essa è basata la pianificazione finalizzata alla gestione e conservazione delle risorse naturali e al mantenimento della biodiversità. Inoltre, una delle maggiori minacce alla biodiversità nei paesaggi agricoli mediterranei è rappresentata dalla frammentazione degli habitat, causa del declino delle popolazioni e dell'aumento del rischio di estinzioni locali.

Ai fini del lavoro è stata condotta una analisi del paesaggio gerarchica e transcalare per il corridoio ripariale. Questo approccio di analisi è stato necessario in relazione alla indubitabile concezione della organizzazione gerarchica dei sistemi ecologici e alla natura gerarchica dei bacini idrografici. Oltre a ciò, alla gerarchia delle strutture del paesaggio corrisponde una gerarchia delle decisioni degli organismi animali. Quindi il concetto di scala non è estraneo a quello di biodiversità. Infine, la pianificazione gerarchica si sta affermando quale approccio alla pianificazione e gestione forestale.

È stato identificato un *range* di scale spaziali che corrisponde alla organizzazione gerarchica del sistema idrografico, così come ai livelli della gerarchia della *patchiness* del corridoio ripariale, inteso come sottosistema paesistico complesso e multifunzionale e come risorsa vulnerabile per l'umanità.

Per la individuazione del corridoio ripariale e la sua stratificazione in segmenti, alla scala del sistema idrografico, è stata adottata una metodologia basata sulla associazione, a ciascun componente del sistema idrografico, di attributi classificatori di tipo estrinseco ed intrinseco (ordine gerarchico, litologia, condizioni climatiche, presenza/assenza e tipologia fisionomica delle vegetazioni spontanee). Attraverso questa procedura è stata possibile l'identificazione oggettiva del corridoio ripariale e della porzione di paesaggio maggiormente in grado di influenzarne struttura e funzionamento. Inoltre sono state acquisite informazioni sulle caratteristiche di continuità/discontinuità del corridoio stesso e sull'assetto delle vegetazioni spontanee in termini di isolamento e aggregazione.

Alla scala del corridoio ripariale è stata condotta la *optimal limit analysis* su un transetto lineare che ha permesso il riconoscimento di un modello di configurazione spaziale, riferibile alla microeterogeneità e delle relazioni spaziali tra le differenti tipologie di copertura del suolo. Inoltre le variazioni spaziali della matrice del corridoio sono state studiate per mezzo della *moving split-window* (MSW) *technique* applicata ad un transetto bidimensionale. Sono stati così identificati diversi tipi di paesaggio, caratterizzati in termini di composizione e configurazione delle componenti di naturalità.

La configurazione spaziale dei segmenti di corridoio è stata analizzata mediante indici di landscape pattern (LPI) opportunamente selezionati. Al *landscape level* è stato ottenuto l'ordinamento dei segmenti secondo un gradiente di frammentazione. Al *class level* le relazioni tra gli indici variano in funzione della tipologia di copertura del suolo considerata, e pertanto forniscono indicazioni circa le strategie da adottare per la riduzione della frammentazione degli habitat.

Per la valutazione della funzione di habitat si è fatto riferimento agli uccelli come bioindicatori, secondo quanto risulta dalla letteratura, data la loro sensibilità ai cambiamenti ambientali, connessa alla loro specializzazione e vagilità. Sono state studiate le necessità di habitat delle specie di uccelli, il loro grado di specializzazione ed alcune caratteristiche delle loro popolazioni e comunità, a differenti livelli interpretativi, che hanno fornito elementi di comprensione circa le interazioni tra pattern (struttura del paesaggio) e process (distribuzione dei bioindicatori). Il corridoio ripariale effettivamente rappresenta un rifugio per molte specie di uccelli forestali.

La diversità delle comunità ornitiche è risultata influenzata dal grado di frammentazione degli habitat idonei.

È stata anche valutata la qualità ambientale del corridoio ripariale sia rispetto a bioindicatori specifici per l'area studiata (uccelli forestali), sia rispetto a bioindicatori non specifici (i carabidi) di importanza riconosciuta, ma per i quali non si dispone di dati analitici per l'area studiata. Al livello interpretativo del corridoio ripariale, la qualità ambientale della matrice, influenza direttamente quella del corridoio. Nel passaggio di scala dalla matrice del corridoio al corridoio stesso, inoltre, si rileva la non corrispondenza tra gli indici di qualità ambientale riferiti a bioindicatori specifici (uccelli forestali) e non specifici (carabidi) rispetto all'ambiente e al problema di interesse. La qualità ambientale è stata anche posta in relazione con la configurazione del paesaggio e si è potuto confermare che la dominanza relativa e la pervasività delle coperture del suolo a forte determinismo antropico, la frammentazione e la diversificazione del paesaggio ne rappresentano i principali detrattori a tutti i livelli interpretativi. Infine una zonizzazione del corridoio ripariale è stata ottenuta in funzione della qualità ambientale che si propone come punto di partenza per la definizione di una strategia di ripristino a questo livello di scala.

L'importanza dei corridoi ripariali ai fini della vitalità delle metapopolazioni è stata quindi verificata anche nel caso di corsi d'acqua effimeri, e in condizioni di degrado, ed è stata confermata la loro funzione di habitat, cruciale per la conservazione della biodiversità alla scala di paesaggio. Tuttavia, l'elevato grado di frammentazione, le ridotte dimensioni trasversali del corridoio stesso e la semplificazione delle strutture delle vegetazioni forestali sembrano spiegare la diversificazione delle comunità ornitiche, che potrebbe essere interpretato come un segnale che la funzione ecologica di *source* del corridoio ripariale, in termini di dinamica delle metapopolazioni, si stia modificando in quella di *sink*.

Sono discusse questioni metodologiche relative al filone della ricerca ecologica finalizzata allo studio delle implicazioni ecologiche e pianificatorie della natura gerarchica dei sistemi ecologici complessi, alla legittimità del ricorso agli indici di landscape pattern per la comprensione dei processi che sottendono all'ecologia dei paesaggi, alla dipendenza dalla scala della eterogeneità spaziale.

Summary

Ephemeral streams are typical of Mediterranean environments. Their characteristic flow regime as well as the strong human pressure on the land at the stream/upland interface condition the spatial configuration of the stream corridor. This in turn affects the ecological efficiency of such complex linear landscape element with regard to its major functions. These involve movement (either passive or active) of materials, energy and organisms along or across the corridor.

This work focuses on the assessment of the subsistence of the habitat function in the case of the stream corridor of an ephemeral stream, representative for karstic torrents in the Puglia region (southern Italy). The habitat function is relevant to key issues of ecological research, such as connectivity, plant dispersal and animal metapopulation dynamics. Insights on these issues are crucial as on them relies planning for management and conservation of natural resources and biodiversity maintenance. Moreover, one of the major threats to biodiversity in agricultural Mediterranean landscapes is habitat fragmentation, which causes populations decline and enhances local extinction risk.

To the ends of the work, a multiple scale analysis of landscape configuration for the stream corridor was performed. Such a need descends from the, by now unquestionable, notion of the hierarchical organisation of ecological systems and from the hierarchical nature of watershed systems. In addition, to the hierarchy of landscape pattern corresponds a hierarchy of decisions of animal organisms. Hence, the concept of scale is not alien from the notion of biodiversity. Finally, hierarchical planning is steadily gaining momentum as an approach to forest planning.

A range of spatial scales was identified that corresponds to the hierarchical organisation of the stream system, as well as to the levels of the hierarchy of the patchiness for the stream corridor understood as a complex and multifunctional landscape subsystem as well as a vulnerable resource for mankind.

For the detection of the stream corridor and its stratification into segments, at the scale of the hydrological system, a methodology was adopted that is based on the association of both extrinsic and intrinsic classificatory attributes (e.g. hierarchy within the hydrological system, lithology, climatic conditions as well as the presence/absence and the physiognomy of natural vegetation) to each component of the hydrological system. This procedure yielded the objective identification of both the stream corridor and the limits of the portion of the landscape more likely to affect its structural and functional features. In addition it brought forward information on characteristics of the corridor, such as continuity/discontinuity, heterogeneity/homogeneity of sub-natural vegetation and their degree of isolation and distribution.

At the scale of stream corridor the optimal limit analysis of a line transect was performed that has allowed for the recognition of a micro-heterogeneous landscape pattern, as well as the spatial relations among land cover types. Also the spatial variations of the landscape matrix were analysed based on the moving split-window (MSW) technique applied to a plane transect. Different landscape types were thus identified and their characteristic structure described both in terms of composition and of spatial arrangement of sub-natural vegetation.

Segments' spatial configuration was analysed by means of selected landscape pattern indices (LPI). At the landscape scale segments were ordered according to a fragmentation gradient. At the class level the relations among the LPI depend on land cover type, thus providing information on the kind of restoration strategy needed to reduce habitat fragmentation.

For the assessment of the habitat function, birds were used as bioindicators, consistently with the most significant literature on this topic, given their sensitivity to environmental change in connection with their specialisation and vagility at the landscape scale. Bird species habitat needs, degree of specialisation, population and community traits were investigated at the different hierarchical levels and insights on the interaction between pattern (landscape structure) and process (bird distribution) were gained. The stream corridor performs as a refuge for many specialised species which prefer forest type vegetation as well as less intensively managed agricultural land cover types. Bird communities diversity is affected by the degree of fragmentation of suitable habitat types.

The environmental quality of the stream corridor was also assessed with respect of specialised bird species and a comparison was made with respect to carabid beetles, whose importance as bioindicators is also recognised, but for which analytical data are not available for the study area. At higher levels both taxonomic groups yield comparable results, yet the lower levels the need of

operating with specific bioindicators emerges. Environmental quality was also compared to landscape configuration and it was confirmed that the relative dominance and pervasiveness of land cover types with a high anthropogenic determinism, landscape fragmentation and diversity negatively affect environmental quality at all levels of the hierarchy. Finally a zoning of the stream corridor was proposed with respect to both environmental quality and landscape configuration that represents the base to build a restoration strategy at this level.

Thus the importance of even ephemeral, depleted, stream corridors for metapopulation viability and their effectiveness in the performance of the habitat function is confirmed, which are crucial for biodiversity maintainance at the landscape scale. However the high fragmentation degree, the narrowness of the stream corridor and possibly the simple structure of such phytocoenoses, seem to explain the diversification within bird communities. This could be a signal that the turning point from source to sink for this subsystem may have been reached. Methodological issues are discussed, such as those relevant to the wide stream of landscape ecological research aimed at exploring both ecological and planning/management implications of the space-time hierarchical nature of complex ecological systems, to the legitimacy of the use of landscape indices to draw inferences on processes underlying the ecology of landscapes, and to the scale dependence of landscape heterogeneity.

1.1 Stato dell'arte

Gli ecosistemi forestali ripariali rappresentano una componente fondamentale del corridoio fluviale, definito come sottosistema paesistico complesso. Esso è costituito, oltre che da componenti abiotiche (alveo, sponde, aree alluvionali, corso d'acqua *ss*), anche da componenti biotiche (vegetazione spontanea e comunità animali). Per ecosistemi forestali si intendono qui, secondo la definizione FAO (Piussi, 1994) le vegetazioni spontanee in qualsiasi stadio evolutivo, di qualsiasi fisionomia, in grado di influenzare il suolo e il regime delle acque, e le comunità animali ad esse associate.

Alla scala di paesaggio i corridoi fluviali, per il loro forte carattere di ecotoni (Odum, 1978; Naiman e Décamps, 1990; Naiman e Décamps, 1997) tra gli ambienti acquatici e quelli terrestri alla scala di bacino idrografico, svolgono funzioni ecologiche (condotto, filtro, barriera, *source-sink*, habitat, Forman, 1995; Naiman e Décamps, 1990; Brinson, 1990) connesse al movimento (attivo o passivo) di materiali, energia e organismi, che si esplica lungo e attraverso di essi.

In virtù di tali funzioni a questi ambiti paesistici, ed in particolare alla loro componente biotica, è da tempo riconosciuta una grande valenza ai fini di una pianificazione e gestione del territorio attenta alle questioni della tutela ambientale e dell'uso compatibile delle risorse naturali. Di particolare rilievo a tal riguardo è la capacità di questo sottosistema di influire sulla qualità delle acque (filtro per i solidi sospesi e gli inquinanti di origine diffusa), sulla stabilità delle sponde e sulla conservazione della biodiversità (Naiman *et al.* 1993).

In relazione alla natura multiscalare–gerarchica dei sistemi e dei processi ecologici, inoltre si riconosce a questo sottosistema una valenza specifica nel quadro della strategia delle risposte di alleviamento (a scala locale, regionale e globale) degli effetti dei cambiamenti globali derivanti dalle interazioni tra i cambiamenti climatici in corso o previsti con gli altri fenomeni ambientali (desertificazione, inquinamento, riduzione dell'ozono). Recentemente, infatti, è

stata richiamata (IPCC 2001) la necessità di integrare le misure di mitigazione finalizzate alla riduzione delle emissioni dei gas serra (*e.g.* quelle da attuare per ottemperare al protocollo di Kyoto) con azioni gestionali finalizzate all'adattamento e riduzione della vulnerabilità degli ecosistemi ai cambiamenti globali. Tra queste ultime si inquadrano proprio quelle relative al sistema corso d'acqua-aree adiacenti, con particolare riferimento agli ecosistemi forestali ripariali. Esse si configurano come approcci di *bottom up* nei riguardi delle strategie a scala globale.

Con riferimento all'Italia, il D.L. 152/99, al fine di assicurare il mantenimento o il ripristino della vegetazione spontanea nella fascia immediatamente adiacente i corpi idrici (con funzioni di filtro per i solidi sospesi e gli inquinanti di origine diffusa, di stabilizzazione delle sponde e di conservazione della biodiversità da contemperarsi con le esigenze di funzionalità dell'alveo), attribuisce alle Regioni ed alle Autorità di Bacino il compito di disciplinare, gli interventi di trasformazione e di gestione del suolo e del soprassuolo previsti nella fascia di almeno 10 metri dalla sponda di fiumi, laghi, stagni e lagune. Si pone quindi per le Autorità di Bacino e le Amministrazioni regionali sia il problema della individuazione delle fasce di pertinenza dei corpi idrici, sia quello della pianificazione degli interventi e della definizione delle norme di tutela di tali aree. La questione risulta di grande rilevanza anche per una regione come la Puglia, che deve affrontare contemporaneamente sia i problemi tipici dei paesi sviluppati del Nord Europa, connessi alla necessità di moderare effetti determinati dallo sviluppo incontrollato, e quelli tipici dei paesi in via di sviluppo dell'area mediterranea, in termini sia di condizioni "fisico-ambientali" sia di "emergenze", aggravate anche dai fenomeni di cambiamento globale. Relativamente alle condizioni ambientali, la definizione di zone aride (*dryland regions* UNEP 1992; Middleton e Thomas 1997), alla scala intercontinentale, individua nell'area mediterranea una zona ecotonale tra le condizioni di "iperaridità" e quelle di "aridità-subumidità" (figura 1.1). Questo gradiente latitudinale si osserva anche attraversando longitudinalmente il Mediterraneo settentrionale (figura 1.2), in cui ricadono l'Italia meridionale e la Puglia.

CAPITOLO 1 - INTRODUZIONE

In tale contesto, il recupero ambientale delle fasce ripariali si configura, quindi come uno strumento gestionale per l'induzione di impatti positivi che, dalla scala del singolo ecosistema, si riverberano a quelle superiori dell'organizzazione gerarchica di cui questo è parte.

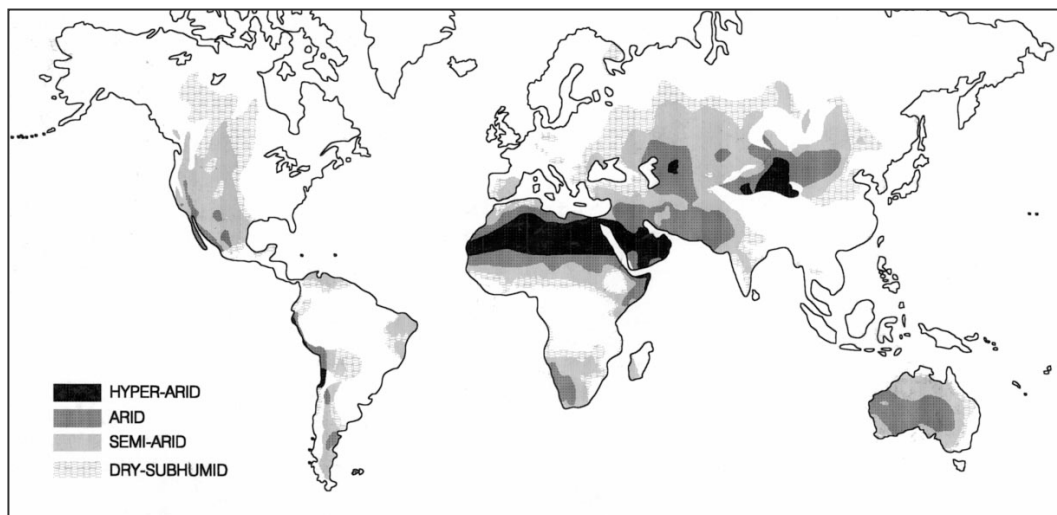


Figura 1.1 - Distribuzione delle zone aride sulla terra (Fonte Tooth 2000, ridisegnata da Thomas, 1997, secondo UNEP, 1992).

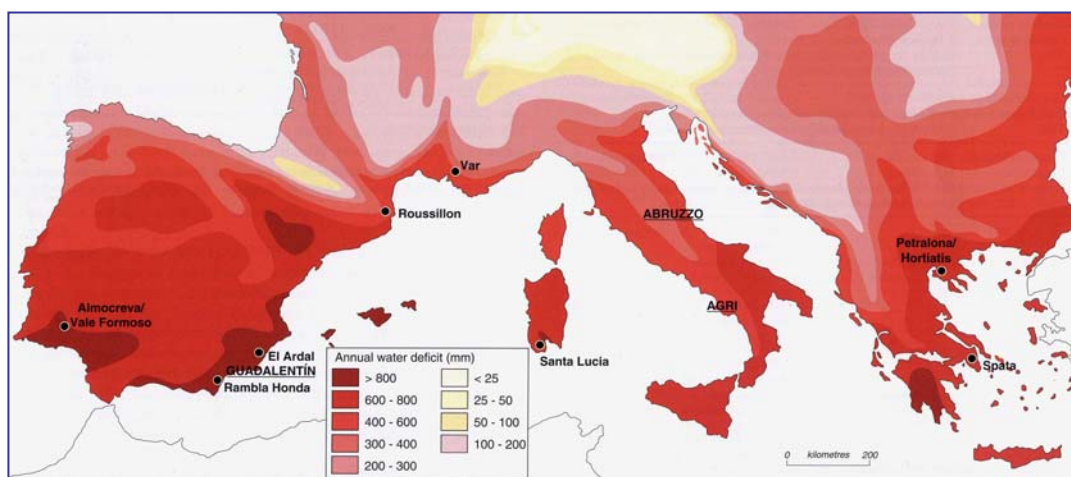


Figura 1.2 – Gradienti di deficit idrico in Europa meridionale (Fonte: Mairota *et al.* 1998, basata su quella pubblicata in Thran e Broekhuizen 1965. I siti indicati sono quelli studiati nell'ambito del Programma MEDALUS II (Mediterranean Desertification and Land Use EV5V-CT92-128, 194, 165,166).

1.2 Problema scientifico e obiettivo della tesi

Rispetto alle questioni delineate, in generale, emergono le seguenti necessità di approfondimento scientifico:

superare l'approccio tradizionale al recupero ambientale settorialmente finalizzato alla produzione del miglioramento della qualità di una o più componenti (acqua, aria, suolo) spostando l'attenzione dalle singole componenti alla funzionalità dell'intero sistema;

indagare l'efficienza di fasce vegetate che differiscano per ampiezza, lunghezza, composizione, struttura e posizione relativa rispetto allo sviluppo longitudinale del corso d'acqua ed alla zona di pertinenza nell'ambito del bacino idrografico.

Altre, specifiche necessità di approfondimento scientifico emergono relativamente ai paesaggi caratterizzati da condizioni fisico-ambientali particolari, dalla presenza di corsi d'acqua effimeri, dalla estrema frammentazione degli elementi di naturalità nel paesaggio e dalla necessità di aumentare l'incidenza territoriale di questi elementi, in relazione alla loro valenza ai fini di importanti questioni (mitigazione degli effetti dei cambiamenti climatici, uso sostenibile delle risorse, conservazione della biodiversità). Tali specifiche necessità, da porre in relazione alla condizione inerente dei corsi d'acqua effimeri di sistemi la cui ecologia dipende dalla non costanza della presenza dell'acqua, sono quelle di:

verificare la sussistenza delle funzioni eco-connettive riconosciute ai corsi d'acqua perenni e, quindi,

considerare le specifiche relazioni funzionali inerenti alla sostenibilità dell'uso della risorsa acqua non disgiunte da quelle inerenti alla conservazione di habitat per la fauna selvatica ed alla biodiversità.

Le modalità di esplicazione da parte dei corsi d'acqua effimeri, caratteristici delle zone aride, di alcune delle suddette funzioni, quelle di condotto e di *source-sink* (soprattutto relativamente all'acqua e al trasporto di sedimenti), sono state recentemente chiarite nell'ambito di una rassegna sulle specificità delle dinamiche geomorfologiche ed idrologiche degli ambienti fluviali delle zone aride (Tooth, 2000). Questa rassegna offre una chiave di lettura per focalizzare i caratteri distintivi dei corsi d'acqua effimeri rispetto a quelli dei corsi d'acqua perenni, e

renderà possibile la messa a punto di metodologie di indagine altrettanto specifiche relativamente alle altre funzioni, con particolare riferimento a quella di filtro dei corridoi ripariali.

Questa ricerca, invece, ha come *obiettivo principale* quello di individuare e concettualizzare, relativamente ai quesiti scientifici esplicitati, i nessi causali tra le caratteristiche strutturali e funzionali di ambiti territoriali estesi (bacino idrografico) e quelle analoghe di ambiti territoriali più ristretti (segmento di corso d'acqua) con particolare riferimento alla funzione ecologica di habitat del corridoio ripariale.

La funzione di habitat è attinente a tematiche chiave della ricerca ecologica quali quelle della connettività, della dispersione di organismi vegetali e animali, della dinamica delle metapopolazioni (Forman 1995). Chiarimenti su queste questioni sono di fondamentale importanza, poiché da essi dipendono sia una corretta pianificazione della gestione e conservazione delle risorse naturali, sia la conservazione della biodiversità (Harrison e Fahrig 1995; Hunter 2001). Inoltre, una delle principali minacce alla biodiversità nei paesaggi agricoli mediterranei è rappresentata dalla frammentazione degli habitat, che causa l'impoverimento dei *pool* genici delle popolazioni, aumentando il rischio di estinzione locale (Arnold 1995).

1.3 *Razionale*

Con questa ricerca si propone un approccio integrato e sistematico volto alla comprensione della variabilità interscalare del corridoio ripariale in un paesaggio mediterraneo pugliese caratterizzato dalla presenza di corsi d'acqua effimeri di tipo carsico, basato sulla considerazione dell'area di studio come un sistema ecologico e sulla scelta del bacino idrografico come unità territoriale di riferimento.

Il primo assunto implica il riferimento della natura gerarchica degli ecosistemi:

- i sistemi ecologici presentano una organizzazione gerarchica (discontinua e inclusiva) e ad ogni dato livello i *pattern* spaziali delle risorse sono influenzati (e influenzano) sia da fattori con domini spazio-temporali più

ampi (*turn over* più lenti) (piccola scala), sia da fattori con domini spazio-temporali più ristretti (*turn over* più veloci) (grande scala) (Cf. Allen e Starr, 1982; O'Neill, *et al.*, 1986; Levin, 1992; Bailey, 1996);

- alla gerarchia della *patchiness* del paesaggio come sistema ecologico corrisponde (Holling, 1992) una “gerarchia delle decisioni” da parte degli organismi animali i cui livelli ed oggetti sono comuni a tutte le specie (Orians, 1980) mentre i *range* delle scale spazio temporali ad essi afferenti sono specie-specifici (Holling, 1992; Wiens e Milne 1989; Wiens 1997).

Ciò quindi conduce ad una prospettiva di attraversamento di scale, poiché l'organizzazione gerarchica può essere pensata in termini di domini spazio-temporali inerenti degli ecosistemi. Tali domini si dispongono secondo un intervallo o *range* caratteristico (Kotliar e Wiens 1996; Mairota e Trisorio Liuzzi, 2002; Mairota *et al.* 2006). I limiti del *range* sono specifici per il problema e l'ambito geografico di riferimento, poiché essi dipendono sia dalla natura sia dalla scala alla quale i fenomeni sono osservati e dal punto di vista e gli obiettivi dell'osservatore.

L'approccio dell'attraversamento delle scale, inoltre permette sia la contestualizzazione dei processi, sia la validazione e risultati nell'ambito di una procedura a due fasi *top-down* (conoscenza/diagnosi) e *bottom-up* (Cf. Habersack 2000).

Il secondo assunto è direttamente collegato al primo, nel senso che la scala del bacino idrografico, nell'ambito del *range* di scale come definito, e nel contesto geografico considerato, rappresenta la *scala caratteristica* alla quale avvengono i processi ecologici e sociali inerenti alla gestione territoriale e alla quale i loro impatti possono essere osservati e affrontati.

Inoltre, la scelta del bacino idrografico come unità territoriale di riferimento

- è in coerenza con quello che Davies (1992) definisce l'approccio *biofisico* alla gestione ambientale, e che prende in considerazione la unità geomorfologia in cui hanno luogo i processi fisici e quelli ecologici;
- è la scala di riferimento per l'integrazione degli strumenti della pianificazione ambientale, così come regolamentato in Italia (L. 183/89);

- è coerente con la *Water Framework Directive* (2000/60/CE) che richiede agli stati membri di individuare i distretti di bacini idrografici, costituiti da uno o più bacini contermini insieme alla loro acque sotterranee e costiere associate;
- si è dimostrata appropriata alla valutazione degli effetti locali delle politiche agricole comunitarie sulla degradazione del suolo (Mairota, 1995; Azevedo *et al.* 2006).

Ciò si ritiene valido anche per la Puglia, dove il *pattern* di drenaggio più fine diviene apparente alla scala sub-regionale. A questa scala, all'incirca coincidente con quella dell'unità idrogeologica (Regione Puglia, 2001), paragonabile ad un distretto di bacini idrografici, che connette funzionalmente gli ambienti interni e quelli costieri, sulla base sia dei processi naturali "chiave", sia su quella delle attività umane che tali processi influenzano.

Pertanto, considerando che:

- la struttura, il funzionamento, l'organizzazione degli ecosistemi forestali ripariali sono fortemente determinati da struttura, organizzazione e dinamica delle componenti abiotiche del corso d'acqua, nonché dal *pool* delle specie disponibili per i processi di colonizzazione;
- il funzionamento e la dinamica di tali componenti abiotiche sono determinate dal loro contesto generativo, il bacino idrografico;
- i modelli interpretativi dei paesaggi fluviali (Vannote *et al.* 1980; Naiman e Decamps, 1990; Forman e Godron, 1986; Forman, 1995; Wiens, 2002; Petersen, 1992; Amoros e Petts, 1993; Lamacchia *et al.*, 2002) considerano i corridoi ripariali come "incastonati" e strutturalmente e funzionalmente legati al loro paesaggio generativo;

il sistema corso d'acqua-fasce adiacenti (corridoio ripariale) non è scindibile dal sistema bacino idrografico.

La funzionalità/efficienza del corridoio ripariale, quindi, può essere valutata confrontando le caratteristiche (strutturali) della configurazione spaziale di un paesaggio con quelle (funzionali) corrispondenti alla gerarchia delle decisioni di alcune specie animali (indicatori di qualità ambientale, bioindicatori).

1.4 *Layout* della tesi

Il lavoro di tesi consiste in un'analisi eco-paesistica, condotta con procedimento gerarchico e transcalare in ambiente GIS (Arcview 9.1), e di una sintesi di supporto alla pianificazione.

Esso si articola in fasi successive e interdipendenti di analisi e sintesi, cui corrispondono altrettanti capitoli, che presentano, in un ordine logico, le metodologie e i risultati relativi a ciascuna fase. Alla fase di analisi sono dedicati i capitoli 2-5, a quella di sintesi i capitoli 6 e 7.

Nel capitolo 2 si dà conto della scelta del bacino idrografico regionale destinato al caso di studio e se ne fornisce una descrizione sintetica delle particolari caratteristiche fisiografiche, biotiche e antropogeniche. Nello stesso capitolo si descrivono i materiali utilizzati per la ricerca e si chiarisce il significato attribuito ad alcuni termini impiegati, che, data la loro diffusione in contesti spesso assai diversi, hanno ricevuto definizioni disomogenee. Infine si motiva la necessità del ricorso a bioindicatori e la scelta di un particolare gruppo tassonomico.

Il capitolo 3 è dedicato all'individuazione dell'organizzazione gerarchica del sottosistema corridoio ripariale nell'ambito di un *range* di scale spaziali. Queste corrispondono ai livelli della gerarchia della *patchiness* del sottosistema corridoio fluviale inteso come risorsa (complessa, multifunzionale e vulnerabile) per la specie umana. Tali scale si configurano quindi come livelli interpretativi (atti a cogliere i fattori che influenzano le proprietà del sistema) riferiti all'organismo "pianificatore". Ad esso organismo saranno riferiti sia i limiti superiore ed inferiore del *range* di scale individuato, sia differenti gradi di operatività (dalla formulazione delle strategie alla implementazione degli interventi) di ciascun livello individuato. Sono affrontate le questioni attinenti alla scomposizione del bacino idrografico in sottosistemi corrispondenti sia ai livelli di scala individuati, sia a quelli della gerarchia delle decisioni e alla definizione di gruppi omogenei di elementi nell'ambito di ciascun sottosistema.

Il capitolo 4 è dedicato allo studio della stratificazione del sistema idrografico nei livelli suddetti e alle analisi della configurazione spaziale della naturalità condotte

per ciascuno dei sottosistemi individuati sistema idrografico, corridoio ripariale segmento di corso d'acqua, per ciascuno dei quali sono stati adottati metodi differenziati.

Nel capitolo 5 si affronta lo studio dei bioindicatori ai vari livelli interpretativi ed il confronto tra le caratteristiche della comunità di uccelli e la configurazione del paesaggio, con particolare riferimento alla disponibilità ed alla distribuzione degli habitat.

La sintesi dei risultati ottenuti nella fase di analisi è proposta nel capitolo 6 attraverso l'applicazione di una procedura di valutazione della qualità ambientale a tutti i livelli interpretativi considerati. Si individuano i principali detrattori del funzionamento del sistema (efficienza del corridoio ripariale rispetto alla funzione di habitat).

Nel capitolo 7 è presentato un riepilogo dei risultati conseguiti e la loro discussione, sia in termini di contributo al dibattito scientifico, sia relativamente ai risvolti applicativi della ricerca, intesa a delineare i criteri da adottare per la tutela e l'incremento della pervasività degli elementi naturali nel paesaggio in un'ottica di sistema.

1.5 Riferimenti bibliografici

- Allen T.F.H., Starr T.B. 1982 *Hierarchy: Perspective for Ecological Complexity*, University of Chicago Press, Chicago
- Amoros C., Petts G.F. 1993 [Eds.] *Hydrosystèmes fluviaux*. Collège d'écologie. Masson
- Arnold G.W. 1995 Incorporating landscape pattern into conservation programs. In Hansson L., Fahrig L., Merriam G. [Eds.] 1995 *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman&Hall, London pp.309-337
- Azevedo J.C., Wu B.X., Messina M.G., Williams J.R., Fisher R.F. 2006 Effects of sustainable forestry initiatives on landscape pattern and processes. In Laforteza R., Sanesi G. 2006 *Patterns and processes in forest landscapes*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze pp 207-212.
- Bailey R. G. 1996 *Ecosystem Geography*. Springer Verlag New York
- Brinson M.M. 1990 Riverine forests. In: Lugo A.E., Brinson M.M., Brown S. [Eds.] *Forested Wetlands*. Elsevier Amsterdam
- Davies D. 1992 Issues in Coastal Zone Management. Journal of Environmental Education & Information, 11(2):63 – 72

- Forman R.T.T. 1995 *Land Mosaics. The ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press. Cambridge
- Forman R.T.T., Godron, M. 1986 *Landscape Ecology*. Wiley, New York.
- Habersack H. 2000 The river scaling concept (RSC): a basis for ecological assessment. *Hydrobiologia* 422/423:49-60
- Harrison S., Fahrig L. 1995 Landscape pattern and population conservation. In Hansson L., Fahrig L., Merriam G. [Eds.] 1995 *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman&Hall, London pp.293-308
- Holling C.S. 1992 Cross-scale morphology, geometry and dynamics of ecosystems. *Ecological Monographs* 62(4):447-502
- Hunter M.L. 2001 *Maintainig biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press
- Intergovernmental Panel on Climate Change 2001 *Climate Change 2001 Synthesis Report*. UNEP-WMO
- Kotliar N.B., Wiens J.A. 1996 Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* 59:253-260
- Lamacchia, M.R., Mairota, P., Martinelli, N., Mininni, M., Sallustro, D. 2002 A multi-discipline and multi-scale approach to coastal zone and river basin planning in a suburban Mediterranean region. In: Camarda, D. e Grassini, L. (Eds.) 2002 *Coastal Zone Management in the Mediterranean Region*. Option Méditerranéennes, Serie A (Mediterranean Seminars) n. 53 pp. 263-276.
- Levin S.A. 1992 The problem of scale in ecology. *Ecology* 73:1943-1967
- Mairota P., Tellini Florenzano G., Piussi P. 2006 Gestione del bosco e conservazione della biodiversità: l'analisi eco-paesistica applicata a territori della Toscana meridionale. *Annali C.R.A.-I.S.S.E.L.* 33:187-244
- Mairota P. 1995 Analysis of Land Use Change in the Agri Basin (Basilicata, Italy): the Impact of Rural Changes on Land Degradation. Proceeding of Conference on Erosion and Land Degradation in the Mediterranean. Portugal, University of Aveiro. June 14-18, 1995.
- Mairota P., Thornes J.B., Geeson N. [Eds.] 1998 *Atlas of Mediterranean Environments in Europe. The Desertification Context*. John Wiley & Sons Chichester.
- Mairota P., Trisorio Liuzzi G, 2002 Spatio-temporal domains of ecological processes relevant to planning in ephemeral streams landscapes. In: Becciu G., Maione U., Majone Letho B., Monti R., Paoletti A., Paoletti A., Sanfilippo U. 2002 Proceedings of the 2nd International Conference "New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life: Eco-compatible Solutions for Aquatic Environments" Capri (Italy). CDSU–Centro Studi Deflussi Urbani, Milano. Essestampa srl Napoli.
- Middleton N.J., Thomas D.S.G., 1997. *World Atlas of Desertification*. 2nd edn. UNEP Edward Arnold, London.

- Naiman R.J., Décamps H. 1990 [Eds.] The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. Man and the Biosphere Series, 4 UNESCO Paris, 315.
- Naiman R.J., Décamps H. 1997 The ecology of interfaces: riparian zones. Annual Review of Ecology and Systematics 28:621-658
- Naiman R.J., Décamps H., Pollock M. 1993 The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. Ecological Applications 3(2):209-212
- Regione Puglia 2001 Banca Dati Tossicologica del suolo e dei prodotti derivati. Bari
- O'Neill R.V., De Angelis D.L., Waide J.B., Allen T.F.H. 1986 *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey
- Odum E.P. 1978 Ecological importance of riparian zone. National symposium on strategies for protection and management of floodplain wetlands and other riparian ecosystems. Callaway Gardens Georgia.
- Orians G.H. 1980 General theory and applications to human behaviour. In Lockard J.S. [Ed.] 1980 *Evolution of human social behaviour*. Elsevier, New York pp 49-66.
- Petersen R.C. Jr. 1992. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. Freshwater Biology 27: 295-306.
- Piussi P. 1994 *Selvicoltura generale*. UTET Torino
- Thran P., Broekhuizen S. 1965 *Agroclimatic Atlas of Europe*. Elsevier, Amsterdam.
- Tooth S. 2000 Process, form and change in dryland rivers: a review of recent research. Earth-Science Reviews 51: 67-107
- UNEP 1992. *World Atlas of Desertification*. Edward Arnold, London
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C. E. 1980 The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37(1):130-137.
- Wiens J.A. 1997 The emerging role of patchiness in conservation biology. In: Pickett S.T.A., Ostfeld R.S., Shachak M. and Lickens G.E: [Eds.] *The Ecological Basis of Conservation: heterogeneity, ecosystems, and biodiversity*. Chapman&Hall London. Pp. 93-107.
- Wiens J.A., Milne B.T. 1989 Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. Landscape Ecology 3:87-96
- Wiens J.A. 2002 Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. Freshwater Biology 47:501-515.

Individuazione e descrizione del caso di studio, materiali, terminologia, scelta dei bioindicatori

Per gli scopi della tesi, si è ritenuto di ricorrere a materiale informativo già disponibile, sia in relazione alle limitate disponibilità finanziarie, sia per rispondere ad esigenze di tipo applicativo. Infatti nella prassi delle analisi ambientali finalizzate alla pianificazione, anche per questioni legate ai limiti di tempo, si parte dalle conoscenze esistenti (Cf. Borri 1998) che devono essere preventivamente collazionate ed organizzate.

Questa scelta ha condizionato l'individuazione del caso di studio, indirizzandola verso una realtà territoriale per la quale esistesse un quadro conoscitivo adeguato ed ha comportato la necessità di verificare l'idoneità di questi materiali ai fini di elaborazioni di tipo scientifico¹.

Si è ritenuto opportuno, inoltre chiarire il significato che attribuito ad alcuni termini impiegati che, data la loro diffusione in contesti spesso assai diversi, hanno ricevuto definizioni diverse, e motivare la scelta del gruppo tassonomico degli Uccelli come indicatori di qualità ambientale.

2.1 Individuazione e descrizione del caso di studio

Il bacino idrografico regionale scelto come caso di studio al fine di calare in un contesto reale le ipotesi teoriche discusse nella presente ricerca, è quello della Lama San Giorgio, nella Puglia centrale, rappresentativo, in ambito regionale e mediterraneo, per tipologia e problematiche, in termini di tutela e pianificazione.

Il bacino idrografico della Lama San Giorgio è localizzato nei quadri ambientali dell'*Alta Murgia* e della *Conca di Bari*, che insieme a quello dei Ripiani di Terra di Bari e costituiscono l'ambito geografico delle *Murge nord-occidentali*.

¹ Nel capitolo 4 è stata condotta la verifica dell'accuratezza tematica della carta della copertura del suolo, con particolare riferimento alle coperture della naturalità; nel capitolo 5 è stata verificata l'idoneità dei dati disponibili relativi ai bioindicatori.

CAPITOLO 2 – INDIVIDUAZIONE E DESCRIZIONE DEL CASO DI STUDIO, MATERIALI, TERMINOLOGIA, SCELTA DEI BIOINDICATORI

Quest'ultimo rappresenta uno degli otto ambiti geografici in cui la tradizione delle restituzioni del territorio regionale presentate nei grandi scenari prodotti dalla geografia (Sestini 1963, Bissanti 1977) e dalle scienze geologiche (Colamonico 1926, Cotecchia 1970) suddivide la penisola pugliese e che si differenziano dal punto di vista geomorfologico e idrogeologico: il Promontorio del Gargano, il Tavoliere di Foggia, la valle dell'Ofanto, le Murge nord-occidentali, le Murge sud-orientali, l'Arco Ionico, la Conca di Lecce e le Serre salentine (figura 2.1).



Figura 2.1 – Sistemi morfologici della penisola pugliese (Fonte Borri, 1996) e localizzazione del bacino idrografico della Lama San Giorgio.

Nel quadro ambientale Conca di Bari converge un ampio reticolo di “lame” (a partire da Nord Ovest: Balice, Lamasinata, Fitto, Picone, Valenzano, San Marco, San Giorgio e Giotta) che consente il deflusso delle acque superficiali a regime torrentizio provenienti dall’altopiano murgiano verso l’Adriatico.

Con il nome di lame sono conosciuti i solchi erosivi di origine tettonico-carsica che attraversano e modellano da nord a sud il tavolato calcareo murgiano (figura 2.2). Tipicamente queste incisioni sono percorse dalle acque di ruscellamento superficiale di origine meteorica solo in seguito ad abbondanti precipitazioni (figura 2.3) e pertanto possono essere definiti corsi d’acqua effimeri. Esse insieme agli altri esiti dei fenomeni carsici epigei ed ipogei (doline, uvale, polje, inghiottitoi, grotte, laghi sotterranei) caratterizzano il paesaggio murgiano.

CAPITOLO 2 – INDIVIDUAZIONE E DESCRIZIONE DEL CASO DI STUDIO,
MATERIALI, TERMINOLOGIA, SCELTA DEI BIOINDICATORI

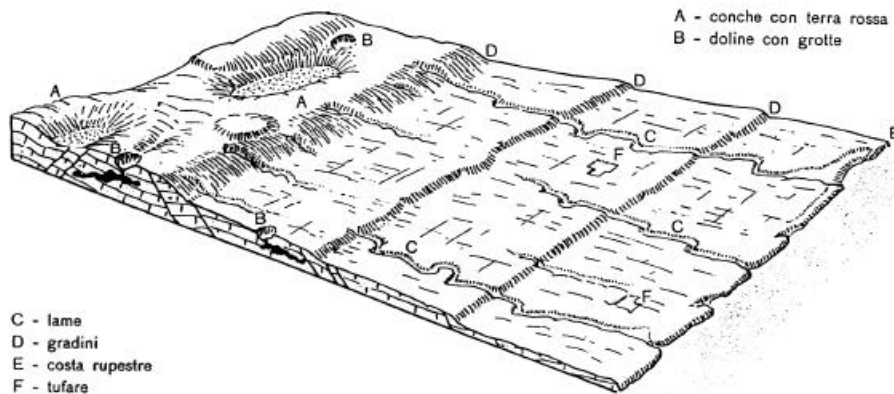


Figura 2.2 – Schema geomorfologico dei ripiani di Terra di Bari (Fonte:Sestini 1963).



Figura 2.3 – Due aspetti della Lama San Giorgio durante la piena del 22-23 ottobre 2005.

Le lame costituiscono importanti strutture ecopaesistiche “a corridoio” incassate rispetto al paesaggio circostante, sulle quali si articola la mobilità degli elementi paesaggistici dell’ecomosaico che si spostano dalla costa verso l’entroterra e viceversa (Mininni 1996).

La Lama San Giorgio, con uno sviluppo longitudinale del reticolo idrografico di circa 42 Km è uno dei solchi erosivi più estesi e attraversa, con andamento sud-nord, la provincia di Bari a partire dai 385 m di Monte Sannace fino alla costa, dove sfocia a sud-est di Bari in corrispondenza di Cala San Giorgio. Lungo il suo corso costeggia cinque centri abitati (Casamassima, Rutigliano, Noicattaro e Triggiano). Pertanto, nell’attraversamento di una porzione rilevante di territorio, instaura importanti relazioni tra elementi naturali e antropici connettendo tra loro diversi paesaggi diversi, da quelli improntati da sistemi agro-silvo-zootecnici relativamente estensivi, a quelli dell’agricoltura industriale dell’uva da mensa e degli insediamenti urbani costieri.

Dal punto di vista geologico, il bacino idrografico della lama presenta i caratteri tipici dell'area murgiana, con estesi affioramenti di roccia calcarea di età cretacea, a tratti ricoperta da depositi quaternari, localmente rappresentati da calcareniti e, subordinatamente, da sabbie e argille.

La vegetazione spontanea è rappresentata principalmente da praterie, garighe, macchie, fasce alberate e alberi camporili, boschi, prevalentemente cedui, e risulta per lo più ridotta a lembi di esigua estensione, isolati dispersi nella matrice paesistica di tipo agricolo².

Da un punto di vista agronomico-produttivo, la parte alta del bacino che lambisce l'Alta Murgia è caratterizzata da una matrice agricola a seminativo, fortemente interconnessa, in cui relativamente più importanti risultano i boschi. Le parti che attraversano la Conca di Bari invece sono caratterizzate dalla coltura dell'olivo e del ciliegio (nella parte intermedia del bacino) e del vigneto da mensa in quella più valliva, che conferiscono alla matrice agricola un carattere di elevata compattezza ed omogeneità, cui un certo grado di porosità è conferito dalla presenza dei centri urbani, di complessi agricoli prevalentemente costituiti da aggregati di oliveti e mandorleti, elementi paesistici di naturalità di grana fine.

Il corso della Lama San Giorgio è contraddistinto, inoltre, da una alta densità di zone di interesse archeologico, comprendenti resti riferibili a numerosi fasi del popolamento antico. Tracce di un insediamento databile tra il IX ed il V secolo a.C. si trovano in territorio di Rutigliano, nella contrada San Martino, mentre nell'area di Parco San Nicola sono presenti resti databili tra l'Età del Bronzo ed il Tardo Medioevo ed in contrada Britti insediamenti rupestri di età medioevale. L'area più ricca di testimonianze corrisponde alla contrada l'Annunziata, circa 5 Km a sud-ovest dell'abitato di Rutigliano, nella quale la documentazione si colloca in un arco cronologico molto ampio, fra il Paleolitico e l'età classica (V-VI sec. a.C.). La zona archeologica si estende sul pianoro e lungo i fianchi di un basso promontorio delimitato dal corso della Lama San Giorgio e da un breve solco erosivo, che da essa si dirama in direzione Sud-Est.

² Per l'inquadramento vegetazionale e la descrizione delle vegetazioni spontanee si rimanda al capitolo 4, §4.2.

Dal punto di vista insediativo, l'area della Lama San Giorgio presenta tracce dell'antropizzazione legata ad un abitare estremamente articolato, poiché si passa dai centri urbani e dagli insediamenti storico-archeologici, ai sistemi puntuali rurali (masserie, case sparse) e alle recenti intensificazioni edilizie di aree di margine, di edilizia di completamento e di edificazioni isolate contemporanee. I sistemi puntuali di case rurali, hanno una significativa diffusione e si caratterizzano come edifici storici legati direttamente al sistema di produzione agricolo dell'area del sud est barese; le edificazioni isolate contemporanee, appartengono a un sistema di edificazione in cui prevale l'aspetto della casa isolata, in molti casi "non finita".

Di recente il solco erosivo di Lama San Giorgio e parte del suo bacino imbrifero sono stati individuati come Area Protetta Provinciale ai sensi della legge regionale 19/97. Nella fase di preliminare dell'iter istitutivo è stato redatto il "*Piano di settore territoriale per la tutela e la conservazione dell'area naturale protetta Lama di San Giorgio (BA)*" (Martinelli *et al.* 2001), finalizzato alla sistematizzazione del quadro delle conoscenze, alla definizione di ipotesi di perimetrazione e zonizzazione ed alla formulazione di indirizzi normativi.

2.2 Materiali

Nell'ambito del *Piano di settore* indicato è stato messo a punto un archivio digitale delle informazioni cartografiche ed alfanumeriche georeferenziate disponibili articolato in vero e proprio sistema delle conoscenze (SIT³) per l'intero bacino idrografico della Lama San Giorgio. Questo è articolato in sette sottosistemi (figura 2.4):

- *idromorfologico e geologico*: formazioni geologiche, orografia, idrografia, ipogei e principali forme carsiche;

³ Gli acronimi GIS (*Sistema Informativo Geografico*) e SIT (*Sistema Informativo Territoriale*), hanno di fatto lo stesso significato, risultando il primo dalla traduzione letterale del termine anglosassone e il secondo da una più libera, e forse precisa, traduzione in lingua italiana. Ciononostante spesso nell'uso comune in Italia si attribuisce al termine GIS un valore più tecnico, soffermando l'attenzione sul software e sull'hardware, e al termine SIT un valore più procedurale prendendo in considerazione, i dati immessi, e l'organizzazione in grado di utilizzare il sistema.

- *vegetazionale*: distribuzione e caratterizzazione della vegetazione semi- e sub-naturale;
- *faunistico*: censimento delle specie di vertebrati e tipologie di habitat;
- *agronomico e produttivo*: copertura dei suoli, usi agricoli storici ed attuali;
- *storico e culturale*: siti di interesse architettonico ed archeologico vincolati e non;
- *insediativo*: articolazione del sistema insediativo e del sistema infrastrutturare;
- *socioeconomico ed istituzionale*: aspetti demografici e percezione dei luoghi rilevanti e della risorsa lama da parte delle comunità locali, destinazioni urbanistiche secondo i piani vigenti ed in itinere.

Infatti il gruppo di lavoro, partendo dal riconoscimento della lama quale *ecosistema*, ovvero il «prodotto di un intreccio di sistemi naturali, culturali ed antropici» (Martinelli *et al.* 2001), ha scelto di articolare il quadro delle conoscenze secondo una logica multidisciplinare e sistemica.

Anche le indagini e i rilievi sono stati condotti secondo una logica multiscalare, a differenti livelli di definizione, nel tentativo di sostanziare le due istanze presenti contemporaneamente, e non alternativamente, quella della unitarietà del sistema e quella della diversità dei luoghi di cui il sistema è costituito. Esse hanno riguardando l'intero sistema ambientale della Puglia centrale, il bacino imbrifero della lama San Giorgio, le aree contigue al corso erosivo vero e proprio.

Il bacino idrografico superficiale della Lama San Giorgio è stato comunque assunto quale luogo di indagine prioritario, ritenendo le sole fasce latitanti il corso erosivo vero e proprio, insufficienti spazialmente e funzionalmente a descrivere, e quindi a esprimere istanze di tutela, nei confronti di tale risorsa.

L'esistenza di questo archivio è stata preziosa non solo per la semplificazione della procedura di acquisizione delle conoscenze di base, ma anche per l'integrazione con altre informazioni.

CAPITOLO 2 – INDIVIDUAZIONE E DESCRIZIONE DEL CASO DI STUDIO,
MATERIALI, TERMINOLOGIA, SCELTA DEI BIOINDICATORI

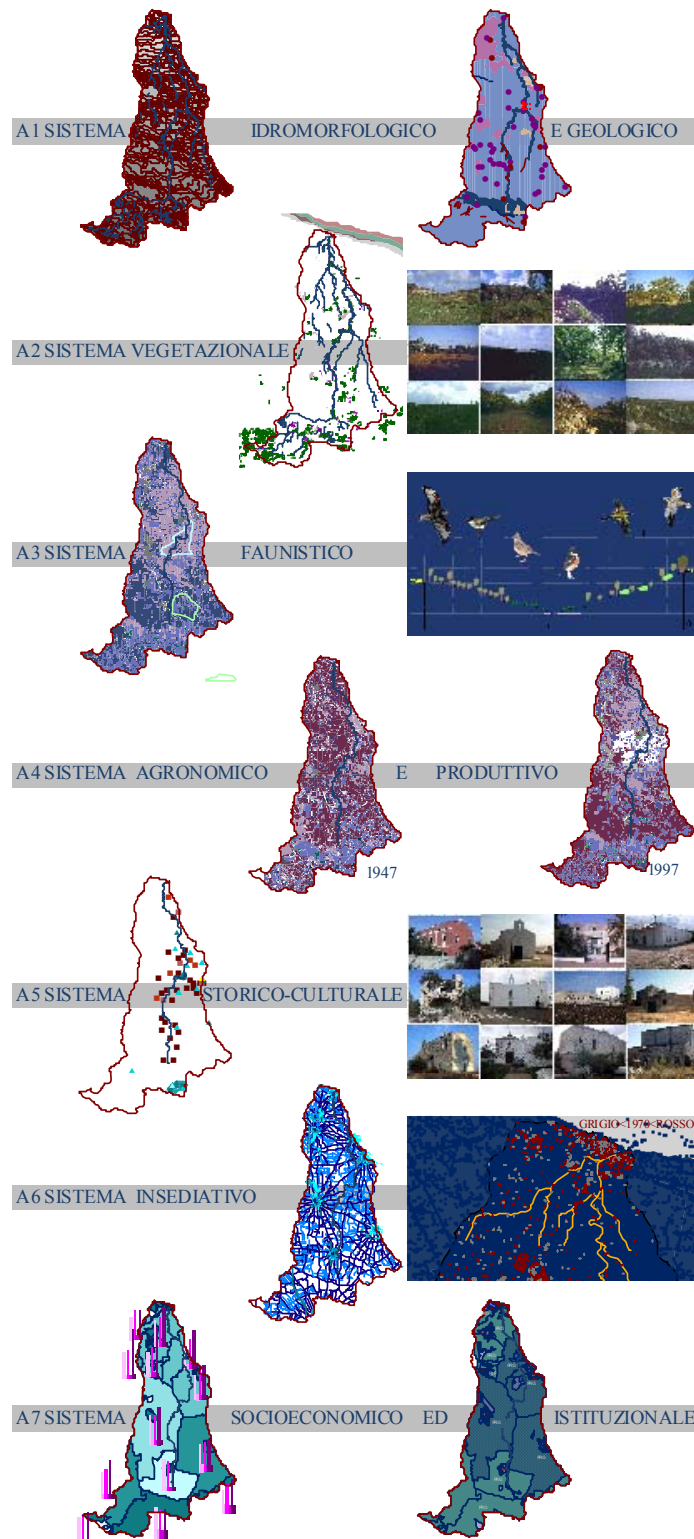


Figura 2.4 - Articolazione del sistema delle conoscenze messo a punto per il territorio del bacino idrografico della Lama San Giorgio.

2.3 Terminologia

2.3.1 *Vegetazione spontanea*

La vegetazione spontanea del bacino della Lama San Giorgio è rappresentata da frammenti di boschi, macchie, garighe e praterie, dispersi nella matrice agricola e relativamente isolati, come risulta anche dalla carta della vegetazione spontanea del SIT della Lama San Giorgio (figura 2.5).

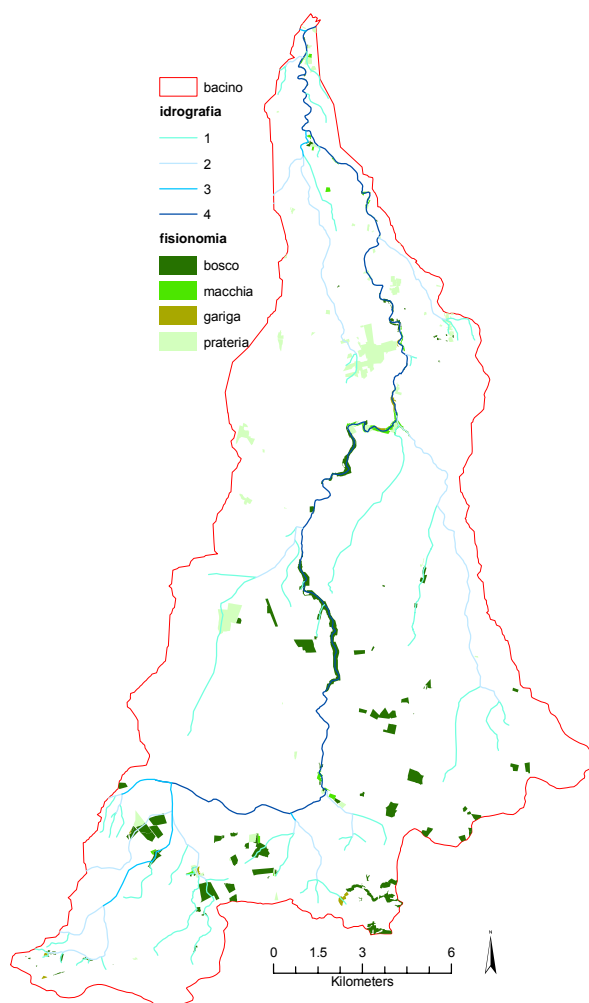


Figura 2.5 – Distribuzione della vegetazione spontanea del bacino idrografico della Lama San Giorgio.

La denominazione delle tipologie fisionomiche di bosco, macchia, gariga e prateria fa riferimento (Piussi, 1994) all'altezza della vegetazione pur implicando differenze di composizione specifica, condizioni stazionali e sfruttamento passato.

Per foreste o territori boscati si intendono (Marchand, 1990) popolamenti naturali costituiti in tutto o in parte da alberi più alti di 6 m, che coprono più del 5% della superficie del suolo. Questi sono definiti foreste (boschi) “dense” se la copertura del suolo supera il 20%, “aperte” in caso contrario.

Lo stesso Autore definisce le macchie, le garighe e le praterie (secondarie) come forme di degradazione delle foreste. Giacomini e Fenaroli (1958) invece basano sull'altezza, sul grado di copertura del suolo, ma anche sulla composizione specifica, le caratteristiche ecologiche delle specie dominanti e la tipologia dinamica (stadi di degenerazione o rigenerazione delle foreste) le loro definizioni di macchia, gariga e prateria. Per macchia questi Autori intendono formazioni dominate da arbusti e/o alberi sclerofilli e liane, con un'altezza media della vegetazione non inferiore ai 4-5 m (macchia alta) o di circa 1,5-2 m (macchia bassa). Le garighe sono descritte come cespuglieti sempreverdi bassi (0,50 m) discontinui, su suolo per lo più roccioso, derivati dalla ulteriore degradazione della macchia, che ospitano specie generalmente non proprie della macchia e rispetto a queste maggiormente xerofile e termofile. Le praterie, infine, rappresentano formazioni costituite da tappeti di erbe, più o meno compatti, generalmente perenni, e comprendono anche i prati e i pascoli.

Coerentemente con le definizioni riportate, le classi tematiche della carta della vegetazione spontanea disponibile per il presente studio, sono state attribuite ai tipi fisionomici del bosco, della macchia, della gariga e della prateria secondo lo schema evidenziato nella tabella 2.1. Per le stesse si è cercato inoltre di trovare una corrispondenza con la classificazione della copertura del suolo del Programma Corine Land Cover (CEC, 1992), III livello.

CAPITOLO 2 – INDIVIDUAZIONE E DESCRIZIONE DEL CASO DI STUDIO,
MATERIALI, TERMINOLOGIA, SCELTA DEI BIOINDICATORI

Tabella 2.1 – Corrispondenza tra tipo fisionomico, classe tematica e classe di copertura del suolo Corine Land Cover.

Tipo fisionomico	Classe tematica	Classe di copertura del suolo
bosco	III.a Boschi aperti e boscaglie	3.1.1 Boschi di latifoglie
	IV.b.2 Formazione di latifoglie termofile	3.1.1 Boschi di latifoglie
macchia	III.d Macchie	3.2.2. Brughiere e cespuglieti
gariga	III.e Garighe	3.2.2. Brughiere e cespuglieti
prateria	III.b Vegetazione a prevalenza di specie erbacee	3.2.1 Prati-pascoli naturali e praterie
	V.a.3 Spazi con vegetazione quasi nulla	3.3.3. Aree con vegetazione rada

2.3.2 Biodiversità

Il termine biodiversità è entrato nell'uso della comunità scientifica in seguito alla pubblicazione del volume *Biodiversity* (Wilson, 1988), contenente una selezione delle letture presentate al National Forum on BioDiversity (Washington D.C., 1986).

Questo termine ha assunto una grande popolarità anche al di fuori della comunità scientifica, anche se nell'uso corrente il suo significato non è univoco. Può addirittura risultare ambiguo quando sia espresso in termini quantitativi, ovvero in termini di “diversità”, misurata attraverso l'indice di Shannon e Weaver (1949) e messo in relazione con il concetto di “stabilità”, anch'esso di difficile definizione⁴.

Quasi tutte le definizioni (WRI, WCU, UNEP, 1991; WCU, UNEP, WWF, 1991; McNeely *et al.*, 1990), comunque, pongono in evidenza che il concetto di biodiversità riguarda tutti i livelli dell'organizzazione biologica e che attiene non solo alla numerosità delle specie, ma anche alla abbondanza relativa delle popolazioni ed al complesso delle relazioni tra questi e l'ambiente. Per esempio: «la diversità biologica [che] si riferisce alla variabilità fra gli organismi viventi e dei complessi ecologici nei quali essi si trovano. La diversità può essere definita come il numero delle differenti entità e la loro frequenza relativa. Ai fini della

⁴ La *diversity-stability hypothesis* (Mac Arthur, 1955), appunto basata sull'uso dell'indice di diversità di Shannon e Weaver (1949), è stata ed è tuttora oggetto di un ampio dibattito scientifico (Goodman, 1975; Chapin III *et al.*, 2002; Lehman e Tilman 2000).

diversità biologica, queste entità sono organizzate in molti livelli, dagli ecosistemi più complessi alle strutture chimiche che costituiscono la base molecolare dell'ereditarietà. Il termine quindi comprende ecosistemi, specie, geni e la loro abbondanza relativa» (U.S. Congress Office of Technology Assessment, 1987, in Boyle T.B.J., 1994)

Il concetto di biodiversità, infatti, si è evoluto nel tempo per comprendere, oltre alla ricchezza di specie ed alla distribuzione delle abbondanze, anche la diversità genetica, quella delle popolazioni e quella tra le comunità ed ecosistemi, così come le loro strutture e processi (Noss, 1990).

Inoltre, se per biodiversità si intende “l’insieme della pluralità delle specie e della complessità delle reti trofiche all’interno di un sistema, alla grande (microcosmo) come alla piccola scala (paesaggio, regione geografica) in cui le specie si muovono e con cui interagiscono” (Wilson, 1988; Heywood e Watson, 1995 1997, in Paoletti, 2001), risulta evidente come la scala ed i caratteri della struttura spaziale del paesaggio non siano estranei alla nozione stessa di biodiversità .

2.3.3 *Paesaggio, ecologia del paesaggio, limiti della percezione*

Le migliori conoscenze oggi disponibili sul funzionamento degli ecosistemi e sulle relazioni che intercorrono tra ecosistemi diversi consentono lo studio dei processi che si svolgono tra tratti di ecosistemi diversi, sia che si tratti di altre aree boscate oppure di terre soggette a differenti forme d’uso. L’ecologia classica aveva posto in evidenza la peculiarità degli *ecotoni* in termini di condizioni fisiche e biologiche e di processi dinamici in atto, e con l’*ecologia del paesaggio* si sono affrontate in modo organico proprio le questioni dei rapporti tra tratti di ecosistemi diversi, che sono ben evidenti nella realtà di scala vasta. L’ecologia del paesaggio, riconoscendo il ruolo della configurazione spaziale nei processi ecologici e quella delle dinamiche del cambiamento di tale configurazione, delle quali anche l’uomo è considerato un agente, si pone nell’ottica di un approccio di biocomplexità. La biocomplexità (*biocomplexity* Covich, 2000; Dybas, 2001; Cottingham, 2002; Pickett *et al.* 2005) studia l’emergere di comportamenti auto-organizzati, non lineari, dalle interazioni di molti agenti semplici. In particolare si

riferisce ai fenomeni che emergono dalle interazioni, complesse e dinamiche che avvengono all'interno dei sistemi biologici, in cui sono compresi gli esseri umani, e tra questi sistemi e l'ambiente fisico. Un elemento caratterizzante la biocomplexità è il costante riferimento alla multiscalarità.

Per gli scopi di questa tesi si è adottata come definizione di *paesaggio* quella proposta dal *Working Group for Landscape Ecological Research di Wageningen* (1975, in Zonneveld 1979): “il paesaggio è un complesso di sistemi in relazione che nell'insieme formano una porzione riconoscibile (anche sotto l'aspetto fisionomico) della superficie terrestre. Esso è costituito e mantenuto dalle forze abiotiche e biotiche, così come dalle attività umane.”

Questa “struttura” del paesaggio si traduce in una serie di processi (funzioni) che interessano soprattutto i limiti (*ecotoni* ed *ecoclini*) tra i diversi tratti elementari. Il paesaggio appare quindi come un *mosaico* nel quale elementi di composizione e configurazione diversi sono accostati: l'elemento dominante è definito *matrice*, mentre al suo interno si individuano tratti di territorio (*patch*) omogenei rispetto al carattere (o ai caratteri) che sono oggetto di studio e che si differenziano dallo spazio circostante. Le *patch* sono talvolta collegate da elementi lineari (*corridoi*) che possiedono la stessa loro natura e se da un lato interrompono la continuità spaziale della matrice attraversata, dall'altro determinano quella tra *patch* diverse. Entro il paesaggio hanno luogo flussi di elementi e di energia e spostamenti di organismi e la connessione spaziale, ma soprattutto quella funzionale, tra vari elementi del paesaggio è infatti un importante carattere dal punto di vista biologico (Wiens, 1992).

Questa realtà è l'oggetto di studio dell'ecologia del paesaggio. Anche di questo termine sono state prodotte definizioni diverse per le quali si rimanda a Naveh e Lieberman (1984), Berdoulay e Phipps (1985), Forman e Godron (1986), Finke (1993), Romani (1994), Forman (1995), Bailey (1996), Wiens (1999).

Ai fini della presente tesi questi processi sono di grande importanza, infatti la presenza di una data specie animale in un dato ambiente dipende dal fatto che questa specie percepisce (Antrop, 1985) l'ambiente (e le differenze nell'ambiente) che lo circonda e lo utilizza (o lo evita) in relazione alle proprie esigenze di

nutrizione, ricovero e riproduzione. Si indica con *estensione* la scala più piccola dell'eterogeneità del mosaico a cui un organismo risponde; a scala ancora più piccola (minor dettaglio) l'organismo non risponde in quanto le strutture/informazioni non incrementano le conoscenze che gli sono necessarie e quindi l'acquisizione di informazioni costituirebbe un costo energetico (Kotliar e Wiens, 1996). Ad una scala di dettaglio diventa importante la *grana*, ossia la scala più grande a cui l'organismo risponde alla configurazione della *patch*; a scala ancora più grande (maggior dettaglio) l'organismo non risponde a (non percepisce) nessuna configurazione che possa effettivamente esistere (Kotliar e Wiens, 1996) in quanto inutile alla sua sopravvivenza.

2.4 Scelta dei bioindicatori

La conoscenza della biodiversità nella sua totalità è evidentemente un obiettivo impossibile da realizzare (Cf. Sarkar 2002) e per questo motivo si sono proposti nel tempo alcuni criteri che permettono di valutarne il grado attraverso il ricorso ad indicatori, ossia a proprietà emergenti in grado di descrivere la struttura o la funzionalità di un sistema. Si parla di bioindicatori quando la funzione di indicatori è svolta da organismi.

L'uso di indicatori ha una lunga tradizione, anche, tra l'altro, nel settore forestale dove gli indicatori (briofite, specie erbacee o arbustive, caratteri fisici o chimici del suolo, altezza degli alberi, ecc.) sono stati impiegati per individuare le condizioni stazionali sia per la produttività di una stazione sia per le possibilità di impiego di determinate specie nei rimboschimenti.

Per la valutazione delle funzioni di habitat, possono essere utilizzati gli uccelli come indicatori di qualità ambientale. Come emerge dalla letteratura (Diamond e Fillion 1987; Temple e Wiens, 1989; Noss, 1990; Gellini e Foschi, 1992; Furness e Greenwood 1993) gli uccelli sono buoni indicatori di qualità ambientale, perché:

- possono essere specialisti di determinati ecosistemi;
- sono sensibili alle modificazioni ambientali;

- sono organismi di grande vagilità alla scala di paesaggio, cioè dotati di efficienti modalità di spostamento e colonizzazione;
- rappresentano una componente non secondaria degli ecosistemi stessi;
- la diversità delle comunità di uccelli può essere legata alla struttura della vegetazione (McArthur e McArthur, 1961), e ciò è di particolare interesse per gli scopi del presente lavoro.

Inoltre, tra gli uccelli, i rapaci posti al vertice della catena alimentare, territoriali, spesso migratori e caratterizzati da ampi spettri trofici, ed i migratori più in generale, possono essere utilizzati come veri e propri “campionatori” (Lovari *et al.*, 1976; Louette *et al.* 1995; Frederick *et al.*, 2002; Wiersma e Wiersma, 2004; Greenberg e Marra, 2005) di altre specie della fauna vertebrata e invertebrata, ovvero come indicatori della presenza di particolari inquinanti (metalli pesanti, pesticidi) accumulati nei tessuti.

Recenti ricerche (Mairota *et al.*, 2006) hanno anche messo in evidenza come i limiti della percezione dello spazio da parte degli uccelli siano compresi entro i limiti di quella dei tecnici forestali, quando sia considerato un gruppo di uccelli eterogeneo riguardo a esigenze (*resource* e *area limited sensu* Carignan e Villard, 2002) e modalità di presenza sul territorio (migratori e stanziali). Questa ipotesi è sostenuta dal fatto che la letteratura relativa all'ecologia delle diverse specie ornitiche (Hagemeyer e Blair 1997; Sposimo e Tellini Florenzano 1995; Tellini Florenzano *et al.* 1997) indica che le esigenze di queste specie, per quanto riguarda principalmente quelle di nutrizione e di nidificazione nel periodo riproduttivo, vengono soddisfatte in ambiti territoriali analoghi a quelli che percepisce il tecnico forestale. La vegetazione erbacea, la macchia, il bosco, gli ecotoni tra tratti di bosco di età diversa, gli alberi di grandi dimensioni, costituiscono realtà che corrispondono alle necessità di vita degli uccelli.

2.5 Riferimenti bibliografici

- Antrop M. 1985 Télédétection et analyse du paysage. In: Berdoulay V., Phipps M. [Eds.] 1985 *Paysage et Système*. Edition de l'Université d'Ottawa pp.125-138.
- Bailey R.G. 1996 - *Ecosystem Geography*. Springer Verlag Berlin
- Berdoulay V., Phipps M. [Eds.] 1985 *Paysage et Système*. Edition de l'Université d'Ottawa. Ottawa
- Bissanti A. 1977 La Puglia. In: Bonapace U.[Ed.] 1977 *I paesaggi umani* TCI, Milano.
- Borri D. 1996 Puglia. In: Clementi A., Dematteis G., Palermo P.C. [Eds.] *Le forme del territorio Italiano, Vol II: Ambienti insediativi e contesti sociali*. Laterza, Roma-Bari.
- Borri D. 1998 Sistemi intelligenti e piani comunicativi: Nuovi strumenti per la sostenibilità socio-ambientale delle trasformazioni spaziali?. In Di Rosa M. [Ed.] *Come se ci fossero le stelle. Trasformazioni della città e del territorio: percorsi meridiani tra sviluppo locale e processi globali*, Cluen, Napoli.
- Boyle T.B.J., 1994 - Biodiversity, Temperate Ecosystems and Global Change: Introduction to the NATO Advanced Research Workshop. In: Boyle T.B.J., Boyle C.E.B. 1994 *Biodiversity, Temperate Ecosystems and Global Change* [Eds.] Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Biodiversity, Temperate Ecosystems and Global Change, August 15-19, Montebello, Canada. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, p 1-7.
- Carignan V., Villard M-A. 2002 Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78: 45-61
- Chapin III F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitusek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Laval S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C., Diaz S.2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Colamonico C. 1926, *La geografia della Puglia Profilo Monografico Regionale*. Bari.
- Commission of the European Community 1992 *Corine Land Cover*. Luxembourg.
- Cotecchia V. 1970 Su taluni problemi di geotecnica in relazione alla natura dei terreni della regione pugliese. *Atti del convegno nazionale di Geotecnica*, Bari.
- Cottingham K.L. 2002. Tackling biocomplexity: the role of people, tools, and scale. *BioScience* 52(9):793-799.
- Covich A. 2000 Biocomplexity and the future: the need to unite disciplines. *BioScience* 51:908-914.
- Diamond A.W., Fillion F. [Eds.] 1987. The Value of Birds. International Council for Bird Preservation. Technical Publication No. 6. Cambridge.
- Dybas C.L. 2001. From biodiversity to biocomplexity: a multidisciplinary step toward understanding our environment. *BioScience* 51(6): 426-430.

- Finke L. 1993 *Ecologia del paesaggio*. Franco Angeli, Milano.
- Forman R.T.T. 1995 *Land Mosaics. The ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Forman R.T.T., Godron, M. 1986 *Landscape Ecology*. Wiley, New York.
- Frederick P.C., Spalding M.G., Dusek R. 2002 Wading birds as bioindicators of mercury contamination in Florida, USA: annual and geographic variation. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(1):163-167
- Furness R.W., Greenwood J.J.D. 1993. *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman & Hall. London.
- Gellini S., Foschi U.F. 1992. Le comunità di uccelli come indicatori biologici. *Parchi* 7: 73-74.
- Giacomimi V., Fenaroli L. 1958 *La Flora*. Touring Club Italiano, Milano.
- Goodman D. 1975. The theory of diversity-stability relationships in ecology. *Quarterly Review of Biology* 50, 237-266.
- Greenberg R., Marra P.P. 2005 *Birds of two worlds: The ecology and evolution of migration*. Johns Hopkins University Press Baltimore.
- Hagemeijer W.J.M., Blair M.J. (Eds.), 1997 - *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T. e A.D. Poyser, London.
- Kotliar N.B., Wiens J.A., 1996 - Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* 59:253-260
- Lehman C. L., Tilman D. 2000. Biodiversity, stability, and productivity in competitive communities. *American Naturalist* 165, 234-252.
- Louette M., Bijnens L., Agenong'a D.U., Corneille-Fotsor C. 1995 The utility of birds as bioindicators: case studies in equatorial Africa. *Belgian Journal of Zoology* 125(1):157-165
- Lovari S., Renzoni I., Fondi R. 1976. The predatory habits of the Barn Owl (*Tyto alba*) in relation to the vegetation cover. *Boll. Zool.* 2001(43):173-191.
- MacArthur R.H. 1955 Fluctuations of Animal populations and a measure of stability. *Ecology* 35:533-536.
- MacArthur R.H., MacArthur J.W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598.
- Mairota P., Tellini Florenzano G., Piussi P. 2006 Gestione del bosco e conservazione della biodiversità: l'analisi eco-paesistica applicata a territori della Toscana meridionale. *Annali C.R.A.-I.S.S.E.L.* 33:187-244
- Marchand H. 1990 *Les forêts méditerranéennes: enjeux et perspectives*. PNUE Diffusion Editorial, Paris.
- Martinelli N., Mininni Mv., Bernardoni A., Mairota P., Riccardi A., Carnimeo V.R., Labate L., Lamacchia M.R., Lasalandra F., Maggiore M., Moccia C., Sallustro D., Sisto R., Tedesco C. 2001, *Documento di Programmazione e*

CAPITOLO 2 – INDIVIDUAZIONE E DESCRIZIONE DEL CASO DI STUDIO,
MATERIALI, TERMINOLOGIA, SCELTA DEI BIOINDICATORI

Normativa per la Redazione del Piano di Settore Territoriale per la Tutela e la Conservazione dell'Area Naturale Protetta A6-Lama San Giorgio (Triggiano). Provincia di Bari, Assessorato all'Ecologia all'ambiente e alla Protezione Civile.

McNeely J.A., Miller K.R., Reid W.V., Mittermeier R.A., Werner T.B., 1990 *Conserving the world's biological diversity.* World Conservation Union (IUCN), Gland Switzerland.

Mininni Mv. 1996 Il paesaggio delle lame: elemento di rilievo nella pianificazione di bacino in Puglia. Genio Rurale 12:3-6.

Naveh Z., Lieberman A.S. 1984 *Landscape Ecology. Theory and Application.* Springer-Verlag, New York

Noss R. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. Conservation Biology 4: 322-364.

Paoletti M. 2001 *La biodiversità negli agroecosistemi e bioindicatori di qualità ambientale.* Urbanistica 118:116-122.

Pickett S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove J.M., 2005 Biocomplexity in coupled natural-human systems: a multidimensional framework. Ecosystems 8:225-232.

Piussi P. *Selvicoltura generale.* UTET, Torino

Romani V. 1994 *Il Pesaggio. Teoria e pianificazione.* Franco Angeli, Milano.

Sarkar S. 2002 Defining biodiversity: assessing biodiversity. Monist 85:131-155.

Sestini A. 1963 *Il Paesaggio.* Touring Club Italiano, Milano.

Shannon C.E., Weaver W. 1949 *The Mathematical Theory of Communication.* Urbana, University of Illinois Press.

Sposimo P., Tellini Florenzano G. 1995 - *Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Toscana.* Riv. Ital. Orn. 64 (2): 131-140.

Tellini Florenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E., Sposimo P., 1997 - *Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana 1982-1992.* Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno.

Temple S.A., Wiens, J.A., 1989 Birds populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? Am. Birds 43: 260-270

Wiens J.A. 1992 Ecological flows across landscape boundaries: a conceptual overview. In: Hansen A.J., Di Castri F. [Eds.] 1992 *Landscape boundaries.* Springer-Verlag, New York, pp 217-235

Wiens J.A. 1999 Landscape ecology: scaling from mechanism to management. In: Proceedings of the VII International Congress of Ecology, Florence 19-25 July, 1998 pp.13-24

Wiersma W.B., Wiersma G.B., 2004 *Environmental monitoring.* CRC Press

Wilson E.O. [Ed.] 1988. *Biodiversity.* National Academy Press Washington

CAPITOLO 2 – INDIVIDUAZIONE E DESCRIZIONE DEL CASO DI STUDIO,
MATERIALI, TERMINOLOGIA, SCELTA DEI BIOINDICATORI

World Conservation Union, United Nations Environment Programme, World-Wide Fund for Nature, 1991 – *Caring for the Earth: A Strategy for Sustainable Living*. World Conservation Union (IUCN), Gland Switzerland.

World Resource Institute, World Conservation Union, United Nations Environment Programme, 1991 – *The Global Biodiversity Strategy*. World Resource Institute, Washington DC.

Zonneveld I.S., 1979 – *Land evaluation and Land(scape) Science*. ITC-International Institute for aerial survey and earth sciences, Enschede.

Organizzazione gerarchica del bacino idrografico e livelli interpretativi

Per gli scopi della ricerca, per il bacino idrografico indicato, si è fatto riferimento ad un *range* di scale spaziali (figura 3.1) che consente di individuare l'organizzazione gerarchica del sistema idrografico, ovvero i livelli della gerarchia della *patchiness* di tale sistema, inteso come risorsa (complessa, multifunzionale e vulnerabile) per la specie umana (Mairota e Trisorio Liuzzi 2002).

Tali scale spaziali si configurano come livelli interpretativi (atti a cogliere i fattori che influenzano le proprietà del sistema) riferiti all'organismo "pianificatore", cui sono riferiti sia i limiti superiore ed inferiore di percezione delle risorse (estensione e grana) del *range* di scale individuato, sia i differenti gradi di operatività (dalla formulazione delle strategie alla implementazione degli interventi) di ciascun livello individuato.

In particolare al limite superiore si collocano i livelli di inquadramento (sub-continentale, regionale e sub-regionale) del sistema idrografico, mentre a quello inferiore si collocano i livelli operativi per le azioni di gestione e tutela (sistema idrografico⁵, corridoio ripariale, segmento di corso d'acqua e tratto di corso d'acqua).

3.1 Gerarchia del sistema idrografico

Per sistema idrografico si intende l'insieme delle acque superficiali di un bacino idrografico (reticolo idrografico). Il **sistema idrografico** può essere definito (Frissell *et al.*, 1986) come un sistema gerarchico spazialmente innestato, in cui ciascun livello superiore rappresenta il contesto per quello immediatamente inferiore, comprendente livelli intermedi (segmento, tratto) e inferiori (*pool/riffe*, microhabitat), ciascuno caratterizzato da uno specifico dominio spazio temporale.

⁵ Per le definizioni riguardanti il sistema idrografico il segmento di corso d'acqua e il tratto di corso d'acqua riportate nel seguito, si è fatto riferimento a Frissell *et al.* 1986.

L'ambito di riferimento spaziale del sistema idrografico è individuato nella dimensione longitudinale dallo spartiacque, in quella verticale (altitudinale) dalle quote massima e minima, e in quella trasversale dagli spartiacque dei sottobacini, dalle faglie ecc. I processi che riguardano il sistema idrografico si manifestano a scale spaziali dell'ordine di grandezza dei 10^3 m e a scale temporali dell'ordine dei 10^6 - 10^5 anni.

Il **segmento di corso d'acqua** rappresenta una porzione del sistema idrografico che si sviluppa attraverso un solo tipo litologico e tra due confluenze di tributari.

L'ambito di riferimento spaziale del segmento di corso d'acqua è individuato nella dimensione longitudinale dalle confluenze dei tributari e dalle discontinuità litostratigrafiche, in quella verticale (altitudinale) dalle quote di questi, e in quella trasversale dai versanti vallivi. I processi che riguardano il segmento di corso d'acqua si manifestano a scale spaziali dell'ordine di grandezza dei 10^2 m e a scale temporali dell'ordine dei 10^4 - 10^3 anni.

Il **tratto di corso d'acqua** a sua volta rappresenta una porzione del segmento individuata nella dimensione longitudinale dalle discontinuità della pendenza dell'alveo e della vegetazione ripariale, in quella verticale (altitudinale) da particolari caratteristiche morfologiche e in quella trasversale dall'ampiezza del ciglio. I processi che riguardano il segmento di corso d'acqua si manifestano a scale spaziali dell'ordine di grandezza dei 10^1 m e a scale temporali dell'ordine dei 10^2 - 10^1 anni.

Gli attributi sui quali si basa la individuazione degli ambiti di riferimento spaziale sono di tipo estrinseco, ovvero legati a eventi di tipo evolutivo e relativamente invariati, ai livelli più alti della gerarchia, sistema idrografico e segmento di corso d'acqua, e di tipo intrinseco, ovvero legati ai processi di sviluppo, ai livelli intermedi ed inferiori, segmento e, soprattutto, tratto di corso d'acqua (Frissell *et al.* 1986).

Tali attributi rappresentano gli indicatori della "capacità potenziale" del sistema. (Warren *et al.*, 1979, in Frissell *et al.*, 1986). Questa è definita come la capacità di un sistema di assumere differenti *stati organizzativi*, di sviluppo (in relazione alle condizioni ambientali) mantenendo la sua integrità come entità coerente.

Benché astratto, il concetto di capacità potenziale, indica che durante il suo sviluppo un sistema può assumere stati organizzativi solo entro i limiti imposti dalla sua capacità potenziale e dalle condizioni ambientali.

Tra gli attributi di tipo intrinseco è compresa la vegetazione ripariale, con riferimento alla serie evolutiva, alla potenzialità ed al suo stato.

3.2 Il corridoio ripariale come livello gerarchico

In relazione alla definizione data di corridoio ripariale (Capitolo 1, §1.1 - sottosistema paesistico complesso, costituito, oltre che da componenti abiotiche - alveo, sponde, aree alluvionali, corso d'acqua ss -, anche da componenti biotiche - vegetazione spontanea e comunità animali), e alla luce dei modelli analitici dei paesaggi fluviali (Vannote *et al.* 1980; Décamps, 1984; Naiman e Décamps, 1990; Forman e Godron, 1986; Forman, 1995; Wiens 2002; Petersen, 1992; Amoros e Petts, 1993), appare evidente come, intermedio tra il livello del sistema idrografico e quello del segmento di corso d'acqua, nell'ambito dell'organizzazione gerarchica del sistema idrografico stesso, debba essere riconosciuto anche quello del corridoio ripariale, che a sua volta, può essere definito attraverso una organizzazione gerarchica corrispondente e dipendente da quella del sistema idrografico di afferenza.

I modelli analitici dei paesaggi fluviali, in particolare, considerano i corridoi fluviali come incastonati, ossia strutturalmente e funzionalmente legati al loro contesto generativo, e permettono di definirne le funzioni ecologiche a scala di paesaggio in relazione al movimento (attivo o passivo) di materiali, energia e organismi, che si esplica lungo e attraverso di essi. Tali modelli, quindi, associano all'esistenza di questi elementi lineari del paesaggio una direzionalità longitudinale ed una trasversale del movimento. Alla dimensione longitudinale ed a quella trasversale del movimento attengono rispettivamente il modello del *river continuum* (Vannote *et al.* 1980; Likens, 1984; Forman, 1995) e quello del *river mosaic* (Forman, 1995). Questi modelli servono a spiegare i cambiamenti sia strutturali sia quelli funzionali *lungo e attraverso* il corridoio.

Che si tratti di modelli analitici assolutamente complementari, è formalizzato dal concetto di *hydrosystème fluvial* (Roux, 1982, Bravard *et al.* 1986; Amoros *et al.* 1993; Amoros e Petts 1993), comprendente oltre al sistema alveo-versante, anche gli ecosistemi terrestri a questo annessi (zone umide, isole e bracci morti, praterie e foreste inondabili, foreste ripariali) e inteso proprio come un elemento del sistema fluviale, o corso d'acqua, definito dalla geomorfologia fluviale (Schumm, 1977). Inoltre è sintetizzato da Mininni (1996) e Wiens (2002), attraverso la figura retorica del “paesaggio nel paesaggio”, capace di descrivere il corridoio ripariale come un'entità distinta, ma non diversa, altra, rispetto a quella del paesaggio stesso.

3.3 Livelli interpretativi

Ai modelli del *river continuum* e del *river mosaic* e al concetto di *hydrosystème fluvial* si è fatto riferimento nelle analisi dei rapporti tra vegetazione e bioindicatori ai livelli inferiori del *range* di scale spaziali individuato.

In particolare, ai fini del presente lavoro, per le considerazioni esposte, l'attenzione si è focalizzata su due livelli interpretativi di contesto rispetto a quello del corridoio ripariale, il sistema idrografico e il segmento di corso d'acqua. Quest'ultimo livello è stato individuato come limite inferiore della percezione del pianificatore (grana) in quanto, sebbene il livello operativo del tratto di corso d'acqua (*reach*) risulti (Mairota e Trisorio Liuzzi, 2002) quello che fornisce il maggior numero di informazioni per la comprensione dei problemi ecologici dei paesaggi caratterizzati da corsi d'acqua effimeri e quindi (Carlile *et al.* 1989) quello più efficace e sensibile per gli scopi della pianificazione, la migliore scala per lo studio di un sistema ambientale ai fini della costruzione di paesaggi è «*quella che lascia intravedere con maggiore chiarezza progetti impliciti*» (Mininni 2001).

3.4 Riferimenti bibliografici

- Amoros C., Gibert J., Greenwood M. 1993 Interactions entre unités de l'hydrosystèmes fluviaux. In Amoros C., Petts G.F. 1993 [Eds.] *Hydrosystèmes fluviaux*. Collège d'écologie. Masson pp. 169-199
- Amoros C., Petts G.F. 1993 [Eds.] *Hydrosystèmes fluviaux*. Collège d'écologie. Masson
- Bravard J.P., Amoros C., Patou G. 1986 Impacts of civil engineering works on the successions of communities in a fluvial system. A methodological and predictive approach applied to a section of the Upper Rhône River, France. *Oikos* 47:92-111
- Carlile D.W., Skalski J.R., Batker J.E., Thomas J.M., Cullinam V.I. 1989. Determination of ecological scales. *Landscape Ecology* 2:203-213
- Décamps H. 1984 Towards a landscape ecology of river valleys. In: Cooley j.H., Golley F.B. [Eds.] 1984 Trends in Ecological Research for the 1980s. NATO Series. New York pp 163-178.
- Forman R.T.T. 1995 *Land Mosaics. The ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Forman R.T.T., Godron, M. 1986 *Landscape Ecology*. Wiley, New York.
- Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E., Hurley M.D. 1986 A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10(2):199-214
- Likens G.E. 1984 Beyond the shoreline: a watershed ecosystem approach. *Verhandlungen Internat. Verein. Limnol* 22:1-22
- Mairota P., Trisorio Liuzzi G. 2002 Spatio-temporal domains of ecological processes relevant to planning in ephemeral streams landscapes. In: Becciu G., Maione U., Majone Letho B., Monti R., Paoletti A., Paoletti A., Sanfilippo U. [Eds.] 2002 Proceedings of the 2nd International Conference "New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life: Eco-compatible Solutions for Aquatic Environments" Capri (Italy). CDSU– Centro Studi Deflussi Urbani, Milano. Essestampa srl Napoli.
- Mininni Mv. 1996 Il paesaggio delle lame: elemento di rilievo nella pianificazione di bacino in Puglia" *Genio Rurale. Rivista di scienza dell'estimo e del territorio* , 12: 3-6.
- Mininni Mv. 2001 Può l'ecologia aiutare a costruire paesaggi? *Urbanistica*, 118 pp.103-111
- Naiman R.J., Décamps H. 1990 [Eds.] The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. Man and the Biosphere Series, 4 UNESCO Paris, 315.
- Petersen R.C. Jr. 1992. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* 27: 295-306.

CAPITOLO 3 - ORGANIZZAZIONE GERARCHICA DEL BACINO IDROGRAFICO E DEL
CORRIDOIO RIPARIALE

Roux A.L. 1982 Cartographie polythématique appliquée à la gestion écologique des eaux; étude d'un hydrosystème fluvial: le Haute- Rhône français. Editions CNRS, Lyon

Schumm S.A. 1977 *The fluvial system*. John Wiley & Sons New York

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C. E. 1980 The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37(1):130-137.

Warren C.E., Allen J., Haefner J.W. 1979 Conceptual frameworks and the philosophical foundation of general living system theory. Behavioral Science 24:296-310

Wiens J.A. 2002 Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. Freshwater Biology 47:501-515.

Analisi della configurazione spaziale della naturalità

In relazione all'importanza della vegetazione quale attributo di tipo intrinseco per la individuazione dei livelli della gerarchia del sistema idrografico e della individuazione del corridoio ripariale stesso, ai vari livelli interpretativi è stata condotta un'analisi della configurazione e degli elementi del paesaggio classificati come vegetazioni spontanee (elementi di naturalità) e dei rapporti spaziali tra questi ed il corso d'acqua. Propedeutica all'utilizzo della carta della vegetazione reale disponibile è stata la valutazione dell'accuratezza tematica della carta della vegetazione reale disponibile ed una descrizione sintetica.

4.1 Valutazione di accuratezza tematica della carta della vegetazione reale

4.1.1 Metodologia per la valutazione di accuratezza tematica

Della carta della vegetazione spontanea reale è stata eseguita la valutazione di accuratezza tematica. L'accuratezza di una carta tematica rappresenta (Le Bas *et al.* 1998) il grado di validità geografica dell'informazione tematica, ovvero il grado di concordanza della classificazione tematica fornita dalla carta rispetto alla verità a terra.

La valutazione dell'accuratezza tematica è stata condotta secondo la metodologia proposta da Corona (1999).

Considerando la relativa facilità di individuazione delle vegetazioni di tipo forestale nell'ambito delle matrici paesistiche di tipo agricolo, al fine di ridurre gli oneri del rilevamento a terra, tale valutazione è stata condotta per la porzione di bacino idrografico compresa in una fascia compresa entro i 100 m dal ciglio del corso d'acqua potenzialmente più problematica e di maggiore interesse per il presente lavoro. Il ciglio è definito come linea che congiunge i punti di sommità arginale, cioè di tangenza tra la sponda e il piano di campagna (figura 4.1) è stato assunto in questa analisi come riferimento invece dell'asta, definita come incisione stagionale che il corso d'acqua crea nel letto dell'alveo, perché da esso comincia il rapporto spaziale tra il sedime (corrispondente al sistema alveo-

sponde) della lama e il piano di campagna vero e proprio, ovvero con la matrice del paesaggio.

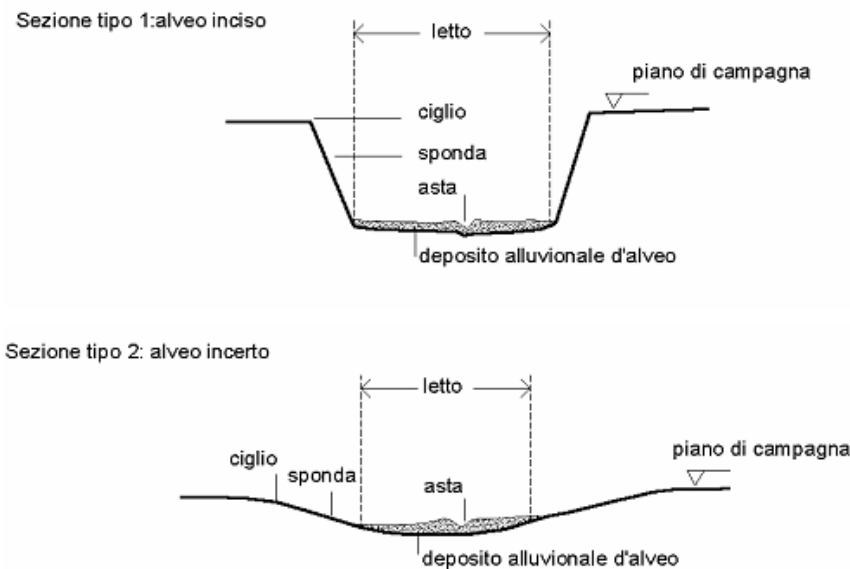


Figura 4.1 – Schematizzazione del solco erosivo rispetto alle sue parti costitutive: *asta* della lama, costituita dall'incisione che il corso d'acqua stagionale crea nel letto dell'alveo; *letto* della lama, è il fondo dell'alveo costituito da depositi alluvionali; *sponde* sono le pareti sub-verticali dell'alveo; *ciglio* o punto di tangenza tra la sponda e il piano di campagna.

In particolare la matrice di classificazione degli errori è stata costruita sulla base di un campionamento a due stadi con pre-stratificazione. Per ciascuna delle classi tematiche di interesse forestale (boschi, macchie, garighe, praterie) è stato estratto con criterio casuale un numero m_j di poligoni. Per ciascun poligono si è scelto di considerare almeno 10 punti campione.

La numerosità del campione per classe tematica (\tilde{n}_j) e, conseguentemente la numerosità dei poligoni, ($m_j = \tilde{n}_j/10$) da estrarre per ciascuna classe tematica, è stata determinata adottando:

- a) la ripartizione di Neyman (Corona 1999) stimando a priori il valore presunto della proporzione (p'_j) di punti campione correttamente classificati per ciascuna classe tematica, rispettivamente 0,9 per i boschi e 0,75 per le altre tre classi tematiche;
- b) considerando come superficie cartografata quella attribuita all'insieme delle classi tematiche nell'ambito territoriale considerato (fascia compresa entro i 100 m dal ciglio del corso d'acqua) e pari al 19,13% della

superficie complessiva dell'ambito territoriale considerato, ed un errore di campionamento massimo tollerabile (e_c) pari a 0,05.

La numerosità campionaria così ottenuta (tabella 4.1) non si discosta significativamente da quella determinata considerando come superficie cartografata quella dell'insieme delle classi tematiche di tutto il bacino idrografico ed un errore di campionamento massimo tollerabile pari a 0,01.

Tabella 4.1 – Numerosità campionaria per la valutazione di accuratezza tematica.

	$n_j = n * w_j$ Neymann	punti campione per patch	patch per classe	poligoni	punti campione (arrotondato)
	n	n	n	n	n
				mj	
boschi	83	10	8.3	8	80
macchie	14	10	1.4	1	10
garighe	6	10	0.6	1	10
praterie	18	10	1.8	2	20
	121				120

4.1.2 Risultati della valutazione di accuratezza tematica

In base alla matrice di classificazione degli errori così ottenuta (tabella 4.2) è stato possibile calcolare (tabella 4.3) gli indici di accuratezza globale della carta (p e k) e le cosiddette “accuratezza del produttore” e “accuratezza dell'utilizzatore”. Tali indici sono ritenuti efficaci in quanto *«offrono una diretta interpretazione probabilistica riguardo alla effettiva popolazione rappresentata dalla carta»* (Corona 1999, Cf. Stehman1997, ivi cit.). I cosiddetti indici di accuratezza del produttore e dell'utilizzatore rappresentano stime in termini percentuali rispettivamente del numero di elementi appartenenti ad una data classe tematica che risultano codificati correttamente anche sulla carta e degli elementi correttamente attribuiti dalla carta a quella classe.

Tabella 4.2 – Matrice di classificazione degli errori.

	verità a terra					
	b	m	g	p	t	
boschi	74	5	1	0		80
macchie	0	7	3	0		10
garighe	0	1	8	1		10
praterie	0	1	5	14		20
totale	74	14	17	15		120

Tabella 4.3 – Indici e valori di accuratezza tematica.

INDICI		VALORI			
accuratezza	<i>p</i>	0,86			
globale	<i>k</i>	0,74			
		classe tematica			
		b	m	g	p
accuratezza	<i>pr</i>	1,00	0,50	0,47	0,93
produttore					
accuratezza	<i>ut</i>	0,93	0,70	0,80	0,70
utilizzatore					

Il valore dell'indice *p* può variare tra 0 (nessuna concordanza) e 1 (concordanza completa); l'indice *k* varia tra 1 (concordanza perfetta) e 0 (concordanza casuale), e può essere < 0 (concordanza inferiore all'attribuzione casuale).

Pertanto, i valori relativamente elevati degli indici calcolati consentono di considerare valida la carta della vegetazione spontanea reale utilizzata per il presente studio.

4.2 Descrizione della vegetazione spontanea

Per la descrizione della vegetazione spontanea del bacino idrografico della Lama San Giorgio si è fatto riferimento alla documentazione bibliografica disponibile (Linzone, 1955; Maranò e Bianco 1955; Bianco 1958, 1962; Biondi *et al.* 2005), e al database delle schede di descrizione sintetica dei frammenti di vegetazione, che corredo il SIT della Lama San Giorgio (Martinelli *et al.* 2001).

I lembi di vegetazione spontanea, di esigua estensione, isolati e letteralmente dispersi nel paesaggio circostante, sono rappresentati da boschi (cedui e d'alto fusto), macchie, praterie. Queste tipologie fisionomiche corrispondono alle «*tre formazioni principali [in] Bosco, Macchia e Pascolo roccioso o Murgia che fu*

fatta dal Carano (1934)» (Bianco, 1962). Ad esse si aggiungono le garighe, che secondo Bianco (1962) corrisponderebbero alla formazione dei Pascoli cespugliati, uno stadio a degrado intermedio rispetto a quella dei Pascoli arborati e quella dei pascoli nudi rocciosi, categorie introdotte da Pantanelli (1942, cit. in Bianco 1962).

Dal punto di vista vegetazionale il bacino della Lama San Giorgio ricade nel *piano basale* (Fenaroli, 1970) ed è caratterizzato dalla presenza di vegetazioni ascrivibili, da valle verso monte, all'area delle *sclerofille sempreverdi* (vegetazione mediterranea) ed all'area delle *latifoglie eliofile* (vegetazione sub-mediterranea). Quest'ultima in particolare coincide con l'areale di distribuzione spontanea del Fragno (*Quercus trojana* Webb) i cui boschi rappresentano ormai vere e proprie emergenze naturalistiche, tanto da essere considerati tra gli habitat di interesse comunitario nella Direttiva 42/93/CE "Habitat".

La carta delle serie di vegetazione (Biondi *et al.* 2005), conferma e approfondisce questa articolazione. Il bacino della Lama San Giorgio attraversato, in corrispondenza della foce il «geosigmeto delle coste adriatico-occidentali meridionali e ioniche, speciale rupestre alofilo, meso e termo mediterraneo da subumido a secco delle falesie costiere carbonatiche e calcarenitiche», si sviluppa per circa 16 Km e per un'estensione di circa 8000 ha, nell'ambito della «serie adriatico-occidentale, climatofila, calcicola mesomediterranea subumida e secca del Leccio (*Cyclamino hederifolii-Quercus ilicis* Σ *cyclaminetosum hederifolii*)», quindi attraversa per uno sviluppo di circa 17 Km e un'estensione di circa 17000 ha, quello della «serie delle Murge sud-orientali, climatofila, neutrobasifila calcicola, mesomediterranea inferiore subumida e secca del Fragno (*Euphorbio apii-Quercetum trojanae* Σ)», e, infine, per uno sviluppo di circa 3 Km e un'estensione di circa 800 ha quello della «serie dell'Alta Murgia, climatofila, neutrobasifila, mesomediterranea subumida della quercia di Dalechamps (*Stipo bromoidis-Quercus dalechampii* Σ)» (tavola 1).

Nell'ambito territoriale della prima serie, a causa della forte antropizzazione di questo tratto di costa non si riscontra vegetazione spontanea, e quelli delle serie successive mostrano coefficienti di boscosità estremamente ridotti

(rispettivamente pari a 2,24, 1,61, e 1,11 %). Questi tre ambiti territoriali sono caratterizzati diversamente per quanto concerne la distribuzione relativa delle forme fisionomiche considerate (figura 4.2) e per il loro relativo grado di frammentazione, come evidenziato dai valori assunti dagli indici di densità delle *patch* e di densità dei margini⁶, indicatori di frammentazione (tabella 4.4).

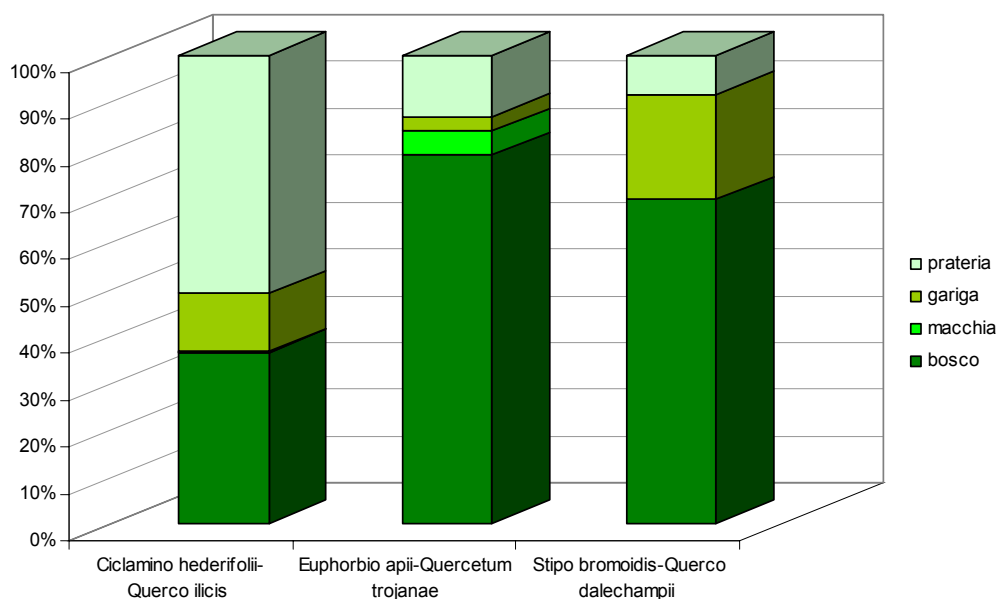


Figura 4.2 – Distribuzione delle forme fisionomiche della vegetazione spontanea del bacino della Lama San Giorgio in rapporto alle serie della vegetazione (Biondi *et al.* 2005).

Tabella 4.4 – Indici di densità di *patch* (PD) e dei margini (ED) dei frammenti di vegetazione spontanea riferiti agli ambiti territoriali delle serie della vegetazione nel bacino della Lama San Giorgio (Biondi *et al.* 2005).

	<i>Ciclamino hederifolii- Quercus ilicis</i>	<i>Euphorbio apii- Quercetum trojanae</i>	<i>Stipo bromoidis- Quercus dalechampii</i>
PD	0.70	0.43	1.84
ED	537.88	421.64	746.64

⁶ Per la discussione e la descrizione degli indici di *landscape pattern* (LPI) si rimanda ai §4.3 e 4.5 di questo capitolo.

I boschi caratterizzano particolarmente sia l'ambito territoriale della serie del Fragno, sia quello della serie della Quercia di Dalechamps (*Quercus dalechampii* Ten.), mentre le praterie sono prevalentemente distribuite in quello della serie del Leccio (*Quercus. ilex* L.), le garighe sono presenti in tutti e tre gli ambiti, e le macchie si riscontrano solo in quello della serie del Fragno. In quest'ultimo ambito territoriale la vegetazione spontanea si presenta relativamente meno frammentata rispetto agli altri due.

Le informazioni rivenienti dal database delle schede descrittive dei frammenti della vegetazione spontanea del bacino idrografico si riferiscono allo stato vegetativo, al grado di copertura, alla composizione floristica, e per i boschi anche alla forma di governo e trattamento, alla composizione dello strato arboreo e di quello arbustivo, all'altezza ed al diametro medio, allo stato della rinnovazione e della lettiera.

Dal punto di vista di un generale inquadramento ecologico-selvicolturale con riferimento alla zonazione verticale della vegetazione, i boschi del bacino della Lama San Giorgio sono prevalentemente cedui matricinati, per la maggior parte ancora coltivati, con turno di 12-15 anni, che presentano coperture del suolo variabili tra il 30 e il 90%. I due lembi residui di fustaia mostrano una stratificazione monoplana dello strato arboreo e coperture del suolo ridotte (30% e 60% in relazione al loro uso pascolativo). In tre casi il bosco ceduo ha subito interventi di avviamento alla conversione e presenta una struttura monoplana e copertura del suolo variabile tra il 20 e il 70%. Inoltre è stato osservato come, nella maggior parte dei casi, questi boschi presentino uno stato fitosanitario non ottimale e riferibile al cosiddetto fenomeno del deperimento delle querce, probabilmente dovuto all'interazione di più fattori di disturbo (fuoco, ceduzioni troppo frequenti, pascolo in bosco, tendenza all'inaridimento del clima), che agendo sullo stato fisiologico delle piante ne condizionano negativamente la suscettibilità a microrganismi fungini che da endofiti divengono parassiti (Sicoli *et al.*, 1998; Anselmi *et al.*, 2000; Cellerino e Gennaro, 2000; Luisi e Lerario, 2000).

Le macchie, generalmente basse, sono costituite in prevalenza da Lentisco (*Pistacia lentiscus* L.), Fillirea (*Phyllirea latifolia* L.), Calicotome (*Calicotome villosa* (Poiret) Link), Alaterno (*Rhamnus alaternus* L.), Asparago (*Asparagus acutifolius* L.). Nella parte alta del bacino, invece si osservano formazioni arbustive caratterizzate dalla dominanza del Prugnolo (*Prunus spinosa* L.), sporadica presenza di Ciliegio canino (*Prunus mahaleb* L.(Mill.)), Biancospino (*Crataegus monogyna* L.), Rubia (*Rubia peregrina* L.), Ranuncolo (*Ranunculus ficaria* L.).

Le praterie sono rappresentate da xerogramineti secondari la cui composizione risulta variabile in relazione alle condizioni microstazionali. Essi sono in prevalenza costituiti da aggregazioni di nanofanerofite tra cui i trifogli (*Trifolium* sp.) e il Brachipodio (*Brachypodium distachyum* L.(Beauv.)), con presenza di orchidacee dei generi *Ophrys*, *Orchis*, *Serapias*. Nelle zone maggiormente caratterizzate da affioramenti rocciosi e in cui la disponibilità idrica è molto ridotta, si insediano invece Euphorbia (*Euphorbia apios* L.), Bromo (*Bromus erectus* Huds.), Iris (*Iris pseudopumila* Tineo) e Lino delle fate (*Stipa austroitalica* Martinovsky), quest'ultima prioritaria ai sensi della Direttiva 42/93/CE.

Nelle garighe alle specie della prateria si associano anche il Cisto (*Cistus monspeliensis* L.), il Timo (*Thymus capitatus* L.), il Lentisco e maggiore è la presenza della Scilla marittima (*Urginea maritima* L. (Baker)).

Relativamente alla corrispondenza tra la vegetazione reale e quella potenziale delle serie di vegetazione, si rileva come il confronto non sia possibile dal momento che né per la serie del Leccio, né per quella del Fragno sono conosciuti gli stadi intermedi, mentre per quella della Quercia di Dalechamps, pur non esistendo informazioni circa la serie completa, è noto che lo stadio arbustivo della ricostituzione del bosco è rappresentato da macchie a Pero mandorlino (*Pyrus amygdaliformis* Vill.) e orli a Ginestrella comune (*Osyris alba* L.). Inoltre dalla composizione floristica dei boschi, che rappresenterebbero lo stadio “maturo” della serie, si conferma la condizione, di particolare interesse naturalistico, di questo territorio di zona di transizione tra le serie, ben documentata da Bianco

(1958) per la parte centrale del bacino idrografico, a nord-est di Sammichele di Bari, dove sfumano, l'uno nell'altro il limite superiore della lecceta e il limite inferiore del bosco a prevalenza di Fragno. Per tutti i boschi, esclusi due frammenti della parte più alta del bacino a prevalenza di Roverella (*Quercus pubescens* Willd.), la specie edificatrice dello strato arboreo risulta essere il Fragno. Nello strato arbustivo dei frammenti di bosco ubicati nell'ambito territoriale della serie del Leccio, inoltre, oltre agli elementi più tipici di questa serie Lentisco, Fillirea, Smilace (*Smilax aspera* L.), Dafne (*Daphne gnidium* L.), si rileva la presenza di elementi, quali il Pero mandorlino, il Caprifoglio (*Lonicera implexa* L.), Rosa di San Giovanni (*Rosa sempervirens* L.), Ginestrella comune e Biancospino, più tipici delle due serie successive. Solo nei frammenti di bosco ricadenti nell'ambito geografico della serie del Fragno, d'altra parte, si rileva la presenza di elementi tipici di questa serie, come il Terebinto (*Pistacia terbinthus* L.), il Caprifoglio etrusco (*Lonicera etrusca* Santi) e il Gigaro pugliese (*Arum apulum* (Carano) Beladov), oltre che quella dei elementi come il Prugnolo il Ciliegio canino, tipici della serie della quercia di Dalechamps. Infine in tutti gli ambiti territoriali si rileva sporadicamente la presenza della Leccio e della Quercia spinosa (*Quercus coccifera* L.).

4.3 Analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo di sistema idrografico

4.3.1 Metodologia per l'analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo di sistema idrografico

L'analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo di sistema idrografico è stata condotta sia attraverso lo studio della distribuzione delle *patch* di vegetazione di tipo forestale nel bacino idrografico in funzione della loro distanza dal corso d'acqua e sia mediante una procedura di analisi della *patchiness*.

Riguardo al primo studio, per la determinazione della distanza delle *patch* dall'asta principale del corso d'acqua si è fatto ricorso alla iterazione della funzione *select by location* del software ArcGis 9.1 che ha permesso di individuare tutte le *patch* ubicate entro distanze da 5 a 1000 m.

Riguardo alla procedura di analisi della *patchiness* (configurazione degli elementi discreti o elementari della componente paesistica esaminata) delle vegetazioni di tipo forestale, questa è stata basata sulla individuazione e misurazione di un *set* di attributi spaziali normalmente impiegati in studi di *Landscape ecology* (Cf. Forman 1995 e letteratura ivi citata; Franklin e Forman, 1985; Haines–Young e Chopping 1996; McGarigal *et al.* 2002).

Si tratta di indici idonei a stimare parametri relativi alla consistenza areale, alla forma, alle caratteristiche dei margini ed al grado di frammentazione e isolamento relativo delle componenti della struttura paesistica. Nel loro insieme questi indici sono in grado di esprimere le modalità e le tendenze dei cambiamenti spazialmente espliciti in una determinata area.

Le avvertenze della letteratura a proposito dell'uso degli indici (*landscape pattern indices* – LPI) riguardano espressamente la loro rilevanza in termini ecologici e la difficoltà della valutazione della loro significatività statistica nel confronto tra situazioni diverse e nel confronto diacronico.

Riguardo al primo punto, dalla letteratura (Tischendorf 2001, Wu e Hobbs, 2002, Li e Wu, 2004; Wu, 2004) emerge che ai fini della legittimità dell'uso degli LPI per speculazioni di tipo funzionale, rispetto ad un determinato e specifico processo, sia necessario preventivamente accertare se *pattern* e *process* operino entro lo stesso dominio di scale spaziali. Nell'ambito della presente tesi, intendendo per *pattern* la configurazione spaziale degli habitat forestali, che rappresenta l'esito spazialmente esplicito della gestione del territorio in senso lato e della gestione (o non gestione) forestale in senso particolare, e per *process* la distribuzione degli uccelli, questa questione è già stata affrontata e risolta implicitamente attraverso le motivazioni che hanno portato alla scelta del gruppo tassonomico degli uccelli come bioindicatori. Quindi in questo contesto si assume che *pattern* e *process* sia verificata la condizione che operino attraverso lo stesso dominio di scale spaziali e che quindi possano in effetti interagire.

Il secondo punto, così come le ovvie considerazioni sulla dipendenza spaziale e temporale delle unità statistiche, effettivamente rappresenta una questione ancora

aperta (Wu e Hobbs 2002; Remmel e Csillag 2003) dal momento che le distribuzioni dei LPI non sono conosciute.

Un'altra questione molto dibattuta in letteratura riguarda la dipendenza dalla scala della eterogeneità spaziale. Come evidenziato da Wu (2004) l'eterogeneità dipende dalla scala sia perché i *pattern* (e i *process*) operano a scale differenti, e sia perché l'eterogeneità osservata dipende dalla scala di osservazione e di analisi. Anche se in linea di principio il *pattern* proprio di una certa scala emerge quando la scala di analisi si avvicina alla scala operativa del fenomeno che si sta studiando (Allen *et al.* 1984; Wu and Loucks, 1995; Wu 1999), a causa della dipendenza di scala, la estrapolazione di relazioni statistiche tra una scala e l'altra può essere inappropriata (O'Neill 1979; King *et al.* 1991; Wu e Levin 1994). Per questo motivo nel presente lavoro di ricerca, rispetto all'intero arsenale proposto da McGarigal *et al.* 2002 e disponibile attraverso il software di computo FRAGSTATS (McGarigal e Marks, 1995), si è fatto ricorso per quanto possibile ad indici per i quali fossero state studiate "funzioni di scala" (*scaling functions*) e il cui comportamento, come suggerito da Wu (2004), risultasse relativamente "coerente" e "stabile" nella variazione di scala spaziale, inteso come cambiamento di grana e/o estensione. Per coerente (*consistent*) si intende un comportamento congruente delle relazioni di scala tra paesaggi di tipo differente, mentre per stabile (*robust*) la sussistenza di similarità tra le funzioni di scala di uno stesso indice per tutte le categorie di *patch* di uno stesso paesaggio (Wu, 2004).

Per le classi di indici (areali, lineari e topologici, *sensu* Baskent e Jordan, 1995) e per alcuni loro tipi (area, forma, margine, densità, interno, contrasto, isolamento/prossimità, dispersione, contagio/interdispersione, connettività, composizione, *sensu* Haines-Young e Chopping 1996; McGarigal *et al.* 2002), tra ne sono stati selezionati solo alcuni.

In particolare, dei diciassette e dei diciannove indici esaminati, al *class* ed al *landscape level* (*sensu* McGarigal *et al.* 2002), rispettivamente da Wu (2004) e da Wu *et al.* (2002), solo tre (*patch number*, NP; *total edge*, TE; *landscape shape index*, LSI, definiti nella tabella 4.5), tra quelli in grado di descrivere aspetti spaziali della eterogeneità ed uno riferito agli aspetti non spaziali dell'eterogeneità

(*Shannon's diversity index*, SHDI), manifestano questo tipo di funzioni di scala al variare sia della grana sia dell'estensione.

Oltre a questi indici sono stati impiegati (tabella 4.5) anche: *patch area* (PA) e *class area* (CA) tra quelli esaminati da Wu (2004) e da Wu *et al.* (2003) e *fractal dimension* (FRAC) che fornisce indicazioni circa la compattezza della forma delle *patch*.

Tabella 4.5 – Indici di *landscape pattern* impiegati per l'analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo del sistema idrografico.

classe	tipo	nome	codice	unità	intervallo	descrizione
1	*	Patch number	NP	n	$NP \geq 1$, senza limite	computa il numero di patch
2	*	Total edge	TE	m	$TE \geq 0$, senza limite	misura la lunghezza dei margini
2	*	Landscape Shape Index	LSI		$LSI \geq 1$, senza limite	misura semplice di aggregazione delle <i>patch</i>
1	►	Shannon's diversity index	SHDI	bits	$SHDI \geq 0$, senza limite	misura molto comune di diversità (sensibile alla presenza di <i>patch</i> rare)
1	*	Patch area	PA	ha	$AREA > 0$ senza limite	misura della superficie occupata da ciascuna patch
1	*	Class area	CA	ha	$CA > 0$, senza limite	importanza assoluta di ciascuna categoria di <i>patch</i> nel paesaggio
2	○	Fractal dimension	FRAC		$1 \leq FRAC \leq 2$	misura la complessità della forma, tende a 1 per forme molto semplici e compatte, tende a 2 all'aumentare dell'irregolarità e alla diminuzione della compattezza

1 indici areali; 2 indici lineari; *indici di area/margine/densità; ○ indici di forma; ► indici di composizione.

Gli indici descritti, tra l'altro di semplice computo eventualmente anche senza il ricorso a FRAGSTATS, sono in grado di restituire informazioni sensibili circa le possibili connessioni tra configurazione del paesaggio e mantenimento della biodiversità in termini di disponibilità e qualità di habitat (*sensu* Direttiva 92/43/CE, art. 6). Infatti, a fronte di una letteratura ormai molto consistente (per una rassegna si veda Forman, 1995, McGarigal *et al.* 2002.), si può dire che la distribuzione di molte specie animali e la possibilità di sopravvivenza per le loro popolazioni è legata sia ad una disponibilità minima di habitat sia ad una dimensione minima di *patch* dello stesso habitat.

Gli indici sono stati computati al *landscape* e al *class level* (ovvero con riferimento alle componenti del paesaggio classificate come vegetazioni spontanee nel loro insieme o disaggregate in boschi, macchie garighe e praterie) a

diverse scale utilizzando una grana costante e variando l'estensione. Come grana è stata assunta quella della carta della vegetazione reale, con riferimento alle suddette categorie. Come estensione, si è fatto riferimento sia all'intero bacino idrografico (estensione massima), sia alle porzioni di questo comprese entro fasce progressivamente più ampie (10, 75, 115, 150, 200, 500, 1000 metri) rispetto al "ciglio" della lama (come definiti nel § 4.1), in destra e in sinistra idrografica. La scelta del ciglio permette il raffronto con le suddivisioni adottate (pur se con una scarsa rilevanza sul piano ecologico) per le Lame e le Gravine dal Piano Urbanistico Territoriale Tematico Paesaggio Beni Ambientali (PUTT/BA), che rappresentano, insieme all'ipotesi di zonazione dell'area protetta, gli unici riferimenti di pianificazione territoriale e paesistica vigenti a livello regionale. L'ampiezza delle fasce entro i 500 metri è stata definita in base questi riferimenti normativi così come in base a riferimenti legislativi specifici:

- la fascia di (almeno) 10 metri dalle sponde è individuata dal Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n. 152, recante *Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della Direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della Direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole*, (art. 41, comma 1) proprio «*al fine di assicurare il mantenimento o il ripristino della vegetazione spontanea nella fascia immediatamente adiacente i corpi idrici, con funzioni di filtro per i solidi sospesi e gli inquinanti di origine diffusa, di stabilizzazione delle sponde e di conservazione della biodiversità [...]*»;
- la fascia di 10 e quella dei 200 metri sono state individuate rispettivamente come zona A1 e zona A2 nell'ipotesi di zonazione dell'area protetta;
- la fascia dei 150 metri è sottoposta a vincolo paesaggistico ai sensi cosiddetta Legge Galasso (Legge 8 agosto 1985, n. 431 "Conversione in legge con modificazioni del decreto legge 27 giugno 1985, n. 312 concernente disposizioni urgenti per la tutela delle zone di particolare

interesse ambientale" (art. 1) e successive modificazioni (Decreto L.vo 490/99);

- la fascia dei 75 e quella dei 150 metri rappresentano rispettivamente l'ampiezza minima e massima indicate dal PUTT/BA (redatto ai sensi della suddetta Legge), per l'area annessa al «*sedime della lama*» (definito nel PUTT/BA come area di pertinenza, e pari, nel caso delle gravine e delle lame, alla superficie «dell'alveo (ancorchè asciutto), e delle scarpate/versanti fino al ciglio più elevato» (PUTT/BA NTA art. 3.08.3.3.a);
- la fascia dei 115 m dal ciglio è stata assunta come ampiezza prossima alla media delle ampiezze indicate.

4.3.2 Risultati dell'analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo di sistema idrografico

L'analisi della configurazione spaziale condotta sul livello interpretativo di sistema idrografico ha permesso il riconoscimento dell'esistenza del corridoio ripariale della Lama San Giorgio.

Con lo studio della distribuzione delle *patch* di vegetazione di tipo forestale nel bacino idrografico in funzione della loro distanza dal corso d'acqua si è potuto descrivere (figura 4.3) la relazione esistente tra numero di *patch* di elementi di naturalità (espresso come proporzione rispetto al totale) e della superficie da esse occupata (espressa come proporzione rispetto al totale) in funzione della distanza dall'asta principale del corso d'acqua.

L'incremento, sia in termini di numero di *patch* sia in termini di superficie occupata si stabilizza ad una distanza di circa 80 m dall'asta principale e la saturazione del 50% del numero di *patch* totali si verifica ad una distanza di circa 830 metri, mentre la saturazione del 50% della superficie occupata dalle vegetazioni spontanee in tutto il bacino idrografico si manifesta ad una distanza di circa 960 metri.

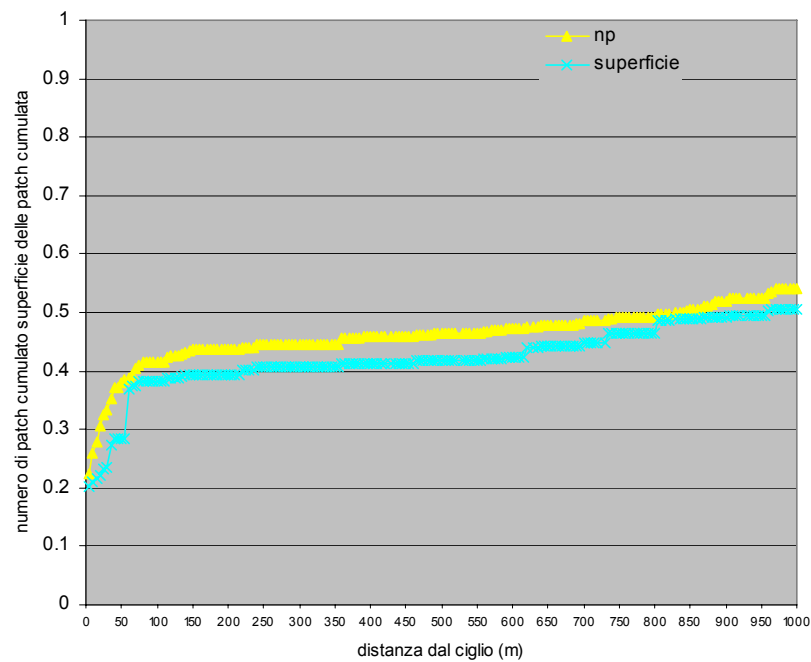


Figura 4.3 – Distribuzione cumulata del numero di *patch* (NP) e della superficie occupata dalla vegetazione spontanea, in funzione della distanza dal ciglio.

L'analisi della *patchiness* condotta attraverso il confronto tra gli indici calcolati alla scala dell'intero bacino idrografico ed alla scala delle fasce di 10-75-115-150-200-500-1000 m dal ciglio, come appare dallo scalogramma, tracciato secondo la metodologia proposta da Wu (2004) per il confronto tra gli indici NP, CA e LSI (figura 4.4):

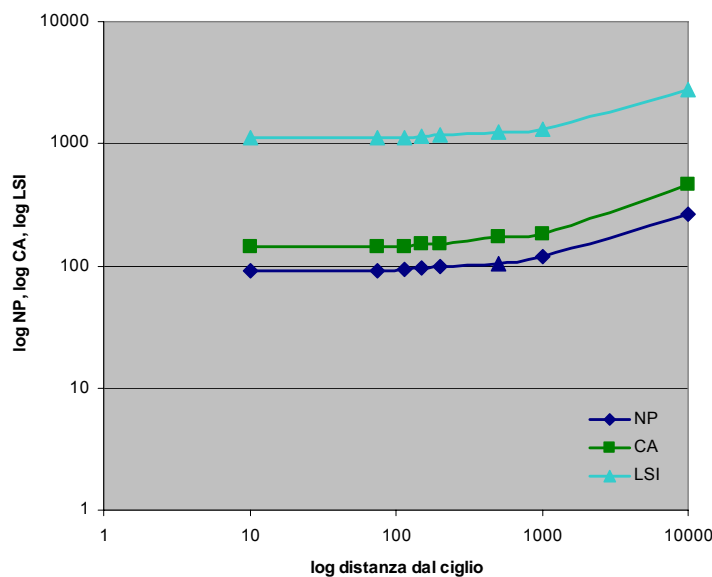


Figura 4.4 – Scalogramma degli indici numero di patch (NP) di superficie occupata dalla vegetazione spontanea (CA) e del *landscape shape index* in funzione della distanza dal ciglio.

- conferma l'elevato grado di correlazione tra questi indici (Tinker *et al.*, 1998);
- conferma che il comportamento di questi indici è prevedibile nell'attraversamento di scala (Wu, 2004);
- indica che la distanza dei 1000 m dal ciglio rappresenta per questo particolare caso di studio la distanza "soglia", oltre la quale si manifesta un cambiamento della configurazione dell'insieme delle *patch* di naturalità.

Ciò sembra confermato dalle statistiche descrittive relative all'indice FRAC calcolato per ciascuna delle *patch* (figura 4.5). La mediana e la differenza interquartile (IQR) sono state utilizzate per la valutazione della posizione e della variabilità interna della popolazione di dati, perché in grado di tener conto della eventuale non normalità delle distribuzioni. Alla distanza di 1000 m dal ciglio si rileva una, pur se non significativa, deviazione dalla condizione di stazionarietà nella stessa direzione di quella che si verifica quando si considerano le *patch* di tutto il bacino. In particolare si manifesta una lieve diminuzione della dimensione frattale che indica come dai 1000 metri in poi la forma delle *patch* diventi più compatta, rispetto alle forme meno compatte (sostanzialmente più allungate e coassiali rispetto al corso d'acqua) che si osservano nelle fasce precedenti.

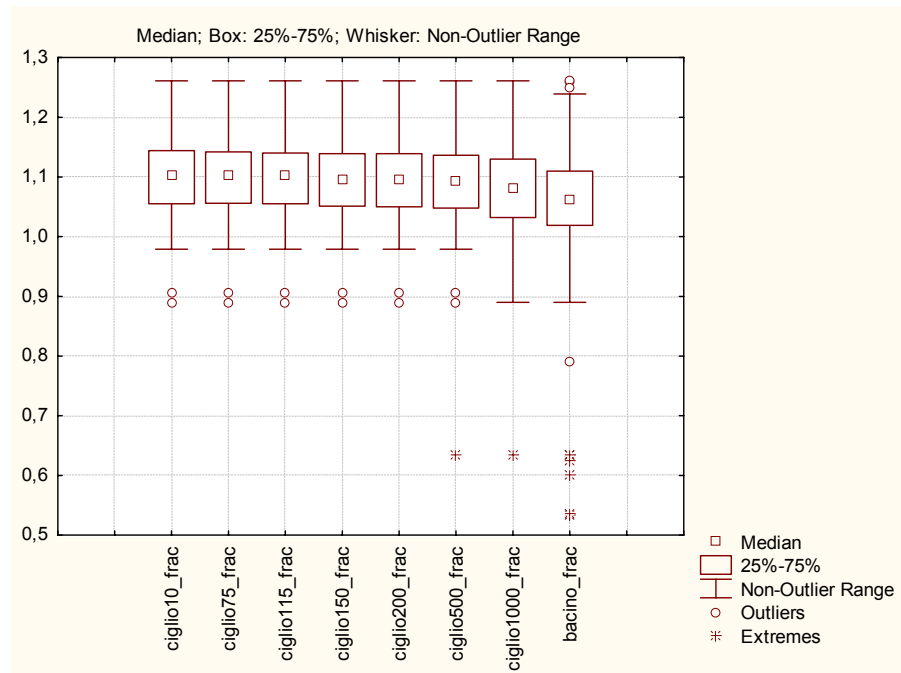


Figura 4.5 – Boxplot affiancati per l'indice di dimensione frattale delle patch (FRAC) alle diverse distanze dal ciglio e per l'intero bacino.

In sostanza si verifica l'ipotesi di partenza cioè quella dell'esistenza di relazioni spaziali tra relitti di naturalità e idrografia superficiale.

Inoltre, i risultati l'analisi della variazione della dimensione frattale delle *patch* di bosco a diverse scale spaziali (in funzione dell'estensione) possono essere interpretati dal punto di vista della generazione di nuove ipotesi. Come riportato da Li (2000), Krummel *et al.* (1987) hanno usato modelli frattali per dimostrare che la forma delle *patch* varia con la dimensione delle *patch* stesse secondo la relazione generalizzata $A=\beta L^D$, in cui si rappresenta con A la superficie della patch, con L il suo perimetro e con D la sua dimensione frattale. In particolare hanno evidenziato l'esistenza di una discontinuità (*scale breaking*) molto significativa ($P<0.001$) per valori di dimensione frattale $D=1.20\pm 02$ alle scale di dettaglio e $D=1.52\pm 02$ alle scale vaste. Questo risultato è stato interpretato per inferire che gli effetti di disturbo delle azioni umane sono prevalenti alle scale di dettaglio, mentre i processi naturali (geologia, distribuzione dei tipi podologici, ecc.) dominano a scale di minor dettaglio.

Applicando, ma all'inverso, questo concetto all'ipotesi di una variazione della forma delle *patch* al variare dell'estensione, nel caso esaminato, la sia pur lieve e non significativa discontinuità della dimensione frattale. Ciò potrebbe indicare

forse che le *patch* di bosco del corridoio rispetto a quelle della matrice conservano un maggiore determinismo naturale (per esempio maggiormente controllato dai processi geomorfologici) rispetto a quelle della matrice. Questa caratteristica potrebbe spiegarne la relittualità in termini di “resistenza inerente” (inerzia) alle trasformazioni.

4.4 Analisi del corridoio ripariale

Il corridoio ripariale, la cui esistenza emerge a partire dal livello interpretativo “sistema idrografico”, è stato analizzato facendo riferimento ad entrambi i modelli concettuali del *river continuum* e del *river mosaic*, basati sull’esistenza di gradienti longitudinali e trasversali e che permettono di assumere che tronchi diversi del corridoio ripariale, in funzione della loro posizione relativa rispetto al sistema idrografico (tratto montano, tratto medio vallivo e tratto vallivo) ed alle caratteristiche della matrice del paesaggio siano caratterizzati diversamente per quanto riguarda l’ampiezza, sviluppo longitudinale, tipologia delle vegetazioni, funzioni ecologiche e di difesa e salvaguardia del territorio dal dissesto idrogeologico.

Sulla base di quest’assunto sono state condotte una stratificazione ed una zonazione del corridoio ripariale per caratterizzarne l’assetto e la struttura in termini di sviluppo, ampiezza, continuità/discontinuità, eterogeneità/omogeneità vegetazionale, caratteristiche della matrice paesistica, anche in termini di assetto spaziale delle vegetazioni stesse.

4.4.1 Metodologia per la stratificazione del corridoio ripariale

Il corridoio ripariale è stato scomposto in sottosistemi corrispondenti sia ai livelli di scala individuati sia a quelli della gerarchia delle decisioni secondo il metodo proposto da Frissel et al. (1986). Questo metodo è basato sulla individuazione, per ogni sottosistema, di attributi classificatori estrinseci (eventi di tipo evolutivo) ed intrinseci (processi di sviluppo) per quanto possibile invarianti e di tipo causale. Tra gli attributi di tipo intrinseco è compresa la vegetazione ripariale.

Gli attributi utilizzati sono stati il livello gerarchico, definito come “rango” secondo la metodologia di Shreve (1967), la litostratigrafia, le condizioni climatiche omogenee, la presenza/assenza e la fisionomia della vegetazione spontanea.

Per la litostratigrafia si è fatto riferimento alla Carta Geologica d'Italia in scala 100.000 (fogli 177, 178, 189, 190), per le condizioni climatiche si è fatto riferimento allo “Studio per la realizzazione di una carta pedologica di sintesi e di carte derivate applicative per il territorio della provincia di Bari” (Provincia di Bari, CHIEAM-IAMB, Università di Bari, 1999), mentre per la presenza/assenza e fisionomia della vegetazione spontanea si è fatto ancora riferimento alla carta della vegetazione spontanea disponibile per l'area di studio, validata per l'accuratezza, come indicato nel capitolo 4 (§ 4.1). Tutti questi attributi, rappresentano altrettanti strati informativi del SIT della Lama San Giorgio (capitolo 2 § 2.2), cui è stato aggiunto quello del livello gerarchico (rango di Shreve), appositamente assegnato ad ogni elemento del sistema idrografico.

Il rango, la litostratigrafia e le condizioni climatiche omogenee hanno permesso di individuare i segmenti di corso d'acqua, come definiti nel capitolo 3 (§3.1).

I tipi litologici attraversati dal sistema idrografico della Lama San Giorgio sono prevalentemente rappresentati da formazioni marine terziarie e quaternarie e in misura più ridotta da formazioni di origine alluvionale più recenti. Le formazioni terziarie appartengono al gruppo dei Calcari delle Murge, un potente complesso sedimentario, prevalentemente detritico e ben stratificato, e tra le diverse unità litostratigrafiche distinte in questo gruppo, nel bacino considerato sono presenti quelle dei Calcari di Bari (CB) e dei Calcari di Altamura (CA). Le formazioni quaternarie marine sono rappresentate dai Tufi delle Murge (TM), costituiti da depositi trasgressivi sul banco cretacico, di calcari arenacei o arenaceo argillosi. I lembi di Depositi alluvionali (DA) pleistocenici o olocenici, presenti solo sul fondo dei solchi erosivi, sono costituiti invece da ciottolami calcarei e materiali terrosi derivanti dalla disgregazione dei Calcari e dei Tufi (tavola 2).

Le aree climatiche omogenee della provincia di Bari sono state individuate nello studio citato, sulla base del limite idrico (rappresentato dal deficit idrico annuo

potenziale, DIP) e dal limite termico (rappresentato dalla temperatura media del mese più freddo, T_{xmf}). Le aree che caratterizzano il bacino della Lama San Giorgio, sono accomunate da uno stesso valore di DIP (600-700 mm), ma sono disposte, da monte verso valle, secondo un gradiente crescente di T_{xmf} (da 23,7 a 24,4°C) (tavola 2).

I tipi fisionomici della vegetazione spontanea sono quelle della prateria, della gariga, della macchia e del bosco, già descritti (§ 4.2).

4.4.2 Metodologia per la zonazione del corridoio ripariale

4.4.2.1 *Optimal limit analysis* di un *line transect*

Alla scala di corridoio ripariale, è stata condotta un'analisi della configurazione spaziale del paesaggio mediante la metodologia dell' *optimal limit analysis* di un "line transect" (Forman e Godron, 1986) che permette la valutazione quantitativa degli aspetti spaziali dell' eterogeneità. La conoscenza della distribuzione degli elementi paesistici lungo il transetto infatti consente di definire la configurazione distintiva dell'eterogeneità di ciascuna categoria di elementi e del paesaggio nel suo insieme. Quest'analisi si basa sui concetti di eterogeneità/omogeneità e aggregazione/dispersione, come definiti da Forman e Godron (1986) e su quelli di grana ed estensione, come definiti nel capitolo 1 di questa tesi. Dal momento che le osservazioni vengono registrate in forma binaria (presenza/assenza), la quantificazione viene condotta attraverso alcuni indici (h , I_d , I_f , I_g) derivati dalla teoria dell'informazione (Forman e Godron, 1986) che restituiscono la quantità di *informazione* (definita in teoria dell'informazione come *entropia negativa* perchè rappresenta una misura della mancanza di entropia, ovvero dell'*incertezza*), derivante dalla conoscenza della posizione esatta di ciascuno *step* in cui è presente o compare per la prima/ultima volta un particolare elemento e quella in cui due o più *step* adiacenti contengono un particolare elemento⁷.

Inoltre, è stato condotto anche lo studio degli aspetti non spaziali dell'eterogeneità attraverso il computo dei ben noti indici di ricchezza (Margalef), dominanza

⁷ Si è assunta la notazione h invece di H per indice di eterogeneità per distinguerlo dall'indice di Shannon.

(Simpson), diversità (Shannon), uniformità (Pielou) e della serie dei numeri di diversità (*diversity numbers*) proposta da Hill (1973, cit. in Ludwig e Reynolds 1988) perché di più semplice interpretazione dal punto di vista ecologico. Inoltre, come dimostrato dallo stesso Autore il grado 0, 1° e 2° di questi numeri di diversità (es. $A=0, 1, 2$) coincide rispettivamente con tre delle più importanti misure di diversità $N_0 = S$ (con S numero totale di specie); $N_1 = e^H$ (H = indice di Shannon), $N_2 = 1/\lambda$ (λ = indice di Simpson). Infine, l'indice $E_5 = N_2 - 1/N_1 - 1$, proposto dallo stesso Autore come alternativa all'indice di Pielou, ed a questo, come agli altri indici di uniformità ottenibili attraverso i numeri di diversità di Hill (Alatalo, 1981, cit. in Ludwig e Reynolds 1988), è preferito in quanto relativamente indipendente rispetto alla ricchezza del campione e, in particolare rispetto alla presenza di specie rare, e in quanto tende a zero quando una specie sola diviene dominante.

Un transetto lineare, della lunghezza di 32 Km, che comprende il ciglio del corso d'acqua, è stato disposto longitudinalmente al bacino idrografico, a partire dalla foce fino al punto di inizio dell'asta principale (tavola 3). Esso è stato diviso in 128 *step* con interdistanza di 250 m. In corrispondenza di ciascuno *step* sono stati rilevati direttamente dall'ortofoto digitale, ad una scala di 1:10.000, un massimo di tre attributi presenti nell'ambito dell'intorno del punto di campionamento corrispondente ad un'area circolare del diametro di 50 m (2.500 m² circa, corrispondenti alla *smallest mappable unit* alla scala 1:10.000). Gli attributi di copertura del suolo sono stati classificati secondo la legenda Corine Land Cover III livello.

L'indice h è stato computato a diverse scale spaziali, per valutare il grado di micro-macro eterogeneità della matrice del paesaggio. A tal fine è stata mantenuta costante l'estensione (lunghezza del transetto) e variata la grana (risoluzione spaziale) nel senso di una diminuzione del dettaglio. In pratica per il computo di h a ciascuna scala, è stata dimezzata la risoluzione (grana espressa come numero di *step*, 128, 64, 32, 16, 8) mediante il raddoppio dell'interstanza tra gli *step* del transetto (250, 500, 1000, 2000, 4000 metri).

Gli indici I_d , I_f , e I_g sono stati computati solo alla scala di maggior dettaglio (128 *step*).

4.4.2.2 Analisi della configurazione della matrice paesistica

Complementare all' dell' *optimal limit analysis* è stata condotta una procedura di analisi della configurazione spaziale della matrice paesistica che consente la individuazione statistica delle transizioni tra tipi di paesaggio. Questa procedura di analisi è basata sulla *moving split-window (MSW) technique* (Johnston *et al.* 1992; Mairota e Papadimitriou 1995; Choesin e Boerner 2002). La MSW è stata applicata a un transetto bidimensionale (30 x 2,5 Km) coassiale all'asta principale (tavola 3). Si è preferito un transetto bidimensionale rispetto ad uno lineare per poter tenere conto sia della dimensione longitudinale sia di quello trasversale del corridoio ripariale, secondo i modelli interpretativi del *river continuum* e del *river mosaic*. Gli attributi per l'analisi sono stati derivati dalla carta di copertura del suolo esistente per il bacino idrografico, realizzata alla risoluzione di 1:10.000 (Martinelli *et al.* 2001). Il transetto è stato diviso in 24 elementi rettangolari (2,5 x 1,5 Km), per ciascuno dei quali è stata calcolata l'importanza delle singole tipologie di copertura del suolo, in termini sia di numero di *patch*, sia di superficie occupata ed è stato calcolato l'indice di diversità di Shannon, nonché l'incidenza della vegetazione spontanea rispetto al totale della vegetazione spontanea nell'intero transetto. Ogni "finestra" nella MSW ha compreso due elementi contigui.

4.4.2.3 Studio dell'assetto spaziale delle vegetazioni spontanee del corridoio ripariale

È stato studiato anche l'assetto spaziale delle vegetazioni spontanee del corridoio ripariale, con particolare riferimento alla categoria fisionomica del bosco.

In relazione alla condizione di stazionarietà della configurazione spaziale delle componenti paesistiche di vegetazione spontanea entro i 1000 m dal ciglio, a questo fine si è scelta la fascia dei 100 m dal ciglio e sono stati approfonditi gli aspetti relativi al grado di isolamento relativo delle singole *patch* della categoria fisionomica bosco e del loro grado di aggregazione.

Il grado di isolamento relativo (Forman e Godron, 1986) di una *patch* è stato calcolato per ciascuna *patch* (i) di bosco rispetto alle *neighbouring patch* (j) della stessa categoria ricadenti nell'intorno di 1Km dalla *patch* di riferimento, mediante

la relazione $r_i = 1/n \sum d_{ij}$, dove n è il numero delle *neighbouring patch* j e d_{ij} è la distanza tra la *patch* di riferimento i e ognuna delle j *neighbouring patch*.

L'indice di aggregazione è stato calcolato mediante la formula proposta da Clark e Evans (1954, cit. in Pignatti, 1998) $R = r_{oss}/r_{att}$ in cui è r_{oss} osservato $= \sum r_i / N$ e r_{att} atteso $= 1/(\text{radq}(N/F))$ con N = numero totale *patches*, $\sum r_i$ = somma delle distanze delle r_i esime *patch* dal loro vicino più prossimo, F = superficie della fascia di territorio compresa entro i 100 m dal (m^2). L'indice di Clark e Evans, confronta la distribuzione osservata con quella attesa teoricamente (distribuzione di Poisson) ed è indicato da McGarigal *et al.* (2002) come alternativa alla *nearest neighbor analysis* per lo studio della dispersione.

4.4.3 Risultati della stratificazione del corridoio ripariale

È stata ottenuta una stratificazione che permette di caratterizzare l'assetto e la struttura del corridoio ripariale in termini di sviluppo, continuità/discontinuità, eterogeneità/omogeneità vegetazionale che fornisce una guida per la successiva scelta dei metodi di descrizione adatti a ciascun livello gerarchico e, ai livelli inferiori la scelta dei siti più idonei per il campionamento.

In base al rango dei singoli elementi del sistema idrografico, l'asta principale risulta suddivisa in 14 tronchi compresi tra due confluenze. Da questi tronchi, per ulteriore stratificazione, in funzione della litotratigrafia e dell'area climatica omogenea, si individuano 24 segmenti di corso d'acqua dallo sviluppo lineare molto variabile (mediana \pm IQR = 641 \pm 918 m). Diciotto di questi segmenti (dello sviluppo complessivo di 15,5 km circa, pari a circa il 67% dello sviluppo dell'intera asta principale) sono interessati dalla presenza di vegetazioni spontanee (figura 4.6). Il grado di (dis-)continuità spaziale del corridoio ripariale che queste vegetazioni formano può essere apprezzato (figura 4.7) attraverso la densità delle *patch*. Questo indice è stato ottenuto come prodotto del numero di *patch* di ciascun segmento moltiplicato per l'importanza relativa di quel segmento (in termini di sviluppo lineare), e ed è un indicatore di frammentazione, anche se generico perché non fornisce informazioni sulle dimensioni la distribuzione spaziale delle *patch*.

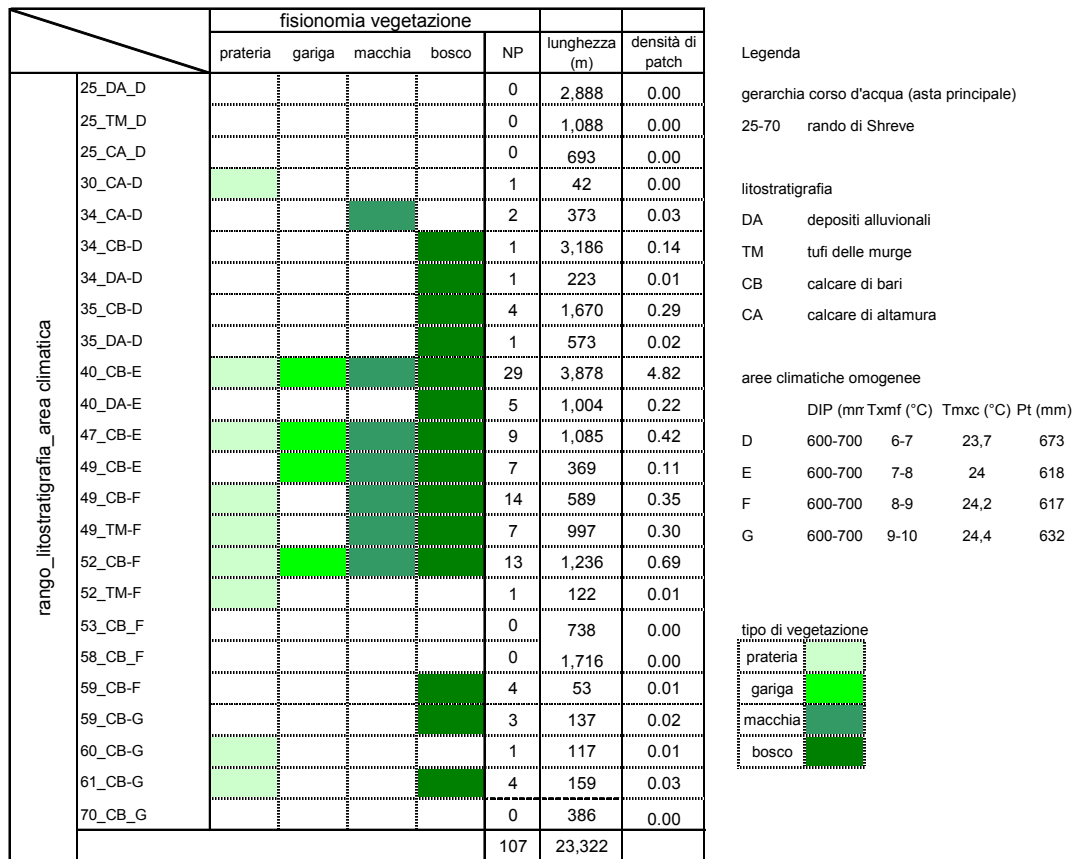


Figura 4.6 – Stratificazione del corridoio ripariale.

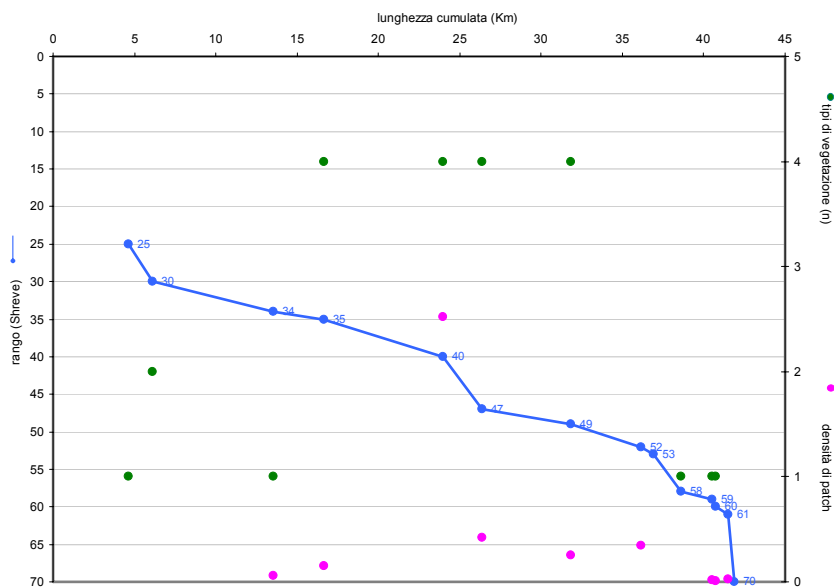


Figura 4.7 – Sviluppo longitudinale dell’asta principale. È rappresentata lunghezza di ciascun tronco (insieme di segmenti di pari rango), il numero di tipi fisionomici e la densità di patch corrispondenti.

4.4.4 Risultati della zonazione del corridoio ripariale

4.4.4.1 *Optimal limit analysis* di un *line transect*

Lo studio degli aspetti non spaziali dell'eterogeneità (figura 4.8) evidenzia come, nel suo insieme il paesaggio attraversato dal corridoio ripariale sia molto diversificato (eterogeneo), soprattutto in relazione all'influenza della componente di "uniformità".

Le categorie di copertura del suolo "abbondanti" (N1) e "molto abbondanti" (N2) sono infatti rispettivamente circa 9 e circa 7. Si tratta infatti di un territorio molto antropizzato, con un denso reticolo stradale, in cui appare evidente la dominanza delle colture permanenti, soprattutto vigneti da mensa, oliveti e, in second'ordine, i seminativi, in cui tuttavia permane l'impronta delle vegetazioni spontanee del corridoio stesso, e che fa da matrice ai centri urbani.

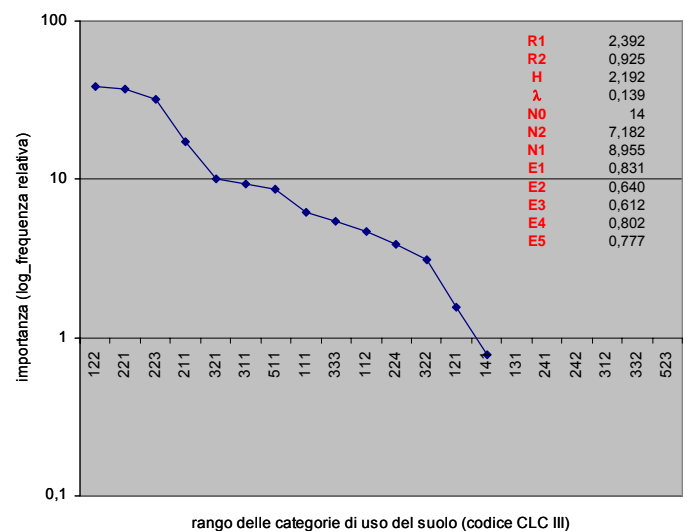


Figura 4.8 – Curva di importanza-diversità per il transetto lineare.

L'analisi (*optimal limit analysis*) del "*line transect*" (tavola 4) ha consentito di determinare la configurazione distintiva (*non-random pattern*) della matrice paesistica, con riferimento alla frequenza (assoluta e relativa) degli attributi presenti, alla loro distribuzione lungo il transetto, al modello di aggregazione/dispersione ed "associazione distintiva", e di caratterizzare il paesaggio dal punto di vista della eterogeneità (micro vs. macro).

In particolare l'analisi degli aspetti spaziali della diversità ha messo in luce il carattere di microeterogeneità di questo paesaggio, indicato dalla diminuzione dell'eterogeneità (ovvero dell'aumento della omogeneità) al diminuire della risoluzione spaziale (figura 4.9).

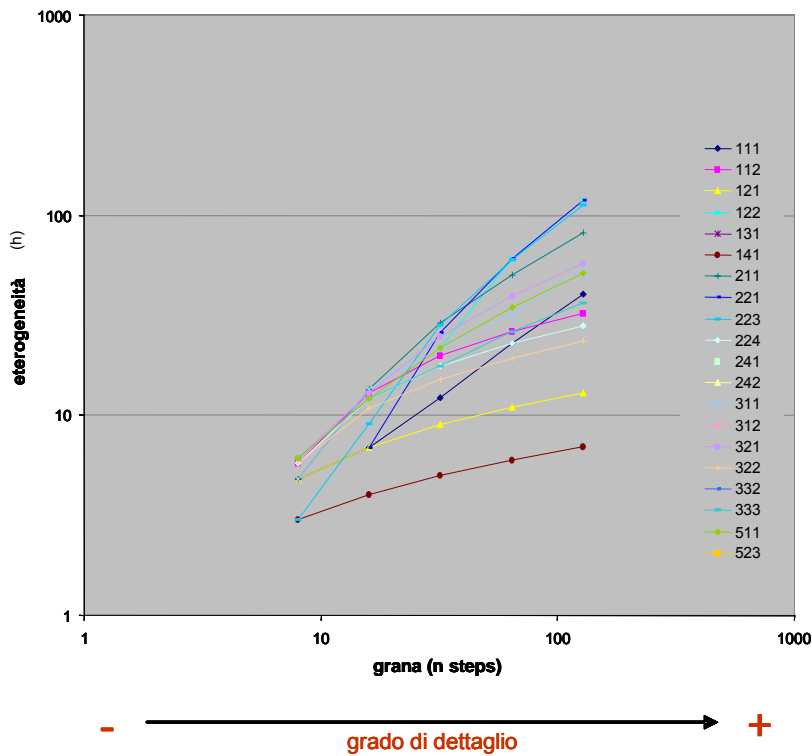


Figura 4.9 – Scalogramma dell'indice di eterogeneità (h) in funzione della grana.

In altre parole l'assemblaggio degli elementi del paesaggio appare simile lungo tutto il transetto. Quest'aspetto, in particolare evidenza, nel caso in esame, la non corrispondenza della copertura del suolo rispetto ai gradienti ambientali (altitudinale, climatico e vegetazionale) che si svolgono dalla costa verso l'interno, ed è indice di una forte influenza antropica.

Al riguardo del modello di distribuzione degli elementi di paesaggio lungo il transetto associazione distintiva (segregazione/associazione), dall'osservazione della tavola 4, è immediatamente apparente la segregazione spaziale tra la categoria del vigneto e quelle dell'oliveto e del seminativo (*negative spatial linkage*). Il computo dei livelli di informazione derivante dalla conoscenza della posizione esatta di ciascuno *step* compare per la prima/ultima volta un particolare

elemento (indici I_d e I_f) (tabella 4.6), permette di confermare questa impressione soggettiva per le categorie del vigneto e del seminativo. I valori di questi indici risultano significativi anche per le categorie zone residenziali a tessuto continuo, aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati (entrambi gli indici) e per quella dei prati-pascoli naturali e praterie (indice I_f). Per queste due ultime categorie, il centro di gravità è significativamente spostato rispetto al centro del transetto verso la sinistra dello stesso.

Relativamente al *pattern* di aggregazione, significativa risulta, in ordine decrescente, quella delle categorie del vigneto, delle reti stradali, degli oliveti, dei seminativi, delle zone a tessuto urbano continuo e quindi dei boschi e delle praterie.

Tabella 4.6 – Livelli di informazione ottenuti dalla conoscenza della posizione degli attributi lungo il transetto lineare.

CLC	Descrizione	I_d bit	I_f bit	I_g bit
111	<i>Zone residenziali a tessuto continuo</i>	6,6	6,3	8,7
112	<i>Zone residenziali a tessuto discontinuo e rado</i>	4,5	5,6	-
121	<i>Aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati</i>	6,0	8,0	-
122	<i>Reti stradali, ferroviarie, opere d'arte e infrastrutture tecniche</i>	1,4	1,4	27,6
131	<i>Aree estrattive</i>	-	-	-
141	<i>Aree verdi urbane</i>	7,0	7,0	-
211	<i>Seminativi in aree non irrigue</i>	16,9	2,5	16,2
221	<i>Vigneti</i>	7,7	6,2	29,4
223	<i>Oliveti.</i>	2,2	1,6	26,2
224	<i>Altre colture permanenti</i>	4,8	4,9	-
241	<i>Colture temporanee associate a colture permanenti</i>	-	-	-
242	<i>Sistemi colturali e particellari complessi.</i>	-	-	-
311	<i>Boschi di latifoglie</i>	4,5	9,0	7,6
312	<i>Boschi di conifere</i>	-	-	-
321	<i>Prati-pascoli naturali e praterie</i>	4,0	21,1	7,6
322	<i>Brughiere e cespuglieti</i>	5,2	5,2	-
332	<i>Rocce nude, falesie, rupi e affioramenti</i>	-	-	-
333	<i>Aree con vegetazione rada o assente</i>	4,3	6,6	-
511	<i>Corsi d'acqua, canali, idrovie</i>	3,8	5,3	3,8
523	<i>Mari</i>	-	-	-

I valori significativi (in grassetto) sono quelli $\geq 6,0$ bit, che corrisponde alla soglia di significatività del 95% (Forman e Godron, 1986).

4.4.4.2 Analisi della configurazione della matrice paesistica

L'analisi delle variazioni spaziali della matrice paesistica ha permesso di evidenziare:

1- l'esistenza di una relazione spaziale significativamente positiva (associazione) tra la categoria delle praterie e quella del tessuto urbano continuo ed una relazione spaziale negativa (segregazione) tra le categorie dell'oliveto e del vigneto. Per quanto riguarda le altre categorie di vegetazione spontanea, i coefficienti di correlazione non risultano significativi (livello di confidenza 95%), anche se si evidenzia, per la macchia la tendenza alla associazione con il vigneto e per il bosco quella alla segregazione rispetto al tessuto urbano continuo (figura 4.10 e tabella 4.7).

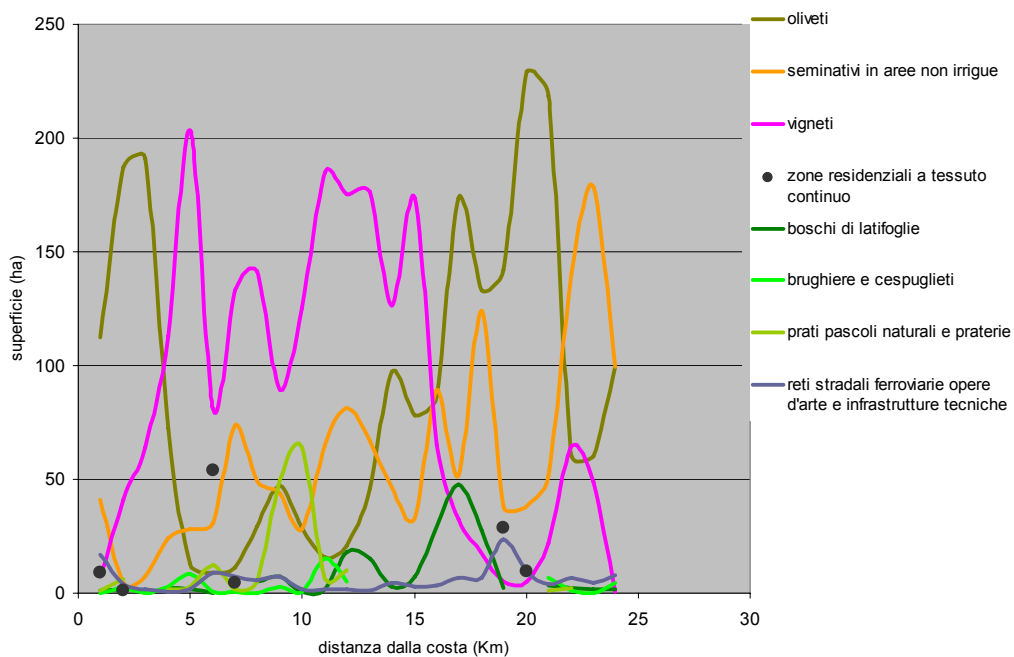


Figura 4.10 – Distribuzione areale delle categorie di copertura del suolo in funzione della distanza dalla costa.

Tabella 4.7 - Matrice di correlazione tra le categorie di copertura del suolo del transetto bidimensionale.

	1	2	3	4	5	6	8	10	12	13	14	15	16	17
1 aree con vegetazione rada o assente	1													
2 aree estrattive	-0,491	1												
3 aree verdi urbane	0,979	-0,956	1											
4 boschi di latifoglie	-0,043	-0,270	-0,527	1										
5 brughiere e cespuglieti	-0,468	-0,121	-0,782	0,101	1									
6 colture temporanee associate a colture permanenti	-0,298	0,293	-1,000	-0,239	0,024	1								
8 oliveti	-0,240	0,205	-0,093	0,277	-0,096	0,117	1							
10 prati pascoli naturali e praterie	-0,315	0,028	-0,343	0,049	-0,204	-0,169	-0,229	1						
12 seminativi in aree non irrigue	0,058	0,010	-0,131	0,179	-0,038	0,154	-0,214	-0,222	1					
13 sistemi culturali e particellari complessi	-0,233	-0,682	-0,674	-0,280	-0,065	-0,225	-0,154	0,185	-0,422	1				
14 vigneti	0,002	-0,399	-0,165	-0,131	0,434	-0,419	-0,720	0,067	-0,164	0,211	1			
15 zone residenziali a tessuto continuo	-0,146	-0,201	-0,195	-0,494	-0,299	-1,000	-0,476	0,852	-0,085	0,457	0,089	1		
16 zone residenziali a tessuto discontinuo e rado	0,420	-0,059	0,568	-0,265	-0,342	-0,071	-0,081	-0,055	-0,197	-0,197	-0,336	0,712	1	
17 reti stradali ferroviarie opere d'arte e infrastrutture tecniche	0,215	0,535	-0,067	-0,103	-0,384	0,161	0,249	-0,116	-0,007	-0,303	-0,598	0,258	0,712	1

2- l'esistenza di relazioni statistiche non significative tra l'indice di diversità (Shannon) e la incidenza areale delle vegetazioni spontanee (calcolata come rapporto tra la superficie di delle vegetazioni spontanee di ciascun elemento campionario e la sua superficie totale, nonostante il contributo di queste alla diversificazione del paesaggio. Ciò conferma il carattere di relitti di questo tipo di vegetazioni (figura 4.11).

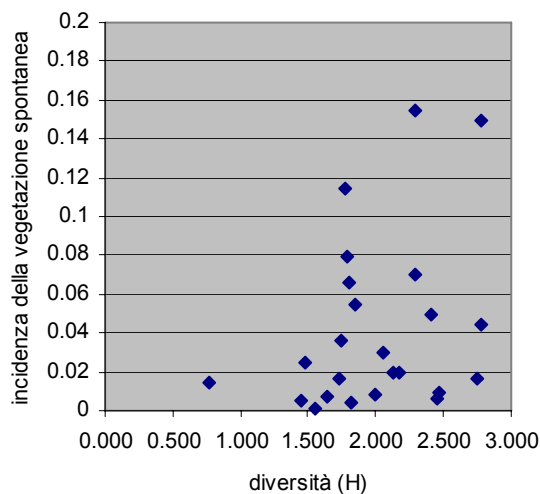


Figura 4.11 – Relazione tra indice di diversità e incidenza areale della vegetazione spontanea.

Mediante l'applicazione della “*moving split-window technique*” implementata con il parametro H (indice di Shannon), sono state individuate per la matrice paesistica transizioni statistiche che definiscono tipi di paesaggi agrari con caratteristiche differenti di composizione e importanza relativa dei diversi tipi di copertura del suolo (figura 4.12). In particolare le transizioni più nette e brusche appaiono in corrispondenza delle “stazioni” 4, 9 e 19, che definiscono i tratti 1-5, 6-10, 11-20 e 21-24 del transetto areale che rispettivamente interessano il 21, 21, 42 e 17% dell'estensione del transetto areale.

Altre due transizioni meno evidenti e brusche si individuano in corrispondenza delle stazioni 7 e 15, che definiscono rispettivamente due parti interne al tratto 6-10 (6-8 e 9-10) e due parti interne al tratto 11-20 (11-16 e 17-20).

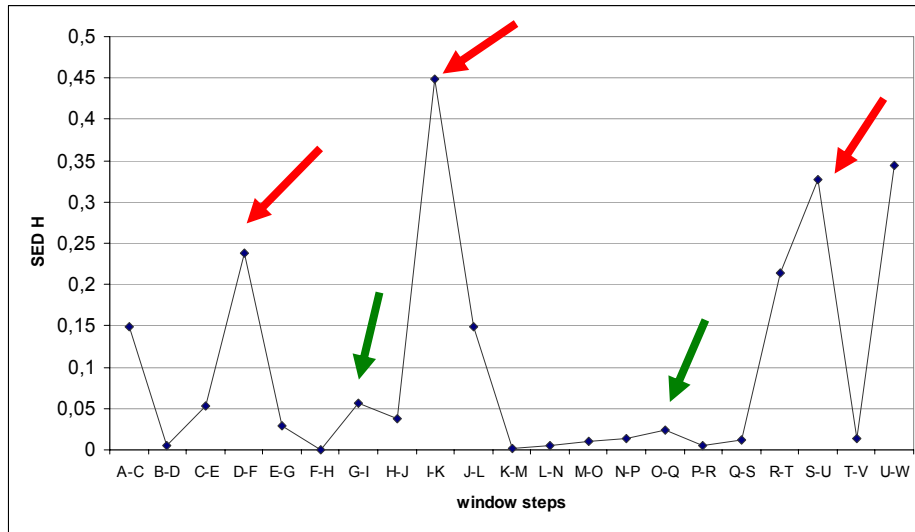


Figura 4.12 – Transizioni statistiche nel paesaggio del transetto bidimensionale.

Le caratteristiche dei paesaggi agrari dei tratti principali (1-5, 6-10, 11-20 e 21-24) sono illustrate nelle figure 4.13 e 4.14 che evidenziano rispettivamente la distribuzione percentuale delle diverse categorie di copertura del suolo e la distribuzione percentuale delle categorie di vegetazione spontanea.

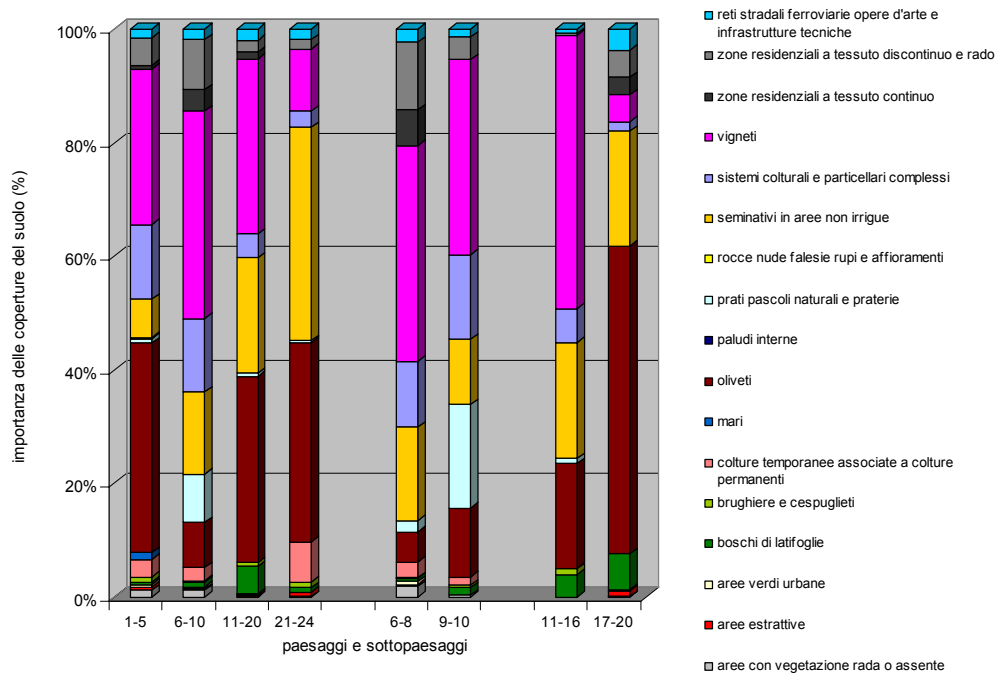


Figura 4.13 – Distribuzione delle categorie di copertura del suolo nei tipi di paesaggio e sottopaesaggio.

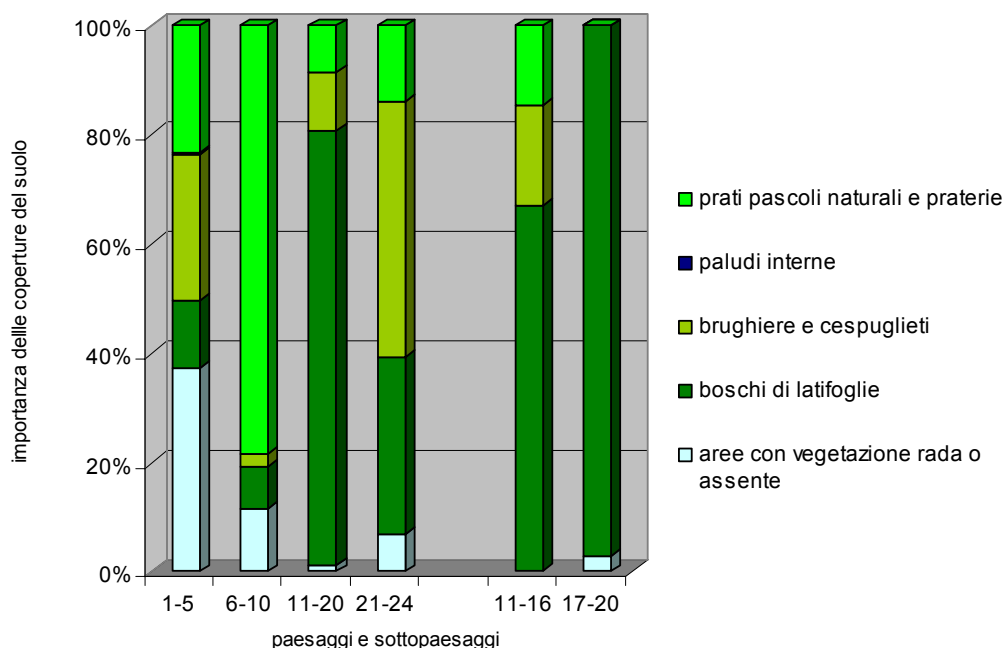


Figura 4.14 – Distribuzione delle categorie di copertura del suolo della vegetazione spontanea nei tipi di paesaggio e sottopaesaggio.

Le curve di dominanza/diversità (figura 4.15) mostrano entrambe le componenti della diversità (ricchezza di categorie di copertura del suolo) ed i rapporti di dominanza tra le stesse, nonché l'ordine di importanza relativa (ripartizione dello spazio) di ciascuna categoria di uso del suolo (rango) evidenziando le differenze tra i tratti indicati.

A parità ricchezza di categorie di copertura del suolo (d) e di dominanza di una categoria di copertura del suolo rispetto a tutte le altre con incidenza areale > 30% (tratti 6-10 e 11-20), una maggiore diversità, espressa attraverso l'indice di Shannon calcolato sul tratto di transetto, si evidenzia in connessione con un maggiore indice di omogeneità (e) derivante dalla una minore importanza relativa del complesso delle altre categorie di copertura del suolo con incidenza areale >10% e dalla maggiore importanza relativa del complesso delle categorie di copertura del suolo con incidenza areale 1-10%, e di quelle con incidenza areale >1.

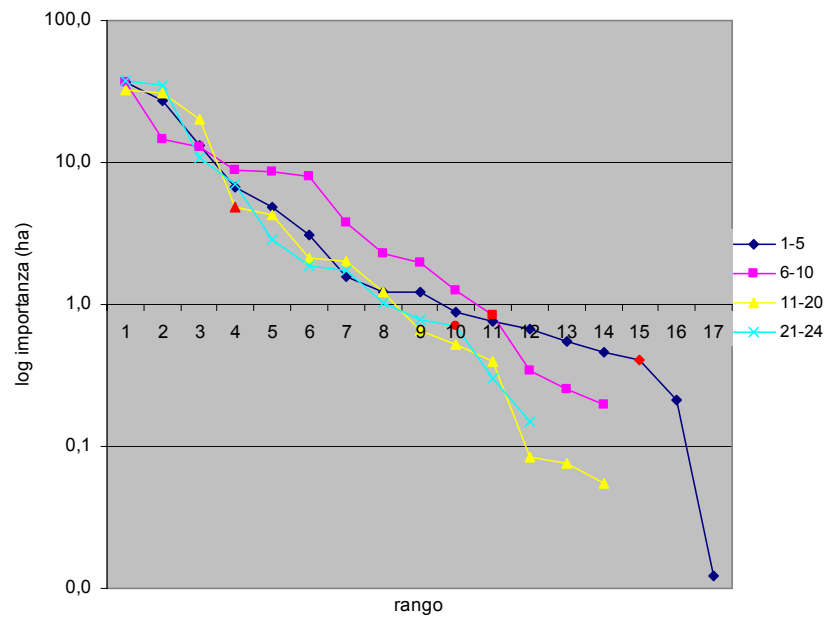


Figura 4.15 – Curve di importanza-diversità per i tipi di paesaggio del transetto bidimensionale.

A parità ricchezza di categorie di copertura del suolo (d) e di dominanza di una categoria di copertura del suolo rispetto a tutte le altre con incidenza areale > 30% (tratti 6-10 e 11-20), una maggiore diversità, espressa attraverso l'indice di Shannon calcolato sul tratto di transetto, si evidenzia in connessione con un maggiore indice di omogeneità (e) derivante dalla una minore importanza relativa del complesso delle altre categorie di copertura del suolo con incidenza areale >10% e dalla maggiore importanza relativa del complesso delle categorie di copertura del suolo con incidenza areale 1-10%, e di quelle con incidenza areale >1.

Il maggior grado di diversità del paesaggio si connette al maggior grado di antropizzazione. Infatti il paesaggio corrispondente al tratto 6-10 è quello in cui le colture tradizionali dell'oliveto e dell'oliveto mandorleto (sistemi colturali e particellari complessi) e del seminativo sono state sostituite dalle colture intensive del vigneto da mensa. In questo paesaggio molto forte appare anche la componente dell'urbanizzazione con la presenza sia di zone residenziali a tessuto continuo sia di quelle a tessuto discontinuo, caratteristiche del fenomeno dello *sprawl* urbano. Un'altra caratteristica di questo tratto è data dalla scarsa presenza di vegetazioni di tipo spontaneo, prevalentemente rappresentate dalla categoria dei prati pascoli naturali e praterie che corrispondono agli stadi regressivi della

successione ecologica, mentre i boschi sono undicesimi in ordine di rango (in rosso nel grafico).

Un minore grado di antropizzazione corrisponde invece ad un valore dell'indice di diversità relativamente più basso nel tratto 21-24 caratterizzato dalla estensione areale dei seminativi e degli oliveti che in questo caso sembrano sostituire le colture meno produttive dell'oliveto mandorleto, mentre il vigneto da mensa non presenta ancora estensioni di grande rilievo e le vegetazioni spontanee hanno una ridotta importanza relativa, con i boschi al decimo posto in ordine di rango.

Caratteristiche intermedie presentano i paesaggi degli altri due tratti.

Quello più costiero (1-5), con un valore di diversità relativamente alto, pur essendo solo parzialmente interessato dalla sostituzione delle colture tradizionali da parte dei vigneti risente forse maggiormente del fenomeno dello sprawl urbano/industriale, dell'abbandono della campagna e della povertà in termini di vegetazioni spontanee (i boschi compaiono al quindicesimo posto in ordine di rango).

Nel tratto 11-20, con un valore di diversità relativamente basso, la coltura del vigneto da mensa risulta spazialmente molto importante anche se forte resta il contributo degli oliveti e dei seminativi. In questo caso si rileva una maggiore importanza relativa delle vegetazioni spontanee, con particolare riferimento ai boschi che occupano la quarta posizione in ordine di rango.

Relativamente a quest'ultimo tratto, la lieve discontinuità evidenziata dalla “*moving split-window technique*” in corrispondenza della stazione 15, permette di discretizzare la transizione tra un paesaggio nettamente dominato dal vigneto (tratto 11-16), e che quindi risente degli stessi determinanti (definiti come “attività umane che originano i fattori di pressione”, EEA, 1997) dei paesaggi costiero e sub-costiero, ed il paesaggio agrario più tipico di questa fascia altitudinale nella provincia di Bari (17-20), dell'estensione rispettiva del 60 e 40% di quella del tratto stesso e pari al 25 e 17% dell'estensione del transetto bidimensionale.

Entrambi questi sottopaesaggi si connotano per un grado di diversità relativamente basso, rispetto al paesaggio di riferimento, e per una importanza relativa delle vegetazioni spontanee, rappresentate in prevalenza da boschi nel

primo tratto ed esclusivamente da boschi nel secondo tratto, che rispettivamente si collocano al quinto ed al terzo posto per ordine di rango (figura 4.16).

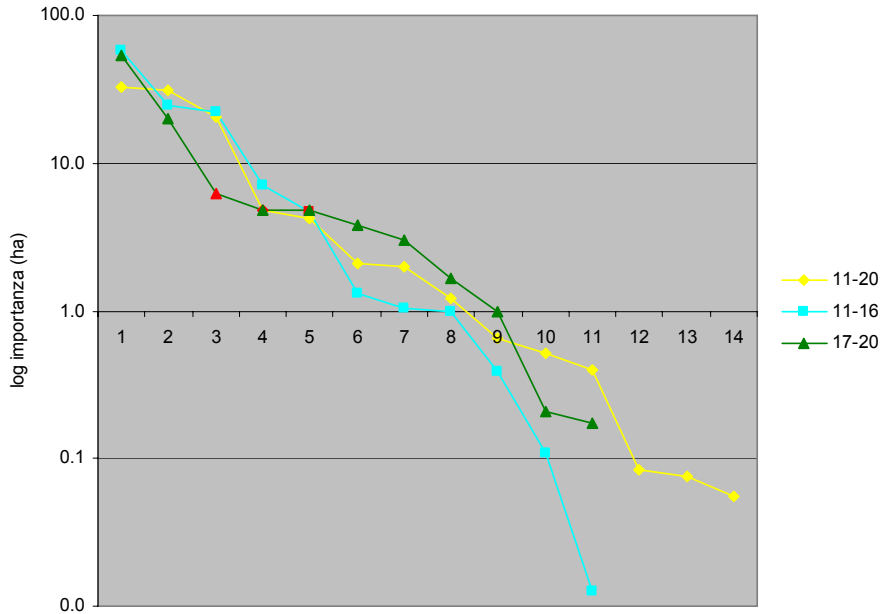


Figura 16 – Curve di importanza-diversità per il tipo di paesaggio 11-20 e i sottopaesaggi in esso individuati (11-16 e 17-20).

4.4.4.3 Studio dell'assetto spaziale delle vegetazioni spontanee del corridoio ripariale

Il grado di isolamento (figura 4.17) ed il grado di aggregazione (figura 4.18), hanno fornito indicazioni aggiuntive, anche rispetto a quelle rivenienti dalla stratificazione del corridoio ripariale dell'asta principale del corso d'acqua, utili alla descrizione della struttura del corridoio ripariale in termini di continuità/discontinuità.

I valori del grado di isolamento relativo delle vegetazioni boschive del corridoio ripariale oscillano tra un massimo di 917 ed un minimo di 113 metri, con una media±ds pari a 475 ± 194 , documentando una condizione di ridotta coesione spaziale di queste vegetazioni, che in alcuni casi non hanno *neighbors* nell'intorno di 1 Km.

Il valore dell'indice di aggregazione complessivo è risultato pari a 0,64165, indicante, rispetto ai valori di riferimento proposti dagli autori (Clark & Evans,

1954, cit. in Pignatti 1998)⁸, una tendenza all'aggregazione delle vegetazioni a bosco della fascia di ampiezza 100 m comprendente il ciglio della lama.

Nel complesso i valori di questi indici sembrano confermare come l'attuale assetto spaziale della vegetazione boschiva del corridoio ripariale derivi dalla frammentazione di boschi più estesi lungo il corso della lama e, indirettamente, consentono una stima del grado di discontinuità spaziale del corridoio ripariale stesso.

I tipi di paesaggio individuati si caratterizzano in modo diverso anche relativamente agli indici che colgono il grado di isolamento relativo ed il grado di aggregazione delle *patch* di vegetazione spontanea, in particolare dei boschi del corridoio ripariale.

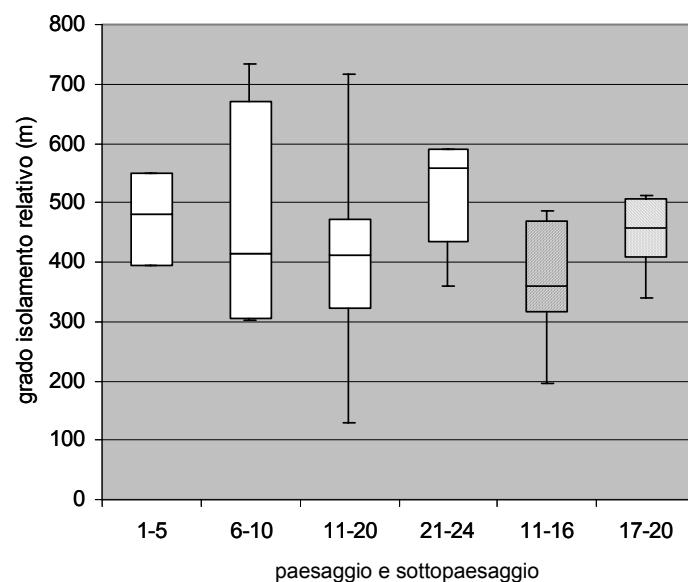


Figura 4.17 – Boxplot affiancati per il grado di isolamento relativo delle *patch* di bosco dei paesaggi e sottopaesaggi del corridoio ripariale.

⁸ Valori di riferimento: $0 < R < 2,1491$. $R=0$ massima aggregazione; $R=2,1491$ massima dispersione; $R < 1$ tendenza aggregazione; $R \sim 1$ aggregazione casuale; $R > 1$ tendenza disaggregazione.

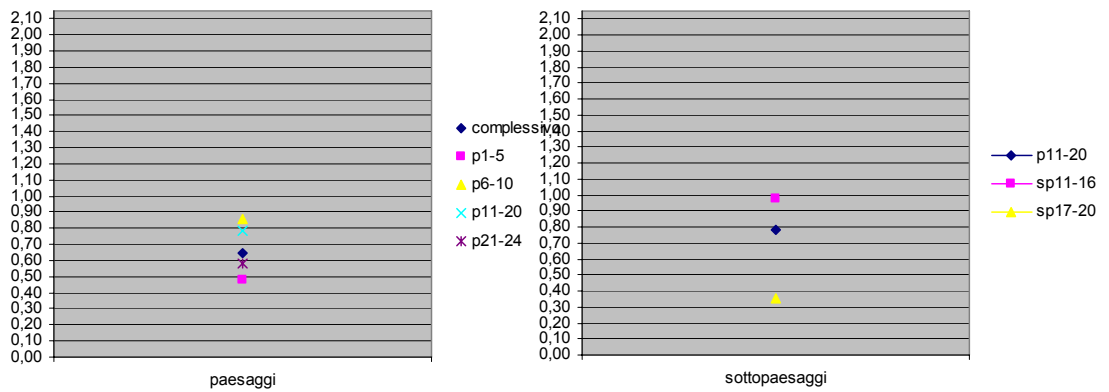


Figura 4.18 – Indici di aggregazione delle *patch* di bosco bosco dei paesaggi e sottopaesaggi del corridoio ripariale.

4.5 Analisi dei segmenti di corso d’acqua

4.5.1 Metodologia per l’analisi al livello interpretativo di segmento di corso d’acqua

Al livello del segmento di corso d’acqua sono state integrate entrambe le chiavi interpretative della stratificazione e della zonazione facendo riferimento, quindi, nel processo di *scaling-down*, sia ai modelli concettuali del *river continuum* e del *river mosaic* (zonazione), sia a quelli dell’analisi delle caratteristiche degli elementi del sistema idrografico (stratificazione) derivanti dallo sviluppo morfodinamico del sistema stesso.

Scopo dell’analisi a questo livello interpretativo è stato quello di approfondire le conoscenze sulla configurazione e composizione del paesaggio delle “sezioni” di corso d’acqua caratterizzate dalla presenza di vegetazioni ripariali al fine di verificare (capitolo 6) l’ipotesi di una maggiore qualità ambientale in funzione della presenza e sulla struttura delle vegetazioni ripariali stesse.

L’insieme campionario di questo livello di scala è costituito da dodici segmenti (come definiti nel §4.4.1), scelti con criterio casuale tra i segmenti in cui è stata stratificata l’asta principale del corso d’acqua. Questi (tabella 4.8), anche se non omogenei per dimensioni, sono rappresentativi della superficie della porzione di territorio compresa entro la fascia dei 100 metri dal ciglio e della sua estensione in

senso longitudinale. Essi inoltre sono rappresentativi di dei principali tipi e sottotipi di paesaggio individuati con la MSW (§4.4.4.2), nonché dei ventiquattro elementi del transetto bidimensionale utilizzato per tale analisi e delle zone a differente qualità ambientale.

Tabella 4.8 – Descrizione dell'insieme campionario per l'analisi al livello interpretativo di segmento di corso d'acqua.

id	tipo di paesaggio	sotto tipo di paesaggio	elemento transetto	superficie (ha)	lunghezza (m)	ampiezza del ciglio (m)	pendenza media delle sponde (%)
1	21-24		21	39,50	1203	356	5,10
2	11-20	17-20	20	37,22	1334	305	1,14
3	11-20	17-20	19	19,43	758	367	1,64
4	11-20	17-20	18-17	127,01	3864	405	3,63
5	11-20	11-16	14-13	81,58	3158	309	1,79
6	11-20	11-16	12	24,53	684	404	2,30
7	11-20	11-16	12	18,18	561	360	3,94
8	6-10		9	41,23	1200	402	5,22
9	6-10		8	18,52	698	437	3,66
10	6-10		7	43,25	1518	350	1,65
11	1-5		2	52,69	1871	432	2,70
12	1-5		1	16,75	416	458	2,18
totale segmenti				519,88	17265,00		
media				43,32	1438,75	382,10	2,91
st.dev				32,32	1068,24	49,06	1,38

La non omogeneità delle dimensioni delle unità campionarie, che in questo caso dipende da caratteristiche intrinseche del campione stesso, non va in generale intesa negativamente. Sebbene l'omogeneità rappresenti la condizione ideale, tuttavia, la eterogeneità del campione è ammessa quando ci si confronta con una grande varietà di situazioni, potendo anche sortire un effetto incrementale sulla efficienza del campionamento stesso (Gauch, 1982).

Riguardo, inoltre, alla questione della dipendenza dalla scala della eterogeneità spaziale, avendo verificato (§4.3) per questo particolare caso di studio la stazionarietà di alcuni indici di *landscape pattern* entro un intervallo di estensione relativamente ampio, sia pure nella dimensione trasversale, si ritiene ammissibile in questa parte dello studio, che la variazione della scala delle unità campionarie, in termini di estensione e nella dimensione longitudinale, possa non influenzare

l'eterogeneità spaziale e, quindi, che quindi gli indici si comportino in maniera coerente. La variazione di scala non ha riguardato, la grana in termini nominali (formali), ossia è stata utilizzata anche per questo livello interpretativo la stessa risoluzione spaziale del livello precedente, tuttavia, in termini effettivi, essa è stata per così dire "affinata" per tener conto della complessità topografica dell'ambito territoriale esaminato. Infatti le singole *patch* sono state ridefinite secondo la tecnica proposta da Dorner *et al.* (2002), che sostanzialmente consiste nella correzione dei poligoni che rappresentano le *patch* stesse in funzione del fattore pendenza in modo da ottenere una più realistica rappresentazione cartografica della copertura del suolo ed evitare di sottostimare la superficie delle *patch* più acclivi.

In particolare per ciascuna delle classi di indici (areali, lineari e topologici, *sensu* Baskent e Jordan, 1995) e per alcuni loro tipi (area, forma, margine, densità, interno, contrasto, isolamento/prossimità, dispersione, contagio/interdispersione, connettività, composizione, *sensu* Haines–Young e Chopping 1996; McGarigal *et al.* 2002), tra quelli proposti e computabili mediante FRAGSTATS 3.3 (McGarigal e Marks 1995; McGarigal *et al.* 2002), ne sono stati selezionati solo alcuni (tabella 4.9), sia per ridurre la confusione (*noise*) dovuta alla correlazione tra molti indici, sia per minimizzare l'effetto della eterogeneità della dimensione del campione ai fini del confronto tra i diversi segmenti. Infatti, sono stati computati solo quegli indici di *landscape pattern* per cui, in relazione alla loro formulazione matematica, è intrinseca una standardizzazione rispetto alla superficie del paesaggio, escludendone alcuni anche di uso molto comune, quali per esempio TA (*total area*), CA (*class area*), NP (*number of patches*) tra gli indici di categoria areale, e TE (*total edge*), ENN (*euclidean nearest neighbor distance*) tra quelli di categoria lineare, MESH (*effective mesh size*), PLADJ (*percentage of like adjacencies*)⁹. Soprattutto in relazione alle particolari

⁹ Si precisa che per l'uso di FRAGSTATS 3.3 è stato necessario convertire le mappe categoriali dei segmenti da un formato vettoriale ad uno raster. Pertanto, come suggerito dagli stessi Autori del programma, si è posta attenzione al processo di rasterizzazione e alla verifica della corrispondenza tra l'immagine raster e quella vettoriale per evitare problemi di disgiunzione e/o sovrapposizione di *patch*. In particolar modo è stata considerata la scelta della risoluzione (dimensione della cella) della mappa raster in relazione alla dimensione minima dimensione di *patch* della mappa vettoriale, scegliendo una dimensione di cella pari alla metà della dimensione

condizioni topografiche ed alla ridotta dimensione e di frammentazione delle *patch* con caratteri di naturalità, si è scelto di non utilizzare gli indici di *core area*. L'utilizzo di tale tipologia di indici inoltre avrebbe posto il problema della definizione di una profondità del margine, per di più generalizzata per tutte le classi.

Gli indici di *landscape pattern* selezionati, in particolare, sono stati computati sia al *landscape level* sia al *class level* (*sensu* McGarigal *et al.* 2002), intendendo per *landscape level* quello dell'intera unità campionaria e per *class level* quello della singola categoria di copertura del suolo di ciascuna unità campionaria. Al *landscape level* gli indici di *landscape pattern* descrivono le relazioni tra tutte le *patch* di tutte le categorie; al *class level* descrivono le relazioni tra le *patch* di una stessa categoria (*focal class*).

Attraverso matrici di correlazione sono state studiate le relazioni tra la qualità ambientale di ciascun segmento con le caratteristiche fisiografiche del corso d'acqua (ampiezza del ciglio, intesa come distanza tra le sponde, e pendenza media delle sponde) del segmento stesso. Inoltre, sia attraverso matrici di correlazione sia analisi delle componenti principali (PCA), si è approfondito lo studio delle relazioni tra la qualità ambientale e la configurazione del paesaggio e cercato di ordinare i segmenti di diversa qualità ambientale in funzione degli indici di *landscape pattern*.

minima della *patch* più *stretta*, indicata come la dimensione più idonea ad evitare problemi di non corrispondenza tra le mappe nei due formati.

Tabella 4.9 – Indici di *landscape pattern* impiegati per l'analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo del segmento di corso d'acqua.

classe	tipo	nome	codice	unità	intervallo	descrizione
1	*	Percent of Landscape	<i>PLAND</i>			quantifica l'importanza relativa di ciascuna categoria di patch nel paesaggio
1	*	Patch Density	PD	n/100 ha	PD > 0	esprime il numero di patch rapportato all'unità di superficie
1	*	Largest Patch index	LPI	%	0 < LPI ≤ 100	misura la percentuale di paesaggio compreso nella patch di maggiori dimensioni
2	*	Edge Density	ED	m/ha	ED ≥ 0	esprime la lunghezza dei margini rapportata all'unità di superficie
1	*	Patch Area Distribution	AREA_AM	ha	AREA > 0	misura della dimensione delle patch e della variabilità della dimensione delle patch
2	○	Shape index Distribution	SHAPE_AM		SHAPE ≥ 1	rappresenta la più semplice e diretta misura della complessità della forma standardizzando rispetto alla variabilità della dimensione del patch tende a 1 all'aumentare della compattezza e regolarità della forma, aumenta all'aumentare della irregolarità della forma.
3	●	Contagion	CONTAG	%	0 < CONTAG ≤ 100	misura la tendenza delle patch alla aggregazione spaziale: si avvicina a 0 quando le patch sono del tutto disaggregate, aumenta all'aumentare dell'aggregazione. in realtà questa misura non tiene conto delle patch in sé in quanto basata sulla matrice di adiacenza delle celle della stessa classe.
3	●	Interspersion /Juxtaposition Index	IJI	%	0 < IJI ≤ 100	a differenza dell'indice di contagio e di quello di aggregazione, invece che misurare la tendenza delle singole categorie alla aggregazione spaziale indica la interdispersione o inermescolanza tra patch appartenenti a classi diverse: si avvicina a 0 quando le aggregazioni avvengono tra poche tipologie di patch (irregolare distribuzione delle adiacenze), aumenta all'aumentare delle categorie coinvolte. questa misura tiene conto delle patch in sé in quanto basata sulla matrice di adiacenza delle patch individuali della stessa classe.
3	●	Aggregation Index	AI	%	0 ≤ AI ≤ 100	misura la tendenza delle patch alla aggregazione spaziale: si avvicina a 0 quando le patch sono del tutto disaggregate, aumenta all'aumentare dell'aggregazione.
3	□	Patch cohesion index	<i>COHESION</i>		0 ≤ COHESION < 100	al class level misura la connessione strutturale tra le patch di una stessa categoria, aumenta all'aumentare della aggregazione della distribuzione. al landscape level il comportamento di questo indice non è stato valutato
1	▶	Shannon's diversity index	SHDI	bits	SHDI ≥ 0, without limit	misura molto comune di diversità (sensibile alla presenza di patch rare)

1 indici areali, 2 indici lineari, indici topologici; *indici di area/margine/densità; ○indici di forma; ●indici di contagio/interdispersione; □indici di connessione;▶indici di composizione; computabili solo al *landscape level* (grassetto); computabili solo al *class level* (corsivo)

4.5.2 Risultati dell'analisi al livello interpretativo di segmento di corso d'acqua

Al *landscape level*, la matrice di correlazione tra i LPI computati per ciascun segmento (tabella 4.10) mostra le relazioni (del resto attese) tra alcuni degli indici. In particolare, l'indice di coesione (*COHESION*), che indica la maggiore o minore connessione spaziale delle *patch* omologhe, risulta inversamente correlato agli indici di densità delle *patch* (PD) e di densità dei margini (ED). Questi ultimi

due indici sono tra loro direttamente correlati, indicando che all'aumentare del numero di patch aumenta anche lo sviluppo dei margini. Pertanto, nel caso in esame, insieme esprimono una condizione di maggiore o minore frammentazione. L'indice di coesione (COHESION) è anche direttamente correlato sia all'area superficiale media della patch (AREA_AM) sia alla loro aggregazione nello spazio (AI). L'indice di contagio (CONTAGION), che permette di apprezzare il grado di connessione strutturale tra le patch, è anch'esso correlato positivamente alla dimensione media della patch ed alla presenza di patch di dimensioni relativamente maggiori (LPI). L'indice di Shannon risulta correlato negativamente sia alla presenza di patch di dimensioni più grandi, sia a quello di contagio, indicando che ad una condizione di maggiore diversificazione del paesaggio corrisponde un maggior grado di frammentazione.

Tabella 4.10 – Matrice di correlazione tra gli *landscape pattern* impiegati per l'analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo del segmento di corso d'acqua.

<i>p</i> 0.05	PD	LPI	ED	AREA_AM	SHAPE_AM	IJI	COHESION	AI	CONTAG	SHDI
PD	1									
LPI	-0.557	1								
ED	0.958	-0.680	1							
AREA_AM	-0.731	0.729	-0.789	1						
SHAPE_AM	-0.003	-0.164	0.189	0.108	1					
IJI	0.058	-0.039	0.035	-0.074	0.174	1				
COHESION	-0.954	0.501	-0.939	0.715	-0.094	-0.085	1			
AI	-0.751	0.322	-0.817	0.484	-0.545	-0.149	0.846	1		
CONTAG	-0.380	0.689	-0.525	0.673	-0.202	-0.442	0.399	0.355	1	
SHDI	0.438	-0.842	0.587	-0.564	0.426	0.232	-0.471	-0.403	-0.710	1

In relazione alla esistenza di tali correlazioni, pertanto, si è cercato pertanto di raggruppare gli indici di *landscape pattern* in componenti non correlate in grado di spiegare la maggior parte possibile della variabilità inerente dei dati originari (Gauch 1982; Jambu, 1991), mediante l'analisi delle componenti principali (PCA). Questa è stata implementata attraverso la matrice di correlazione (matrice di covarianza delle variabili standardizzate rispetto alla deviazione standard), considerando come variabili originarie gli indici di *landscape pattern* stessi.

La PCA sugli indici al *landscape level* ha prodotto 10 componenti che spiegano tutta la variabilità dei dati originali (tabella 4.11). Di queste, la prima, data l'eterogeneità della varianza delle variabili originarie, spiega la gran parte della

varianza (55,91%) e le successive tre spiegano oltre il 90% della varianza. Queste quattro componenti nel loro complesso sono correlate a tutte le variabili originali. Tuttavia la terza e la quarta componente sono correlate a due diverse variabili originali, entrambe già correlate alla seconda componente. Pertanto si è ritenuto di considerare solo le prime due componenti, che comunque spiegano oltre il 70% della varianza.

Tabella 4.11 – Risultati dell’analisi delle componenti principali sugli *landscape pattern* impiegati per l’analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo del segmento di corso d’acqua.

	Factor									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ED	0.955	0.253	-0.085	-0.016	0.019	0.022	-0.087	-0.074	-0.051	0.008
COHESION	-0.887	-0.366	0.168	-0.148	-0.074	-0.072	-0.102	-0.089	0.012	0.024
PD	0.874	0.416	-0.054	0.141	0.146	0.037	-0.090	-0.084	0.043	-0.005
AREA_AM	-0.843	-0.137	-0.384	-0.050	0.228	0.239	-0.105	0.027	-0.004	0.003
LPI	-0.789	0.220	-0.383	0.338	-0.150	0.079	0.174	-0.093	-0.003	-0.002
AI	-0.780	-0.131	0.588	-0.067	0.131	0.002	-0.023	-0.069	-0.014	-0.026
SHDI	0.757	-0.476	0.133	-0.287	0.230	0.064	0.201	-0.037	0.003	0.009
CONTAGION	-0.709	0.499	-0.306	-0.127	0.313	-0.196	0.048	0.004	-0.006	0.004
SHAPE_AM	0.267	-0.535	-0.720	-0.328	-0.073	-0.086	-0.043	-0.036	0.002	-0.017
III	0.197	-0.594	-0.076	0.754	0.162	-0.086	-0.026	0.005	-0.006	0.001
Eigenvalue	5.591	1.570	1.314	0.938	0.301	0.128	0.113	0.037	0.005	0.002
Cumulative variance	55.911	15.704	13.140	9.383	3.014	1.276	1.132	0.374	0.049	0.017

La prima componente principale (figura 4.19) spiega circa il 56% della varianza ed è correlata (tabella 4.11) a otto delle variabili originali: positivamente a ED, PD e SHDI, negativamente a COHESION, AREA_AM, LPI AI, CONTAGION. Così i segmenti con *score* positivi nella prima componente, mostrano valori di ED, PD, SHDI più elevati rispetto alla media e valori di LPI, AREA_AM, AI, COHESION, CONTAGION bassi rispetto alla media, rivelandosi nel complesso caratterizzati da eterogeneità e frammentazione del paesaggio.

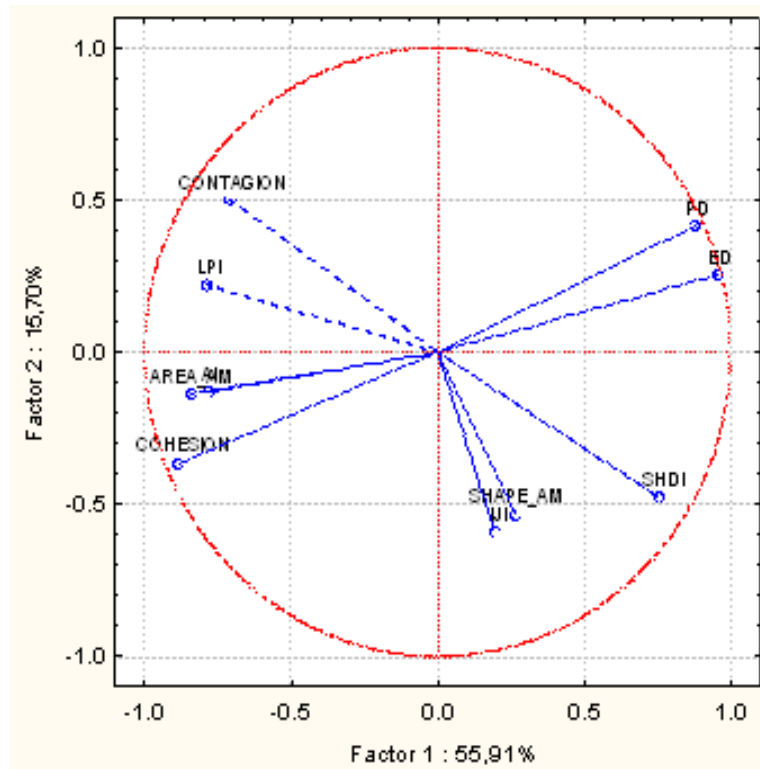


Figura 4.19 – Diagramma delle variabili originarie rispetto alle prime due componenti principali.

La seconda componente principale spiega un aggiuntivo 16% circa della varianza ed è correlata negativamente a SHAPE_AM e IJI tra le variabili originali. I segmenti con *score* positivi nella seconda componente, quindi, mostrano, rispetto alla media, bassi valori di SHAPE_AM e IJI, caratterizzandosi per una minore compattezza della forma delle *patch* e un maggiore grado di interdispersione.

Questo *pattern* è reso graficamente dalla proiezione sul piano definito dalle due componenti principali dei segmenti considerati (figura 4.20).

Nel primo quadrante, definito dagli *score* positivi della prima e della seconda componente, sono disposti i segmenti che si caratterizzano per un *pattern* di maggiore eterogeneità e frammentazione del paesaggio. Questi sono associati a valori degli indici PD, ED (legati al quadrante) mediamente superiori alla media e COHESION mediamente inferiore alla media e per i quali mediamente superiori alla media risultano anche SDHI e IJI e mediamente inferiori alla media LPI, AREA_AM, AI, CONTAGION e SHAPE_AM.

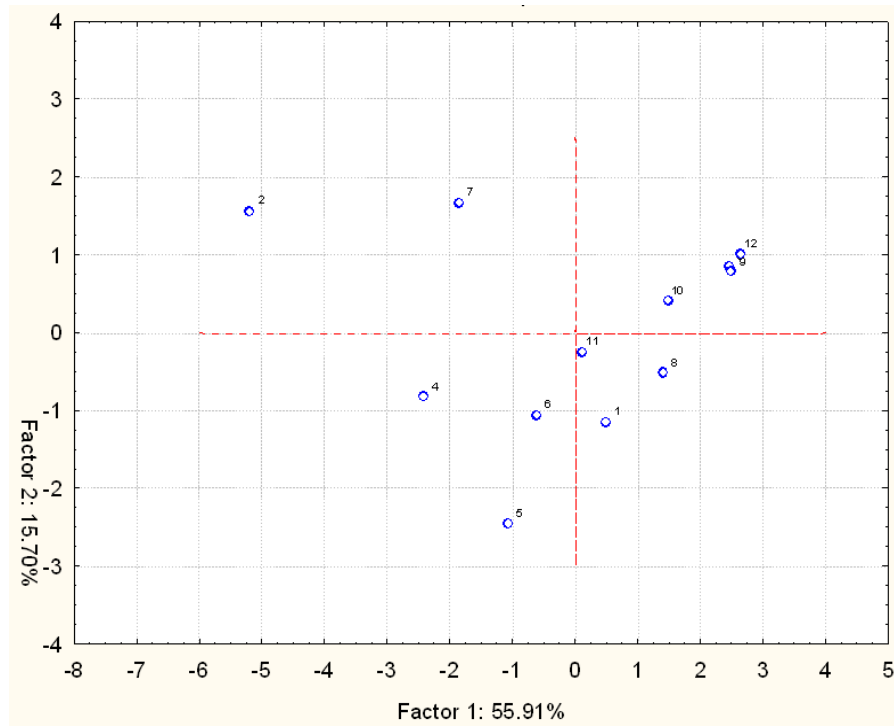


Figura 4.20 – Ordinamento dei segmenti di corso d’acqua rispetto alle prime due componenti principali.

All’opposto, nel terzo quadrante, definito da *score* negativi di entrambe le componenti, sono disposti i segmenti che si caratterizzano per un pattern di maggiore aggregazione e coesione, cui sono associati a valori degli indici PD e ED mediamente inferiori alla media e COHESION mediamente superiore alla media. Coerentemente, mediamente superiori alla media risultano anche, AREA_AM e AI (legati al quadrante insieme a COHESION), oltre a LPI, SDHI, e IJI. Mediamente inferiori alla media risultano ancora CONTAGION e SHAPE_AM.

Nel secondo quadrante, definito da *score* positivi della prima componente e negativi della seconda componente, sono presenti segmenti associati a valori degli indici ED e COHESION mediamente superiori alla media, e per cui PD è invece mediamente inferiore alla media. Mediamente superiori alla media risultano anche AI, SDHI, SHAPE_AM e IJI (gli ultimi tre legati al quadrante), e mediamente inferiori alla media LPI, AREA_AM, CONTAGION.

Nel quarto quadrante, corrispondente a *score* negativi della prima componente e positivi della seconda componente, infine, sono disposti i segmenti associati a valori degli indici PD e ED mediamente inferiori alla media e COHESION mediamente superiore alla media. Mediamente superiori alla media risultano

anche LPI e CONTAGION (legati al quadrante) oltre che AREA_AM e AI, mentre mediamente inferiori alla media risultano SDHI, SHAPE_AM e IJI.

L'ordinamento dei segmenti nel piano definito dalle due prime componenti principali, in funzione quindi delle loro caratteristiche configurazioni del paesaggio, permette di evidenziare come questi siano prevalentemente disposti dal primo al terzo quadrante.

Al *class level*, si evidenzia come le relazioni tra gli indici, variano in funzione delle diverse categorie di copertura del suolo (tabella 4.12).

Per le coperture tessuto urbano discontinuo, seminativi e vigneto da mensa ad una maggiore incidenza (PLAND), pure in presenza di *patch* di dimensioni relativamente grandi (LPI), corrisponde una maggiore frammentazione, come si rileva dalla relazione positiva tra questo indice e quelli di densità delle patch (PD) e densità quella dei margini (ED). La connessione strutturale tra le *patch* di queste classi di copertura sembra, in generale, correlata alla maggiore dimensione media della *patch* (AREA_AM) ed alla loro aggregazione nello spazio (AI) coesione (COHESION). Nel caso dei seminativi e dei vigneti da mensa, inoltre, alla coesione contribuiscono anche l'incidenza areale stessa, la presenza di *patch* di maggiori dimensioni, la minore compattezza della forma delle *patch* (SHAPE_AM, ED) e la pervasività (IJI).

Per gli oliveti ad una maggiore incidenza (PLAND), non corrisponde tanto ad una maggiore frammentazione quanto alla presenza di *patch* mediamente più grandi (AREA_AM e LPI), oltre che a forme meno compatte delle *patch* stesse. Questo spiegherebbe la maggiore dipendenza in questo caso della connessione strutturale (COHESION) dalla incidenza areale, oltre che dal grado di aggregazione (AI) e di pervasività (IJI).

Per i boschi una maggiore incidenza areale indica anche una condizione di bassa frammentazione di questa classe di copertura del suolo dal momento che a questo indice non sono correlati quelli di densità di patch (PD) e di margini (ED), mentre si osserva una relazione positiva con la presenza di patch mediamente più grandi (AREA_AM e LPI) e con l'aggregazione (AI). Ciò è confermato dalla relazione negativa tra coesione e densità di *patch* e dalle relazioni positive tra questo indice e quello di aggregazione.

Tabella 4.12 – Matrici di correlazione tra gli indici di *landscape pattern* impiegati per l’analisi della configurazione spaziale della naturalità al livello interpretativo del segmento di corso d’acqua, per le le principali categorie di copertura del suolo.

tessuto urbano discontinuo										
<i>p</i> 0.05	PLAND	PD	LPI	ED	AREA_AM	SHAPE_AM	IJI	COHESION	AI	
PLAND	1									
PD	0.984	1								
LPI	0.979	0.988	1							
ED	0.995	0.988	0.974	1						
AREA_AM	0.491	0.386	0.466	0.425	1					
SHAPE_AM	-0.071	-0.126	-0.065	-0.118	-0.033	1				
IJI	0.320	0.271	0.272	0.349	0.254	-0.465	1			
COHESION	0.341	0.253	0.320	0.296	0.859	-0.049	0.297	1		
AI	-0.347	-0.407	-0.314	-0.400	0.424	0.346	-0.150	0.678	1	
seminativi										
<i>p</i> 0.05	PLAND	PD	LPI	ED	AREA_AM	SHAPE_AM	IJI	COHESION	AI	
PLAND	1									
PD	0.736	1								
LPI	0.915	0.601	1							
ED	0.934	0.860	0.889	1						
AREA_AM	0.342	-0.177	0.504	0.160	1					
SHAPE_AM	0.203	-0.077	0.489	0.239	0.746	1				
IJI	0.576	0.481	0.714	0.547	0.536	0.429	1			
COHESION	0.646	0.295	0.701	0.625	0.609	0.528	0.462	1		
AI	0.396	0.008	0.319	0.296	0.297	0.005	-0.005	0.748	1	
vigneti da mensa										
<i>p</i> 0.05	PLAND	PD	LPI	ED	AREA_AM	SHAPE_AM	IJI	COHESION	AI	
PLAND	1									
PD	0.727	1								
LPI	0.840	0.282	1							
ED	0.867	0.961	0.494	1						
AREA_AM	0.477	-0.207	0.840	-0.001	1					
SHAPE_AM	0.557	0.157	0.771	0.300	0.741	1				
IJI	0.474	0.264	0.487	0.287	0.397	0.176	1			
COHESION	0.710	0.332	0.741	0.518	0.594	0.606	0.137	1		
AI	0.506	0.059	0.584	0.254	0.565	0.268	0.194	0.878	1	
oliveti										
<i>p</i> 0.05	PLAND	PD	LPI	ED	AREA_AM	SHAPE_AM	IJI	COHESION	AI	
PLAND	1									
PD	0.199	1								
LPI	0.917	0.073	1							
ED	0.594	0.722	0.342	1						
AREA_AM	0.886	-0.113	0.940	0.209	1					
SHAPE_AM	0.587	0.373	0.383	0.769	0.357	1				
IJI	0.658	0.118	0.558	0.442	0.589	0.187	1			
COHESION	0.648	0.412	0.519	0.609	0.560	0.359	0.692	1		
AI	0.478	0.200	0.414	0.361	0.479	0.081	0.722	0.910	1	
boschi										
<i>p</i> 0.05	PLAND	PD	LPI	ED	AREA_AM	SHAPE_AM	IJI	COHESION	AI	
PLAND	1									
PD	-0.532	1								
LPI	0.993	-0.572	1							
ED	0.434	0.371	0.382	1						
AREA_AM	0.603	-0.565	0.612	-0.044	1					
SHAPE_AM	-0.054	-0.304	-0.002	-0.083	0.401	1				
IJI	-0.106	0.316	-0.134	0.216	-0.082	-0.130	1			
COHESION	0.779	-0.788	0.804	0.176	0.530	0.179	-0.122	1		
AI	0.783	-0.631	0.782	0.179	0.506	-0.225	0.035	0.885	1	

4.7 Riferimenti bibliografici

- Allen R.F.H., O'Neill R.V. and Hoekstra T.W. 1984. Interlevel relations in ecological research and management. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RM-110, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Anselmi N., Mazzaglia, A., Vannini, A., 2000 The role of endophytes in oak decline. In: Ragazzi, A., Dellavalle I., Moricca, S., Capretti, P., Raddi, P. [Eds.] *Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives*. Accademia Italiana di Scienze Forestali. Firenze, p 129-144.
- Baskent E.Z., Jordan G.A., 1995 Characterising spatial structure of forest landscapes. *Canadian Journal of Forest Research*, 25:1830-1849
- Bianco P. 1958 Querceti a *Quercus trojana* Webb nel territorio di Sammichele di Bari. *Nuovo Giornale Botanico Italiano* 65:43-100
- Bianco P. 1962 Flora e vegetazione della Murge di nord-ovest. *Annali della Facoltà di Agraria dell'Università di Bari* 14:5-186
- Biondi E., Beccarisi L., Casavecchia S., Medagli P., Zuccarello V. 2005 - Completamento delle Conoscenze Naturalistiche di Base in Italia. Carta delle Serie di Vegetazione della Puglia alla scala 1: 250.000. Società Botanica Italiana, Servizio Conservazione della Natura del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.
- Cellerino G.P., Gennaro M., 2000 Drought as predisposing factor in oak decline. In: Ragazzi, A., Dellavalle I., Moricca, S., Capretti, P., Raddi, P. [Eds.] *Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives*. Accademia Italiana di Scienze Forestali. Firenze, 49:157-173
- Choesin D., Boerner R.E.J. 2002 Vegetation boundary detection: A comparison of two approaches applied to field data *Plant Ecology* 158: 85–96
- Corona P. 1999 Valutazione dell'accuratezza tematica in cartografia forestale. *L'Italia Forestale e Montana* 54(39):153-161
- Dorner B., Lertzman K, Fall J., 2002 Landscape pattern in topographically complex landscapes: issues and techniques for analysis. *Landscape Ecology* 17:729-743
- European Environmental Agency 1995 *Europe's Environment. The Dobbris Assessment*. Copenhagen
- Fenaroli L. 1970 Note illustrative della carta della vegetazione reale d'Italia. Collana Verde n. 28 Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste, Roma
- Forman R.T.T. 1995 *Land Mosaics. The ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Forman R.T.T., Godron, M. 1986 *Landscape Ecology*. Wiley, New York.
- Franklin J.F., Forman, R.T.T. 1987 Creating landscape pattern by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1:5-18

- Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E., Hurley M.D. 1986 A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. Environmental Management 10(2):199-214
- Gauch H.G. Jr, 1982 *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press pp298
- Haines-Young R., Chopping M. 1996 Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their applications to forested landscapes. *Progress in Physical Geography* 20:418-445
- Jambu M. 1991. *Exploratory and multivariate data analysis*. Academic Press. NY
- Johnston, C.A., Pastor, J., Pinay, G. 1992 Quantitative methods for studying landscape boundaries. In: Hansen A.J. & Di Castri F. [Eds.] *Landscape Boundaries*. Springer Verlag Berlin -New York 107-123
- King A.W., Johnson A.R. and O'Neill R.V. 1991. Transmutation and functional representation of heterogeneous landscapes. Landscape Ecology 5: 239–253.
- Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., O'Neill R.V., Coleman P.R. 1987 Landscape patterns in disturbed environment. Oikos 48:321-324
- Le Bas C., King D, Jamagne M., Daroussin, J. 1998. The European Soil Information System. In: Heineke H.J., Eckelmann W., Thomasson A.J., Jones R.J.A., Montanarella L., Buckley B. [Eds.] *Land Information Systems: Developments for planning the sustainable use of land resources*. European Soil Bureau Research Report No.4, EUR 17729 EN, 33-42. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Li B.L. 2000 Fractal geometry applications in description and analysis of patch patterns and patch dynamics. *Ecological Modelling* 132 (2000) 33–50
- Li H., Wu J. 2004 Use and misuse of landscape indices Landscape Ecology 19: 389-399.
- Linzalone M. 1955 Boschi misti a Quercus troiana W. A sud di Gioia del Colle. Nuovo Giornale Botanico Italiano 62(3-4):468-475
- Ludwig J.A., Reynolds J.F. 1988 *Statistical Ecology : A Primer on Methods and Computing*. John Wiley and Sons, New York
- Luisi N., Lerario P., 2000 Silvicultural practices for oak decline control. In: Ragazzi A., Dellavalle I., Morrica S., Capretti P., Raddi P. (Eds.) *Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives*. Accademia Italiana di Scienze Forestali. Firenze. p145-155
- Mairota P., Papadimitriou F. 1995 Spatial discontinuities in a southern Italian cultural landscape: Testing a methodology. In: Griffiths G.H. 1995 [Ed.] *Proceedings of the IALE(UK) Fourth Annual Conference: Landscape Ecology: Theory and Application*, 19-20 September 95. Reading, UK pp 102- 109.

- Maranò I., Bianco P. 1955 Danni causati da una brinata sullo strato arboreo ed arbustaceo dei boschi nei dintorni di S. Michele di Bari. Nuovo Giornale Botanico Italiano 62(3-4):485-498
- Martinelli N., Mininni Mv., Bernardoni A., Mairota P., Riccardi A., Carnimeo V.R., Labate L., Lamacchia M.R., Lasalandra F., Maggiore M., Moccia C., Sallustro D., Sisto R., Tedesco C. 2001, *Documento di Programmazione e Normativa per la Redazione del Piano di Settore Territoriale per la Tutela e la Conservazione dell'Area Naturale Protetta A6-Lama San Giorgio (Triggiano)*. Provincia di Bari, Assessorato all'Ecologia all'ambiente e alla Protezione Civile.
- McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C., 2002 FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/fragstats.html.
- McGarigal, K; Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.
- O'Neill R.V. 1979. Transmutations across hierarchical levels. In: Innis G.S., O'Neill R.V. [Eds.] *Systems Analysis of Ecosystems*. pp. 59-78. International Co-operative, Fairland, Maryland, USA.
- Pignatti G. 1998 Struttura del popolamento forestale. In Pignatti S. 1998 *I Boschi d'Italia. Sinecologia e Biodiversità*. UTET Torino, pp 467-476
- Provincia di Bari, CHIEAM-IAMB, Università di Bari, 1999 "Studio per la realizzazione di una carta pedologica di sintesi e di carte derivate applicative per il territorio della Provincia di Bari". Bari
- Rommel T.K., Csillag F. 2003 When are two landscape pattern indices significantly different? J. Geograph. Syst. 5:331-351
- Shannon C.E., Weaver W. 1949 *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, University of Illinois Press.
- Shreve R.L. 1967 Infinite topological random channel networks. Journal of Geology 75:178-186
- Sicoli G., De Gioia T., Luisi N., Lerario P., 1998 Multiple factors associated with oak decline in Southern Italy. Phytopath. Medit. 37:1-8
- Tinker D.B., Resor C.A.C., Beauvais G.P., Kimpfmueller K., Fernandes C.I., Baker W.L., 1998 Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. Landscape Ecology 13:149-165
- Tischendorf L. 2001 Can landscape indices predict ecological process consistently? Landscape Ecology 16:235-254
- Wu J. 1999. Hierarchy and scaling: Extrapolating information along a scaling ladder. Canadian Journal of Remote Sensing 25:367-380.
- Wu J. 2004 Effects of changing scale on landscape pattern analysis: Scaling relations. Landscape Ecology 19: 125-138.

- Wu J. Hobbs R. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. Landscape Ecology 17: 355-365.
- Wu J. Levin S.A. 1994. A spatial patch dynamic modelling approach to pattern and process in an annual grassland. Ecological Monographs 64(4): 447-464.
- Wu J., Loucks O.L. 1995. From balance-of-nature to hierarchical patch dynamics: A paradigm shift in ecology. Quarterly Review of Biology 70: 439-466.
- Wu J., Shen W., Sun W., Tueller P.T. 2002 Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics Landscape Ecology 17: 721-782

5.1 Bioindicatori

Per lo studio della distribuzione areale dei bioindicatori e per la e valutazione delle specificità/preferenze rispetto alla tipologia di vegetazione spontanea si è fatto riferimento allo studio condotto sulla componente faunistica delle biocenosi del bacino della Lama San Giorgio nell'ambito del "Piano di settore territoriale per la tutela e la conservazione dell'area naturale protetta Lama di San Giorgio (BA)" (Martinelli *et al.* 2001). Questo compendia infatti le conoscenze faunistiche a tutt'oggi disponibili su quest'area geografica, rappresentate da un esiguo numero di studi faunistici, peraltro limitati a tematiche specifiche e ad alcune entità faunistiche particolari, e dalle osservazioni e le ricerche degli Autori effettuate tra il 1992 e il 2000 con particolare riferimento alle relazioni tra avifauna e struttura geomorfologica rappresentata dalla lama stessa.

Tale studio fornisce gli elenchi (*check-list*) delle specie di vertebrati la cui presenza è segnalata nell'ambito geografico del bacino idrografico della Lama San Giorgio, costruite sulla base dei dati esistenti. Inoltre contiene i risultati di una campagna di rilievi svolti, con modalità diverse, per le differenti classi di vertebrati, finalizzata alla individuazione delle specie effettivamente presenti nel bacino idrografico della Lama San Giorgio, alla individuazione delle loro priorità di habitat ed alla stima della consistenza delle loro popolazioni. In particolare, per gli uccelli i rilievi sono stati basati su un metodo di "censimento relativo" (Bibby *et al.*, 1992; Tellini Florenzano, 1996) noto come *point counts*, che permette di stimare la consistenza della popolazione (in termini di numero di individui per unità di superficie) di ciascuna specie, e di valutare la composizione relativa della comunità ornitica. È noto dalla letteratura di settore (Bibby *et al.*, 1992; Johnson 1995) che gli indici di abbondanza stimati con il questo metodo siano influenzati da molte variabili (specie, fase fenologica ed etologia delle specie, capacità visiva e uditiva e esperienza dell'osservatore, durata dell'osservazione, stagione, ora del giorno, condizioni atmosferiche, caratteristiche ambientali della stazione di

rilievo, ecc.), e che quindi l'ampiezza della popolazione reale è correlata a quella stimata secondo un coefficiente casuale e variabile (denominato *detection probability*, C,) secondo la relazione $Y=CX$. Tuttavia, nonostante questo limite, in relazione alla sua efficienza per il monitoraggio delle specie più diffuse su aree vaste, il ricorso a questo metodo è molto comune per indagini a scala regionale, nazionale e continentale (Tellini Florenzano, 1996; Marchant *et al.* 1990). Infatti, ai fini della confrontabilità delle osservazioni nello spazio e/o nel tempo, è possibile entro certi limiti standardizzare le condizioni del rilievo per cercare di minimizzare la varianza di C.

Preliminarmente all'utilizzo dei dati rivenienti da questo studio per il presente lavoro, è stato verificato il protocollo di rilievo seguito limitatamente alla classe degli uccelli.

L'analisi della struttura della distribuzione dei punti di rilievo sul territorio è stata necessaria per valutare il livello di irregolarità di tale distribuzione e, quindi, tener conto, ai fini delle elaborazioni statistiche, della possibilità dell'esistenza di una dipendenza spaziale tra i punti di rilievo dovuta alla presenza di cluster. Quest'analisi è stata condotta applicando il metodo dell'indice di Morisita (Morisita, 1959; Cressie, 1993) indicato da Dubois (2000) tra quelli utili a questo fine. È stata analizzata la sia la struttura spaziale dell'insieme dei 60 punti di rilievo ricadenti entro la superficie del transetto bidimensionale, sia quella di un sottoinsieme di 29 punti selezionati in relazione alla loro ubicazione entro la fascia dei 100 m dal ciglio della lama. Gli elementi del transetto bidimensionale stesso sono stati utilizzati come celle rettangolari di uguali dimensioni (δ) e definendo l'indice come (1):

$$I_{\delta} = Q \frac{\sum_{i=1}^Q n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)} \quad (1)$$

in cui N è il numero totale di punti di rilievo considerati, n_i è il numero di punti di rilievo localizzati nella cella *i*-esima, e Q è il numero totale di celle. Secondo

questo metodo, l'indice viene calcolato iterativamente variando la dimensione della cella (in questo caso la dimensione è stata raddoppiata per 4 volte) e il diagramma dei valori assunti dall'indice in funzione della dimensione della cella informa sul grado di contagio (definito in questo caso come la probabilità che due punti ricadano nella stessa cella) dei punti di rilievo. Se la distribuzione dei punti di rilievo nello spazio è regolare, I_8 aumenta fino al valore 1 con l'aumentare delle dimensioni della cella; nel caso di una distribuzione casuale, ma omogenea, I_8 risulta meno dipendente dalla dimensione della cella e la media si attesta intorno al valore 1; se la distribuzione è aggregata, invece I_8 supera il valore 1.

Nel caso dell'insieme dei punti di rilievo è stata verificata la esistenza di una distribuzione casuale e omogenea, mentre nel caso del sottoinsieme si evidenzia, nella media una distribuzione aggregata, che però risulta tale solo alle scale di dettaglio, mentre alla scala dell'intero corridoio è ancora di tipo casuale e omogeneo (figura 5.1).

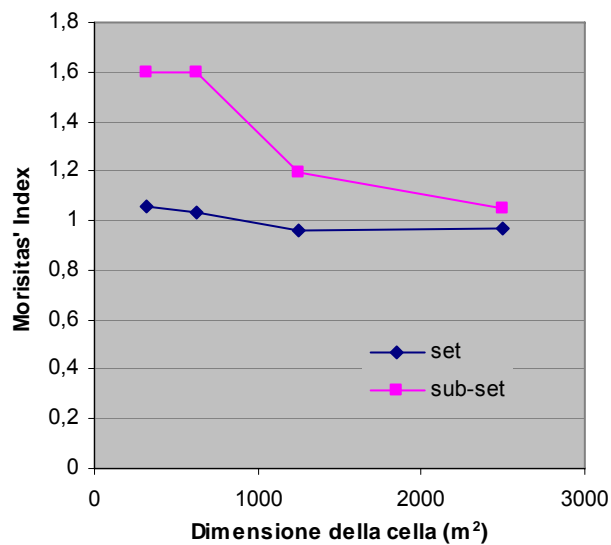


Figura 5.1 – Scalogrammi dell'indice di Morista per il set e il subset di *point counts*, in funzione della risoluzione spaziale.

Per minimizzare la varianza della *detection probability*, i rilevamenti sono stati condotti in un'unica stagione, l'autunno del 2000 (ottobre-dicembre), da un unico osservatore, tra le 5 e le 10 antimeridiane, rilevando i dati mediante interpretazione dei canti e osservazione di animali in volo, entro un raggio di 50 m dall'osservatore, per un tempo di 10 minuti.

Per ciascuna delle specie di uccelli censite infine lo studio indicato fornisce il valore conservazionistico (Lambertini e Tallone, 1995) in termini di *status* biologico, in relazione alle direttive europee in materia di conservazione della natura (tabella 5.1), stimato, analogamente alla procedura seguita per stimare la rarità di una specie (Tellini Florenzano, 1996) considerando la:

- Convenzione di Bonn, del 23 giugno 1979 (ratificata con L. n. 42/83), e successivi aggiornamenti (1991). "Conservazione delle specie migratrici di fauna selvatica";
- Convenzione di Berna, del 19 settembre 1979 (ratificata con L. n. 503/81). "Conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa", con capitoli su Flora, Invertebrati, Anfibi, Rettili, Uccelli, Mammiferi;
- Direttiva "Uccelli", n. 409 del 1979, e successivi aggiornamenti (1991 e 1994). "Conservazione degli Uccelli selvatici";
- Direttiva "Habitat", del 25 maggio 1992 (ratificata con L. n. 357/97 e successive modificazioni). "Conservazione degli habitat naturali e della fauna e flora selvatiche";
- Lista rossa dei Vertebrati in Italia (WWF, 1998).

Per la classe degli uccelli infine, lo studio faunistico di riferimento evidenzia come il basso valore (0,41) del rapporto tra non passeriformi e passeriformi, tra le specie nidificanti, sia indicativo di una condizione ambientale, caratterizzata da un elevato grado di frammentazione degli habitat che non favorisce le specie di maggiori dimensioni.

CAPITOLO 5 – STUDIO DEI BIOINDICATORI

Tabella 5.1 - Modalità di presenza sul territorio e valore conservazionistico delle specie di uccelli censite nel bacino della Lama San Giorgio, utilizzate per la costruzione delle tabelle di necessità di habitat.

Specie	Modalità di presenza	Cat. SPEC	Status europeo	Legge 157/2	Conv. Berna	Conv. Bonn	IC	IP	IC+IP
Allodola (<i>Alauda arvensis</i>)	SB, M, W	3	V	C	III		5	1	7
Ballerina bianca (<i>Motacilla alba</i>)	M, W		S	P	II		0	3	3
Beccamoschino (<i>Cisticola juncidis</i>)	SB		(S)	P	II		0	3	3
Capinera (<i>Sylvia atricapilla</i>)	SB, W, M	4	S	P	II	II	0	4	4
Cappellaccia (<i>Galerida cristata</i>)	SB	3	(D)	P	III		3	3	6
Cardellino (<i>Carduelis carduelis</i>)	SB		(S)	P	II		0	3	3
Cinciallegra (<i>Parus maior</i>)	SB		S	P	II		0	3	3
Cinciarella (<i>Parus caeruleus</i>)	SB	4	S	P	II		0	3	3
Codibugnolo (<i>Aegithalos caudatus</i>)	SB			P	II		0	3	3
Fanello (<i>Carduelis cannabina</i>)	M, SB, W	4	S	P	II		0	3	3
Fiorrancino (<i>Regulus ignicapillus</i>)	M, W	4	S	P	II	II	0	4	4
Fringuello (<i>Fringilla coelebs</i>)	SB, W, M	4	S	C	III		0	1	1
Gazza (<i>Pica pica</i>)	SB		S	C			0	0	0
Gheppio (<i>Falco tinnunculus</i>)	SB	3	D	Pp	II	II	3	5	8
Ghiandaia (<i>Garrulus glandarius</i>)	SB			C			0	0	0
Lui verde (<i>Phylloscopus sibilatrix</i>)	M	4	(S)	P	II	II	0	4	4
Occhiocotto (<i>Sylvia melanocephala</i>)	SB	4	S	P	II	II	0	4	4
Passera scopaiola (<i>Prunella modularis</i>)	M, W	4	S	P	II		0	3	3
Passera d'Italia (<i>Passer italiae</i>)	SB			C			0	0	0
Passera mattugia (<i>Passer montanus</i>)	SB		S	C	III		0	1	1
Pettirosso (<i>Erithacus rubecula</i>)	M, W	4	S	P	II	II	0	3	3
Rampichino									
Regolo (<i>Regulus regulus</i>)	M, W	4	(S)	P	II	II	0	4	4
Saltimpalo (<i>Saxicola torquata</i>)	SB, M, W	3	(D)	P	II	II	3	4	7
Storno (<i>Sturnus vulgaris</i>)	M, W, SB		S	C			0	0	0
Strillozzo (<i>Miliaria calandra</i>)	SB	4	(S)	P	II		0	3	3
Taccola (<i>Corvus monedula</i>)	SB	4	(S)	C			0	0	0
Tordo bottaccio (<i>Turdus philomelos</i>)	M, W	4	S	C	III	II	0	2	2
Usignolo di fiume (<i>Cettia cetti</i>)	SB		S	P	II		0	3	3
Verzellino (<i>Serinus serinus</i>)	SB	4	S	P	II		0	3	3

SB =sedentaria , M = migratore, W = svernante; IP = indice di priorità di conservazione (Tucker e Heath, 1994); IC = indice di protezione (Lambertini 1995).

5.2 Analisi dei bioindicatori al livello interpretativo di sistema idrografico

5.2.1 Metodologia per l'analisi dei bioindicatori al livello interpretativo di sistema idrografico

A questo livello interpretativo, ai fini dello studio della distribuzione areale e valutazione delle specificità/preferenze delle specie ornitiche rispetto alla tipologia di vegetazione spontanea delle specie animali sono stati utilizzati i dati rivenienti dall'intero set di *point counts* (60 punti di rilievo).

Per la maggior parte delle specie censite, sono state costruite, quattro tabelle di necessità di habitat relative alle principali fasi fenologiche del ciclo vitale: habitat riproduttivo, habitat trofico, habitat rifugio, habitat svernamento (tavola 5a) secondo una metodologia proposta per valutare la qualità ambientale del territorio agricolo (Neave *et al.*, 2000). In particolare tra quelle censite sono state utilizzate le cinque specie di anfibi (Tritone italico, Ululone dal ventre giallo, Rospo comune, Rospo smeraldino, Rana comune), una specie di rettili (Testuggine greca), quattro specie di mammiferi (Riccio europeo, Tasso, Volpe, Arvicola) e trenta specie di uccelli (tabella 5.2), scelte tra le sole nidificanti e svernanti dal momento che queste sono le uniche ad utilizzare in maniera continuativa 3-4 mesi all'anno un determinato habitat. A queste si è aggiunto il Falco grillaio (*Falco naumanni*, non svernante, ma nidificante, in relazione al suo *status* di specie globalmente minacciata e per la quale gli habitat idonei stanno subendo in questi anni riduzioni assai sensibili).

Da queste tabelle è stata quindi ricavata una tabella di sintesi (tavola 5b) a partire dalla quale sono stati ricavati:

- per ciascuna specie, il grado di dipendenza da habitat di naturalità (*grado di specializzazione*), definito come il rapporto tra la percentuale delle categorie a carattere di naturalità tra quelle necessarie ed il numero totale di categorie di copertura del suolo idonee, tra quelle presenti. Questo indice è analogo all'indice di “ristrettezza delle esigenze ambientali” (Tellinin Florenzano, 1996 e letteratura ivi citata)¹⁰, e si differenzia da

¹⁰ Questo indice, per la sua formulazione è applicabile solo in Toscana, è basato sulla media dei punteggi (0-0,5-1) assegnati a ciascuna specie da ciascun membro del Comitato Tecnico Scientifico del Centro

questo per la possibilità di ricavarlo oggettivamente anche in altre aree geografiche, pur mantenendone la caratteristica specificità territoriale.

- per ciascuna categoria di copertura del suolo, per tutte le classi di vertebrati, il *grado di valenza ambientale*, definito dal rapporto tra numero di specie per cui ciascuna categoria risulta necessaria e il numero totale delle specie censite.

Quest'ultimo indice è stato calcolato anche per:

- tutte le specie risultate con elevato grado di specializzazione rispetto agli ambienti forestali (specie forestali);
- la sola classe degli Uccelli, tenendo conto di tutte le specie
- la sola classe degli Uccelli, tenendo conto solo delle specie forestali
- la sola classe degli Uccelli, tenendo conto solo delle specie di interesse conservazionistico, discriminate a partire dalla check-list in base al valore mediano della somma tra IC e IP

Per le specie ornitiche, inoltre, il carattere della specializzazione ambientale è stato ulteriormente specificato attraverso l'ordinamento delle specie rispetto alla mediana della valenza ambientale per le specie ornitiche (espressa attraverso una scala da 1 a 9) degli ambienti frequentati da ciascuna specie nel territorio in esame, che indica sinteticamente la valenza ambientale delle categorie di copertura preferite (Tellini Florenzano, 1996). A questo valore stato associato quello della differenza interquartile (IQR) che indica sinteticamente il grado di maggiore o minore adattabilità di una specie (Tellini Florenzano, 1996).

5.2.2 Risultati dell'analisi del l'analisi dei bioindicatori al livello interpretativo di sistema idrografico

Per le quarantuno specie di vertebrati, di cui trentuno Uccelli, per i quali è nota la presenza nel bacino idrografico della Lama San Giorgio, attraverso l'indice di specializzazione sono state evidenziate le specificità/preferenze rispetto alle

Ornitologico Toscano (associazione che riunisce tutti coloro che si occupano di ornitologia con metodi scientifici della regione).

categorie di uso del suolo presenti, con particolare riferimento alle tipologie di vegetazione spontanea (tabella 5.2).

Sebbene al livello interpretativo del sistema idrografico la comunità ornitica sia dominata da specie legate ad agroecosistemi e ad ambienti a maggior grado di antropizzazione, ventuno specie di vertebrati (51%), tra cui tredici specie di Uccelli (32%) sono risultate specialiste ($N/T \geq \text{mediana} = 0,56$) di habitat forestali, nel senso che questa tipologia di habitat rappresenta l'habitat maggiormente idoneo o cruciale per lo svolgimento del ciclo vitale, confermando le informazioni sulla biologia delle singole specie rivenienti dalla letteratura.

Per ciascuna delle categorie di copertura del suolo sono stati calcolati (tabella 5.3):

- l'indice di valenza ambientale medio (riferito a tutte le specie);
- l'indice di valenza ambientale per le specie forestali (riferito alle specie forestali di tutte le classi);
- l'indice di valenza ambientale per gli uccelli (riferito a tutte le specie ornitiche);
- indice di valenza ambientale per gli uccelli forestali (riferito a tutte le specie ornitiche forestali);

l'indice di valenza ambientale delle specie di uccelli di maggiore interesse conservazionistico (riferito a tutte le specie ornitiche di interesse conservazionistico).

CAPITOLO 5 – STUDIO DEI BIOINDICATORI

Tabella 5.2 – Indice di specializzazione delle specie di vertebrati.

Classe di vertebrati	Specie	T%	N%	N/T
Anfibi	Tritone italico	5	5	1,00
Anfibi	Ululone dal ventre giallo	20	20	1,00
Anfibi	Rospo comune	25	25	1,00
Anfibi	Rana comune	5	5	1,00
Rettili	Testuggine greca	15	15	1,00
Mammiferi	Tasso	30	25	0,83
Uccelli	Passera scopaiola	25	20	0,80
Uccelli	Usignolo di fiume	25	20	0,80
Uccelli	Fanello	45	35	0,78
Uccelli	Codibugnolo	35	25	0,71
Uccelli	Fiorrancino	35	25	0,71
Uccelli	Rampichino	35	25	0,71
Uccelli	Regolo	35	25	0,71
Uccelli	Tordo bottaccio	35	25	0,71
Uccelli	Cinciallegra	40	25	0,63
Uccelli	Cinciarella	40	25	0,63
Uccelli	Lui verde	40	25	0,63
Anfibi	Rospo smeraldino	50	30	0,60
Mammiferi	Riccio europeo	50	30	0,60
Uccelli	Occhiocotto	60	35	0,58
Uccelli	Capinera	45	25	0,56
Uccelli	Gazza	80	40	0,50
Uccelli	Ghiandaia	50	25	0,50
Uccelli	Pettiroso	60	30	0,50
Mammiferi	Volpe	70	35	0,50
Mammiferi	Arvicola	30	15	0,50
Uccelli	Verzellino	65	30	0,46
Uccelli	Cardellino	70	30	0,43
Uccelli	Gheppio	70	30	0,43
Uccelli	Saltimpalo	35	15	0,43
Uccelli	Fringuello	60	25	0,42
Uccelli	Passero mattugio	60	25	0,42
Uccelli	Allodola	25	10	0,40
Uccelli	Strillozzo	25	10	0,40
Uccelli	Ballerina bianca	60	20	0,33
Uccelli	Beccamoschino	30	10	0,33
Uccelli	Cappellaccia	30	10	0,33
Uccelli	Passero d'Italia	70	20	0,29
Uccelli	Sorno	55	10	0,18
Uccelli	Grillaio	35	5	0,14
Uccelli	Taccola	20	0	0,00
Mediana				0,56

T% percentuale delle categorie di uso del suolo idonee rispetto a quelle presenti nel bacino; N% percentuale delle categorie di uso del suolo di tipo foresatle tra quelle idonee presenti nel bacino

Tabella 5.3 – Indice di valenza ambientale delle categorie di copertura del suolo.

Classe di copertura del suolo corine code	specie				
	tutte	forestali	ornitiche	ornitiche forestali	ornitiche i.c.
111	0,24	0,00	0,32	0,00	0,25
112	0,44	0,14	0,52	0,15	0,50
131	0,12	0,00	0,13	0,00	0,25
141	0,66	0,62	0,77	0,85	0,50
211	0,29	0,00	0,35	0,00	0,75
221	0,20	0,05	0,23	0,08	0,00
223	0,49	0,48	0,61	0,69	0,00
241	0,41	0,14	0,45	0,15	1,00
242	0,66	0,38	0,71	0,38	1,00
311	0,73	0,86	0,74	1,00	0,50
321	0,39	0,24	0,39	0,15	1,00
322	0,66	0,90	0,65	1,00	0,75
333	0,07	0,00	0,10	0,00	0,25
411	0,20	0,29	0,06	0,08	0,00

Si nota come le coperture del suolo di tipo forestale (311 e 322), rappresentino l'habitat di elezione per la generalità delle specie considerate. A valenza ambientale elevata risultano anche ambienti agricoli complessi in cui predomina la componente arborea (242), le stesse colture arboree permanenti (223) e le coperture di verde urbano. Relativamente importati ($U/T > \text{mediana}$) risultano i tratti di territorio agricolo misto, in cui predomina la componente erbacea (241) e le zone a edificato non compatto. Conformi preferenze ambientali evidenzia il contingente di tutte le specie ornitiche considerate.

Quando si considerano le sole specie “specialiste” degli ambienti forestali, si evidenzia una maggiore valenza degli ambienti forestali appartenenti alle fisionomie della macchia e delle gariga rispetto a quelle del bosco. Inoltre si conferma, in un contesto caratterizzato da limitata estensione e frammentazione degli habitat di tipo forestale, l'importanza per il mantenimento delle popolazioni animali alla scala di paesaggio, degli ambienti di verde urbano, delle colture permanenti e dell'agricoltura complessa, che per certi aspetti possono svolgere un ruolo vicariante rispetto agli ambienti forestali. Inoltre si manifesta l'importanza delle zone umide (411) e delle formazioni di prateria (321), che rappresentano per molte specie habitat complementari a quello principale.

Preferenze ambientali abbastanza simili evidenziano le specie ornitiche forestali, anche se per queste maggiore importanza assumono i territori dell'agricoltura complessa e mista, relativamente più estensivi, diversificati e caratterizzati da nuclei di naturalità anche di limitata estensione e, a causa dell'abbandono colturale, da fasi iniziali di processi di successione secondaria, rispetto a quelli delle colture permanenti. Queste specie inoltre appaiono meno legate alle zone umide e più legate agli ambienti dell'edificato non compatto.

Piuttosto differenti sono invece le esigenze di habitat delle specie ornitiche di interesse per la conservazione. Sebbene infatti per queste risultino importanti gli ambienti forestali del tipo macchia, gariga e prateria, habitat preferenziali sono soprattutto gli ambienti dell'agricoltura complessa e mista e grande rilievo assumono i seminativi (211), mentre relativamente meno idonei risultano i boschi e le coperture a verde urbano.

Nel caso del territorio in esame risulta (figura 5.2) che alle specie ornitiche definite forestali, in base all'indice di specializzazione, sono associati valori elevati della mediana e bassi della differenza interquartile, che tra loro evidenziano un elevato grado di correlazione negativa (Pearson = -0.814), indicando, in generale, che le specie che prediligono ambienti a più elevata valenza ambientale sono anche quelle meno adattabili.

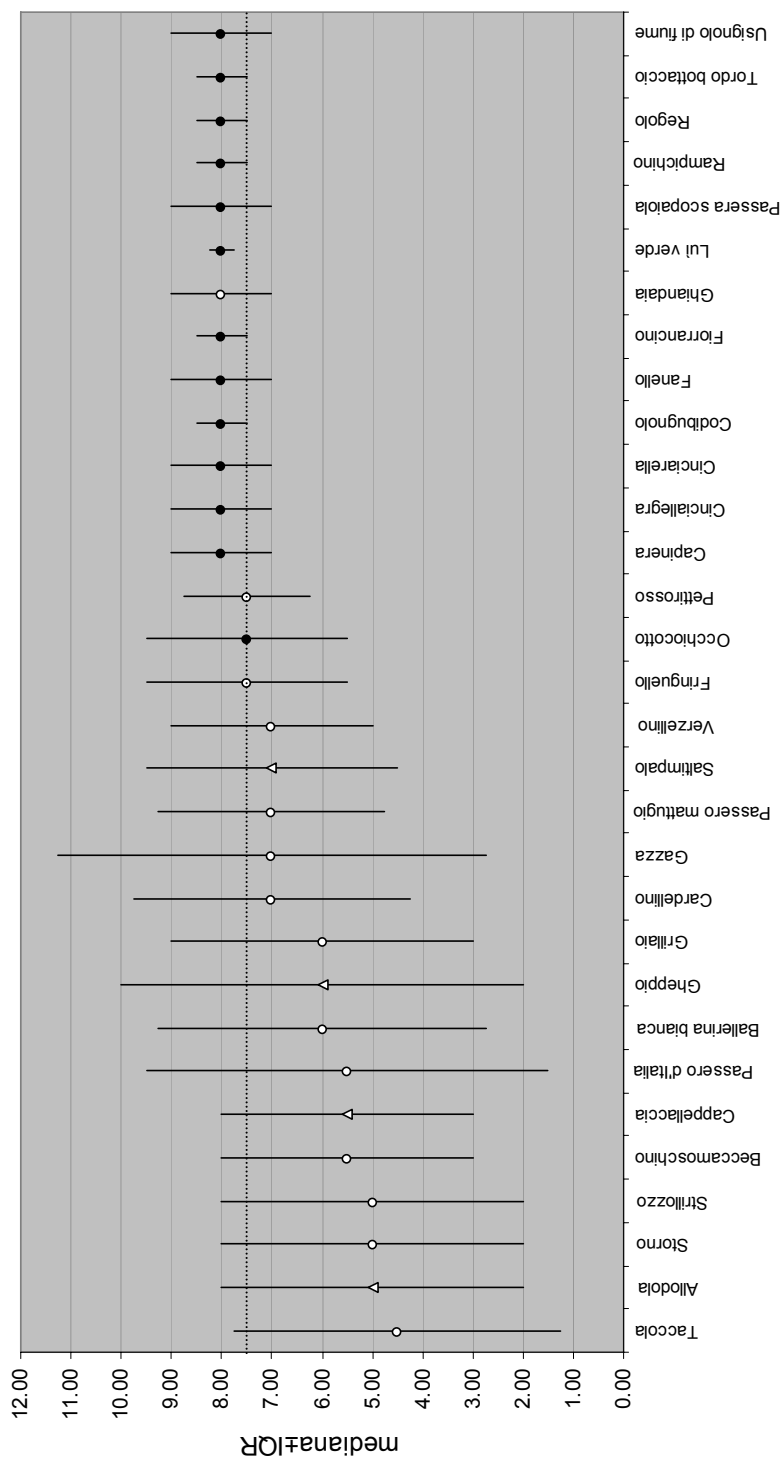


Figura 5.2 – Ordinamento delle specie ornitiche in funzione del grado mediano di valenza ambientale delle categorie di copertura del suolo preferite da ciascuna specie, cui è associato il grado di adattabilità di ciascuna specie (barre di errore).

5.3 Analisi dei bioindicatori alla livello interpretativo di corridoio ripariale

5.3.1 *Metodologia per l'analisi dei bioindicatori livello interpretativo di corridoio ripariale*

Al livello interpretativo del corridoio ripariale, l'analisi è stata finalizzata a caratterizzare il legame tra vegetazioni forestali del corridoio ripariale e specie forestali, e sono stati utilizzati i dati rivenienti dal sub-set di *point counts* (29 punti di rilievo localizzati nella fascia dei 100 m dal ciglio, focalizzando l'attenzione sulla classe degli uccelli.

Questi dati riportano la presenza di trenta specie, le stesse censite dall'intero set di *point counts*, per le quali sono state calcolate le abbondanze relative.

È stato effettuato un confronto tra le abbondanze relative delle specie censite in stazioni di rilievo ubicate all'interno o in prossimità di habitat di tipo forestale con quelle delle stazioni in cui tale habitat era assente. Per tale confronto è stato utilizzato il test T di Student tra il valore medio delle abbondanze delle stazioni con e senza habitat forestali.

La diversità delle comunità ornitiche (espressa attraverso l'indice di diversità di Shannon, piuttosto che in termini di ricchezza, proprio per tener conto delle specie più rare) è stata correlata con la percentuale relativa di coperture del suolo a carattere forestale, utilizzando il test non parametrico di Spearman (r_s).

Infine la diversità delle comunità ornitiche delle diverse tipologie di paesaggio individuate (capitolo 4) è stata confrontata con la diversità del paesaggio stesso, anche in questo caso espressa attraverso l'indice di diversità di Shannon. Il test utilizzato per questo confronto è stato quello di Kruskal Wallis.

Infine è stato adottato un indice analogo da quello proposto da Sitzia *et al.* (2003) per valutare il pregio floristico dei tipi forestali del Trentino. In questo caso l'indice è stato applicato per valutare il pregio avifaunistico delle specie forestali del corridoio ripariale. Questo indice è stato calcolato (2) come la sommatoria su tutte le m specie ornitiche forestali (specie di interesse) del rapporto del numero di rilievi in cui la i -esima specie è presente (n_{pi}) e il numero complessivo dei rilievi (n_r). Si nota che il valore dell'indice dipende dal numero delle specie di interesse

(S) e non dal numero dei rilievi, e varia tra 0 (nessuna delle specie di interesse è presente in nessun rilievo) e S (tutte le specie di interesse sono presenti in tutti i rilievi):

$$\sum_{s=1}^m \frac{n_p}{n_r} \quad (2)$$

L'indice di pregio dell'avifauna forestale, è stato calcolato alla scala di corridoio considerando sia la matrice paesistica del corridoio stesso, utilizzando quindi l'intero set di *point counts* disponibile per il transetto bidimensionale (60 *point counts*), sia considerando il solo corridoio (fascia dei 100 m dal ciglio), utilizzando il sub-set di *point counts* ivi ricadenti (29 *point counts*).

5.3.2 Risultati dell'analisi del l'analisi dei bioindicatori livello interpretativo di corridoio ripariale

I valori delle abbondanze delle trenta specie ornitiche censite (figura 5.3) variano tra 0.01 e 6.67 ind./ha (media±sd=1.61±1.92). Anche questo livello interpretativo il 33% delle specie sono “forestali” e sono state censite solo in connessione con questo tipo di ambienti. In questi ambienti inoltre queste specie risultano dominanti, con valori di abbondanza compresi tra 0.07 e 4.78 ind./ha (media±sd=2.62±1.68). In questi contesti l'abbondanza media delle specie forestali risulta significativamente maggiore che quella delle specie degli agroecosistemi (Student T-test, t=2.178, df=28, p=0.038)

Inoltre si evidenzia come valori più bassi di diversità delle comunità ornitiche si osservino in connessione con una maggiore dominanza areale alla scala di corridoio delle coperture forestali. Sebbene ciò non risulti statisticamente significativo, è indicativo di una situazione di frammentazione e della tendenza delle specie specialiste ad avere in questo tipo di habitat popolazioni più grandi.

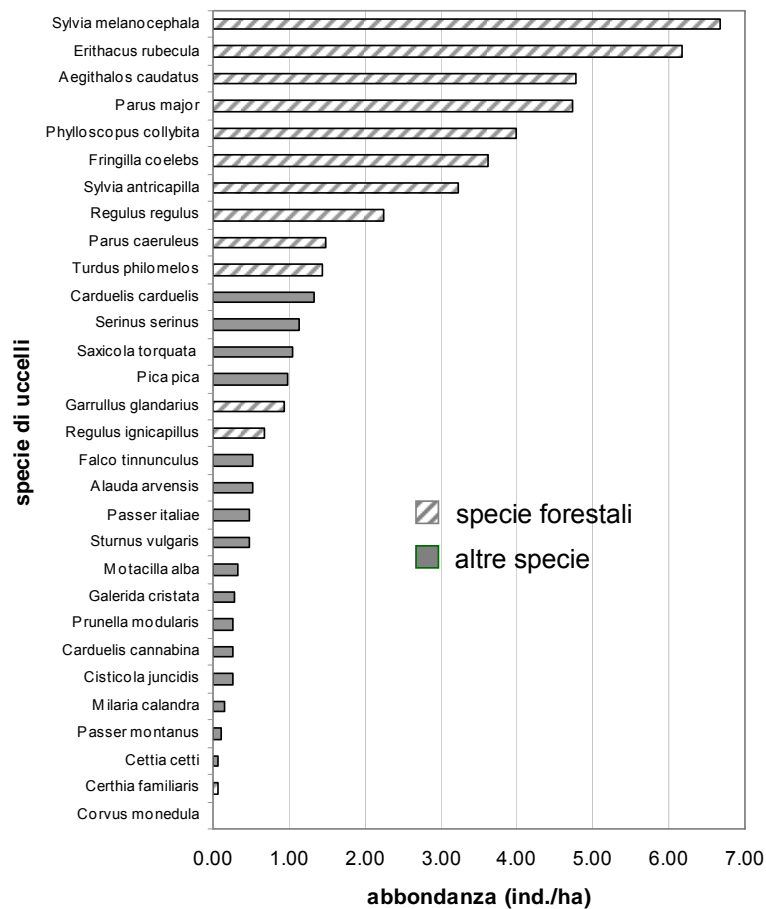


Figura 5.3 – Abbondanza delle specie ornitiche.

La diversificazione delle comunità ornitiche lungo il transetto riflette la differenziazione dei tipi di paesaggio e sottopaesaggio individuati (figure x, Kruskal Wallis test, χ -square= 2.806, df=4, $P=0.591$), con una chiara segregazione tra i valori della diversità del gruppo di paesaggi 1-5, 6-10 e 11-20, rispetto a quello 21-22. Si conferma inoltre anche la segregazione tra i sottopaesaggi interni al paesaggio 11-20 (11-16 e 17-20). Una diminuzione della diversità di specie ornitiche si osserva procedendo dalla costa verso l'interno passando dal paesaggio 6-10 al 11-20 (figura 5.4). Sebbene non emerga una relazione significativa, questo indicherebbe una la condizione di maggior disturbo del paesaggio (maggiore antropizzazione) possa esprimersi attraverso una maggiore diversità del paesaggio cui corrisponde quella della comunità ornitica.

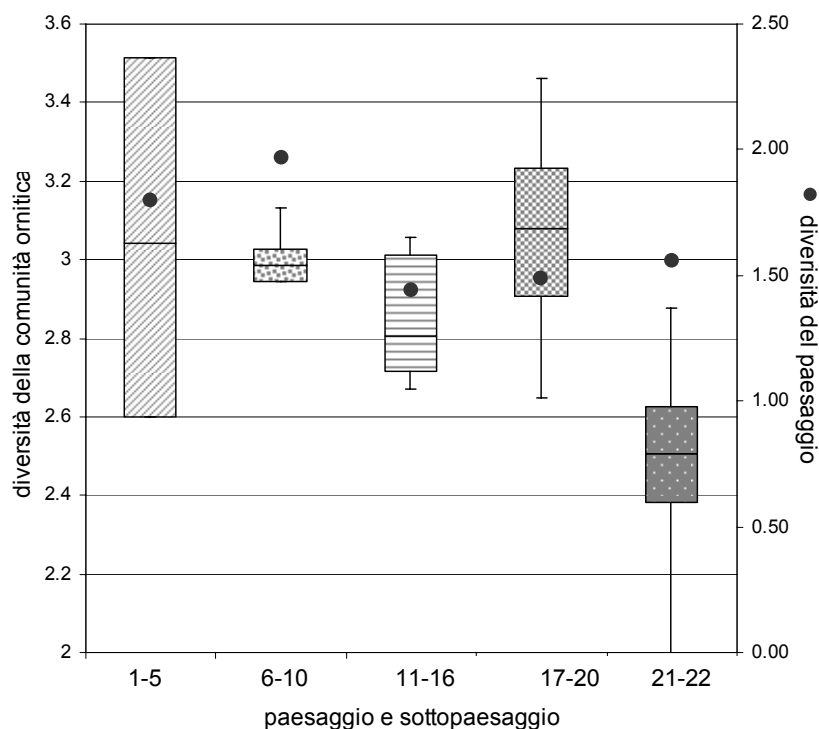


Figura 5.4 –Boxplot affiancati per la diversità delle comunità di specie ornitiche nei paesaggi e sottopaesaggi. In corrispondenza di ciascuno di essi è indicato il valore dell'indice di diversità del paesaggio.

Per quanto riguarda il pregio relativo all'avifauna forestale, alla scala di matrice del corridoio ripariale, esso risulta minore (3,78, pari al 29% circa di quello massimo) di quello della scala del corridoio, calcolato considerando la fascia dei 100 m dal ciglio della lama (5,15, pari al 40% circa di quello massimo).

5.4 Analisi dei bioindicatori livello interpretativo di segmento di corso d'acqua

5.4.1 Metodologia per l'analisi dei bioindicatori livello interpretativo di segmento di corso d'acqua

Al livello interpretativo del segmento di corridoio ripariale, l'analisi è stata rivolta alla valutazione dell'importanza ornitologica (con particolare riferimento alle specie forestali) relativa dei segmenti e a comprendere le relazioni tra questo parametro e la composizione e la configurazione del paesaggio.

Per quanto riguarda i segmenti, dall'insieme campionario descritto nel § 4.5, sono stati estratti alcuni segmenti (4, 5, 6, 7, 8, 9, 11) nei quali ricadeva almeno uno dei *point counts* del sub-set (tabella 5.4). Questi coprono circa il 70% della lunghezza e della estensione totale dei segmenti. Rispetto al totale lunghezza, estensione, ampiezza del ciglio e pendenza delle sponde, mostrano valori medi maggiori. I primi due di questi parametri mostrano anche una variabilità maggiore rispetto al totale dei segmenti, mentre minore risulta la variabilità degli altri due parametri.

Tabella 5.4 – Descrizione dell'insieme campionario per lo studio dei bioindicatori al livello interpretativo del segmento di corso d'acqua.

id	tipo di paesaggio	sotto tipo di paesaggio	elemento transetto	superficie (ha)	lunghezza (m)	ampiezza del ciglio (m)	pendenza media delle sponde (%)	point count (id)	point count (n)
4	11-20	17-20	18-17	127,01	3.864	405	3,63	2-3	2
5	11-20	11-16	14-13	81,58	3.158	309	1,79	5	1
6	11-20	11-16	12	24,53	684	404	2,3	6	1
7	11-20	11-16	12	18,18	561	360	3,94	11-12	2
8	6-10		9	41,23	1.200	402	5,22	13	1
9	6-10		8	18,52	698	437	3,66	14-15-16	3
11	1-5		2	52,69	1.871	432	2,7	20-24-25-26-27	5
totale				363,74	12.036				15
percentuale sul totale segmenti				69,97	70				
media				51,96	1.719	392,71	3,32		2,14
st.dev				40,08	1.318	44,62	1,15		1,46
totale segmenti				519,88	17.265				
media				43,32	1.439	382,1	2,91		
st.dev				32,32	1.068	49,06	1,38		

Per quanto riguarda i dati relativi all'avifauna sono stati utilizzati quelli dei 15 *point counts* ricadenti nei segmenti indicati. Il fatto che non tutti i segmenti contengano *point counts* e che alcuni segmenti contengano più *point counts* è dovuto alla struttura della distribuzione di questo insieme campionario, descritta nel § 5.1, che a questa scala appunto manifesta un tipo di distribuzione aggregata. Questo naturalmente costituisce un limite, soprattutto in relazione alla non proporzionalità del numero di *point counts* per segmento rispetto alle dimensioni (lunghezza e ampiezza) del segmento stesso, che può comportare problemi di sottostima, nei segmenti più lunghi e di dipendenza spaziale dei punti di campionamento, anche se l'interdistanza (> 100 m) tra i punti, in relazione alle dimensioni delle specie censite, dovrebbe mettere al riparo da quest'ultimo problema.

Nella consapevolezza di questo limite, che comunque si ritiene non debba portare a sovrastime, le analisi sono state condotte considerando per ciascun segmento la media dei valori dei *point counts* in esso ricadenti.

Per valutare il pregio avifaunistico di questo insieme di segmenti rispetto all'intero corridoio ripariale, questo indice (§ 5.3) è stato calcolato anche a questo livello interpretativo.

Inoltre, per ciascuno di questi *point counts*, a partire dagli indici di valore conservazionistico (che esprime la rarità di una specie) e quello di specializzazione di ciascuna specie, sono stati calcolati due indici proposti da Tellini Florenzano (1996) e da questo Autore denominati indici di qualità ambientale.

Il primo di questi indici, denominato di rarità, è calcolato per ogni *point count* come la somma (in questo caso è stata calcolata la media, per svincolarlo dalla dipendenza dalla ricchezza di specie) dei punteggi di valore conservazionistico (IC+IP) delle specie rilevate. Questo indice *«fornisce una valutazione sintetica del valore ornitologico in senso stretto dell'area considerata»* e *«consente di stabilire l'importanza di un territorio per la conservazione dell'avifauna»* (Tellini Florenzano 1996). L'indice di rarità calcolato come somma degli indici di valore conservazionistico delle specie rilevate può variare nel caso in esame tra 0 (nessuna specie rilevata nel *point count*) e 90 (tutte le specie rilevate nel *point count*) con un valore mediano pari a 3,00 e di IQR pari a 2,00).

Il secondo indice, calcolato come media degli indici di specializzazione ambientale delle specie rilevate, fornisce un'indicazione circa il grado di specializzazione dell'intera comunità di uccelli di quel particolare territorio. Un elevato valore di questo indice sta a significare la presenza di molte specie con esigenze ambientali ristrette, che è l'espressione di un territorio relativamente più ospitale, ovvero, rispetto alle particolari esigenze delle specie di interesse, a maggiore qualità ambientale (Tellini Florenzano 1996). L'indice di specializzazione ambientale della comunità può variare nel caso in esame tra 0 (nessuna specie rilevata nel *point count*) e 1 (tutte le specie rilevate nel *point count*) con un valore di mediano pari a 0,50 e di IQR pari a 0,29).

Questi indici, per ciascun segmento, sono stati confrontati attraverso un'analisi di correlazione non parametrica (Spearman) con gli indici di configurazione del paesaggio computati al *landscape* e al *class (311) level* nel (§4.5).

5.4.2 *Risultati dell'analisi dell'analisi dei bioindicatori livello interpretativo di segmento di corso d'acqua*

L'indice di pregio avifaunistico relativo alle specie forestali risulta maggiore (5,53, 43% circa di quello massimo) rispetto a quello della scala del corridoio fascia dei 100 m.

L'indice di rarità (ir) e l'indice di specializzazione ambientale della comunità (isa), per i segmenti considerati risultano in media relativamente bassi e poco variabili (tabella 5.5).

Tabella 5.5 – Confronto tra gli indici di qualità ambientale (ir e isa) e quelli di diversità (H) e di ricchezza di specie (d).

	ir	isa	H	d
4	3,01	0,50	3,040	8,500
5	2,80	0,54	3,620	12,000
6	3,44	0,51	2,900	8,000
7	2,60	0,51	2,760	7,000
8	3,33	0,57	3,500	12,000
9	2,56	0,57	2,843	7,000
11	2,91	0,56	2,884	7,600
mediana	2,91	0,54	2,90	8,00
iqr	0,55	0,05	0,52	3,83

La mediana e l'IQR di questa tabella si riferiscono alla variabilità interna, i valori di riferimento per la valutazione della posizione relativa dell'indice sono quelli indicati nel § 5.4.1

Tali indici, inoltre non sono influenzati né dalla diversità della comunità ornitica (indice di diversità (H) di Shannon), né dalla sua ricchezza di specie (indice di ricchezza di specie (d) di Simpson) (tabella 5.5).

La circostanza che essi non siano correlati né tra loro (tabella 5.6), conferma, anche a livello di comunità quanto emerso a livello di specie, ovvero che le comunità costituite da specie mediamente più rare non sono necessariamente le comunità a maggior grado di specializzazione.

Tabella 5.6 – Matrici di correlazione tra gli indici di qualità ambientale (*ir* e *isa*) e quelli di diversità (*H*) e di ricchezza di specie (*d*).

	<i>ir</i>	<i>isa</i>	<i>H</i>	<i>d</i>
<i>ir</i>	1			
<i>isa</i>	-0,104	1		
<i>H</i>	0,287	0,298	1	
<i>d</i>	0,380	0,285	0,990	1

Per quanto riguarda le relazioni tra gli indici *H*, *ir* e *isa* e, con i LPI

— al *landscape level* (tabella 5.7):

- si conferma anche a questa scala l'aumento della diversità della comunità ornitica all'aumentare della frammentazione;
- si verifica che l'*ir* non è influenzato dalla configurazione del paesaggio, mentre l'*isa*, che risulta sensibile (aumenta al diminuire del) al contagio e all'interdispersione, cioè alla presenza di matrici paesistiche dominate da coperture relativamente poco idonee rispetto a matrici più porose per la presenza di coperture maggiormente idonee;

— al *class level* (tabella 5.7):

- la diversità della comunità ornitica aumenta anche all'aumentare della frammentazione e della interdispersione delle *patch* di bosco,
- l'*ir* non è influenzato dalla configurazione del paesaggio, mentre l'*isa*, debolmente correlato alla dominanza areale delle coperture a bosco, aumenta all'aumentare della coesione spaziale e dell'interdispersione (pervasività delle *patch* di bosco in matrici dominate da coperture relativamente poco idonee).

Tabella 5. 7– Matrici di correlazione tra gli indici di qualità ambientale (ir e isa) e quelli di diversità (H) e di ricchezza di specie (d), al landscape e al class level

	ir	isa	H	PD	LPI	ED	AREA_AM	SHAPE_AM	CONTAG	IJI	COHESION	SHDI	AI
ir	1												
isa	-0,104	1											
H	0,287	0,298	1										
PD	0,312	-0,412	0,617	1									
LPI	-0,111	0,409	-0,088	-0,627	1								
ED	0,349	-0,447	0,610	0,992	-0,655	1							
AREA_AM	-0,183	0,429	-0,410	-0,672	0,373	-0,623	1						
SHAPE_AM	0,333	-0,178	-0,113	0,143	-0,623	0,243	0,364	1					
CONTAG	-0,216	-0,603	-0,640	-0,317	0,169	-0,250	0,379	0,206	1				
IJI	0,256	0,666	0,383	-0,107	-0,148	-0,112	-0,061	0,122	-0,772	1			
COHESION	-0,229	0,413	-0,643	-0,993	0,608	-0,983	0,703	-0,087	0,307	0,116	1		
SHDI	0,313	-0,011	-0,120	0,105	-0,746	0,165	0,130	0,851	-0,166	0,491	-0,049	1	
AI	-0,309	0,405	-0,584	-0,968	0,736	-0,987	0,532	-0,368	0,247	0,064	0,957	-0,287	1

	ir	isa	H	PLAND	PD	LPI	ED	AREA_AM	SHAPE_AM	IJI	COHESION	AI
ir	1											
isa	-0,104	1										
H	0,287	0,298	1									
PLAND	-0,174	0,501	0,139	1								
PD	-0,129	-0,358	0,629	-0,334	1							
LPI	-0,127	0,454	0,123	0,997	-0,351	1						
ED	-0,208	0,240	0,799	0,458	0,656	0,428	1					
AREA_AM	-0,088	0,454	-0,215	0,550	-0,562	0,559	-0,065	1				
SHAPE_AM	0,167	-0,129	0,146	-0,358	0,185	-0,330	-0,100	0,305	1			
IJI	0,154	0,830	0,653	0,116	0,051	0,071	0,352	0,045	0,056	1		
COHESION	-0,301	0,698	0,042	0,889	-0,409	0,857	0,370	0,552	-0,524	0,277	1	
AI	-0,207	0,632	-0,042	0,765	-0,444	0,731	0,252	0,445	-0,671	0,233	0,958	1

5.6 Riferimenti bibliografici

- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. 1992 *Bird census techniques*. British Trust for Ornithology - The Royal Society for the Protection of Birds. London
- Cressie, N. 1993. *Statistics for spatial data*. John Wiley & Sons, Chicester
- Dubois G. 2000 How representative are samples in a sampling network? Journal of Geographic Information and Decision Analysis 4(1):1-10
- Johnson D.H. 1995 Point counts of birds: what are we estimating? In: Ralph C.J., Sauer J.R., Droege S., [Eds] *Monitoring bird populations by point counts*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Berkeley, California. General Technical Report PSW-GTR-149. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/birds/ptcounts/index.htm> Pages 117-123 (Version 05OCT2000).
- Lambertini M., Tallone G., 1995 Una strategia di azione per la conservazione dell'avifauna. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XXII: 399-401
- Marchant J.H., Hudson R., Carter P.S., Whittington P. 1990 Population trends in british breeding birds. British Trust for Ornithology - Nature Conservancy Council. Trig.
- Martinelli N., Mininni Mv., Bernardoni A., Mairota P., Riccardi A., Carnimeo V.R., Labate L., Lamacchia M.R., Lasalandra F., Maggiore M., Moccia C., Sallustro D., Sisto R., Tedesco C. 2001, *Documento di Programmazione e Normativa per la Redazione del Piano di Settore Territoriale per la Tutela e la Conservazione dell'Area Naturale Protetta A6-Lama San Giorgio (Triggiano)*. Provincia di Bari, Assessorato all'Ecologia all'ambiente e alla Protezione Civile.
- Morisita, M. 1959. *Measuring of the dispersion and analysis of distribution patterns*. Memoires of the Faculty of Science, Kyushu University, Series E. Biology. 2: 215-235.
- Neave P., Neave E., Weins, T., Riche T., 2000 Availability of Wildlife Habitat on Farmland. In: McRae T., Smith C.A.S., Gregorich, L.J. [Eds.] 2000 *Environmental Sustainability of Canadian Agriculture: Report of the Agri-Environmental Indicator Project*. Agriculture and Food Canada. Ottawa, Ontario. p.145-156.
- Sitzia T., Odasso M., Sottovia L., Zanella A., 2003 Un'applicazione della tipologia forestale del trentino ai piani di assestamento. Atti del III Congresso Nazionale Società Italiana di Selvicoltura Viterbo 18-21 Ottobre 2001.
- Tellini Florenzano G. 1996 *Gli Uccelli della Val di Cecina*. Regione Toscana – Comunità montana della Val di Cecina.
- Tucker G.M., Heath M.F. 1994 *Birds in Europe. their conservation status*. BirdLife Conservation Series n.3. BirdLife International, Cambridge.

Valutazione del grado di qualità ambientale

6.1 Valutazione del grado di qualità ambientale

Il dibattito sulla valutazione della qualità ambientale dei sistemi fluviali mediante indicatori, sviluppatosi a partire dai primi anni ottanta, ha portato alla revisione significativa delle metodologie che, inizialmente basate su soli indicatori di tipo biologico (*Extended Biotic Index*, (Ghetti, 1997), si avvalgono oggi di anche di indicatori naturalistico-ecologici (*Riparian Channel and Environmental Inventory* Petersen, 1992; *Riparian Habitat Survey* SEPA, 2003; Indice di Funzionalità Fluviale, Siligardi *et al.* 2000; *Buffer Strip Index*, *Wild State Index*, Braioni e Penna, 1998), e paesistici (*Environmental Landscape Index* Braioni e Penna, 1998). Questi metodi, fondati sul rilievo di un numero insieme di parametri (prevalentemente qualitativi) su unità campionarie (peraltro definite in dettaglio solo per *Buffer Strip Index*, *Wild State Index* e *Riparian Habitat Survey*) dell'ordine del 50-100 m, e su sistemi di assegnazione di punteggi (*scoring*), tuttavia, appaiono adatti all'analisi di livelli interpretativi di maggior dettaglio, quale in particolare quello del tratto di corso d'acqua, piuttosto che ad un livello interpretativo di tipo territoriale, quale quello dell'intero sistema idrografico, corridoio ripariale e segmento di corridoio. L'impiego a questi livelli interpretativi dei metodi di valutazione citati richiederebbe infatti un notevole investimento campionario tra l'altro non giustificato relativamente alla difficoltà di convertire dati qualitativi in dati (anche debolmente) quantitativi adatti al trattamento statistico.

Pertanto, al fine di valutare la qualità ambientale relativa del territorio circostante il corridoio ripariale nell'ambito delle transizioni riconoscibili (mediante la *MSW analysis*) lungo il suo sviluppo longitudinale, si è preferito, a questo livello di analisi, far ricorso ad un metodo cartografico.

6.2 Metodologia per la valutazione del grado di qualità ambientale

In particolare si è fatto riferimento alla metodologia proposta da Pizzolotto e Brandmayr (1996) che consiste:

- in una riclassificazione delle categorie di copertura del suolo secondo un gradiente di degrado ambientale decrescente, stabilito da questi Autori in funzione della sensibilità relativa dei coleotteri Carabidi, anch'essi importanti indicatori ambientali (Stork 1990; Brandmayr 1983; Pizzolotto 1994, McGeoch 1998; Kromp e Paoletti, 1999), esteso dalle coperture del suolo a forte determinismo antropico a quelle a più elevata naturalità, in una scala a 9 classi (da 1 a 9) di naturalità (tabella 6.1). Per questo gruppo tassonomico tuttavia non esistono per l'area in esame appositi studi relativi alla effettiva distribuzione, necessità di habitat, consistenza delle popolazioni e caratteristiche delle comunità. Pertanto in relazione alla riconosciuta sensibilità delle singole specie, come delle comunità dei Carabidi ai fattori di regolazione dell'ecosistema, tra cui quelli influenzati dalla contaminazione del biotopo con inquinanti, tale gruppo è stato utilizzato come riferimento per il confronto con quello degli uccelli. Quindi, le successive elaborazioni sono state condotte sia sul gradiente di qualità ambientale relativo ai Carabidi (ILCc), sia su quello riferito alle specie ornitiche forestali, anche'esso espresso in una scala da 1 a 9 (ILCu) tabella 6.1);
- in una sintesi grafica, definita dagli Autori *Graphical Pattern of Landscape Conservation State* (GPLC), delle informazioni fornite dalla carta derivata, ottenuta diagrammando le percentuali cumulate di territorio occupate da ciascuna categoria, ordinate secondo il grado di degrado crescente;
- nel computo di un indice sintetico (1) del grado di conservazione, ottenuto come misura dell'area sottostante la curva di GPLC, e definito come *Index of Landscape Conservation* (ILC). Questo indice, che varia tra 0 e 1, è proporzionale all'importanza relativa delle coperture a maggior grado di naturalità. Ai fini dell'interpretazione, per analogia alle metodologie del BSI/WSI e del IFF, alle quattro categorie ($ILC > 70$, $60 \leq ILC \leq 70$, $50 \leq ILC \leq 60$, $40 \leq ILC \leq 50$) proposte dagli Autori ne è stata aggiunta una quinta ($ILC < 40$) e a ciascuna categoria sono stati assegnati similmente sia

un livello ed un giudizio di qualità, sia un colore convenzionale (tabella 6.2).

Tabella 6.1 – Qualità ambientale delle coperture del suolo per i carabidi (ILCc) e per gli uccelli forestali (ILCu).

codice CLC	descrizione	ILCc	ILCu
111	tessuto urbano continuo	1	1
112	tessuto urbano discontinuo	1	2
112	tessuto urbano discontinuo e aperto	2	2
122	reti stradali	1	1
131	cave, discariche e altre arre artificiali non associate a usi agricoli	2	1
141	verde urbano	3	8
211	seminativi	4	1
221	signeti	3	1
223	oliveti e altre colture arboree	5	7
241	agricoltura mista a prevalenza di colture erbacee	4	2
242	complessi di vegetazione agricola	5	4
311	boschi aperti e boscaglie	9	9
311	formazione di latifoglie termofile	9	9
311	siepi, filari e fasce boscate	7	9
321	vegetazione a prevalenza di specie erbacee	6	2
322	macchie	7	8
322	garighe	7	8
333	spazi con vegetazione quasi nulla	2	1
411	zone umide	8	2

Tabella 6.2 – Classi di qualità ambientale.

$$A = \sum_{i=1}^{nc} x_i - 100$$

$$A_{\max} = 100 * (nc - 1) \quad (1)$$

$$ILC = 1 - (A / A_{\max})$$

con nc = numero categorie.

	livello di qualità	giudizio di qualità
ILC > 70	I	buono
60 ≤ ILC ≤ 70	II	discreto
50 ≤ ILC ≤ 60	III	medio
40 ≤ ILC ≤ 50	IV	modesto
ILC < 40	V	scarso

La metodologia è stata applicata a diverse scale spaziali. Mantenendo costante la grana (risoluzione spaziale della carta di copertura del suolo con *smallest mappable unit*, SMU = 0,5 ha) è stata variata l'estensione territoriale, per permettere di evidenziare variazioni del GPLC e del ICL dipendenti dalla differente influenza del corridoio ripariale alle diverse scale. Le diverse estensioni corrispondono all'intero sistema/bacino idrografico, al transetto bidimensionale (matrice del corridoio ripariale), alla fascia dei 100 m dal ciglio (corridoio ripariale) e al segmento di corso d'acqua.

In particolare nel caso del transetto bidimensionale la metodologia è stata applicata a ciascuno degli elementi, e, nel caso della fascia dei 100 metri, a ciascuno dei poligoni individuati dall'intersezione di tale fascia con gli elementi del transetto bidimensionale.

Nel caso del livello interpretativo del segmento di corso d'acqua, valgono anche in questo caso le scelte (definizione dell'insieme campionario) e le questioni (dipendenza dalla scala della eterogeneità spaziale, grana ed estensione, considerazione della complessità topografica) spaziale metodologiche precisate nel §4.5.1. Pertanto i valori degli indici ICL a questo livello interpretativo si riferiscono allo stesso *set* di segmenti ed alla stessa ri-classificazione della copertura del suolo utilizzata per il computo degli LPI. A questo livello interpretativo, attraverso matrici di correlazione (Pearson, $p \leq 0.05$) sono state studiate le relazioni tra la qualità ambientale di ciascun segmento con le caratteristiche fisiografiche del corso d'acqua (ampiezza del ciglio, intesa come distanza tra le sponde, e pendenza media delle sponde) del segmento stesso. Inoltre, sia attraverso matrici di correlazione, sia analisi delle componenti principali (PCA), si è approfondito lo studio delle relazioni tra la qualità ambientale e la configurazione del paesaggio e cercato di ordinare i segmenti di diversa qualità ambientale in funzione degli indici di LPI.

6.3 Risultati della valutazione del grado di qualità ambientale ai livelli interpretativo di sistema idrografico e corridoio ripariale

L'applicazione della metodologia proposta da Pizzolotto e Brandmayr (1996), oltre alla ovvia compilazione di una carta del livello di naturalità derivata da quella della copertura del suolo per tutta l'estensione del bacino idrografico e del corridoio ripariale, permette di:

- ottenere il GPLC e computare l'ILC per l'intero corridoio ripariale alla scala del transetto (matrice), del buffer dei 100 m dal ciglio (corridoio) e per ciascuno dei diversi tipi di paesaggio (figura 6.1), e del segmento;
- localizzare, nell'ambito dei tipi di paesaggio, evidenziati mediante la *MSW technique*, porzioni a differente livello di naturalità (tavola 6);
- verificare la differente caratterizzazione dei tipi di paesaggi individuati anche relativamente all'ICL ai due livelli interpretativi e alle diverse scale.

Sia al livello interpretativo di bacino, sia a quella del corridoio, la qualità ambientale risulta, per i Carabidi come per gli uccelli forestali di livello modesto o scarso (ICLc bacino = 0,40, ICLc transetto 0,38; ICLu bacino 0,35, ICLu transetto = 0,40) per la relativa dominanza di coperture del suolo ad alto e medio determinismo antropico e ridotta importanza delle componenti a maggior grado di naturalità. Questa invece è più elevata alla scala del ciglio e influenza positivamente il valore dell'indice (ICLc ciglio 0,48; ICLu ciglio 0,40), risultando in un più elevato livello di qualità ambientale soprattutto nel caso dei Carabidi.

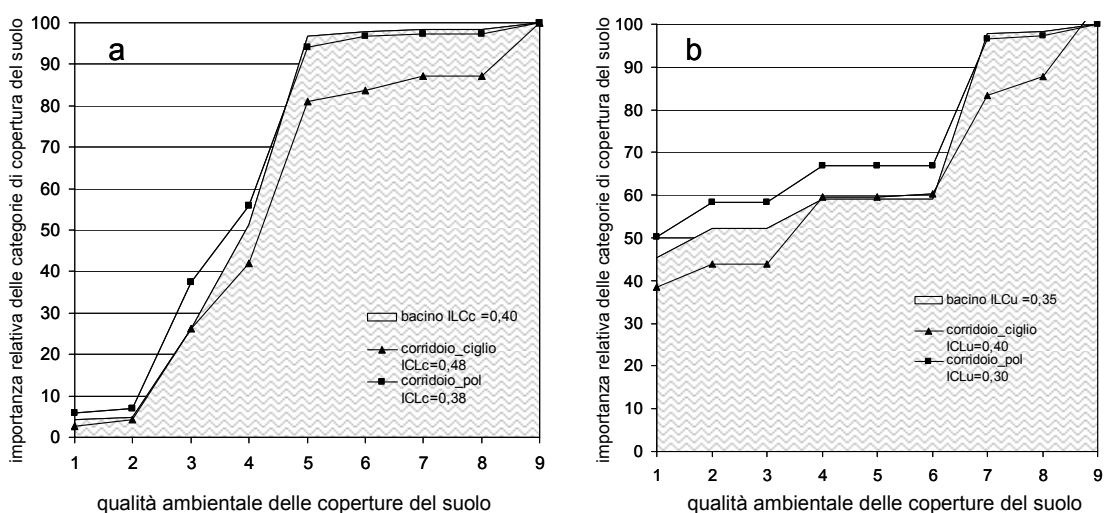


Figura 6.1 - *Graphical Pattern of Landscape Conservation State (GPLC)* per il bacino idrografico e il corridoio ripariale relativi ai carabidi (a) e agli uccelli forestali (b).

Come atteso, si verifica l'esistenza di una relazione positiva tra i valori dell'ICL, sia nel caso dei Carabidi (ICLc), sia nel caso degli uccelli forestali (ICLu), computati per i singoli elementi del transetto e del buffer del ciglio (figura 6.2). In altre parole la qualità ambientale della matrice, influenza direttamente quella del corridoio.

Quando si confrontano tra loro l'ILCc e l'ILCu al livello interpretativo del corridoio ripariale, se alla scala della matrice (transetto) si evidenzia una correlazione significativa, invece, scendendo alla scala del ciglio, il grado di questa correlazione diminuisce sensibilmente (figura 6.3).

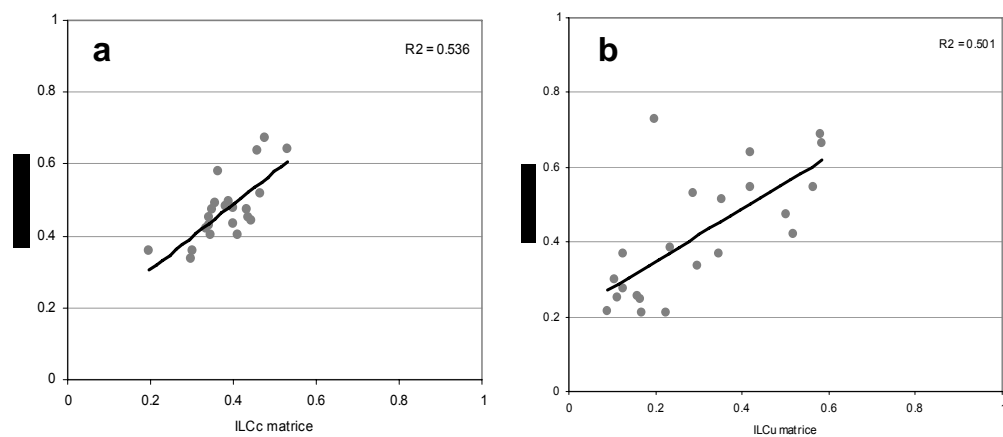


Figura 6.2 – Relazioni tra gli indici di qualità ambientale delle due scale spaziali del corridoio ripariale (matrice e ciglio) per i carabidi (a) e gli uccelli forestali (b).

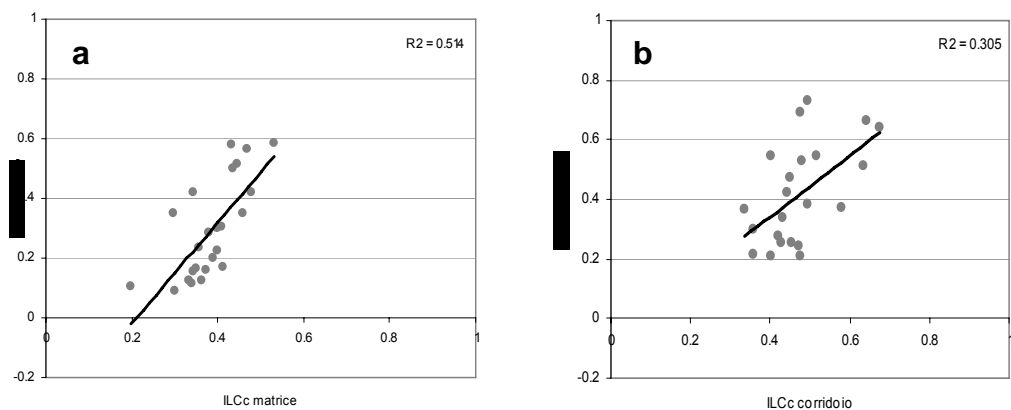


Figura 6.3 – Relazioni tra gli indici di qualità ambientale relativi ai carabidi e gli uccelli forestali alle due scale spaziali del corridoio ripariale: matrice (a) e ciglio (b).

Questa divergenza nel passaggio di scala, sembra evidenziare come mentre per valutazioni alla per la scala territoriale di contesto possa essere ritenuto sufficiente il ricorso a bioindicatori non specifici rispetto al problema di interesse, ad una scala territoriale di maggior dettaglio sia necessario basare tale valutazione su bioindicatori specifici.

La tavola 6 mostra, sia per la qualità ambientale valutata rispetto ai carabidi, sia rispetto agli uccelli forestali, la classificazione degli elementi del transetto e del ciglio secondo il livello di qualità ambientale, anche per tipo di paesaggio e sottopaesaggio, il GPLC e il computo dell'ILC. Si evidenzia, in entrambi i casi, alla scala del transetto una maggiore uniformità in termini di qualità ambientale

degli elementi che lo compongono, e dei tipi di paesaggio individuati dalle transizioni della *MSW*, rispetto alla scala del ciglio.

In particolare, alla scala del transetto tutte le tipologie di paesaggio, nel caso della qualità ambientale valutata rispetto agli uccelli forestali, si attestano intorno al livello scarso (1-5, 6-10, 11-20 e 21-22, con ICLu rispettivamente pari a 0,37, 0,15, 0,33 e 0,38), non discostandosi dal modello dell'intero corridoio a questa scala. Lo stesso si osserva considerando la qualità ambientale valutata rispetto ai carabidi, laddove tutte le tipologie di paesaggio si attestano intorno al livello scarso (1-5, 6-10, con ICLc rispettivamente pari a 0,38 e 0,33) o modesto (11-20, 21-22, con ICLc pari a 0,40 e 0,43).

In entrambi i casi, a questa scala, si nota una differenziazione relativamente ai sottopaesaggi interni al paesaggio 11-20, più marcata nel caso degli uccelli forestali, con il primo (11-16) di qualità ambientale scarsa (ICLu pari a 0,21) e il secondo (21-22) di qualità ambientale media (ICLu pari a 0,50), più lieve nel caso dei carabidi, con il primo (11-16) di qualità ambientale scarsa (ICLc pari a 0,37) e il secondo (21-22) di qualità ambientale modesta (ICLu pari a 0,45).

Alla scala del ciglio, invece, in entrambi i casi, si nota una maggiore differenziazione rispetto al modello dell'intero corridoio, verso livelli più bassi di qualità ambientale per i paesaggi 1-5 e 6-10 (con ICLc rispettivamente pari a 0,42 e 0,41 e con ICLu rispettivamente pari a 0,37 e 0,23) e verso livelli relativamente più alti per i paesaggi 11-20 e 21-22. Nel caso dei carabidi entrambi questi paesaggi risultano di qualità ambientale media (con ICLc rispettivamente pari a 0,54 e 0,52), mentre nel caso degli uccelli forestali, il primo ha qualità ambientale modesta (ICLu pari a 0,47), il secondo invece qualità ambientale media (ICLu pari a 0,55). La valutazione rispetto agli uccelli forestali, quindi, a questa scala, permette di evidenziare un più distinto gradiente costa-interno.

Riguardo ai sottopaesaggi interni al paesaggio 11-20, a questa scala nel caso dei carabidi non si conferma la differenza evidenziata alla scala del transetto ed entrambi questi sottopaesaggi (11-16 e 17-20) risultano di qualità ambientale media (ICLc pari rispettivamente a 0,53 e 0,57). Tale differenziazione invece si ripropone nel caso degli uccelli forestali per i quali la qualità ambientale dei

sottopaesaggi è rispettivamente scarsa (ICLu pari a 0,37) e media (ICLu pari a 0,64).

Questi andamenti sono confermati dal confronto (figura 6.4) della variabilità dei valori dell'ICL per i singoli elementi del transetto (box plot in grigio) e del ciglio (box plot in bianco). Nel caso della valutazione di qualità ambientale rispetto ai carabidi, si evidenziano differenze significative tra i diversi paesaggi solo alla scala del ciglio. L'indice di qualità ambientale relativo agli uccelli forestali, invece, permette di differenziare i tipi di paesaggio già alla scala di matrice di corridoio ripariale. Analogamente, l'indice ottenuto rispetto ai bioindicatori specifici permette di cogliere, a entrambe le scale, le differenze tra sottopaesaggi. In particolare, nell'ambito del tipo di paesaggio 11-20, si conferma la significatività della differenza tra i due sottopaesaggi (11-16 e 17-20) individuati da una transizione secondaria dalla *MSW* (figura 4.12 capitolo 4).

Tutto questo conferma ulteriormente l'ipotesi di una maggiore qualità ambientale del corridoio ripariale rispetto al contesto e in particolare quella delle “sezioni” di corso d'acqua, in funzione della presenza e configurazione delle vegetazioni ripariali, verificata alla scala di segmento (§ 4.5) e attraverso i bioindicatori (capitolo 5).

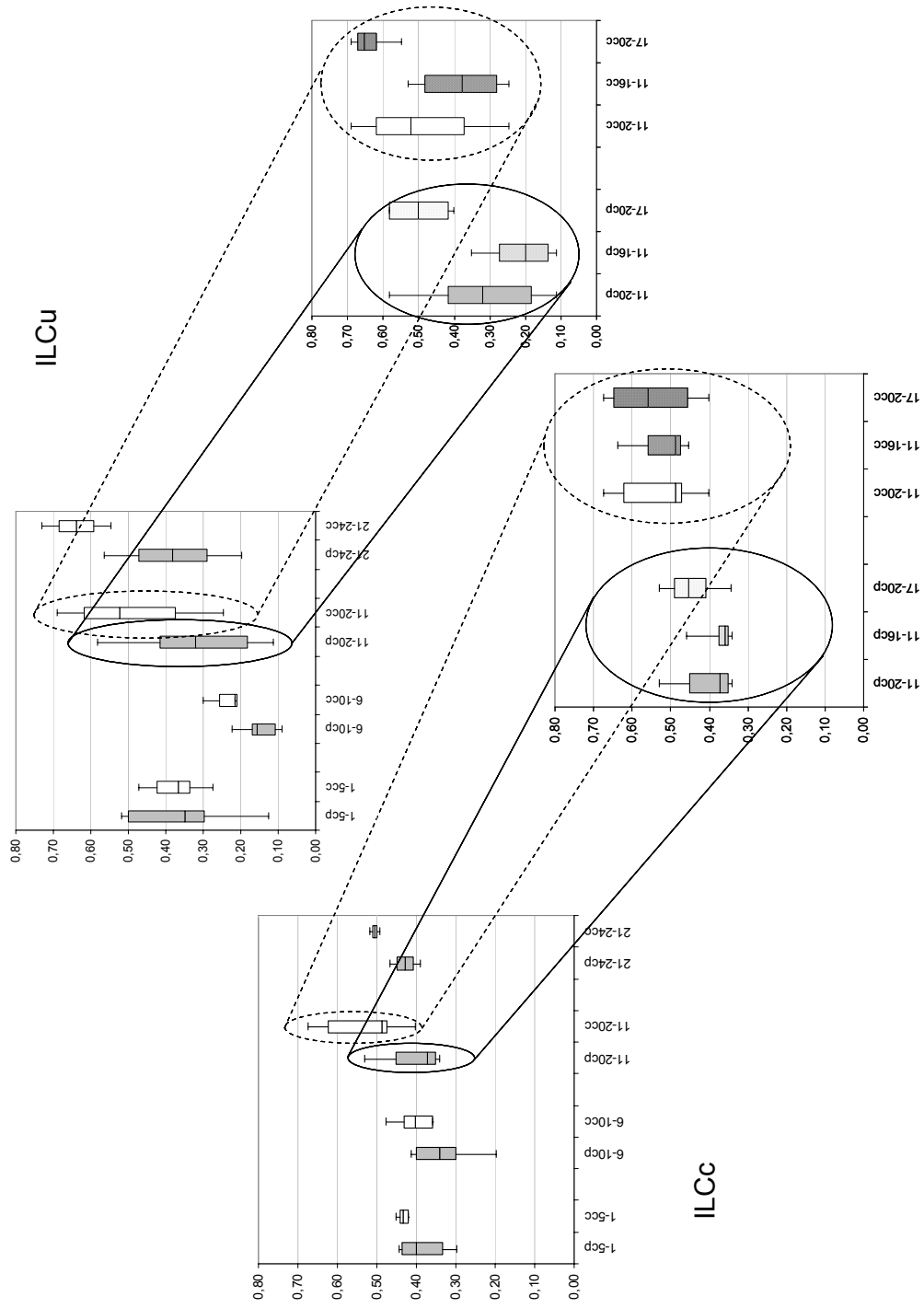


Figura 6.4 – Variabilità dei valori di ICLc e ICLu per la matrice del corridoio ripariale (box blot in grigio) e del ciglio (box plot in bianco).

6.4 Risultati della valutazione del grado di qualità ambientale al livello interpretativo di segmento di corso d’acqua

La correlazione ($p \leq 0.05$) tra gli ILC di ciascun segmento, ottenuti sia rispetto ai carabidi sia rispetto agli uccelli forestali, e l’ampiezza media del ciglio e le caratteristiche fisiografiche del ciglio non è risultata significativa (tabella 6.3). Ciò conferma indirettamente la maggiore influenza antropica rispetto a quella morfodinamica sul determinismo di questi paesaggi. L’attesa relazione tra ILC del corridoio, corrispondente alla “sezione” in cui è compreso il segmento e quello del corridoio, corrispondente al segmento stesso, si manifesta solo per gli indici ottenuti rispetto ai carabidi, mentre ILCu (ottenuto per i segmenti rispetto agli uccelli forestali) mostra una relazione positiva con l’ICLc (ottenuto per i carabidi) a livello di intera sezione. Una relazione positiva si evidenzia anche tra superficie e lunghezza del segmento.

Tabella 6.3 – Matrice di correlazione tra gli indici di qualità ambientale e le caratteristiche fisiografiche dei segmenti di corridoio.

$p \leq 0.05$	ILCc corridoio ciglio	ILCc corridoio segmento	ILCu corridoio ciglio	ILCu corridoio segmento	superficie (ha)	lunghez za	ampiez za ciglio	pendenza
ILCc corridoio ciglio	1							
ILCc corridoio segmento	0.944	1						
ILCu corridoio ciglio	0.312	0.304	1					
ILCu corridoio segmento	0.676	0.558	0.459	1				
superficie (ha)	0.500	0.332	-0.424	0.472	1			
lunghezza	0.418	0.251	-0.438	0.440	0.982	1		
ampiezza ciglio	-0.120	-0.030	-0.426	-0.389	-0.155	-0.252	1	
pendenza	0.411	0.461	-0.059	0.053	0.060	-0.040	0.302	1

La tabella 6.4, estratta dalla matrice di correlazione tra gli ILC di ciascun segmento, ottenuti sia rispetto ai carabidi (ILCc) sia rispetto agli uccelli forestali (ILCu), e i LPI computati al *landscape level* per ciascun segmento, mostra le relazioni (attese) tra la qualità ambientale e alcuni degli indici di configurazione del paesaggio. In particolare si evidenzia la sensibilità (relazione positiva, significativa in entrambi i casi) dell’indice di qualità del paesaggio e l’indice di coesione, che indica la maggiore o minore connessione spaziale delle *patch*

omologhe. In entrambi i casi è anche significativa la relazione negativa tra indice di qualità ambientale e gli indici di densità delle *patch* (PD) e densità dei margini (ED), che esprimono una condizione di maggiore o minore frammentazione. L'ILCu, inoltre, si dimostra più sensibile rispetto ad altri indici di *landscape pattern*, quali quelli indicanti la presenza di *patch* di maggiori dimensioni (LPI e AREA_AM) e la connessione spaziale tra le *patch* (CONTAGION), mostrando con questi una relazione significativa diretta, e quello di diversità (SHDI), con il quale mostra una relazione significativa indiretta.

Tabella 6.4 – Relazioni tra indici di qualità ambientale e indici di landscape pattern.

<i>p</i> 0.05	ILCc	ILCu
PD	-0.714	-0.722
LPI	0.376	0.757
ED	-0.600	-0.713
AREA_AM	0.412	0.856
SHAPE_AM	-0.017	0.287
IJI	-0.251	-0.061
COHESION	0.668	0.718
AI	0.492	0.345
CONTAG	0.009	0.569
SHDI	-0.370	-0.617

Gli indici di qualità ambientale ILCc e ILCu, sono, inoltre, stati utilizzati come variabili supplementari nella analisi di corrispondenza (PCA) di cui al § 4.5. Le variabili supplementari, non vengono considerate nel computo delle componenti principali, ma possono essere rappresentate nel diagramma generato dai fattori (figura 6.5), risultando utili per la comprensione dei rapporti riconditi tra le variabili stesse. Nel presente caso le variabili supplementari, ILCc e ILCu, risultano correlate negativamente alla prima componente principale, confermando come la qualità ambientale sia negativamente influenzata da un tipo di struttura paesistica caratterizzato da eterogeneità e frammentazione del paesaggio.

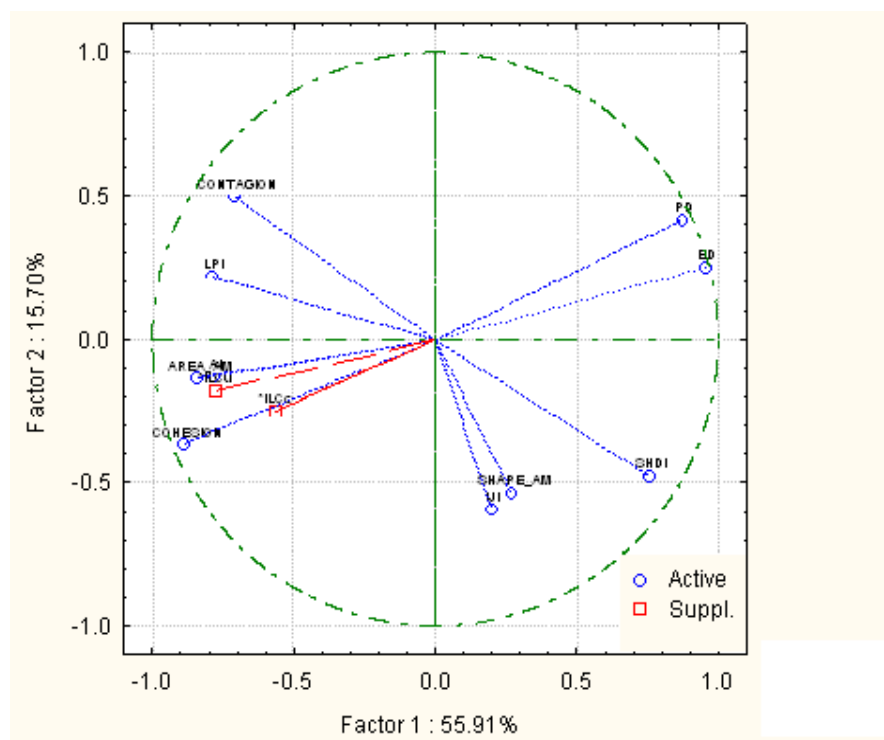


Figura 6.5 – Diagramma delle variabili originarie (in blu) e di quelle supplementari (in rosso) rispetto alle prime due componenti principali.

Se si considera (figure 6.6 e 6.7) l'ordinamento dei segmenti rispetto ai due primi fattori della PCA (presentato nella figura 4.20), si verifica, sia nel caso degli indici di qualità ambientale ottenuti rispetto ai carabidi sia rispetto agli uccelli forestali, come nel primo quadrante siano disposti tutti (ILCc) o più della metà (ILCu) dei segmenti a scarsa qualità ambientale (rosso). Nel secondo quadrante, per ILCc sono disposti due segmenti a modesta qualità ambientale (arancione), ma anche quello a media qualità ambientale (giallo), mentre per ILCu un segmento di qualità ambientale media (giallo), uno di qualità modesta (arancione) e uno di qualità ambientale scarsa (rosso). Nel terzo quadrante per ILCc sono presenti due segmenti di qualità ambientale discreta (verde) ed uno di qualità modesta (arancione), e per ILCu un segmento di qualità ambientale discreta (verde) e due di qualità modesta (arancione). Nel quarto quadrante, per ILCc è presente un segmento a qualità ambientale discreta (verde) ed uno a qualità ambientale modesta (arancione), per ILCu un segmento a qualità ambientale discreta (verde) ed uno a qualità ambientale scarsa (rosso).

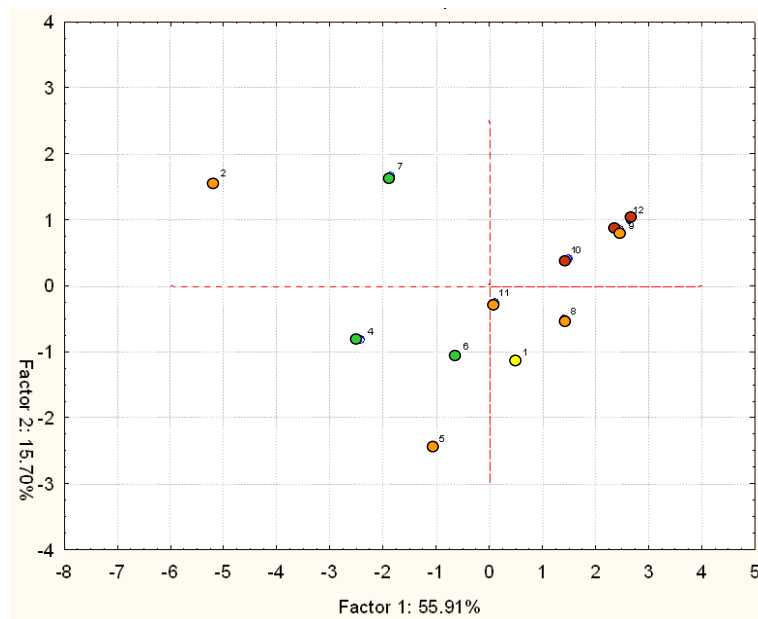


Figura 6.6 - Ordinamento dei segmenti rispetto ai primi due fattori della PCA, ottenuta per gli indici di *landscape pattern*, classificati in base all'indice di qualità ambientale computato rispetto alle esigenze ambientali dei carabidi (ILCc).

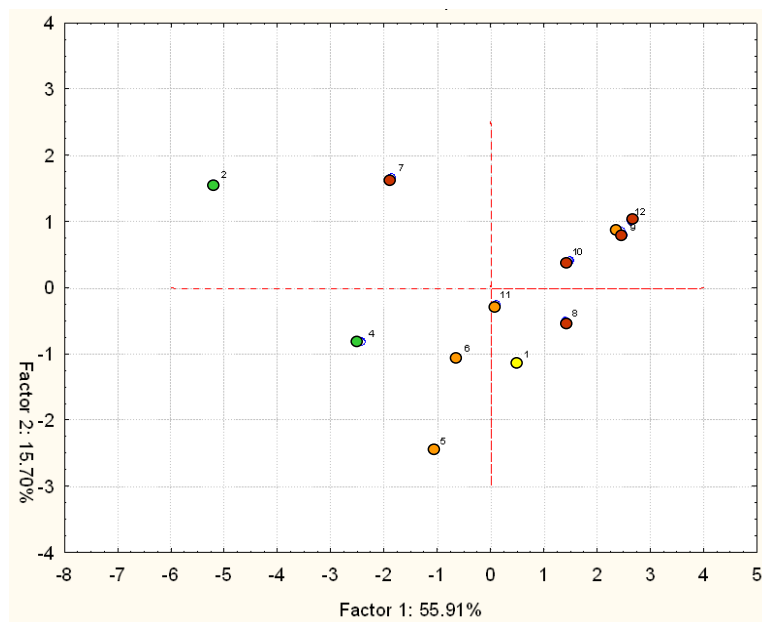


Figura 6.7 - Ordinamento dei segmenti rispetto ai primi due fattori della PCA, ottenuta per gli indici di *landscape pattern*, classificati in base all'indice di qualità ambientale computato rispetto alle esigenze ambientali degli uccelli forestali (ILCu).

Questa disposizione sembrerebbe riflettere un gradiente di qualità ambientale crescente (scarsa, modesta e discreta), dal primo al terzo quadrante.

Tale gradiente diviene più evidente quando gli indici di qualità ambientale, ILCc e ILCu, siano considerati (in alternativa l'uno dell'altro) come variabili originarie (e non più supplementari) nella PCA (figure 6.8 e 6.9).

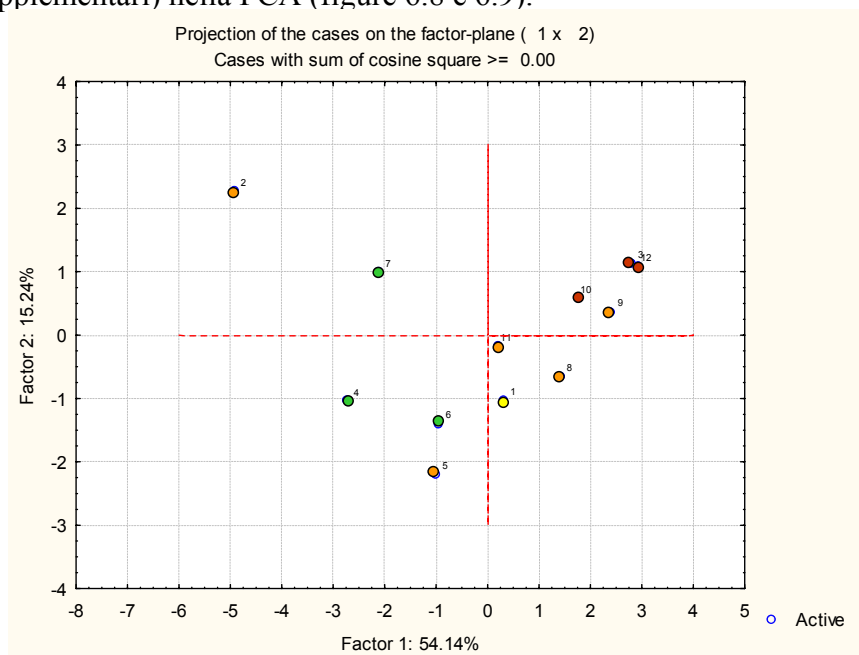


Figura 6.8 - Ordinamento dei segmenti rispetto ai primi due fattori della PCA, ottenuta per gli indici di landscape pattern e all'indice di qualità ambientale computato rispetto alle esigenze ambientali dei carabidi (ILCc), classificati in base a quest'ultimo.

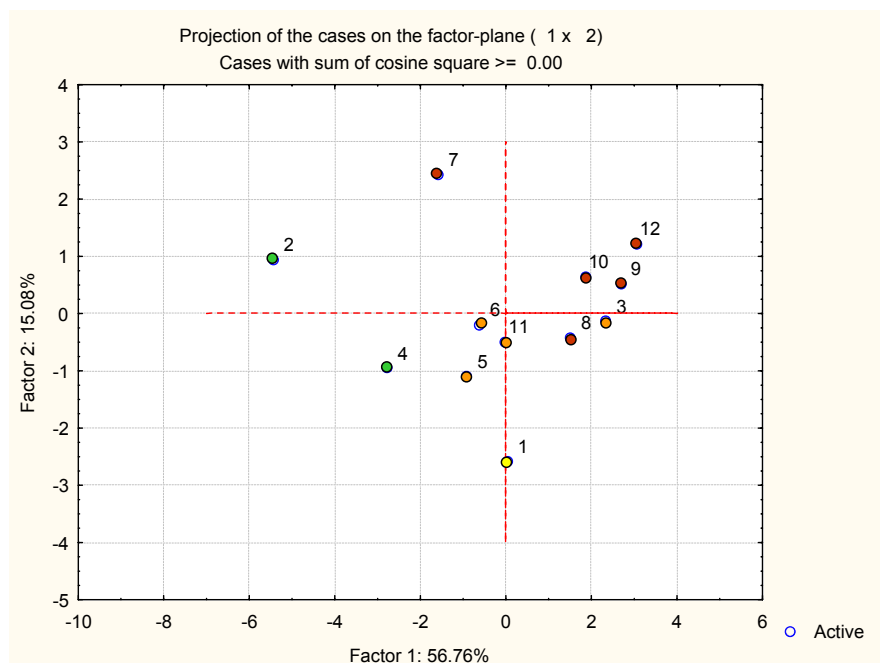


Figura 6.9 - Ordinamento dei segmenti rispetto ai primi due fattori della PCA, ottenuta per gli indici di landscape pattern e all'indice di qualità ambientale computato rispetto alle esigenze ambientali degli uccelli forestali (ILCu), classificati in base a quest'ultimo.

Quindi attraverso la PCA è possibile ridefinire la qualità ambientale dei segmenti tenendo conto anche delle caratteristiche strutturali del paesaggio, oltre che quelle compositive.

La tabella 6.5 mostra la sinottica delle relazioni tra ICL e LPI al *landscape* e al *class level*. Quando si esaminano le classi, si nota come per classi differenti l'ICL sia sensibile a indici differenti o agli stessi indici in maniera opposta.

In particolare le categorie di copertura del suolo a maggiore determinismo antropico, reti stradali (122) e vigneti da mensa (221) l'indice di qualità ambientale è negativamente correlato alla loro importanza areale (PLAND), sia nel caso dei carabidi, sia nel caso degli uccelli forestali. Lo stesso tipo di relazione si evidenzia tra questo stessi indici, per i carabidi per la categoria di copertura del suolo tessuto urbano discontinuo (112), e per gli uccelli forestali per la categoria dei seminativi (211). Invece, la qualità ambientale è correlata positivamente alla incidenza areale dei boschi (311), nel caso dei carabidi, e a quella degli oliveti nel caso degli uccelli forestali. Ciò è intuitivo ed anche determinato dalla formulazione matematica dell'ICL.

La sensibilità dell'ICL agli altri indici di *landscape pattern*, assume invece maggiore significato esplicativo, in quanto non dipendente dalla formulazione matematica dell'ICL stesso.

Per le classi reti stradali (122), e vigneti da mensa (221) entrambi gli indici di qualità ambientale mostrano una relazione negativa con l'indice ED, che esprime la densità dei margini. A questo indice sono negativamente correlati anche l'ICLc per la classe di copertura 112 (tessuto urbano discontinuo) e l'ICLu per la classe 211 (seminativi). Analogamente, all'indice PD, che esprime la numerosità delle *patch*, sono correlati negativamente entrambi gli indici di qualità ambientale per la classe 122 (reti stradali), solo l'ICLc per la classe 112 (tessuto urbano discontinuo) e solo ICLu per le classi 221 (seminativi) e 221 (vigneti da mensa). Gli indici ED e PD non sono correlati significativamente agli indici di qualità ambientale per le classi 223 (oliveti) e 311 (boschi) che rappresentano ambienti maggiormente idonei ad entrambi i *taxa* utilizzati come indicatori.

Tabella 6.5 –Quadro sinottico delle relazioni tra indici di *landscape pattern* e indici di qualità ambientale (ILC e ICLu).

classe	tipo	landscape level		class level		tessuto urbano discontinuo		reti stradali		seminativi		vigneti da mensa		oliveti		boschi	
		ILC	ILCu	ILC	ILCu	112	122	211	221	223	311						
1	*			-0,647	-0,307	-0,638	-0,728	0,254	-0,748	-0,600	-0,748	-0,103	0,723	0,871	0,354		
1	*	-0,714	-0,722	-0,695	-0,368	-0,671	-0,908	-0,104	-0,725	-0,457	-0,725	-0,419	-0,173	-0,482	-0,347		
1	*	0,376	0,757	-0,646	-0,271	-0,586	-0,619	0,305	-0,506	-0,487	-0,506	-0,100	0,605	0,840	0,317		
2	*	-0,600	-0,713	-0,705	-0,358	-0,744	-0,690	0,135	-0,760	-0,531	-0,760	-0,323	0,244	0,360	-0,047		
1	*	0,412	0,856	0,166	0,257	-0,435	-0,516	0,353	-0,159	-0,357	-0,159	0,033	0,686	0,603	0,617		
2	o	-0,017	0,287	0,061	0,130	0,040	0,246	0,360	-0,352	-0,363	-0,352	-0,106	0,215	-0,007	0,328		
3	●	0,009	0,569														
3	●	-0,251	-0,061	-0,252	0,066	-0,865	-0,909	-0,019	-0,024	-0,061	-0,024	-0,104	0,472	-0,299	-0,248		
3	●	0,668	0,718	0,382	-0,081	-0,465	-0,598	0,017	-0,484	-0,195	-0,484	0,002	0,459	0,529	0,049		
3	□	0,492	0,345	-0,010	0,112	-0,408	-0,749	0,212	-0,212	-0,369	-0,212	-0,154	0,454	0,531	-0,030		
1	▶		-0,370														

1 indici areali, 2 indici lineari, indici topologici; *indici di area/margine/densità; oindici di forma; ●indici di contagio/interdispersione; □indici di connessione; ▶indici di composizione; computabili solo al *landscape level* (grassetto); computabili solo al *class level* (corsivo).

Rispetto all'indice LPI, che esprime la dominanza areale di una singola *patch*, entrambi gli indici di qualità ambientali mostrano una relazione negativa per la classe 122 (reti stradali), così come l'ICLc per la classe tessuto urbano discontinuo (112). Per le classi degli oliveti (223) e dei boschi (311), invece, rispettivamente per l'ICLu e l'ICLc questa relazione assume segno positivo. Anche l'indice AREA_AM, che esprime una condizione di maggiore dimensione media delle *patch*, per la classe dei boschi (311), è correlato positivamente ad entrambi gli indici di qualità ambientale, mentre per la classe degli oliveti al solo ICLu.

Riguardo agli indici topologici, si nota come per la classe di copertura del suolo reti stradali (122) entrambi gli indici di qualità ambientale siano negativamente correlati all'indice di interdizione (IJ) e il solo ICLu agli indici di coesione (COHESION) e aggregazione delle *patch* (AI). Invece questi due ultimi indici sono tendenzialmente (al limite della significatività statistica) positivamente correlati solo per l'ICLc, per la classe boschi (311).

Si nota infine come l'indice di qualità ambientale relativo ai carabidi, per le classi dell'agricoltura estensiva, che dominano arealmente il paesaggio, sia pure in proporzioni differenti, nei vari segmenti, non manifesti relazioni significative con gli indici di *landscape pattern*.

6.5 Detrattori di qualità ambientale

I risultati ottenuti permettono di desumere come sia la diversificazione, la frammentazione e la bassa connessione spaziale del paesaggio, così come l'elevata incidenza areale e la pervasività di categorie di copertura del suolo a maggiore grado di antropizzazione, sia al *landscape*, sia al *class level*, per il livello interpretativo del segmento di corso d'acqua, si caratterizzano come detrattori di qualità ambientale per i gruppi di organismi utilizzati come bioindicatori.

Questo è confermato anche per il livello interpretativo superiore, il corridoio ripariale, e, nell'ambito di questo, sia alla scala di matrice, sia alla scala di corridoio vero e proprio. Infatti, il confronto (tabella 6.6) tra gli indici computati

per questo livello interpretativo, per la matrice del corridoio ed il corridoio stesso consentono una lettura sintetica delle relazioni reciproche tra matrice e corridoio

Tabella 6.6 – Confronto tra indici di qualità ambientale, di diversità, grado di isolamento e indice di aggregazione e relativa matrice di correlazione.

	1-5	6-10	11-20	21-24	11-16	17-20
indice di diversità (matrice)	1.800	1.965	1.643	1.555	1.439	1.485
grado di isolamento (corridoio)	478	471	400	503	378	458
indice di aggregazione (corridoio)	0.48	0.86	0.78	0.58	0.98	0.35
ICLc (matrice)	0.38	0.33	0.4	0.41	0.37	0.45
ICLc (corridoio)	0.42	0.41	0.54	0.52	0.53	0.57
ICLu (matrice)	0.37	0.15	0.33	0.38	0.21	0.5
ICLu (corridoio)	0.37	0.23	0.47	0.55	0.37	0.64

	<i>indice di diversità (m)</i>	<i>grado di isolamento (c)</i>	<i>indice di aggregazione (c)</i>	<i>ICLc (m)</i>	<i>ICLc (c)</i>	<i>ICLu (m)</i>	<i>ICLu (c)</i>
indice di diversità (matrice)	1						
grado di isolamento (corridoio)	0.410	1					
indice di aggregazione (corridoio)	0.106	-0.625	1				
ICLc (matrice)	-0.688	0.096	-0.724	1			
ICLc (corridoio)	-0.900	-0.413	-0.147	0.784	1		
ICLu (matrice)	-0.459	0.325	-0.904	0.940	0.528	1	
ICLu (corridoio)	-0.717	0.129	-0.669	0.986	0.815	0.898	1

La diversità della matrice è inversamente correlata agli indici di qualità ambientale sia alla scala di matrice sia alla scala di corridoio per ICLc, solo per la scala di corridoio per ICLu. Quindi la diversificazione del paesaggio della matrice invece appare un carattere detrattore della qualità ambientale soprattutto alla scala del corridoio

La diversità della matrice, inoltre, non risulta influenzata dall'assetto spaziale delle vegetazioni spontanee (i boschi in particolare) del corridoio. Come atteso, l'indice di aggregazione e di isolamento del corridoio sono tra loro negativamente correlati alla scala di corridoio.

L'indice di aggregazione, a sua volta, è negativamente correlato gli indici di qualità ambientale, confermando come, a valori più alti di questo indice, corrispondenti ad una tendenza all'aggregazione casuale (valori dell'indice di aggregazione prossimi a 1) o alla dispersione (valori dell'indice di aggregazione compresi tra 1 e 2), si colleghi una minore qualità ambientale.

Per quanto riguarda le relazioni tra gli indici di qualità ambientale alle due scale, si conferma la relazione positiva tra la qualità ambientale della matrice e quella del corridoio. Per l'indice calcolato rispetto agli uccelli forestali, interessante è la relazione positiva con quelli calcolati rispetto ai carabidi sia alla scala di matrice sia alla scala di corridoio. Questo sembrerebbe confermare la possibilità di far ricorso ad indicatori non specifici nel caso di indagini non supportate da dati relativi ad indicatori specifici, per valutazioni riferite livello interpretativo del corridoio ripariale.

6.6 Riferimenti bibliografici

- Braioni M.G., Penna G. [Eds.], 1998. I nuovi Indici ambientali sintetici di valutazione della qualità delle rive e delle aree riparie: Wild State Index, Buffer Strip Index, Environmental Landscape Index: il metodo. Biologia Ambientale, 6: 1-47.
- Brandmayr P. 1983 The main axes of the coenoclineal continuum from macroptery to brachyptery in carabid communities for the temperate zone. In Brandmayr. P., Boer den P.J., Weber F. [Eds.] field study and laboratory experiment in Carabids. PUDOC, Wageningen, pp 147-169
- Ghetti P.F., 1997 - *Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione.* Provincia Autonoma di Trento, Trento
- Kromp B., Paoletti M.G. 1999 - Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. Special issue. Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes. Practical use of invertebrates to assess sustainable land use. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 1999, 74: 13, 187-228
- McGeoch M.A. 1998 The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 1998, 73: 2, 181-201
- Petersen R.C. Jr. 1992. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. Freshwater Biology 27: 295-306.
- Pizzolotto R., Brandmayr P. 1996 An index to evaluate landscape conservation state based on land-use pattern analysis and geographic information system techniques. Coenoses 11:37-44
- Pizzolotto R. 1994 Soil arthropods for faunal indices in assessing changes in natural value resulting from human disturbances. In: Boyle T.B.J., Boyle C.E.B. 1994 *Biodiversity, Temperate Ecosystems and Global Change* [Eds.]

Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Biodiversity, Temperate Ecosystems and Global Change, August 15-19, Montebello, Canada. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, p 291-313.

Scottish Environmental Protection Agency 2003 River Habitat Survey in Britain and Ireland.

Siligardi M., Bernabei S., Cappelletti C., Chierici E., Ciutti F., Egaddi F., Franceschini A., Maiolini B., Mancini L., Minciardi M.R., Monauni C., Rossi G., Sansoni G., Spaggiari R., Zanetti M. 2000 - *I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'ambiente (ANPA)

Stork N.E. 1990 The role of ground beetles in ecological and environmental studies. Intercept, Andover-Hampshire.

7.1 Riepilogo dei principali risultati conseguiti

La procedura di analisi ecologica del paesaggio ha consentito la individuazione di *threshold distances* dal sedime del corso d'acqua, mediante le quali è possibile, in maniera oggettiva, verificare l'esistenza del corridoio ripariale del corso d'acqua effimero e delimitare la porzione di paesaggio (matrice del corridoio) maggiormente in grado di influenzarne le caratteristiche strutturali e funzionali.

Per la matrice del corridoio ripariale è stato riconosciuto un modello di configurazione spaziale, riferibile alla microeterogeneità (Forman e Godron, 1986) che, contraddicendo i gradienti ambientali costa-interno, evidenzia il forte grado di antropizzazione di questo ambito territoriale. Lungo lo sviluppo longitudinale del corso d'acqua sono state riconosciute le relazioni spaziali (aggregazione-segregazione) tra le categorie di copertura del suolo e individuate transizioni tra i differenti tipi di paesaggio della matrice del corridoio. Questi sono stati caratterizzati in termini di composizione e importanza relativa dei diversi tipi di copertura del suolo.

Per il corridoio ripariale è stata ottenuta una stratificazione in segmenti che permette di caratterizzarne l'assetto e la struttura in termini di sviluppo, continuità/discontinuità, eterogeneità/omogeneità vegetazionale. Nel complesso è stata riscontrata una condizione relativa omogeneità delle tipologie fisionomiche presenti lungo il corridoio e di elevato isolamento delle vegetazioni boschive, che indica un assetto frammentato e l'origine residuale delle *patch* a bosco. La tendenza ad una distribuzione di tipo aggregato di queste vegetazioni, che informa sulla discontinuità spaziale del corridoio ripariale stesso. Le porzioni di corridoio che attraversano i differenti tipi di paesaggio individuati si caratterizzano diversamente anche relativamente all'assetto spaziale della vegetazione spontanea.

Mediante il ricorso ad indici di *landscape pattern*, scelti in relazione alla loro valenza informativa e inferenziale riferita al caso di studio, è stato possibile analizzare la configurazione spaziale dei segmenti del corridoio ripariale. Al *landscape level* i segmenti sono stati ordinati in funzione di un gradiente di frammentazione. Al *class level*, si è riscontrato che le relazioni fra gli indici variano in funzione delle diverse categorie di copertura del suolo. Da un punto di vista applicativo, per quanto riguarda per esempio le coperture a bosco, si rileva che ai fini della riduzione del grado di frammentazione, occorre non soltanto agire sulla incidenza areale, ma anche sulla dimensione delle *patch*, e, in minore misura sulla numerosità delle stesse.

Lo studio dei bioindicatori specifici, individuati nel gruppo sistematico degli uccelli, ha permesso di mettere a fuoco le modalità dell'interazione tra *pattern* e *process*. Al livello interpretativo di sistema idrografico, il 51% delle specie di vertebrati e il 32% degli uccelli censiti sono risultate specialiste di habitat forestali. Le coperture del suolo di tipo forestale, rappresentano l'habitat di elezione per la generalità delle specie considerate. Tra queste le fisionomie delle macchie e delle garighe assumono maggiore valenza ambientale per le specie ornitiche forestali. Per queste specie inoltre risultano importanti anche categorie di copertura i territori dell'agricoltura complessa e mista, relativamente più estensivi, diversificati e caratterizzati da nuclei di naturalità anche di limitata estensione e, a causa dell'abbandono colturale, da fasi iniziali di processi di successione secondaria, rispetto e il sistema degli oliveti. Si rileva inoltre che le specie che prediligono ambienti a più elevata valenza ambientale sono anche quelle meno adattabili. Al livello interpretativo del corridoio ripariale, le dimensioni delle popolazioni di uccelli risultano mediamente basse. Le specie ornitiche specialiste, la cui presenza è stata riscontrata solo negli ambienti forestali, in questi tendono ad essere dominanti. I tipi di paesaggio individuati nella matrice del corridoio si caratterizzano diversamente anche nei riguardi della diversificazione delle comunità ornitiche. Il rapporto tra diversità della comunità ornitica e quello del paesaggio della matrice, sembra indicare che ad una la condizione di maggiore antropizzazione possa corrispondere una maggiore diversificazione della comunità ornitica. Rispetto alla matrice, il corridoio mostra un più elevato indice di pregio

avifaunistico. Al livello interpretativo del segmento di corso d'acqua si rileva che le comunità costituite da specie mediamente più rare non sono necessariamente quelle a maggior grado di specializzazione. Si conferma, inoltre, sia la *landscape* sia al *class level* la correlazione diretta tra diversità della comunità e della frammentazione del paesaggio e degli habitat idonei.

Risulta quindi verificata l'ipotesi di partenza e verificata l'importanza del corridoio ripariale di un corso d'acqua effimero per il mantenimento delle popolazioni di specie ornitiche forestali, persino nel caso in cui esso sia fortemente impoverito. Quindi è confermata anche per questo tipo di sottosistema paesistico la sua funzione ecologica di habitat.

La dominanza relativa e la pervasività di coperture del suolo ad alto e medio determinismo antropico, la frammentazione e la diversificazione del paesaggio, la ridotta importanza delle componenti a maggior grado di naturalità influenzano negativamente il grado di qualità ambientale a tutti i livelli interpretativi considerati e ne costituiscono i principali detrattori. Al livello interpretativo del corridoio ripariale, la qualità ambientale della matrice, influenza direttamente quella del corridoio. Nel passaggio di scala dalla matrice del corridoio al corridoio stesso, inoltre, si rileva la non corrispondenza tra gli indici di qualità ambientale riferiti a bioindicatori specifici (uccelli forestali) e non specifici (carabidi) rispetto all'ambiente e al problema di interesse. Mediamente più bassa e omogenea lungo tutto lo sviluppo del corso d'acqua risulta la qualità ambientale della matrice del corridoio. Alla scala del corridoio si evidenzia, invece, soprattutto in base alla valutazione riferita ai bioindicatori specifici, una maggiore differenziazione rispetto al modello della matrice, corrispondente anche alla individuazione dei tipi di paesaggio. Al livello interpretativo di segmento di corso d'acqua si evidenzia la maggiore influenza antropica rispetto a quella morfodinamica sul determinismo del paesaggio. Al *landscape level*, l'introduzione degli indici di qualità ambientale nella procedura di ordinamento dei segmenti in base alle loro caratteristiche di configurazione spaziale, consente di ridefinire la qualità ambientale anche rispetto a queste caratteristiche oltre che di quelle compositive del paesaggio. Anche per la qualità ambientale si riscontra al *class level*, la variabilità delle relazioni con gli indici di *landscape pattern* in

funzione delle diverse categorie di copertura del suolo. Per i boschi si conferma come la qualità ambientale sia positivamente influenzata dalla maggiore dimensione delle *patch* e dalla loro coesione nello spazio.

7.2 Contributi alla discussione accademica

Il presente lavoro si inquadra nell'ambito del dibattito scientifico in corso (Tischendorf, 2001; Wu e Hobbs, 2002; Li e Wu 2004; Wu 2004) sia sulla assennata applicazione degli indici di landscape pattern (LPI) nell'analisi ecopaesistica, sia sulla loro rilevanza ecologica.

Riguardo al primo punto il contributo al dibattito è rappresentato dalla conferma che l'impiego dei LPI non può essere generalizzato ma, deve essere basato su un'accurata selezione caso- e problema-specifica, e che è necessario tener conto delle caratteristiche degli indici stessi, con particolare riferimento alle loro scaling functions, così come di attributi ausiliari delle patch, come per esempio quelli topografici (Dorner et al. 2002), per minimizzare il rischio di errata interpretazione.

Riguardo al secondo punto, l'esistenza di relazioni tra indici di qualità ambientale e LPI, al landscape e al class level, documentano l'utilità dell'uso dei LPI per una più approfondita comprensione dei processi che sottendono all'ecologia dei paesaggi.

Questo studio, inoltre, contribuisce al dibattito sui criteri, geomorfologico, storico, idraulico, geometrico, proposti (Cf. Dutto, 1994; D'Occhio, 1994; Menduni, 1995; de Dato 2000) per la definizione dell'ampiezza delle fasce perifluviali. Infatti, la metodologia adottata per la individuazione di threshold distances (100 e 1000 m dal ciglio, nel caso in esame) per la delimitazione rispettivamente del corridoio ripariale e della sua matrice paesistica di afferenza, può essere proposta per l'integrazione dei metodi indicati, con particolare riferimento a quelli che applicano modelli di vario tipo, basati sui risultati di analisi idrologiche, e che consentono principalmente la delimitazione aree perifluviali, intese come aree inondabili, ai fini di una classificazione di queste in fasce non più solo in termini di efficacia di laminazione e di pericolosità della piena (in relazione a un

appropriato tempo di ritorno). Tale integrazione appare tanto più opportuna se si considera come la suddetta classificazione delle aree di pertinenza sia funzionale alla differenziazione delle prescrizioni e dei vincoli territoriali, essenziali per la prevenzione delle conseguenze delle calamità. In maniera analoga la zonazione delle aree protette è finalizzata alla graduazione degli impatti negativi ed all'innescio di pratiche virtuose di uso del territorio ai fini della tutela della biodiversità. Ciò appare coerente sia con l'insieme dei riferimenti legislativi e normativi che regola la questione delle fasce di pertinenza¹¹, sia con quelli che disciplinano l'area protetta in questione (capitolo 4 § 4.3). A questo proposito, in particolare, si osserva per lo specifico caso in questione, l'area di pertinenza così come definita nelle NTA del PUTT/BA (capitolo 4 § 4.3), così come la fascia dei 10 metri, individuata sia dal DM 152/99, sia dall'ipotesi di zonazione dell'area protetta, individuate da entrambi questi strumenti come ambiti di massima tutela, non sono sufficienti a contenere il corridoio ripariale. Analogamente, né le fasce dei 75 e 150 metri, individuate dal PUTT/BA rispettivamente come ampiezza minima e massima dell'area annessa all'area di pertinenza e per la quale, attraverso le Norme tecniche di attuazione (NTA), lo stesso piano prevede un regime di salvaguardia e riqualificazione ambientale, né la fascia dei 200 metri assunta dall'ipotesi di zonazione come limite della zona A2, non sono sufficienti a comprendere la matrice del corridoio stesso.

7.3 Elementi di innovazione, applicabilità e trasferibilità

Da un punto di vista teorico e metodologico il presente lavoro si inserisce nell'ampio filone della ricerca ecologica alla scala di paesaggio finalizzata all'investigazione delle implicazioni, sia di ordine ecologico sia pianificatorio e gestionale, della natura gerarchica, nello spazio e nel tempo, dei sistemi ecologici complessi (O'Neill *et al.* 1986; Wiens, 1989; Milne, 1991; Levin, 1992).

¹¹ Testo Unico 25 luglio 1904 n. 523 (artt. 93 e 94); Legge 8 agosto 1985, n. 431 (art.1, lettere b-c) e successive modificazioni; Legge 18 maggio 1989, n. 183; Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n. 152; Legge n. 37 del 5 gennaio 1994.

È stata proposta una procedura di analisi ecologica del paesaggio basata su di un approccio innovativo, gerarchico e transcalare, centrato sull'eterogeneità spaziale e sui processi che avvengono nei sistemi di ecosistemi, secondo i principi della *Landscape ecology*.

Questo tipo di approccio alle analisi ambientali ed alla pianificazione è anche fortemente auspicato in seno alle discipline ecologiche applicate al ripristino ambientale, che convergono nella *Restoration ecology* (Bell *et al.*, 1997). Infatti, se propria della *Landscape ecology* è la capacità di fornire il quadro di riferimento per la pianificazione (Cf. Naveh, 1994) e indicazioni di tipo strategico (Bell *et al.*, 1997) per interventi di ripristino e tutela ambientale, la prospettiva ecosistemica a questo tipo di interventi impone (Erhenfel e Toth, 1997) il riferimento al contesto paesistico. Infatti, proprio le caratteristiche funzionali del contesto, relative principalmente a connettività e flussi di energia e materia tra tratti di ecosistemi diversi, possono condizionare la scelta delle tipologie di comunità biotiche la cui creazione *ex novo* o restauro l'intervento si prefigge. Inoltre, al contesto (*sensu* Bedford, 1996; Race e Fonseca, 1996; Bell *et al.*, 1997) è necessario rapportarsi per ampliare l'ambito spaziale di riferimento nella valutazione del successo relativo degli interventi di ripristino nella fase di monitoraggio. Questa fase è cruciale in un'ottica di gestione adattativa (*adaptive mangement*, FEMAT), che integra la ricerca e la pratica della progettazione e realizzazione degli interventi di ripristino ambientale, proprio attraverso la verifica degli assunti su cui esse sono basate.

Tale approccio, inoltre, è coerente anche con gli indirizzi per una "saggia gestione delle foreste in Europa" indicati da Andersson (2003), basata sui concetti di *ecosystem and landscape forestry*¹².

¹² «Questo concetto non è estraneo a quella cultura forestale italiana più sensibile ai diversi valori del bosco, anche quelli che oggi hanno una caratterizzazione più precisa, come dimostra il pensiero di Patrone (1970) in cui la conservazione del paesaggio è legata alla selvicoltura ed alla gestione del bosco, e che intuisce il legame tra eterogeneità del paesaggio e del bosco e diversità biologica. E, non a caso de Philippis (1961), sia pure limitatamente alla composizione della componente arborea, sottolinea la maggiore naturalità dei boschi misti rispetto ai boschi puri e ne individua i vantaggi sotto il profilo gestionale. In seguito, con una diversa angolazione e riferendosi alla funzionalità dell'ecosistema foresta, definisce, in accordo con Odum (1973) la diversità biologica come uno dei principi unificanti dell'ecologia e vede nella "selvicoltura su basi ecosistematiche" (de Philippis, 1980) l'approccio corretto alla gestione dei boschi» Mairota *et al.* (2006).

Quando si fa riferimento specificatamente allo studio del funzionamento ecologico ed alla gestione e pianificazione dei corsi d'acqua e dei bacini idrografici, l'approccio gerarchico e transcalare, ne diventa la base concettuale. Esso permette infatti la conoscenza dei fattori di controllo, influenzati dalle condizioni inerenti del sistema, e che, a loro volta, sottendono allo svolgimento dei processi ecologici nelle popolazioni, comunità, ecosistemi. Questi "rispondendo" ai fattori di controllo, non soltanto sono in grado di fornire indicazioni (funzione di bioindicazione) sullo stato e le tendenze del sistema stesso, ma diventano il vero obiettivo della pianificazione ecologica, della gestione e del ripristino funzionale del corso d'acqua, compreso il corridoio ripariale, e del suo bacino idrografico di afferenza. Ciò appare di particolare interesse in quanto conferisce alla biodiversità una valenza che va ben al di là delle istanze conservazionistiche, per altro di per sé valide, e, ancor più, di quelle, non sempre condivisibili e difendibili sul piano scientifico, di un ambientalismo radicale e disinformato (Cf. Gradi 1999, cit. in Piusi 2007).

In questo senso, definendo l'ecologia del bacino idrografico come «*l'ecologia del corso d'acqua incastonata in una cornice di ecologia del paesaggio*», Verdonschot *et al.* (1998) e Verdonschot (2000) hanno proposto, per la gestione dei corsi d'acqua perenni, il modello concettuale delle 5S, ovvero delle cinque componenti le cui mutue interazioni, a differenti livelli di scala, nello spazio e nel tempo, occorre comprendere ai fini di una valutazione ecologica integrata. Tali componenti sono:

- le *system contitions*, di ordine fisiografico, che rappresentano i limiti della capacità potenziale del sistema, come definita da Warren *et al.* (1979), le quali operano ai livelli gerarchici superiori e non sono oggetto della gestione;
 - il gruppo dei fattori di controllo, rappresentati da:
 - *stream hydrology*, ovvero l'insieme dei processi idrologici alla scala di bacino idrografico e delle condizioni idrauliche a quella del corso d'acqua, attinenti ad entrambe le direzioni, longitudinale e trasversale del movimento, in accordo con i modelli interpretativi del *river continuum* e del *river mosaic*;

- *structures*, ovvero le caratteristiche morfologiche del corso d'acqua, con riferimento al sistema alveo-versante ed alla zonazione longitudinale del corso d'acqua;
 - *substances*, che comprendono i processi legati alla dissoluzione, diffusione e trasporto dei nutrienti, della sostanza organica e degli inquinanti;
- gli elementi di risposta, le *species*, tutte le entità tassonomiche e funzionali ed i processi biotici (respirazione e produzione).

Una comprensione così articolata dei fattori e dei processi nel contesto dei loro domini spazio-temporali, consente di valutare la direzione e l'ordine di grandezza dei cambiamenti indotti dalle attività umane, di disturbo, come di ripristino (Naiman *et al.* 1992). Per questo il modello concettuale delle 5S può essere (Verdonschot 2000) completato con la sesta S, *steering*, che comprende l'insieme delle azioni umane in grado di indirizzare il sistema.

Da un punto di vista applicativo, di supporto alla pianificazione e gestione del corridoio ripariale nel contesto del bacino idrografico, in un'ottica di biocomplexità e in coerenza con l'impostazione della valutazione ecologica integrata, l'approccio adottato, partendo dalla individuazione del corridoio ripariale quale *landscape scale*, ovvero la scala di riferimento, e quelle del sistema idrografico e del segmento di corso d'acqua come scale ausiliarie, e basato sull'analisi dell'interazione tra *pattern* e *process*, ha consentito di:

- evidenziare le risposte delle specie e delle comunità ornitiche allo stato del sistema;
- definire gli obiettivi strategici della pianificazione e gestione di questo territorio.

Per quanto riguarda le risposte, al livello interpretativo del corridoio ripariale, la comunità di uccelli appare fortemente influenzata dalla struttura (configurazione e composizione) del paesaggio, che a sua volta reca l'impronta di una forte antropizzazione. In queste condizioni, il corridoio ripariale rappresenta, quindi, un rifugio per molte specie sensibili legate agli habitat forestali residuali. Tuttavia per esso è stata riscontrata una prevalente condizione di bassa qualità e di degrado ambientale. L'elevato grado di frammentazione degli habitat forestali, la struttura

semplificata di molte di queste vegetazioni, la ridotta estensione del corridoio ripariale nella dimensione trasversale, la pervasività dei detrattori, sono riflesse dalla diversificazione della comunità ornitica e dalle ridotte abbondanze specifiche. Ciò potrebbe rappresentare il segnale che la funzione ecologica di *source* del corridoio ripariale, in termini di dinamica delle metapopolazioni, si stia modificando in quella di *sink*.

Quanto alla definizione degli obiettivi strategici della gestione, si conferma, quindi, la necessità di un aumento della continuità longitudinale del corridoio ripariale e della coesione degli habitat idonei nella dimensione trasversale. La continuità del corridoio ripariale non rappresenta soltanto la preconditione per il suo adeguato funzionamento, ma assicura che il corso d'acqua svolga il suo importante ruolo nel mantenimento della coerenza del paesaggio (Pedroli *et al.* 2002).

Le condizioni di bassa qualità e il degrado ambientale del corridoio ripariale, corrispondono (Boon 1992) alle strategie della *mitigazione* e del *ripristino*. La prima consiste nella necessità di regolamentare e accompagnare le attività umane esistenti con misure che consentano la sopravvivenza degli habitat e degli organismi, la seconda consiste nella creazione *ex novo* o nel restauro di habitat allo scopo di favorire la ripresa delle popolazioni rimanenti e la colonizzazione da parte di altre, invertendo i *trend* di crescita delle popolazioni (Gardali *et al.*, 2006). In una limitata parte del corridoio ripariale della Lama San Giorgio, per la quale sono state invece accertate condizioni relativamente migliori si potrà, nel breve termine, ricorrere alla strategia gestionale della *limitazione* (Boon 1992) delle attività umane.

Ciò rappresenta anche una verifica su base ecologica delle ipotesi generali di zonazione e disciplina dell'area protetta (Martinelli *et al.* 2001), che pur non prevedendo interventi di ripristino, come la realizzazione *ex novo* di fitocenosi con le caratteristiche degli habitat idonei, prevedono, oltre alla istituzione un regime di vincolo assoluto rispetto alle modificazioni dello stato dei luoghi, intese come realizzazione di manufatti, impianti e attrezzature in superficie e in profondità (compresa quindi la realizzazione di vigenti da mensa), e quindi

limitativo delle attività umane, anche un regime di tutela rivolto alla riqualificazione dell'agricoltura, attraverso l'adozione del metodo di coltivazione biologica (o integrata nel caso dei vigneti da mensa esistenti) ed alla salvaguardia del sistema degli oliveti, che si connota per la sua valenza mitigativa degli impatti.

La definizione degli obiettivi strategici riferiti alla scala di paesaggio costituisce il primo livello della cosiddetta pianificazione gerarchica (*hierarchical planning*), come definita da Session e Bettinger (2004), che particolarmente si attaglia agli scopi della pianificazione e gestione forestale (Baskent e Keles, 2005). Questa si articola successivamente in un livello "tattico", che si esplica a livello di comprensorio forestale e, quindi, in un livello "operativo", che si esplica a livello di singolo tratto di bosco o altra fitocenosi di interesse forestale.

Per quanto riguarda il livello tattico, lo studio condotto fornisce la base conoscitiva relativa alla distribuzione e configurazione degli habitat residuali, ma anche informazioni circa la più opportuna localizzazione rispetto al *continuum* e il grado di priorità delle varie opzioni strategiche, e conseguentemente la definizione della programmazione nel tempo degli interventi di ripristino.

Per quanto riguarda invece la questione della localizzazione degli interventi da realizzare alla scala di segmento, che attiene ancora agli obiettivi di tipo tattico, e quella della tipologia degli stessi, che attiene agli obiettivi di tipo operativo, attraverso la possibilità di definire la *landscape scale* in funzione dell'organismo che usa il paesaggio (Wiens *et al.* 1993; Robbins e Bell 1994) o del dominio spazio-temporale dello specifico problema affrontato (Papadimitriou e Mairota, 1996), si potrà, in un proseguo della ricerca, applicare l'approccio gerarchico e transcalare anche alla definizione degli obiettivi di questi altri livelli della pianificazione gerarchica.

A questi livelli, infatti emergono questioni proprie di una prospettiva sinecologica, quali quelle relative alle reti trofiche, con particolare riferimento al ruolo di singole specie (*keystone species*, Schulze e Mooney 1994) nei processi di funzionamento delle comunità e, quindi degli ecosistemi (Palmer *et al.* 1997), alle interazioni interspecifiche in grado di condizionare, oltre che le dinamiche delle singole popolazioni (vegetali e animali), anche lo sviluppo delle comunità stesse,

all'influenza della struttura e composizione delle comunità vegetali su quella delle comunità animali, così come quelle più tipiche della demoeologia, quali quelle attinenti all'influenza della densità delle popolazioni e della loro variabilità genetica sui processi di colonizzazione e della configurazione degli habitat sulle dinamiche di metapopolazione (Montalvo *et al.* 1997, Williams *et al.* 2006, Tittler *et al.* 2006). Tali questioni, possono essere tenute in conto solo spostando di volta in volta la *landscape scale*, la finestra di osservazione, nel caso specifico, dal corridoio ripariale al segmento di corso d'acqua e al tratto di corso d'acqua.

D'altra parte, le relazioni che sono state evidenziate tra gli indici di qualità ambientale impiegati, basati su bioindicatori appartenenti a gruppi tassonomici differenti dimostrano come la scelta della scala spaziale di lavoro influenzi la scelta dei bioindicatori. Infatti, se ai livelli interpretativi di sistema idrografico e corridoio ripariale le relazioni fra l'indice ILCc (carabidi) e quello ILCu (ornitofauna forestale) risultano significativamente correlati, questa relazione non appare al livello interpretativo di segmento di corso d'acqua. Quindi, al livello interpretativo del corridoio ripariale, anche nella trattazione di un problema specifico, quale quello della conservazione delle popolazioni di specie ornitiche forestali (indicatrici di certe caratteristiche di biodiversità del particolare territorio di interesse, le quali a loro volta rappresentano l'oggetto principale della strategia politica di indirizzo della gestione per quei luoghi, istituiti in area protetta regionale, Cf. Martinelli *et al.* 2001), è plausibile, nella prassi pianificatoria, far riferimento ad un indice di qualità ambientale basato su specie indicatrici non specifiche e per le quali non siano stati condotti specifici studi di verifica della distribuzione e delle caratteristiche delle comunità. Invece, al livello interpretativo maggiormente connesso con le scelte tattiche ed operative della gestione, si dovrà necessariamente far riferimento a gruppi di ecologici o etologici specificamente rilevanti nel quadro del sistema la cui funzionalità si intende valutare e per il quale sono da progettare e programmare interventi di ripristino, e per i quali si disponga di dati analitici sulla distribuzione e caratteristiche delle comunità.

I risultati ottenibili dalle valutazioni condotte ai livelli interpretativi inferiori del resto sono cruciali per il processo di *scaling (up)* nella fattispecie, definito come il

processo di estrapolazione o del trasferimento dell'informazione da una scala all'altra (Caldwell *et al.* 1993; King 1991; Wu 1999).

Per quanto detto, si ritiene che l'approccio gerarchico e transcalare e, più in generale, la procedura proposta su di esso basata, siano trasferibili ad altri contesti territoriali analoghi, con particolare riferimento ai corsi d'acqua effimeri della Puglia centrale e meridionale, e, con gli opportuni adattamenti ai corsi d'acqua intermittenti della Puglia settentrionale, entrambe tipologie di corsi d'acqua diffuse in ambiente mediterraneo, nonché ad altre realtà territoriali quali le aree protette, i cui perimetri, del resto intercettano uno o più i corsi d'acqua e/o i loro bacini idrografici.

Inoltre, con riferimento al processo di *scaling up*, in cui trova collocazione la costruzione di scenari gestionali alternativi, che prevedano vari gradi di limitazione delle attività umane di disturbo e differenti opzioni per la mitigazione e il ripristino, l'approccio adottato in questo studio rappresenta una modalità di validazione e confronto tra scenari, in relazione sia agli aspetti ecologici, sia agli aspetti sociali e della fattibilità economica. Infatti, mediante la procedura proposta, gli scenari possono essere testati sia relativamente agli effetti sulla connessione e coesione spaziale degli habitat forestali, sia rispetto a quelli sulla qualità ambientale. Nella stessa procedura possono essere incorporati anche ulteriori elementi di conoscenza che attengono alla imprescindibile dimensione economico-sociale. Tali elementi di conoscenza, ai vari livelli interpretativi, possono essere rappresentati, per esempio, dal riconoscimento di macroaree corrispondenti a tipologie di attività umane (quindi di fattori di pressione e di impatto) prevalenti, dalla stima della entità delle superfici su cui, con modalità diverse (ripristino, mitigazione, limitazione) occorre intervenire, dalla individuazione degli attori sociali individualmente interessati dagli interventi.

Analogamente esso si configura come una modalità per il monitoraggio e la ricalibrazione dei futuri interventi di ripristino ambientale, mitigazione e limitazione, nonché come strumento di concertazione, nell'ambito di una concezione di pianificazione e gestione partecipata, che in Italia si adotta ancora solo nelle aree protette.

7.4 Riferimenti bibliografici

- Andersson F.O. 2003 Pathways to wise management of forests in Europe: trends in research for sustainability. Informatore Botanico Italiano 35(1-Supplemento 1):51-58
- Baskent E.Z., Keles S., 2005 Spatial forest planning: A review. Ecological Modelling 188:145-173
- Bedford, B. L. 1996. The need to define hydrologic equivalence at the landscape scale for freshwater wetland mitigation. Ecological Applications 5: 57–69.
- Bell S.S., Fonseca M.S., Mooten L.B. 1997. Linking restoration and landscape ecology. Restoration Ecology 5:318– 323.
- Boon P.J. 1992. Essential elements in the case for river conservation. In: P.J. Boon P.J., Calow P., Petts G.E. [Eds.] 1992, River conservation and management, John Wiley & Chichester pp. 11–33.
- Caldwell M. M., Matson P.A., Wessman C., Gamon J. 1993 Prospects for scaling. in Ehleringer J.R., Field C.B. [Eds.] 1993 *Scaling Physiological Processes: From Leaf to Globe*. Academic Press, San Diego pp 223-229.
- D’Occhio, G. 1997 Il ruolo delle Autorità di Bacino nella difesa idraulica del territorio. In: Maione U. e Brath A. [Eds.] La difesa idraulica del territorio. Editoriale Bios, Cosenza.
- de Dato G. (2000) Considerazioni sulle fasce di pertinenza fluviale: il torrente Celone (Subappennino dauno). Tesi di laurea Università degli Studi di Bari. a.a. 1999/2000 Relatore Prof. G. Trisorio-Liuzzi
- Dorner B., Lertzman K, Fall J., 2002 Landscape pattern in topographically complex landscapes: issues and techniques for analysis. Landscape Ecology 17:729-743
- Dutto F. 1994 Proposta metodologica per la definizione della fascia di pertinenza fluviale (FPF) lungo il tratto piemontese del Po. Approccio geomorfologico. Atti IV Convegno Internazionale Geoingegneria Difesa e valorizzazione del suolo e degli acquiferi, Torino, 10-11 Marzo 1994, 1, pp. 243-248
- Ehrenfeld J.G., Toth L.A 1997. Restoration Ecology and the ecosystem perspective Restoration Ecology 5 (4):307–317.
- FEMAT (Forest Ecosystem Management Team NBII), <http://www.pnwin.nbii.gov/>
- Forman R.T.T., Godron, M. 1986 *Landscape Ecology*. Wiley, New York.
- Gardali T., Holmes A.L., Small S.L., Nur N., Geupel G.R., Golet, G.H. 2006 Abundance Patterns of Landbirds in Restored and Remnant Riparian Forests on the Sacramento River, California, U.S.A. Restoration Ecology 14(3): 391–403

- King, A. 1991. Translating models across scales in the landscape. Pages 479-517 in Turner M.G., Gardner R.H. [Eds.] *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, pp 480-525 Springer-Verlag, New York.
- Levin S.A. 1992 The problem of scale in ecology. *Ecology* 73:1943-1967
- Li H., Wu J. 2004 Use and misuse of landscape indices *Landscape Ecology* 19: 389-399.
- Martinelli N., Mininni Mv., Bernardoni A., Mairota P., Riccardi A., Carnimeo V.R., Labate L., Lamacchia M.R., Lasalandra F., Maggiore M., Moccia C., Sallustro D., Sisto R., Tedesco C. 2001, *Documento di Programmazione e Normativa per la Redazione del Piano di Settore Territoriale per la Tutela e la Conservazione dell'Area Naturale Protetta A6-Lama San Giorgio (Triggiano)*. Provincia di Bari, Assessorato all'Ecologia all'ambiente e alla Protezione Civile.
- Menduni G., 1995 La delimitazione delle aree di pertinenza fluviale: un caso di studio in Toscana, Atti del corso di aggiornamento 1995 La sistemazione dei corsi d'acqua naturali - Politecnico di Milano, ed. BIOS
- Milne B.T. 1991. Lessons from applying fractal models to landscape patterns. In: Turner M.G., Gardner R.H. [Eds.] *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, pp. 199-235. Springer-Verlag, New York
- Montalvo A.M., Williams Rice S.L., Buchmann S.L., Cory C., Handel S.N., Nabhan G.P., Primack R., Robichaux R.H. 1997 Restoration Biology: A population biology perspective *Restoration Ecology* 5 (4): 277–290
- O'Neill R.V., De Angelis D.L., Waide J.B., Allen T.F.H. 1986 *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey
- Naiman, R.J., Lonzarich D.G., Beechie T.J., Ralph S.C. 1992. General principles of classification and the assessment of conservation potential in rivers. In: Boon, P. J., P. Calow & Petts G. E. (Eds), *River Conservation and Management*, Wiley & Sons, Chichester pp 93–124.
- Naveh, Z. 1994. From biodiversity to ecodiversity: a landscape-ecology approach to conservation and restoration. *Restoration Ecology* 2:180– 189.
- Palmer M.A., Ambrose R.F., LeRoy Poff N. 1997 Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5 (4): 291–300.
- Pedroli B., de Blust G., van Looy K., van Rooij S. 2002 Setting targets in strategies for river restoration *Landscape Ecology* 17 (Suppl. 1): 5–18
- Piussi P. 2007 Considerazioni sul ceduo composto in Toscana. *Sherwood* 131:5-12
- Race, M.S., Fonseca M.S. 1996. Fixing compensatory mitigation. What will it take? *Ecological Applications* 5: 94–101
- Robbins B.D., S.S. Bell. 1994. Seagrass landscapes: a terrestrial approach to the marine subtidal environment. *Trends in Ecology and Evolution* 5: 301–304.
- Schulze E.D., Mooney H.A., 1994 *Ecosystem Function of Biodiversity: A Summary*. In: Schulze E.D., Mooney H.A. (Eds.), 1994 *Biodiversity and*

Ecosystem Function. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York ISBN 3-540-58103-0, p497-510

Sessions, J., Bettinger, P., 2004. Hierarchical planning: pathway to the future? <http://www.cfr.washington.edu/Outreach/Postprefor/Sessions%20final.pdf>.

Tittler R. Fahrig L., Villard M.A., 2006 Evidence of large-scale source–sink dynamics and long-distance dispersal among Wood thrush populations. *Ecology* 87(12): 3029–3036

Tischendorf L. 2001 Can landscape indices predict ecological process consistently? *Landscape Ecology* 16:235-254

Verdonschot P.F.M. 2000, Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management *Hydrobiologia* 422/423:389-412

Verdonschot P.F.M., Driessen J.M.C., Mosterdijk H.G., Schot J.A. 1998. The 5-S-Model, an integrated approach for stream rehabilitation. In Hansen H.O, Madsen B.L.[Eds.] *River Restoration '96*, Session lectures proceedings. National Environmental Research Institute, Denmark, International Conference arranged by the European Centre for River Restoration: 36–44.

Warren C.E., Allen J., Haefner J.W. 1979 Conceptual frameworks and the philosophical foundation of general living system theory. *Behavioral Science* 24:296-310

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

Wiens J.A., Stenseth N.C., Van Horne B. Ims R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66: 369–380.

Williams N.S.G., Morgan J.W., McCarthy M.A., McDonnell M.J., 2006 Local extinction of grassland plants: the landscape matrix is more important than patch attributes. *Ecology* 87(12): 3000–3006.

Wu J. 1999. Hierarchy and scaling: Extrapolating information along a scaling ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing* 25:367-380

Wu J. Hobbs R. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17: 355-365.

Wu J. 2004 Effects of changing scale on landscape pattern analysis: Scaling relations. *Landscape Ecology* 19: 125–138.

Ringraziamenti

Un grazie speciale alle mie bambine, Virginia Maia e Eugenia Nicola, ad Antonio, mio marito, e ai miei genitori, per il loro amore e sostegno e per aver sopportato, quasi, in silenzio.

Sono grata, senza con questo investirli di alcuna responsabilità, a: Boštjan Anko per avermi educata ad un'ecologia della mente, John B. Thornes per avermi mostrato le forme e i processi delle terre dell'Europa mediterranea, Pietro Piussi per il suo continuo insegnamento a guardare nel bosco e oltre il bosco, Mariavaleria Mininni per tutte le discussioni e gli spunti di riflessione sui temi della *Landscape Ecology*, Giuliana Trisorio Liuzzi per aver condiviso le sue considerazioni sulla tutela dei corsi d'acqua in ambiente mediterraneo, Guido Tellini Florenzano per avermi messa a parte della sua conoscenza sull'ornitofauna.

Ringrazio anche Maria Raffella Lamacchia, Daniela Sallustro e Domenico Satalino per l'aiuto con il SIT della Lama San Giorgio, Michele Bux per il contributo allo studio dell'avifauna, Francesco Porcelli per le puntualizzazioni sui carabidi, Alessio Pollice per i consigli sul trattamento statistico dei dati e Francesco Minunno per l'assistenza nel computo degli indici di configurazione del paesaggio.

Infine, ma non da ultimo, sono particolarmente grata a Paolo De Angelis per il continuo incoraggiamento e a Giuseppe Scarascia Mugnozza per avermi dato questa possibilità e per aver continuato ad aver fiducia.

a Virginia, Eugenia e Antonio

Marco Polo descrive un ponte, pietra per pietra.
Ma qual è la pietra che sostiene il ponte? – chiede Kublai Kan.
- Il ponte non è sostenuto da questa o quella pietra, -risponde
Marco, - ma dalla linea dell'arco che esse formano.
Kublai Kan rimane silenzioso, riflettendo. Poi soggiunge: -
Perché mi parli delle pietre? E' solo dell'arco che m'importa.
Polo risponde: - Senza pietre non c'è arco.

Le città invisibili, Italo Calvino